

SVEUČILIŠTE JOSIPA JURJA STROSSMAYERA U OSIJEKU
INSTITUT RUĐER BOŠKOVIĆ, ZAGREB
Poslijediplomski interdisciplinarni sveučilišni studij
Zaštita prirode i okoliša

mr. sc. Marina Popijač

**DISTRIBUCIJA ^{137}Cs U PITOMOM KESTENU (*Castanea sativa* Mill.) S BANOVINI I
OBIČNOJ JELI (*Abies alba* Mill.) IZ LIKE (HRVATSKA)**

Doktorska disertacija

OSIJEK, 2018.

TEMELJNA DOKUMENTACIJSKA KARTICA

Sveučilište Josipa Jurja Strossmayera u Osijeku
Institut Ruđer Bošković, Zagreb
Poslijediplomski interdisciplinarni sveučilišni studij
Zaštita prirode i okoliša

Doktorska disertacija

Znanstveno područje: Prirodne znanosti
Znanstveno polje: Biologija

Distribucija ^{137}Cs u pitomom kestenu (*Castanea sativa* Mill.) s Banovine i običnoj jeli (*Abies alba* Mill.) iz Like (Hrvatska)

mr.sc. Marina Popijač

Doktorska disertacija je izrađena u: Sveučilište Josipa Jurja Strossmayera u Osijeku i u Zavodu za istraživanje mora i okoliša, Laboratorij za radioekologiju, Institut Ruđer Bošković, Zagreb

Mentor: prof. dr. sc. Oleg Antonić, redoviti profesor Odjela za biologiju Sveučilišta Josipa Jurja Strossmayera u Osijeku **Komentor:** dr. sc. Delko Barišić, znanstveni savjetnik, Institut Ruđer Bošković, Zagreb

Sažetak doktorske disertacije:

Istraživanje aktivnosti ^{137}Cs provedeno na stablima pitomog kestena (*Casanea sativa* Mill.) s Banovine i obične jele (*Abies alba* Mll.) iz Like uključilo je: 1) terensko prikupljanje uzoraka (kolutove stabala sa tri visine i razdvajanih na koru i godove, korijen, lišće/iglice, vršne izbojke, plodove i tla uz oborena stabla), 2) laboratorijsko mjerenje aktivnosti ^{137}Cs u prikupljenim uzorcima gamaspektrometrijskom metodom i 3) statističku obradu dobivenih podataka. Ispitivane su radialne i vertikalne raspodjele radiocezij (^{137}Cs) u stablima koji je kontaminirao šumske ekosustave putem daljinskog atmosferskog transporta i radioaktivnih oborina kao posljedice nuklearnih pokusa, kao i havarije u Černobilu. Na dužoj vremenskoj skali utvrđena je varijabilnost distribucije ^{137}Cs u tkivima stabala pitomog kestena i obične jele koja je u ispitivanom razdoblju ovisila i o vremenu poluraspada, dok je sezonska dinamika ovisila o razini fiziološke aktivnosti, te karakteristikama i funkcijama biljnih tkiva. Najveća aktivnost ^{137}Cs utvrđena je u kori i fiziološki najaktivnijim dijelovima stabala pitomog kestena i obične jele (vršnim izbojcima, lišću/iglicama i plodovima). Izmjerena je veća koncentracija ^{137}Cs u svim tkivima obične jele u odnosu na tkiva pitomog kestena. Najveća aktivnost ^{137}Cs u godovima obične jele izmjerena je na najnižoj visini stabala, a kod pitomog kestena u najvišem dijelu stabala. Ovo istraživanje doprinosi razumijevanju sudbine ^{137}Cs koji je ušao u tkiva edifikatorske vrste drveća u šumskom ekosustavu, kao i njegove distribucije u vremenu i prostoru.

Broj stranica: 150

Broj slika: 61

Broj tablica: 30

Broj literaturnih navoda: 215

Jezik izvornika: hrvatski

Ključne riječi: šumski ekosustav, radionuklidi, distribucija, bioindikatori, pitomi kesten, obična jela

Datum obrane: 20. 6. 2018.

Povjerenstvo za obranu:

1. doc. dr. sc. Jasmina Obhodaš, viša znanstvena suradnica, Institut Ruđer Bošković, Zagreb
2. prof. dr. sc. Irena Jug, redovita profesorica, Poljoprivredni fakultet u Osijeku
3. izv. prof. dr. sc. Janja Horvatić, izvanredna profesorica Odjela za biologiju Sveučilišta Josipa Jurja Strossmayera u Osijeku

Rad je pohranjen u: Nacionalnoj i sveučilišnoj knjižnici Zagreb, Ul. Hrvatske bratske zajednice 4, Zagreb; Gradskoj i sveučilišnoj knjižnici Osijek, Europska avenija 24, Osijek; Sveučilištu Josipa Jurja Strossmayera u Osijeku, Trg sv. Trojstva 3, Osijek

BASIC DOCUMENTATION CARD

Josip Juraj Strossmayer University of Osijek
Ruđer Bošković Institute, Zagreb
Postgraduate Interdisciplinary University Doctoral Study of
Environmental Protection and Nature Conservation

PhD thesis

Scientific Area: Natural science Sciences
Scientific Field: Biology

Distribution of Cs-137 in Chestnut (*Castanea sativa* Mill.) from Banovina and Silver Fir (*Abies alba* Mill.) from Lika in Croatia

mr.sc. Marina Popijač

Thesis performed at: Josip Juraj Strossmayer University of Osijek and Division for Marine and Environmental Research, Laboratory for physical chemistry of traces Ruđer Bošković Institute, Zagreb

Supervisor: Oleg Antonić, PhD, Full Professor, Department of Biology, Josip Juraj Strossmayer University of Osijek

Co-supervisor: Delko Barišić, PhD, Scientific Adviser, Ruđer Bošković Institute, Zagreb

Summary:

The research on activities of ^{137}Cs , which was conducted on the chestnut (*Castanea sativa* Mill.) from Banovina and the silver fir (*Abies alba* Mill.) from Lika, included sampling of the trees in the field (rings of the bole from three different heights separated into bark, growth rings, roots, leaves/needles, shoots, nuts and the soil surrounding the cut down trees), laboratory analysis of samples using the gamma-ray spectrometer and the statistical analysis of the collected data. The parameter measured was the radial and vertical distribution of radiocaesium (^{137}Cs) in trees, which has contaminated forest ecosystems by remote atmospheric transport and radioactive precipitation as a result of nuclear experiments including the catastrophic event in Chernobyl. On a longer time scale, the variability of the ^{137}Cs distribution determined in the tissues of the chestnut and the silver fir depended on the half-life, while the seasonal dynamics were influenced by the degree of physiological activity and the characteristics and functions of plant tissues. The highest activity of ^{137}Cs was determined in the bark and the physiologically most active parts of the chestnut and the silver fir (shoots, leaves/needles and nuts). The silver fir tissues tested higher concentrations of the ^{137}Cs compared the chestnut. The highest activity of the ^{137}Cs in the growth rings was measured in the lowest parts of the chestnut trees, while the same was measured in the highest parts of the silver fir trees. This research contributed to understanding the fate of ^{137}Cs , which entered the tissues of dominant tree species in the forest ecosystem, as well as his distribution in time and space.

Number of pages: 150

Number of figures: 61

Number of tables: 30

Number of references: 215

Original in: Croatian

Key words: forest ecosystem, radionuclides, distribution, bioindicators, chestnuts, silver fir

Date of the thesis defence: 20/06/2018

Reviewers:

1. Jasmina Obhodaš, PhD, Senior Research Associate, Ruđer Bošković Institute, Zagreb
2. Irena Jug, PhD, Full Professor, Faculty of Agriculture in Osijek
3. Janja Horvatić, PhD, Associate Professor, Department of Biology, Josip Juraj Strossmayer University of Osijek

Thesis deposited in: National and University Library in Zagreb, Ul. Hrvatske bratske zajednice 4, Zagreb; City and University Library of Osijek, Europska avenija 24, Osijek; Josip Juraj Strossmayer University of Osijek, Trg sv. Trojstva 3, Osijek

TEMA

Tema doktorske disertacije pod naslovom Distribucija ^{137}Cs u organizmima pitomoga kestena (*Castanea Sativa* Mill.) s Banovine i obične jele (*Abies Alba* Mill.) iz Like (Hrvatska) prihvaćena je na sjednici Sveučilišnog vijeća za sveučilišne poslijediplomske studije dana 1. prosinca 2016. godine.

Javna obrana teme doktorske disertacije pod naslovom „Distribucija ^{137}Cs u organizmima pitomoga kestena (*Castanea sativa* Mill.) s Banovine i obične jele (*Abies alba* Mill.) iz Like (Hrvatska)” održana je 23. prosinca 2016. godine na Sveučilištu Josipa Jurja Strossmayera u Osijeku, Odjela za biologiju.

Članovi povjerenstva za obranu teme doktorske disertacije bili su: doc. dr. sc. Jasmina Obhodaš s Instituta Ruđer Bošković, Zagreb, dr. sc. Irena Jug, izv. prof., s Poljoprivrednog fakulteta Sveučilišta Josipa Jurja Strossmayera u Osijeku i dr. sc. Janja Horvatić, izv. prof., s Odjela za biologiju Sveučilište Josipa Jurja Strossmayera u Osijeku i Povjerenstvo je predložilo prihvaćanje teme doktorske disertacije u obliku u kojem je prijavljena. Vijeće je na sjednici održanoj 25. siječnja 2017. godine prihvatilo Izvješće povjerenstva za ocjenu teme doktorske disertacije i uputilo, Sveučilišnom vijeću za poslijediplomske interdisciplinarne (doktorske) studije prijedlog za prihvaćanje teme u obliku u kojem je prijavljena, a Sveučilišno vijeće za poslijediplomske interdisciplinarne (doktorske) studije nakon provedene rasprave prihvatilo je ocjenu Povjerenstva za ocjenu teme doktorske disertacije uz doradu naslova u „Distribucija ^{137}Cs u pitomom kestenu (*Castanea sativa* Mill.) s Banovine i običnoj jeli (*Abies alba* Mill.) iz Like (Hrvatska)“.

Na 6. sjednici u akademskoj 2017./2018. godini održanoj 1. ožujka 2018. godine Vijeće je imenovalo Povjerenstvo za ocjenu doktorske disertacije pod nazivom „Distribucija ^{137}Cs u pitomom kestenu (*Castanea sativa* Mill.) s Banovine i običnoj jeli (*Abies alba* Mill.) iz Like (Hrvatska)“, u sljedećem sastavu: doc. dr. sc. Jasmina Obhodaš, viša znanstvena suradnica Instituta Ruđer Bošković u Zagrebu, predsjednik, prof. dr. sc. Irena Jug, redovita profesorica Poljoprivrednog fakulteta Sveučilišta u Osijeku, član, izv. prof. dr. sc. Janja Horvatić, izvanredna profesorica Sveučilišta Josipa Jurja Strossmayera u Osijeku Odjela za biologiju, član.

ZAHVALA

Zahvala

Najljepše zahvaljujem mentoru prof. dr. sc. Olegu Antoniću, i komentoru dr.sc. Delku Barišiću, znanstvenom savjetniku, za sve savjete i pomoć u vođenju opsežnog istraživanja kod izrade ove doktorske disertacije.

Zahvaljujem prof. dr. sc. Enrihu Merdiću, voditelju Poslijediplomskog interdisciplinarnog sveučilišnog studija Zaštite prirode i okoliša, na svojoj podršci koju mi je pružio tijekom pohađanja studija.

Zahvaljujem svojim dragim kolegama iz Hrvatskih šuma d.o.o., Uprave šuma podružnice Sisak, šumarije Petrinja i Uprave šuma podružnice Gospić, šumarije Vrhovine koji su mi omogućili prikupljanje uzoraka za analizu.

Posebno zahvaljujem kolegama prof. dr. sc. Nikoli Keziću i Matiji Volneru, dipl. ing. šum. na svim prijateljskim savjetima i pomoći.

Zahvaljujem svim zaposlenicima Laboratorija za radioekologiju u Institutu Ruđer Bošković na podršci u fazi provedbe laboratorijske obrade prikupljenih uzoraka.

Zahvaljujem svim svojim kolegama koji su me podupirali u realizaciji ovog istraživanja.

Naposlijetku, zahvaljujem svojoj obitelji na velikom razumijevanju i potpori kroz dugi niz godina bavljenja ovim istraživanjem.

SADRŽAJ

SADRŽAJ

1. UVOD.....	1
1.1. Ciljevi istraživanja.....	2
2. OPĆI DIO.....	4
2.1. Utjecaj kontaminacije okoliša radioaktivnim tvarima na organizme.....	5
2.2. Općenito o radioaktivnosti.....	7
2.3. Umjetno stvoreni (antropogeni) radionuklidi.....	8
2.4. Ciklus kruženja ¹³⁷ Cs u šumskim ekosustavima.....	9
2.5. Općenito o ceziju i kaliju.....	11
2.6. Unošenje ¹³⁷ Cs u ekosustave.....	14
2.7. Vertikalna migracija ¹³⁷ Cs u šumskom ekosustavu.....	16
2.8. Unos ¹³⁷ Cs preko lišća / iglica i premještanje unutar stabla.....	21
2.9. Unos ¹³⁷ Cs preko korijena stabla.....	22
2.10. Radionuklidi u tlu.....	24
2.11. Bioindikatori ¹³⁷ Cs.....	25
2.11.1. Med kao bioindikator radioaktivne kontaminacije okoliša u Republici Hrvatskoj.....	26
2.12. Općenito o pitomom kestenu (<i>Castanea sativa</i> Mill.).....	27
2.13. Općenito o običnoj jeli (<i>Abies alba</i> Mill.).....	30
2.14. Određivanje transfer faktora.....	32
3. MATERIJAL I METODE.....	34
3.1. Lokacije uzorkovanja.....	35
3.2. Metoda prikupljanja uzoraka.....	36
3.2.1. Uzorkovanje pitomog kestena.....	37
3.2.2. Uzorkovanje obične jele.....	40
3.3. Gamaspektrometrijska metoda.....	44
3.3.1. Računska eliminacija utjecaja radioaktivnog raspada.....	48
3.4. Analiza udjela glina, količine organske tvari i koncentracije kalija u tlu.....	49
3.4.1. Metoda prosijavanja i sedimentacije.....	49

SADRŽAJ

3.4.2. Određivanje udjela organske tvari u tlu.....	49
3.4.3. Određivanje lakopristupačnog kalija amonij laktat metodom (AL metoda).....	50
3.5. Statistička obrada podataka.....	51
4. REZULTATI	52
4.1. Distribucija ^{137}Cs u tkivima pitomoga kestena (<i>Castanea sativa</i> Mill.)	52
4.1.1. Distribucija ^{137}Cs u tkivima krošnje stabla pitomog kestena.....	52
4.1.2. Distribucija ^{137}Cs u godovima pitomog kestena	54
4.1.3. Distribucija ^{137}Cs u kori i kambiju pitomog kestena	58
4.1.4. Usporedba aktivnosti ^{137}Cs u različitim tkivima pitomog kestena	62
4.2. Distribucija ^{137}Cs u tkivima obične jele (<i>Abies alba</i> Mill.).....	64
4.2.1. Distribucija ^{137}Cs u vršnim izbojcima i iglicama obične jele	65
4.2.2. Distribucija ^{137}Cs u godovima obične jele.....	72
4.2.3. Distribucija ^{137}Cs u kori i kambiju obične jele.....	78
4.2.4. Distribucija ^{137}Cs u korijenu obične jele	82
4.2.5. Usporedba aktivnosti ^{137}Cs u različitim tkivima obične jele.....	83
4.3. Odnos aktivnosti ^{40}K i ^{137}Cs u tkivima pitomog kestena i obične jele.....	85
4.5. Koncentracija ^{40}K i ^{137}Cs u tlu.....	91
4.6. Udio glina, količine organske tvari i koncentracije kalija u tlu	92
5. RASPRAVA	94
5.1. Aktivnost ^{137}Cs u tkivima drveća	94
5.2. Odnos aktivnosti ^{40}K i ^{137}Cs u drveću i tlu.....	99
5.3. Komparacija dobivenih rezultata s rezultatima aktivnosti ^{137}Cs u medu i medljici.....	102
6. ZAKLJUČCI.....	104
7. LITERATURA.....	107
8. PRILOZI	124
9. ŽIVOTOPIS	147

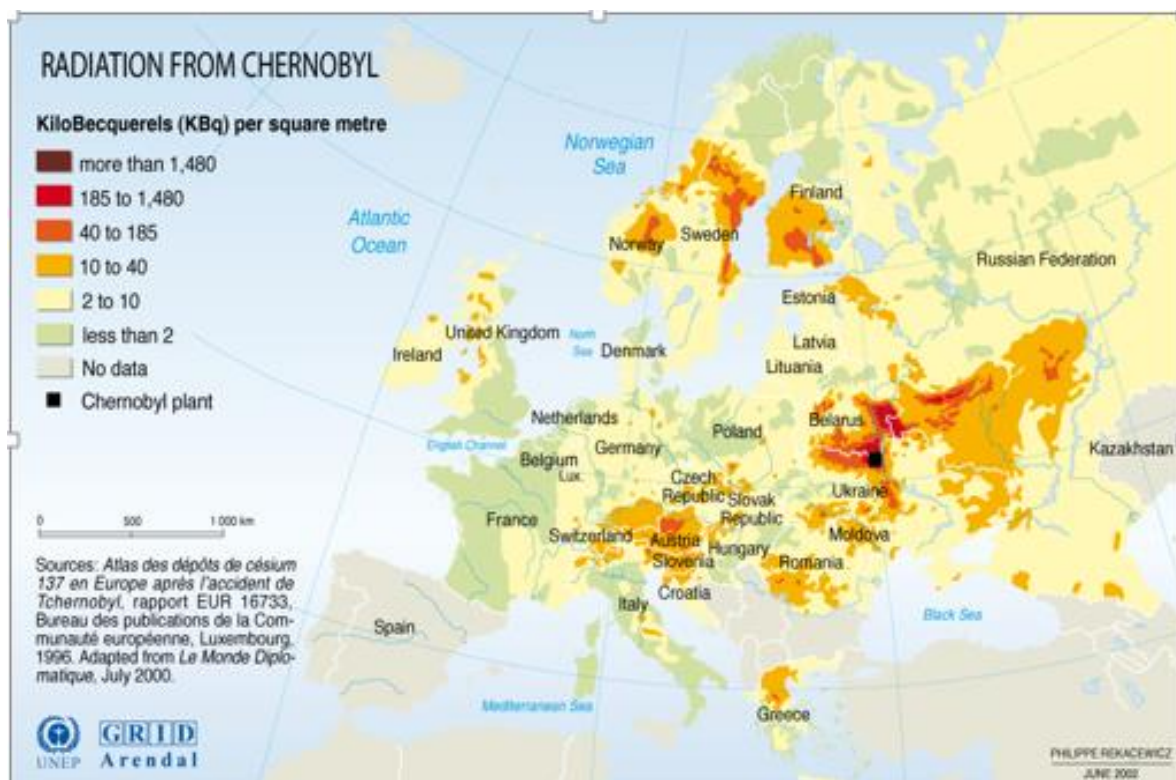
1. UVOD

1. UVOD

Šumski ekosustavi osiguravaju temeljne preduvjete za održavanje sveukupnog života na Zemlji. Multifunkcionalna uloga šuma očituje se u očuvanju životnog okruženja i biološke raznolikosti, ublažavanju posljedica klimatskih promjena, očuvanju kvalitete i količine pitke vode i stvara pretpostavke za razvoj zelene ekonomije. Šume direktno sudjeluju u pročišćavanju podzemnih i površinskih voda, štite akumulacije pitke vode od zagađenja, imaju važnu ulogu zaštite od poplava, štite tlo od erozije i klizanja, te sprječavaju nastanak lavina i klizanje snježnih masa (Prpić i sur. 2005). Veće šumske površine utječu na klimu ublažavanjem velikih promjena temperature, ljeti povećavaju vlažnost zraka, sprječavaju promjene mikroklimе određenog područja, štite od onečišćenog zraka, jakog vjetra i buke, zadržavaju velike količine prašine, te pružaju utočište i hranu brojnim životinjskim i biljnim vrstama (EEA, 2016).

Antropogeno zagađenje šuma, šumskih ekosustava i sveukupnog čovjekovog okoliša, jedan je od najvećih problema današnjice, koji u mnogim područjima poprima katastrofalne razmjere. Mnoga zagađenja u šumskim ekosustavima prate se sustavno, bilježi se njihovo pojavljivanje, djelovanje, trajanje i nestanak. Radioaktivni izotop cezija ^{137}Cs pojavio se u okolišu u znatnijim količinama nakon izvođenja atmosferskih nuklearnih pokusa tijekom pedesetih i šezdesetih godina (UNSCEAR, 1993, FAS, 2002), a velika količina ^{137}Cs otpuštena je u atmosferu i tijekom havarije u Černobilu 26. travnja 1986. godine. Velike količine radioaktivnih čestica uzdigle su se na visinu od oko 1.500 metara. Nošene vjetrom, krenule su prema Skandinaviji, a zatim prema središnjoj i jugoistočnoj Europi. Sljedećih nekoliko dana vjetrovi su odnijeli preko 70 % radioaktivnih čestica s mjesta nesreće prema Bjelorusiji koja je naknadne posljedice osjetila više nego Ukrajina. Petoga dana nakon eksplozije radioaktivne čestice su došle i do teritorija Hrvatske. Budući da su tijekom havarije bile kontaminirane značajne površine europskih šuma, provedena su brojna istraživanja šumskih ekosustava posebno u jače kontaminiranim područjima Skandinavije i srednje Europe (Slika 1.). Pri tome je glavni fokus bio na istraživanju radionuklida ^{137}Cs , zbog njegovog vremena fizičkog poluraspada od 30,17 godina i visoke količine taloženja (Barišić i sur. 1998, Fesenko i sur. 2001, Soukhova i sur. 2003).

1. UVOD



Slika 1. Karta kontaminacije ^{137}Cs na području Europe 1986. godine (Izvor: *Atlas des dépôts de césium 137 en Europe après l'accident de Tchernobyl*, rapport EUR 16733, Bureau des publications de la Communauté européenne, Luxembourg, 1996, prilagodio *Le Monde Diplomatique*, srpanj 2000.)

1.1. Ciljevi istraživanja

Cilj istraživanja ove doktorske disertacije je utvrditi intenzitet pojavnosti i dinamiku kretanja radionuklida ^{137}Cs u tkivima stabla pitomog kestena (*Castanea sativa* Mill.) i obične jele (*Abies alba* Mill.), na području Banije i Like, uključujući i njihove sporedne proizvode koji ulaze u ljudski i životinjski prehrambeni lanac, kao i uzorke tala neposredno uz odabrana stabla, sve u svrhu boljeg razumijevanja onog dijela biogeokemijskog ciklusa kruženja ^{137}Cs koji se odvija u šumskom ekosustavu.

Rezultati istraživanja trebali bi ukazati na opterećenja sporednih šumskih proizvoda pitomog kestena i obične jele za ljude i životinje štetnim elementima prisutnima u šumskom ekosustavu nakon černobilskog akcidenta. Ujedno bi se razvili kriteriji i metode sustavnog praćenja dinamike kretanja zagađenja u okolišu (njegove subjektivne i kvalitativne značajke), a iskustva stečena ovim istraživanjem poslužila bi pri rješavanju sličnih problema kontaminacije drugih vrsta drveća u Hrvatskoj. Istraživanje modelnog zagađenja ^{137}Cs u stablima kestena i jela omogućit će nam praćenje dinamike kretanja zagađenja u realnom vremenu na istraživanim

1. UVOD

lokalitetima. Očekuje se da će na dužoj vremenskoj skali (2003–2017.) varijabilnost ^{137}Cs u drveću zavisiti o vremenu poluraspada, dok će sezonska dinamika ^{137}Cs pratiti razinu fiziološke aktivnosti. Nadalje se očekuje da će se ^{137}Cs detektirati u mjerljivim količinama samo u živim, fiziološki aktivnim tkivima, pri čemu će distribucija ^{137}Cs zavisiti od karakteristika i funkcija biljnih tkiva. S obzirom na razlike u provodnom sustavu očekuju se različiti rezultati za običnu jelu (golosjemenjača) i pitomi kesten (kritosjemenjača). Ovo istraživanje će doprinijeti razumijevanju biogeokemijskog ciklusa kruženja ^{137}Cs unutar šumskog ekosustava, a ujedno će doprinijeti praćenju zagađenja drvne sirovine ^{137}Cs na proizvode od drva. Ovim radom se želi također dati doprinos u sagledavanju posljedica koje djelovanje čovjeka ima na šumski ekosustav.

2. OPĆI DIO

2. OPĆI DIO

Šume su najsloženiji kopneni ekosustavi na Zemlji koji su redovno izloženi snažnom antropogenom utjecaju. Taj se utjecaj prvenstveno očituje u: 1) prenamjeni šumskog površina u druge svrhe (hotimična deforestacija, primarno za potrebe proizvodnje hrane, kao i za izgradnju ljudskih naselja i pripadne infrastrukture), 2) neodrživom iskorištavanju drvne sirovine za energetske potrebe ili drvnoprerađivačku industriju (što može dovesti i do spontane deforestacije, pogotovo u područjima u kojima u pedogenezi nije prisutna humifikacija i/ili u područjima u kojima je tlo lako erodibilno vjetrom ili vodom) i 3) onečišćenju šumskog ekosustava štetnim tvarima. Zadnje navedeni utjecaji mogu se podijeliti na a) one u kojima je prisutno onečišćenje šumskog ekosustava *in situ* iz lokalnih izvora (npr. iz industrije, prometa i sl.) i b) one u kojima šumski ekosustav prima (najčešće oborinsko) onečišćenje pristiglo daljinskim transportom (atmosferskim strujanjem) s udaljenih područja u kojima su locirani izvori onečišćenja.

U potonje pripada i radioaktivna kontaminacija, koja može biti posljedica testiranja nuklearnog oružja (osobito intenzivnih šezdesetih godina prošlog stoljeća) ili havarija u nuklearnim elektranama (poput černobilske u osamdesetim godinama prošlog stoljeća, ili relativno nedavne u japanskoj Fukushimi). U oba slučaja se u atmosferu unosi fizijski materijal koji se putem radioaktivne oborine (engl. fallout) taloži na površini Zemlje. S obzirom na činjenicu da su radioaktivni incidenti koji su se dogodili prije više desetljeća, još i danas, među ostalim utjecajima, uzrokom i radioaktivne kontaminacije šumskih ekosustava, ova je problematika predmetom mnogih istraživanja vezanima za aktivnosti i sudbinu ^{137}Cs u okolišu (Davis, 1963, Dahlman i sur. 1975, Barišić i sur. 1987, Barišić i Lulić 1990, Andersson i sur. 2001, Berg, 2004, Almgren i Isaksson, 2006, Rožmarić Mačefat i sur. 2011, Guillén i sur. 2017, Gupta i sur. 2017). U istraživanjima se gotovo redovito polazi od pretpostavke da se, osim u tlu (Bunzl i sur. 1995, Cremers i sur. 1988, Gerzabek, 1992), akumulacija radioaktivnih tvari maksimizira u edifikatorskim vrstama drveća (Chigira i sur. 1988, Bunzl i sur. 1989, Monte i sur. 1990, Fesenko i sur. 2001 a, Kaunisto i sur. 2002, Goor i Thiry 2004, Lovrenčić i sur. 2008, Kuroda i sur. 2013). One svojim udjelom u ukupnoj biomasi dominantno usmjeravaju protok materije i energije kroz ekosustav, uz očekivanu varijabilnost kako u vremenu (sezonska varijabilnost, protok vremena od trenutka kontaminacije), tako i u prostoru unutar biljnog organizma, u zavisnosti od karakteristika i funkcija biljnih tkiva (Shinta i sur. 2014).

2. OPĆI DIO

2.1. Utjecaj kontaminacije okoliša radioaktivnim tvarima na organizme

Djelovanje štetnih tvari koje su kontaminirale prirodni okoliš uglavnom je vrlo složen proces koji ovisi o vrsti polutanta, načinu i obliku njegovog ulaska u okoliš, njegovoj mobilnosti, zatim o učestalosti i razini izloženosti živih organizama, te njihovoj otpornosti i prilagodljivosti na okolišni stres, kao i o putevima redistribucije polutanta unutar hranidbenog lanca (Beresford i sur. 2001). Antropogeni radioaktivni izotopi (radionuklidi) poseban su tip polutanata okoliša koji emitiraju radioaktivno (ionizirajuće) zračenje prilikom prijelaza u stabilni oblik atomske jezgre. Među najvažnijim radionuklidima koji se mogu naći u hrani i vodi su: ^3H , ^{14}C , ^{131}I , ^{134}Cs , ^{137}Cs , ^{40}K , ^{89}Sr , ^{90}Sr , ^{222}Rn , ^{226}Ra , ^{228}Ra , ^{228}Th , ^{235}U , ^{239}Pu , itd. (ATSDR, 2010).

Biljna hrana može sadržavati radioaktivne izotope koji se na biljke talože iz zraka ili apsorbiraju na korijen i podzemne dijelove biljke (Beresford i sur. 2001). Radionuklidi se mogu apsorbirati iz tla, pri čemu opseg apsorpcije ovisi o koncentraciji i svojstvima izotopa te sastavu tla (udio organske tvari, pH, i dr.), kao i vrsti biljke (Larsson, 2008). Prijelazom radioaktivnih elementa iz tla u biljke, koncentracija se može smanjiti i stotinjak puta (Nimis, 1996). Nadalje, prijelazom iz biljaka (nektar) u životinjska tkiva (pčele), također, dolazi do redukcije razine aktivnosti za 10 do 1000 puta (Barišić i sur. 1998). S druge pak strane, ribe i školjkaši koncentriraju radionuklide od 10 do 10000 puta u odnosu na okoliš (Klapec, 2010). Mlijeko je također, tijekom povećane prisutnosti radionuklida u okolišu poslije nuklearne nesreće u Černobilu, sadržavalo povišene koncentracije radionuklida (Crout i sur. 2000). Općenito, najviše radionuklida može se očekivati u ribi, školjkašima, mesu i iznutricama, mlijeku i mliječnim proizvodima, žitaricama, orasima, bobičastome voću, gljivama i mahovinama (Deshpande, 2002). Kronična izloženost višim dozama radionuklida, zbog emisije radioaktivnoga zračenja, dovodi do pojačane produkcije slobodnih radikala i oksidativnoga stresa, uz mogućnost karcinogenog, mutagenog i teratogenog učinka (Klapec 2010). Lokacije spomenutih učinaka u organizmu ovise o samom elementu, tj. mjestu njegova nakupljanja. Razmatranje potencijalne opasnosti od radioaktivnih elemenata mora uzeti u obzir stopu apsorpcije u probavnome traktu, raspodjelu u organizmu, vrijeme poluraspada, biološko vrijeme poluživota, te vrstu radijacije koju emitiraju (ATSDR, 2010).

U naš prehrambeni lanac ulaze biljke i životinje iz šumskih ekosustava. Istraživanja provedena u Hrvatskoj (Vilić i sur. 2003, Vilić i sur. 2005, Šprem i sur. 2013, Barišić i sur. 1998, Barišić i sur. 2002, Šprem i sur. 2016, Tucaković i sur. 2018) pokazala su da se ^{137}Cs može naći u mesu divljači, jestivim gljivama i medu, ali u gotovo svim tim slučajevima u dozvoljenim količinama za ljudsku uporabu. Istovremeno te biljke i životinje, kao i pčelinji med (uključivši i medljiku sa šumskog drveća) možemo koristiti kao bioindikatore za praćenje opterećenosti okoliša

2. OPĆI DIO

radionuklidima (Barišić i sur. 2017). Praćenje kontaminacije mahovine fizijskim radionuklidima, posebno ^{137}Cs , u razdoblju nakon černobilske katastrofe potvrdilo je da je i mahovina dobar bioindikator razine radionuklida u okolišu (Marović, 1990 a).

Dosadašnjim istraživanjima koncentracije aktivnosti ^{137}Cs u divljači pokazano je da je ^{137}Cs prisutniji u divljači negoli u domaćim životinjama kao i da divljač zbog načina prehrane akumulira ^{137}Cs stalno prisutan u okolišu i godinama poslije nesreće u Černobilu (Vilić i sur. 2003, Vilić i sur. 2005, Šprem, 2013, Šprem i sur. 2016). Također, detektirana je pojava i ^{137}Cs u uzorcima medvjedeg mesa poslije nuklearne nesreće u Fukushimi u Japanu 2011. godine (Marović i sur. 2017). Vrijednosti koncentracija aktivnosti ^{137}Cs vrlo su niske, na granici detekcije ili ispod nje.

Radioekologija je multidisciplinarna znanost koja kombinira različite znanstvene discipline kao što su fizika, kemija, biologija, geologija, matematika, medicina, ekologija, toksikologija i druge, primjenjujući koncepte zaštite od zračenja (Feretić, 1992). Radioekološka istraživanja čine osnovu za procjenu doza i procjenu posljedica radioaktivnog zagađenja (kontaminacije) na ljudsko zdravlje. Radioekološka istraživanja stanja radioaktivne kontaminacije okoliša u Republici Hrvatskoj započela su početkom godine 1959., odnosno u vrijeme učestalih pokusnih eksplozija nuklearnog oružja u atmosferi. Važećim hrvatskim pravilnicima definirane su najviše količine određenih radionuklida u vodi i hrani, kao i dopuštene primljene doze radioaktivnosti (Branica i sur. 2017).

Ulazak radionuklida u šumski okoliš može se promatrati u dvije faze (Skoko i sur. 2011). Prva, „rana faza“ traje 4-5 godina. Karakterizirana je brзом redistribucijom radionuklida između drveća i tla budući da se početni „fall-out“ velikim dijelom zaustavi na krošnjama drveća. Druga, „mirna faza“ karakterizirana je sporim promjenama u biodostupnosti radionuklida, a kontaminacija drveća ovisi o prijenosu radionuklida korijenjem u drvenu masu, kao i o redistribuciji unutar biljnog organizma. Ugradnjom u biljnu masu, radionuklidi sudjeluju u biogeokemijskom ciklusu šume i tako ostaju dugo prisutni u ekosustavu.

Upravo zato, šumski ekosustavi jednom kada su kontaminirani postaju dugotrajan izvor kontaminacije za populaciju koja u prehrani sadrži veći udjel šumskih plodova, gljiva i mesa divljači (Schimmack i Bunzl, 1992). Ovo je posebno naglašeno kod radionuklida dugog vremena raspada poput ^{137}Cs koji k tome od svih radionuklida ima najveći stupanj mobilnosti u biljnim organizmima.

Općenito je mišljenje (IAEA, 2010, Calmon i sur. 2010) da je zbog iznimne kompleksnosti prostornovremenske distribucije radionuklida u šumskim ekosustavima teško donositi generalizirane zaključke (za različite tipove šumske vegetacije i tla, edifikatorskih vrsta drveća,

2. OPĆI DIO

itd.), pa se istraživanja usmjeravaju na „*site-specific*“ pristup koji može dati uvid u stvarne puteve i prijenose radionuklida u konkretnom ekosustavu.

Nakon nuklearnih nesreća iz Černobila i Fukushime, provode se različita radioekološka istraživanja širom svijeta kako bi razjasnila aktivnost i puteve migracije ^{137}Cs u šumskim ekosustavima kao važnog dijela njegovog cjelovitog biogeokemijskog ciklusa.

2.2. Općenito o radioaktivnosti

Radioaktivnost je prirodna pojava odnosno proces u kojem nestabilna jezgra atoma spontano gubi energiju emitirajući pri tome čestice i energiju u vidu ionizirajućeg zračenja. Nestabilne jezgre u stabilna stanja prelaze radioaktivnim raspadima i to: alfa raspadom, beta minus raspadom, beta plus raspadom, elektronskim zahvatom i spontanom fisijom. Svi ovi radioaktivni raspadi gotovo uvijek su popraćeni i emisijom gama zračenja (Jerec, 2009).

Nestabilne jezgre doživljavaju pretvorbe iznenada, a ne tako da postupno mijenjaju svoju strukturu.

Nuklidi koji se nalaze izvan područja stabilnosti ili koji se nalaze u pobuđenom stanju (s unutarnjom energijom višom od osnovne energetske razine) su nestabilni. Kod tih nuklida postoji prirodna težnja da se putem unutarnjih transformacija i/ili putem emisija suvišnih čestica vrte u područje stabilnosti. Ovaj je proces poznat kao radioaktivnost. Radioaktivnim raspadom nestabilne (odnosno pobuđene) jezgre postupno prelaze u stanje stabilnosti (Franić i Franić, 2010). Vjerojatnost da će se neka nestabilna jezgra raspasti je ovisna o vremenu i prirodi te jezgre. Ako promatramo N istovrsnih nestabilnih jezgara uočiti ćemo da je broj raspada u jedinici vremena proporcionalan s brojem jezgara N (što se može formulirati i postavkom da je vjerojatnost raspada nestabilne jezgre u svakom vremenskom intervalu konstantna). Konstanta proporcionalnosti, koja daje odnos između broja prisutnih i broja raspadnutih jezgara u nekom vremenskom intervalu Δt , a karakterizira svaku vrstu nestabilnih nuklida, je poznata kao konstanta radioaktivnog raspada λ . Broj raspada na N nestabilnih atomskih jezgara u jedinici vremena će biti λN . Veličina λN određuje aktivnost radioaktivnog materijala. Na osnovi navedenih činjenica neposredno se može postaviti zakon radioaktivnog raspada, koji određuje broj raspada dN za N nestabilnih jezgara u vremenu dt (Feretić, 1992).

Radioaktivni raspad možemo usporediti s ruletom ili s igrom bacanja novčića, gdje jedan od brojeva ili jedan ishod (pismo ili glava) znači smrt, a svi ostali ishodi život. Jezgra koja je preživjela više krugova ruleta ("stara" jezgra) ne razlikuje se od one koja još nije bila u igri (novonastala, "mlada" jezgra). Dakle, nestabilna jezgra ima određenu vjerojatnost raspada u

2. OPĆI DIO

jedinici vremena koja ne ovisi o njenoj prošlosti, tj. stalna je u vremenu. Ta vjerojatnost, svojstvena svakom radioizotopu, zove se konstanta raspada (λ), a jedinica joj je 1/s. Dakle, radioaktivni je raspad slučajni događaj za kojeg vrijede zakoni vjerojatnosti, bez mogućnosti točnog predviđanja. Općenito, ako u nekom vremenu t postoji $N(t)$ jezgri radioizotopa čija je konstanta raspada λ , ukupan broj raspada u sekundi bit će približno jednak umnošku vjerojatnosti jednog raspada λ i broja prisutnih jezgri $N(t)$. Broj raspada jezgri radioizotopa u jedinici vremena $-\Delta N(t)/\Delta t$ zove se radioaktivnost ili kratko aktivnost i obilježava s $A(t)$.

$$A(t) = -\Delta N(t)/\Delta t$$

$$\Delta N(t)/\Delta t = -\lambda N(t)$$

Predznak minus uvažava činjenicu da se broj nestabilnih jezgara N u vremenu smanjuje. Rješenje gornje diferencijalne jednadžbe pokazuje da se broj radioaktivnih jezgri u vremenu eksponencijalno smanjuje po formuli:

$$N(t) = N_0 e^{-\lambda t}$$

gdje N_0 označava broj jezgri prisutnih u početnom vremenu $t=0$. Iz gornje jednadžbe dobivamo da je veza između konstante raspada i vremena poluraspada:

$$\lambda = \ln(2)/T_{1/2}$$

te da se aktivnost radioizotopa u vremenu smanjuje po istom zakonu kao i broj njegovih jezgri:

$$A(t) = A_0 e^{-\lambda t}$$

Mjerna jedinica za radioaktivnost je Becquerel (bekerel) i predstavlja raspad jednog radioaktivnog atoma tvari u jednoj sekundi. Stara mjerna jedinica za radioaktivnost je kiri (Ci). Jedan kiri je $3,7 \cdot 10^{10}$ Bq.

Vrijeme poluraspada je vremensko razdoblje u kojem se broj radioaktivnih atoma smanji na polovicu.

2.3. Umjetno stvoreni (antropogeni) radionuklidi

Čovjek, kao i cijeli život na Zemlji, u prirodnim je uvjetima kontinuirano izložen kozmičkom zračenju i okružen prirodnim radioaktivnim tvarima. Suprotno tome, umjetni radionuklidi koji nastaju u nuklearnim reaktorima i akceleratorima čestica, kao i prilikom testiranja nuklearnog oružja, uzrokuju antropogenu radioaktivnu kontaminaciju biosfere (kao izravnu posljedicu čovjekovog djelovanja bez kojeg te posljedice ne bi bilo). Ovisno o njihovom podrijetlu, među umjetnim radionuklidima razlikujemo (Wirth, 1996) fisijске produkte (npr. ^{137}Cs , ^{90}Sr i ^{131}I) u nuklearnim reaktorima nastale nuklearnom fisijom i aktivacijske proizvode (npr. ^{14}C , ^{60}Co i ^{239}Pu) nastale aktivacijom neutrona ili γ -čestica. Radionuklidi u reaktorima nastaju i

2. OPĆI DIO

aktivacijom neutronima (zahvatom neutrona) i gama čestica u samom gorivu, kao i u materijalima koji su moderatori neutrona ili čine konstrukciju reaktora. Umjetno stvoreni radionuklidi obično imaju kraće vrijeme poluraspada od praiskonskih i kozmogeničkih nuklida koji se neprestano stvaraju u Zemljinj atmosferi zbog kozmičkog zračenja. Zabranom testiranja nuklearnog oružja iznad površine Zemlje, zabilježeno je smanjenje količine novonastalih umjetnih radionuklida na Zemlji. Antropogenim djelovanjem proizvedeno je preko 2 000 umjetnih radionuklida.

Proizvodnja antropogenih radionuklida većih razmjera započela je kada je u Chicagu 1942. godine prvi nuklearni reaktor pušten u rad (Aarkrog, 1994). Prva značajnija antropogena radioaktivna kontaminacija okoliša dogodila se 1945. godine kada je izvedena probna detonacija prve nuklearne fizijske bombe pokraj grada Alamogordo u Novom Meksiku. Atmosfersko testiranje nuklearnog oružja provedeno je u dvije glavne serije od 1952. do 1958. i 1961. do 1962. godine. Tadašnji SSSR, SAD i Velika Britanija potpisale su 1963. godine Povelju o ograničavanju nuklearnog testiranja, čime su se obvezale da neće testirati ta oružja u atmosferi, pod vodom niti u svemiru, dok su podzemna nuklearna testiranja ostala dozvoljena. Unatoč tome, Francuska je nastavila s atmosferskim testiranjem sve do 1974., a Kina i do 1980. godine.

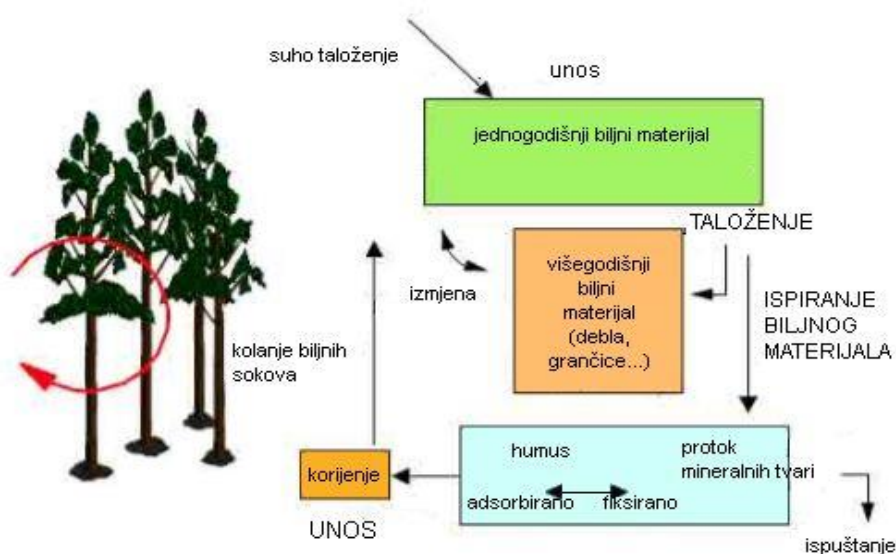
Termin „radioekologija“ u znanstveni rječnik nezavisno su 1956. godine uveli Odum u SAD-u te A. M. Kuzin i A. A. Peredelsky u tadašnjem SSSR-u (Odum, 1959, Alexakhin, 2006). Zbog iznimno širokog spektra informacija koje mogu poslužiti za daljnja istraživanja, proučavanja i analize, radioekologija se izdigla iznad statusa osnovne, odnosno fundamentalne znanosti i postala integralni dio u planiranju izgradnje i monitoringu nuklearnih objekata. Radioekologija je stoga multidisciplinarna znanost koja kombinira druge znanstvene discipline kao što su npr. fizika, kemija, matematika, biologija, medicina, ekologija i sl., pri tome primjenjujući koncepte zaštite od zračenja. Radioekološka istraživanja čine osnovu za procjenu doza i posljedica radioaktivnog zagađenja (kontaminacije) na ljudsko zdravlje. Radioekologija stoga pruža ključni doprinos u ostvarivanju osnovne svrhe zaštite od zračenja, kontrole ili eliminacije rizika za ljude i okoliš uzrokovanog uporabom nuklearne tehnologije (Franić i Franić, 2010).

2.4. Ciklus kruženja ^{137}Cs u šumskim ekosustavima

Pojavnost i kruženje radionuklida u šumskim ekosustavima je biogeokemijski proces sadržan od dva međusobno povezana ciklusa, geokemijskog i biološkog (koji se mogu promatrati i kao jedinstveni biogeokemijski ciklus). Geokemijski ciklus je otvoreni ciklus i opisuje ulazak

2. OPĆI DIO

radionuklida u šumski ekosustav, te izlazak, odnosno nestajanje iz šumskog ekosustava. On je tijesno povezan s biološkim ciklusom koji obuhvaća prijenos elemenata tijekom rasta organizma i akumulacije biomase, kao i tijekom razlaganja mrtve organske tvari (IAEA, 2002). Nakon akcidenta u Černobilu, u vegetaciji i životinjama u šumskim ekosustavima Ukrajine, Bjelorusije, Rusije i Švedske (Thiry i sur. 2002, Goor i Thiry, 2004) izmjerene su velike količine ^{137}Cs , s najvišim zabilježenim razinama u šumskim prehrambenim proizvodima zbog dugog vremena poluraspada ^{137}Cs . Posebno visoke koncentracije aktivnosti ^{137}Cs su pronađene u gljivama, bobicama i divljači, koje i nakon više od tri desetljeća poslije akcidenta i dalje opstoje na relativno visokim razinama (Fesenko i sur. 2001, Beresford i sur. 2016.). Iako je ljudska izloženost radioaktivnosti iz poljoprivrednih proizvoda općenito opala (Larsson, 2008), visoke razine onečišćenja šumskih prehrambenih proizvoda su se nastavile i dalje te premašuju dopuštene razine u nekim zemljama. Očekuje se da će to trajati još nekoliko desetljeća (Fesenko i sur. 2001). Shematizirani prikaz biogeokemijskog kruženja ^{137}Cs u šumskom ekosustavu prikazan je na Slici 2.



Slika 2. Kruženje ^{137}Cs u šumskom ekosustavu (Izvor: IAEA, 2002)

S obzirom na činjenicu da je ^{137}Cs iz černobilskog akcidenta još fiksiran na mineralima glina u gornjim slojevima tala i time uvjetovan niskom stopom migracije, kontaminacija putem drenažnih voda je vrlo mala (Nimis, 1996). Stoga se može reći da su šumski ekosustavi zatvoreni sustavi za ^{137}Cs . ^{137}Cs može nestati iz šumskog ekosustava samo radioaktivnim

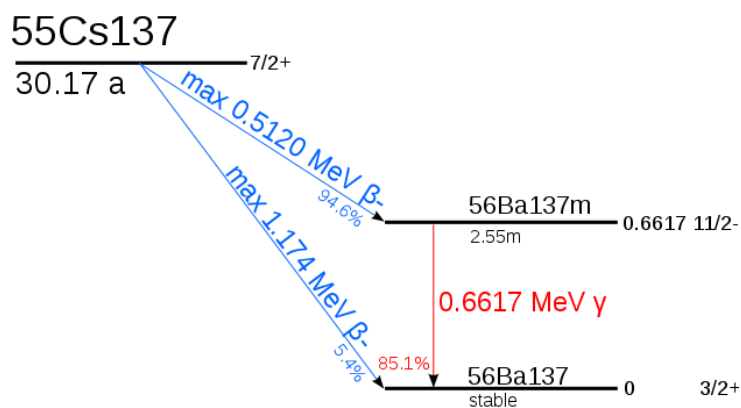
2. OPĆI DIO

raspadom ($T_{1/2} = 30,17$ godina), fizičkim uklanjanjem uslijed ljudskog iskorištavanja šumskih proizvoda (drvo, voće, gljive, divljač) i erozijom tla (Brückmann, 1992, Strebl i sur. 2000). Nakon černobilske havarije ^{137}Cs je ostao pohranjen suhom i mokrom depozicijom u šumskim ekosustavima, a glavni dio suho deponiranih radionuklida se zadržao u krošnjama drveća (Seidel, 2010). Nakon toga ^{137}Cs je ugrađen u lisne površine i premještan u druge strukturne komponente stabla. Oborinskim ispiranjem s krošnji, opadanjem grančica, iglica ili lišća ^{137}Cs je ostao pohranjen i u gornjem površinskom sloju tala ispod stabala (Seidel, 2010). Ispiranje radionuklida sa stabala je prošlo vrlo brzo, ali s obzirom na dugovječnost asimilacijskih dijelova crnogoričnih stabala, do većeg onečišćenja tala došlo je i nekoliko godina nakon taloženja (Seidel, 2010). Šumska tla dugo zadržavaju ^{137}Cs i glavni su izvor radioaktivnog onečišćenja šumske vegetacije (Strebl i sur. 2000, Kruyts i Delvaux, 2002, IAEA, 2002). Nakon taloženja ^{137}Cs na organski sloj tala i razgradnje organskog materijala pomoću organizama u tlima (životinja, bakterija, gljivica) dolazi i do migracije u dublje slojeve profila tala odakle se ^{137}Cs može apsorbirati korijenjem te opet vratiti u žive dijelove tkiva stabala. Na taj način ciklus kruženja je zatvoren (Strebl i sur. 1999, Mc Gee i sur. 2000).

2.5. Općenito o ceziju i kaliju

Cezij (Cs) je alkalni metal, rednog (atomske) broja 55 i relativne atomske mase 132,91. Po električnim, kemijskim, fizikalnim i biološkim svojstvima sličan je kaliju. Kemijski je vrlo aktivan, dobro topiv u vodi. U prirodi se uvijek javlja u spojevima. Od svih metala cezij ima najjača elektropozitivna svojstva. Najvažniji radioaktivni izotopi cezija su: ^{137}Cs , ^{136}Cs i ^{134}Cs . Zbog relativno dugog vremena poluraspada (30,17 godina) i velikih aktivnosti nađenih u radioaktivnim oborinama, ^{137}Cs je uz ^{90}Sr najopasniji radionuklid. Kada se ^{137}Cs raspada u $^{137\text{m}}\text{Ba}$ i oslobađa beta-čestice, on isto snažno emitira gama-čestice. ^{137}Cs zajedno sa ^{90}Sr , trenutno stvara najveći izvor radioaktivnosti nakon černobilske nesreće. ^{137}Cs je betaemiter, raspada se u stabilni ^{137}Ba (5,4%) te većim dijelom (94,6%) u $^{137\text{m}}\text{Ba}$ (Slika 3.) koji se pak vrlo brzo ($t_{1/2} = 2,556$ min) također raspada u stabilni ^{137}Ba . Stoga se u praksi ^{137}Cs smatra gamaemiterom (ICRP, 1989).

2. OPĆI DIO



Slika 3. Shema raspada ^{137}Cs

(Izvor: <https://hr.wikipedia.org/wiki/Cezij#/media/File:Cs-137-decay.svg>)

Prisutnost ^{137}Cs u okolišu može pratiti još desetljećima nakon unošenja (Kezić i sur. 1997, Barišić i sur. 1998, Cukrov, 2006). Nakon taloženja radioaktivnom oborinom ^{137}Cs je pohranjen u gornje slojeve šumskih tala, a njegova horizontalna raspodjela je vrlo heterogena. Može se reći da organski bogati horizonti šumskih tala dugoročno akumuliraju ^{137}Cs (SEMINAT, 2000). Poznato je da su migracijske stope ^{137}Cs vrlo male u šumskim tlima, a mala pokretljivost uzrokovana je snažnim zadržavanjem na mineralima glina i / ili imobilizacije u organizama živih bića (Kruyts i Delvaux, 2002). Nadalje, organska tvar također može biti odgovorna za ograničenu imobilizaciju, posebno kada je udio glina u tlima nizak. Za razliku od minerala glina, organski materijal ima mnogo manje mogućnosti za fiksiranje ^{137}Cs i stoga je opseg adsorpcije ograničen (Larsson, 2008). Kao posljedica akcidenta u Černobilu 1986. godine još uvijek se u tlima i sedimentima Europe (Degryse i sur. 2004, Shcheglov i sur. 2011) nalazi fisijski produkt ^{137}Cs , čije je kemijsko ponašanje vrlo slično kaliju, te ga stoga biljke mogu relativno lako usvajati. Na taj način on ulazi u prehrambene lance kopnenih i vodenih ekosustava. Različiti geokemijski procesi dovode do njegove redistribucije i koncentriranja na pojedinim mikrolokacijama, što implicira veći radijacijski efekt i rizik po zdravlje odgovarajuće populacije, uključivši i ljude (Aarkrog, 1994, Franić i sur. 2006). ^{137}Cs se, kao i drugi radionuklidi, u otopini tla nalazi u obliku kationa, te kroz korijenov sustav može ući u biljni organizam i kroz njega provodnim sustavom migrirati u različite dijelove biljke (Filipović i sur. 1991, Barišić i sur. 1999). Migracija ^{137}Cs u dublje slojeve tla kontrolirana je adsorpcijskim procesima njegovog vezivanja na organski materijal i mineralne čestice tala. ^{137}Cs je snažno sorbiran u površinskom sloju i njegova migracija u dublje slojeve je ograničena ovisno o karakteristikama tala i količini oborina (Filipović i sur. 1991). Relativno velika količina minerala glina u tlima rezultira brzim i ireverzibilnim vezanjem ^{137}Cs u tlima. Stoga količina

2. OPĆI DIO

slobodnog ^{137}Cs koji kroz korijenov sustav ulazi u biljku, osim o vrsti biljke i njezinoj fiziologiji, znatno ovisi i o teksturi i strukturi tala (Cremers i sur. 1988). ^{137}Cs se u tlima vremenom sorbira te postaje gotovo nedostupan livadnim biljnim vrstama. Drugi glavni put ulaska ^{137}Cs u biljku je putem folijarne adsorpcije, pogotovo za vrijeme trajanja radioaktivne kontaminacije.

Ponašanje i raspodjela cezija u biljkama je slična kao i kalija jer su ovi elementi homologni (Shaw i Bell, 1991, Robinson i Stone, 1992).

Kalij (K) je mekan, srebrnobijeli alkalni metal, rednog (atomske) broja 19 i relativne atomske mase 39,102. Važan je sastojak tala, vrlo rasprostranjen u prirodi i prisutan u svim biljnim i životinjskim tkivima, ali kako su šumska tla općenito kisela i bogata organskim materijalom, siromašna su hranjivim tvarima kao što je kalij. Sedmi je po redu sastavni element Zemljine kore i šesti u otopini oceana. U tlima i biljkama nalazi se kao jednovalentni kation (K^+) s redukcijским svojstvima i dostupan je biljkama kao jedan od značajnijih bioelemenata. Kalij u tlima potječe iz primarnih minerala kao što su feldspati, liskuni i drugih čijim se raspadanjem oslobađa kalij koji se, većim dijelom, odmah veže na adsorpcijski kompleks tala te mu je pokretljivost i opasnost od ispiranja iz tala mala, osim na pjeskovitim i lakšim tlima (Vukadinović i Vukadinović, 2011). Intenzitet fiksacije kalija u nekom tlu izravno zavisi od sadržaja i sastava glina. Kalijevi ioni koji se nalaze na rubovima minerala glina i na vanjskom rubu međuslojeva, mogu biti zamijenjeni relativno lako s drugim kationima (ekvivalentnom supstitucijom), čime kalij prelazi u otopinu tala i postaje pristupačan za biljku (Johnston, 2003). Fiziološka uloga kalija, kao neophodnog elementa biljne ishrane, kasno je rasvijetljena s obzirom da kalij nije građevni element niti jednog spoja žive tvari. Danas se smatra kako se uloga kalija može razvrstati u dvije osnovne funkcije: aktivaciju enzima i regulaciju permeabilnosti živih membrana. Kalij aktivira ili modulira rad 80-ak enzima. To je svojstvo povezano s malom veličinom atoma K te, slično Rb, može mijenjati konformaciju proteina i oslobađati aktivna mjesta na enzimima te tako stimulirati vezu s odgovarajućim supstratima. K^+ u protoplazmi svojim hidratacijskim omotačem oduzima proteinima konstitucijsku vodu i izaziva konformacijske promjene. Potreban je za brzi transport između staničnih komponenata i tkiva, jer katalizira ionske crpke i prenositelje iona i utječe izravno na promjenu osmotskog potencijala stanice i njen turgor. Kalij je najznačajniji elektrolit živih tkiva te neposredno utječe na održavanje turgora i regulaciju mehanizma rada puči (otpornost na sušu). Utjecaj K na hidrataciju tkiva utječe na sve biokemijsko-fiziološke procese u živoj stanici, jer je voda sredina

2. OPĆI DIO

u kojoj se te reakcije odvijaju, ona je transportno sredstvo i izvor elektrona i protona u metabolizmu energije. Kalij se s pravom smatra elementom mladosti jer mu je koncentracija u mlađim biljkama u pravilu viša, ali ga često starije lišće sadrži ukupno više od mlađeg. Nedostatak K, zbog njegove složene funkcije u metabolizmu, odražava se na cjelokupan rast i razvitak biljaka. Rast biljaka je usporen kod manjka K i zbog brzog premještanja iz starijih u mlađe i aktivnije dijelove biljke. U prirodi kalij dolazi kao smjesa izotopa ^{39}K ($93,08\% \pm 0,09\%$), ^{40}K ($0,0119\% \pm 0,0001\%$) i ^{41}K ($6,9\% \pm 0,09\%$). Od svih izotopa kalija samo je ^{40}K radioaktivan, tj. prirodni je primopredajni radionuklid s vremenom poluraspada od $1,26 \times 10^9$ godina. ^{40}K predstavlja jedan od najrasprostranjenijih prirodnih radioaktivnih elemenata, jer čini oko 1% od ukupnog broja svih atoma koji formiraju Zemljinu koru (Petrović i Đurić, 1981). Radioaktivni ^{40}K zauzima vrlo mali udio ukupnog kalija u prirodi (oko 0,012%). Prisutan je u mineralnim vodama i morima te u raznim mineralima kao što su: karnalit, feldspat, salitra, zeleni pijesak i silvit. ^{40}K se u okolišu ponaša isto kao i svi kalijeve izotopi, asimiliran je u tkivima svih biljaka i životinja kroz normalan biološki proces, s obzirom na to da biljke iz tala uzimaju dostupne elemente i spojeve (Zach i sur. 1989), od kojih neki mogu biti onečišćenja koja želimo pratiti (radioaktivni elementi, teški metali i slično). Prisustvo kalija u tlima značajno utječe na migraciju i biološku iskoristivost ^{137}Cs iz tala te je stoga upotreba kalijevih fertilizatora preporučena kao jedna od preventivnih mjera u cilju smanjenja njegovog transfera u biljke (Gradašević i sur. 2005). Različite biljne vrste pokazuju različit afinitet upijanja ^{137}Cs iz tala.

2.6. Unošenje ^{137}Cs u ekosustave

Deponiranje ^{137}Cs u okolišu može biti suhim taloženjem (prašina, plin) ili mokrim taloženjem (kiša, tuča, snijeg). Količina pohranjenih radionuklida ovisi o uvjetima u okolišu, načinu i intenzitetu kontaminacije. Uglavnom, mokro taloženje je učinkovitije od suhog taloženja, jer su radionuklidi vezani za vodu od padalina i mogu se infiltrirati lako u tla. Intenzitet pohranjenih radionuklida u tlima ovisi o aktivnosti, količini i dužini intenziteta oborina (Strebl i sur. 2000, Pröhl, 2008). Suho taloženje radionuklida iz atmosfere ovisi o jačini lokalnih vjetrova i topografiji regije. Glavni čimbenici suhe depozicije ovise o aerodinamičkom otporu, odnosno transportu iz atmosfere do laminarnog graničnog sloja na površinu, granici otpora sloja prijelaza (difuzijski proces) i otporu prijenosa (procesu asimilacije). Općenito se može utvrditi da veća hrapavost površine, ima niži aerodinamički otpor protiv taloženja (Hrachowitz, 2004). Hrapavost površine u šumama je vrlo visoka, pogotovo kada su stabla viša od 10 metara

2. OPĆI DIO

(Gerzabek, 2003), a suhi deponirani radionuklidi mogu se lako ukloniti. Proces taloženja mogu se dogoditi u roku od nekoliko dana (npr. u slučaju černobilske katastrofe) ili tijekom dužeg vremenskog razdoblja. Istraživanjem prijenosa radionuklida unutar ekosustava obradivih površina, razvijaju se i primjenjuju metode kako bi se smanjio unos radionuklida u biljke i životinje. Mnoga istraživanja su usmjerena na ponašanje ^{137}Cs u tlima, kroz koje trenutni radionuklidi mogu ući u prehrambeni lanac. Ponavljaju se istraživanja na istim prostorima, kako bi se poboljšale metode i kako bi se saznalo više o radionuklidima, njihovom ponašanju i prijenosu u sustavu tlo – biljka (Larsson, 2008).

Nakon nesreće u Černobilu u 1986. godine provedena su brojna istraživanja da bi se razumjelo ponašanje radionuklida i procijenili mehanizmi djelovanja u šumskim ekosustavima i opasnostima za čovjeka i njegovo zdravlje (Desmet i Myttenaere, 1988, Aarkrog, 1994, Nimis, 1996, Lokobauer i sur. 1998, McGee i sur. 2000, Rigol i sur. 2002). U tlima se ^{137}Cs veže na čestice ili se pojavljuje u otopini tala. Različita svojstva tala izravno utječu na sorpciju ^{137}Cs , a mehanizmi ovisnosti između odnosa sorpcije i desorpcije su vrlo složeni. Minerali glina igraju važnu ulogu za dostupnost ^{137}Cs u otopinama tala. Povećani sadržaji glina povećavaju sorpciju ^{137}Cs s koloidima negativnog naboja. Izmjenjivi ioni se mogu lako adsorbirati ili desorbirati ionskom izmjenom, te su lako dostupni biljkama za unos. Kapacitet kationske izmjene minerala glina djelomično ovisi o pH. Povećanjem pH vrijednosti neznatno će se povećati broj mjesta izmjene (Larsson, 2008).

Taloženje radionuklida na krošnjama drveća je najvažniji kontaminacijski obrazac za takvu pojavu u šumskim ekosustavima. S obzirom na to da krošnje drveća predstavljaju glavni dio biomase u šumama niskog aerodinamičnog otpora, one su učinkoviti „presretači“ radionuklida (Yamagata i sur. 1969, Bunzl i Kracke, 1988, Desmet i Myttenaere, 1988, Sokolov i sur. 1990). Općenito, takvo „presretanje“ krošnjama stabala je (promatrano za istu jedinicu volumena krošnje) učinkovitije za suho nego mokro taloženje, posebno za male čestice i plinove (Pröhl, 2008). Akumulacija ^{137}Cs u stablima predstavlja jedan od najvažnijih problema u uporabi drva i zagađenosti šuma (Shinta i sur. 2014). Obrađeno drvo kao sirovina trajno je prisutno u okolišu ljudi, doprinoseći svojim radioaktivnim onečišćenjem povećanim dozama zračenja. Međutim, u usporedbi s godišnjom ekvivalentnom dozom po stanovniku iz različitih izvora, izračunate godišnje ekvivalentne doze ne predstavljaju rizik u drvenim pločama u uzorcima drva bukve, hrasta i obične jele ispitivanima s područja Republike Hrvatske (Hus i sur. 2004).

2. OPĆI DIO

2.7. Vertikalna migracija ^{137}Cs u šumskom ekosustavu

Pod vertikalnom migracijom ^{137}Cs u šumskom ekosustavu podrazumijeva se vertikalna raspodjela ^{137}Cs u tkivima stabala (u ovom istraživanju obične jele i pitomog kestena), kao i u tlima uz istraživana stabla.

Među prvim istraživanjima šumskih ekosustava nakon kontaminacije atmosfere nuklearnim testovima bila su ona provedena 1963. godine na Agricultural Experiment Station, Sveučilišta Niigata, Muramatsu, u srpnju 1966. godine (Yamagata i sur. 1969). Istraživačka studija vertikalne distribucije ^{137}Cs u stablima japanskog bora (*Pinus densiflora* Siebold i Zucc.) pokazala je najveću količinu ^{137}Cs na otpalom lišću (iglicama) ispitivanih stabala (4060 pCi/kg), zatim kori (2630-7880 pCi/kg) i lišću na stablima (1860 pCi/kg). Utvrđeno je da je ^{137}Cs u šumskim tlima na planini Zaō i Miyagi Prefektore najviše zastupljen na dubini od 0-5 cm (85,5%), dok se manje od 15% udjela ^{137}Cs raspodjeljuje na dublje horizonte tala.

Praćenje vertikalne migracije ^{137}Cs u tlima podrijetlom iz nuklearnih "Fallout" oružja (NWF) i nesreće u Černobilu na 33 postaje u zapadnoj Švedskoj pokazalo je vrlo sporu vertikalnu migraciju ^{137}Cs koji se dugo zadržava u gornjim slojevima tala, odnosno njegova maksimalna aktivnost zabilježena je na dubini od $5,4 \pm 2,2$ cm. Stoga količina slobodnog ^{137}Cs koji kroz korijenov sustav ulazi u biljku, osim o vrsti biljke i njezinoj fiziologiji, znatno ovisi i o teksturi i strukturi tala, kao i o njihovoj prostornoj varijabilnosti, što ima za posljedicu široki raspon izmjerenih aktivnosti ^{137}Cs u različitim tlima (Almgren i Isaksson, 2006). Ova varijabilnost uzrokovana je brojnim fizikalno-kemijskim osobinama tala kao što su veličine čestica tala, sadržaji minerala glina, sadržaji organskog materijala, pH vrijednosti tala, redoks potencijali tala, kapaciteti kationskih izmjena i prisutni elementi (Gradašćević i sur. 2005).

Iako suho taloženje dominira lokalno oko mjesta otpuštanja radionuklida u okoliš, na globalnoj razini je taloženje ^{137}Cs iz atmosfere u okoliš jako povezano s ukupnim oborinama koje variraju zavisno od zemljopisne širine (Davis, 1963). Distribucija ^{137}Cs u okolišu posljedica je migracija unutar i između tri primarne komponente: vegetacije, tla i vode. ^{137}Cs može biti pohranjen u biljkama adsorpcijski ili apsorpcijski. Najviše adsorbiranog ^{137}Cs se ispire iz biljaka i premješta u tlo (Davis, 1963, Dahlman i sur. 1975). Rogowski i Tamura (1970) su svojim istraživanjem utvrdili da se 93% ^{137}Cs iz trava ispire tijekom prve godine. Apsorbirani ^{137}Cs se premješta u tla kada vegetacija umire i propada, što ovisi o tipu vegetacije i klimatskim uvjetima. Unos ^{137}Cs preko biljaka na tlima (Davis, 1963, Dahlman i sur. 1975, Ritchie i McHenry, 1990) ili vode je nizak, te je takav unos ^{137}Cs u okoliš daleko manjih vrijednosti od apsorpcije izravnim taloženjem na lišće (Dahlman i sur. 1975). Premještanje ^{137}Cs iz okoliša uklanjanjem onečišćenih biljaka vrlo je malo (Brown i sur. 1981). ^{137}Cs dospijeva u tla izravnim taloženjem

2. OPĆI DIO

iz atmosfere, ispiranjem s biljaka, biljnim transportom, ponovnim premještanjem erodiranih čestica tala i taloženjem iz vode na poplavnim i obalnim područjima. Prelazak ^{137}Cs iz tla u biljku se može smatrati zanemarivim (Dahlman i sur. 1975), ukoliko je ^{137}Cs snažno adsorbira na mjestima za razmjenu kationa (Davis, 1963, Ritchie i McHenry, 1990), a kretanja u tlima ograničeno zbog kemijskih ili bioloških procesa. Fizikalni procesi, kao što su erozija i obrada tala, glavni su uzroci preraspodjele ^{137}Cs u tlima i kretanja ^{137}Cs od tla do vode. ^{137}Cs je u vodu unesen izravnim taloženjem na vodenoj površini i adsorbiran iz erodiranih čestica tala. ^{137}Cs može se premještat i u okolišu tijekom velikih oborina prije nego se adsorbira u tlima, ali takvo kretanje ^{137}Cs vrlo je rijetko (Brown i sur. 1981). Nakon ulaska u ekosustav putem radioaktivne oborine ^{137}Cs vrlo brzo ulazi u površinske horizonte tala, dok u dublje horizonte migrira relativno sporo procjeđivanjem površinskih voda, pri čemu brzinu te vertikalne migracije usporavaju (ili čak sasvim zaustavljaju ireverzibilnim vezanjem ^{137}Cs za tlo) adsorpcijski i apsorpcijski procesi, posebno u tlima s većim udjelom frakcije minerala glina (Gupta i sur. 2017).

Istraživanje vertikalne distribucije ^{137}Cs u stablima običnog bora (*Pinus sylvestris* L.) i obične breze (*Betula pendula* Roth.) koji rastu u različitim tipovima šumskih ekosustava pokazalo je visoku razinu heterogenosti koncentracija aktivnosti ^{137}Cs u različitim dijelovima stabala (Fesenko i sur. 2001 a). Drveće različite starosti uzorkovano je na četiri šumska lokaliteta s različitim vegetacijskim i pedološkim karakteristikama. Analiza podataka pokazala je mobilnost ^{137}Cs u stablima, pri čemu uzorci godova iz 1986. godine (Černobil) nisu pokazali najveću kontaminaciju. Uočene razlike radijalne distribucije ^{137}Cs u tkivima stabala bora i breze mogle su se objasniti različitom anatomskom građom ove dvije vrste drveća. Distribucija ^{137}Cs ovisila je o visini, starosti i vrsti drveća. Raspodjela ^{137}Cs u tkivima obične breze otkriva mnogo izraženiju ovisnost o karakteristikama lokacije i/ili starosti stabala nego što je to slučaj kod borova.

Faktor bioraspoloživosti, koji uzima u obzir vertikalnu raspodjelu ^{137}Cs u tlima, biološka raspoloživost ovog radionuklida i distribucija biomase korijena u različitim horizontima tala podloga je za komparativne analize transfera ^{137}Cs od tla do stabala u različitim vrstama šumskih ekosustava (Fesenko i sur. 2001 a). Istraživanje distribucije ^{137}Cs unutar godišnjih prirasta (godova) stabala običnog bora (*Pinus sylvestris* L.) i obične breze (*Betula pendula* Roth.) na četiri eksperimentalna staništa koja se nalaze na najkontaminiranijim područjima Rusije nakon Černobilske nesreće proveli su Soukhova i sur. (2003) i analizom podataka utvrdili da je ^{137}Cs vrlo aktivan u uzorcima godova, te da razina aktivnosti ^{137}Cs u godovima iz 1986. godine nije pokazala najveću kontaminaciju. Razlike u radijalnim aktivnostima ^{137}Cs

2. OPĆI DIO

između uzoraka običnog bora i obične breze objašnjene su razlikama radijalne građe tkiva dvije vrste drveća. Radijalna raspodjela ^{137}Cs u stablima tumačena je kao zbroj dviju eksponencijalnih funkcija za obje vrste, a parametri funkcija su visina, dob i vrsta. Aktivnost ^{137}Cs u godovima pokazala je veću ovisnost o karakteristikama mjesta uzorkovanja i / ili starosti stabala uzoraka običnog bora. Podaci su pokazali da kontaminacija iz 1986. godine ne može biti identificirana koncentracijom raspodjele ^{137}Cs unutar godova. Ovi rezultati potvrdili su prethodna istraživanja koja su pokazala da je ^{137}Cs vrlo pokretan unutar stabala (Momoshima i Bondietti, 1994, Strandberg, 1994, Momoshima i sur. 1995, Shcheglov, 1997) te da se može se lako rasporediti unutar debla drveća ovisno o njegovoj građi i šumskom staništu. Istraživanje distribucije ^{90}Sr i ^{137}Cs na stablima japanskog cedra (*Cryptomeria japonica* D. Don.), u regijama Takao (u vremenskom razdoblju od 1914-1982.) i Tsukui (u vremenskom razdoblju od 1930-1982.) determiniralo je u kolotovima stabala japanskog cedra, sekcioniranim po godovima od po pet godina, pojavu ^{90}Sr i ^{137}Cs kroz cijelo razdoblje rasta stabala. Najveća količina ^{137}Cs izmjerena je u kori stabala, a unutar godova stabala zabilježena je pojavnost ^{137}Cs koja se poklapala s akcidentima u okolišu kroz vrijeme (Chigira i sur. 1988). Istraživanje radijalne i vertikalne raspodjele ^{137}Cs i ^{134}Cs u stablima japanskog bora (*Pinus densiflora* Siebold) i japanskog hrasta (*Quercus serrata* Murray) 1,5 godinu nakon nuklearne katastrofe u Fukushimi pokazalo je različite vrijednosti ^{137}Cs i ^{134}Cs za ove dvije vrste stabala, kao i različitu dinamiku kretanja radioaktivnog ^{137}Cs unutar svake vrste drveća (Shinta i sur. 2014). Na istraživanim uzorcima obadvije vrste drveća utvrđena je veća aktivnost na vanjskoj kori nego na uzorcima unutarnje kore. Aktivnost ^{137}Cs također je bila veća u najmlađim godovima stabala. Udio koncentracija ^{137}Cs u bjelici i s unutarnje strane kore bio je značajno različit između dviju vrsta stabala, što ukazuje na različitu alokaciju ^{137}Cs i prijenos radijalnim zrakama unutar stabala. Vanjska strana kore japanskog hrasta imala je signifikantno veću koncentraciju ^{137}Cs na gornjem dijelu stabla nego li na nižim dijelovima, na što je vjerojatno utjecalo i lišće u krošnji za vrijeme katastrofe. Koncentracija ^{137}Cs u bjelici kod borova je konstantna, ali je većih vrijednosti u gornjem dijelu stabla nego li su one izmjerene na donjem dijelu stabala hrasta. Iako razlog nije još uvijek jasan, utvrđena je razlika u vertikalnoj kontaminaciji uzoraka stabala japanskog hrasta i japanskog bora (Shinta i sur. 2014). Provedeno istraživanje nakon nesreće u Fukushimi pokazalo je kako je 74% izmjenog ^{137}Cs u vanjskoj kori, 6% u unutarnjoj kori, a 20% u drvu običnog bora.

Deset godina nakon černobilske katastrofe Thiry i sur. (2002) u ispitivanim uzorcima običnog bora izmjerili su veću aktivnost ^{137}Cs u unutarnjoj kori i kambiju stabala, odnosno, 7% od

2. OPĆI DIO

ukupno izmjereno ^{137}Cs u uzorcima bilo je na vanjskoj kori, 18% u unutarnjoj kori, a 75% je izmjereno u godovima 58 godina starog stabla.

Na velikom šumskom području pogođenom černobilskom havarijom u Bjelorusiji još uvijek traje proces kruženja ^{137}Cs u šumskim ekosustavima na stablima koji su i dalje izvor dugoročne kontaminacije drvenastih proizvoda. Sudbina i dinamika kretanja ^{137}Cs (zajedno s ^{40}K) istraživana je u tri jednodobne kulture običnog bora starosti (17, 37 i 57 godina) koje su izabrane kao predstavnici vrlo kontaminiranih šuma u jugoistočnoj Bjelorusiji u sklopu selektiranja odgovarajućih kronoloških dijelova za pripremu podloga modelnog zagađenja okoliša (Goor i Thiry, 2004).

Prikaz kontaminacije područja Republike Hrvatske izotopom ^{137}Cs (Izvor: Barišić i sur. 2002) dat je na Slici 4., a omjer aktivnosti cezijevih izotopa ^{137}Cs i ^{134}Cs na Slici 5. (Izvor: Barišić i sur. 1999). Procjenjuje se (Barišić i sur. 1987, Barišić i sur. 1991, Lokobauer, 1988, Marović, 1990 a) da je nakon černobilske katastrofe područje Hrvatske kontaminirano radioaktivnošću od $5,2 \times 10^{15}$ Bq, što je čak oko 0,28 % ukupne radioaktivnosti otpuštene iz reaktora u Černobilu.

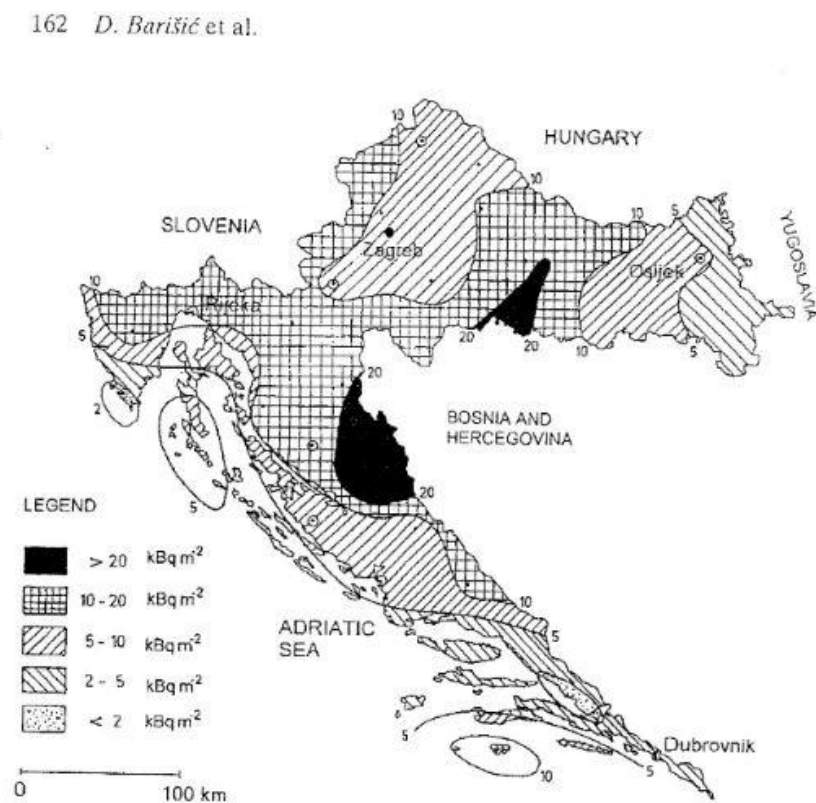


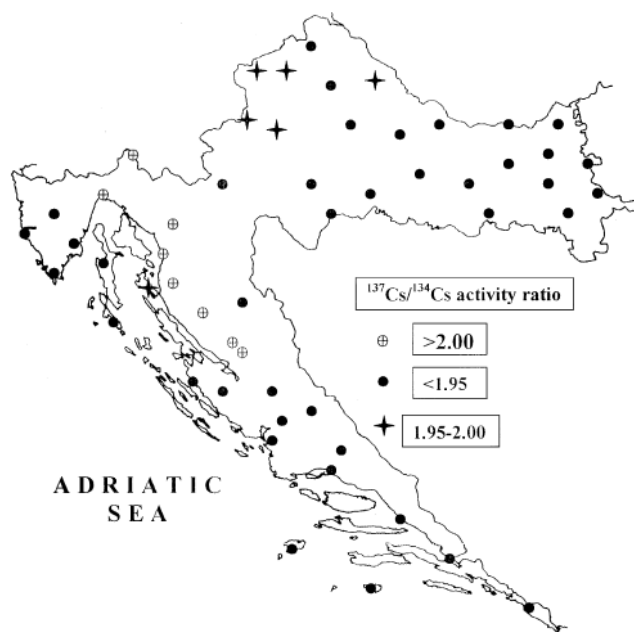
Figure 10.1 ^{137}Cs concentration (kBq m⁻²) in the first 25cm of vertical soil profiles in Croatia.

Slika 4. Koncentracija ^{137}Cs (kBq m⁻²) u vertikalnim profilima tala do dubine od 25 cm u Hrvatskoj 1986. godine (Izvor: Barišić i sur. 2002)

2. OPĆI DIO

Praćenje onečišćenja tala ^{137}Cs (Barišić, 2010) pokazalo je da se koncentracije aktivnosti ^{137}Cs u uzorcima tala kreću u veoma širokom rasponu na području Petrinje i Gorskoga Kotara, pri čemu je srednja vrijednost izmjerenih koncentracija aktivnosti ^{137}Cs u tlima na širem području Petrinje veća od srednje vrijednosti izmjerenih koncentracija aktivnosti ^{137}Cs u tlima na području Gorskog Kotara, što je pripisana nejednolikoj distribuciji oborine u razdoblju neposredno nakon černobilske katastrofe. Većina uzoraka u Hrvatskoj koji se odnose na monitoring radioaktivnog onečišćenja tla daljinskim transportom sakupljeni su u okolišu na konkretnim lokalitetima (Barišić i Lulić, 1990, Barišić i sur. 1999) kao što je prikazano na Slici 5., pri čemu je najčešće bilo preskupo ili nemoguće analizirati dovoljan broj reprezentativnih uzoraka za donošenje preciznih sudova o prostornoj distribuciji onečišćenja. S druge strane, uzorci meda prikupljenog u košnicama na istom području predstavljaju kompozitne slučajne uzorke nastale pčelinjom pašom na više desetaka milijuna točaka, koji su reprezentativni za duže vremensko razdoblje (Barišić i sur. 2002).

D. Barišić et al. / J. Environ. Radioactivity 46 (1999) 361–374



Slika 5. Omjer aktivnosti ^{137}Cs i ^{134}Cs u tlima u Hrvatskoj 1986. godine
(Izvor: Barišić i sur. 1999)

Istraživanje dinamike kretanja ^{137}Cs u drveću provedeno je na Sljemenu (Popijač i sur. 2004) i u Gorskom Kotaru (Lovrenčić i sur. 2008) na uzorcima stabala obične jele (*Abies alba* Mill.). Najveća aktivnost ^{137}Cs pronađena u kori grana stabala obične jele, a najmanja u njihovoj srčici.

2. OPĆI DIO

Također je zabilježena i sezonska varijabilnost, pri čemu je veća aktivnost ^{137}Cs za vrijeme vegetacijske sezone kada su fiziološki procesi u stablima intenzivirani.

Istraživanje (Lovrenčić i sur. 2008) potvrđuje da je ^{137}Cs uključen u fiziološkim procesima na sličan način kao što je i kalij, obzirom da su ta dva elementa homologa. Njihova aktivnost je obrnuto proporcionalna starosti grančica i iglica, odnosno, najviša je u najmlađim dijelovima. Najveći porast razina aktivnosti ^{137}Cs je zabilježen između vanjskog goda stabla i kore. Aktivnost ^{137}Cs u kori je i do 18,5 puta veća od prosječne razine u godovima, a vrijednosti aktivnosti se mogu prikazati na sljedeći način: najmlađe grančice > najmlađe iglice > kora > najmlađi godovi > stariji godovi (Lovrenčić i sur. 2008).

2.8. Unos ^{137}Cs preko lišća / iglica i premještanje unutar stabla

Nakon izravnog taloženja na folijarnim površinama, radionuklidi se mogu isprati ili apsorbirati, a proces apsorpcije može se javiti na dva načina. S jedne strane mogu prodrijeti kroz epidermu lišća difuzijom iona i molekula, ili se s druge strane (što vrijedi samo za radionuklide u plinovitom stanju) mogu apsorbirati kroz puči. U oba slučaja radionuklidi bivaju apsorbirani u staničnu membranu (Gerzabek, 1992). Ioni ^{137}Cs su prvenstveno apsorbirani u epidermu u vlažnim uvjetima, dok u suhim uvjetima ^{137}Cs uglavnom ulazi u stanicu kroz puči. Apsorpcija ^{137}Cs pod utjecajem je prisutnosti i drugih iona, posebice kalija. Uočena je povećana apsorpcija ^{137}Cs s povećanjem koncentracije kalija, što se može pripisati njihovoj kemijskoj sličnosti. Folijarna apsorpcija je brz proces, a može se u povoljnim uvjetima pojaviti i odigrati u roku od nekoliko sati (Nimis, 1996). Nakon što su prevladane prepreke ulazu ^{137}Cs u biljno tkivo, započinje daljnji transport u stanične vakuole. Raspodjela radionuklida unutar biljke može se odvijati putem dva transportna sustava, i to transpiracijom (ksilem), te asimilacijom (floem). Transpiracija omogućava protok hranjivih tvari od korijena do gornjeg dijela biljke, u kojima je smanjen hidrostatski tlak zbog isparavanja vode i kao rezultat toga voda s otopljenim tvarima putuje prema nadzemnim dijelovima biljke i lišću (Frissel i Pennders, 1983, Bunzl i Kracke, 1988, Schimmack i Bunzl, 1992, Rühm i sur. 1996). Asimilacija je niz procesa u tijeku kojih se anorganska (katkada i neživa organska) tvar prevodi u organske spojeve. U tom složenom procesu razlikuju se dvije faze (Frissel i Pennders, 1983, Denk i Felsmann, 1989). U prvoj se zbiva tzv. organifikacija, tj. biljka uzima ugljik, dušik, kalij, kalcij, sumpor, fosfor i ostale potrebne elemente iz njihovih anorganskih spojeva u atmosferi ili tlu i uvodi ih u sastav svojih organskih spojeva. U drugoj fazi asimilacije, biljka prerađuje te organske spojeve, koji još nisu

2. OPĆI DIO

živa tvar, tako da konačno postaju sastavni dio žive plazme. Transpiracijom svi elementi imaju protok od korijena do gornjeg dijela biljke, što znači da se radionuklidi mogu transportirati u okomitom smjeru (Strebl i sur. 1999, McGee i sur. 2000). No, za razliku od ksilema, transport elemenata asimilacije je moguć u svim smjerovima, te se elementi prenose od organa asimilacije do organa za skladištenje (Nimis, 1996). Zbog visokih koncentracija fosfata u asimilacijskim tekućinama mobilnost različitih elemenata (npr. Ca, Sr, Pb, PO) je ograničena. Inače alkalni metali (Li, Na, K, Rb, Cs, Fr), klor i fosfor brzo se premještaju u biljkama putem ksilema i floema (Gerzabek, 1992, Thiessen i sur. 1999). Kratko vrijeme nakon taloženja, lišće i iglice su glavni rezervoar ^{137}Cs , a time i glavni izvor prijenosa radioaktivnosti iz drveća na tlo u crnogoričnim šumama (Nimis, 1996). Istraživanje koje je provela Soukhova i sur. (2003), pokazalo je visoku razinu heterogenosti koncentracija aktivnosti ^{137}Cs u različitim dijelovima stabala kao posljedicu raznovrsnih metabolizma ispitivanih stabala bora i breze. Utvrđena je nejednolika raspodjela ^{137}Cs duž debla, što se može objasniti fiksacijom radionuklida na stijenkama žila ksilema i promjenom geometrije duž debla. Utvrđeno je da radijalna raspodjela ^{137}Cs u deblu ovisi o raspoloživosti ^{137}Cs u tlu, koje upravlja prijenosom radionuklida putem ksilema te o svojstvima ksilema. Akumulacija ^{137}Cs u drveću pod utjecajem je vertikalne distribucije i dostupnosti ^{137}Cs u tlu, kao i distribucije korijena u različitim horizontima tala. Biološka raspoloživost ^{137}Cs (izražena faktorom bioraspoloživosti koji uzima u obzir vertikalnu raspodjelu u tlu i distribucija biomase korijena u različitim njegovim horizontima) podloga je za komparativne analize transfera ^{137}Cs od tla do stabala u različitim vrstama drveća, te u različitim šumskim ekosustavima (Nimis, 1996).

2.9. Unos ^{137}Cs preko korijena stabla

Nakon atmosferskih nuklearnih testova u pedesetih i šezdesetih godina XX. stoljeća, a pogotovo nakon černobilskog akcidenta 1986. godine provedena su brojna istraživanja prijenosa radionuklida iz tla u biljke (Brownridge, 1984, Sombré i sur. 1994, Persson, 1994, Riesen i Brunner, 1996, Krasnov, 1998, Ipatyev i sur. 1999, Kruyts i Delvaux, 2002). Ubrzo je postalo jasno da se prijenos radionuklida iz tla u biljke značajno razlikovao između poljoprivrednih lokaliteta i prirodnih ekosustava kao što su šume (Nimis, 1996, Larsson, 2008). Mnoga istraživanja su provedena kako bi se utvrdio prijenos radionuklida iz tla u najvažnije šumske proizvode (npr. gljive, bobičasto voće, divljač) i procijenila doza zračenja za ljude zbog upotrebe šumskih proizvoda u prehrani čovjeka (Vilić i sur. 2003, Vilić i sur. 2005, Šprem i sur. 2013). U manjoj mjeri su provedena istraživanja transfera radionuklida iz tla u nejestive

2. OPĆI DIO

dijelove šumskog ekosustava, odnosno stabla (Thiry i sur. 1999, Momoshima i Bondietti, 1994, Fesenko i sur. 1996).

Općenito procesi na kojima se temelji transfer radionuklida iz tla u biljne vrste usporedivi su s onima koji se odnose na ishranu biljaka (Scheffer i Schachtschabel, 2002). Korijenov prihvatanje radionuklida je komplicirani proces u kojem su uključeni mnogi parametri. Najvažniji su: vegetacijski oblik, tekstura tla, pH vrijednost, sadržaj organske tvari i minerala glina, prisutnost i koncentracija drugih kationa, klimatski uvjeti, dubina korijena, prisutnost simbioza mikoriza i drugi fiziološki mehanizmi biljke (IAEA, 2002, Kruyts i sur. 2004). Ti brojni parametri i interakcije među njima otežavaju određivanje učinka svakog pojedinog faktora na prikupljanje korijena. Uočeno je da aktivnosti radionuklida u tlu nisu najbolji parametri za izračunavanje pouzdanog faktora prijenosa. Štoviše, ulazak radionuklida u pojedine vrste putem korijena ovisi o mobilnosti radionuklida, a ne o ukupnoj aktivnosti u tlu (Ehlken i Kirchner, 2002), što pokazuje visoku važnost otopine tla (Nimis, 1996).

Tekstura tla ima važnu ulogu za transfer radionuklida od tla do biljke. Van Bergeijk i sur. (1992) istraživali su unos radionuklida u korijen jestivih biljaka. Autori su utvrdili da je prijenos ^{137}Cs iz glina manji tri do pet puta nego li iz pijesaka.

Istraživana je utvrđena i dobra dostupnost ^{137}Cs za šumske biljke koje rastu na kiselim šumskim tlima, ali nije utvrđena signifikantna korelacija između pH vrijednosti i prijenosa iz tla u biljku (Van Bergeijk i sur. 1992, Kruyts i Delvaux, 2002). Wauters i sur. (1994) objavili su kako sama pH vrijednost tla ima malo utjecaja na ugradnju ^{137}Cs . Istraživanje je pojasnilo da pH, koji je izravno u odnosu s udjelom Ca-Mg u tlu, nema izravni utjecaj izmjene iona na kratkoročnu dostupnost ^{137}Cs , ali neizravno ima dugoročni utjecaj potencijala tla na fiksaciju, koja je pojačana visokim udjelom $(\text{Ca} + \text{Mg})/\text{K}$, (Nimis, 1996).

Organska tvar u tlu i sadržaj glina imaju veliki utjecaj na distribuciju ^{137}Cs . Prijenos ^{137}Cs se povećava s većom količinom organske tvari i u negativnoj je korelaciji sa sadržajem minerala glina u tlu. Dakle, visok udio glina i niski sadržaj organske tvari smanjuju prijenos ^{137}Cs iz tla u biljku. Udio minerala glina u granulometrijskom sastavu tla važan je faktor za dostupnost ^{137}Cs , jer veći udio glina u tlima smanjuje dostupnost ^{137}Cs , jer je adsorbiran (Larsson, 2008). Općenito, prisustvo filosilikatnih minerala može značajno smanjiti prijenos ^{137}Cs u biljke što je potvrđeno u brojnim istraživanjima (Van Bergeijk i sur. 1992, Brückmann, 1992, Gerzabek, 1992, Nimis, 1996, Kruyts i Delvaux, 2002, Larsson, 2008).

2. OPĆI DIO

2.10. Radionuklidi u tlu

U tlu postoji nekoliko mehanizama za provođenje radioaktivnih tvari, primjerice difuzijom ili konvekcijom. Radionuklidi mogu ponovno ući u zrak procesima otpuštanja iz najgornjih slojeva tla (<1 cm), na primjer pomoću vjetra ili isparavanjem. Vertikalna migracija radionuklida u tlu ovisi o svojstvima tla, kao što su tekstura, sadržaj organske tvari i pH vrijednost, kao i o klimatskim uvjetima, korištenju i upravljanjem tlima. Općenito vertikalna migracija brža je u pješćano-šljunčanim tlima nego u ilovačama. Migracijska stopa smanjuje se s vremenom i dubinom (Bunzl i sur. 1995).

Radionuklidi, ako su topljivi u otopini tla, mogu prelaziti u dublje horizonte tla (konvekcijom) po kiši ili umjetnim navodnjavanjem. Jače strujanje vode, usmjereno okomito, brže će transportirati radionuklid. Poroznost tla utječe na količinu konvekcije. Radionuklid, netopiv u otopini tla, može opstati u obliku taloga, koloida ili se apsorbira na čestice tla. Može se transportirati ako su čestice manje od pora kroz koje prolazi voda. Većina radionuklida apsorbirana je u znatnoj mjeri na česticama tla. Takva adsorpcija radionuklida javlja se posebno na česticama minerala glina ili u humusu (Berg, 2004). Stoga se u pravilu najveća količina ^{137}Cs nalazi u površinskom sloju tla do nekoliko centimetara dubine (Shand i sur. 1994, Hird i sur. 1995, Shenber i Eriksson, 1992). ^{137}Cs se tijekom vremena čvrsto veže za mineralne čestice tla te je resorpcija kroz korijen biljke vrlo slaba već nekoliko godina nakon kontaminacije (Barišić i sur. 1994, Barišić i sur. 1995).

^{40}K i ^{137}C su homolozi, drugim riječima, ta se dva izotopa u kemijskom smislu ponašaju potpuno jednako, pa ih biljke ne razlikuju, odnosno njihove katione lako zamjenjuju jednog s drugim (Barišić, 2002). ^{40}K , kao prirodni radioaktivni element, u bioti je više-manje stalan tijekom vremena, s obzirom na vrijeme njegovog poluraspada od 1,28 milijardi godina. S druge strane, aktivnost ^{137}Cs , kao umjetnog radionuklida, u bioti se tijekom vremena smanjuje (ako nema dodatne "nove" kontaminacije) iz dva osnovna razloga:

a) zbog radioaktivnog raspada (vrijeme poluraspada je cca 30 godina tj. nakon 30 godina raspadne se polovica prvotno prisutnih atoma, nakon 60 godina preostane još jedna četvrtina, nakon 90 godina osmina itd).

b) ^{137}C se iz tla ugrađuje u biljke (uptake), a ugradnja ovisi o mnoštvu faktora pri čemu je jedan od najvažnijih količina "slobodnog" (na čestice tala/organskog materijala u tlima, nevezanog/nesorbiranog tj. "slobodnog" ^{137}Cs). Dodatno, ^{137}C se dijelom translocira (odlazi s vodom jer je dobro topiv), prodire u dublje slojeve tla te postaje teže dostupan itd. Stoga ga gotovo niti nema u travnatim vrstama već nakon par godina, a u drveću ostaje znatno dulje (dublji korjeni sustavi, samo stablo kao "rezervoar" unutar kojeg se „skita“ po različitim

2. OPĆI DIO

sastavnim dijelovima", itd). S obzirom na to da vremenom udio vezanog/sorbiranog ^{137}Cs u tlu raste, a "slobodnog" opada, i u biljkama koje bi mogle poslužiti kao bioindikatori za ^{137}C (kesten, jela) se količina ^{137}Cs također vremenom smanjuje, ali ne nužno jednako i u svim sastavnim dijelovima (godovi, kora, lišće...).

Šumski ekosustavi u kojima se razvijaju pitomi kesten i obična jela razvijaju se na automorfnim tlima koja nastaju u uvjetima vlaženja oborinskom vodom (bez ikakvog dopunskog vlaženja; npr. poplavama, podzemnom i stagnirajućom vodom, i sl.) koja se slobodno procjeđuje unutar profila.

2.11. Bioindikatori ^{137}Cs

Različite biljne vrste pokazuju različit afinitet ugradnje ^{137}Cs iz tla. Ako su pri tome koncentracije onečišćenja, kojeg pratimo u biljkama, veće od onih u samim tlima govori se o bioindikatorskim vrstama biljaka. Bioindikatori (grč. bios - život + lat. indicare - otkriti, pokazati; engl. Bioindicators), su organizmi prikladni za dokazivanje prisutnosti i djelovanje neke štetne tvari u okolišu. Osjetljiviji su na štetne tvari od drugih organizama i tako prije njih upozoravaju na prisutnost štetnih tvari (<https://hr.wikipedia.org/wiki/Bioindikatori>).

Pojedini se elementi ili spojevi tijekom vremena mogu vezati na mineralne čestice tla ili na organskom materijalu te postaju teže dostupni biljkama (Barišić i sur. 1995, Kezić i sur. 1997). Zbog toga je važno dobro poznavati one biljne vrste koje se ponašaju kao bioindikatori. Reprezentativne su one biljke, koje su u stanju dugo vremena iz tala izvlačiti i u sebe akumulirati elemente ili spojeve, te nam na taj način osigurati željenu informaciju. Kao dobri bioindikatori prisutnosti ^{137}Cs u šumskom ekosustavu pokazale su se gljive, pri čemu su u sporangijima detektirane i za red veličine veće aktivnosti nego u miceliju (Vinichuk i sur. 2010).

Među najpoznatije bioindikatorske vrste biljaka ubrajaju se: vrijesak (*Calluna vulgaris* L.), obična jela (*Abies alba* Mill.), smreka (*Picea abies* L.) i kesten (*Castanea sativa* Mill.), (Barišić i sur. 2017). Ako se onečišćenja koja pratimo pojavljuju u nektaru ili u biljnom soku drvenastih biljaka kod kojih imamo pojavu medne rose ili medljike (hrast, neke voćne vrste, jela, smreka), tada se onečišćenje može pronaći i u odgovarajućim vrstama meda, odnosno medljikovcima. U mnogim slučajevima moguće je pratiti pojavu i kretanje pojedinih vrsta onečišćenja tala analiziranjem sadržaja tog onečišćenja u uzorcima meda (Devillers i Pham-Delegue, 2002). Barišić i sur. (2002) su u svojim istraživanjima dokazali da su jele i smreke veoma dobri bioindikatori za ^{137}Cs dugi niz godina nakon kontaminacije. Medljikovci su bolji indikatori u

2. OPĆI DIO

odnosu na druge vrste meda s obzirom na daleko najveću vrijednost transfer faktora većine promatranih biogenih elemenata poput Cr, Mn, Pb, Cs, K, Rb, Ca, Sr, Ni, Cu i Zn (Barišić i sur. 2002). Ako u praćenju stanja okoliša koristimo pčele i njihove proizvode, pored meda je moguće analizirati i uzorke, voska, propolisa ili peludi (Barišić i sur. 1992). Zbog te se činjenice pčelinji proizvodi mogu upotrijebiti kao indikatori različitih vrsta onečišćenja, jer pčele u krugu od nekoliko kilometara od košnice prikupljaju nektar, pelud i propolis koji indiciraju stanje u okolišu na širem prostoru. U medu proizvedenom na teritoriju Hrvatske već je godinama gotovo redovito moguće pratiti i prisustvo ^{137}Cs (Barišić i sur. 1998). Značajne razlike u aktivnosti i dugogodišnjem ponašanju ^{137}Cs ustanovljene su kod nektarnih tipova meda, što primjerice med kestena izdvaja kao vrlo dobar indikator za procjenu kontaminacije okoliša ^{137}Cs (Rožmarić Mačefat i sur. 2011), a još bolji indikator su medljikovci, jer je aktivnost ^{137}Cs u njima za oko 5 puta veća od koncentracija aktivnosti ^{137}Cs u nektarnom medu (Barišić i sur. 2005). Njegova aktivnost u medu vremenom opada, tako da ga u livadnim medovima više niti nema (Barišić i sur. 1995). Aktivnost kalija, tijekom promatranog razdoblja, je više-manje potpuno ista za razliku od ^{137}Cs . Ovakav način praćenja stanja tala je daleko reprezentativniji za određeno područje u odnosu na analiziranje sadržaja onečišćenja u pojedinačnim uzorcima tala s tog istog područja (Barišić i sur. 2017).

2.11.1. Med kao bioindikator radioaktivne kontaminacije okoliša u Republici Hrvatskoj

Istraživanje i praćenje stanja fisisjkih produkata u hrani provode se kao dio ekstenzivnog programa nadzora radioaktivne kontaminacije okoliša u Republici Hrvatskoj koji je započet još 1959. godine. Program se danas provodi pod nadzorom Državnog zavoda za radiološku i nuklearnu sigurnost, a harmoniziran je s EU praksom, odnosno preporukama Europske komisije iz 2000. godine o primjeni Članka 36. Ugovora „Euratom“. Međutim, ova istraživanja ne uključuju med i pčelarske proizvode, iako su oni prepoznati kao vrlo učinkoviti bioindikatori radioaktivne kontaminacije (Kezić i sur. 1997, Barišić i sur. 1999 a, Devillers i Pham-Delegue, 2002, Barišić i sur. 2005, Barišić i sur. 2017). Korištenje pčela i pčelarskih proizvoda kao pokazatelja stanja kontaminacije okoliša antropogenim radionuklidima, intenziviralo se tek nakon nesreće nuklearnog reaktora u Černobilu 1986. godine (Barišić i sur. 1992, Barišić i sur. 2002, Barišić i sur. 2005, Panatto i sur. 2007). Takva ciljana istraživanja vezana uz apikulturu povezala su nekoliko različitih disciplina i znanstvenih područja kao što su pčelarstvo, botanika, medicina, radioekologija, zaštita od zračenja i sl. Pčele i pčelarski proizvodi su jedan od najboljih načina za pouzdano određivanje stanje kontaminacije nekih ekosustava. U svojem radu Barišić i sur. (2002) ukazuju da med skupljen u košnici predstavlja kompozitni uzorak koji

2. OPĆI DIO

je skupljen s više desetaka milijuna pojedinačnih točaka i kao takav vjerojatno predstavlja najbolji kompozitni uzorak kojeg je moguće u prirodi prikupiti. Med je stoga uzorak koji predstavlja izvor informacija dobro reprezentativnih za područje površine od oko 20 km². Pri tome ovako sakupljene informacije sadržane u uzorku meda mogu biti dvojake prirode:

- o biodostupnim elementima i/ili spojevima koji se iz tala ugrađuju u biljni materijal te u konačnici, preko peluda, nektara ili medne rose, dospijevaju u med
- o elementima i/ili spojevima koji se iz atmosfere talože na biljni materijal te ga pčele nakon sakupljanja hrane na svom tijelu unesu u košnicu.

U Republici Hrvatskoj su prvi literaturni podaci za radioaktivnost meda dostupni za svibanj i lipanj godine 1986. (Franić i sur. 2006), odnosno 15 do 30 dana poslije nesreće u Černobilu. Valja napomenuti da 1986. godine nije bilo detaljnijih, a stoga niti harmoniziranih međunarodnih preporuka za postupanje s hranom kontaminiranom u nuklearnim nesrećama. Usprkos tome, neposredno nakon černobilske nesreće Europska zajednica (EZ) uspostavila je ograničenja na uvoz prehrambenih proizvoda iz zemalja istočne Europe, odnosno zemalja izvan EZ. Za ¹³⁷Cs maksimalna dopuštena granica je, bez detaljnijeg obrazloženja, bila za sve proizvode postavljena na svega 1 000 Bqkg⁻¹. Posljedično, sav med namijenjen izvozu u zemlje EZ morao je imati izvješće ovlaštenog laboratorija da je sadržaj ¹³⁷Cs manji od te vrijednosti. Podatke o koncentraciji i aktivnosti fisijjskih radionuklida nakon 1990. godine objavili su Barišić i suradnici (1992, 1994, 1999, 2002), u kojima je ujedno obrađen transfer ¹³⁷Cs i ¹³⁴Cs iz tla putem nektara i medne rose u med.

2.12. Općenito o pitomom kestenu (*Castanea sativa* Mill.)

Europski pitomi kesten (*Castanea sativa* Mill.) pripada porodici *Fagaceae* (bukve) i član je roda *Castanea*. Na masivu Coiron u Francuskoj nađeni su listovi i jedan fosil kestena star oko 8,5 milijuna godina koji nalikuje na europski pitomi kesten. Drvo europskog pitomog kestena je element tercijarne flore, koji se očuvao kroz ledeno doba do danas i sada je jedina autohtona vrsta kestena u srednjoj Europi i na Mediteranu (Bounous i Marinoni, 2005, Kosňovská, 2013). Za vrijeme Rimskog Carstva, stabla kestena su zbog izrazite hranjive vrijednosti kultivirana i sađena i izvan svoje prirodne zone gdje nisu bili najbolji uvjeti za njihov rast. Tada je počelo širenje šuma pitomog kestena pod direktnim antropogenim utjecajem (Zohary i Hopf, 1988). Autohtone ili kultivirane šume kestena širile su se od Kavkaza preko Turske, Grčke, Hrvatske i Slovenije do Italije, Francuske, Španjolske, Portugala, Njemačke i južne Engleske. Europski pitomi kesten raste u svim mediteranskim zemljama, jer tamo ima povoljne klimatske uvjete za

2. OPĆI DIO

svoj rast i razvoj. Jestivi plodovi te dobra kvaliteta debla čine kesten jednom od najvažnijih šumskih vrsta. Kesten je u prošlosti bio jedan od glavnih izvora hrane, posebice za ljudsku populaciju u ruralnim područjima, te vrijedan resurs za mnoga planinska područja Mediterana (Bounous i Marinoni, 2005). Na Slici 6. prikazano je stablo pitomoga kestena u gospodarskoj jedinici GJ *Vučjak - Tješnjak*, odsjek 47a, kod dugog uzorkovanja.



Slika 6. Stablo pitomog kestena u GJ *Vučjak - Tješnjak*, odsjek 47a (Izvor: Popijač, 2004.)

Pitomi kesten je listopadno drvo visine od 20 do 30 m koje ima bujnu i veliku krošnju, može dosegnuti promjer od 3 m i starost veću od 500 godina, što je vidljivo i na Slici 7. snimljenoj u gospodarskoj jedinici GJ *Vučjak - Tješnjak*, odsjek 47a.



Slika 7. Krošnja pitomog kestena u GJ *Vučjak - Tješnjak*, odsjek 47a (Izvor: Popijač, 2004.)

2. OPĆI DIO

Mladi kesten ima glatku koru, maslinastosmeđe boje sa svijetlim lenticelama, koja kasnije postaje sivosmeđa i duboko uzdužno ispucana. Korijenski sustav je snažan, s izraženom glavnom žilom. Listovi su naizmjenično raspoređeni, dugi, ušiljenog vrha, pilastog ruba, kožaste teksture i nalaze se na kratkim peteljkaama. Dugi su 12-20 cm i široki 3-6 cm, na licu su goli, a naličje im je dlakavo (Tomić, 2010). Pitomi kesten je jednodomna biljka (muški i ženski cvjetovi rastu na istoj biljci). Muški cvjetovi se obično nalaze u grupama po tri ili čak i više. Skupljeni su u uspravne 10-30 cm duge prividne klasove s dlakavim vretenom. Ženski cvjetovi nalaze se pri bazi muških cvatova. Sakupljeni su u grupice od 3 do 7 u zajednički omotač (kupolu) (Tomić, 2010). Plod pitomog kestena je smeđi oraščić s kožnatom lupinom. U početku razvoja zaštićen je zelenim omotačem iz kojeg se kasnije razvija bodljikava kupola. Kupola se za vrijeme sazrijevanja ploda raspada u dva, tri ili četiri režnja, a u njoj su 1-3 jestiva ploda. Plodovi dozrijevaju početkom listopada, a jedno stablo može godišnje roditi i do 200 kg (Domac, 1994).

Stabla kestena se pojavljuju u sastojini ili pojedinačno. Ne uspijevaju na degradiranim tlima bez humusa i na aluvijalnim tlima uz rijeke. U našim je krajevima kesten umjetno raširen sadnjom izvan prirodnog areala zbog njegove visoke hranjive vrijednosti (www.istra-istria.hr). Pitomi kesten je jedna od najkorisnijih i ekonomski najznačajnijih drvenastih vrsta. Ima važnu ulogu u privredi europskih, američkih i azijskih zemalja. Svoju je primjenu našao u mnogim granama gospodarstva. Zbog velikog sadržaja tanina koristi se kao sirovina za ekstrakciju tanina. U drvnoj industriji kao kvalitetno građevno i stolarsko drvo. Zbog visoke hranjive vrijednosti, plod se koristi za ishranu ljudi, ali i divljači u šumama gdje je kesten zastupljen. Upotrebljava se kao medonosna biljka zbog velikog udjela nektara, ali i kao ljekovita biljka zbog ljekovitosti njenih pojedinih dijelova. Zbog svega navedenog pitomi kesten je važna šumska vrsta, ali i voćkarica (Novak-Agbaba i sur. 2000).

Tla na staništima pitomog kestena su srednje duboka, umjereno vlažna i kisela (pH 4-5). Kesten ne podnosi dobro ekstremne izmjene temperatura i dobro uspijeva na područjima tople i blage klime s dovoljno vlage u zraku. Kod nas najčešće raste u kontinentalnoj Hrvatskoj do 900 m n (Novak-Agbaba i sur. 2011).

Prema podacima Hrvatskih šuma iz 2016. godine (Šumsko-gospodarska osnova područja), sastojine pitomog kestena, uređajnog razreda kesten, koje se nalaze na području uprava šuma podružnica Sisak, Karlovac, Zagreb, Koprivnica, Požega, Buzet i Bjelovar zauzimaju ukupno 15.000,23 ha. Kestenove sastojine zauzimaju najveće površine na području Uprave šuma podružnica Sisak (7.324,88 ha), Karlovac (4.750,92 ha) i Zagreb (2.244,75 ha). Od svih šumskih površina pitomog kestena glede vlasništva (za uređajni razred kesten) državnih šuma

2. OPĆI DIO

ima 8.027,87 ha, a privatnih 6.972,36 ha. Kestenove šume većinom su panjače i zauzimaju površinu od 14.580 ha, dok sjemenjače zauzimaju svega 420,21 ha šumske površine. U Upravi šuma podružnica Sisak, pitomi kesten je najzastupljeniji na području šumarije Dvor (1.955,25 ha), zatim Rujevac (1.619,56 ha) i Petrinja (1.553,79 ha).

2.13. Općenito o običnoj jeli (*Abies alba* Mill.)

Rodu *Abies* (jela) pripada visoko, uspravno, vazdazeleno crnogorično drveće (Trinajstić, 2001). Kao samostalan rod prvi ga je shvatio engleski botaničar Phillip Miller. Rod *Abies* obuhvaća oko 40 vrsta koje su rasprostranjene u umjerenim područjima sjeverne polutke, u sjevernoj Africi i na Himalaji. Jele vrlo dobro uspijevaju u hladnoj i vlažnoj klimi. Većinom su alopatrijske vrste, no na zapadu Sjeverne Amerike, u Japanu i nešto malo u mediteranskom području postoje i simpatrijske vrste (Vidaković, 1993).

Obična jela (*Abies alba* Mill.) u šumama Republike Hrvatske raste na približno 200.000,00 ha (Vukelić i Baričević, 2001). Jedna je od najznačajnijih klimatogenih i gospodarskih vrsta drveća u području prebornih šuma (Matić i sur. 2006). Prema šumskogospodarskoj osnovi područja (20016 - 2025.) u drvnj zalihama sudjeluje s 8%, a u godišnjem etatu 6%.

Tvori čiste ili mješovite sastojine s običnom bukvom i običnom smrekom na vapnenačkoj i silikatnoj podlozi. Dolazi u četiri definirane i jasno opisane šumske zajednice. Prirodno je rasprostranjena u Dinaridima te u gorskim predjelima između Save i Drave (Gračan i sur. 1999). Optimalna visinska rasprostranjenost jele je od 400 do 1.500 m nadmorske visine. Štetne posljedice negativnog antropogenog utjecaja na okoliš postaju vidljive u osamdesetim godinama prošlog stoljeća. Onečišćenja atmosfere i pedosfere rezultiraju pojavom propadanja šuma, a ogledaju se u oslabljenoj vitalnosti mnogih vrsta drveća. Pojava propadanja šuma došla je do izražaja istodobno gotovo u cijeloj Europi i Sjedinjenim Američkim Državama. Obična jela kao vrsta uske ekološke valencije osobito je osjetljiva na onečišćenje i jedna je od najugroženijih vrsta i u Hrvatskoj i u Europi.

Obična jela (*Abies alba* Mill.) je zimzeleno stablo iz porodice borovki (*Pinaceae*). Stablo može narasti i do 60 metara (Gradečki-Poštenjak, 2010). Krošnja je u početku široko piramidalna no u staroj dobi vrh postaje ravan, kao odrezan. Promjer debla može biti do 2 metra. U mladosti je kora glatka i siva, a kasnije potamni i ispucala u uglaste ljuske, unutrašnji dio kore je crvenkast s vrećicama punim smole. Korijen je dubok i dobro razvijen, snažnih bočnih žila. Grane su smještene horizontalno u pršljenovima, mlade grančice su dlakave, kasnije ogole. Pupoljci su kestenjaste boje, dugi do 3 mm, skupljeni u pršljenove, nisu smolasti. Igljice su češljasto

2. OPĆI DIO

poredane u dva reda, duge do 30 mm, široke oko 3 mm, tupe, plosnate i mekano kožastog osjeta. Na donjoj strani iglica vidljive su dvije paralelne bijele pruge. Na granama ostaju i do 8 godina. Cvjetovi su jednodomni (muški i ženski cvjetovi rastu na istoj biljci), na gornjim granama i cvjetaju od travnja do lipnja (Vidaković i Gračan, 2001). Muški cvjetovi su žućkasti, cilindrični, javljaju se u pazušcima iglica, ukoso su usmjereni prema dolje. Ženski cvjetovi su blijedo zeleni, uspravni, na kratkoj dršci. Zreli češeri su dugi 10-30 cm, široki 3-5 cm, dozrijevaju u rujnu i listopadu iste godine a kada dozru raspadaju se na grani te ih se tako ne može naći cijele na tlu. Sjeme je okriljeno, crvenkastosmeđe, trokutasto i plosnato, dugo 7-10 mm (Vidaković, 1993). Tvori čiste ili mješovite sastojine sa običnom bukvom i običnom smrekom na vapnenačkoj i silikatnoj podlozi. Dolazi u četiri šumske zajednice. Jela obilno praši pelud no kako je siromašan bjelančevinama pčele ga slabo sakupljaju. Zato sakupljaju velike količine medljike – medne rose koja nastaje izlučevinama biljnih ušiju, te dosta propolisa. Prinos po košnici je do 80 kg, na jednom hektaru može se sakupiti i do 700 kg medljike. Medljika je ukusna, tamnozeleno, mirisa na smolu i brzo se kristalizira (Kezić i sur. 1997).

Štetne posljedice negativnog antropogenog utjecaja na okoliš postaju vidljive u osamdesetim godinama prošlog stoljeća, naročito posljedice na šume obične jele. Onečišćenja atmosfere i pedosfere rezultiraju pojavom propadanja šuma, a ogledaju se u oslabljenoj vitalnosti mnogih vrsta drveća. Obična jela kao vrsta uske ekološke valencije osobito je osjetljiva na onečišćenje i jedna je od najugroženijih vrsta i u Hrvatskoj i u Europi. Značajna oštećenost jelovih stabala u Hrvatskoj iznosila je 2009. godine 72,4 % (Gradečki-Poštenjak, 2010).

Obična jela, koja je (među 40-tak vrsta roda *Abies* iz umjerenih područja Europe, Azije i Sjeverne Amerike) jedina autohtona jela u Hrvatskoj, prirodno je rasprostranjena u visokogorskim predjelima Srednje, Južne i dijela Zapadne Europe. Prirodno je rasprostranjena u Dinaridima te u gorskim predjelima između Save i Drave (Gračan i sur. 1999). Visinska rasprostranjenost jele u Hrvatskoj je od 400 do 1.500 m nadmorske visine. Reprezentativne šume obične jele nalaze se i u Nacionalnom parku Velebit (NP Velebit), odakle je preuzeta Slika 8.



Slika 8. Šuma obične jele (Izvor: NP Velebit)

2.14. Određivanje transfer faktora

Za utvrđivanje unosa radionuklida iz tla kako bi kvalitativno utvrdili vrijednosti, često se koriste tzv. čimbenici prijenosa, kao parametri koji predstavljaju omjer razine onečišćenja biljaka s razinom onečišćenja tla. Kontaminacija biljaka obično se izražava kao količina radioaktivnosti po jedinici mase tvari (Bq/kg suhe ili svježe mase). Kontaminacija tla se obično izražava kao količina radioaktivnosti po jedinici površine (Bq/m^2) ili po jedinici suhe mase (Bq/kg), gdje se posljednja definicija obično odnosi na standardizirane dubine tla (IAEA, 2002). U konceptu faktora prijenosa, pretpostavlja se da su koncentracije radionuklida u biljci i tlu povezane prolazom linearnih funkcija (SEMINAT, 2000, IAEA 2002). Izračun vrijednosti transfer faktora je nužan za mnoge modele procjene stanja okoliša kako bi se pomoću njega predvidjela koncentracija radionuklida za određene biljne vrste uz očekivanu kontaminaciju tla te kako bi poslužio za procjenu utjecaja štetne doze na čovjeka. Tijekom godina razvijane su različite definicije faktora prijenosa za radioekološke modele s različitim ciljevima (Steiner i sur. 2002). Biljka iz tla uzima hranjive materijale koji su joj potrebni za rast i razvoj. Tlo može sadržavati radionuklide prirodnog i antropogenog porijekla, pa biljka tijekom svog razvoja apsorbira

2. OPĆI DIO

radionuklide iz tla preko korijena (ako se izuzme mogućnost depozije radionuklida na krošnjama), nakon čega se oni transportiraju kroz provodni sustav stabla do lišća i plodova (Calmon i sur. 2009). Također biljka je i važan član u lancu ljudske ishrane, odnosno neophodno je poznavati radioaktivnost u biljnim kulturama (kao i u jestivim divljim svojstama), kako bi se procijenila efektivna doza koju čovjek primi uslijed ingestije (Solecki i Chibowski, 2002). Svi modeli koji se koriste za proračun efektivne doze, koriste transfer faktor kao kvalitativnu mjeru prelaska radionuklida iz jedne karike lanca u drugu. Iz tog razloga se transfer radionuklida kroz lance ishrane intenzivno proučava u posljednjih 50 godina. Međunarodna Agencija za Atomsku Energiju, IAEA (2002) je na osnovu velikog broja istraživanja napravila široku bazu podataka za vrijednosti transfer faktora radionuklida iz tla u biljke (Bikit i sur. 2006).

Transfer faktor (Tf) definira se kao odnos specifične aktivnosti radionuklida u biljci (Bq/kg) i specifične aktivnosti istog radionuklida u tlu (Bq/kg).

Transfer faktor zavisi od više faktora:

- fizičko-kemijskih karakteristika radionuklida;
- oblika nataloženih padalina ili otpada (u slučaju proizvedenih radionuklida);
- vremena koje je proteklo od zagađenja (u slučaju proizvedenih radionuklida) ;
- karakteristika tala;
- vrste biljne kulture i
- načina obrade tala.

Akumulacija radionuklida u biljnim kulturama koje se najčešće uzgajaju zavisi i od tipova tala (Steiner i sur. 2002). Razlike u transfer faktorima za različite vrste tala mogu varirati i do reda veličine (Barišić i sur. 1994). Karakteristike tala koje utječu na ove vrijednosti su: mineraloški i granulometrijski sastav tla, organski sastav tla, pH i plodnost tla (Gerzabek, 2003). Razlika u biološkim karakteristikama pojedinih biljnih vrsta također može biti uzrok u velikim razlikama u transfer faktorima (Calmon i sur. 2009). Razlog tome su varijacije u metabolitičkim i biokemijskim mehanizmima usvajanja radionuklida od strane biljaka, kemijska priroda radionuklida, mehanizmi detoksikacije, hidrološki uvjeti u tlu, biljkama dostupne koncentracije u rizosferi u tlu (IAEA, 2002). Plodnost tla, trajanje vegetacijskog razdoblja i karakter distribucije korjenova sustava u tlu također utječu na transfer faktor (Larsson, 2008). Razlika u akumulaciji preko korjenova sustava među različitim biljnim vrstama može iznositi faktor 100.

3. MATERIJAL I METODE

3. MATERIJAL I METODE

Istraživanje je provedeno na tkivima pitomog kestena (*Castanea sativa* Mill.), kao predstavniku kritosjemenjača, s evolucijski naprednijim provodnim sustavom koji je zbog prisustva traheja karakteriziran bržim protokom u ksilemu u Banovini (okolica Petrinje), i na običnoj jeli (*Abies alba* Mill.), kao predstavniku golosjemenjača, s primitivnijim provodnim sustavom karakteriziranim traheidama i sporijim protokom u ksilemu u Lici (okolica Vrhovina), te tlima neposredno uz stabla. Obje navedene lokacije smatraju se među jače kontaminiranim za vrijeme černobilske katastrofe u Hrvatskoj (Barišić i Lulić, 1990), a raspored uzorkovanja prikazan je u Tablici 1.

Tablica 1. Lokacije uzorkovanja s podacima o uzorkovanim stablima

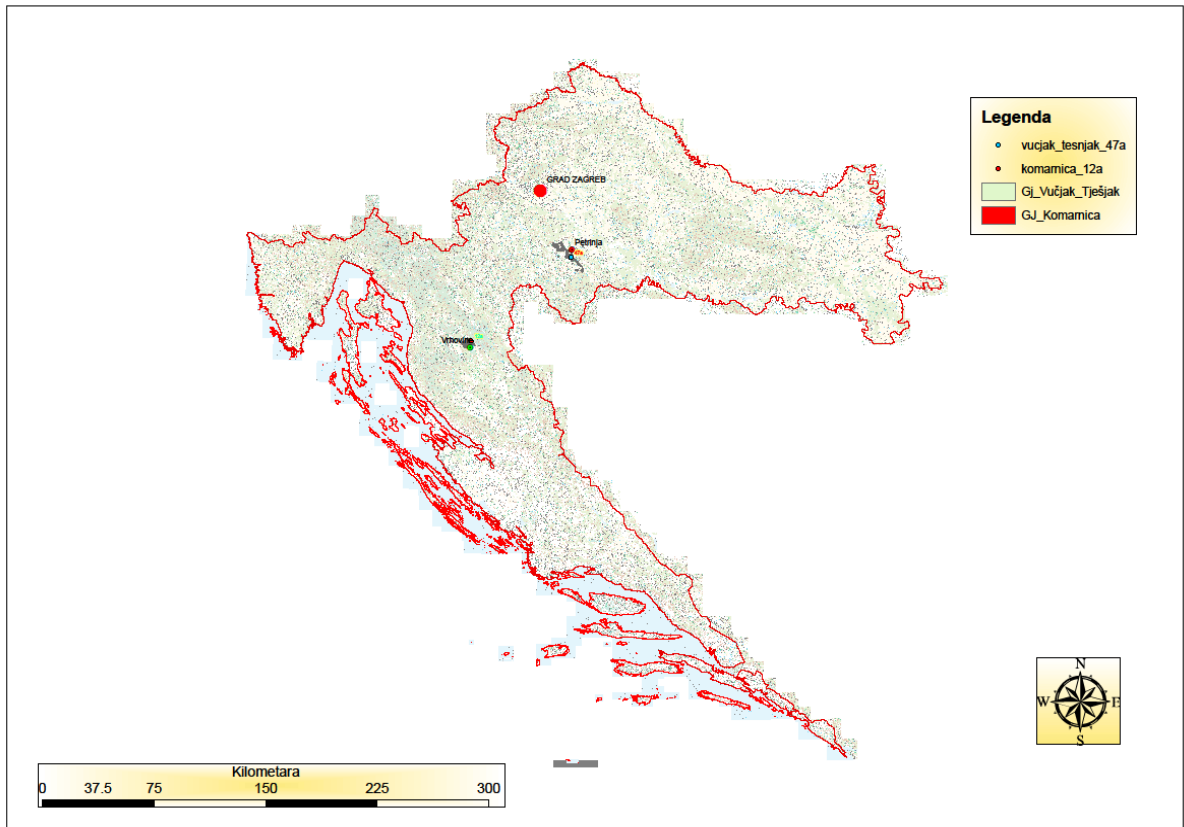
Lokacija	Datum uzorkovanja	Stablo	Vrsta uzorka
Gospodarska jedinica (GJ) <i>Komarnica</i> , odsjek 12a	4. 12. 2003. Prsni promjer= 52 cm Visina stabla= 25 m Starost= 94 g	Obična jela 1	kolutovi, iglice, korijen i postrano korijenje, vršni izbojci, tlo uz stablo
Gospodarska jedinica (GJ) <i>Komarnica</i> , odsjek 12a	3. 9. 2004. Prsni promjer= 54 cm Visina stabla= 25,5 m Starost= 101 g	Obična jela 2	kolutovi, iglice, korijen i postrano korijenje, vršni izbojci, tlo uz stablo
Gospodarska jedinica (GJ) <i>Komarnica</i> , odsjek 12a	27. 3. 2017. Prsni promjer=57 cm Visina stabla= 25 m Starost= 130 g	Obična jela 3	kolutovi, iglice, vršni izbojci, tlo uz stablo
Gospodarska jedinica (GJ) <i>Vučjak - Tješnjak</i> , odsjek 47a	2. 12. 2003. Prsni promjer=18 cm Visina stabla=12 m Starost=23 g.	Pitomi kesten 1	kolutovi, lišće, vršni izbojci, plod, ježine, tlo uz stablo
Gospodarska jedinica (GJ) <i>Vučjak - Tješnjak</i> , odsjek 47a	23. 6. 2004. Prsni promjer=19 cm Visina stabla=14 m Starost=55 g.	Pitomi kesten 2	kolutovi, lišće, vršni izbojci, plod, ježine, tlo uz stablo
Gospodarska jedinica (GJ) <i>Vučjak - Tješnjak</i> , odsjek 47a	15. 10. 2016. Prsni promjer=21 cm Visina stabla=16 m Starost=67 g.	Pitomi kesten 3	kolutovi stabla pitomog kestena, lišće, vršni izbojci, tlo uz stablo

3. MATERIJAL I METODE

3.1. Lokacije uzorkovanja

Lokacije prikupljanja uzoraka prikazane na Slici 9. bile su sljedeće:

- 1) Gospodarska jedinica (GJ) *Vučjak - Tješnjak*, odsjek 47a, šumarija Petrinja, Uprava šuma podružnica (UŠP) Sisak
- 2) Gospodarska jedinica (GJ) *Komarnica*, odsjek 12a, šumarija Vrhovine, Uprava šuma podružnica (UŠP) Gospić



Slika 9. Lokacije uzorkovanja (GJ *Vučjak - Tješnjak*, odsjek 47a i GJ *Komarnica*, odsjek 12a) (Karta je izrađena u softwear-u, ArcGis, Pro-silva d.o.o., 2017)

Stanište pitomog kestena u GJ *Vučjak - Tješnjak*, odsjek 47a pripada uređajnom razredu šuma hrasta kitnjaka i običnog graba s bukvom koje je razvijeno na geološkoj podlozi vapnenaca i lapora, na kojoj se razvilo lesivirano tlo (luvisol) koje pripada klasi eluvijalno-iluvijalnih tala s općenitim sklopom profila A – E – B - C ili R (gdje A označava humusno-akumulativni horizont, E eluvijalni horizont, B iluvijalni horizont, C rastresiti, a R kompaktni matični supstrat). Ta se tla formiraju na ilovastim supstratima ili stijenama čijim se raspadanjem može formirati dublji profil. Vezani su uz humidna područja u kojima se mogu formirati descendentni tokovi vode. Matični supstrat predstavljaju silikatni i silikatno karbonatni supstrati, vapnenci i dolomiti, mehanički sastav čine ilovača i glina, a pH tla je obično u rasponu 4-6. Za lesivirana

3. MATERIJAL I METODE

tla karakteristično je ispiranje čestica glina iz E horizonta i njihovo akumuliranje u B horizontu. Eluvijalno-iluvijalna migracija glina odigrava se u uvjetima umjerene kiselosti (pH 5-6). Teksturno diferenciranje luvisola često može biti potencirano pritjecanjem eolskog nanosa u površinske slojeve. Plodnost tla ovisi o sadržaju hranjiva i propusnosti za vodu.

Stanište obične jele u GJ *Komarnica*, odsjek 12a pripada uređajnom razredu šuma crnog i običnog bora s kukurijekom koje je razvijeno na geološkoj podlozi dolomita i vapnovitih dolomita, na kojoj se razvilo tlo rendzine na dolomitu i vapnencu.

Rendzine se formiraju u različitim bioklimatskim uvjetima, na supstratima koji sadrže više od 10% CaCO_3 i koji mehaničkim raspadanjem daju karbonatni regolit. Pripadaju klasi kambičnih tala s općenitim sklopom profila A-(B)-C(R) (gdje A označava humusno-akumulativni horizont, (B) kambični horizont (horizont metamorfoze in situ), C rastresiti, a R kompaktni matični supstrat). Ovaj tip tla ima veliki broj nižih pedosistemskih jedinica. Najzastupljenije su na flišnim serijama i šećerastim dolomitima (potonje su gospodarski najvažnije). S gledišta pedogenetskih procesa, rendzine su tip eluviranih litogenih humusno-karbonatnih crnica i formiraju se kao daljnji razvojni stadij iz karbonatnih sirozema (regosola) (Gračan i sur. 1999). Uz mehaničko raspadanje stijena glavni pedogenetski proces je akumulacija zrelog humusa s formiranim organomineralnim kompleksom kojeg čine kalcijhumati i argilohumati (Amo horizont). Rendzine imaju vrlo različit sadržaj karbonata (CaCO_3 od 0-50%), sadrže 3-20% humusa i 0,2-0,8% ukupnog dušika. Reakcija je neutralna do slabo kisela (pH u rasponu od 7,0-8,0), a koncentracija topljivog P_2O i K_2O najčešće je srednje visoka. Daljnja evolucija rendzina je ispiranje karbonata i nastanak izluženih (beskarbonatnih) rendzina.

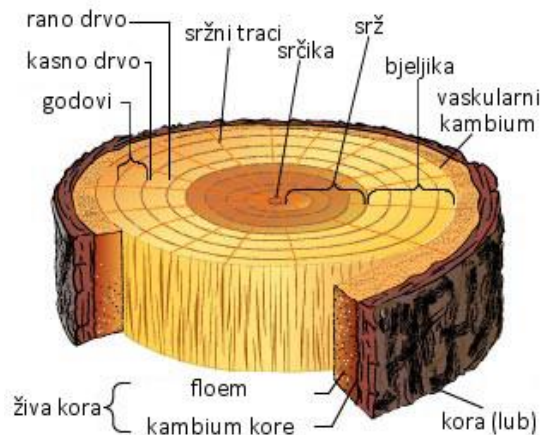
3.2. Metoda prikupljanja uzoraka

U šumskom ekosustavu na dvije odabrane lokacije, GJ *Vučjak - Tješnjak*, odsjek 47a i GJ *Komarnica*, odsjek 12a, istraživana su stabla pitomog kestena (1, 2, 3) i obične jele (1, 2, 3) i zabilježene koordinate mjesta uzimanja uzoraka stabala i tala. Stabla su oborena na terenu od strane licenciranih radnika poduzeća Hrvatske šume d.o.o. nakon čega su izmjerene dimenzije debla na kojima su izrezani kolotovi za daljnje sekcioniranje, (shema poprečnog presjeka stabla prikazana je na Slici 10.). Iskopane su jame uz stabla obične jele u kojima je prikupljeno korijenje za ispitivanje. Uz sva uzorkovana stabla su prikupljeni i uzorci tala.

3. MATERIJAL I METODE

3.2.1. Uzorkovanje pitomog kestena

Na oborenim stablima pitomog kestena (*Castanea sativa* Mill.) uzimani su uzorci biološkog materijala za mjerenje aktivnosti ^{137}Cs u biljnom tkivu, u tri navrata: 2. 12. 2003., 3. 9. 2004. i 15. 10. 2016. godine.



Slika 10. Shema poprečnog presjeka stabla (Izvor: http://bonsai-zen.hr/osnove_botanike/)

Prvo uzorkovanje na stablu pitomog kestena obavljeno je za vrijeme mirovanja vegetacije 2. 12. 2003. godine, te su uzorci odmah i izmjereni. U gospodarskoj jedinici *Vučjak-Tješnjak*, u odsjeku 47a, oboreno je stablo pitomog kestena izraslo iz panja s četiri izbojna stabla. S prvog oborenog stabla uzeti su kolotovi na visini debla od 0,2 m, 4,0 m i 8,0 m, prikazani na Slikama 11., 12. i 13., koji su potom stratificirani na uzorke biološkog materijala, odnosno izdvajani su pojedinačni uzorci iz mrtve i žive kore, kambija, te godova s vremenskim koracima od jedne godine za prva tri najmlađa goda te po dvije godine do središta debla. Na kolotu oborenog stabla na visini od 0,2 m izdvajani su godovi posebno za 2003., 2002. i 2001. godinu, a u razdoblju od 1981-2000. godine izdvajani su godovi u sekcijama od dvije godine, te kao jedan uzorak za razdoblje od 1977 - 1980. godine. Broj godova na visini panja ukazao je na starost uzorkovanog stabla pitomog kestena od 26 godina (što istovremeno nije i starost cijelog uzorkovanog tkivima kestena, s obzirom na rast iz panja). Na kolotovima oborenog stabla na visinama od 4,0 i 8,0 metara na isti je način prikupljan uzorak godova, s time da je na četiri metra obuhvatio razdoblje od 1977 - 2003. godine, a na visini od 8,0 metara razdoblje od 1983 - 2003. godine. Grančice (vršni izbojci) stabla uzorkovani su kao pojedinačni godišnji uzorci za izbojke koji su izrasli u razdoblju od 2003. godine na visini 12,0 m. Uzorkovano je lišće (lisna masa pitomog kestena), plodovi pitomog kestena, ježine pitomog kestena i tlo u blizini uzorkovanog stabala pitomog kestena (kompozitni uzorak tla na dubini 0-15 cm za gamaspektrometrijsku analizu).

3. MATERIJAL I METODE



Slika 11. Kolut pitomog kestena na visini 0,2 m (2. 12. 2003.; GJ *Vučjak-Tješnjak*, odsjek 47a)
(Izvor: Popijač, 2003.)



Slika 12. Kolut pitomog kestena na visini 4,0 m (2. 12. 2003.; GJ *Vučjak-Tješnjak*, odsjek 47a)
(Izvor: Popijač, 2003.)



Slika 13. Kolut pitomog kestena na visini 8,0 m (2. 12. 2003.; GJ *Vučjak-Tješnjak*, odsjek 47a)
(Izvor: Popijač, 2003.)

3. MATERIJAL I METODE

Drugo uzorkovanje na stablu pitomog kestena obavljeno je za vrijeme vegetacije 3. 9. 2004. godine, a uzorci su odmah i analizirani, također u GJ *Vučjak-Tješnjak*, odsjek 47a, pri čemu je oboreno stablo pitomog kestena izraslo iz istog panja kao i stablo kod prvog uzorkovanja. S oborenog stabla uzeti su uzorci kolutova istom dinamikom, odnosno na visini debla od 0,2 m, 4,0 m i 8,0 m, a koji su potom stratificirani na uzorke biološkog materijala, odnosno izdvajani su uzorci iz mrtve i žive kore, kambija, te godova s vremenskim koracima od jedne godine za prva četiri najmlađa goda (2001 - 2004.) te po dvije godine do središta debla. Broj godova na visini panja pokazala je starost stabla pitomog kestena od 55 godina (što također istovremeno ne predstavlja i starost jedinke, zbog rasta iz panja). Na kolutu oborenog stabla na visini od 4,0 m izdvajani su godovi posebno za 2004., 2003., 2002. i 2001. godinu, a u razdoblju od 1977 - 2000. godine izdvajani su godovi u sekcijama od dvije godine. Na visini od 8,0 metara izdvajani su godovi posebno za 2004., 2003., 2002. i 2001. godinu, a u razdoblju od 1987 - 2000. godine izdvajani su godovi u sekcijama od dvije godine. Grančice (vršni izbojci) stabla (Slika 14.) uzorkovane su kao pojedinačni godišnji uzorci za izbojke koji su izrasli u razdoblju od 2002 - 2004. godine na visini 14,0 m. Uzorkovano je lišće koje se već pomalo osušilo, odnosno gubilo fiziološku funkciju prije opadanja (lisna masa pitomog kestena), plodovi pitomog kestena, ježine pitomog kestena, u fazi zriobe (Slika 15.) i tlo u blizini uzorkovanog stabala pitomog kestena (kompozitni uzorak tla na dubini 0-15 cm za gamaspektrometrijsku analizu).



Slika 14. Vršni izbojak pitomog kestena

Izvor: <http://hrast.sumfak.hr/~dendrolo/atlas/028a.htm>



Slika 15. Plodovi i ježine pitomog kestena

Izvor: Borna (eZadar)

Treće uzorkovanje je provedeno 15. 10. 2016. godine na istoj lokaciji u GJ *Vučjak-Tješnjak*, odsjek 47a, u svrhu komparacije dijela rezultata nakon dužeg razdoblja proteklog od posljednjeg uzorkovanja (12 godina), također na istoj lokaciji, odnosno na stablu pitomog kestena koje je izraslo iz istog panja kao i za dva prethodna uzorka. Uzorci su analizirani u siječnju 2017. godine. S oborenog stabla uzeti su kolutovi na visini od 4,0 metra, a koji su potom stratificirani na uzorke biološkog materijala, odnosno izdvajani su uzorci iz mrtve i žive

3. MATERIJAL I METODE

kore, kambija, godova s vremenskim koracima od jedne godine za četiri najmlađa goda (2013 - 2016.), godova s vremenskim koracima od po dvije godine (2003 - 2012. godine), kada je provedeno prvo ispitivanje, te skupine godova od pet godina (1974 - 2002.) i kao jedan uzorak u razdoblju od 1970 - 1973. godine, odnosno do središta debla. Uzorkovani su i jednogodišnji vršni izbojci grana krošnje i lišće (lisna masa pitomog kestena) na visini 16,0 m i tlo u blizini uzorkovanog stabala pitomog kestena (u 2017. godini prikupljeni kompozitni uzorci tla na dubini od 0-15 cm za gamaspektrometrijsku i granulometrijsku analizu).

Kod uzorkovanja pitomog kestena nisu analizirani uzorci korijena. Razlog tomu bila je činjenica da je korijen pitomog kestena sa žilom srčanicom dubok i razvijen, pa bi duboko kopanje ugrozilo okolno stanište i preostale izdanke, obzirom da se odabrani prvi uzorak nalazio u uzgojnom obliku panjače. Takva povoljna činjenica, omogućila je provođenje sljedeća dva uzorkovanja na istom lokalitetu na deblima koja su izrasla iz zajedničkog korijena, odnosno panja.

3.2.2. Uzorkovanje obične jele

Na oborenim stablima obične jele (*Abies alba* Mill.) uzimani se uzorci biološkog materijala za mjerenje aktivnosti ^{137}Cs u biljnom tkivu, u tri navrata: 4. 12. 2003., 3. 9. 2004. i 27. 3. 2017. godine u GJ *Komarnica*, odsjek 12a.

Prvo uzorkovanje na stablu obične jele, 25 m visine i prsnog promjera 56 cm, obavljeno je za vrijeme mirovanja vegetacije 4. prosinca 2003. godine. U gospodarskoj jedinici *Komarnica*, u odsjeku 12a, oboreno je stablo obične jele, te su otpiljeni kolutovi na visini debla od 0,1 m, 8,0 m i 16,0 m, a koji su potom stratificirani na uzorke biološkog materijala, odnosno izdvajani su uzorci iz kore i kambija, te godova s vremenskim koracima do središta debla. Na kolutu oborenog stabla na visini od 0,1 m u razdoblju od 1974 - 2003. godine izdvajani su godovi u sekcijama od dvije godine, za razdoblje od 1944 - 1973. godine u sekcijama od četiri godine i zatim kao jedan uzorak za razdoblje od 1909 - 1943. godine. Broj godova na visini panja ukazuje na starost stabla jele od 94 godine (što istovremeno predstavlja i starost dotičnog tkivima jele). Na kolutovima oborenog stabla na visinama od 8,0 i 16,0 metara je istom dinamikom prikupljan uzorak godova, s time da je na četiri metra obuhvatio razdoblje od 1958 - 2003. godine, a na visini od 16,0 metara razdoblje od 1978 - 2003. godine. Uzorkovan je glavni korijen i postrano korijenje (kora i drvo), te su razdvajane grupe uzoraka po dimenzijama promjera (< od 1 mm, 1 - 2 mm, 3 - 4 mm, 5 - 8 mm, 9 - 16 mm, 17 - 24 mm i 25 - 38 mm). Grančice (vršni izbojci) stabla uzorkovani su kao pojedinačni godišnji uzorci za izbojke koji su izrasli u razdoblju od 1994 - 2003. godine na visinama 8,0 m, 16,0 m, te na visini od 25,0 m u

3. MATERIJAL I METODE

razdoblju od 1997 - 2003. godine. Uz vršne izbojke prikupljeni su i uzorci iglica sa tih vršnih izbojaka na visinama 8,0 m, 16,0 m i 25,0 m. Za gamaspektrometrijsku analizu uzorkovano je tlo u blizini uzorkovanog stabala obične jele (kompozitni uzorak tala dubine 0-15cm).

Drugo uzorkovanje na stablu obične jele obavljeno je za vrijeme vegetacije u 3. 9. 2004. godine. U gospodarskoj jedinici *Komarnica*, u odsjeku 12a, oboreno je stablo obične jele, 24,5 m visine i prsnog promjera 54 cm, te su uzeti kolotovi na visini debla od 0,1 m, 8,0 m i 16,0 m, a koji su potom stratificirani na uzorke biološkog materijala, odnosno izdvajani su uzorci kore, kore i kambija, te godova s vremenskim koracima do središta debla.

Na kolutu oborenog stabla na visini 0,1 m u razdoblju od 1945 - 2004. godine izdvajani su godovi u sekcijama od po pet godina, a za razdoblje od 1903 - 1944. godine u sekcijama od deset godina. Broj godova na visini panja pokazala je starost stabla jele od 101 godine (što istovremeno predstavlja i starost dotičnog tkiva jele). Na kolotovima oborenog stabla na visinama na visinama od 8,0 i 16,0 metara je istom dinamikom prikupljan uzorak godova, s time da je na osam metra obuhvatio razdoblje od 1927 - 2004. godine, a na visini od 16,0 metara razdoblje od 1960 - 2004. godine. Uzorkovan je glavni korijen i postrano korijenje (kora i drvo), te su razdvajane grupe uzoraka po dimenzijama promjera (< od 1 mm, 1 – 2 mm, 3 – 4 mm, 5 – 8 mm, 9 – 16 mm, 17 – 24 mm i 25 - 38 mm). Grančice (vršni izbojci) stabla uzorkovani su kao pojedinačni godišnji uzorci za izbojke koji su izrasli u razdoblju od 1994 - 2004. godine na visinama 8,0 m, 16,0 m, te na visini od 25,0 m u razdoblju od 1996 - 2004. godine. Uz vršne izbojke prikupljeni su i uzorci iglica sa tih vršnih izbojaka na visinama 8,0 m, 16,0 m i 25,0 m. Za gamaspektrometrijsku analizu uzorkovano je i tlo u blizini uzorkovanog stabala obične jele (kompozitni uzorak tala dubine 0-15cm).

Treće uzorkovanje na stablu obične jele obavljeno je 27. 3. 2017. godine u svrhu komparacije dijela rezultata nakon dužeg razdoblja proteklog od posljednjeg uzorkovanja (12 godina). U gospodarskoj jedinici *Komarnica*, u odsjeku 12a, oboreno je stablo obične jele 26,0 m visine i prsnog promjera 59 cm, te je uzet kolot (Slika 18.) koji je potom stratificiran na uzorke biološkog materijala, odnosno izdvajani su uzorci kore, kore i kambija, te godova s vremenskim koracima do središta debla. Uzorci za tu analizu odabrani su na visini 0,1 m jer je to najniži nivo nadzemnog dijela stabla u kojem se odvija aktivan životni ciklus što je usporedivo s prva dva uzorkovanja kako bi se utvrdila aktivnost ^{137}Cs . Na slici 17. prikazana je kora stabla obične jele uzorkovanog u gospodarskoj jedinici *GJ Komarnica*, odsjek 12a.

U razdoblju od 1974 - 2016. godine izdvajani su godovi u sekcije od po dvije godine, a za razdoblje od 1939 - 1973. godine u sekcijama od pet godina, te kao jedan uzorak za razdoblje od 1887 - 1938 godine. Broj godova na visini panja pokazala je starost stabla (i dotičnog tkiva)

3. MATERIJAL I METODE

jele od 130 godina. Grančice (vršni izbojci) stabla (Slike 16. i 19.) uzorkovani su kao pojedinačni godišnji uzorci za izbojke koji su izrasli u razdoblju od 2013 - 2016. godine na visini od 26,0 m. Uz vršne izbojke prikupljeni su i uzorci iglica s tih vršnih izbojaka na visini 26,0 m.



Slika 16. Vršni izbojci sa iglicama obične jele, GJ *Komarnica*, odsjek 12a
(Izvor: Popijač, 2017)



Slika 17. Kora stabla obične jele, GJ *Komarnica*, odsjek 12a
(Izvor: Popijač, 2017)



Slika 18. Kolut obične jele na visini 0,1 m (27. 3. 2017., GJ *Komarnica*, odsjek 12a)
(Izvor: Popijač, 2017)

3. MATERIJAL I METODE



Slika 19. Vršni izbojci obične jele na visini 25,0 m (27. 3. 2017.; GJ *Komarnica*, odsjek 12a)
(Izvor: Popijač, 2017)

Za analizu koncentracije ^{137}Cs u tlu gamaspektrometrijskom metodom prikupljeni su kompozitni uzorci tala 2003., 2004. i 2017. godine, a uzorci tala za utvrđivanje postotnog udjela glina, količine organske tvari i koncentracije kalija, prikupljeni su 2017. godine, za obadvije analize na dubini od 0-15 cm i 0-5 cm s lokaliteta GJ *Vučjak - Tješnjak*, odsjek 47a, (Slika 20. i 21.), i na dubini od 0-15 cm u GJ *Komarnica*, odsjek 12a, uz oborena stabla pitomog kestena i obične jele. Za potrebe analiza prikupljeno je cca 1 kg prosječnog uzorka (uzetog s više mjesta (5), homogeniziranog, u narušenom stanju) za svaku pojedinačnu analizu.



Slika 20. Prikupljanje uzoraka tla
(14. 4. 2017.; GJ *Vučjak - Tješnjak*,
odsjek 47a), (Izvor: Popijač, 2017)



Slika 21. Prikupljanje uzoraka tla
(14. 4. 2017.; GJ *Vučjak - Tješnjak*, odsjek
47a), (Izvor: Popijač, 2017)

3. MATERIJAL I METODE

3.3. Gamaspektrometrijska metoda

Gama spektrometrija je široko primjenjiva metoda za analizu radionuklida upotrebom visoko rezolucijskih germanijevih (HPGe) poluvodičkih detektora. Gamaspektrometri su detektori koji kada su dovedeni u više potencijalno energetska stanje miruju dok kroz njih ne prođe ionizirajuće zračenje koje uzrokuje prelazak sistema u niže energetska stanje. Rasapom energije visoko energijskog elektrona koji nastaje interakcijom fotona (gama zrake) i germanijevog kristala detektora nastaju slobodni elektroni i pozitivne šupljine. Upotrebom napona parovi elektron-šupljina proizvode električni impuls čiji intenzitet je proporcionalan energiji fotona apsorbiranoj u detektoru. Električni impulsi šalju se preko elektroničkih komponenti pretpojačala i pojačala u analizator. Električni impuls određenog intenziteta smješta se u točno određenu memorijsku lokaciju analizatora. Povezivanje broja memorijske lokacije (kanala) u analizatoru i intenziteta impulsa (energije fotona) omogućava identifikaciju radionuklida, a broj impulsa određenog intenziteta u kanalu koje zabilježi analizator mjeri je količine radionuklida prisutnih u uzorku. Stoga je za identifikaciju i kvantifikaciju radionuklida gama spektrometrijom potrebna kalibracija sustava, energetska i efikasnosti. Energetska kalibracija uključuje izračun dva seta parametara; energiju u odnosu na broj kanala ($E - Ch$) te oblik fotovrha u odnosu na energiju ($FWHM - E$). Kalibracija efikasnosti podrazumijeva izračunavanje efikasnosti poluvodičkog detektorskog sustava kao funkciju energije. To uključuje sve efekte koji se javljaju kod detekcije – efekte u intrinzičkom kristalu, geometriju uzorak-detektor, apsorpciju energije gama zraka u matriksu izvora kao i efekte u materijalu izrade samog detektora. Kalibracija efikasnosti potrebna je za svaku kombinaciju geometrije izvor-detektor (disk, kutija, točkasti izvor, itd). Kvantitativno određivanje je moguće tek nakon kalibracije efikasnosti sa standardom koja se izvodi u istoj geometriji i matriksu kakav je nepoznati uzorak. Gamaspektrometrijski sustav se u načelu sastoji od visoko rezolucijskog germanijevog poluvodičkog detektora (HPGe) koji je smješten u olovnoj zaštiti, visokonaponske jedinice, pretpojačala i pojačala, višekanalnog analizatora (MCA), memorijskog dijela, te izlazne jedinice i računala. U cilju maksimalnog prigušenja elektroničkih smetnji, detektorski sustav je hlađen na temperaturu tekućeg dušika.

Aktivnost svih uzoraka mjerena je u Laboratoriju za radioekologiju Zavoda za istraživanje mora i okoliša, Instituta «Ruđer Bošković». Laboratorij je od 2008 godine akreditiran za gamaspektrometrijska mjerenja te su ona obavljana prema procedurama sukladno zahtjevima međunarodne norme HRN EN ISO/IEC 17025:2007. Prije mjerenja, svi uzorci su homogenizirani, osušeni u sušioniku do konstantne mase, te potom smješteni u mjerne posude

3. MATERIJAL I METODE

volumena 125 cm³, odvagani i hermetički zatvoreni. Za mjerenja je korišten HPGe (hyper pure germanium) detektorski sustav «InSpector» proizvođača Canberra (Slike 22. i 23.) pri čemu je svaki uzorak mjeren u trajanju od 80000 sekundi. Za analizu snimljenih gama-spektara korišten je program Genie 2000 istog proizvođača. Koncentracija aktivnosti ¹³⁷Cs u uzorcima određivana je iz foto-vrha na energiji od 661,6 keV-a, a koncentracija aktivnosti ⁴⁰K iz foto-vrha na energiji od 1460,7 keV-a. Pouzdanost sustava je provjeravana tijekom interkomparacijskih mjerenja, redovito kako prije tako i nakon akreditacije metode.

3.3.1. Izračun koncentracija aktivnosti i mjerna nesigurnost

Koncentracija/masena aktivnost pojedinog nuklida u uzorku izračunavana je shodno relaciji:

$$A = \frac{N}{\varepsilon \cdot \gamma \cdot t_s \cdot m \cdot K_{1-5}}$$

(gdje je N korigirana neto površina odgovarajućeg fotovrha dana relacijom)

$$N = N_s - \frac{t_s}{t_b} N_b$$

pri čemu je:

A – koncentracija aktivnosti/masena aktivnost

N – korigirana neto površina odgovarajućeg fotovrha

N_s – neto površina fotovrha danog radionuklida u snimljenom spektru

N_b – odgovarajuća površina fotovrha osnovnog zračenja

ε - efikasnost detektorskog sustava na energiji fotovrha

t_s - vrijeme brojenja uzorka

t_b - vrijeme brojenja osnovnog zračenja

m - masa/volumen uzorka

γ - vjerojatnost emisije za danu gama liniju odnosno energije fotovrha

K₁ - faktor korekcije raspada za dani nuklid od uzorkovanja ili pripreme (referentno vrijeme) do mjerenja

K₂ - faktor korekcije raspada danog nuklida za vrijeme brojenja

K₃ - faktor korekcije zbog samoapsorpcije u mjerenom uzorku u odnosu na kalibracijski uzorak (jednak jedinici ako su oba, kalibracijski i mjereni, uzorka ista).

K₄ - korekcijski faktor zbog gubitka pulsa kod sumiranja (obično je 1 kod većine radionuklida)

3. MATERIJAL I METODE

K_5 - faktor korekcije kaskadnog raspada (jednak jedinici ako nema kaskadnog raspada).

Ovaj je izračun proveden korištenjem Excel predložaka i softvera Genie 2000 prema uputama proizvođača (Genie 2000, 2012). Efikasnost je određena iz krivulje efikasnosti.

Mjerna nesigurnost izražava skup svih mogućih pogrešaka u procesu određivanja, od pripreme uzoraka i mjerenja do izražavanja rezultata. Izvori mjerne nesigurnosti mogu se grupirati u 4 kategorije:

- Priprava uzorka za mjerenje
- Energetska kalibracija i kalibracija efikasnosti
- Mjerenje (brojenje)
- Podaci o radionuklidima (vrijeme poluraspada, korekcijski faktori, itd)

Priprava uzorka:

- Nesigurnost mase ili volumena uzorka
- Nesigurnost zbog nehomogenosti uzorka

Kalibracija

- Nesigurnost zbog nestabilnosti u vrijeme brojenja
- Nesigurnost zbog energetske kalibracije
- Nesigurnost zbog kalibracije efikasnosti

Mjerenje

- Nesigurnost zbog razlike u geometriji uzorka i standarda
- Nesigurnost zbog slučajnih koincidencija
- Nesigurnost zbog stvarnih koincidencija
- Efekt mrtvog vremena
- Efekt raspada
- Nesigurnost određivanja neto površine fotovrha
- Nesigurnost zbog statistike brojenja
- Nesigurnost zbog atenuacije

Podaci o radionuklidima

- Nesigurnost vremena poluraspada
- Nesigurnost energije fotovrha
- Nesigurnost vjerojatnosti emisije za danu energiju fotovrha

3. MATERIJAL I METODE

Najznačajniji izvori mjerne nesigurnosti pri gama spektrometrijskom određivanju koncentracije/masene aktivnosti radionuklida u uzorku potječu od nesigurnosti određivanja površine fotovrha, brzine brojenja (uključujući osnovno zračenje), efikasnosti detektora, vjerojatnosti emisije, atenuacije i sumiranja. S obzirom na to da su analize pokazale da na sastavljenu nesigurnost (U) dominantno utječu nesigurnost brzine brojenja (U_{bb}) u kojoj je sadržana i nesigurnost brzine brojenja osnovnog zračenja, nesigurnost određivanja efikasnosti (U_{ef}) i nesigurnost određivanja površine fotovrha (U_{fv} – pogotovo u slučaju malog broja registriranih događaja) ovi su parametri uzeti za proračun mjerne nesigurnosti prema relaciji:

$$U^2 = U_{bb}^2 + U_{ef}^2 + U_{fv}^2$$

Proširene mjerne nesigurnosti od 2008. godine izražavane su s faktorom prekrivanja $k = 2$ (95% pouzdanosti rezultata) za razliku od mjerenja obavljenih do 2008. godine do kada su proračuni mjerne nesigurnosti uključivali samo nesigurnost određivanja površine foto vrha s faktorom prekrivanja $k = 1$ (68,27% pouzdanosti rezultata).

Mjerna nesigurnost je izračunata na gore opisan način i prikazana u rezultatima. Kod nižih aktivnosti je mjerna nesigurnost velika ali i dalje rezultat smatramo statistički pouzdanim. Razlog za to je što su mjerenja rađena tako da se osiguraju svaki put isti uvjeti mjerenja (geometrija uzorka, vrijeme mjerenja, isti detektor i kalibracija). Na taj način je, bez obzira na ponekad relativno veliku mjernu nesigurnost kod pojedinačnih uzoraka, izbjegnuta sistematska pogreška pa su rezultati laboratorijskih mjerenja upotrebiti za daljnju statističku obradu.

Rezultati numeričkih obrada laboratorijskih izmjera interpretirani su iz perspektive razumijevanja prostorno-vremenske distribucije ^{137}Cs i ^{40}K u tkivima pitomoga kestena i obične jele, s posebnim obzirom na razlike između:

- a) različitih tipova tkiva unutar istog stabla i
- b) istih tipova tkiva koji pripadaju dvjema različitim vrstama drveća (od kojih obična jela ima evolucijski primitivniji, a pitomi kesten napredniji provodni sustav).

Osim toga, svi rezultati numeričkih obrada iz ovog istraživanja (uključujući i uzorke tla) u raspravi disertacije logički su povezani s rezultatima drugih radiobioloških istraživanja na istom području (uključujući istraživanja na među iz košnica), kako bi se dodatno doprinijelo razumijevanju biogeokemijskog ciklusa ^{137}Cs i ^{40}K unutar šumskog ekosustava (tlo – tkiva edifikatorskih vrsta – među iz košnica).

3. MATERIJAL I METODE



Slika 22. HPGe detektorski sustav «InInspector»
(Izvor: Popijač, 2004)



Slika 23. Računalna oprema za program Genie 2000 (Izvor: Popijač, 2004)

3.3.1. Računska eliminacija utjecaja radioaktivnog raspada

S obzirom na veliki vremenski razmak između prvog i drugog uzorkovanja i mjerenja (2003. i 2004. godine) s jedne strane i trećeg uzorkovanja i mjerenja (2016. za kesten i 2017. godine za jelu) s druge strane, unaprijed se moglo pretpostaviti da će mjerene aktivnosti ^{137}Cs iz trećeg mjerenja biti, zbog vremena poluraspada, za približno četvrtinu niže nego u uzorcima iz 2003. i 2004. godine. Zakon radioaktivnog raspada dobro je poznat i omogućava izračun aktivnosti radionuklida u bilo kojoj vremenskoj točki. Za mjerenja iz 2016. i 2017. godine moguće je stoga računskim putem eliminirati utjecaj radioaktivnog raspada na način da su sve izmjerene masene aktivnosti ^{137}Cs u uzorcima iz trećeg mjerenja preračunate na datume 1. 7. 2003. radi međusobne usporedbe s prvim i drugim mjerenjem, te na 1. 7. 2016. godine, kada je od kontaminacije (1986.) proteklo približno jedno vrijeme poluraspada ^{137}Cs .

Na opisani su način računski obrađeni svi uzorci iz 2016. (za pitomi kesten) i 2017. godine (za običnu jelu), a dobiveni rezultati za sve uzorke prikazivani i interpretirani skupno (kao uređeni par vrijednosti za 1. 7. 2003. i 1. 7. 2016.), čime je osigurano da se u interpretaciji rezultata razlika između preračunatih vrijednosti trećeg uzorkovanja i prvog odnosno drugog uzorkovanja može pripisati isključivo djelovanju geokemijskih procesa koji se u okolišu odvijaju tijekom vremena (s obzirom na to da je utjecaj radioaktivnog raspada eliminiran računskim putem).

3. MATERIJAL I METODE

3.4. Analiza udjela glina, količine organske tvari i koncentracije kalija u tlu

Utvrdjivanje postotnog udjela glina, količine organske tvari u tlu i koncentracije kalija, obavljeno je u laboratoriju Poljoprivrednog fakulteta u Osijeku, obzirom da se očekivalo da i navedeni parametri vrlo značajno utječu na aktivnost ^{137}Cs u tkivima pitomoga kestena i obične jele.

3.4.1. Metoda prosijavanja i sedimentacije

Postotak (%) glina u tlu odnosio se na određivanje raspodjele veličine čestica (mehaničkog sastava) u mineralnom dijelu tla metodom prosijavanja i sedimentacije (ISO 11277:2011). Granulometrijski sastav je raspodjela čestica tla po veličini, izražena u postotku mase i vrlo je važna osobina materijala tla. Tlo je skupina čestica (zrnaca) različitog oblika i veličine. Relativan odnos čestica (mehaničkih elemenata) ili frakcija predstavlja teksturu tla. Frakcije mehaničkih elemenata izdvajaju se mehaničkom analizom tla. Za određivanje udjela pojedinih frakcija koriste se različite metode mehaničke analize, koje se mogu zasnivati na jednom od načela: sedimentacija u mirnoj vodi, prosijavanje pomoću garniture sita s otvorima različitih dimenzija, sedimentacija u tekućoj vodi ili centrifugiranje. Najčešće se koristi pipet metoda koja je kombinacija metode prosijavanja i metode sedimentacije u mirnoj vodi. Tom metodom određuje se postotni udio frakcije pijeska (2,0 - 0,05 mm), praha (0,05 - 0,002 mm) i glina (< 0,002 mm).

3.4.2. Određivanje udjela organske tvari u tlu

Udio organske tvari u tlu određen je oksidacijom organske tvari kalijevim bikromatom (ISO 14235:1994). Organska tvar tla i kakvoća humusa imaju veliki utjecaj na rast i razvoj biljaka, kao i na procese geneze i evolucije tala. Sadržaj humusa u tlu je promjenjiva veličina jer se mijenja ovisno o intenzitetu primijenjene agrotehnike i gospodarenja organskom tvari u tlu. Metoda određivanja humusa zasniva se na principu mokrog spaljivanja organske tvari tla pomoću kalijevog bikromata. Reakciju je moguće izmjeriti spektrofotometrijski zato što se narančasta boja otopine (uz prisustvo Cr^{6+}) mijenja u zelenu (prisustvo Cr^{3+}). Promjena boje se koristi za spektrofotometrijsko određivanje organskog ugljika (valna duljina 585 nm). Izračunata količina ugljika (C) u mg odnosi se na 1 g tla (odvaga uzorka). Dobivene vrijednosti potrebno je prvo preračunati na % C u uzorku, a zatim na % humusa u tlu. Preračunavanje ugljika u humus: smatra se da humus u prosjeku sadrži 58% C, što znači da 1% C odgovara

3. MATERIJAL I METODE

sadržaju humusa 1,724 % ($100/58=1,724$). Na taj se način množenjem % C s faktorom 1,724 dobije sadržaj humusa u tlu (Tablica 2.).

Tablica 2. Granične vrijednosti za sadržaj humusa u tlu (prema Gračanin, 1947)

Opskrbljenost tla humusom	% humusa
vrlo slabo humozno tlo	< 1
slabo humozno tlo	1-3
dosta humozno tlo	3-5
jako humozno tlo	5-10
vrlo jako humozno tlo	> 10

3.4.3. Određivanje lakopristupačnog kalija amonij laktat metodom (AL metoda)

Za ekstrakcije biljci pristupačnog kalija korištena je AL metoda prema Egner, Riehm, Domingu (Egner i sur. 1960). AL metoda najzastupljenija je metoda za analizu fosfora u Hrvatskoj, a istovremeno se koristi i za ekstrakciju kalija, tj. metoda omogućuje paralelnu analizu fosfora i kalija iz iste otopine nakon ekstrakcije. Koncentracija pristupačnog kalija utvrđuje se direktno iz ekstrakta tla emisijskom tehnikom na atomskom apsorpcijskom spektrofotometru (AAS) kod 766,5 nm uz prethodnu kalibraciju uređaja standardnim otopinama unutar kojih se nalaze koncentracije uzoraka. Dobiveni rezultat izražava se u mg K₂O 100 g⁻¹ tla. Opskrbljenost tla s AL-K₂O ocjenjuje se na temelju teksture tla. Prema rezultatima kemijske analize tla se, ovisno o koncentraciji AL-P₂O₅ i AL-K₂O, mogu svrstati u nekoliko različitih grupa opskrbljenosti (Tablica 3.).

Tablica 3. Vrijednosti opskrbljenosti tla kalijem obzirom na teksturu tla (prema Vukadinović i Vukadinović, 2011)

Razred raspoloživosti	AL-K ₂ O mg 100 g ⁻¹ tla		
	lako	srednje	teško
(A) jako siromašno	< 8	< 12	< 15
(B) siromašno	9-15	13-19	16-24
(C) dobro	16-25	20-30	25-35
(D) visoko	26-35	31-45	36-60
(E) ekstremno visoko	> 35	> 45	> 60

3. MATERIJAL I METODE

3.5. Statistička obrada podataka

Podaci dobiveni analizom bioloških uzoraka obrađeni su metodama deskriptivne statistike. Rezultati su prikazani tablično i grafički. Distribucija vjerojatnosti kvalitativnih varijabli testirana je funkcijama pojedinih kvalitativnih varijabli, dok su razlike u kvantitativnim varijablama testirane neparametrijskim Mann-Whitney testom (za nezavisne uzorke) i Wilcoxonovim te s Kolmogorov-Smirnovljevim testom na normalnost. χ^2 – testom analizirane su razlike u mjernim svojstvima, tj. je li došlo do promjene za zavisne uzorke. Neparametrijski korelacijski test korišten je za istraživanje korelacija između koncentracija elemenata u različitim biološkim uzorcima. Korelacije sa Spearmanovim korelacijskim koeficijentom (ρ) višim od 0,600 smatrane su jakim, a one u rasponu od 0,300 do 0,599 srednjim korelacijama. P vrijednosti ispod 0,05 smatrane su statistički značajnim u svim analizama. Rezultati su obrađeni u programu Statistica 7.1.

4. REZULTATI

4. REZULTATI

Gama-spektrometrijskom analizom izmjerena je aktivnost ^{137}Cs i ^{40}K u uzorcima tkiva stabala pitomog kestena iz okolice Petrinje i stabala obične jele iz okolice Vrhovina, uključujući živu koru, mrtvu koru, kambij, godove, vršne izbojke i korijen, plod i ježine (pitomog kestena) (Tablice A1. –A8.), i u uzorcima tala neposredno uz uzorkovana stabla (Tablica A25.).

4.1. Distribucija ^{137}Cs u tkivima pitomoga kestena (*Castanea sativa* Mill.)

Rezultati koji se odnose na distribuciju ^{137}Cs u tkivima pitomoga kestena (*Castanea sativa* Mill.) razdijeljeni su i u daljnjem tekstu prikazani u tri potpoglavlja:

- 1.) rezultati koji se odnose na tkiva u krošnji stabla (vršni izbojci, plodovi, lišće, ježine),
- 2.) rezultati koji se odnose na godove i
- 3.) rezultati koji se odnose na koru i kambij.

U zadnjem potpoglavlju ovog poglavlja dan je pregledan komparativni prikaz rezultata u svim uzorkovanim tkivima pitomog kestena.

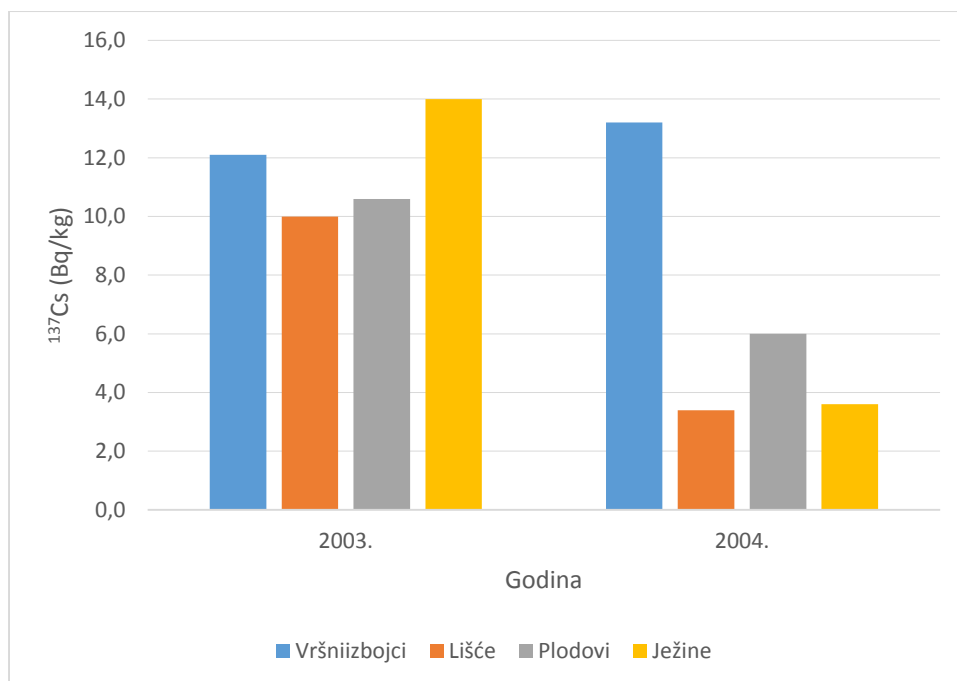
4.1.1. Distribucija ^{137}Cs u tkivima krošnje stabla pitomog kestena

Među svim tkivima krošnje stabla, izmjerene aktivnosti ^{137}Cs (Slika 24.) bile su najveće u uzorcima iz ježina pitomog kestena prikupljenim 2003. godine ($14,0 \pm 0,6$ Bq/kg). U toj su godini aktivnosti i u drugim tipovima tkiva bile relativno bliske vrijednostima izmjerenima u ježinama, pri čemu su najviše bile u vršnim izbojcima ($12,1 \pm 0,5$ Bq/kg), nešto niže u plodovima ($10,6 \pm 0,4$ Bq/kg), a najniže u lišću ($10,0 \pm 0,5$ Bq/kg). U uzorcima iz 2004. godine izmjerene aktivnosti ^{137}Cs bile su znatno niže nego prethodne godine u svim tipovima tkiva (u ježinama $3,6 \pm 0,4$ Bq/kg, u plodovima $6,0 \pm 0,3$ Bq/kg, te u lišću $3,4 \pm 0,3$ Bq/kg), osim vršnih izbojaka gdje je te godine izmjerena aktivnost ^{137}Cs veličine $13,2 \pm 0,6$ Bq/kg, što je nešto više i nego u godini ranije (Tablica A1.).

Imajući na umu da su uzorci u 2003. godini prikupljeni u zimskom razdoblju mirovanja vegetacije sa smanjenom fiziološkom aktivnošću u svim tipovima tkiva, a posebno u onima koje je stablo upravo bilo odbacilo (plodovi, ježine, lišće), dok su uzorci iz 2004. godine prikupljeni u vegetacijskom razdoblju obilježenom najvećom fiziološkom aktivnošću u svim navedenim tipovima tkiva, može se već samo na temelju ovih rezultata pretpostaviti postojanje intenzivne migracije ^{137}Cs prema onim tkivima gdje se u nekom trenutku maksimizira razina fiziološke aktivnosti. U istom smjeru može se interpretirati i činjenica da je u 2004. godini u tkivu ploda zabilježena gotovo dvostruko veća koncentracija ^{137}Cs nego u ježinama obzirom da

4. REZULTATI

je za vrijeme prikupljanja uzorka plod bio u fazi intenzivnog sazrijevanja, dok je u 2003. godini bilo obrnuto, odnosno razina aktivnosti ^{137}Cs u ježinama (čiji je razvoj završio nakon sazrijevanja ploda) je bila veća nego li u plodu.

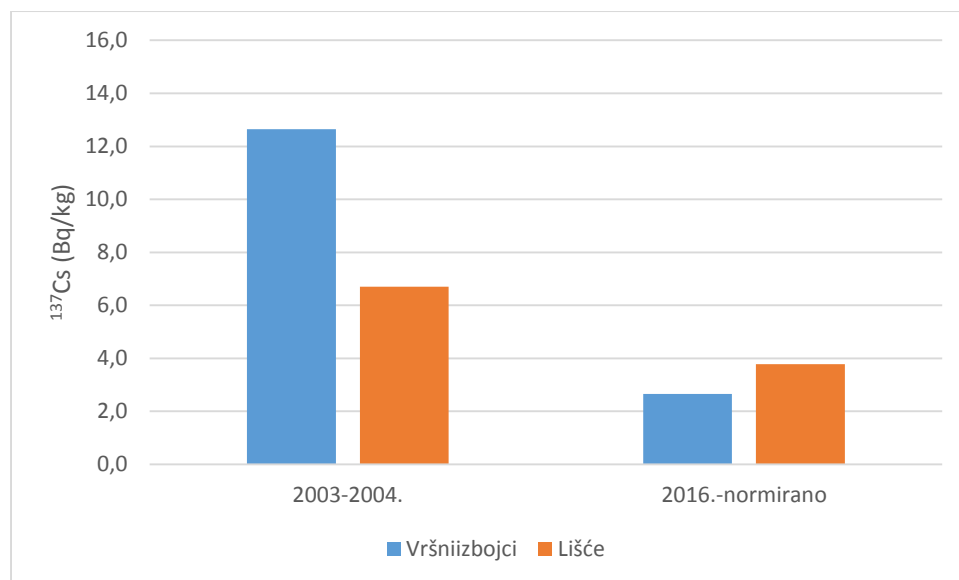


Slika 24. Izmjerene aktivnosti ^{137}Cs u tkivima krošnje stabala pitomog kestena (uzorci iz 2003. i 2004. godine)

Na Slici 25. (i u Tablici A1.) prikazane su s jedne srednje vrijednosti (aritmetička sredina) aktivnosti ^{137}Cs u vršnim izbojcima i lišću pitomog kestena iz uzoraka prikupljenih 2003. i 2004., a s druge strane vrijednosti iz uzorka prikupljenog 2016. godine i normiranog na dan 1. 7. 2003. (računskom eliminacijom utjecaja radioaktivnog raspada; usporedi poglavlje 3.3.1., na Slici 25. prikazano kao normirano-2016.), što ga čini izravno usporedivim s vrijednostima iz 2003. i 2004. godine (odnosno, s obzirom na izuzeće utjecaja radioaktivnog raspada normiranjem, razlike koje proizlaze iz takve usporedbe mogu se pripisati isključivo biogeokemijskim procesima u okolišu). Zabilježena aktivnost ^{137}Cs u vršnim izbojcima izraslih u 2016. godini normirana na dan 1. 7. 2003. godine u iznosu od $2,65 \pm 1,08$ Bq/kg, iznosila je svega 21% od vrijednosti zabilježene u vrijeme prva dva uzorkovanja (2003. i 2004.), što upućuje na zaključak da se gotovo četiri petine ^{137}Cs izgubilo iz tog tipa tkiva biogeokemijskim procesima tijekom promatranog razdoblja. S druge strane, zabilježena (i jednako normirana) aktivnost u lišću izraslom u 2016. ($3,8 \pm 1,2$ Bq/kg), iznosila je 56% od vrijednosti zabilježene u prva dva uzorkovanja, što upućuje na zaključak da se aktivnost ^{137}Cs kroz vrijeme pod

4. REZULTATI

utjecajem biogeokemijskih procesa znatno sporije smanjuje u lišću nego u izbojcima. To je također vjerojatna posljedica veće fiziološke aktivnosti u lišću (preko kojega se, kroz stalnu migraciju u taj tip tkiva iz sezone u sezonu, koncentracija ^{137}Cs u drugim tipovima tkiva postupno smanjuje).



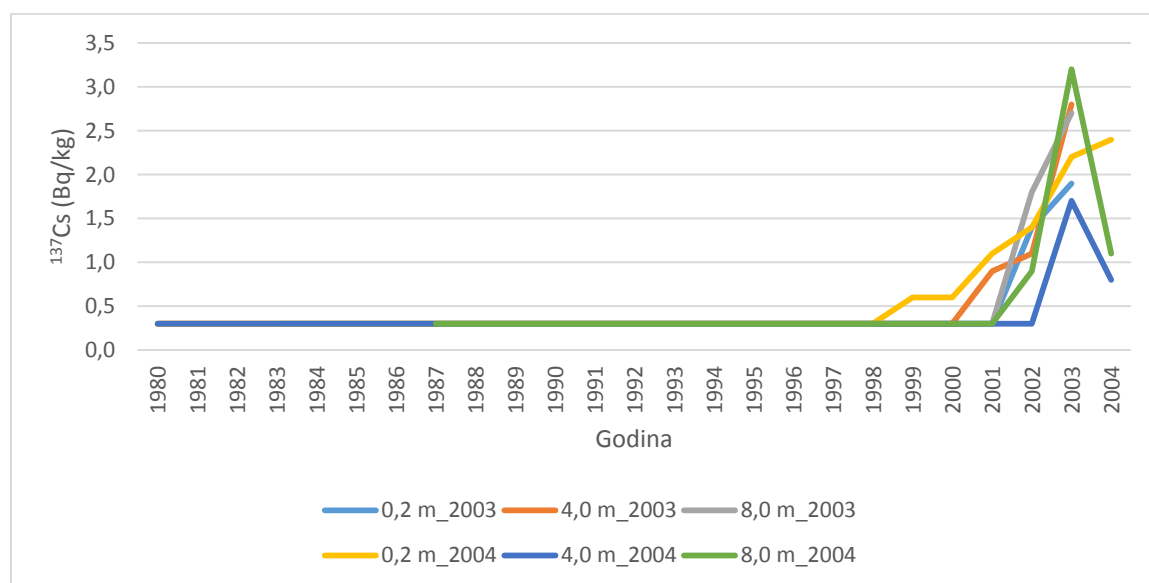
Slika 25. Izmjerene aktivnosti ^{137}Cs u tkivima krošnje stabala pitomog kestena (komparacija za razdoblje 2003 – 2016.). 2003 - 2004.: srednje vrijednosti iz odnosnih uzoraka prikupljenih 2003. i 2004. godine; 2016.-normirano: vrijednosti iz odnosnih uzoraka prikupljenih 2016. godine normirane (računski eliminiran utjecaja radioaktivnog raspada) na dan 1. 7. 2003.

4.1.2 Distribucija ^{137}Cs u godovima pitomog kestena

Aktivnost ^{137}Cs u uzorcima godova pitomog kestena bila je iznad granice detekcije samo u prvih nekoliko najmlađih godova koji su ujedno i fiziološki najaktivniji dio ksilema stabla. To je bio slučaj u sva tri uzorkovanja (2003., 2004. i 2016. godine; Tablice A2. – A8.). U godovima starijima od tri godine aktivnost ^{137}Cs bila je ispod granice detekcije u 2003. godini, dok je u 2004. godini aktivnost ^{137}Cs je bila iznad granice detekcije za šest najmlađih godova na visini od 0,2 m (pri dnu stabla), na visini od 4,0 metra za dva najmlađa goda, te na visini od 8,0 metara za 3 najmlađa goda (Slika 26.). Najviše razine aktivnosti ^{137}Cs u godovima izmjerene u 2003. godini bile su u najmlađim godovima na visini od 4,0 metara ($2,8 \pm 0,6$ Bq/kg), nešto niže razine na visini od 8,0 metra ($2,7 \pm 0,3$ Bq/kg), a najniže razine u godovima pri tlu na visini od 0,2 metra ($1,9 \pm 0,4$ Bq/kg). U mjerenjima provedenima 2004. godine najviše razine aktivnosti ^{137}Cs u najmlađim godovima bile su pri tlu na visini od 0,2 metra ($2,4 \pm 0,9$ Bq/kg), niže razine na visini od 8,0 metra ($1,1 \pm 0,5$ Bq/kg), a najniže razine u godovima na visini od 4,0 metra ($0,8$

4. REZULTATI

$\pm 0,4$ Bq/kg). Mjerenja u istoj godini, 2004., ali u godovima iz prethodne godine pokazale su drugačiju razinu raspodjele aktivnosti ^{137}Cs na visinama 4,0 i 8,0 metara, odnosno razina aktivnosti ^{137}Cs u prethodnoj godini (2003.) na visini 4,0 m bila je $1,7 \pm 0,4$ Bq/kg, a na visini od 8,0 m je bila $3,2 \pm 0,6$ Bq/kg. Vrijednosti aktivnosti ^{137}Cs koje su bile ispod granice detekcije u prva dva mjerenja (u Tablicama A2. – A7., označeno kao „Igd.“ kao kratica od „ispod granica detekcije“, pri čemu je granica detekcije iznosila 0,3 Bq/kg), na grafikonu (Slika 26.) su prikazane u iznosu od 0,3 Bq/kg.



Slika 26. Distribucija aktivnosti ^{137}Cs u svim uzorkovanim godovima pitomog kestena na visinama od 0,2, 4,0 i 8,0 m (uzorci iz 2003. i 2004.). Na apscisi je prikazana kalendarska godina koja pripada određenom godu.

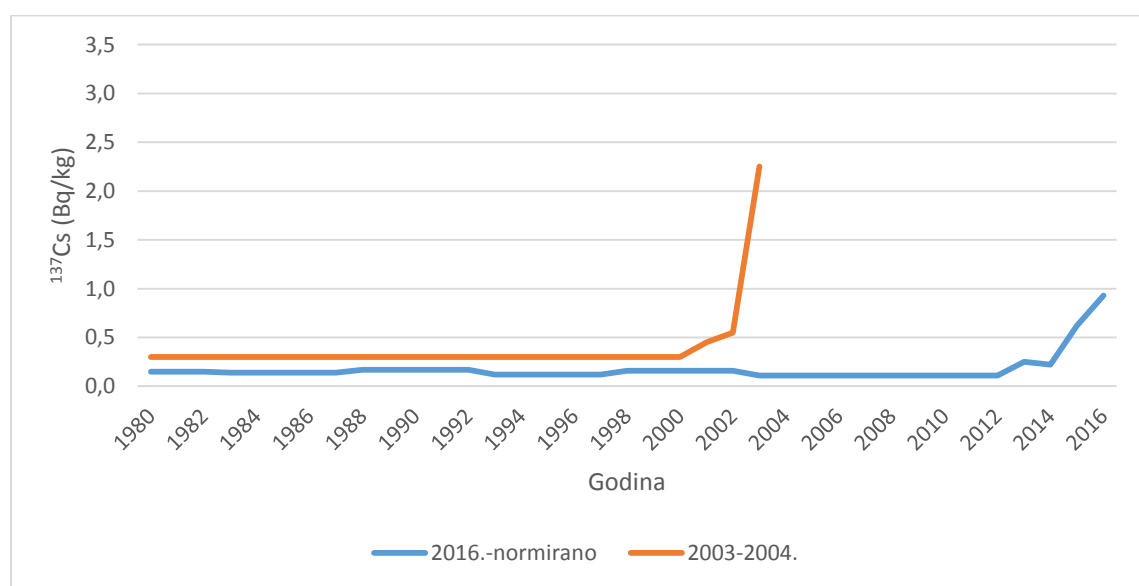
Razine aktivnosti ^{137}Cs u godovima pitomog kestena zabilježene u uzorcima, prikupljenim 2016. godine bile su iznad granice detekcije (izmjera razine aktivnosti ^{137}Cs veća od $>0,3$ Bq/kg) samo za dva najmlađa goda, pri čemu (Tablica A8.) su bile više u najmlađem godu ($0,93 \pm 0,70$ Bq/kg na dan 1. 7. 2016. godine), odnosno $1,26 \pm 0,94$ Bq/kg za hipotetsku vrijednost izračunatu na dan 1. 7. 2003. godine (eliminacija utjecaja radioaktivnog raspada).

Na Slici 27. (i u Tablicama A2. – A8.) prikazana je komparacija aktivnosti ^{137}Cs u godovima stabala pitomog kestena za razdoblje 2003 – 2016., pri čemu su (kao i za izbojke i lišće) uspoređene aritmetičke sredine vrijednosti iz godina 2003. i 2004. s normiranim (kao i ranije) vrijednostima iz odnosnih uzoraka prikupljenima 2016. godine). Vrijednosti aktivnosti ^{137}Cs

4. REZULTATI

koje su bile ispod granica detekcije u prva dva mjerenja (u Tablicama A2. – A7., označeno kao Igd.), na grafikonu (Slika 27.) su prikazane u iznosu od 0,3 Bq/kg.

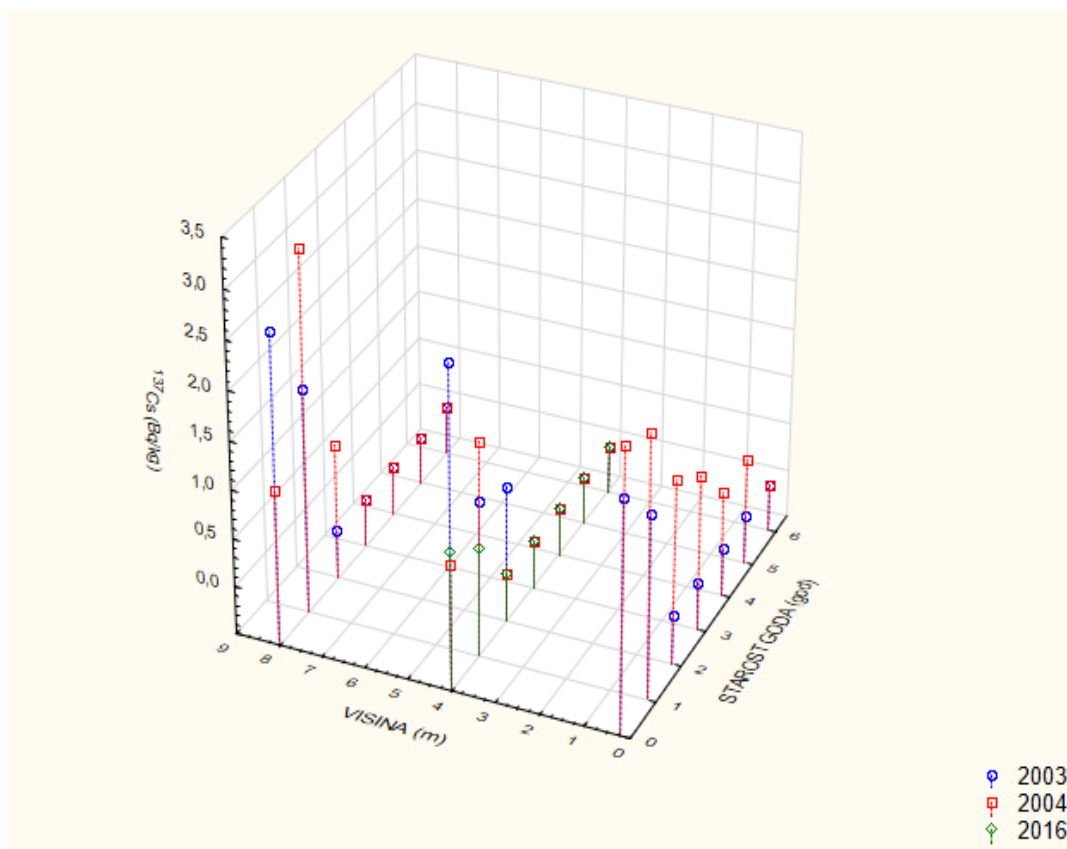
Na Slici 27. može se uočiti: a) vrlo sličan relativni oblik radijalne distribucije ^{137}Cs tijekom cijelog razdoblja (akumulacija u nekoliko najmlađih godina, b) smanjivanje apsolutnih maksimalnih vrijednosti (u najmlađim godovima) aktivnosti ^{137}Cs tijekom promatranog razdoblja na približno polovinu i c) razine aktivnosti ^{137}Cs u starijim godovima nije moguće interpretirati zbog s obzirom na to da je u prva dva mjerenja (2003. i 2004.) granica detekcije bila 0,3 Bq/kg, a u zadnjem uzorkovanju (2016.) je izmjereno i < 0,12 Bq/kg (unatoč tome može se zaključiti da je u starijim godovima aktivnost ^{137}Cs u svim mjerenjima zanemariva).



Slika 27. Distribucija aktivnosti ^{137}Cs u uzorkovanim godovima stabala pitomog kestena na visini od 4,0 m (komparacija za razdoblje 2003 – 2016.). 2003 - 2004.: srednje vrijednosti iz odnosnih uzoraka prikupljenih 2003. i 2004. godine; 2016.-normirano: vrijednosti iz odnosnih uzoraka prikupljenih 2016. godine normirane (računski eliminiran utjecaja radioaktivnog raspada) na dan 1. 7. 2003.

Na grafikonu (Slika 28.) prikazana je distribucija aktivnosti ^{137}Cs u najmlađim godovima pitomog kestena za različite visine stabla i starosti goda u sve tri godine uzorkovanja. Radi se o istim vrijednostima kao u prethodnim grafikonima (Slika 26. i 27.), uz ograničavanje prikaza samo na najmlađe godove (zbog preglednosti), dodavanje izmjerenih vrijednosti za zadnju godinu uzorkovanja i uz prikazivanje distribucije prema starosti goda (a ne prema kalendarskoj godini, kao što je slučaj na Slici 26. i 27.).

4. REZULTATI



Slika 28. Distribucija aktivnosti ^{137}Cs u najmlađim godovima pitomog kestena na različite visine stabala i starosti goda (vrijednost 0 za starost goda predstavlja najmlađi god) za sve tri godine uzorkovanja.

Može se uočiti a) da na visinama 4,0 i 8,0 m razina aktivnosti ^{137}Cs nije jednoznačno distribuirana nego postiže više vrijednosti ili u ovogodišnjem ili u prošlogodišnjem godu (kako na kojoj visini) i b) da su na visini od 0,2 m vrijednosti iz 2004. u svim starostima goda (gdje je zabilježena aktivnost ^{137}Cs iznad granice detekcije) više od odnosnih vrijednosti u 2003. godini. Primjena statističke usporedbe distribucija ^{137}Cs između različitih godina uzorkovanja na različitim visinama stabla za kesten nije provedena (za razliku od rezultata za jelu; vidi dolje), jer je ili neprovediva (zbog premalog broja godova s mjerenjima aktivnosti ^{137}Cs iznad granice detekcije što je slučaj na visinama od 4,0 i 8,0 m) ili suvišna (zbog sistematski viših vrijednosti ^{137}Cs u svim godovima u nizu za 2004. u odnosu na 2003. na visini od 0,2 m, što dokazivanje statističkim testom čini bespotrebno). Potonji rezultat (sistematski više vrijednosti u godovima iz 2004. godine na visini od 0,2 m) se može pripisati različitom razdoblju uzorkovanja, odnosno, za uzorak mjeren u 2004. za vrijeme vegetacijske sezone može se pretpostaviti postupna akumulacija novih količina ^{137}Cs iz tla, odnosno, za uzorak mjeren u 2003. iz razdoblja mirovanja vegetacije može se pretpostaviti da je ^{137}Cs u znatnijoj količini

4. REZULTATI

tijekom protekle vegetacijske sezone migrirao iz provodnog sustava (godova) u fiziološki najaktivnija tkiva (lišće, plodovi, ježine). Što se tiče aktivnosti ^{137}Cs u najmlađim godovima pitomog kestena izraslih 2016. godine, može se zaključiti da su vrijednosti osjetno niže nego u ranijim uzorkovanjima, ali još uvijek iznad granice detekcije (ovdje samo za dva najmlađa goda, što dodatno upućuje na postupno smanjenje ^{137}Cs u tkivima stabala tijekom vremena koje je popraćeno akumulacijom u fiziološki najaktivnijim tkivima).

4.1.3. Distribucija ^{137}Cs u kori i kambiju pitomog kestena

Razine aktivnosti ^{137}Cs u živoj i mrtvoj kori i kambiju pitomog kestena u uzorcima iz 2003. i 2004. godine prikazane su na Slici 29. i u Tablicama A2. – A8. Uspoređujući vrijednosti ^{137}Cs u mrtvoj kori duž stabla pitomoga kestena, može se uočiti da je u 2003. godini najveća aktivnost izmjerena na visini 0,2 metra ($8,0 \pm 0,5$ Bq/kg), zatim nešto niža na visini od 8,0 metara ($6,8 \pm 0,7$ Bq/kg), te najmanja na visini od 4,0 metra ($5,8 \pm 0,4$ Bq/kg) (Tablice A2. - A4.).

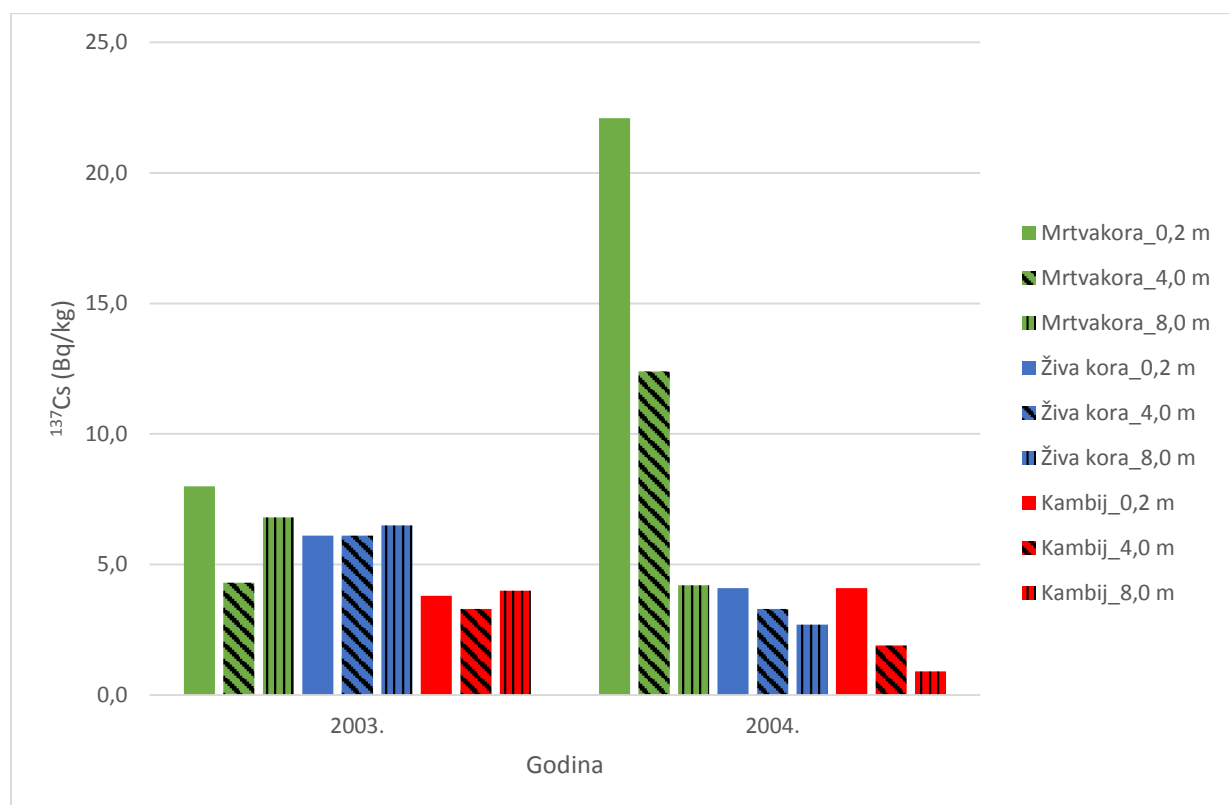
Aktivnosti ^{137}Cs u živoj kori izmjerene 2003. godine (Tablice A2. - A4.) imale su drugačiju vertikalnu raspodjelu nego li u mrtvoj kori iste godine. Najveća aktivnost je izmjerena na najvišem dijelu debla na visini od 8,0 m ($6,5 \pm 0,5$ Bq/kg), a na visini od 0,2 m ($6,1 \pm 0,5$ Bq/kg) i 4,0 m ($6,1 \pm 0,6$ Bq/kg) izmjerena je ista razina aktivnosti ^{137}Cs u živoj kori.

U vertikalnoj raspodjeli aktivnosti ^{137}Cs u mrtvoj kori izmjerenih 2004. godine, vrijednosti su bile veće, te je na visini od 0,2 m izmjerena aktivnost ^{137}Cs od $22,1 \pm 0,8$ Bq/kg, na visini od 4,0 metra aktivnost od $12,4 \pm 0,5$, a na visini od 8,0 m aktivnost od $4,2 \pm 0,4$ Bq/kg.

Aktivnosti ^{137}Cs u živoj kori izmjerene 2004. godine imaju istu vertikalnu raspodjelu kao i u mrtvoj kori iste godine. Najveća aktivnost je izmjerena na najnižem dijelu debla, a najmanja u najvišem dijelu, na visini od 8,0 m (Tablica A5. -A7.).

Najveća aktivnost ^{137}Cs u kambiju duž stabla pitomoga kestena, u 2003. godini izmjerena je na visini 0,2 metra ($3,8 \pm 0,4$ Bq/kg), na visini od 4,0 metra iznosila je $3,3 \pm 0,4$ Bq/kg, dok je na visini od 8,0 metara iznosila $4,0 \pm 0,5$ Bq/kg (Tablica A2-A4.). U 2004. godini zabilježen je znatniji pad vrijednosti po visini (na 0,2 m aktivnost od ^{137}Cs od $4,1 \pm 0,8$ Bq/kg, na visini od 4,0 metra od $1,9 \pm 0,8$, te na visini od 8,0 m aktivnost ^{137}Cs od $0,9 \pm 0,4$ Bq/kg) (Tablice A5. – A7.).

4. REZULTATI

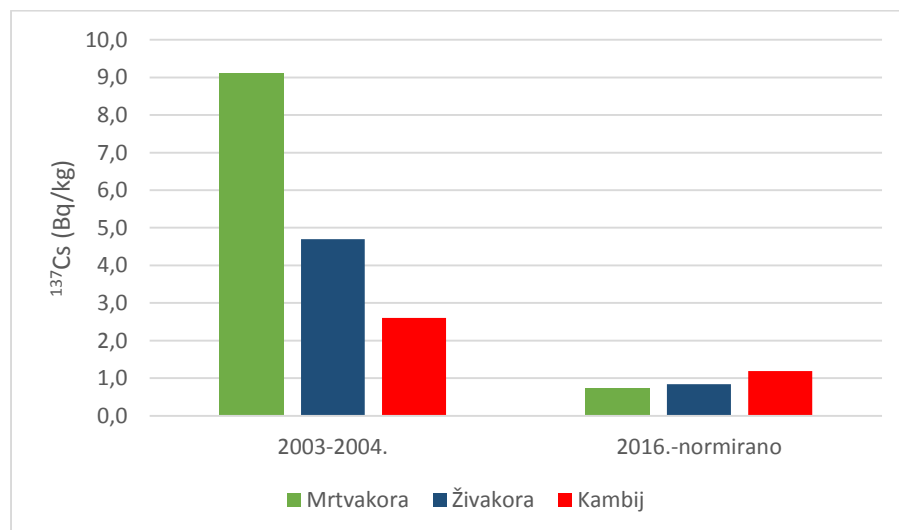


Slika 29. Izmjerene aktivnosti ^{137}Cs u kori i kambiju pitomog kestena na visini 0,2, 4,0 i 8,0 metara (uzorci iz 2003. i 2004. godine)

Što se tiče usporedbe vrijednosti aktivnosti ^{137}Cs u različitim tkivima provodnog sustava, iako ni ovdje nije moguće statističko testiranje razlika s obzirom na mali uzorak, moguće je provesti kvalitativnu interpretaciju rezultata. Na Slici 29. (kao i na Slici 31. koja prikazuje iste vrijednosti kao i Slika 29., ali u odnosu na visinu za različite tipove tkiva) može se uočiti da su u obje godine u kambiju zabilježene vrijednosti niže od onih u mrtvoj kori (što je slučaj na svakoj pojedinoj visini), a niže ili podjednake od onih u živoj kori. Istovremeno, razine aktivnosti ^{137}Cs izmjerenih u kambiju bile su za red veličine nižih vrijednosti od razina aktivnosti ^{137}Cs u mrtvoj kori (usporedi Sliku 26. i 27.), ali ipak većih od onih u godovima, što navodi na pretpostavku da kambij, kao i ksilem, preuzima ^{137}Cs prvenstveno iz otopine tla kroz provodni sustav stabla uzlaznim tijekom od korijena prema krošnji. Dodatni argument za takvu pretpostavku jest činjenica da su (Slika 29.) u 2003. godini (mirovanje vegetacije) vrijednosti ^{137}Cs u kambiju podjednake na sve tri visine, što se može pripisati smanjenoj fiziološkoj aktivnosti u cijelom stablu, dok su u 2004. godini (vegetacijska sezona) te vrijednosti sve niže kako se povećava visina stabla, što se (slično kao i kod najmlađih godova; vidi gore) može pripisati postupnoj akumulaciji novih količina ^{137}Cs iz tla (to više što je dio kambijskog tkiva bliže tlu).

4. REZULTATI

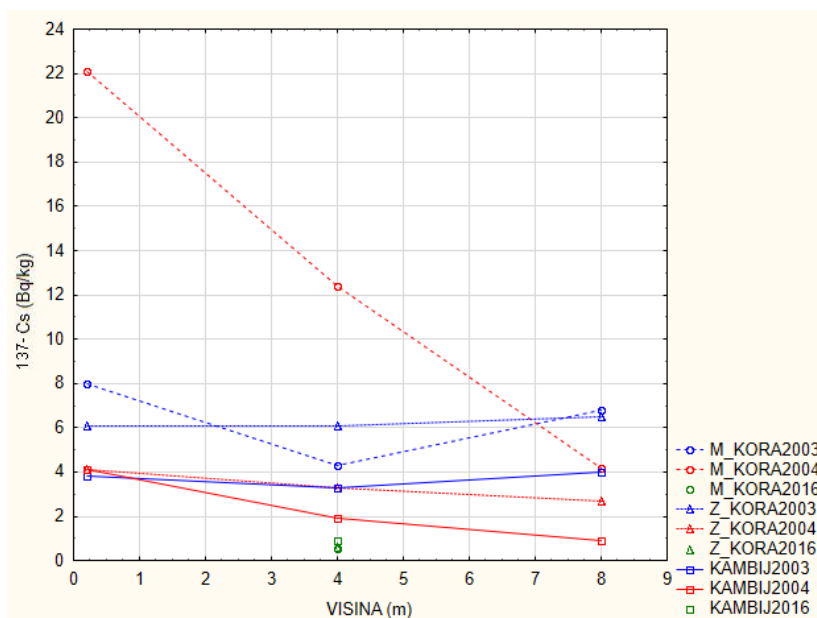
Slika 30. (i Tablice A2. – A7.) prikazuje s jedne strane srednje vrijednosti aktivnosti ^{137}Cs u kori i kambiju pitomog kestena iz uzoraka prikupljenih 2003. i 2004., a s druge strane vrijednosti iz uzorka prikupljenog 2016. godine (Tablica A8.), normiranog na dan 1. 7. 2003. (računskom eliminacijom utjecaja radioaktivnog raspada, kao i ranije) na visini od 4,0 m (na Slici 30. prikazano kao normirano-2016.), što ga čini usporedivim s vrijednostima iz 2003. i 2004. godine (razlike se mogu pripisati isključivo biogeokemijskim procesima u okolišu). Izmjerene aktivnosti ^{137}Cs u uzorcima mrtve i žive kore u uzorkovane 2016. godine, normirane na dan 1. 7. 2003. godine u iznosu od $0,73 \pm 0,62$ Bq/kg za mrtvu, odnosno $0,84 \pm 0,45$ Bq/kg za živu koru bile su na razini su od svega 8% (mrtva kora) i 18% (živa kora) aktivnosti zabilježenih u uzorkovanjima istih tipova tkiva u 2003. i 2004. godine. Suprotno tome, normirana aktivnost u kambiju iz 2016. bila je $1,19 \pm 0,85$ Bq/kg, te doseže gotovo 46% one koja je zabilježena u istom tipu tkiva u uzorkovanjima 2003. i 2004. godine. Ovako velika razlika dodatno podupire gore iznesenu pretpostavku o stalnom opskrbljivanju kambijskog tkiva novim količinama ^{137}Cs iz tla. Osim toga, ta se razlika može povezati i sa zadržavanjem ^{137}Cs tijekom vegetacijske sezone u lišću (koje će stablo na kraju sezone odbaciti čime će se akumulirani ^{137}Cs evakuirati iz tkiva), što istovremeno podrazumijeva i smanjivanje koncentracije ^{137}Cs u silaznom tijeku kroz floem. Na kraju, ta se razlika može vjerojatno povezati i sa stalnim gubitkom ^{137}Cs iz organizma odumiranjem i ljuštenjem kore, što se može pripisati relativno brzom eliminaciji ^{137}Cs iz biljnih tkiva



Slika 30. Izmjerene aktivnosti ^{137}Cs u mrtvoj i živoj kori, te kambiju stabla pitomog kestena (komparacija za razdoblje 2003 – 2016.). 2003 - 2004.: srednje vrijednosti iz odnosnih uzoraka prikupljenih 2003. i 2004. godine; 2016.-normirano: vrijednosti iz odnosnih uzoraka prikupljenih 2016. godine normirane (računski eliminiran utjecaja radioaktivnog raspada) na dan 1. 7. 2003.

4. REZULTATI

Što se tiče odnosa zabilježenih aktivnosti ^{137}Cs u živoj i mrtvoj kori, na Slici 31. uočljiva je izrazita razlika između uzoraka iz 2003. i onih iz 2004. godine. Naime, dok su u 2003. godini vrijednosti u živoj i mrtvoj kori približno jednake na visinama od 4,0 i 8,0 m, odnosno za približno 31% više u mrtvoj kori na visini od 0,2 m, u 2004. godini vrijednosti u mrtvoj kori višestruko nadmašuju one u živoj kori na visinama od 0,2 m (približno 5,4 puta) i 4,0 m (približno 3,8 puta), dok su na visini od 8,0 m više za približno 56% (pri čemu se istovremeno pokazuju izrazito povećanje vrijednosti smanjenjem visine). Može se pretpostaviti da se takvi rezultati također mogu pripisati razlikama između uzoraka iz vegetacijske sezone (dok je bila prisutna intenzivna cirkulacija tvari na relaciji korijen – ksilem – lisna masa – floem - korijen) i uzoraka iz razdoblja mirovanja vegetacije (s privremenim prekidom te cirkulacije zbog odsustva lisne mase). Ovakva bi interpretacija vodila u zaključak da u dijelu biogeokemijskog ciklusa ^{137}Cs u okolišu koji se odvija u stablima poput kestena, mrtva kora predstavlja svojevrstni akumulator ^{137}Cs (s kontinuiranim smanjenjem akumuliranih količina tijekom vremena zbog njezinog ljuštenja), pri čemu ostaje nejasno, je li (i u kojoj mjeri) ta akumulacija privremena (sezonska) uz mogućnost ponovnog preuzimanja ^{137}Cs od strane provodnog sustava stabla (npr. u uvjetima smanjenog protoka kroz floem), ili se radi o trajnom izuzeću ^{137}Cs iz kruženja biljkom i njegovoj akumulaciji u mrtvom tkivu kore, prije njezina ljuštenja, otpadanja sa stabla i razlaganja u tlu (nakon čega bi moglo ponovno uslijediti usvajanje ^{137}Cs iz otopine tla putem korijenovog sustava).



Slika 31. Vertikalna distribucija ^{137}Cs u kori i kambiju pitomog kestena

4. REZULTATI

4.1.4. Usporedba aktivnosti ^{137}Cs u različitim tkivima pitomog kestena

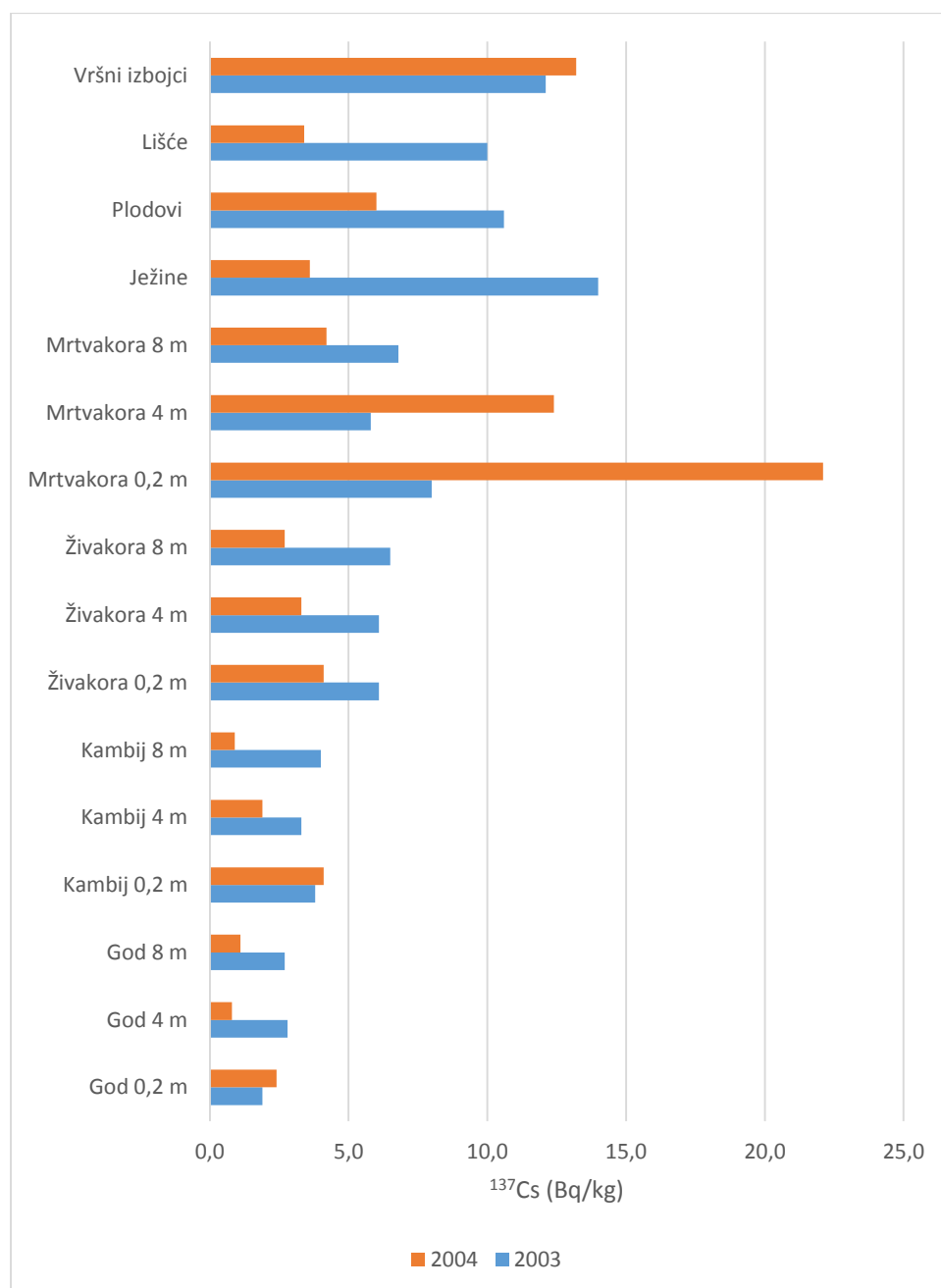
Slika 32. prikazuje distribucije aktivnosti ^{137}Cs u tkivima različitim tkivima pitomog kestena za 2003. (uzorak iz zimskog razdoblja) i 2004. godinu (uzorak iz vegetacijske sezone), pri čemu su za tipove tkiva kojima je moguće odrediti starost (godovi na tri visine) prikazani samo rezultati iz najmlađih uzoraka tkiva (nastalih u godini uzorkovanja).

Može se uočiti da je u 2003. godini aktivnost ^{137}Cs najviša u vršnim izbojcima, lišću, plodovima i ježinama, pri čemu je u vršnim izbojcima izmjerena vrijednost u 2003. podjednaka onoj u 2004., dok je u lišću, plodovima i ježinama vrijednost u 2003. znatno veća od one u 2004. godini. Potonje bi mogla biti posljedica toga što je u 2003. uzorak porijeklom iz tkiva otpalog lišća i plodova što uzrokuju privremenu akumulaciju u tim tkivima (prije njihove razgradnje), dok je uzorak iz 2004. porijeklom iz živih tkiva kroz koje se odvija kontinuirana cirkulacija od korijena prema krošnji i nazad.

S druge strane, u 2004. godini aktivnost ^{137}Cs najviša je (uz onu vršnim izbojcima) u mrtvoj kori (pri tlu i na 4,0 m visine), što, kako je ranije već rečeno, upućuje na mrtvu koru kao potencijalni (privremeni ili trajni) akumulator ^{137}Cs .

Opaža se i opadajući radijalni gradijent aktivnosti ^{137}Cs na relaciji floem – kambij – ksilem što upućuje na pretpostavku da je uzlazni tijek vode i hranjiva iz korijena prema krošnji kroz ksilemsko tkiva brži od obrnuto usmjerenog silaznog kroz floemsko tkivo, što se može povezati s ranije istaknutom činjenicom da je kod kestena aktivnost ^{137}Cs bila iznad granice detekcije u svega nekoliko najmlađih godova.

4. REZULTATI



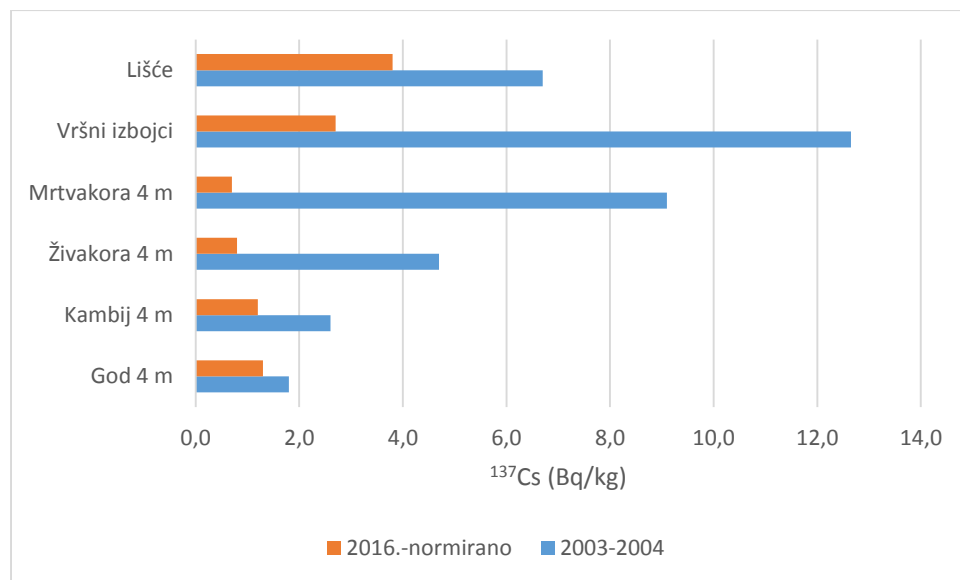
Slika 32. Distribucije aktivnosti ^{137}Cs u različitim tkivima pitomog kestena za 2003. (uzorak iz zimskog razdoblja) i 2004. godinu (uzorak iz vegetacijske sezone).

Slika 33. prikazuje usporedbu izmjerenih aktivnosti ^{137}Cs u različitim tkivima pitomog kestena usporedno za razdoblje 2003 – 2016. godine, pri čemu su dva uzorkovanja iz 2003. i 2004. godine reprezentirana aritmetičkom sredinom tada zabilježenih vrijednosti, dok je uzorkovanje iz 2016. godine, reprezentirano normiranom vrijednošću na dan 1. 7. 2003., te je u oba slučaja prikazana samo vrijednost za najmlađi god na visini od 4,0 m.

Može se uočiti da je za sve tipove tkiva normirana vrijednost iz uzorka prikupljenog 2016. godine, znatno manja od odnosne vrijednosti iz razdoblja 2003 – 2004., ali isto tako i da te

4. REZULTATI

razlike nisu podjednake za sve tipove tkiva. Tako se s jedne strane u mladom ksilemu, lišću i kambiju bilježe relativno više aktivnosti (u odnosu na vrijednosti iz razdoblja 2003 – 2004.: 70% za ksilem, 56% za lišće, a 46% za kambij), dok se s druge strane za ostale tipove tkiva bilježe znatno niže aktivnosti (21% za vršne izbojke, 18% za živu, a 8% za mrtvu koru).



Slika 33. Izmjerene aktivnosti ^{137}Cs u različitim tkivima pitomog kestena (komparacija za razdoblje 2003 – 2016.). 2003 - 2004.: srednje vrijednosti iz odnosnih uzoraka prikupljenih 2003. i 2004. godine; 2016.-normirano: vrijednosti iz odnosnih uzoraka prikupljenih 2016. godine normirane (računski eliminiran utjecaja radioaktivnog raspada) na dan 1. 7. 2003.

4.2. Distribucija ^{137}Cs u tkivima obične jele (*Abies alba* Mill.)

Rezultati koji se odnose na distribuciju ^{137}Cs u tkivima obične jele (*Abies alba* Mill.) razdijeljeni su i u daljnjem tekstu prikazani u četiri potpoglavlja:

- 1.) rezultati koji se odnose na vršne izbojke i iglice
- 2.) rezultati koji se odnose na godove
- 3.) rezultati koji se odnose na koru i kambij i
- 4.) rezultati koji se odnose na korijen

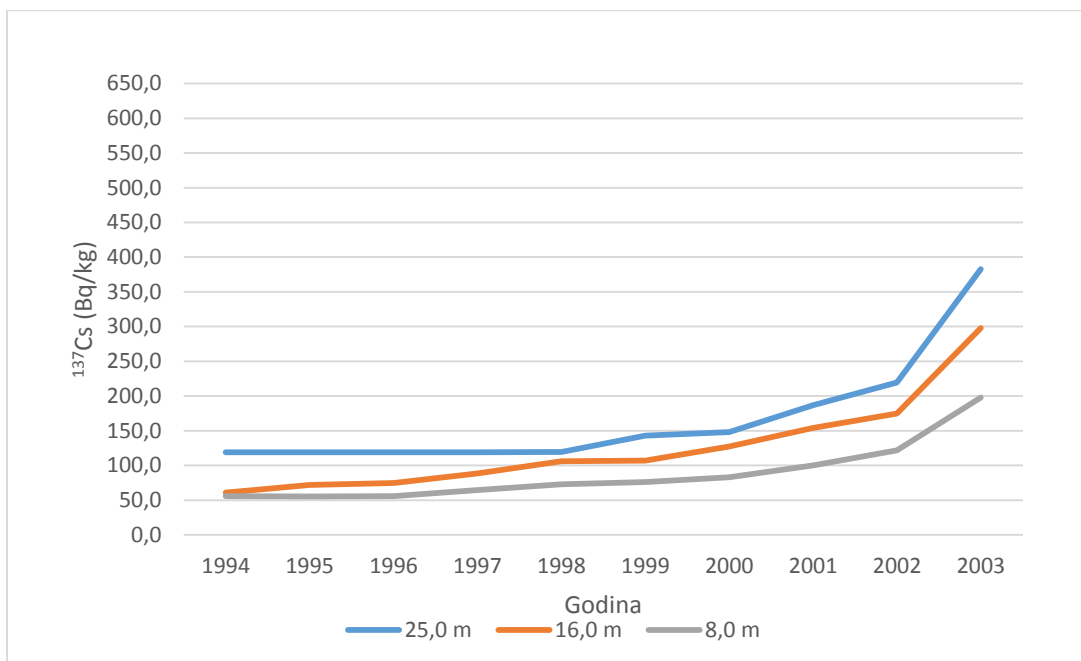
U zadnjem potpoglavlju ovog poglavlja dan je pregledan komparativni prikaz rezultata u svim uzorkovanim tkivima obične jele.

4. REZULTATI

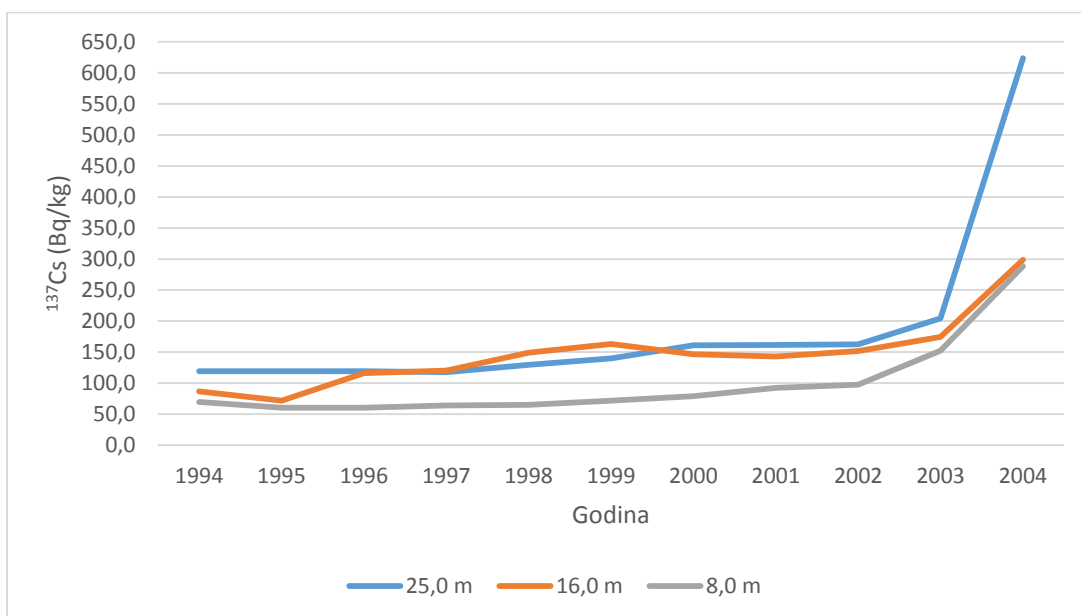
4.2.1. Distribucija ^{137}Cs u vršnim izbojcima i iglicama obične jele

U uzorku iz 2003. godine (koji je iz zimskog razdoblja) aktivnost ^{137}Cs u izbojcima obične jele (Slika 34.) bila je najveća u vršnim (ovogodišnjim) izbojcima na visini od 25,0 m ($382,7 \pm 3,0$ Bq/kg), a najmanja ($55,6 \pm 1,8$ Bq/kg) u najstarijim izbojcima na visini od 8,0 m, pri čemu se aktivnost postupno povećavala s povećanjem visine stabla (pri svim starostima izbojaka), kao i sa smanjivanjem starosti izbojka (za sve visine) (Tablice A9. - A11.). Može se pretpostaviti da je uzrok ovakvim rezultatima činjenica da su najmlađi izbojci na najvećim visinama fiziološki najaktivniji, te da fiziološka aktivnost u izbojcima postupno pada i s visinom na kojoj se izbojak nalazi i s povećanjem njegove starosti. U uzorku iz 2004. godine (koji je iz vegetacijskog razdoblja) aktivnost ^{137}Cs u izbojcima obične jele (Slika 35.) zabilježene su vrlo slične vrijednosti kao i u uzorku iz 2003., s iznimkom vršnih (najmlađih) izbojaka u kojima su na visinama od 8,0 m i 25,0 m zabilježene približno upola više vrijednosti u odnosu na uzorke iz 2003. godine (na 25,0 m najviša uopće u izbojcima: $623,9 \pm 7,2$ Bq/kg (Tablice A12. – A14.)). Ovakvi rezultati upućuju na zaključke: a) da se aktivnost ^{137}Cs u izbojcima obične jele povećava s povećanjem visine stabla i smanjenjem starosti izbojka bez obzira na sezonu i b) da se unutar vegetacijske sezone taj rast znatno jače očituje u najmlađim (vršnim) izbojcima. Iako su takvi zaključci kvalitativne naravi (s obzirom na to da mali uzorak onemogućuje statističko testiranje) oni su očekivani, s obzirom na to da se u oba zaključka povećanje aktivnosti ^{137}Cs može pripisati intenzitetu metabolizma, za kojega se može očekivati i a) da raste s povećanjem visine stabla (zbog veće količine dozračene Sunčeve energije raspoložive za fotosintezu), i b) da je veći u mlađim tkivima, kao i c) da je veći unutar vegetacijske sezone u odnosu na zimsko razdoblje (iako je fotosinteza prisutna i u tom razdoblju, zbog toga što je jela vazdazelena vrsta).

4. REZULTATI



Slika 34. Distribucija ^{137}Cs u vršnim izbojcima obične jele na visini 8,0, 16,0 i 25,0 metara (uzorak iz 2003. godine)

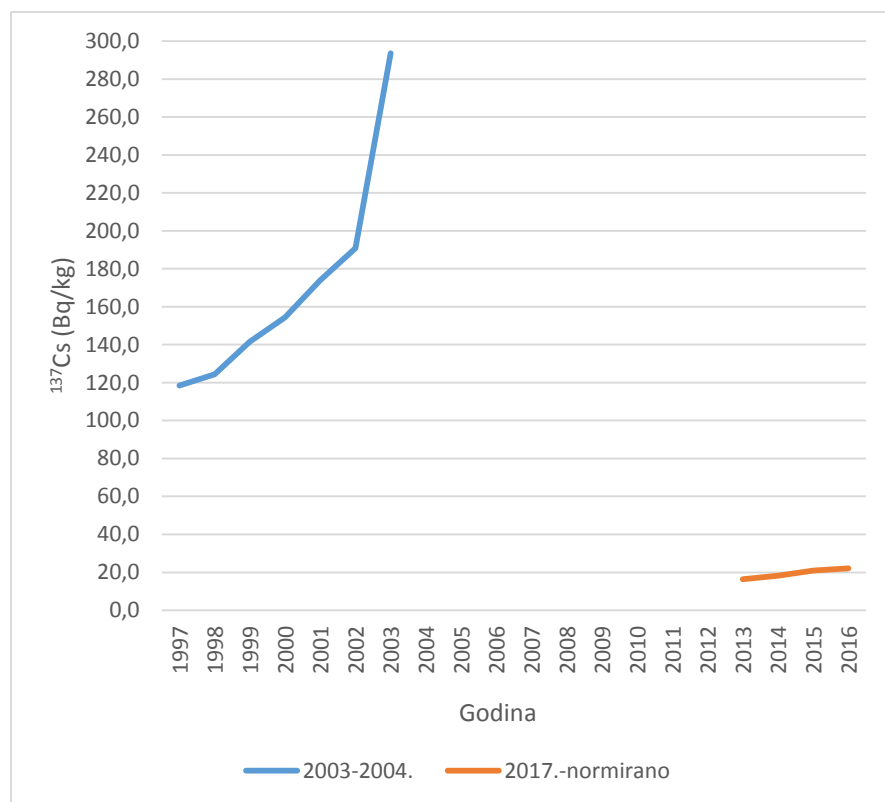


Slika 35. Distribucija ^{137}Cs u vršnim izbojcima obične jele na visini 8,0, 16,0 i 25,0 metara (uzorak iz 2004. godine)

Na Slici 36. (i u Tablicama A9., A12. i A15.) prikazane su s jedne strane srednje vrijednosti (aritmetička sredina) aktivnosti ^{137}Cs u vršnim izbojcima obične jele iz uzoraka prikupljenih 2003. i 2004. godine, a s druge strane vrijednosti iz uzorka prikupljenog 2017. godine normiranog na dan 1. 7. 2003. (računskom eliminacijom utjecaja radioaktivnog raspada;

4. REZULTATI

uspoređi poglavlje 3.3.1.), što ga čini usporedivim s vrijednostima iz 2003. i 2004. godine (odnosno, s obzirom na izuzeće utjecaja radioaktivnog raspada normiranjem, razlike se mogu pripisati isključivo biogeokemijskim procesima u okolišu). Može se uočiti za red veličine manja aktivnost ^{137}Cs u normiranom uzorku prikupljenom u 2017. godine (na Slici 36. prikazano kao normirano-2017.), u odnosu na aktivnost u razdoblju 2003 – 2004., što se može shvatiti kao gubitak ^{137}Cs iz tkiva obične jele u promatranom razdoblju uzrokovan biogeokemijskim procesima.



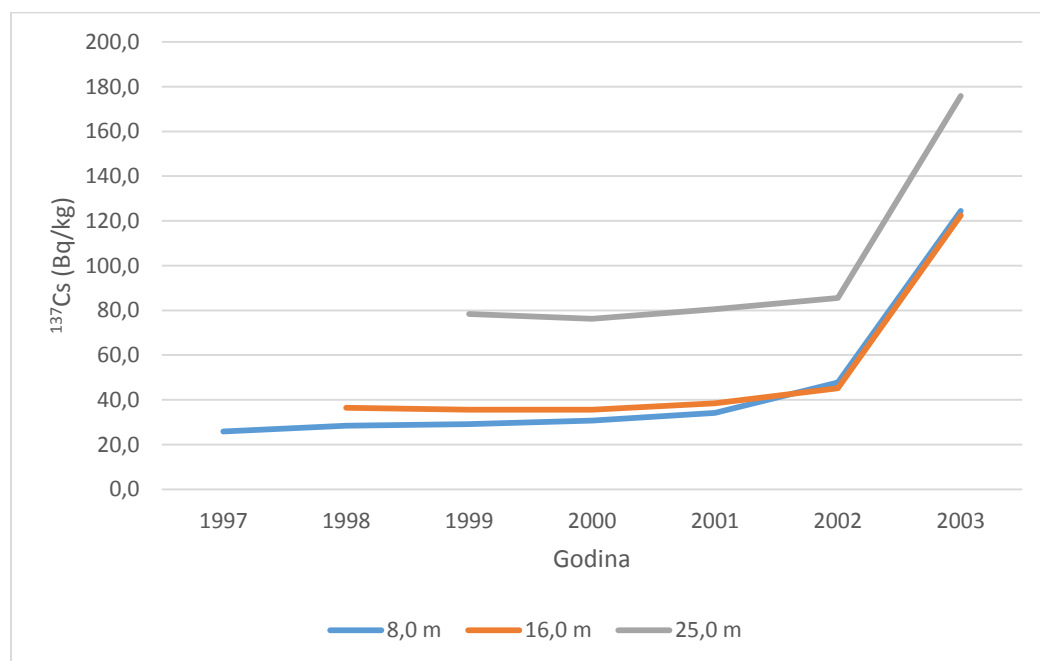
Slika 36. Izmjerene aktivnosti ^{137}Cs u vršnim izbojcima obične jele.

2003 - 2004.: srednje vrijednosti iz odnosnih uzoraka prikupljenih 2003. i 2004. godine;
2017.-normirano: vrijednosti iz odnosnih uzoraka prikupljenih 2017. godine normirane (računski eliminiran utjecaja radioaktivnog raspada) na dan 1. 7. 2003.

U uzorku iz 2003. godine (koji je iz zimskog razdoblja) aktivnost ^{137}Cs u iglicama obične jele (Slika 37.) bila je najveća u vršnim (ovogodišnjim) izbojcima na visini od 25,0 m ($175,9 \pm 2,2$ Bq/kg), a najmanja ($25,8 \pm 1,3$ Bq/kg) u najstarijim izbojcima na visini od 8,0 m, pri čemu se aktivnost postupno povećavala s povećanjem visine stabla (pri svim starostima iglica), kao i sa smanjivanjem starosti iglica (za sve visine). Može se pretpostaviti da je uzrok ovakvim rezultatima činjenica da su najmlađe iglice na najvećim visinama fiziološki najaktivnije, te da

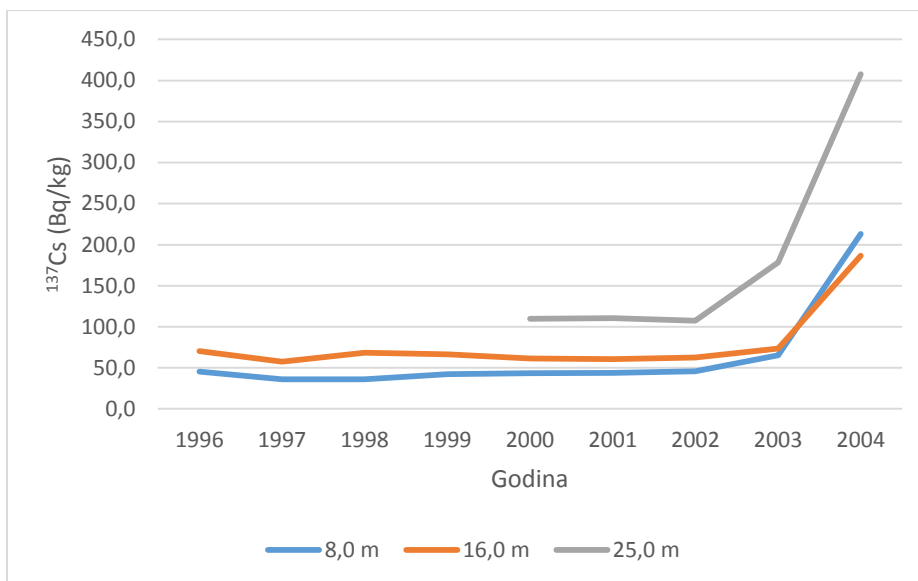
4. REZULTATI

fiziološka aktivnost u iglicama postupno pada i s visinom na kojoj se iglice nalaze i s povećanjem njihove starosti. U uzorku iz 2004. godine (koji je iz vegetacijskog razdoblja) aktivnost ^{137}Cs u iglicama obične jele (Slika 38.) zabilježene su vrlo slične vrijednosti kao i u uzorku iz 2003., s iznimkom vršnih (najmlađih) izbojaka u kojima su na visinama od 8,0 m i 25,0 m zabilježene približno upola više vrijednosti u odnosu na uzorke iz 2003. godine (na 25,0 m najviša uopće u iglicama: $407,8 \pm 4,9$ Bq/kg). Ovakvi rezultati upućuju na zaključke a) da se aktivnost ^{137}Cs u iglicama obične jele povećava s povećanjem visine stabla i smanjenjem starosti iglica, slično kao i kod uzoraka izbojka bez obzira na sezonu i b) da se unutar vegetacijske sezone taj rast znatno jače očituje u najmlađim iglicama izraslima na (vršnim) izbojcima. Iako su takvi zaključci kvalitativne naravi (s obzirom na to da mali uzorak onemogućuje statističko testiranje) oni su očekivani, s obzirom na to da se u oba zaključka povećanje aktivnosti ^{137}Cs može pripisati intenzitetu metabolizma kao i kod vršnih izbojaka.



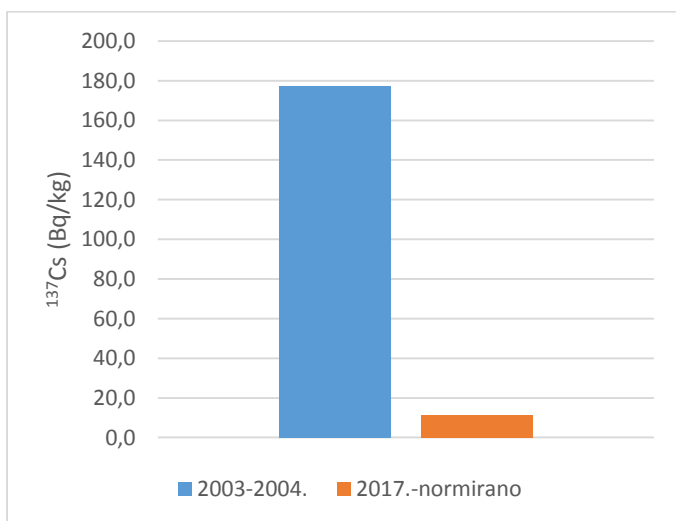
Slika 37. Distribucija ^{137}Cs u iglicama obične jele na visini 8,0, 16,0 i 25,0 metara (uzorak iz 2003. godine)

4. REZULTATI



Slika 38. Distribucija ^{137}Cs u iglicama obične jele na visini 8,0, 16,0 i 25,0 metara (uzorak iz 2004. godine)

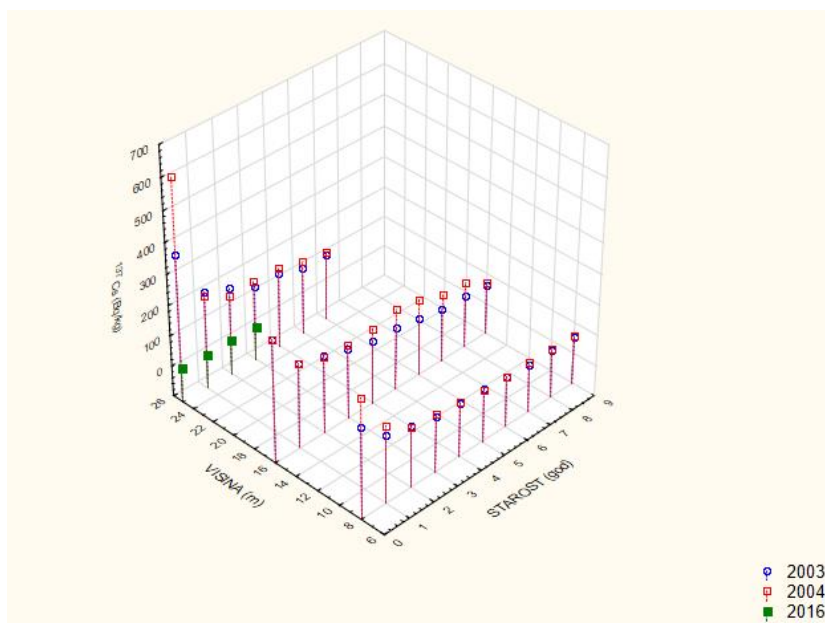
Na Slici 39. prikazane su aktivnosti ^{137}Cs u iglicama obične jele iz godine uzorkovanja na visini od 25,0 m (Tablice A9., A12. i A15.) i to s jedne strane srednje vrijednosti iz uzoraka prikupljenih 2003. i 2004., a s druge strane vrijednosti iz uzorka prikupljenog 2017. godine normiranog na dan 1. 7. 2003. Pad aktivnosti ^{137}Cs od gotovo 20 puta upućuje na zaključak da iglice jele predstavljaju važan put eliminacije ^{137}Cs iz biljnog organizma.



Slika 39. Izmjerene aktivnosti ^{137}Cs u iglicama (iz godine uzorkovanja) obične jele. 2003 - 2004.: srednje vrijednosti iz odnosnih uzoraka prikupljenih 2003. i 2004. godine; 2017.-normirano: vrijednosti iz odnosnih uzoraka prikupljenih 2017. godine normirane (računski eliminiran utjecaja radioaktivnog raspada) na dan 1. 7. 2003.

4. REZULTATI

Na Slici 40. prikazana je distribucija aktivnosti ^{137}Cs u izbojcima obične jele za različite visine stabla i starosti izbojaka u sve tri godine uzorkovanja. Radi se o istim vrijednostima kao i u grafikonima na Slikama 34. - 36., uz prikazivanje distribucije prema starosti izbojaka (a ne prema kalendarskoj godini, kao što je slučaj na Slikama 34. – 36.).

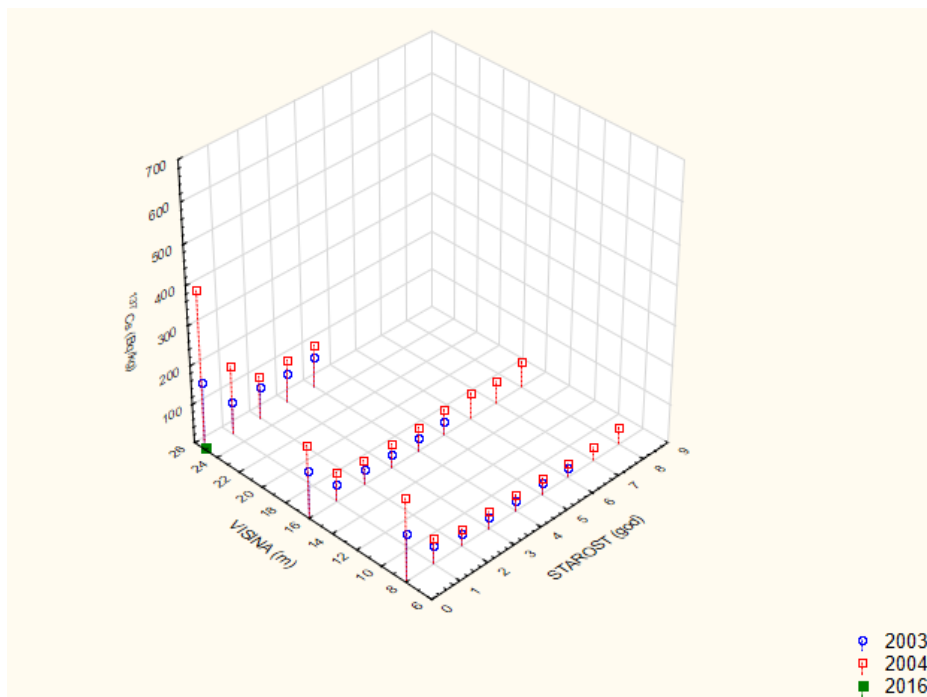


Slika 40. Distribucija ^{137}Cs u izbojcima obične jele za različite visine i starosti izbojaka (vrijednost 0 za starost izbojka predstavlja najmlađi izbojak) za sve tri godine uzorkovanja.

Usporedba starosnih nizova aktivnosti ^{137}Cs u izbojcima obične jele (Slika 40.) za pojedine visine između dvije godine (2003. i 2004.) pomoću neparametarskog testa za vezane uzorke („Wilcoxon matched pairs test“) pokazuje da su vrijednosti iz 2004. godine statistički značajno ($p=0,05$) veće na visinama od 8,0 i 16,0 m od onih iz 2003. godine, dok na 25,0 m razlika između te dvije godine nije statistički značajna. Ovakav se rezultat može interpretirati kao posljedica povećanja intenziteta fotosinteze (koja je kod jele kao vazdazelene vrste prisutna cijelu godinu, za razliku od listopadnog kestena) i razine metabolizma stabla tijekom vegetacijskog razdoblja, što dovodi do privremenog akumuliranja ^{137}Cs u izbojcima. Nije jasno zašto takva pojava nije evidentirana i na uzorcima s 25,0 m.

Na Slici 41. prikazana je distribucija aktivnosti ^{137}Cs u iglicama obične jele za različite visine stabla i starosti iglica u sve tri godine uzorkovanja. Radi se o istim vrijednostima kao i na grafikonima na Slikama 37. – 39., uz prikazivanje distribucije prema starosti iglica (a ne prema kalendarskoj godini, kao što je slučaj na Slikama 37. – 39.).

4. REZULTATI



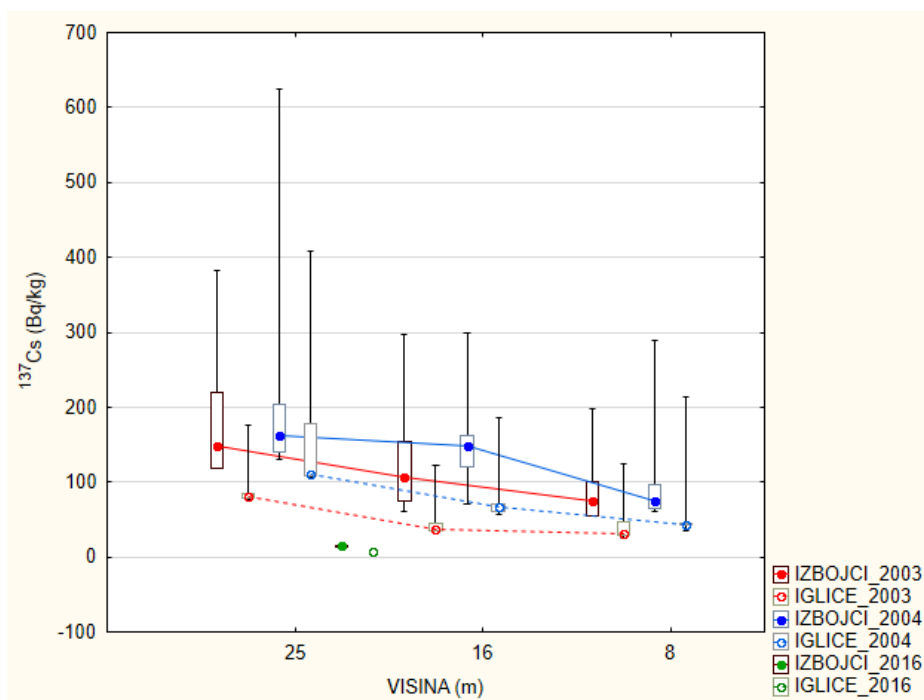
Slika 41. Distribucija ^{137}Cs u iglicama obične jele za različite visine i starosti iglica (vrijednost 0 za starost odnosi se na iglice s najmlađeg izbojka) za sve tri godine uzorkovanja.

Usporedba starosnih nizova aktivnosti ^{137}Cs u izbojcima obične jele s onima u iglicama obične jele za pojedine visine između dvije godine (2003. i 2004.), također provedena pomoću neparametarskog testa za vezane uzorke („Wilcoxon matched pairs test“), pokazuje da su vrijednosti iz 2004. godine statistički značajno ($p=0,05$) veće od onih iz 2003. godine na sve tri visine. Ovakav je rezultat vrlo sličan onome kod izbojaka (vidi gore), pa se, tim više što se ovdje pravilnost pokazuje i na visini od 25,0 m (što kod izbojaka nije bio slučaj), može jednako i interpretirati (kao posljedica povećavanja intenziteta fotosinteze i razine metabolizma tijekom vegetacijskog razdoblja, koji dovodi do privremenog akumuliranja ^{137}Cs u iglicama).

Usporedba starosnih nizova aktivnosti ^{137}Cs u izbojcima obične jele s onima u iglicama obične jele (usporedi Sliku 39. sa Slikom 41., vidi također i Sliku 42.) provedena je zasebno za svaku pojedinu visinu (8,0 16,0 i 25,0 m) i godinu (2003. i 2004.), također pomoću neparametarskog testa za vezane uzorke. Dobiveni rezultati pokazuju da su za istu godinu vrijednosti u izbojcima uvijek statistički značajno ($p=0,05$) veće od onih u iglicama iste starosti na sve tri visine. Ovakav bi se rezultat mogao povezati s manjom količinom protoka u perifernim tkivima provodnog sustava stabla, što kao posljedicu ima i manje količine ^{137}Cs prispjelog u ta tkiva. Na Slici 41. pregledno su prikazane distribucije aktivnosti ^{137}Cs kroz različite starosti izbojaka i iglica obične jele, zasebno za svaku visinu (8,0, 16,0 i 25,0 m). Na toj se slici može uočiti što

4. REZULTATI

je već i ranije istaknuto: 1.) više vrijednosti u 2004. godini tijekom vegetacijskog razdoblja u odnosu na one u zimskom razdoblju 2003. godine (na svim visinama, kako u izbojcima, tako i u iglicama) i 2.) općenito više vrijednosti u izbojcima u odnosu na one u iglicama (za obje godine, na svim visinama). Dodatno, na toj se slici (gledajući samo medijane starosnih nizova koji se odnose na isti tip tkiva u istoj godini povezane linijama) može na kvalitativnoj razini konstatirati opći porast aktivnosti ^{137}Cs u izbojcima i iglicama s visinom stabla (bez obzira na njihovu starost). Iako zbog malog uzorka (tri visine) nije moguće taj porast statistički testirati u smislu značajnosti pozitivne korelacije, prikladno je istaknuti kako bi zaključak o takvoj pozitivnoj korelaciji bio u skladu s drugim iznesenim rezultatima. Odnosno, gledano unutar istog tipa tkiva, najveća aktivnost ^{137}Cs može se očekivati u područjima najveće fiziološke aktivnosti, koja bi, ako se govori o izbojcima i iglicama, trebala biti to veća što je uzorak tkiva s veće visine stabla (manji utjecaj zaszjene vlastite i drugih krošanja ima za posljedicu više dozračene Sunčeve energije i viši intenzitet fotosinteze).



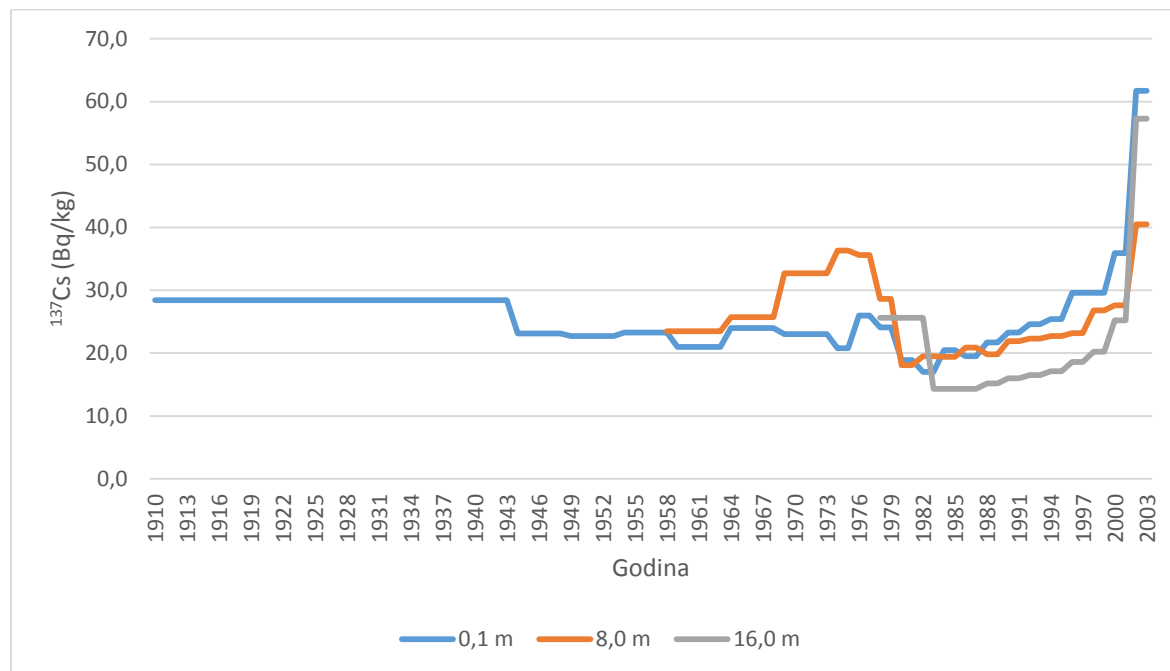
Slika 42. Pregledna usporedba distribucija (Box-Whisker dijagram) vrijednosti ^{137}Cs kroz različite starosti izbojaka i iglica obične jele za tri visine stabla. Točke prikazuju medijanu vrijednosti starosnog niza, pravokutnici interkvartilni raspon (donji i gornji kvartil), dok dužina predstavlja raspon između minimalne i maksimalne zabilježene vrijednosti.

4.2.2. Distribucija ^{137}Cs u godovima obične jele

Slika 43. prikazuje distribucije aktivnosti ^{137}Cs iznad granice detekcije u svim uzorkovanim godovima obične jele na visinama stabla od 0,1, 8,0 i 16,0 m za uzorke iz 2003. godine (Tablice

4. REZULTATI

A16.–A18.). Uočava se da se u godovima obične jele na svim visinama uzorkovanja, za razliku od kestena (gdje je u samo nekoliko najmlađih godina bila zabilježena aktivnost ^{137}Cs iznad granice detekcije, k tome su za red veličine nižim vrijednostima), prisutna znatno veća varijabilnost aktivnosti ^{137}Cs koja je mjerljiva daleko u prošlost, sežući do samih središta tri koluta (na svakoj visini po jedan) stabla jele oborenog za potrebe ovog istraživanja u 2003. godini koje je, kao i dva stabla oborena u 2004. i 2017. godini, bilo staro više od sto godina.



Slika 43. Distribucija aktivnosti ^{137}Cs u svim uzorkovanim godovima obične jele na visinama stabla od 0,1, 8,0 i 16,0 m za uzorke iz 2003. Na apscisi je prikazana kalendarska godina koja pripada određenom godu.

Ti se dugački vremenski nizovi vrijednosti radioaktivnosti mogu na temelju grafičkog uvida u izmjerene podatke (Slika 43.) podijeliti u četiri intervala:

- 1.) razdoblje od početka života stabla do 1943. godine, u kojemu je zabilježena konstantna (i u smislu radijusa koluta i u smislu visine stabla) aktivnost ^{137}Cs od $28,4 \pm 0,9$ Bq/kg,
- 2.) razdoblje od 1944. do 1958. godine, u kojemu je zabilježena gotovo konstantna (u smislu radijusa koluta i visine stabla) aktivnost ^{137}Cs koja je varirala od $22,7 \pm 0,8$ Bq/kg do $23,3 \pm 0,9$ Bq/kg,
- 3.) razdoblje od 1959. do približno 1983. godine, u kojemu je zabilježeno variranje aktivnosti ^{137}Cs i u smislu radijusa koluta i u smislu visine stabla (bez izražene pravilnosti s obzirom na vrijeme nastanka goda), i to u intervalu između $14,3 \pm 0,7$ Bq/kg (16,0 m; 1982.) do $36,3 \pm 1,2$ Bq/kg (8,0 m; 1974.) i

4. REZULTATI

4.) razdoblje od približno 1984. do 2003. godine u kojemu je, slično kao i od kestena, uglavnom zabilježen kontinuirani porast aktivnosti ^{137}Cs prema najmlađim godovima, pri čemu je kod kestena taj niz najmlađih godina bio oko četiri puta kraći (oko 5 godina kod kestena naspram dvadesetak godina kod jele).

Ovakve razlike u rezultatima za kesten (gdje je samo u nekoliko najmlađih godina prisutna aktivnost ^{137}Cs iznad granice detekcije) i jelu (gdje je u dugom dendrokronološkom nizu kontinuirano prisutan ^{137}Cs iznad granice detekcije) mogao bi se pripisati činjenici da jela kao golosjemenjača ima filogenetski primitivniji provodni sustav (manju specijalizaciju provodnih tkiva) od kestena (kao kritosjemenjače) koji se očituje u odsustvu traheja (što podrazumijeva sporiji protok kroz ksilem i nameće fiziološku nužnost aktivnog sudjelovanja većeg broja godina u tom protoku). Doda li se k tome: a) da je u (najmlađim) godovima kestena zabilježena više desetaka puta manja aktivnost ^{137}Cs nego kod jele, te b) da u najstarijim dijelovima dendrokronološkog niza jele postoje zone u kojima je prisutna mjerljiva aktivnost ^{137}Cs , ali praktično bez ikakve varijabilnosti), razložno je zaključiti da se kod jele (kao evolucijski primitivnije golosjemenjače) ^{137}Cs znatno duže nego kod kestena zadržava u ksilemu.

Na temelju istih dobivenih rezultata, moglo bi se čak pretpostaviti i da (za razliku od kestena gdje slična pojava nije zabilježena), stara ksilemska tkiva koja više ne sudjeluju u protoku od korijena prema krošnji predstavljaju svojevrsni rezervoar akumulacije ^{137}Cs , pri čemu bi ostalo otvoreno pitanje je li ^{137}Cs u tim (većim dijelom mrtvim) tkivima trajno izuzet iz migracije unutar biljke i „zarobljen“ (pa može iščeznuti samo radioaktivnim raspadom) ili se radi o privremenoj sezonskoj akumulaciji tijekom zimskog razdoblja (u kojem bi se slučaju konstantnosti zabilježenih vrijednosti mogla objasniti pretpostavljenim konstantnim kapacitetom mrtvog drva).

Dodatno, a s obzirom na postojanje zone 3. u dendrokronološkom nizu jele (vidi gore), može se pretpostaviti da je prijelaz između fiziološki aktivnog i fiziološki neaktivnog dijela ksilema u oborene jele (za razliku od kestena) bio vrlo postupan (protežući se na dio dendrokronološkog niza dugačak više od trideset godina), a k tome i anatomski nehomogen (s obzirom na zabilježenu varijabilnost s visinom uzorkovanja koluta).

Slika 44. prikazuje distribucije aktivnosti ^{137}Cs iznad granice detekcije u svim uzorkovanim godovima obične jele na visinama stabla od 0,1, 8,0 i 16,0 m za uzorke iz 2004. godine (Tablice A19. - A21.). Grafičkim uvidom u izmjerene podatke, na tom se grafikonu uočava sljedeće:

4. REZULTATI

1.) kao i kod kolutova iz 2003. godine, i ovdje je prisutna mjerljiva aktivnost ^{137}Cs sve do najstarijih godova

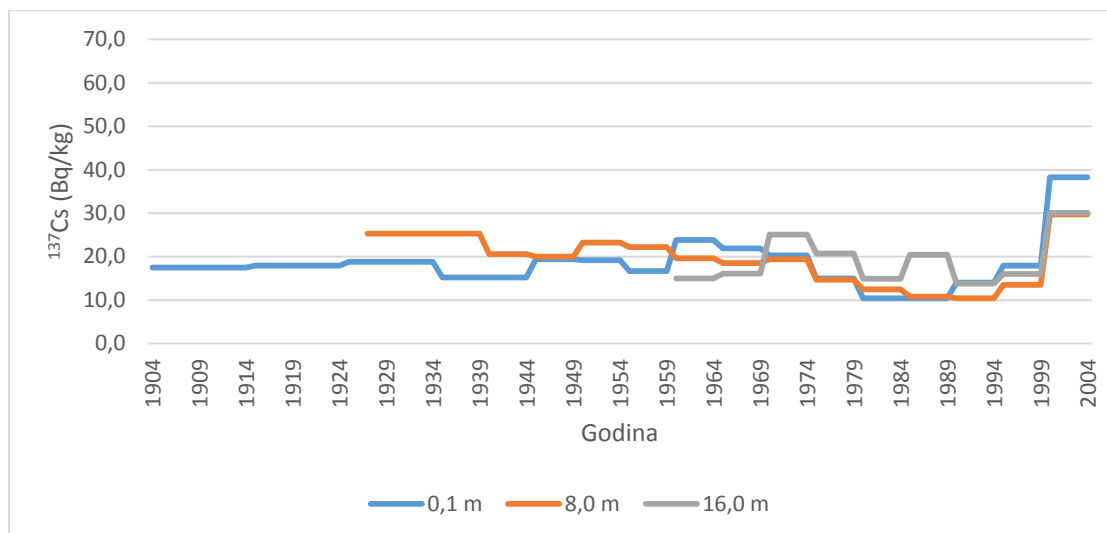
2.) varijabilnost aktivnosti ^{137}Cs u dendrokronološkim nizovima iz 2004. godine manja je nego kod onih iz 2003. godine čemu najviše doprinose niže vrijednosti u najmlađim (i fiziološki vjerojatno najaktivnijim) godovima (u 2004. u odnosu na 2003.) što bi se moglo pripisati činjenici da se u 2004. godini radi o uzorcima iz vegetacijske sezone (kao eventualnom uzroku pojačane migracije ^{137}Cs iz provodnih tkiva prema fiziološki najaktivnijim tkivima u krošnji) i

3.) znatno slabija mogućnost definiranja tipičnih zona unutar dendrokronološkog niza u odnosu na niz iz 2003. godine, unatoč tome što se i ovdje nazire zona porasta vrijednosti ^{137}Cs u najmlađim godovima, kao što je s druge strane dobro uočljiva i zona gotovo konstantnih vrijednosti ^{137}Cs u najstarijim godovima (na temelju čega bi se moglo pretpostaviti da tijekom vegetacijske sezone čak postoji i migracija ^{137}Cs iz neaktivne u fiziološki aktivnu ksilemsku zonu, da bi se u zimskom razdoblju ^{137}Cs privremeno akumulirao čak i u fiziološki neaktivnom dijelu ksilemske zone; usporedi gore za dendrokronološke nizove iz 2003. godine).

Podijeljeni vremenski nizovi mogu se promatrati u razmacima za: a) razdoblje od početka života stabla do 1958. godine, u kojemu je zabilježena slična razina (u smislu radijusa koluta i visine stabla) aktivnosti ^{137}Cs koja je varirala od $15,2 \pm 0,8$ do $19,4 \pm 0,9$ Bq/kg na visini od 0,1 m, te od $20,0 \pm 1,4$ do $23,2 \pm 1,5$ Bq/kg na visini od 8,0 m, b) razdoblje od 1959. do približno 1982. godine, u kojemu je zabilježeno variranje aktivnosti ^{137}Cs i u smislu radijusa koluta i u smislu visine stabla (bez izražene pravilnosti s obzirom na vrijeme nastanka goda), i to u rasponu između $10,4 \pm 0,7$ Bq/kg (0,1 m; interval 1980 - 1984. godine) do $25,1 \pm 1,5$ Bq/kg (16,0 m; interval 1970 - 1974.) i c) razdoblje od približno 1985. do 2004. godine u kojemu je, slično kao i od kestena, uglavnom zabilježen kontinuirani porast aktivnosti ^{137}Cs prema najmlađim godovima.

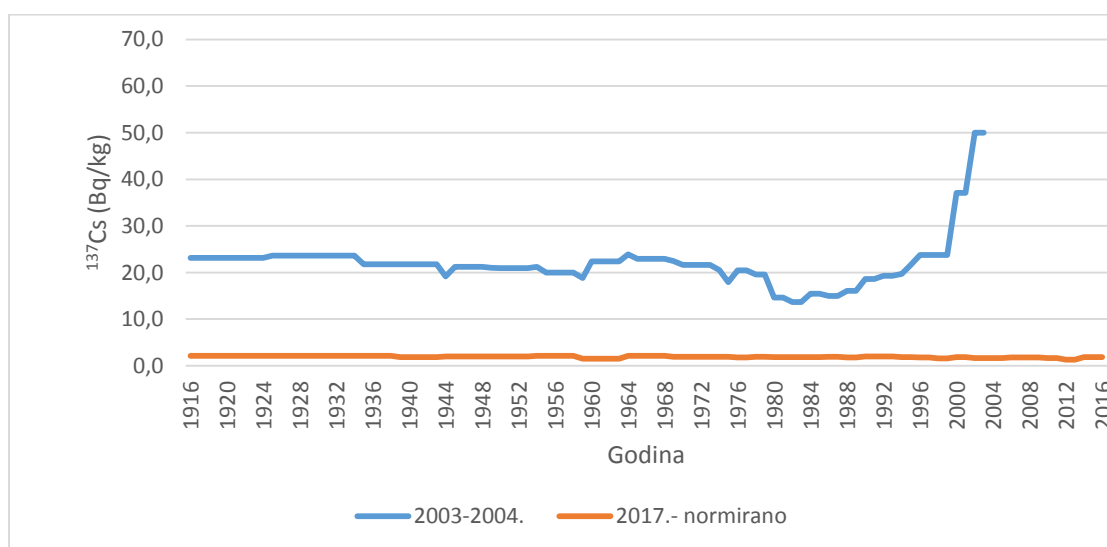
Važno je naglasiti da se pri zaključivanju pod gornjim točkama 2 i 3, mora imati na umu i činjenica da se ovdje radi o drugoj jedinki jele (u odnosu na onu iz 2003.) s obzirom na to da je uzorkovanje za sobom nužno povlačilo umiranje jedinke (za razliku od kestena gdje je zbog rasta više stabala iz panja bilo moguće uzorkovati istu jedinku). Stoga pretpostavljeni zaključci o migraciji ^{137}Cs iz provodnih tkiva treba uzeti s rezervom, s obzirom na to da bi dobiveni rezultati, teoretski govoreći, mogli biti i posljedica genotipskih i fenotipskih razlika između dvije jedinke iste vrste.

4. REZULTATI



Slika 44. Distribucija aktivnosti ^{137}Cs u svim uzorkovanim godovima obične jele na visinama stabla od 0,1, 8,0 i 16,0 m za uzorke iz 2004. Na apscisi je prikazana kalendarska godina koja pripada određenom godu.

Slika 45. prikazuje usporedbu aktivnosti ^{137}Cs u godovima stabala obične jele (na visini 0,1 m) između srednjih vrijednosti iz uzoraka iz 2003 - 2004. godine s jedne, (Tablice A16. i A19.); i normiranih (na dan 1. 7. 2003.) vrijednosti iz 2017. godine (Tablica A22).

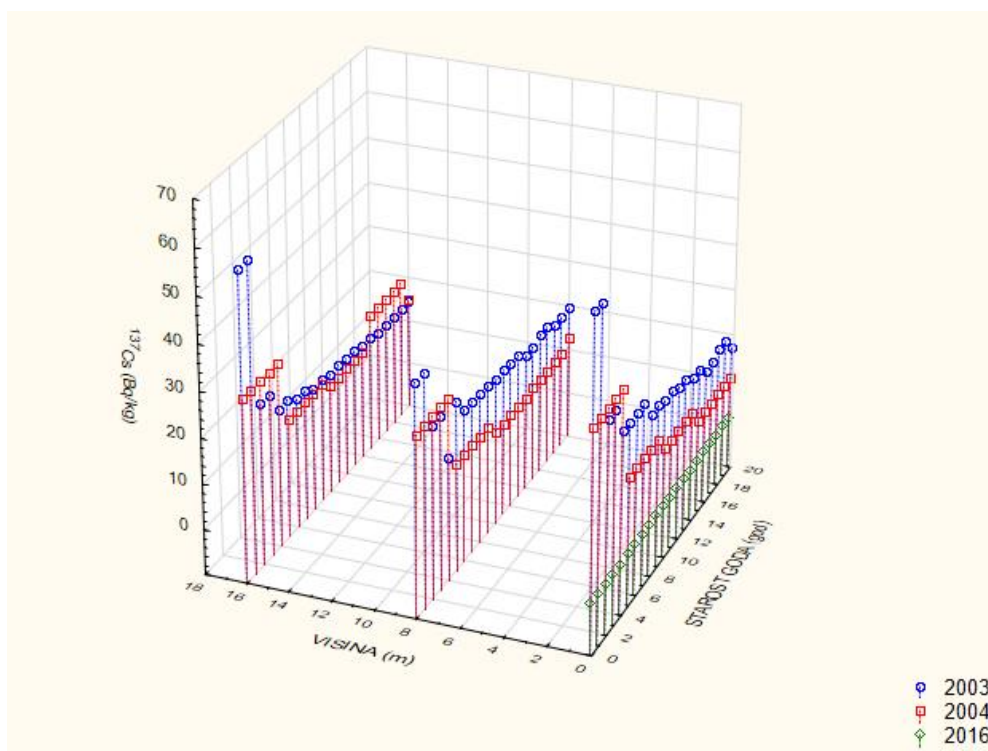


Slika 45. Distribucije aktivnosti ^{137}Cs u godovima stabala obične jele 2003 - 2004.: srednje vrijednosti iz odnosnih uzoraka prikupljenih 2003. i 2004. godine; 2017.-normirano: vrijednosti iz odnosnih uzoraka prikupljenih 2017. godine normirane (računski eliminiran utjecaja radioaktivnog raspada) na dan 1. 7. 2003.

4. REZULTATI

Grafičkim uvidom u izmjerene podatke, na tom se grafikonu uočava a) za red veličine niže vrijednosti u normiranim uzorcima iz 2017. u odnosu na uzorke iz razdoblja 2003 – 2004., b) još uvijek mjerljiva aktivnost ^{137}Cs duž cijelog dendrokronološkog niza iz 2017., i c) mala varijabilnost aktivnosti ^{137}Cs duž cijelog niza iz 2017. (uključujući i odsustvo izrazitijeg povećanja vrijednosti u najmlađim godovima).

Na Slici 46. prikazana je distribucija aktivnosti ^{137}Cs u godovima obične jele za različite visine stabla i starosti godova u sve tri godine uzorkovanja. Radi se o istim vrijednostima kao i na grafikonima na Slikama 43. – 45., uz prikazivanje distribucije prema starosti godova (a ne prema kalendarskoj godini, kao što je slučaj na Slikama 43. – 45.), te uz ograničenje niza na dvadeset najmlađih godina (unutar kojih se u uzorcima iz 2003. i 2004. evidentirao porast aktivnosti ^{137}Cs sa smanjenjem starosti goda; vidi gore).



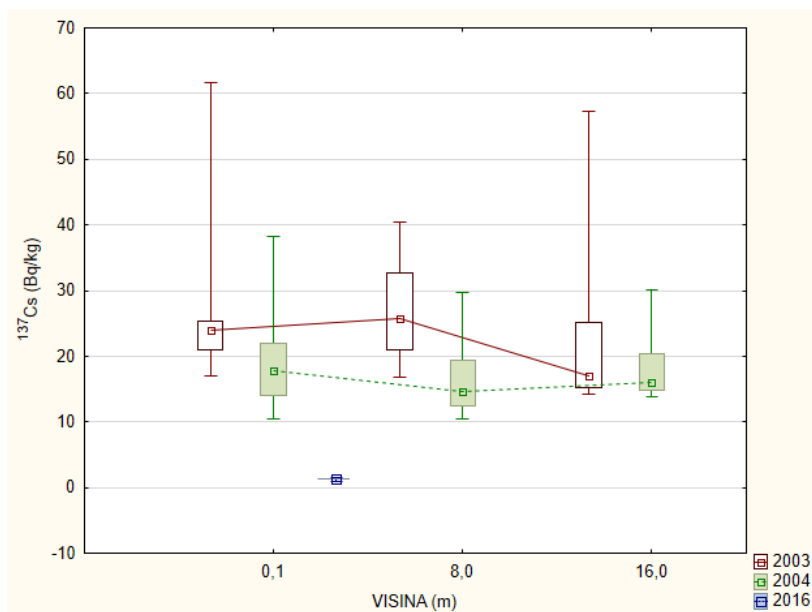
Slika 46. Distribucija aktivnosti ^{137}Cs u godovima obične jele za različite visine stabla i starosti goda (vrijednost 0 za starost goda predstavlja najmlađi god) za sve tri godine uzorkovanja.

Usporedba starosnih nizova aktivnosti ^{137}Cs u godovima obične jele za različite visine i godine uzorkovanja, i ovdje provedena pomoću neparametarskog testa za vezane uzorke („Wilcoxon matched pairs test“), pokazuje sljedeće (usporedi i Sliku 47.):

4. REZULTATI

1.) Na visinama 0,1 i 8,0 m zabilježene su statistički značajno ($p=0,05$) veće vrijednosti u 2003. godini na sve tri visine (dok za visinu od 16,0 m ta razlika nije značajna), što se, kako je ranije objašnjeno, može pripisati mirovanju vegetacije u zimskom razdoblju i

2.) Nije bilo statistički značajne razlike između nizova iz iste godine uzorkovanja, a s različitim visina, što se može interpretirati kao homogena visinska distribucija aktivnosti ^{137}Cs u dvadeset najmlađih godova stabla.



Slika 47. Pregledna usporedba distribucija (Box-Whisker dijagram) vrijednosti ^{137}Cs kroz starosne nizove godova obične jele za tri visine stabla u tri godine uzorkovanja. Točke prikazuju medijanu vrijednosti starosnog niza, pravokutnici interkvartilni raspon (donji i gornji kvartil), dok dužina predstavlja raspon između minimalne i maksimalne zabilježene vrijednosti.

4.2.3 Distribucija ^{137}Cs u kori i kambiju obične jele

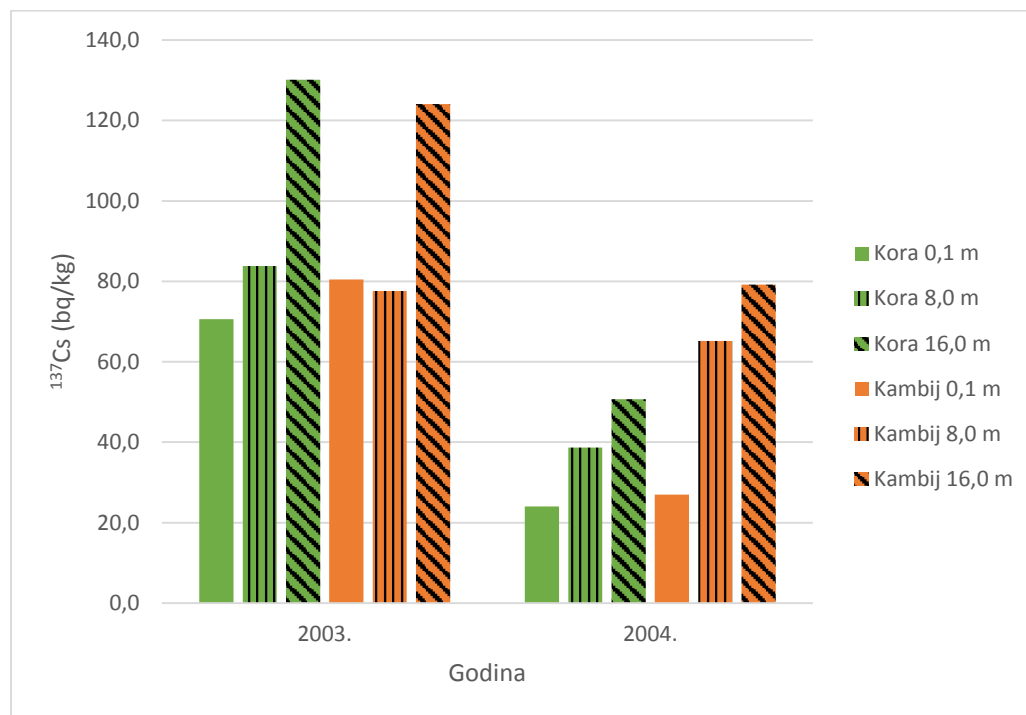
Slika 48. prikazuje aktivnost ^{137}Cs u kori i kambiju obične jele za uzorke iz 2003. i 2004. godine (Tablice A16. - A21.). Može se uočiti da je:

1.) aktivnost ^{137}Cs i u kori i u kambiju na svim visinama sistematski viša u uzorcima iz 2003. godine (zimsko razdoblje), a kreće se u rasponu od $70,6 \pm 1,3$ do $130,1 \pm 1,5$ Bq/kg za koru i kambij u rasponu od $77,6 \pm 1,4$ do $124,1 \pm 1,4$ Bq/kg, u odnosu na one iz 2004. (vegetacijsko razdoblje), za koru u rasponu od $24,0 \pm 0,3$ do $50,7 \pm 1,2$, te za uzorke kambija od $27,0 \pm 0,3$ do $79,2 \pm 1,6$ Bq/kg, što je rezultat sličan kao i kod godova (pa se zaključak o privremenom akumuliranju ^{137}Cs tijekom zimskog razdoblja može s godova proširiti i na kambij i floem),

4. REZULTATI

2.) u obje godine uočljiv porast aktivnosti ^{137}Cs s visinom kako u kori, tako i u kambiju (što je rezultat različit nego kod kestena, gdje je u 2004. godini zabilježen obrnut odnos, odnosno aktivnost ^{137}Cs je s visinom padala, dok u 2003. godini porast nije bio izražen ni u jednom smjeru i

3.) da su u 2003. godini vrijednosti iz kore i kambija podjednake, dok su u 2004. godini u kambiju nešto više.

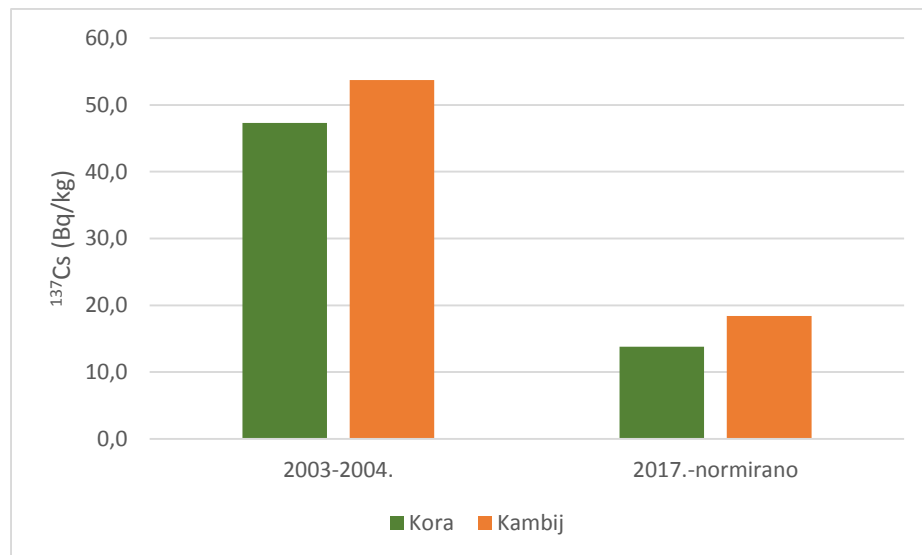


Slika 48. Izmjerene vrijednosti ^{137}Cs u kori i kambiju na visinama 0,1, 8,0 i 16,0 m (mjerjenje u 2003. i 2004. godini)

Na Slici 49. (i u Tablicama A16. i A19.) prikazane su s jedne strane srednje vrijednosti (aritmetička sredina) aktivnosti ^{137}Cs u mrtvoj kori i kambiju (zajedno sa živom korom) stabala obične jele iz uzoraka prikupljenih (na visini od 0,1 m) 2003. i 2004. godini (Tablice A16. i A19.), a s druge strane vrijednosti iz uzorka prikupljenog 2017. godine (Tablica A22.), normiranog na dan 1. 7. 2003. (računskom eliminacijom utjecaja radioaktivnog raspada; usporedi poglavlje 3.3.1.), što ga čini usporedivim s vrijednostima iz 2003. i 2004. godine (odnosno, s obzirom na izuzeće utjecaja radioaktivnog raspada normiranjem, razlike se mogu pripisati isključivo biogeokemijskim procesima u okolišu). Zabilježena normirana aktivnost ^{137}Cs u mrtvoj kori na dan 1. 7. 2003. u iznosu od $13,8 \pm 2,00$ Bq/kg, na razini je od 29% aktivnosti iz razdoblja 2003.-2004. u istom tipu tkiva, što je znatno više nego kod kestena (8

4. REZULTATI

%). Za razliku od toga, normirana aktivnost ^{137}Cs u kambiju (zajedno sa živom korom) na dan 1. 7. 2003.; ($18,4 \pm 2,67$ Bq/kg) na razini je 34% aktivnosti iz razdoblja 2003 - 2004. u istom tipu tkiva, što je slično kao i kod kestena (uzeto u prosjeku; 46% kambij, 18% živa kora). Ovakva bi se razlika između kestena i jele mogla hipotetski pripisati jedino različitim brzinama rasta, odumiranja i ljuštenja kore kod te dvije vrste, o čemu za sada nema detaljnijih spoznaja.



Slika 49. Izmjerene aktivnosti ^{137}Cs u kori i kambiju stabala obične jele.

2003 - 2004.: srednje vrijednosti iz odnosnih uzoraka prikupljenih 2003. i 2004. godine; 2017.-normirano: vrijednosti iz odnosnih uzoraka prikupljenih 2017. godine normirane (računski eliminiran utjecaja radioaktivnog raspada) na dan 1. 7. 2003.

Slika 50. prikazuje iste vrijednosti kao i Slika 48., ali u odnosu na visinu za različite tipove tkiva. Prikazanim distribucijama aktivnosti ^{137}Cs u uzorcima kore i kambija obične jele, zasebno za svaku visinu (8,0, 16,0 i 25,0 m) može se uočiti: a) više vrijednosti u 2003. godini tijekom zimskog razdoblja, odnosno za vrijeme mirovanja vegetacije u odnosu na one u aktivnom vegetacijskom razdoblju 2004. godine (na svim visinama, kako u kori, tako i u kambiju), b) viši raspon vrijednosti u kori u odnosu na one u kambiju (za obje godine, na visinama 8,0 i 16,0 m), te c) veću aktivnost ^{137}Cs u kambiju na visini od 0,1 m (pri dnu stabla) u 2003. godini za vrijeme mirovanja vegetacije.

Dodatno, na Slici 50. (gledajući samo medijane nizova koji se odnose na isti tip tkiva u istoj godini povezane linijama) može na kvalitativnoj razini konstatirati opći porast aktivnosti ^{137}Cs u kori i kambiju s visinom stabla (osim na visini od 0,1 m u 2003. godini). U 2003. godini izmjerena je najveća koncentracija ^{137}Cs u uzorcima kore prikupljenima na visini stabla 16,0

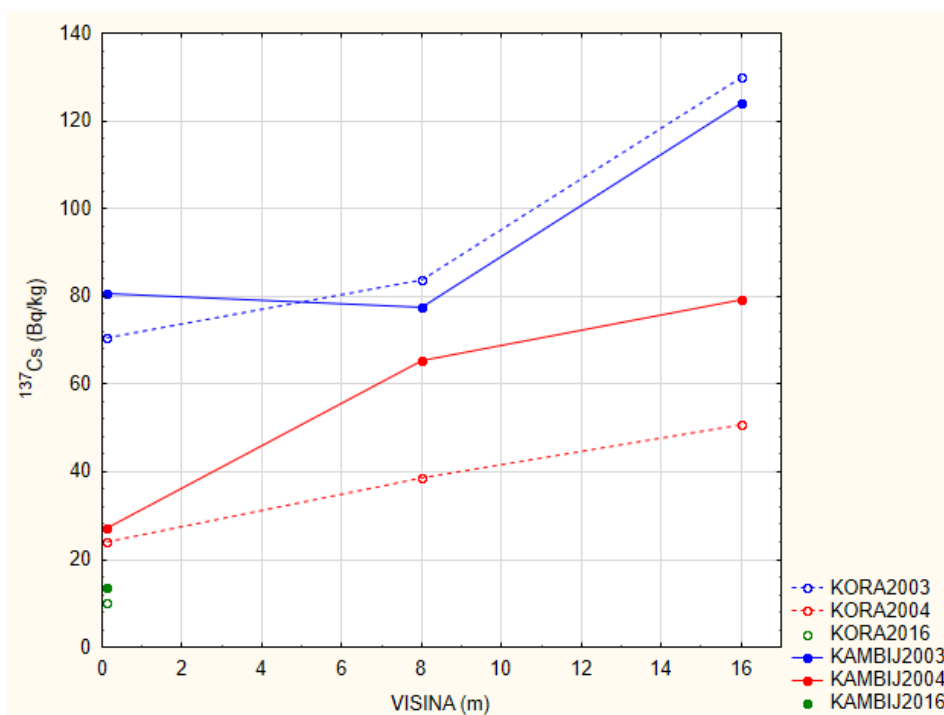
4. REZULTATI

metara veličine $130,1 \pm 1,5$ Bq/kg dok je vrijednost izmjerenog uzorka na istoj visini 2004. godine iznosila $50,7 \pm 1,2$ Bq/kg (Tablica A18. i A21.). Na istoj visini (16,0 m) je u 2003. godini izmjerena aktivnost ^{137}Cs u kambiju od $124,1 \pm 1,4$ Bq/kg, a u 2004. godinu je bila $79,2 \pm 1,6$ Bq/kg.

U uzorcima kore, na visini stabla od 8,0 metara je u 2003. godini izmjerena aktivnost ^{137}Cs od $83,8$ Bq/kg $\pm 1,4$, a u 2004. godini iznosila je $38,7 \pm 1,0$ Bq/kg (Tablica A17. i A20.). Na istoj visini (8,0 m) je u 2003. godini izmjerena aktivnost ^{137}Cs u kambiju od $77,6 \pm 1,4$ Bq/kg, a u 2004. godini je bila $65,2 \pm 1,4$ Bq/kg.

Na visini od 0,1 m izmjerena aktivnost ^{137}Cs u uzorku kore 2003. godine bila je $70,6 \pm 1,3$ Bq/kg, a 2004. godine iznosila je $24,0 \pm 0,3$ Bq/kg (Tablica A16. i A19.). Na istoj visini (0,1 m) je u 2003. godini izmjerena aktivnost ^{137}Cs u kambiju od $80,5 \pm 1,5$ Bq/kg, a u 2004. godini je bila $27,0 \pm 0,3$ Bq/kg.

Vrijednosti izmjerenih aktivnosti ^{137}Cs u 2017. godini i svedenih na dan 1. 7. 2003. iznosile su za koru $13,8 \pm 2,0$ Bq/kg i za kambij $18,4 \pm 2,67$ Bq/kg, svedenih na dan 1. 7. 2016. iznosile su za koru $10,2 \pm 1,48$ Bq/kg i za kambij $13,6 \pm 1,3$ Bq/kg (Tablica A22.).



Slika 50. Vertikalna distribucija ^{137}Cs u kori i kambiju obične jele

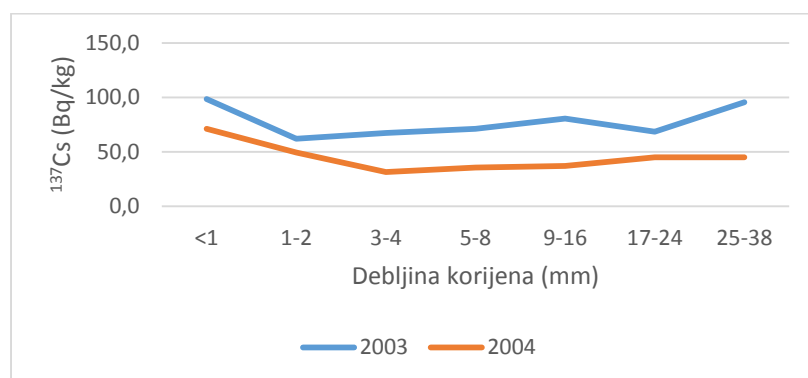
4. REZULTATI

4.2.4. Distribucija ^{137}Cs u korijenu obične jele

Distribucija aktivnosti ^{137}Cs u debljinskim klasama korijenja obične jele za uzorke iz 2003. i 2004. godine prikazana je Slici 51. i u Tablicama A23. i A24. U uzorcima iz 2003. godine aktivnost ^{137}Cs varirala je u rasponu od $62,1 \pm 1,3$ Bq/kg (korijenje debljine 1-2 mm) do $98,4 \pm 1,8$ Bq/kg, dok je u uzorcima iz 2004. godine taj raspon iznosio od $31,4 \pm 1,0$ Bq/kg (korijenje debljine 3-4 mm) do $71,2 \pm 2,3$ Bq/kg (najtanje korijenje). Pri tome su vrijednosti najbliže maksimalnima (zabilježenim u najtanjem korijenju) za obje godine zabilježene u najdebljem korijenju (25-38 mm; $95,5 \pm 2,7$ Bq/kg u uzorcima iz 2003.; $44,9 \pm 1,5$ Bq/kg u uzorcima iz 2004.), što već na kvalitativnoj razini ukazuje na odsustvo veze između debljine korijenja i aktivnosti ^{137}Cs .

Takav zaključak podupire i analiza povezanosti aktivnosti ^{137}Cs s gornjom granicom klase debljine korijenja, provedena „Spearman-rank“ korelacijskom metodom, prikladnom za male uzorke), koja nije rezultirala značajnom korelacijom (RSP = 0,1429 uz p = 0,7599 za 2003. godinu; RSP = - 0,3214 uz p = 0,4821 za 2004. godinu). Sukladno tome, može se zaključiti da u korijenovom sustavu jele nije zabilježena značajna varijabilnost aktivnosti ^{137}Cs , čega bi uzrokom mogla biti činjenica da se ovdje radi o biljnim tkivima koja prorastaju tlo koje je izvor iz kojega stablo crpi ^{137}Cs .

Usporedbom vrijednosti iz dvije godine uzorkovanja zasebno za svaku debljinsku klasu korijenja (Slika 51.), može se uočiti da su u 2003. godini (zimsko razdoblje) unutar svake debljinske klase zabilježene više vrijednosti nego u 2004. godini (vegetacijsko razdoblje). Ovakav bi se rezultat mogao objasniti pretpostavkom da se u zimskom razdoblju, zbog usporenog metabolizma i manje intenzivnog protoka kroz provodna tkiva u tkivima korijenja privremeno akumulira ^{137}Cs , čija se koncentracija tijekom vegetacijskog razdoblja smanjuje zbog migracije ^{137}Cs u fiziološki najaktivnija tkiva (izbojke i iglice).



Slika 51. Distribucija aktivnosti ^{137}Cs u debljinskim klasama korijenja obične jele (uzorci iz 2003. i 2004. godine)

4. REZULTATI

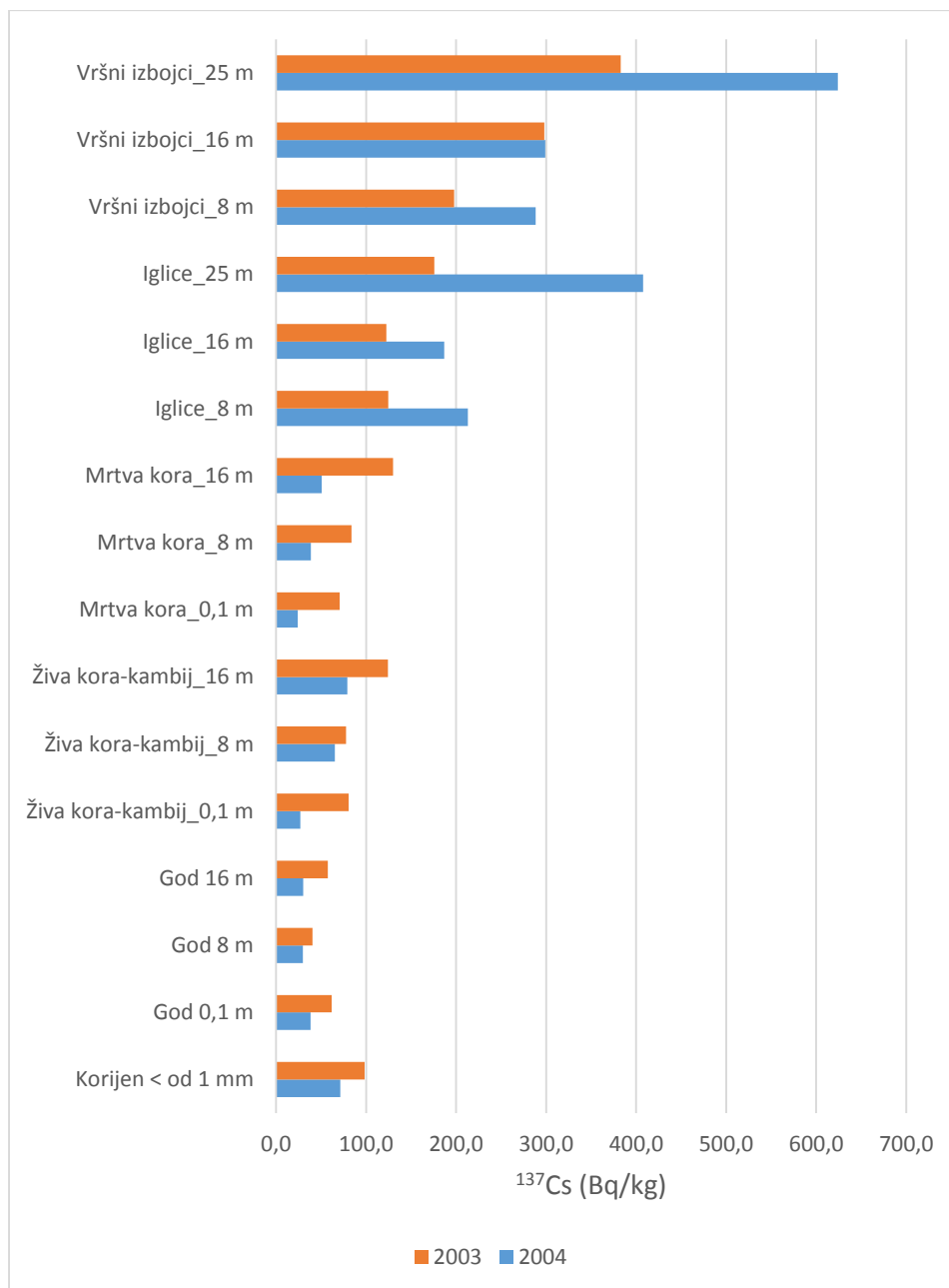
4.2.5. Usporedba aktivnosti ^{137}Cs u različitim tkivima obične jele

Slika 52. prikazuje distribucije aktivnosti ^{137}Cs u različitim tkivima obične jele za 2003. (uzorak iz zimskog razdoblja) i 2004. godinu (uzorak iz vegetacijske sezone), pri čemu su za tipove tkiva kojima je moguće odrediti starost (godovi, izbojci, iglice) prikazani samo rezultati iz najmlađih uzoraka tkiva (nastalih u godini uzorkovanja).

Na Slici 52. se na prvom mjestu može uočiti kako su u nekim tkivima (vršni izbojci, iglice) vrijednosti iz uzoraka prikupljenih u 2004. godini znatno veće nego u ranije prikupljenim uzorcima što izravno dokazuje prisutnost redistribucije ^{137}Cs u tkivima stabla tijekom vremena (s obzirom na to da bi se u odsustvu takve redistribucije s protokom vremena očekivalo smanjenje vrijednosti zbog radioaktivnog raspada). Postojanje redistribucije potvrđuju rezultati i u onim tkivima u kojima aktivnost ^{137}Cs jest bila veća u 2003. godini, zato što su te razlike (čak do tri puta veće vrijednosti za uzorke kore, te kambija pri tlu, u odnosu na 2004. godinu) bile znatno veće od onih koje bi bile posljedica samo radioaktivnog raspada tijekom nepune godine dana.

Nadalje, uočava se kako su u uzorcima iz zimskog razdoblja zabilježene više vrijednosti ^{137}Cs u mrtvoj kori, živoj kori s kambijem, te u mladom godu i korijenu, dok su u uzorcima iz vegetacijske sezone zabilježene više vrijednosti u vršnim izbojcima i iglicama. Ovi se rezultati mogu objasniti tako da se s jedne strane tijekom mirovanja vegetacije usporava metabolizam stabla i intenzitet fotosinteze što kao posljedicu ima slabiji protok kroz provodna tkiva i privremeno akumuliranje ^{137}Cs u floemu, ksilemu i korijenu, dok se s druge strane tijekom vegetacijske sezone u uvjetima pojačanog metabolizma i intenzivne cirkulacije tvari na relaciji korijen – ksilem – iglice – floem – korijen događa privremeno akumuliranje ^{137}Cs u vršnim izbojcima i iglicama.

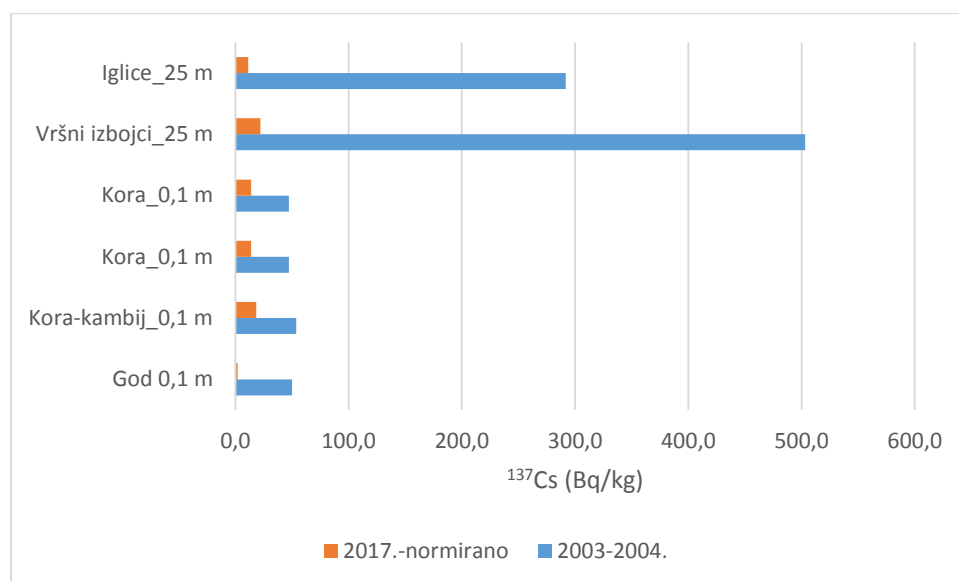
4. REZULTATI



Slika 52. Distribucije aktivnosti ^{137}Cs u različitim tkivima obične jele za 2003. (uzorak iz zimskog razdoblja) i 2004. godinu (uzorak iz vegetacijske sezone).

Slika 53. prikazuje usporedbu izmjerenih aktivnosti ^{137}Cs u različitim tkivima obične jele usporedno za razdoblje 2003 – 2016., pri čemu su dva uzorkovanja iz 2003. i 2004. reprezentirana aritmetičkom sredinom tada zabilježenih vrijednosti, dok je uzorkovanje iz 2017. reprezentirano normiranom vrijednošću na dan 1. 7. 2003. (u oba je slučaja za godove, izbojke i iglice prikazana samo vrijednost iz godine uzorkovanja na visini od 0,1 m).

4. REZULTATI



Slika 53. Izmjerene aktivnosti ^{137}Cs u različitim tkivima obične jele 2003 - 2004.: srednje vrijednosti iz odnosnih uzoraka prikupljenih 2003. i 2004. godine; 2017.-normirano: vrijednosti iz odnosnih uzoraka prikupljenih 2017. godine normirane (računski eliminiran utjecaj radioaktivnog raspada) na dan 1. 7. 2003.

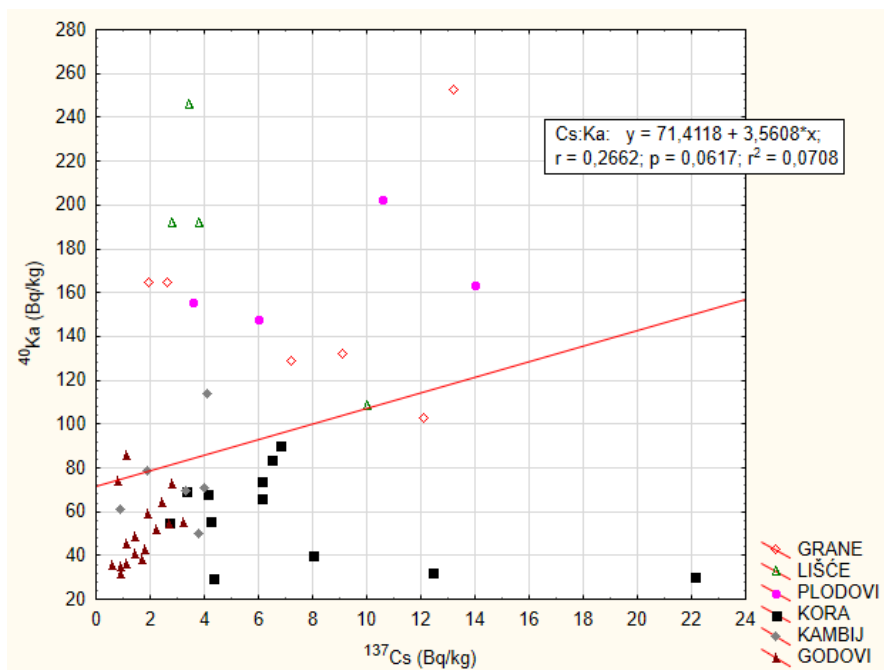
Slično kao i kod kestena, može se uočiti da su za sve tipove tkiva normirane vrijednosti iz uzoraka prikupljenog u 2017. godini znatno manje od odnosnih vrijednosti iz razdoblja 2003 – 2004., ali isto tako i da te razlike nisu podjednake za sve tipove tkiva. Tako se s jedne strane u mrtvoj kori, kao i u kambiju (zajedno sa živom korom) bilježe relativno više aktivnosti (u odnosu na vrijednosti iz razdoblja 2003 – 2004.: 29% za mrtvu koru, 34% za kambij sa živom korom), dok se s druge strane za ostale tipove tkiva bilježe neznatne aktivnosti (po 4% za mladi ksilem, vršne izbojke i iglice).

4.3. Odnos aktivnosti ^{40}K i ^{137}Cs u tkivima pitomog kestena i obične jele

Kako je već istaknuto u poglavljima 2.5. Općenito o ceziju i kaliju i 3. Materijal i metode, usporedba izmjerenih aktivnosti ^{40}K i ^{137}Cs u istom tipu tkiva, iako nije bila u fokusu istraživanja posvećenog prvenstveno distribuciji ^{137}Cs u različitim tipovima tkiva pitomog kestena i obične jele, provedena je kao dopuna osnovnom istraživanju, zbog stjecanja osnovnog uvida u međusobni prostorni odnos (unutar biljnog organizma) ova dva homologna izotopa koja biljka ne može razlikovati (vidi poglavlje 2.10). U tu su svrhu, uz rezultate gamaspektrometrijske izmjere za ^{137}Cs koji su prikazani i interpretirani u ranijim poglavljima, korišteni rezultati gamaspektrometrijske izmjere za ^{40}K koja je provedena istodobno s onom za ^{137}Cs u istim uzorcima (vidi Tablice A1. - A24.).

4. REZULTATI

Dijagram raspršenja prikazan na Slici 54. prikazuje odnos izmjerenih aktivnosti ^{40}K i ^{137}Cs u tkivima pitomog kestena (iz uzoraka grančica, lišća, plodova, godova, kore i kambija uzetih zajedno u isti podatkovni skup), pri čemu svaka točka na grafu predstavlja uređeni par vrijednosti za ^{40}K i ^{137}Cs izmjerenih u istom tipu tkiva, uzorkovanog u isto vrijeme (iste godine) i na istoj visini stabla (ako je za neki tip tkiva uzorkovano s više visina). Uočljivo je veliko raspršenje podataka, uz linearnu korelaciju koja nije statistički značajna ($R = 0,2660$; uz $p=0,0618$) što bi vodilo u zaključak da aktivnost ^{40}K i ^{137}Cs u tkivima pitomog kestena nije međusobno povezana, a što bi bilo u skladu s činjenicom da se radi o homolognim izotopima koje biljka ne razlikuje. Međutim, na istom se grafikonu može jasno uočiti grupiranje točaka iz uzoraka različitih tipova tkiva, pa je stoga prikladno istu analizu provesti i zasebno za pojedine tipove tkiva.

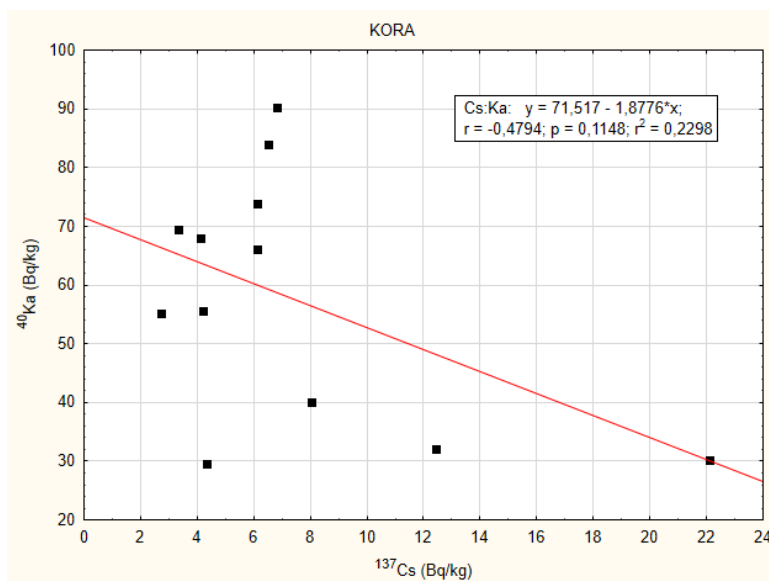


Slika 54. Dijagram raspršenja izmjerenih aktivnosti ^{40}K i ^{137}Cs u tkivima pitomog kestena (svaka točka na grafu predstavlja uređeni par izmjerenih vrijednosti za ^{40}K i ^{137}Cs u istom tipu tkiva, uzorkovanog iste godine i na istoj visini stabla). U okviru uklopljenom u graf doneseni su rezultati korelacijske analize (univarijatna linearna regresija).

Na Slikama 55. – 56. prikazani su rezultati spomenutih parcijalnih korelacijskih analiza, zasebno za godove i koru pitomog kestena (za grančice, lišće, plodove, i kambij nije postojao dovoljno veliki uzorak za provedbu univarijatne linearne regresije).

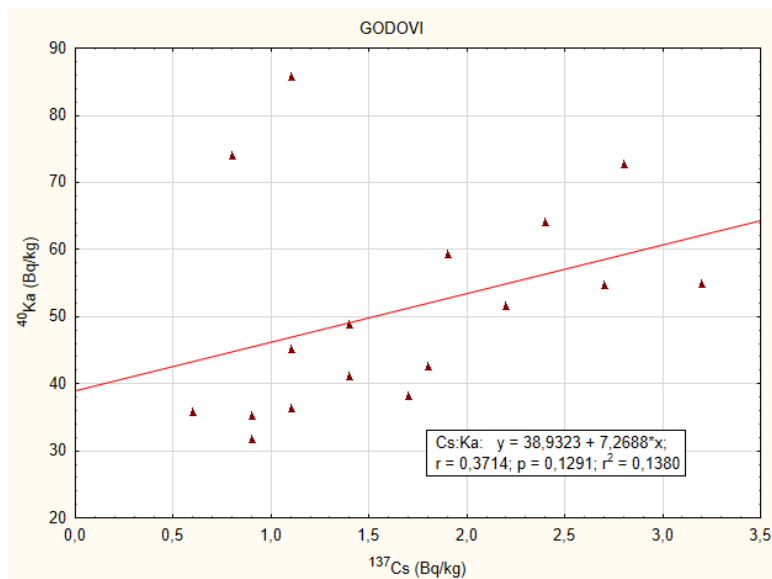
4. REZULTATI

Može se zaključiti da ni za jedan od ta dva tipa tkiva pitomog kestena zasebno (koru i godove) nije zabilježena značajna korelacija između aktivnosti ^{40}K i ^{137}Cs u uzorku istog porijekla (mjestu i vremena uzorkovanja). Stoga rezultati provedenih parcijalnih korelacijskih analiza također upućuju na zaključak da aktivnost ^{40}K i ^{137}Cs u tkivima pitomog kestena nije međusobno prostorno niti vremenski povezana, odnosno da je konkretna kombinacija koncentracije ta dva izotopa u konkretnom biljnom tkivu slučajne naravi. Iako je takav zaključak u skladu s činjenicom da se radi o homolognim izotopima koje biljka ne razlikuje, prikladno je naglasiti da ni eventualna značajna pozitivna korelacija između aktivnosti ^{40}K i ^{137}Cs u uzorku istog porijekla koja bi se možda mogla pokazati pri većim uzorcima ne bi bila u neskladu s pretpostavkom slučajnosti kombinacije koncentracija ta dva izotopa u istom tkivu u isto vrijeme, imajući na umu rezultate iznesene u ranijim poglavljima gdje se i za jelu i za kesten pokazala velika razlike u aktivnosti ^{137}Cs između različitih tkiva. Naime, čak i kada dva homologna izotopa biljka ne razlikuje (kao što je ovdje slučaj), logično je pretpostaviti da porast aktivnosti jednog homolognog izotopa istovremeno povećava vjerojatnost porasta aktivnosti drugog homolognog izotopa, čak i kada njihove koncentracije nisu izravno korelirane.



Slika 55. Dijagram raspršenja izmjerenih aktivnosti ^{40}K i ^{137}Cs u kori (zajedno za sve visine) pitomog kestena (svaka točka na grafu predstavlja uređeni par izmjerenih vrijednosti za ^{40}K i ^{137}Cs uzorkovanog iste godine). U okviru uklopljenom u graf doneseni su rezultati korelacijske analize (univarijatna linearna regresija).

4. REZULTATI

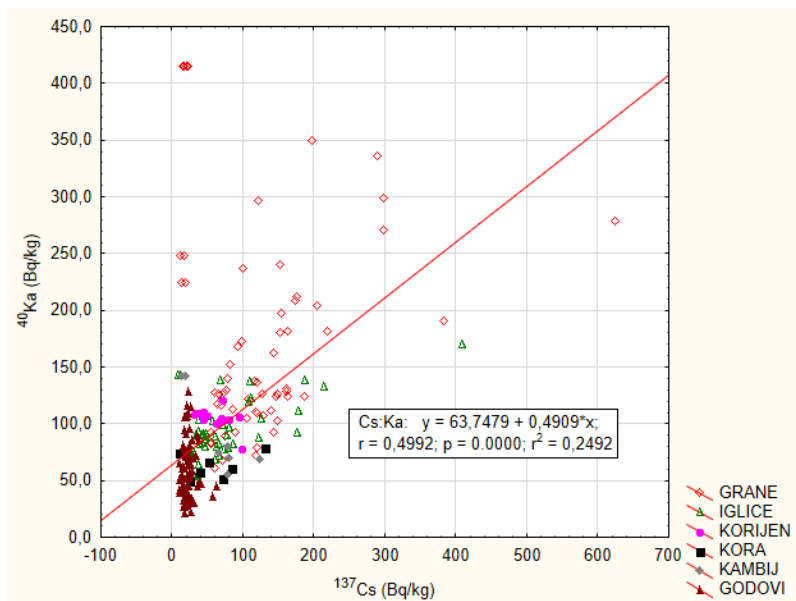


Slika 56. Dijagram raspršenja izmjerenih aktivnosti ^{40}K i ^{137}Cs u godovima (zajedno za sve visine uzorkovanja) pitomog kestena (svaka točka na grafu predstavlja uređeni par izmjerenih vrijednosti za ^{40}K i ^{137}Cs uzorkovanog iste godine). U okviru uklopljenom u graf doneseni su rezultati korelacijske analize (univarijatna linearna regresija).

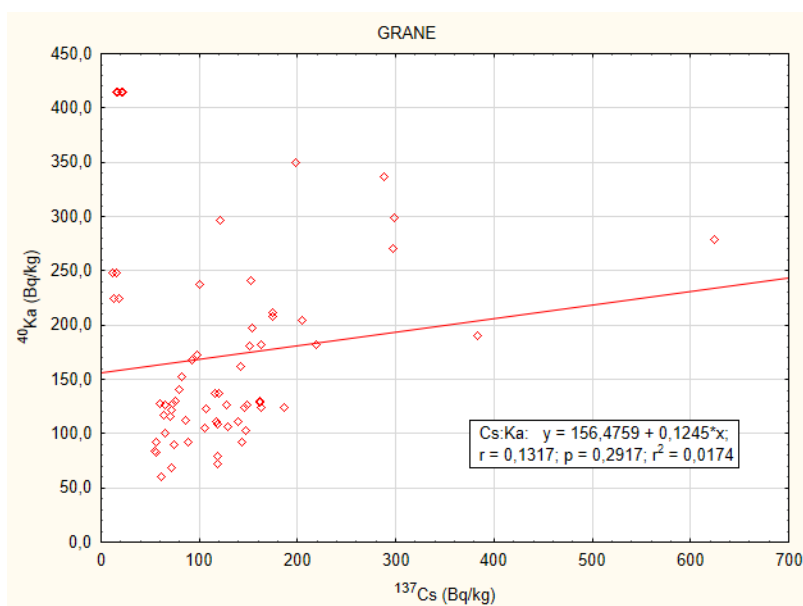
Identičan postupak korelacijske analize kao u uzorcima tkiva pitomog kestena, proveden je i u uzorcima tkiva obične jele (za grančice, iglice, godove, koru, kambij i korijen). Dobiveni rezultat prikazan je skupno za sve tipove tkiva na Slici 57., gdje je kao i kod kestena prikazan odnos izmjerenih vrijednosti za ^{40}K i ^{137}Cs , pri čemu svaka točka na grafu predstavlja uređeni par vrijednosti za ^{40}K i ^{137}Cs izmjerenih u istom tipu tkiva, uzorkovanog u isto vrijeme (iste godine) i na istoj visini stabla obične jele (kada je za neki tip tkiva uzorkovano s više visina). I ovdje je uočljivo veliko raspršenje podataka, uz linearnu korelaciju koja je, za razliku od rezultata kod kestena, za jelu statistički značajna ($R = 0,4999$; uz $p=0,000$). Kako je istaknuto u ranijem tekstu pri interpretaciji istih rezultata za kesten (vidi gore), ovaj rezultat nije u neskladu s činjenicom da se kod ^{40}K i ^{137}Cs radi o homolognim izotopima koje biljka ne razlikuje.

Na istom grafikonu također se i za jelu može uočiti grupiranje točaka iz uzoraka različitih tipova tkiva, pa je stoga prikladno istu analizu provesti i zasebno za pojedine tipove tkiva. Kod jele je zbog većeg uzorka takve parcijalne analize moguće provesti za veći broj različitih tkiva nego kod kestena (grančice, iglice, korijen i godove), rezultati kojih su prikazani na Slikama 58. – 61.

4. REZULTATI

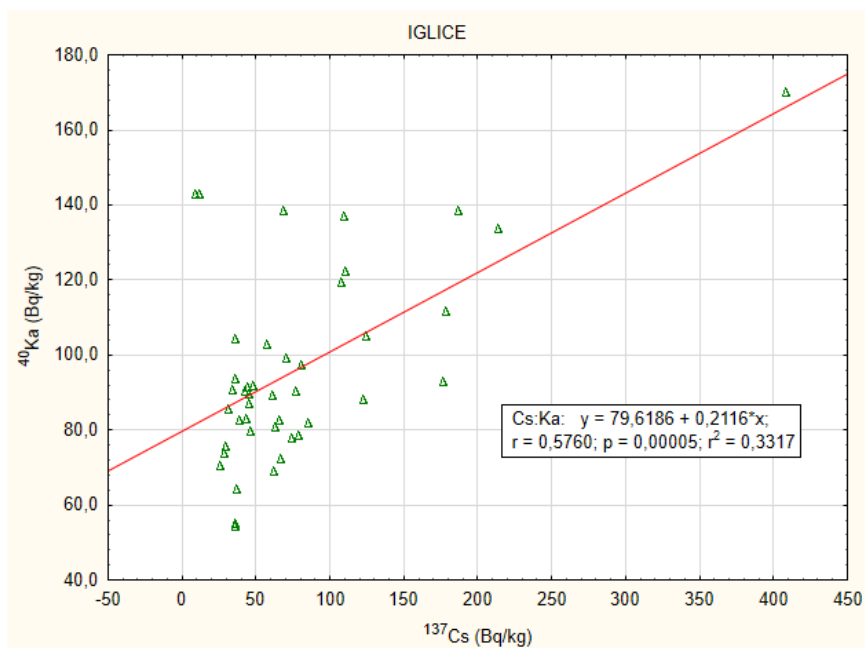


Slika 57. Dijagram raspršenja izmjerenih aktivnosti ^{40}K i ^{137}Cs u tkivima obične jele (svaka točka na grafu predstavlja uređeni par izmjerenih vrijednosti za ^{40}K i ^{137}Cs u istom tipu tkiva, uzorkovanog u iste godine i na istoj visini stabla, ako je za neki tip tkiva uzorkovano s više visina). U okviru uklopljenom u graf doneseni su rezultati korelacijske analize (univarijatna linearna regresija).

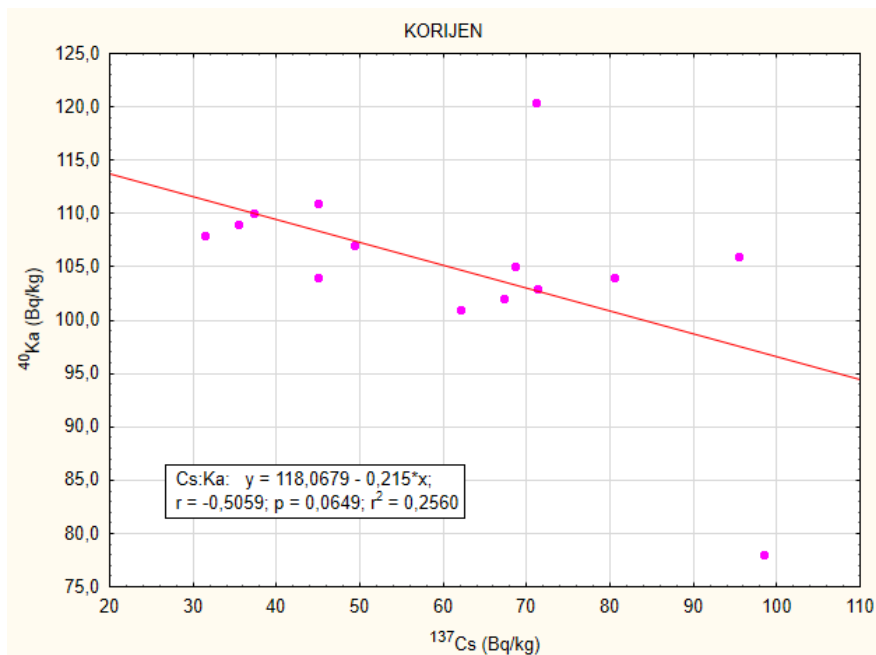


Slika 58. Dijagram raspršenja izmjerenih aktivnosti ^{40}K i ^{137}Cs u vršnim izbojcima obične jele (svaka točka na grafu predstavlja uređeni par izmjerenih vrijednosti za ^{40}K i ^{137}Cs uzorkovanog iste godine). U okviru uklopljenom u graf doneseni su rezultati korelacijske analize (univarijatna linearna regresija).

4. REZULTATI

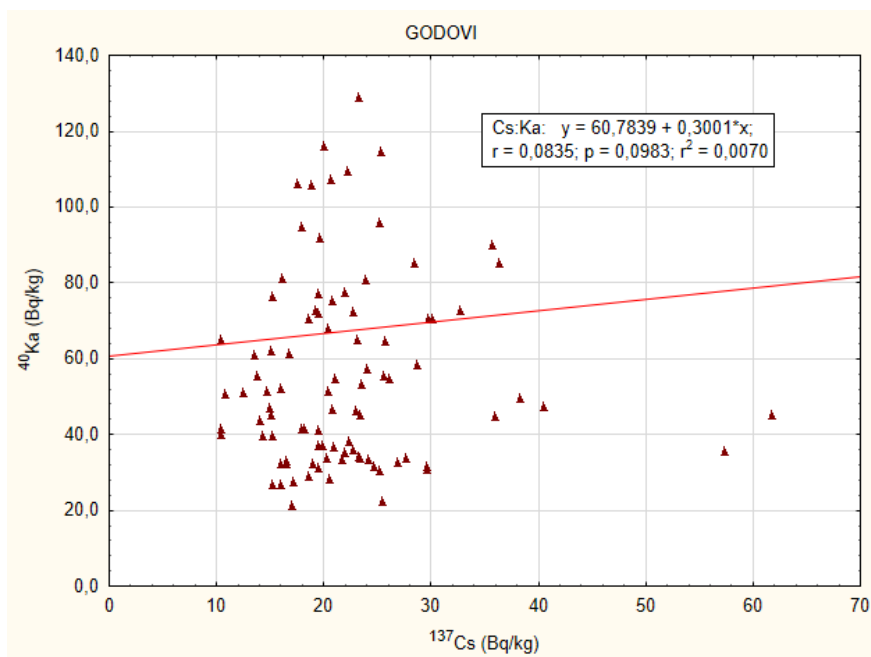


Slika 59. Dijagram raspršenja izmjerenih aktivnosti ^{40}K i ^{137}Cs u iglicama obične jele (svaka točka na grafu predstavlja uređeni par izmjerenih vrijednosti za ^{40}K i ^{137}Cs uzorkovanog iste godine). U okviru uklopljenom u graf doneseni su rezultati korelacijske analize (univarijatna linearna regresija).



Slika 60. Dijagram raspršenja izmjerenih aktivnosti ^{40}K i ^{137}Cs u korijenu obične jele (svaka točka na grafu predstavlja uređeni par izmjerenih vrijednosti za ^{40}K i ^{137}Cs uzorkovanog iste godine). U okviru uklopljenom u graf doneseni su rezultati korelacijske analize (univarijatna linearna regresija).

4. REZULTATI



Slika 61. Dijagram raspršenja izmjerenih aktivnosti ^{40}K i ^{137}Cs u godovima (zajedno za sve visine uzorkovanja) obične jele (svaka točka na grafu predstavlja uređeni par izmjerenih vrijednosti za ^{40}K i ^{137}Cs uzorkovanog iste godine). U okviru uklopljenom u graf doneseni su rezultati korelacijske analize (univarijatna linearna regresija).

Nakon provedenih skupnih i parcijalnih korelacijskih analiza za kesten i jelu nameće se zaključak da aktivnost ^{40}K i ^{137}Cs u istraživanim tkivima tih vrsta nije međusobno povezana, odnosno da je konkretna kombinacija koncentracije ta dva izotopa u nekom konkretnom biljnom tkivu slučajne naravi, iako je zbog varijabilnosti koncentracija oba izotopa u biljnim tkivima moguće zabilježiti i pozitivnu korelaciju između njihovih koncentracija. Jedino značajna negativna korelacija između koncentracija ^{40}K i ^{137}Cs u uzorku istog porijekla ne bi bila u skladu s takvim gledištem, no takva nije zabilježena ni za kesten niti za jelu.

4.5. Koncentracija ^{40}K i ^{137}Cs u tlu

Iako je ovo istraživanje u fokusu interesa imalo distribuciju aktivnosti ^{137}Cs unutar biljnog organizma (stabla pitomog kestena i obične jele), u sklopu njega su na lokalitetima Petrinja (pitomi kesten) i Vrhovine (obična jela) prikupljeni i kompozitni uzorci šumskog tla na kojima je gamaspektrometrom u sve tri godine uzorkovanja (2003., 2004. i 2017.) mjerena aktivnost ^{137}Cs i ^{40}K (Bq/kg) (Tablice A25. i A27.), a u 2017. godini je dodatno u pedološkom laboratoriju još izmjeren i postotni udio glina, količina organske tvari u tlu i koncentracija kalija (Tablica A26.).

4. REZULTATI

Dobiveni podaci pokazuju da je razina aktivnosti ^{137}Cs u šumskom tlu na dubini od 0-15 cm u jelovoj šumi u 2003. godini bila približno trostruko veća ($274,1 \pm 1,7$ Bq/kg) nego u šumi pitomog kestena ($93,3 \pm 1,4$ Bq/kg).

U uzorku tla prikupljenog 2017. godine i normiranog na dan 1. 7. 2003. razina aktivnosti ^{137}Cs na dubini od 0-15 cm u kestenovoj šumi iznosila je $192,0 \pm 19,7$ Bq/kg, dok je normiranima na dan 1. 7. 2016. iznosila $137,0 \pm 14,1$ Bq/kg, što je bilo gotovo dvostruko više nego u šumskom tlu uzorkovanom 2017. godine u jelovoj šumi, gdje je normirana razina aktivnosti ^{137}Cs na dan 1. 7. 2003. iznosila $77,2 \pm 8,21$ Bq/kg, a na dan 1. 7. 2016. iznosila je $57,2 \pm 6,08$ Bq/kg.

U 2004. godini na dubini od 0-5 cm razina aktivnosti ^{137}Cs u šumskom tlu mjerena je samo u jelovoj šumi i iznosila je $160,2 \pm 1,9$ Bq/kg.

U uzorku tla prikupljenog 2017. godine i normiranog na dan 1. 7. 2003. normirana razina aktivnosti ^{137}Cs u šumskom tlu na dubini od 0-5 cm u kestenovoj šumi iznosila je $192,0 \pm 19,7$ Bq/kg, a na dan 1. 7. 2016. $142,0 \pm 14,6$ Bq/kg.

Razina aktivnosti ^{40}K je u 2003. iznosila $107,0 \pm 8,4$ Bq/kg, a u 2004. godini je bila $144,7 \pm 8,0$ Bq/kg u jelovoj šumi na dubini od 0-15 cm, te se povećala kod zadnjeg mjerenja 2017. godine i iznosila je $240,0 \pm 31,3$ Bq/kg. U šumi pitomoga kestena, na dubini od 0-15 cm, razina aktivnosti ^{40}K u 2003. je iznosila $516,3 \pm 12,6$ Bq/kg, a u 2017. godini na istoj dubini uzorkovanja je bila $554,0 \pm 63,0$ Bq/kg.

U 2017. godini izmjerena je razina aktivnosti ^{40}K na dubini od 0-5 cm te je iznosila $560,0 \pm 63,5$ Bq/kg. Razine aktivnosti kalija nisu normirane s obzirom na vrijeme poluraspada ^{40}K .

U kestenovoj šumi razina aktivnosti ^{40}K u tlima bila je približnih vrijednosti u sva tri mjerenja, dok se razina aktivnosti ^{137}Cs dvostruko povećala u uzorcima tala mjerenima 2017. godine na istoj lokaciji (Tablice A25. i A27.).

Razina aktivnosti ^{137}Cs u jelovoj šumi bila je višestruko veća u uzorcima tala mjerenima 2003. i 2004. godine u odnosu na razine aktivnosti izmjerene 2017. godine (normirane na dan 1. 7. 2003. i 1. 7. 2016.). Razina aktivnosti ^{40}K je u 2017. godini bila dvostruko veća u odnosu na mjerenja u 2003. i 2004. godini.

4.6. Udio glina, količine organske tvari i koncentracije kalija u tlu

Dodatna analiza kompozitnih uzoraka šumskog tla s dubine 0-5 i 0-15 cm iz okolice Petrinje i s dubine 0-15 cm iz okolice Vrhovine provedena 2017. godine (Tablica A26.) rezultirala je sličnim vrijednostima u uzorku 0-15 cm za a) udio glina u granulometrijskom sastavu (Petrinja - 21,06%; i Vrhovine - 21,22%), b) udio organske tvari u tlu (Petrinja - 8,21%; Vrhovine -

4. REZULTATI

9,39%). S druge strane, između ista dva kompozitna uzorka šumskog tla (0-15 cm) zabilježena je znatna razlika u količini kalija u tlu, pri čemu ga je u uzorku iz Petrinje zabilježeno gotovo dvostruko više (20,53 mg/100 g tla) nego u uzorku iz Vrhovina (12,42 mg/100 g tla). U šumskom tlu na dubini od 0-5 cm u šumi pitomoga kestena iz okolice Petrinje izmjereno je udjela glina dvostruko manje (12,30%) u odnosu na uzorak s dubine 0 – 15 m, uz vrijednost količine kalija u tlu od 21,73 mg/100 g i udjela organske tvari u tlu od 8,10%.

5. RASPRAVA

5. RASPRAVA

5.1. Aktivnost ^{137}Cs u tkivima drveća

Rezultati ovog istraživanja pokazali su da je distribucija aktivnosti ^{137}Cs u biljnim tkivima različita kod pitomog kestena (*Castanea sativa* Mill.) i obične jele (*Abies alba* Mill.), a k tome unutar svakog pojedinog tkiva izravno povezana sa stupnjem fiziološke aktivnosti u konkretnom tkivu. To se u radijalnoj distribuciji očituje u povećanju vrijednosti aktivnosti sa smanjenjem starosti goda (najveća je aktivnost zabilježena u najmlađim godovima i kod kestena i kod jele), dok se u vertikalnoj distribuciji očituje samo u nadzemnom dijelu kroz povećanje aktivnosti s visinom stabla (i kod kestena i kod jele). U podzemnom dijelu (istraživano samo za jelu) slična zavisnost izmjerena je u vegetacijskom razdoblju, dok za vrijeme mirovanja vegetacije razina aktivnosti ^{137}Cs ne varira značajno smanjenjem dimenzija korijenja.

Pokazalo se da se dvije vrste drveća obuhvaćene istraživanjem razlikuju po tome što su kod obične jele (u odnosu na kesten) utvrđene: a) veća razina aktivnosti ^{137}Cs u svim usporedivim tkivima i b) postupnija promjena razina aktivnosti ^{137}Cs kako u radijalnom tako i u vertikalnom smjeru. Oboje se može objasniti evolucijski primitivnijom građom tkiva provodnog sustava kod obične jele (kao golosjemenjače), u odnosu na pitomi kesten kao kritosjemenjaču što za posljedicu ima sporiju izmjenu tvari u tkivima drveća, odnosno sporiji protok kroz provodni sustav. U prilog takvom objašnjenju ide i činjenica da su vrlo slična istraživanja o akumulaciji i distribuciji unutar tkiva predstavnika stabala kritosjemenjača i golosjemenjača provodili Soukhova i sur. (2003) analizirajući aktivnosti ^{137}Cs u stablima običnog bora (*Pinus sylvestris* L.) i obične breze (*Betula pendula* L.) u najjače kontaminiranim područjima u Rusiji (na četiri lokacije u distriktima Novozybkovsky i Gordeyevsky, regiji Bryansk) nakon havarije u Černobilu, kao i Ohashi i sur. (2014) u istraživanju nakon havarije u Fukushima na stablima običnog bora (*Pinus sylvestris* L.) i japanskog hrasta (*Quercus serrata* Murray).

Soukhova i sur. (2003) objavili su rezultate distribucije ^{137}Cs mjerene u godovima pet stabla običnog bora (starosti 11, 30, 45, 50 i 55 godina) i tri stabla obične breze (starosti 22, 35 i 40 godina) na visini od 0,2 m (u bazi stabla), te u gornjem dijelu stabala (krošnji). Analiza njihovih uzoraka pokazala je vrlo veliku mobilnost ^{137}Cs unutar stabala, ali nije izmjerena najveća koncentracija ^{137}Cs u godovima iz 1986. godine, kada se dogodila kontaminacija iz Černobila. Razliku radijalne raspodjele ^{137}Cs u uzorcima godova običnog bora i obične breze objasnili su razlikom u radijalnoj građi te dvije vrste drveća. U godovima centralnog dijela stabala običnog

5. RASPRAVA

bora izmjerena koncentracija ^{137}Cs bila je gotovo jednaka kao u godu formiranom 1986. godine, odnosno nakon eksponencijalnog smanjenja koncentracije ^{137}Cs od vanjskog goda prema središtu, koncentracije su imale minimalne vrijednosti i bile su konstantne do središta debla. Radijalna raspodjela izmjerenih aktivnosti ^{137}Cs u godovima obične breze bila je različita od one promatrane u boru. Pad koncentracija ^{137}Cs od najmlađeg goda prema središtu dendrokronološkog niza bio je izrazitiji kod breze nego kod bora. U godovima obične breze su minimalne koncentracije ^{137}Cs izmjerene prije nego što se formirao god u 1986. godini. Soukhova i sur. (2003) zaključili su da je teško odrediti je li razlika u radijalnoj distribuciji ^{137}Cs u godovima ovisna o starosti, karakteristikama istraživane lokacije ili od oba faktora.

Spomenuti rezultati mogu se usporediti s rezultatima ovog istraživanja, u kojima je za pitomi kesten (kritosjemenjača, kao i obična breza), zabilježen izrazitiji pad aktivnosti ^{137}Cs od najmlađeg goda prema ostatku dendrokronološkog niza u odnosu na jelu (golosjemenjača, kao i obični bor). Razina aktivnosti ^{137}Cs u uzorcima godova pitomog kestena u ovom istraživanju bila je najveća u najvišem dijelu stabala, kao i kod obične breze u istraživanjima koje su proveli Soukhova i sur. (2003). Nasuprot tome, izmjerena je najveća aktivnost ^{137}Cs u najmlađim godovima obične jele u podnožju stabla (0,1 m), za razliku od izmjerene najviše aktivnosti ^{137}Cs u godovima običnog bora (Soukhova i sur. 2003) koja je bila u najvišem dijelu stabala.

Uzorkovana stabla obične breze i pitomog kestena su približne starosti, za razliku od uzorkovanih stabala običnog bora (koja su bila dvostruko mlađa iz navedenog istraživanja) u odnosu na stabla obične jele u ovom istraživanju.

Istražujući radijalnu i vertikalnu raspodjelu ^{137}Cs u stablima japanskog bora (*Pinus densiflora* Siebold i Zucc.) i japanskog hrasta (*Quercus serrata* Murray) nakon nuklearne katastrofe u Fukushimi, Ohashi i sur. (2014), utvrdili su da je aktivnost ^{137}Cs za obje vrste bila najviša u vanjskoj kori, zatim u unutarnjoj kori i godovima (tvrdom drvu i mekom drvu-srčici). Izmjerene srednje vrijednosti koncentracije ^{137}Cs za uzorke na stablima japanskog bora (*Pinus densiflora* Siebold i Zucc.) bile su u vanjskoj kori 1.800 Bq/kg, u unutarnjoj kori 580 Bq/kg, unutar mekog drva (srčike) 46 Bq/kg, te u tvrdom drvu 11 Bq/kg.

Srednje vrijednosti koncentracija ^{137}Cs izmjerene na stablima japanskog hrasta (*Quercus serrata* Murray) iznosile su za vanjsku koru 9.400 Bq/kg, unutarnju koru 340 Bq/kg, unutar mekog drva (srčike) 72 Bq/kg, te u tvrdom drvu 12 Bq/kg. Rezultati mjerenja razina aktivnosti ^{137}Cs vrlo brzo nakon nesreće u Fukushimi, u pojedinim tkivima za nekoliko redova veličine premašuju izmjerene aktivnosti ^{137}Cs u ovom istraživanju. Mora se naglasiti kako je istraživanje

5. RASPRAVA

Ohashi i sur. (2014), u kojima je mjerena razina aktivnosti ^{137}Cs u šumskom ekosustavu, provedeno neposredno nakon nesreće u Fukushima, za razliku od ovog istraživanja koje je provedeno proteklih četrnaest godina, te uvjeti koji su utjecali na rezultate nisu bili identični. Unatoč tome, rezultati analiza Ohashi i sur. (2014) na uzorcima japanskog hrasta usporedivi su s rezultatima dobivenima u ovom istraživanju na uzorcima pitomog kestena, jer ukazuju na sličnu vertikalnu i radijalnu distribuciju ^{137}Cs u tkivima dvije različite, ali srodne vrste stabala, (kritosjemenjača, koje pripadaju istoj porodici *Fagaceae*), te uzorcima borova i obične jele (golosjemenjača, iz porodice *Pinaceae*).

U vanjskoj kori japanskog hrasta izmjerena je značajno veća koncentracija ^{137}Cs u gornjem dijelu stabala nego li pri bazi stabala, dok je u ovom istraživanju vertikalna distribucija drugačije raspoređena, odnosno veća razina aktivnosti ^{137}Cs u uzorcima mrtve (vanjske) kore pitomog kestena izmjerena pri bazi stabala, a najmanja na najvišem dijelu stabla.

Za razliku od odnosa vrijednosti vertikalne distribucije ^{137}Cs , radijalna razina aktivnosti ^{137}Cs u tkivima stabala pitomog kestena u ovom istraživanju (kako slijedi: mrtva (vanjska) kora > unutarnja (živa kora) > godovi) bila je ista kao i u izmjeri japanskog hrasta koje su proveli Ohashi i sur. (2014).

U vanjskoj kori stabala japanskog bora (*Pinus densiflora* Siebold i Zucc.) Ohashi i sur. (2014) izmjerili su veću koncentraciju ^{137}Cs u gornjem dijelu stabala nego li pri bazi stabala (kao i kod japanskog hrasta), a i u ovom istraživanju izmjerena je veća razina aktivnosti ^{137}Cs u uzorcima mrtve (vanjske) kore obične jele prikupljenima na većoj visini stabala, dok je najmanja aktivnost u uzorcima mrtve (vanjske) kore izmjerena pri dnu stabala.

Radijalna distribucija ^{137}Cs u unutarnjoj kori i godovima japanskog hrasta koje su proveli Ohashi i sur. (2014) razlikuje se od radijalne distribucije u uzorcima žive kore i godova obične jele (Tablice A16. - A22.) koja varira u odnosu na vegetacijsko razdoblje u kojem su prikupljeni uzorci.

Na osnovu rezultata ovog istraživanja i prethodno navedenih rezultata (Ohashi i sur. 2014), može se zaključiti da sezona prikupljanja uzoraka može značajno utjecati na dobivene rezultate izmjere aktivnosti ^{137}Cs u pojedinim tkivima stabala, imajući na umu da su Ohashi i sur. (2014) uzorkovali početkom rujna 2012. godine.

Provedena istraživanja na uzorcima stabala pitomog kestena u ovom istraživanju pokazala su veće vrijednosti koncentracije ^{137}Cs u uzorcima kore u odnosu na one u godovima (Tablice A2. – A8.), a slične rezultate utvrdili su Zhiyanski i sur. 2010., na temelju svojih istraživanja S obzirom na to da su u provedenom istraživanju Zhiyanski i sur. (2010) utvrdili veću aktivnost

5. RASPRAVA

^{137}Cs u kori stabala hrasta lužnjaka (listopadna vrsta drveća iz iste porodice kao i pitomi kesten), u odnosu na novoformiranu biomasu stabla (godove), zaključili su kako u godinama nakon radioaktivnog ulaska u okoliš, aktivnosti ^{137}Cs mogu promijeniti strukturu kore zbog fizioloških i ekoloških utjecaja. Akumulacija ^{137}Cs u kori drveća uglavnom je rezultat izravne adsorpcije nakon černobilske katastrofe i zadržava se na vanjskoj kori dugi niz godina.

Nakon akcidenta u japanskoj Fukushimi provedena su i istraživanja u tkivima japanskog pitomog kestena (*Castanea crenata* Siebold i Zucc.), (lišću, plodovima, kori, drvetu) i larvi kornjaša *Curculio sikkimensis* Heller (*Coleoptera: Curculionidae*) koje se razvijaju u plodu japanskog pitomog kestena (Sasaki i sur. 2016). Uzorci navedenog istraživanja prikupljeni su u tri navrata (ježine, plodovi i larve u listopadu 2013., lišće i uzorci tla u studenome 2013., te kora i godovi stabala u veljači 2014. godine). Rezultati analize uzoraka lišća, kore i godova navedenog istraživanja pokazali su slični raspon distribucije ^{137}Cs u tkivima japanskog pitomog kestena kao što je zabilježena i u ovom istraživanju u zimskom razdoblju na uzorcima pitomog kestena. U jezgri ploda japanskog pitomog kestena izmjerene su veće aktivnosti ^{137}Cs raspoređenog u središnjem dijelu, nego u vanjskom dijelu i ježinama. Kao mogući razlog, Sasaki sur. (2016) pretpostavili su da je u središnjem dijelu jezgre (kotiledon) uskladištena relativno velika količina hranjivih tvari koja služi za ishranu ploda, a u ovom slučaju i larve kornjaša. Prikladno je istaknuti kako je u ovom istraživanju izmjerena veća razina aktivnosti ^{137}Cs u zrelih plodovima pitomog kestena uzorkovanim u zimskom razdoblju u odnosu na uzorke za vrijeme vegetacije (Tablica A1.), pri čemu je u zimskom razdoblju manja aktivnost zabilježena u plodu (a veća u ježinama), dok je u vegetacijskom razdoblju bilo obrnuto. Može se, dakle, s jedne strane zaključiti da se rezultati ovog istraživanja u uzorcima ploda i ježina ne podudaraju s onima koje su utvrdili Sasaki i sur. (2016) za zimsko razdoblje, a s druge da su Sasaki i sur. (2016) svojim istraživanjem obuhvatili samo dio varijabilnosti distribucije aktivnosti ^{137}Cs u tkivima stabla japanskog pitomog kestena, s obzirom na značajan utjecaj doba godine na tu distribuciju koji je zabilježen u ovom istraživanju. Isto tako može se utvrditi kako su Sasaki i sur. (2016) uzorke za analizu proveli u nekoliko navrata u istom vegetacijskom razdoblju, za razliku od uzorkovanja provedenog u sklopu ovog istraživanja kada je za svako vegetacijsko razdoblje uzorkovano u jednom navratu. Sukladno tome pretpostavka je da i vrijeme i način prikupljanja uzoraka mogu utjecati na dobivene rezultate. S obzirom na to da vrijeme uzorkovanja, vrlo brzo nakon akcidenta u Fukushimi, Sasaki i sur. (2016) izmjerili su 10 puta veću razinu aktivnosti ^{137}Cs u kori japanskog pitomog kestena (*Castanea crenata* Siebold i Zucc.), nego li u godovima stabala, što se podudara i sa ovim istraživanjem u oba

5. RASPRAVA

vegetacijska razdoblja (Tablice A2 - A8.). Takvi rezultati ukazuju da deponirani ^{137}Cs iz kore prodiru u unutarnji dio stabla (godove) brže nego li ga stablo apsorbira iz korijena.

Uspoređujući tkiva obične jele (*Abies alba* Mill.) u 2003. i 2004. godini izmjerene su najveće aktivnosti ^{137}Cs u vršnim izbojcima, zatim iglicama, kori i kambiju, te godovima (Tablice A9-A22.). Izmjerena radijalna i vertikalna raspodjela ^{137}Cs u stablima ovisi o raspoloživosti ^{137}Cs u tlu, a prijenos radionuklida putem ksilema ovisi o svojstvima ksilema što se može povezati sa sličnim istraživanjima koje su u jugozapadnom dijelu Rusije (pokrajina Bryansk) od 1996 - 1998. godine proveli Fesenko i sur. (2001 a) u kojem su analizirali način identifikacije procesa koji reguliraju dugoročnu akumulaciju ^{137}Cs na šumskim stablima nakon černobilske nesreće. Pravičnosti vertikalne distribucije ^{137}Cs duž stabla i dalje su u raspravi, iako je istraživanje Shcheglova (1999) potvrdilo da su niže koncentracije ^{137}Cs u najnižem dijelu, a najviša koncentracija je na vrhu, odnosno u krošnji, koje je proveo na stablima običnog bora (*Pinus sylvestris* L.) u Rusiji, a što je u skladu s vertikalnom raspodjelom aktivnosti ^{137}Cs u ovom istraživanju za stabla obične jele.

Ovim istraživanjem izmjerene distribucije ^{137}Cs u drvu pitomog kestena i obične jele, imale su najveću razinu aktivnosti ^{137}Cs u uzorcima tkiva prikupljenima s najveće visine stabala (jednogodišnjim vršnim izbojcima i iglicama/lišću) (Tablica A12.), što je usporedivo s podacima istraživanja Fesenka i sur. (2001 a) koji su također zabilježili najveću razinu aktivnosti ^{137}Cs u jednogodišnjim grančicama običnog bora i obične breze u Rusiji.

Fesenko i sur. (2001 a) svoje su rezultate objasnili činjenicom da krošnja stabala ima ulogu prirodnog filtera ^{137}Cs preuzetu od korijena kada se radionuklidi transportiraju iz korijenskog sustava u ksilem (provodni sustav stabla) i nakon toga u lišće ili iglice, a glavni dio ^{137}Cs je pohranjen u novoformiranom godišnjem prstenu (godu). Takav proces prijenosa dovodi do smanjenja koncentracija aktivnosti ^{137}Cs u ksilemu, što je izraženije u donjem dijelu stabla i smanjuje se do razine od dvije trećine visine stabla, jer iznad te visine promjer stabla se smanjuje prema vrhu stabla, odnosno smanjeno je područje presjeka kroz koji se prenose radionuklidi. To dovodi do povećanja koncentracija od sredine do vrha stabla, a taj je efekt očigledno izraženiji za viša stabla.

Rezultati ovog istraživanja pokazuju sličnu dinamiku kretanja ^{137}Cs u tkivima obične jele (*Abies Alba* Mill.) kao i u prethodnim rezultatima od strane Popijač i sur. (2004) petnaest godina nakon akcidenta u Černobilu na Medvednici (Sljemenu) i Lovrenčić i sur. (2008) u Gorskom Kotaru. Popijač i sur. (2004) i Lovrenčić i sur. (2008) pratili su dinamiku kretanja ^{137}Cs na mjesečnoj razini tijekom godine i utvrdili veće aktivnosti ^{137}Cs u kori i srčici za vrijeme trajanja vegetacije, odnosno dok su stabla bila fiziološki aktivnija. Iz rezultata dva navedena istraživanja može se

5. RASPRAVA

pretpostaviti da je obična jela dobra modelna vrsta za biomonitoring ^{137}Cs zbog toga što se slično ponaša na različitim staništima, iako bi tu tvrdnju bilo nužno potvrditi na većem broju lokaliteta.

Fesenko i sur. (2001 a) su u svojem istraživanju identifikacije procesa koji reguliraju dugoročnu akumulaciju ^{137}Cs na šumskim stablima nakon černobilske nesreće, analizirali i vertikalnu raspodjelu ^{137}Cs u korijenu stabala običnog bora i obične breze, razdvajanjem na promjere od <1 mm, 1-2 mm, 2-5 mm, 5-20 mm, 20-50 mm i > 50 mm, što je usporedivo i s ovim istraživanjem. S obzirom na to da korijeni različitih promjera imaju i drugačiju funkciju za razvoj stabla (Persson, 1994), istaknuli su važnost sitnog korijenja koje je neophodno za unos hranjivih tvari iz tla u stabla, pa su najmanje dimenzije (<1 mm) važne za procjenu utjecaja prijenosa ^{137}Cs . Njihovi rezultati usporedivi su s ovim istraživanjem u kojem su uzorci korijena obične jele iz 2003. godine imali najveće izmjerene koncentracije ^{137}Cs u segmentima dimenzija < 1 mm (Tablica A23.). U 2004. godini izmjerene koncentracije ^{137}Cs u korijenu bile su niže od uzoraka iz 2003. godine (Tablica A24.), ali također je najveća koncentracija ^{137}Cs izmjerena u uzorcima dimenzija < 1mm. Tako tanki segmenti imaju aktivnu ulogu upijanja hranjiva iz tla, pa tako i ^{137}Cs (kao homologa kalija) iz površinskog horizonta. Korijen većih dimenzija nema jednako aktivnu ulogu, odnosno uvijek postoji mogućnost da se zbog slabih hranjiva u tlu i udjela vode osuši, te izgubi svoju funkciju.

Kod uzimanja uzoraka korijena postoje znatne razlike u raspodjeli gustoće korijena na staništima s različitim svojstvima tla, pa Fesenko i sur. (2001) konstatiraju da korištenje tehnika sekvencijalnih ekstrakcija za procjenu dostupnosti radionuklida u tlu nije potpuno opravdana, iako kombiniranje različitih metoda izdvajanja radionuklida mogu biti korisne za uspoređivanje razlika biodostupnosti ^{137}Cs u tlima s različitim svojstvima (Fesenko i sur. 1996).

5.2. Odnos aktivnosti ^{40}K i ^{137}Cs u drveću i tlu

U svrhu boljeg razumijevanja i mogućeg pojašnjenja dugotrajne prisutnosti ^{137}Cs u šumskom ekosustavu, ovo istraživanje je uz izmjeru razina aktivnosti ^{137}Cs u tkivima stabala pitomog kestena i obične jele i tlima uz uzorkovana stabla, obuhvatilo i razinu aktivnosti ^{40}K , kako bi se pokušalo pojasniti odnos aktivnosti ^{40}K i ^{137}Cs u drveću i tlu. Prethodno provedena istraživanja (Lovrenčić i sur. 2004, Popijač i sur. 2004, Lovrenčić i sur. 2005), kao i ovo istraživanje, utvrdila su niže koncentracije ^{137}Cs u biljnom materijalu pitomog kestena (lišće, plodovi, ježine, vršni dijelovi grana, godovi) u odnosu na odgovarajući biljni materijal jele. Kod jele je uočeno da se ^{137}Cs koncentrira u vršnim dijelovima izrasta (grančice i iglice na njima) slično kao i

5. RASPRAVA

njegov homolog ^{40}K (Lovrenčić i sur. 2008). Najveće vrijednosti koncentracija ^{40}K u uzorcima pitomog kestena izmjerene su u najmlađim tkivima, a u starijim tkivima (godovima) mjerljive kao konstantne vrijednosti, u odnosu na aktivnosti ^{137}Cs čije su aktivnosti izmjerene iznad granica detekcije samo u godovima stabala starosti od 1-5 godina (Tablice A1. – A8.).

Karakteristike tala imaju ključnu ulogu u prijenosu ^{137}Cs na temelju njihove teksture, sposobnosti razmjene kationa i sadržaja organske tvari. Glinena tla akumuliraju ^{137}Cs te je ustanovljeno da ako je udio glina u tlu veći, povećana je i aktivnost ^{137}Cs u tlu, jer je njegova sorpcija uvjetovana mineralima glina (Kruyts i Delvaux 2002, Stauton i sur. 2002). Sadržaj K^+ u tlu može uzrokovati kolaps proširenih međuslojeva (Rigol i sur. 2002), jer se u tom slučaju ^{137}Cs veže unutar međuslojeva te je blokiran i nedostupan za prijenosne procese. Raspoloživost kalija čvrsto je povezana s procesima sorpcije i desorpcije, kao i fiksacije koje se odvijaju u tlu (Đurđević, 2014).

Prethodna istraživanja odnosa ^{40}K i ^{137}Cs u tlima bila su prvenstveno vezana za mjerenje i utvrđivanje načina raspodjele i razina aktivnosti ^{137}Cs u tlima nakon akcidenata u Černobilu i Fukushimi (Smolders i sur. 1997, Rochon i sur. 1998, Gerzabek i sur. 1998, Zhu i Smolders 2000, Kruyts i Delvaux, 2002, Kaunisto i sur. 2002, Zibold i sur. 2009.). Njihova važnost bila je izrazito vezana za saniranje posljedica koje su nastupile nakon ulaska ^{137}Cs u okoliš i kako bi se poduzele mjere za sigurniju proizvodnju hrane i uzgoj životinja, ali i šumskih ekosustava.

Kaunisto i sur. (2002) proveli su istraživanja u šumskim ekosustavima običnog bora (*Pinus sylvestris* L.) i u tlima na tim staništima. Istraživanje su postavili u tri razine koje su imale za cilj utvrđivanje aktivnosti ^{137}Cs u odnosu na količinu kalija u tlima, a što su pokušali regulirati gnojidbom staništa, tako da su pokusne plohe postavljene kao staništa bez gnojidbe, staništa u kojima je gnojidba provedena samo 1961. godine i treća u kojima je gnojidba provedena tri puta: 1965., 1977. i 1994. godine, te su pratili utjecaj gnojidbe na raspodjelu kalija i ^{137}Cs u tlu i u tkivima stabala običnog bora (*Pinus sylvestris* L.). Utvrdili su da u šumskom ekosustavu u kojem nedostaje kalija u tlu, stabla običnog bora apsorbiraju više ^{137}Cs iz tla nego u normalnim uvjetima, odnosno nakon tretiranja gnojivima, izmjerili su znatno smanjen unos ^{137}Cs u tkiva stabala. Inhibicijski učinak gnojidbe na upijanje ^{137}Cs na drveću čini se da je prilično dugotrajan. Osim toga, gnojidba može smanjiti translokaciju ^{137}Cs od novih tkiva do starijih. Ti rezultati sugeriraju da je gnojidba učinkovita protumjera, odnosno da unošenje gnojiva u šumski ekosustav koja sadrže kalij ubrzavaju prolaz ^{137}Cs prema dolje u tresetnom profilu i njegov izlazak iz aktivnog kruženja između tla i biljke, odnosno stabla (Kaunisto, 1992, Kaunisto i sur. 1999). Kaunisto i sur. (2002) utvrdili su da se radijalna raspodjela kalija u

5. RASPRAVA

korijenu stabla različitih vrsta drveća (*Populus tremuloides* Michx., *Betula papyrifera* Marsh., *Picea glauca* (Moench) Voss i *Abies balsamea* (L.) Mill.) lagano povećava prema nadzemnom dijelu stabla, što stavlja kalij u međupoložaj između mobilnog i nemobilnog elementa prema klasifikaciji koju su predložili Rochon i sur. (1998).

Rochon i sur. (1998) izradili su poboljšane modele za procjenu sadržaja hranjivih tvari u stablima za četiri vrsta drveća (*Populus tremuloides* Michx., *Betula papyrifera* Marsh., *Picea glauca* (Moench) Voss i *Abies balsamea* (L.) Mill.). Njihov model uzima u obzir prostorni uzorak varijacije koncentracija hranjivih tvari unutar stabala i njihovih odnosa s veličinom stabala. Za sve vrste kombinacija hranjivih tvari nije pronađen značajan uzorak za vertikalne razlike u koncentracijama hranjivih tvari, dok su dvije vrste nelinearnih modela, koristeći udaljenost od periferije stabla kao nezavisne varijable, prilagodili uzorak horizontalnih (ili radijalnih) varijacija. Ovi obrasci varijabilnosti korišteni su za procjenu globalne koncentracije hranjivih tvari u stablima pomoću matematičke integracije. Vrijednosti dobivene ovom metodom bile su općenito niže, osobito za razvijena stabla, od vrijednosti dobivenih tradicionalnim metodama koje ne uzimaju u obzir varijabilnost koncentracija hranjivih tvari unutar tkiva stabala. Ovaj poboljšani model omogućuje bolje procjene količine hranjivih tvari koje su izgubljene u biomasi prilikom sječe šuma, kao i unutarnjeg ciklusa hranjivih tvari unutar stabala.

Prema navedenim rezultatima (Rochon i sur. 1998, Kaunisto i sur. 2002) i rezultatima ovog istraživanja može se utvrditi klasifikacija ^{137}Cs kao pokretnog elementa u tkivima obične jele i kao nemobilni u tkivima pitomog kestena.

U uzorcima tala u okolici Petrinje izmjerena je veća koncentracija aktivnosti ^{40}K , u odnosu na uzorke tala u Vrhovinama. Koncentracija aktivnosti ^{137}Cs u tlima veća je u Vrhovinama u uzorku (0-15 cm), nego li u okolici Petrinje s iste dubine. U uzorcima tala iz okolice Petrinje (0-5 cm) izmjerena je veća razina aktivnosti ^{137}Cs , nego li na dubini od 0-15 cm s iste lokacije. Na dubini uzorkovanja tala od 0-15 cm u Vrhovinama i u okolici Petrinje (Tablica A26.) izmjeren je veći udio (%) glina, što je uvjetovalo i manju dostupnost ^{137}Cs , odnosno veću ^{40}K u tlima (Tablica A25. i A27.), što dovodi do zaključka da karakteristike tala imaju ključnu ulogu u prijenosu ^{137}Cs u šumskom ekosustavu, posebno s obzirom na udio glina u tlima (čijim se povećanjem povećava i aktivnost ^{137}Cs u tlu zbog adsorpcije ^{137}Cs na mineralima glina) i količine organske tvari. Udio izmjerenog ukupnog K i radioaktivnog ^{40}K bio je približno dvostruko veći u tlima staništa pitomog kestena u odnosu na stanište stabla jele u vrijeme uzorkovanja 2017., što ukazuje na to da se razlika u adsorpcijskim svojstvima tala vjerojatno može pripisati vrsti minerala glina što u ovom radu nije bio predmet istraživanja. Također, udio

5. RASPRAVA

kalija u tlima na staništu stabala jela se s vremenom povećavao, dok je u tlima staništa kestena bio više-manje konstantan. Iz toga slijedi da su povećane razine aktivnosti izmjerene u stablima jele u odnosu na kesten ne samo posljedica razlika u fiziologiji dviju vrsta kao predstavnika golosjemenjača i kritosjemenjača, već i posljedica početnih koncentracija ^{137}Cs i geokemijskih procesa u tlima. U tlu staništa jele 2003. godine izmjerene su 3 puta veće koncentracije ^{137}Cs u odnosu na tlo staništa kestena. Dok se ^{137}Cs biogeokemijski zadržao gotovo u cijelosti u prvih 5 cm u tlu staništa kestena, ^{137}Cs u tlu staništa stabala jele migrirao je u dublje dijelove u područje korijena i tako postao biološki dostupniji.

5.3. Komparacija dobivenih rezultata s rezultatima aktivnosti ^{137}Cs u medu i medljici

Mjerenja razina aktivnosti ^{137}Cs u medu od pitomog kestena s područja Petrinje i medljikovcu iz Like i Gorskog kotara potvrđuju da se te aktivnosti ^{137}Cs vrlo sporo smanjuju tijekom godina (Barišić, 2010, Rožmarić Mačefat i sur. 2011). Ovo se vjerojatno može objasniti pretpostavkom da se u polenu kestenovih cvatova permanentno koncentrira ^{137}Cs preraspodjelom iz drugih tkiva (gdje se aktivnost ^{137}Cs permanentno smanjuje, s obzirom na to da ^{137}Cs migrira u fiziološki najaktivnija tkiva). Iako bi takvu pretpostavku bilo moguće izravno dokazati samo opetovanom laboratorijskom analizom na uzorcima polena iz kestenovih cvatova (a komparativno i iz drugih tkiva) kroz duži niz godina, u prilog joj svakako idu rezultati ovog istraživanja koje je ukazalo na permanentnu koncentraciju ^{137}Cs u fiziološki najaktivnijim tkivima pitomog kestena (vršni izbojci, ježine, najmlađi godovi).

Uzorci iz Like i Petrinje općenito ukazuju (Barišić i sur. 2017) da se aktivnost ^{137}Cs u medu pitomog kestena i medljikovcima obične jele smanjuje na polovicu u vremenskom periodu od približno petnaestak godina. Kod meda od kestena taj je period nešto kraći (približno oko 13 godina) u odnosu na medljikovce kod kojih se, po dosadašnjim rezultatima, kreće oko 17 - 18 godina (Barišić i sur. 2017), što se kao i u rezultatima ovog istraživanja, može povezati s dužim zadržavanjem ^{137}Cs u evolucijski primitivnijim tkivima jele (na kojoj nastaje medljika), u odnosu na tkiva kestena. S druge strane, njihove rezultate teško je dovesti u logičku vezu s onima iz istraživanja od Panatto i sur. (2007), provedenog s ciljem određivanja preostale radioaktivne kontaminacije nakon nesreće u Černobilu, te procjene dugoročnog onečišćenja ^{137}Cs , pomoću utvrđivanja prisutnosti ^{137}Cs u različitim vrstama medova u zavisnosti od geomorfološke konfiguracije istraživanog područja. Naime, ti su autori na uzorcima prikupljenim u periodu od 2001. do 2004. iz šire okolice grada Genove na sjeveru Italije utvrdili da aktivnost ^{137}Cs u kestenovom medu opada na polovicu u roku od 577 dana, a u slučaju

5. RASPRAVA

medljikovaca u roku od svega 394 dana, što je za red veličine manje od opisanih rezultata iz Like i Petrinje.

Za razliku od ^{137}Cs , aktivnosti ^{40}K (koje su također mjerene na istim uzorcima u istraživanjima od Barišić, 2010, Rožmarić Mačefat i sur. 2011, te Barišić i sur. 2017), prirodnog radioaktivnog izotopa kalija (kao ^{137}Cs potpuno homolognog elementa) bile su približno jednake tijekom cijelog promatranog perioda, što je također sukladno s rezultatima ovog istraživanja (gdje se pokazala nezavisnost aktivnosti ^{137}Cs i ^{40}K u biljnim tkivima).

Općenito se može zaključiti da se rezultati istraživanja prisutnosti ^{137}Cs u medu i medljikovcu prikupljanom na istom području gdje su prikupljeni i uzorci biljnih tkiva za ovo istraživanje mogu dovesti u logičku vezu s rezultatima ovog istraživanja, unatoč ekstremnoj razlici u tipu uzorka (dok se kod meda i medljikovca radi o iznimno reprezentativnom kompozitnom uzorku s više desetaka do nekoliko stotina milijuna pojedinačnih točaka i pohranjenim informacijama o vrijednostima koncentracija ^{137}Cs s područja površine i do 20 km², u ovom se istraživanju radilo o pojedinačnim organizmima stabala kestena i jela i pojedinačnim uzorcima njihovih tkiva).

6. ZAKLJUČCI

6. ZAKLJUČCI

Istraživanje distribucije ^{137}Cs u stablima pitomog kestena (*Casanea sativa* Mill.) s Banovine i obične jele (*Abies alba* Mill.) iz Like u tri navrata unutar intervala 2003 – 2017. godine obuhvatilo je terenske uzorke kolutova stabala s tri visine (razdvojenih na koru i godove), korijena, lišća/iglica, vršnih izbojaka, plodova, te uzorke tala uz oborena stabla. Nakon laboratorijske obrade prikupljenih uzoraka u gamaspektrometru, te statističke obrade i interpretacije tako dobivenih podataka, na osnovi provedenog istraživanja mogu se izvesti sljedeći zaključci:

1. Nadovezavši se na ranija istraživanja u istom širem području (koja su bila ograničena samo na aktivnost ^{137}Cs u tlima, medovima i medljikovcima), u ovom se istraživanju potvrdila dugoročna kontaminacija šumskih ekosustava Banovine i Like radioaktivnim oborinama (pristiglih na to područje daljinskim atmosferskim transportom nakon nuklearnih pokusa i havarije atomske centrale u Černobilu), što se očitovalo u mjerljivim koncentracijama ^{137}Cs u biljnim tkivima najmanje tri desetljeća nakon kontaminacije.
2. Tijekom cijelog promatranog razdoblja (2003 - 2017.) varijabilnost distribucije ^{137}Cs u stablima pitomog kestena i obične jele kontinuirano je padala. Tome je razlog s jedne strane bio radioaktivni raspad (oko 26% u svim tkivima tijekom promatranog razdoblja), dok je s druge strane to bila posljedica postupne eliminacije ^{137}Cs iz tkiva stabala, napose kroz mrtvu koru, te lišće i iglice, što je uzrokovalo pad aktivnosti ^{137}Cs tijekom promatranog razdoblja i do 92% u mrtvoj kori kestena, odnosno do 96% u iglicama, vršnim izbojcima i godovima jele (oboje u odnosu na normirane vrijednosti, nakon eliminacije utjecaja radioaktivnog raspada).
3. Kod pitomog je kestena zabilježena razlika u aktivnosti ^{137}Cs u pojedinim tkivima tijekom zimskog razdoblja, u odnosu na aktivnosti u vegetacijskoj sezoni. Tako su u zimskom razdoblju zabilježene najveće aktivnosti u vršnim izbojcima, lišću, plodovima i ježinama, dok su u vegetacijskoj sezoni najveće aktivnosti bile u vršnim izbojcima i mrtvoj kori. Kod obične jele zabilježen je drugačiji rezultat: najveće aktivnosti u vršnim izbojcima i iglicama, te znatno niže aktivnosti u ostalim tkivima, nezavisno od doba godine. Iz toga se može zaključiti da su glavni putevi eliminacije ^{137}Cs kod kestena tkiva koje stablo u relativno kratkom intervalu odbacuje u jesen, dok su kod jele to iglice koje, u pravilu stare nekoliko godina, stablo postupno odbacuje tijekom cijele godine.

6. ZAKLJUČCI

4. U svim usporedivim tipovima tkiva (i u istim vremenima uzorkovanja) izmjerene su znatno veće koncentracije ^{137}Cs u stablima obične jele u odnosu na stabla pitomog kestena, na temelju čega se može prepostaviti da se u stablima jele ^{137}Cs duže zadržava (odnosno sporije eliminira) što se može pripisati evolucijski primitivnijem provodnom sustavu u jele (čega je posljedica sporiji protok otopine tla iz korijena kroz provodna tkiva). Dodatno, razlike u koncentracijama ^{137}Cs u uzorcima stabala običnih jela u odnosu na uzorke pitomog kestena vjerojatno su dijelom i posljedica razlika u početnim koncentracijama ^{137}Cs u tlima (tri puta manje na staništu kestena), kao i razlikama u koncentracijama ukupnog K i ^{40}K u tlima (dva puta veće na staništu kestena). U tlima staništa kestena ^{137}Cs se biogeokemijski zadržao gotovo u cijelosti u površinskom sloju (0- 15 cm), dok je u tlima na staništu stabala jele migrirao dublje u područje korijena i tako postao biološki dostupniji.

5. U godovima obje vrste drveća zabilježeno je smanjenje koncentracija ^{137}Cs s povećanjem starosti goda, pri čemu je to smanjenje kod jele bilo znatno postupnije (protegnuto na godove svih starosti) nego kod kestena (svedeno na svega nekoliko najmlađih godina), što se također može pripisati evolucijski primitivnijem provodnom sustavu kod jele. Najveća aktivnost ^{137}Cs u godovima obične jele izmjerena je na najnižoj visini stabala, a kod pitomog kestena u najvišem dijelu stabala, što je također vjerojatna posljedica razlika u provodnim tkivima između ove dvije vrste drveća.

6. Unatoč svim gore navedenim razlikama u zabilježenim aktivnostima ^{137}Cs između dvije vrste drveća, kod obje su vrste bile primjetne povećane vrijednosti aktivnosti u uzorcima najmlađih i fizioloških najaktivnijih dijelova stabala, dok su u uzorcima koji su najmanje fiziološki aktivni koncentracije bile niže. Ovaj zaključak upućuje na mogućnost sagledavanja problematike prostorne distribucije ^{137}Cs u tkivima stabala ne samo iz perspektive radioaktivne kontaminacije antropogenog porijekla, nego i razumijevajući ^{137}Cs kao obilježivača (eng. „tracer“) razine fiziološke aktivnosti.

7. Koncentracije ^{137}Cs i ^{40}K iz istih uzoraka kod pitomog kestena nisu statistički značajno korelirale (niti ukupno za sva tkiva, niti za pojedina tkiva zasebno), dok su kod obične jele zabilježene statistički značajne pozitivne korelacije za ukupni uzorak, te zasebno za uzorak iglica. Ovi rezultati (s obzirom na to da nije zabilježena statistički značajna negativna korelacija, dok se značajna pozitivna korelacija još uvijek može tumačiti slučajnim procesom) upućuju na zaključak da stablo ova dva homologna elemenata ne razlikuje.

6. ZAKLJUČCI

8. Rezultati ovog istraživanja mogu se dovesti u višestruku logičku vezu (sporo smanjivanje aktivnosti ^{137}Cs u medu od kestena kao posljedica permanentne koncentracije ^{137}Cs u fiziološki najaktivnijim tkivima; brža eliminacija ^{137}Cs iz meda pitomog kestena nego iz medljike obične jele, jednako kao i kod vrsta drveća na kojima se odvijala pčelinja paša; nezavisnost aktivnosti ^{137}Cs i ^{40}K iz istih uzoraka kako u medu pitomog kestena tako i u biljnim tkivima) s rezultatima istraživanja prisutnosti ^{137}Cs u medu pitomog kestena i medljikovcu obične jele prikupljanom na istom području gdje su prikupljeni i uzorci biljnih tkiva za ovo istraživanje. S obzirom na to, a posebno imajući na umu ekstremnu razliku u tipu uzorka između ovih istraživanja (dok se kod meda pitomog kestena i medljikovca obične jele radi o kompozitnom uzorku s više desetaka do nekoliko stotina milijuna pojedinačnih točaka i pohranjenim informacijama o vrijednostima koncentracija ^{137}Cs s područja površine i do 20 km^2 , u ovom se istraživanju radilo o pojedinačnim uzorcima stabala pitomog kestena i obične jele i pojedinačnim uzorcima njihovih tkiva), prikladno je pretpostaviti da se i med pitomog kestena i medljika obične jele također trebaju promatrati kao važni putevi eliminacije ^{137}Cs iz jelovih i kestenovih šuma.

9. Rezultati provedenog istraživanja (koje je prvo takvo provedeno u Hrvatskoj fokusirano na tkiva edifikatorskih vrsta drveća) doprinose razumijevanju sudbine ^{137}Cs koji je ušao u tkiva edifikatorske vrste drveća u šumskom ekosustavu, kao i njegove distribucije u vremenu i prostoru, što (posebno u komparaciji s rijetkim sličnim istraživanjima u svijetu) upotpunjuje sliku biogeokemijskog ciklusa ^{137}Cs u okolišu (napose u šumskom drveću).

7. LITERATURA

7. LITERATURA

1. Aarkrog A. 1994. Doses from the Chernobyl accident to the nordic populations. In: Dahlgaard H, ed. Studies in environmental science. Nordic radioecology: *The transfer of radionuclides through nordic ecosystems to man*. New York, NY: Elsevier Science Publishers, 62: 433-456.
2. Agency for Toxic Substances and Disease Registry, 2010. Toxicological profile for radon. US DHHS, 2008. <http://www.atsdr.cdc.gov/toxprofiles/tp145.html>
3. Andersson I, Lonsjo H, Rosén K. 2001. Long-term studies on transfer of ^{137}Cs from soil to vegetation and to grazing lambs in a mountain area in Northern Sweden. *Journal of Environmental Radioactivity*, 52: 45-66.
4. Alexakhin R. M. 2006. Radioecology: history and state-of-the-art at the beginning of the 21st century. In: A. A. Cigna, Marco Durante (Ed.): Radiation risk estimates in normal and emergency situations. Proceedings of the NATO Advanced Research Workshop on Impact of Radiation Risk Estimates in Normal and Emergency Situations. Yerevan, Armenia, 8-11 September 2005., *Springer*, The Netherlands, 2006.
5. Almgren S, Isaksson M. 2006. Vertical migration studies of ^{137}Cs from nuclear weapons fallout and the Chernobyl accident. *Journal of Environmental Radioactivity* 91: 90-102.
6. Amano H, Matsunaga T, Nagao S, Hanzawa Y, Watanabe M, Ueno T, Onuma Y. 1999. The transfer capability of long-lived Chernobyl radionuclides from surface soil to river water in dissolved forms. *Organ. Chem.* 30: 437-442
7. ANL, Argonne National Laboratory: Environmental Science Division. 2005. Human Health Fact Sheet. <http://www.evs.anl.gov/index.cfm>.
8. Babić D, Marović G, Šoštarić M, Franić Z, Petrincec B, Senčar J. 2017. Radiktivnost mahovine pokazatelj radiološkog onečišćenja, *HDZZ*, 11: 267-272
9. Atlas des dépôts de césium 137 en Europe après l'accident de Tchernobil, rapport EUR 16733, *Bureau des publications de la Communauté européenne*, Luxemburg, 1996, prilagodio Le Monde Diplomatique, July 2000.
10. Barišić D, Košutić, K, Kvastek K, Luluć S, Tuta J, Vertačnik A, Vrhovac A. 1987. Procjena kontaminacije područja SR Hrvatske putem radioaktivnih oborina kao posljedica nesreće u NE "Lenin". U: Zbornik radova XIV Jugoslavenski simpozij za zaštitu od zračenja. Jugoslavensko društvo za zaštitu od zračenja. Novi Sad, 77-82.

7. LITERATURA

11. Barišić D, Lulić S. 1990. The contamination of ground surface layer in Republic Croatia as the consequence of Chernobyl accident. Proc. Int. Symp. Post-Chernobyl Environ. Radioac. Stud. in East European Countries, 20-25, Kazimierz, Poland.
12. Barišić D, Lulić S, Vertačnik A. 1991. "Predčernobilski" ^{137}Cs na području Republike Hrvatske u tlu do dubine 262,5 mm. U: Zbornik radova XVI Jugoslavenski simpozijum za zaštitu od zračenja. Jugoslavensko društvo za zaštitu od zračenja. Neum, 15-18.
13. Barišić D, Lulić S, Kezić N., Vertačnik A. 1992. ^{137}Cs in flowers, pollen honey from Republic of Croatia four years after the Chernobyl accident. *Apidologie*, 23: 1, 71-78.
14. Barišić D, Lazarić K, Lulić S, Vertačnik A, Dražić M, Kezić N. 1994. ^{137}Cs , ^{40}K and ^{134}Cs in pollen, honey and soil surface layer in Croatia. *Apidologie*, 25: 6, 585-595.
15. Barišić D, Lulić S, Vertačnik A, Dražić M, Kezić N. 1995. Long term behaviour of ^{137}Cs and ^{40}K in honey in Croatia. Proc. Int. Symp. Of Apimondia on »BEE BREEDING ON THE ISLANDS«, 56-60. Vis, Otok Vis.
16. Barišić D, Vertačnik A, Kezić N. 1998. Pčele i njihovi proizvodi kao indikatori stanja okoliša. *Hrvatska pčela*, 117 (10): 205-207.
17. Barišić D, Vertačnik A, Lulić S. 1999. Caesium contamination and vertical distribution in undisturbed soils in Croatia. *Journal of Environmental Radioactivity*, 46: 361-374.
18. Barišić D, Vertačnik A, Bromenshenk JJ, Kezić N, Lulić S, Hus M, Kraljević P, Šimpraga M, Seletković Z. 1999 (a). Radionuclides and selected elements in soil and honey from Gorski Kotar, Croatia. *Apidologie*, 30:277 - 287.
19. Barišić D, Bromenshenk JJ, Kezić N, Vertačnik A. 2002. The role of honey bees in environmental monitoring in Croatia. (160-185) In: Honey Bees: Estimating the Environmental Impact of Chemicals. Devillers J. & Pham-Delegue M.H. (eds), Taylor & Francis, London and New York, str. 332.
20. Barišić D, Lovrenčić, I, Oreščanin V, Kezić N, Bubalo D, Popijač M., Volner M. 2005. Med kao bioindikator kontaminacije okoliša cezijem. U: Garaj-Vrhovac V., Kopjar N., Miljanić S., ur. Zbornik radova VI. simpozija Hrvatskoga društva za zaštitu od zračenja; 18.-20. travnja 2005; Zagreb, Hrvatska. Zagreb: HDZZ; 395-399.
21. Barišić D. 2010. Praćenje onečišćenja tla pomoću pčela. Diplomski rad, Agronomski fakultet Sveučilišta u Zagrebu.
22. Barišić D. 2015. Bioindikatori i biomonitoring ^{137}Cs u tlima pomoću pčela, Seminarski rad, Agronomski fakultet Sveučilišta u Zagrebu.

7. LITERATURA

23. Barišić D, Kezić N, Bubalo D, Dražić M, Svečnjak L, Seletković I, Zgorelec Ž, Popijač M, Barišić D, Tucaković I. Mogućnost detekcije onečišćenja okoliša radiocezijem (^{137}Cs) određivanjem aktivnosti ^{137}Cs u uzorcima meda, *Civitas Crisiensis* in press
24. Belli M, Tikhomirov F. 1996. Behaviour of radionuclides in natural and semi-natural environments. CEC-CIS Joint Programme on the Consequences of the Chernobyl Accident. ECP-5, Final report.
25. Beresford NA, Voigt G, Wright SM, Howard BJ, Barnett CL, 2001. Pri-ster B, Balonov M, Ratnikov A, Travnikova I, Gillett AG, Mehli H, Skuterud L, Lepicard S, Semiochkina N, Perepeliantnikova L, Goncharova N, Arkhipov AN: Self-help countermeasure strategies for populations living within contaminated areas of Belarus, Russia and Ukraine. *Journal of Environmental Radioactivity*, 56: 215-239.
26. Beresford NA, Fesenko S, Konoplev A, Skuterud L, Smith JT, Voigt G. 2016. Thirty years after the Chernobyl accident: What lessons have we learnt? *Journal of Environmental Radioactivity*, 157: 77-89
27. Berg D. 2004. Radionuclides in the Environment. In: Tykva, R. and Berg, D. (eds.): Manmade and natural radioactivity in environmental pollution and radiochronology. Environmental pollution, Kluwer Acad. Publ. 7: 13-69.
28. Bikit I, Slivka J, Vesković M, Varga, E, Zikić-Todorović N, Mrdjać D, Forkapić S. 2006. Measurement of Danube Sediment Radioactivity in Serbia and Montenegro Using Gamma Ray Spectrometry, *Radiation Measurements* 41: 477-481
29. Bounous G, Marinoni D. T. 2005. Chestnut: Botany, horticulture, and utilization. *Horticultural Reviews*, 31: 291 – 347.
30. Branica G, Franić Z, Hanžek B. 2017. Povijesni pregled radioekoloških istraživanja na području Republike Hrvatske, HDZZ, 11: 301-306
31. Brown RB, Kling GF, Cutshall NH. 1981. Agricultural erosion indicated by ^{137}Cs redistribution: II. Estimates of erosion rates. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 45: 1191-1197.
32. Brownridge JD. 1984. The radial distribution of ^{137}Cs and ^{40}K in tree stems. *J Plant Nutr.* 7:887–896
33. Brückmann A. 1992. Radioaktives Cäsium nach dem Tschernobyl-Reaktorunfall in Waldökosystemen: Transfer Boden-Pflanze-Boden, Verhalten im Boden und in Pflanzen. Dissertation, Georg-August-Universität Göttingen, 110p.
34. Bunzl K, Kracke W. 1988. Cumulative deposition of Cesium-137, Plutonium-238, Plutonium-239, Plutonium-240 and Americium-241 from global fallout in soils from

7. LITERATURA

- forest, grassland and arable land in Bavaria, West Germany. *Journal of Environmental Radioactivity*, 8 (1): 1-14.
35. Bunzl K, Schimmack W, Kreutzer K, Schierl R. 1989. Interception and retention of Chernobyl-derived ^{134}Cs , ^{137}Cs and ^{106}Ru in a spruce stand. *The Science of the Total Environment* 78: 77-87.
36. Bunzl K, Schimmack W. 1994. Transport of fallout radiocaesium and plutonium in forest soils, in Transactions of the 15th World Congress of Soil Science, IO- 16 July 1994, Acapulco, Mexico, 148-155.
37. Bunzl K, Krake W, Schimmack W, Auerswald K. 1995. Migration of Fallout $^{239+240}\text{Pu}$, ^{241}Am and ^{137}Cs in the Various Horizons of a Forest Soil Under Pine. *Journal of Environmental Radioactivity* 28: 17-34.
38. Bunzl K, Albers BP, Schimmack W, Belli M, Ciuffo L, Menegon S. 2000. Examination of a relationship between ^{137}Cs concentrations in soils and plants from alpine pastures. *Journal of Environmental Radioactivity* 48: 145-158.
39. Calmon P, Thiry Y, Zibold G, Rantavaara A., Fesenko S. 2009. Transfer parameter values in temperate forest ecosystems: a review. *Journal of Environmental Radioactivity*. 100: 757-776. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jenvrad.2008.11.005>.
40. Calmon P, Thiry Y, Zibold G, Rantavaara A, Fesenko S, Orlov O. 2010. Radionuclide transfer in forest ecosystems. In: Quantification of Radionuclide Transfer in Terrestrial and Freshwater Environments for Radiological Assessments, TECDOC-1616. Vienna: IAEA; 333-381
41. Canberra, 2000. Genie 2000 Basic Spectroscopy Software
42. Chigira M, Saito Y, Kimura K. 1988. Distribution of ^{90}Sr and ^{137}Cs in Annual Tree Rings of Japanese Cedar, *Cryptomeria Japonica* D.Don., *Journal Radiat. Res.*, 29: 152-160.
43. Coppin F, Hurtevent P, Loffredo N, Simonucci C, Julien A, Gonze MA, Nanba K, Onda Y, Thiry Y. 2016. Radiocaesium partitioning in Japanese cedar forests following the “early” phase of Fukushima fallout redistribution, www.nature.com/scientificreports/6:37618/ DOI: 10.1038/srep37618 2 predominate
44. Corine Land Cover 2000, izvor: www.azo.hr
45. Cremers A., Elsen A, DePreter P, Maes A. 1988. Quantitative analysis of radioceasium retention in soils. *Nature*, 335: 247-249.

7. LITERATURA

46. Crout NMJ, Beresford NA, Mayes RW, MacEachern PJ, Barnett CL, Lamb CS, Howard BJ, 2000. A model of radioiodine transfer to goat milk incorporating the influence of stable iodine. *Radiation and Environmental Biophysics* 39:59-65.
47. Cukrov N. 2006. Estuarij rijeke Krke, klopka za radionuklide. Doktorska disertacija, Sveučilište u Zagrebu.
48. Dahlman RC, Francis CW, Tamura T. 1975. Radiacesium cycling in vegetation and soil. p. 462-481. In F.G. Howell i sur. (ed.) Mineral cycling in southeastern ecosystems. ERDA Symp. Ser. CONF-740513. US ERDA, WaShington, DC.
49. Davis JJ. 1963. Cesium and its relationship to potassium in ecology. p. 539-556. In V. Schultz and A. W. Klement, Jr. (ed.) Radioecology. Reinhold, New York.
50. Degryse F, Smolder, E, Cremers A. 2004. Enhanced sorption and fixation of radiocaesium in soils amended with K-bentonites and submitted to wetting-drying cycles. *Eur. J. Soil Sci.* 55: 513-522.
51. Denk HJ, Felsmann M. 1989. Measurement and evaluation of a multicompartiment model for estimating future activity profiles of radiocaesium in undisturbed soil of pasture-land in North Rhine-Westfalia, in W. Feldt (Ed.), Radioecology of Natural and Artificial Radionuclides, Proceedings of the XVth Regional Congress of IRPA, Visby, Sweden, IO-14 Sept. TUV Rheinland. Koln, Ber. FS-48-T, 1989, 182-187.
52. Devillers J, Pham-Delegue MH. 2002. Honey Bees: Estimating the Environmental Impact of Chemicals. str. 332.
53. Deshpande SS. 2002. Handbook of Food Toxicology. Marcel Dekker. Inc., New York – Basel
54. Desmet GM, Myttenaere C. 1988. Considerations on the role of natural ecosystems in the eventual contamination of man and his environment. *Journal of Environmental Radioactivity*, 6: 197-202.
55. Desmet GM, Nassimbeni P, Belli M. 1990. Transfer of radionuclides in natural and semi-natural environments. *Elsevier*. London and New York. 693.
56. Domac R. 1994. Flora Hrvatske: priručnik za određivanje bilja. Školska knjiga, Zagreb.
57. Dumat C, Staunton S. 1999. Reduced adsorption of cesium on clayminerals caused by various humic substances, *Journal of Environmental Radioactivity*, 46: 187-200.
58. Đurđević B. 2014. Praktikum iz ishrane bilja, Sveučilište Josipa Jurja Strossmayera u Osijeku, Poljoprivredni fakultet, ISBN: 978-953-7871-30-7
59. EEA (Europska agencija za okoliš), 2016.
60. Egner H, Reihm H, Domingo WR. 1960: Untersuchungen über die chemische Bodenanalyse als Grundlage für die Beurteilung des Nährstoffzustandes der Boden II.

7. LITERATURA

- Chemische Extraktionsmethoden zu Phosphor-und Kaliumbestimmung*, K. Lantbr.
Hogsk. Annir. W. R. 26: 199-215.
61. Ehlken S, Kirchner G. 2002. Environmental processes affecting plant root uptake of radioactive trace elements and variability of transfer factor data: a review. *Journal of Environmental Radioactivity* 58: 97-112.
 62. FAS (Federation of American Scientists), 2002.
 63. Feretić D 1992. Uvod u nuklearnu energetiku, Školska knjiga, Zagreb.
 64. Fesenko SV, Sanzharova NI, Spiridonov SI, Alexakhin RM. 1996. Dynamics of ^{137}Cs bioavailability in a soil-plant system in areas of the Chernobyl nuclear power plant accident zones with a different physico-chemical composition of radioactive fallout. *Journal of Environmental Radioactivity* 34: 287–313
 65. Fesenko SV, Soukhova NV, Sanzharova NI, Avila R, Spiridonov SI, Klein D, Badot P.-M. 2001. ^{137}Cs availability for soil to understory transfer in different types of forest ecosystems. *The Science of The Total Environment* 269: 87-103.
 66. Fesenko SV, Soukhova NV, Sanzharova NI, Avila R, Spiridonov SI, Klein D, Badot P.-M. 2001 (a). Identification of processes governing long-term accumulation of ^{137}Cs by forest trees following the Chernobyl accident, *Radiat. Environ. Biophys.*, 40:105–113
 67. Fesenko SV, Sukhova NV, Spiridonov SI, Sanzharova NI, Avila R, Klein D, Badot P.M. 2003. Distribution of ^{137}Cs in the tree layer of Forest ecosystems in the zone of the accident at the chernobyl nuclear power plant. *Russ. Ecol.* 34 (2), 104-109. Translated from *Ekologiya* 2, 115-120.
 68. Filipović-Vinceković N, Barišić D, Mašić N, Lulić S. 1991. Distribution of fallout radionuclides through soil surface layer. *J Radioanalytical and Nuclear Chemistry* 148: 53-62.
 69. Franić Z, Marović G, Lokobauer N. 2006. Radiocaesium activity concentrations in wheat grains in the Republic of Croatia for 1965–2003 and Dose Assessment, *Environmental Monitoring and Assessment*, 115 (1–3): 51–67.
 70. Franić, Z. Franić, Z. 2010. Radioekologija kao čimbenik sigurnosti na Mediteranu. *Sigurnost* 52 (4) 335 – 344, UDK 504.054:614.73 (262.3)
 71. Franulović I, Petrincec B, Bituh T, Kolar M. 2017. ^{137}Cs and ^{90}Sr in milk from the Osijek region, XI simpozij HDZZ, Zagreb, 315-320
 72. Frissel MJ, Pennders R. 1983. Models for the accumulation and migration of ^{90}Sr , ^{137}Cs , $^{239,240}\text{Pu}$ and ^{241}Am in the upper layer of soils, in P.J. Coughtrey (Ed.), *Ecological*

7. LITERATURA

- Aspects of Radionuclide Release. *Special Publications Series of the British Ecological Society*, Blackwell. Oxford , 3: 63-73.
73. Gerzabek M.H. 1992. Cesium-137 in soil texture fractions and its impact on Cesium-137 soil-to-plant transfer. *Commun. Soil Sci. Plant Anal.*, 23: 321-330.
74. Gerzabek M.H. 1996. Soil-to-plant transfer of Cs and Sr in Austria after the Chernobyl accident. *Mitt. Österr. Bodenkundl. Ges.* , 53: 111-117.
75. Gerzabek M.H. 2003. Radionuklide in terrestrischen Ökosystemen. Wien. Vorlesungsskriptum
76. Goor F, Thiry Y. 2004. Processes, dynamics and modelling of radiocaesium cycling in a chronosequence of Chernobyl-contaminated Scots pine (*Pinus sylvestris* L.) plantations, *Science of the Total Environment* 325: 163–180.
77. Gračan J, Krstinić A, Rauš Đ, Seletković Z. 1999. Šumski sjemenski rajoni (jedinice) u Hrvatskoj. *Rad. Šumar. Inst. Jastrebarsko.* 34 (1):55-93
78. Gračanin M. 1947. Pedologija Fiziologija tla. Poljoprivredni nakladni zavod, Zagreb
79. Gradašćević N, Saračević L, Mihalj A, Samek D. 2005. Transfer faktori ¹³⁷Cs u lancu tlo-lucerka, VI. simpozij HDZZ, Stubičke Toplice, 390-394.
80. Gradečki-Poštenjak M. 2010. Utjecaj oštećenosti krošanja na varijabilnost fizioloških i kvantitativnih svojstava obične jele (*Abies alba* Mill.) u sjemenskoj zoni dinarskih bukovojelovih šuma u Hrvatskoj, Doktorska disertacija.
81. Green N. 2001. The effect of storage and processing on radionuclide content of fruit. *Journal of Environmental Radioactivity* 52:281-290.
82. Guillén J, Baeza A, Salas A, Muñoz-Muñoz JG, Muñoz-Serrano A. 2017. Factors Influencing the Soil to Plant Transfer of Radiocaesium, *Springer International Publishing Switzerland*
83. Guillitte O, Melin J, Wallberg L. 1994. Biological pathways of radionuclides originating from the Chernobyl fallout in a boreal forest ecosystem. *Sci Total Environ* 157, 207–215
84. Gupta DK, Chatterjee S, Datta S, Voronina AV. 2017. Walther C. Radionuclides: Accumulation and Transport in Plants. *Rev Environ Contam Toxicol.* 241, 139-160.
85. Gupta M, Cuypers A, Vangronsveld J, Clijsters H. 1999. Copper affects the enzymes of the ascorbateglutathione cycle and its related metabolites in the roots of *Phaseolus vulgaris*. *Physiol. Plant.* 106: 262-267.
86. Hird BA, Rimmer DL, Livens FR. 1995. Total caesium-fixing potentials of acid organic soils. *Journal of Environmental Radioactivity*, 26: 103– 118.

7. LITERATURA

87. Höll W. 1975. Radial transport in rays. In: Zimmermann, M.H., Milburn, J.A. (Eds.), Transport in plants. I. Encyclopedia of plant physiology, New Series, 1. *Springer*, Berlin.
88. Hrachowitz M. 2004. Introduction and validation of an improved ^{137}Cs -soil redistribution conversion model. Dissertation, Universität für Bodenkultur, Wien, 111p.
89. HRN ISO14235:1994: Kakvoća tla -- Određivanje organskog ugljika sulfokromnom oksidacijom, Hrvatski zavod za norme, Zagreb.
90. HRN ISO 11277:2011: Kvaliteta tla -- Određivanje raspodjele veličine čestica (mehaničkog sastava) u mineralnom dijelu tla -- Metoda prosijavanja i sedimentacije (ISO 11277:2009). Hrvatski zavod za norme, Zagreb.
91. Hus M, Košutić K, Lulić S. ^{137}Cs in wood, 2004. 11th IRPA (<http://irpa11.irpa.net/pdfs/6c17.pdf>)
92. IAEA (International Atomic Energy Agency) 2002. Modelling the migration and accumulation of radionuclides in forest ecosystems. *Report of the Forest Working Group of the Biosphere Modelling and Assessment (BIOMASS) Theme 3. IAEA-BIOMASS-1*, International Atomic Energy Agency, Vienna
93. IAEA (International Atomic Energy Agency), 2010. Handbook of Parameter Values for the Prediction of Radionuclide Transfer in Terrestrial and Freshwater Environments. *Technical Report Series No. 472*. Vienna: IAEA.
94. ICRP (The International Commission on Radiological Protection). 1989.
95. Ipatyev VA, Boginsky VF, Bulavik IM, Dvornik AM, Volchkov VE, Goncharenko GG. 1999. Forest, man and Chernobyl. Forest ecosystems after the Chernobyl NPP accident. Current state, prediction, perception by the population, ways of the rehabilitation. Forest Institute BAS Retchinsk, Gomel (in Russian)
96. Jerec Z. 2009. Radionuklidi u različitim sedimentnim stijenama i tlima u okolici kaštelanskog zaljeva. Diplomski rad, Prirodoslovno-matematički fakultet Sveučilišta u Zagrebu. str. 37.
97. Johnston AE. 2003. Understanding potassium and its use in agriculture. EFMA, 1-40
98. Kaunisto S. 1992. Effect of potassium fertilization on the growth and nutrition of Scots pine. *Suo* 43 (2), 45–62.
99. Kaunisto S, Moilanen M, Issakainen J. 1999. Effect of apatite and phlogopite application on the needle nutrient concentrations of *Pinus sylvestris* (L.) on drained pine mires. *Suo* 50 (1), 1–15.

7. LITERATURA

100. Kaunisto S, Aro L, Rantavaara A. 2002. Effect of fertilisation on the potassium and radiocaesium distribution in tree stands (*Pinus sylvestris* L.) and peat on a pine mire, *Environmental Pollution* 117: 111-119.
101. Kezić N, Hus M, Seletković Z, Kraljević P, Pechhacker H, Barišić D, Lulić S, Vertačnik A. 1997. Honey-dew honey as a long term indicator of ¹³⁷Cs pollution. IAEA-TECDOC-964, 2: 54-61, IAEA, Vienna.
102. Klapac T. 2010. Onečišćivači iz okoliša: Radioaktivni elementi; Kemijske i fizikalne opasnosti u hrani; Hengl B. (ur.). Osijek : Hrvatska agencija za hranu, 67-70.
103. Koranda JJ, Robison W. L. 1978. Accumulation of Radionuclides by Plants as a Monitor System, *Environmental Health Perspectives*, 27: 165-179
104. Kosňovská J. 2013. The origin, archaeobotany and ethnobotany of sweet chestnut (*Castanea sativa* Mill.) in Czech Republic. *Interdisciplinaria Archaeologica: Natural Sciences in Archaeology* 4: 163 – 176.
105. Krasnov VP. 1998. The direction and intensity of ¹³⁷Cs fluxes in forest ecosystems. In: Linkov I, Schell WR (eds) Contaminated forests. Recent developments in risk identification and future perspectives. NATO Science Series, series 2: *Environmental security* 58. Kluwer Academic, Amsterdam, pp 71–76
106. Kruyts N, Delvaux B. 2002. Soil organic horizons as a major source for radiocaesium biorecycling in forest ecosystems. *Journal of Environmental Radioactivity* 58: 175-190.
107. Kruyts N, Titeux H, Delvaux B. 2004. Mobility of radiocaesium in three distinct forest floors. *The Science of The Total Environment* 319: 241-252.
108. Kuroda K, Kagawa A, Tonosaki M. 2013. Radiocaesium concentrations in the bark, sapwood and heartwood of three tree species collected at Fukushima forests half a year after the Fukushima Daiichi nuclear accident. *Journal of Environmental Radioactivity*. 122: 37-42.
109. Larsson M. 2008. The influence of soil properties on the transfer of ¹³⁷Cs from soil to plant. Results from a field study 21 years after the Chernobyl accident. Other thesis, SLU. Uppsala.
http://ex-epsilon.slu.se/2904/1/Ex_arbete_Maja_Larsson_absolut_sista.pdf, online available.
110. Liese W, Bauch J. 1967. On the anatomical causes of the refractory behavior of spruce and douglas fir. *Journal of the Institute of Wood Science* 19: 3–14.

7. LITERATURA

111. Lofts S, Tipping EW, Sanchez AL, Dodd BA. 2002. Modelling the role of humic acid in radiocaesium distribution in a British upland peat soil. *Journal of Environmental Radioactivity*. 61:133–147
112. Lokobauer N. 1988: Radioaktivna kontaminacija i procjena rizika nakon nuklearnog accidenta. Disertacija. Prehrambeno-biotehnoški fakultet Sveučilišta u Zagrebu.
113. Lokobauer N, Franić Z, Bauman A, Maračić M, Cesar D, Senčar J. 1998. Radiation Contamination after Chernobyl Nuclear Accident and Effective Dose Received by the Population of Croatia. *Journal of Environmental Radioactivity*, 41: 137-146.
114. Lovrenčić I, Barišić De, Kezić N, Seletković I, Volner M, Popijač M. (2004): Distribution of ¹³⁷Cs in fir tree (*Abies alba*) from Gorski Kotar. *XVIII Congress of Chemists and Technologists of Macedonia - book of abstracts*. Ohrid, 201.
115. Lovrenčić I, Barišić D, Kezić N, Seletković I, Volner M, Popijač M, Lulić S. 2005. Comparison between the distribution of Cs-137 and K-40 in fir-tree (*Abies alba*). *Zbornik radova VI simpozija Hrvatskog društva za zaštitu od zračenja*, Garaj-Vrhovac V., Kopjar N. & Miljanić S. (eds.) Zagreb, Hrvatsko društvo za zaštitu od zračenja, 384-389.
116. Lovrenčić I, Volner M, Barišić D, Popijač M, Kezić N, Seletković I, Luluć S. 2008: Distribution of Cs-137, K-40 and Be-7 in silver fir-tree (*Abies alba* L.) from Gorski kotar, Croatia. *Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry*. 1: 71-79.
117. Marković S.J. 2016. Istraživanja parametara životne sredine i analiza uticaja na kvalitet prinosa, Doktorska disertacija, Univerzitet Union – „Nikola Tesla“ Beograd, Fakultet za ekologiju i zaštitu životne sredine
118. Marović G. 1990. Procjena nuklearnog akcidenta pomoću bioindikatora. Disertacija. Tehnološki fakultet Sveučilišta u Zagrebu. Zagreb.
119. Marović G. 1990. (a) The role of bioindicators in assessing radioactive contamination. *Arh hig rada toksikol*, 41: 371-378.
120. Marović G, Franić Z, Senčar J, Bituh T, Vugrinec O. 2008. Mosses and some Mushroom Species as Bioindicators of Radiocaesium Contamination and Risk Assessment. *Collegium antropologicum*; 32(S2): 109-114.
121. Marović G, Reljić S, Franić Z, Avdić M, Skoko B, Huber Đ, Senčar J. 2017. Cezij u mesu medvjeda kao izvor doznog opterećenja ljudi u Hrvatskoj, *HDZZ*, 11: 321-326
122. Matić S, Anić I, Oršanić M. 2006: Aktualni problemi gospodarenja običnom jelom (*Abies alba* Mill.) u Republici Hrvatskoj. *Glasnik za šumske pokuse*, pos. izd. 5, 7–28.

7. LITERATURA

123. McGee EJ, Synnott HJ, Johanson KJ, Fawaris BH, Nielsen SP, Horrill AD, Kennedy VH, Barbayiannis N, Veresoglou DS, Dawson DE, Colgan PA, McGarry A.T. 2000. Chernobyl fallout in a Swedish spruce forest ecosystem. *Journal of Environmental Radioactivity* 48: 59-78.
124. Melin J, Wallberg L, Suomela J. 1994. Distribution and retention of cesium and strontium in Swedish boreal forest ecosystems. *Sci Total Environ* 157: 93–105
125. Ministarstvo zdravstva i socijalne skrbi: Pravilnik o najvećim dopuštenim količinama određenih kontaminanata u hrani. Narodne novine 154/08, 2008.
126. Momoshima N, Bondietti E.A. 1994. The radial distribution of Sr-90 and Cs-137 in trees. *Journal of Environmental Radioactivity* 22: 93–109.
127. Momoshima N, Eto I, Kofuji H, Takashima Y, Koike M, Imaizumi Y, Harada T. 1995. Distribution and chemical characteristics of cations in annual rings of Japanese Cedar. *Journal of Environmental Quality*, 24: 1141–1149.
128. Monte L, Quaggia S, Pompei F, Fratarcangeli S. 1990. The behaviour of ¹³⁷Cs in some edible fruits *Journal of Environmental Radioactivity*, 011: 207–214.
129. Nesterenko AV, Nesterenko VB, Yablokov AV. 2009. Radiation protection after the Chernobyl catastrophe. *Annals of the New York Academy of Sciences* 1181: 287-327.
130. Nimis PL 1996. Radiocesium in plants of forest ecosystems. *Studia Geobotanica*. 15: 3-49.
131. Novak-Agbaba S, Liović B, Pernek M. 2000. Prikaz sastojina pitomog kestena (*Castanea sativa* Mill.) i zastupljenost hipovirulentnih sojeva gljive *Cryphonectria parasitica* (Murr.) Barr. *Rad. Šumar. inst.* 35(1):91–110.
132. Novak-Agbaba S, Čelepirović N, Čurković-Perica M. 2011. Zaštita šuma pitomog kestena. *Šum. List*-Posebni broj, 202-210.
133. Odum EP 1959. *Fundamentals of Ecology*. Second edition. 546 p. W. B. Saunders co. Philadelphia and London. *Fundamentals of Ecology* . Second edition. 546 p. W. B. Saunders co. Philadelphia and London.
134. Coppi S, Okada N, Tanaka A, Nakaib W, Takanob S. 2014. Radial and vertical distributions of radiocesium in tree stems of *Pinus densiflora* and *Quercus serrata* 1.5 y after the Fukushima nuclear disaster, *Journal of Environmental Radioactivity*. 134: 54-60
135. Panatto D, Gasparini R, Lai P, Rovatti P, Gallelli G. 2007. Long-term decline of ¹³⁷Cs concentration in honey in the second decade after the Chernobyl accident, *Science of The Total Environment*, 382 (1): 147-152

7. LITERATURA

136. Persson H. 1994. The distribution and productivity of fine roots in boreal forests. *Plant Soil*, 71:87–101
137. Petrović B, Đurić G. 1981. Elementi radioekologije u stočnoj proizvodnji. (Nastavna materija za predmet Zaštita životne sredine za studente poslijediplomskih studija na veterinarskom fakultetu). S.n. Beograd
138. Popijač M, Seletković I, Volner M, Lovrenčić I, Barišić D, Kezić N. Dinamika kretanja ^{137}Cs i ^{40}K na stablima jele (*Abies alba*) na Sljemenu. 2004. *Šumarski list*. 5-6: 269-277.
139. Pröhl G. 2008. Interception of dry and wet deposited radionuclides by vegetation. *Journal of Environmental Radioactivity*, online available.
140. Prpić B, Jurjević P, Jakovac H. 2005: Procjena vrijednosti protuerozijske, hidrološke i vodozaštitne uloge šume. *Šumarski list*, 13:186
141. Riesen TK, Brunner I. 1996. Effect of ectomycorrhizae and ammonium on ^{134}Cs and ^{85}Sr uptake into *Picea abies* seedlings. *Environ Pollution*, 93:1–8
142. Rigol A, Vidal M, Rauret G. 2002. An overview of the effect of organic matter on soil – radiocaesium interaction: implications in root uptake. *Journal of Environmental Radioactivity*. 58: 191-216.
143. Ritchie J C, McHenry J.R. 1990. Application of Radioactive Fallout Cesium-137 for Measuring Soil Erosion and Sediment Accumulation Rates and Patterns. *J. Environ. Qual.*, 19, (4-6/1990): 215-233.
144. Robinson WL, Stone EL. 1992. The effect of potassium on the uptake of ^{137}Cs in food crops grown on coral soils: *Coconut at Bikini atoll. Hlth. Phys.* 62: 496-511.
145. Rochon P, Pare D, Messie C. 1998. Development of an improved model estimating the nutrient content of the bole for four boreal tree species. *Canadian Journal of Forest Research* 28, 37–43.
146. Rogowski AS, Tamura T. 1970. Environmental mobility of cesium-137. *Radiat. Bot.* 10: 35-45.
147. Rožmarić Mačefat M, Barišić D, Rogić M, Svečnjak L, Nodilo M, Bubalo D, Popijač M, Kezić N. 2011. Aktivnosti ^{137}Cs u kestenovom medu iz sjeverozapadne Hrvatske dva desetljeća nakon akcidenta u Černobilu. Zbornik radova osmog simpozija Hrvatskog društva za zaštitu od zračenja / Krajcar Bronić I., Kopjar N., Milić M., Branica G. (ur.). Zagreb: Printing House Denona, 449-454.
148. Rühm W, Kammerer L, Hiersche L, Wirth E. 1996. Migration of ^{137}Cs and ^{134}Cs in Soil Layers Different Forest, *Environ. Radioactivity*, 33 : 63-75

7. LITERATURA

149. Sasaki Y, Ishii Y, Abe H, Mitachi K, Watanabe T, Niizato T., 2016. Power Plant Accident in Japanese Chestnut and Chestnut Weevil Larvae. *The Horticulture Journal*, doi: 10.2503/hortj.MI-132, *The Japanese Society for Horticultural Science (JSHS)*
150. Scheffer F, Schachtschabel P. 2002. Lehrbuch der Bodenkunde. 15. Auflage, Spektrum Akademischer Verlag, Heidelberg, 593.
151. Schimmack W, Bunzl K. 1992. Migration of radicaesium in two forest soils as obtained from field and column investigations. *Sci. Total Environ.*, 116 : 93-107.18
152. SEMINAT 2000. Long-Term Dynamics of Radionuclides in Semi-Natural Environments: Derivation of Parameters and Modelling. Agenzia Nazionale per la Protezione dell' Ambiente - ANPA (eds.). Final Report 1996-1999 – EC Research Contract n F14P-CT95-0022, 105.
153. Seidel C. 2008. Radionuklide als Umweltindikatoren. *Populärwissenschaftlicher Beitrag für www.waldwissen.net*. Online since 18.07.2008.
154. Seidel C. 2010. Artificial and natural radionuclides in spruce needles in Upper Austria from 1983 to 2008 – an application for radioecological monitoring, Dissertation zur Erlangung des Doktorgrades Dr. nat. tech an der Universität für Bodenkultur Wien.
155. Shand CA, Ceshire MV, Smith S. 1994. Distribution of radiocaesium in organic soils. *Journal of Environmental Radioactivity*, 23: 285-302.
156. Shaw G, Bell JNB. 1991. Competitive Effects of Potassium and Ammonium, on Caesium Uptake Kinetics in Wheat. *Journal of Environmental Radioactivity*. 13: 283-296.
157. Shaw G. 2007. Radionuclides in Forest Ecosystems (Chapter 6). In: Baxter, M.S. (Ed.) *Radioactivity in the Terrestrial Environment*. Radioactivity in the Environment, Elsevier Science Publishers, Amsterdam, vol. 10.
158. Shcheglov A.I. 1997. Radionuclides biogeochemistry in the forest ecosystems of central regions of east European plain. Thesis, Moscow State University (in Russian).
159. Shcheglov A.I. 1999. Biogeochemistry of technogenic radionuclides in forest ecosystems by the materials of the 10 years research in the area affected by the Chernobyl nuclear power plant disaster. Nauka, Moscow (in Russian)
160. Shcheglov AI, Tsvetnova OB., Kasatskii A.A. 2011. Some Indices of Biological Cycle of ¹³⁷Cs and ³⁹K in Forest Ecosystems of Bryansk Woodland in the Remote Period after Chernobyl Fallouts, *Vestnik Moskovskogo Universiteta*. Pochvovedenie, 3: 43–48.
161. Shenber MA, Eriksson Å. 1992. Sorption behaviour of caesium in various soils. *Journal of Environmental Radioactivity*. 19: 41–51.

7. LITERATURA

162. Shinta O, Naoki O, Atsushi T, Wataru N, Shigeyoshi T. 2014. Radial and vertical distributions of radiocesium in tree stems of *Pinus densiflora* and *Quercus serrata* 1.5y after the Fukushima nuclear disaster. *Journal of Environmental Radioactivity*, 134: 54-60.
163. Skoko B, Marović G, Babić D, Vicković I. 2011. ^{137}Cs na Znanstveno – istraživačkom poligonu „Šumbar“, HDZZ, 8: 443-448
164. Smolders E, Sweeck L, Merckx R, Cremers A. 1997. Cationic interactions in radiocaesium uptake from solution by spinach. *Journal of Environmental Radioactivity*. 34: 161–170.
165. Sokolov VE, Ryabov IN, Ryabtsev IA, Tikomirov FA, Shevechcnko VA, Taskaev AI. 1990. Ecological and genetic consequences of the Chernobyl atomic power plant accident, ICSU, SCOPERADPATH, Lancaster Radpath Meeting, 26-30 March 1990, University of Leicester, UK.
166. Solecki J, Chibowski S . 2002. Determination of transfer factors for Cs-137 and Sr-90 isotopes in soil-plant system. *Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry* 252(1):89-93.
167. Sombré L, Vanhouche M, de Brouwer S, Ronneau C, Lambotte JM, Myttenaere C. 1994. Long-term radiocesium behaviour in spruce and oak forests. *Sci Total Environ* 157:59–71
168. Soukhova NV, Fesenko SV, Kleina D, Spiridonov SI, Sanzharova NI, Badota PM. 2003. ^{137}Cs distribution among annual rings of different tree species contaminated after the Chernobyl accident. *Journal of Environmental Radioactivity*, 65 (1): 19–28.
169. Strandberg M. 1994. Radiocesium in a Danish pine forest ecosystem. *Science of the Total Environment* 157: 125–132.
170. Stauton S, Dumat C, Zsolnay A. 2002. Possible role of organic matter in radio-caesium adsorption in soils. *Journal of Environmental Radioactivity*, 58:163-173.
171. Strebl F, Gerzabek M.H, Bossew P, Kienzl K. 1999. Distribution of radiocaesium in an Austrian forest stand. *The Science of The Total Environment* 226: 75-83.
172. Strebl F, Bossew P, Kienzl K, Hiesel E. 2000. Radionuklide in Waldökosystemen. Monographien Band 59, Umweltbundesamt Wien, 73.
173. Steiner M, Linkov I, Yoshida S. 2002. The role of fungi in the transfer and cycling of radionuclides in forest ecosystems. *Journal of Environmental Radioactivity* 58: 217-241.

7. LITERATURA

174. Suchara I, Rulík P, Hůulka, J., Pilátová H. 2011. Retrospective determination of ^{137}Cs specific activity distribution in spruce bark and bark aggregated transfer factor in forests on the scale of the Czech Republic ten years after the Chernobyl accident. *Sci. Total Environ.* 409: 1927-1934.
175. Škvorc Ž, Sever K, Franjić J. 2013. Fiziologija šumskog drveća, Interna skripta, Šumarski fakultet, Sveučilište u Zagrebu.
176. Škvorc Ž, Čosić T, Sever K. 2014. Ishrana bilja, Interna skripta, Šumarski fakultet, Sveučilište u Zagrebu.
177. Šprem N, Babić I, Barišić D, Barišić D. 2013. Concentration of ^{137}Cs and ^{40}K in meat of omnivore and herbivore game species in mountain forest ecosystems of Gorski kotar, Croatia. *Journal of radioanalytical and nuclear chemistry*, 298: 513-517
178. Šprem N, Piria M, Barišić D, Kusak J, Barišić D. 2016. Dietary items as possible sources of ^{137}Cs in large carnivores in the Gorski Kotar forest ecosystem, Western Croatia, *Science of the Total Environment*, 542: 826–832
179. Šumsko-gospodarska osnova područja (vrijedi od 1. 1. 2016 - 31. 12. 2025.)
180. Tamponnet C, Martin-Garin A, Gonze M-A, Parekh N, Vallejo R, Sauras-Yera T, Casadesus J, Plassard C, Staunton S, Norden M, Avila R, Shaw G. 2008. An overview of BORIS: Bioavailability of Radionuclides in Soils. *Journal of Environmental Radioactivity*, 99: 820-830.
181. Thiessen KM, Thorne MC, Maul PR, Pröhl G, Wheeler HS. 1999. Modelling radionuclides distribution and transport in the environment. *Environmental Pollution* 100: 151-177.
182. Thiry Y, Riesen Th, Lewickij N. 1999. Woody biomass production and radiocaesium accumulation rate in pine (*Pinus sylvestris* L.) from a contaminated forest in the Vetka area. In: Linkov I, Schell WR (eds) Contaminated forests. Recent developments
183. Thiry Y, Goor F, Riesen T. 2002. The true distribution and accumulation of radiocaesium in stem of Scots pine (*Pinus sylvestris* L.). *Journal of Environmental Radioactivity*, 58: 243-259.
184. Toal ME, Copplestone D, Johnson MS, Jackson D, Jones S.R. 2002. Quantifying ^{137}Cs aggregated transfer coefficients in a semi-natural woodland ecosystem adjacent to a nuclear reprocessing facility. *Journal of Environmental Radioactivity*, 63: 85–103.
185. Tomić I. 2010. Pitomi kesten (*Castanea sativa* Mill.). Hrvatske šume, 161: 23 – 25.

7. LITERATURA

186. Trinajstić, I. 2001. Rasprostranjenost, morfologija i taksonomija jela u Hrvatskoj. Obična jela u Hrvatskoj. Akademija šumarskih znanosti i "Hrvatske šume" p.o. Zagreb, str: 93-107, Zagreb.
187. Tucaković I, Barišić D, Grahek Ž, Kasap A, Širić I. 2018. ^{137}Cs in mushrooms from Croatia sampled 15–30 years after Chernobyl, *Journal of Environmental Radioactivity*, 181: 147-151
188. Tulina AS, Semenova VM, Tsybul'ka NN, Shapsheeva TP, Zaitsev AA, Arastovich T.V. 2010: The role of mineralization of the organic matter of soddy Podzolic and peat bog soils in the accumulation of ^{137}Cs by plants. *Eur. Soil Sci.*, 43: 1109–1119.
189. UNSCEAR 1993. Sources and effects of ionizing radiation. United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation, Report to the General Assembly, with scientific annexes.
190. UNSCEAR 2000. Maps of radionuclide deposition, Report.
<http://www.unscear.org/unscear/en/chernobylmaps.html>
191. Van Bergeijk K E, Noordijk H, Lembrechts J, Frissel MJ. 1992. Influence of pH, soil type and soil organic matter content on soil-to-plant transfer of radiocesium and – strontium as analyzed by a nonparametric method. *Journal of Environmental Radioactivity* 15: 265-276.
192. Vidaković M. 1993. Četinjače – morfologija i varijabilnost. Grafički zavod Hrvatske i "Hrvatske šume", p.o. Zagreb, 741 str., Zagreb.
193. Vidaković M, Gračan J. 2001. Očuvanje genofonda obične jela. Obična jela u Hrvatskoj. Akademija šumarskih znanosti i "Hrvatske šume" p.o. Zagreb: 320-322.
194. Vilić M, Barišić D, Lulić S, Kraljević P. 2003. Aktivnost ^{137}Cs u mesu divljih svinja s područja zapadne Slavonije i Gorskog kotara, V. simpozij HDZZ, Stubičke Toplice, 341-345
195. Vilić M, Barišić D, Kraljević P, Lulić S. 2005. ^{137}Cs concentration in meat of wild boars (*Sus scrofa*) in Croatia a decade and half after the Chernobyl accident. *Journal of Environmental Radioactivity*. 81: 55-62
196. Vinichuk M, Taylor AF, Rosén K, Johanson KJ. 2010. Accumulation of potassium, rubidium and caesium (^{133}Cs and ^{137}Cs in various fractions of soil and fungi in a Swedish forest. *Sci Total Environ.*, 408(12): 2543-8.
197. Vukadinović V, Vukadinović V. 2011. Ishrana bilja. III izmijenjeno i dopunjeno izdanje. Nakladnik: Poljoprivredni fakultet u Osijeku

7. LITERATURA

198. Vukelić J, Baričević D. 2001. Šumske zajednice obične jele u Hrvatskoj. Obična jela u Hrvatskoj. Akademija šumarskih znanosti i "Hrvatske šume" p.o. Zagreb: 162-196.
199. Zach R, Hawkins JL, Mayoh KR. 1989. Transfer of fallout cesium-137 and natural potassium-40 in boreal environment. *Journal of Environmental Radioactivity*. 10: 19–45.
200. Zhiyanski M, Sokolovska M, Bech J, Clouvas A, Penev I, Badulin V. 2010. Cesium-137 contamination of oak (*Quercus petrae* Liebl.) from sub-mediterranean zone in South Bulgaria. *Journal of Environmental Radioactivity*. 101: 864868.
201. Zhu YG, Smolders E. 2000. Plant uptake of radiocaesium: a review of mechanisms, regulation and application. *Journal of Experimental Botany* 51: 1635–1645.
202. Zibold G, Klemm E. 2005. Ecological half-lives of ¹³⁷Cs and ⁹⁰Sr in forest and freshwater ecosystems. *Radioprotection* 40: 497-502.
203. Zibold G, Klemm E, Konopleva I, Konoplev A. 2009. Influence of fertilizing on the ¹³⁷Cs soil–plant transfer in a spruce forest of Southern Germany, *Journal of Environmental Radioactivity*. 100: 489–496
204. Zohary D, Hopf M. 1988. Domestication of plants in the Old World. Clarendon Press, Oxford.
205. Yamagata N, Matsuda S, Chiba M, 1969. Radioecology of ¹³⁷Cs and ⁹⁰Sr in a forest. *J. Rad. Res.*, 10: 107-112.
206. Wauters J, Sweek L, Valcke E, Elsen A, Cremers A. 1994. Availability of radiocaesium in soils: a new methodology. *The Science of The Total Environment* 157: 239-248.
207. Windows, Statistica 7.1., <http://statistica.software.informer.com/7.1/>
208. Wirth E. 1996. Die Kontamination der Umwelt mit künstlichen Radionukliden und die daraus resultierende Strahlenexposition für den Menschen. In: Siehl, A. (ed.): Umweltradioaktivität. Ernst & Sohn, Berlin, 345-366.
209. http://bonsai-zen.hr/osnove_botanike/
210. <http://www.hcjz.hr/pr.php?id=13128&rnd>
211. <http://hrast.sumfak.hr/~dendrolo/atlas/028a.htm>
212. <http://www.istra-istria.hr>
213. <https://hr.wikipedia.org/wiki/Cezij#/media/File:Cs-137-decay.svg>
214. <https://hr.wikipedia.org/wiki/Bioindikatori>
215. <https://hr.wikipedia.org/wiki/Jela>

8. PRILOZI

8. PRILOZI**Tablica A1.** Aktivnosti ^{137}Cs i ^{40}K (Bq/kg) u grančicama, plodovima, lišću i ježinama pitomog kestena

Uzorak	^{40}K	^{137}Cs	Oznaka
2003.			
Vrhovi grana izrasli 2003.	$102,7 \pm 7,8$	$12,1 \pm 0,5$	KP04
Plodovi kestena 2003.	$202,4 \pm 9,2$	$10,6 \pm 0,4$	KP03
Lišće otpalo 2003.	$108,6 \pm 8,2$	$10,0 \pm 0,5$	KP01
Ježine plodova 2003.	$163,6 \pm 9,3$	$14,0 \pm 0,6$	KP02
2004.			
Vrhovi grana izraslih 2004.	$252,6 \pm 10,3$	$13,2 \pm 0,6$	KP0401
Vrhovi grana izraslih 2003.	$132,0 \pm 8,0$	$9,1 \pm 0,5$	KP0403
Vrhovi grana izraslih 2002.	$128,8 \pm 8,2$	$7,2 \pm 0,5$	KP0405
Plodovi kestena 2004.	$148,0 \pm 7,4$	$6,0 \pm 0,3$	KPP1004
Lišće kestena otpalo 2004.	$246,4 \pm 10,5$	$3,4 \pm 0,3$	KPL1004
Ježine plodova 2004.	$155,3 \pm 9,1$	$3,6 \pm 0,4$	KPJ1004
2016.			
Vrhovi grana izrasli 2016. ^{137}Cs (na 1. 7. 2003.)	$165,0 \pm 29,8$	$2,65 \pm 1,08$	
Lišće otpalo 2016. ^{137}Cs (na 1. 7. 2003.)	$192,0 \pm 33,6$	$3,78 \pm 1,21$	
Vrhovi grana izrasli 2016. ^{137}Cs (na 1. 7. 2016.)	$165,0 \pm 29,8$	$1,96 \pm 0,80$	
Lišće otpalo 2016. ^{137}Cs (na 1. 7. 2016.)	$192,0 \pm 33,6$	$2,80 \pm 0,90$	

8. PRILOZI

Tablica A2. Aktivnosti ^{137}Cs i ^{40}K (Bq/kg) u kori i godovima prirasta debla kestenovog stabla na visini 0,2 m oborenog kod Petrinje 2. 12. 2003.

Uzorak	^{40}K	^{137}Cs	Oznaka
Mrtva kora 2003.	40,1 ± 5,3	8,0 ± 0,5	KEST02
Živa kora 2003.	66,2 ± 10,1	6,1 ± 0,5	KEST03
Kambij 2003.	50,2 ± 12,3	3,8 ± 0,4	KEST11
Godovi 2003.	59,7 ± 8,7	1,9 ± 0,4	KEGO01
Godovi 2002.	41,2 ± 11,6	1,4 ± 0,4	KEGO02
Godovi 2001.	24,0 ± 5,9	Igd.	KEGO03
Godovi 1999-2000.	29,4 ± 9,2	Igd.	KEGO04
Godovi 1997-1998.	30,9 ± 7,5	Igd.	KEGO05
Godovi 1995-1996.	30,0 ± 9,7	Igd.	KEGO06
Godovi 1993-1994.	34,2 ± 10,9	Igd.	KEGO07
Godovi 1991-1992.	31,2 ± 7,6	Igd.	KEGO08
Godovi 1989-1990.	30,9 ± 9,5	Igd.	KEGO09
Godovi 1987-1988.	31,4 ± 7,1	Igd.	KEGO10
Godovi 1985-1986.	25,8 ± 9,9	Igd.	KEGO11
Godovi 1983-1984.	33,3 ± 7,4	Igd.	KEGO12
Godovi 1981-1982.	30,9 ± 7,5	Igd.	KEGO13
Godovi 1977-1980.	25,1 ± 11,8	Igd.	KEGO14

Igd. = ispod granice detekcije, pri čemu granica detekcije iznosi <0,3 Bq/kg

Tablica A3. Aktivnosti ^{137}Cs i ^{40}K (Bq/kg) u kori i godovima prirasta debla kestenovog stabla na visini 4,0 m oborenog kod Petrinje 2. 12. 2003.

Uzorak	^{40}K	^{137}Cs	Oznaka
Mrtva kora	29,7 ± 6,1	5,8 ± 0,4	KEGO08
Živa kora	73,9 ± 8,6	6,1 ± 0,6	KEGO05
Kambij	69,6 ± 8,5	3,3 ± 0,4	KEGO12
Godovi 2003.	72,7 ± 11,3	2,8 ± 0,6	KEGO26
Godovi 2002.	36,4 ± 8,6	1,1 ± 0,4	KEGO27
Godovi 2001.	31,8 ± 9,0	0,9 ± 0,4	KEGO28
Godovi 1999-2000.	28,7 ± 7,5	Igd.	KEGO29
Godovi 1997-1998.	25,1 ± 11,7	Igd.	KEGO30
Godovi 1995-1996.	18,1 ± 16,7	Igd.	KEGO31
Godovi 1993-1994.	26,0 ± 6,7	Igd.	KEGO32
Godovi 1991-1992.	25,2 ± 10,4	Igd.	KEGO33
Godovi 1989-1990.	25,5 ± 11,5	Igd.	KEGO34
Godovi 1987-1988.	32,0 ± 8,0	Igd.	KEGO35
Godovi 1985-1986.	29,9 ± 11,6	Igd.	KEGO36
Godovi 1983-1984.	34,3 ± 7,2	Igd.	KEGO37
Godovi 1981-1982.	32,4 ± 8,2	Igd.	KEGO38
Godovi 1977-1980.	29,0 ± 12,6	Igd.	KEGO39

Igd. = ispod granice detekcije, pri čemu granica detekcije iznosi <0,3 Bq/kg

8. PRILOZI

Tablica A4. Aktivnosti ^{137}Cs i ^{40}K (Bq/kg) u kori i godovima prirasta debla kestenovog stabla na visini 8,0 m oborenog kod Petrinje 2. 12. 2003.

Uzorak	^{40}K	^{137}Cs	Oznaka
Mrtva kora	90,4 ± 11,3	6,8 ± 0,7	KEST06
Živa kora	84,0 ± 8,1	6,5 ± 0,5	KEST04
Kambij	70,9 ± 15,7	4,0 ± 0,5	KEST10
Godovi 2003.	54,7 ± 9,1	2,7 ± 0,3	KEGO15
Godovi 2002.	42,7 ± 8,0	1,8 ± 0,3	KEGO16
Godovi 2001.	33,7 ± 5,8	Igd.	KEGO17
Godovi 1999-2000.	27,5 ± 5,0	Igd.	KEGO18
Godovi 1997-1998.	28,8 ± 9,1	Igd.	KEGO19
Godovi 1995-1996.	32,1 ± 7,7	Igd.	KEGO20
Godovi 1993-1994.	30,8 ± 7,2	Igd.	KEGO21
Godovi 1991-1992.	31,9 ± 11,7	Igd.	KEGO22
Godovi 1989-1990.	27,4 ± 13,8	Igd.	KEGO23
Godovi 1987-1988.	32,2 ± 8,0	Igd.	KEGO24
Godovi 1983-1986.	30,7 ± 8,0	Igd.	KEGO25

Igd. = ispod granice detekcije, pri čemu granica detekcije iznosi <0,3 Bq/kg

8. PRILOZI

Tablica A5. Aktivnosti ^{137}Cs i ^{40}K (Bq/kg) u kori i godovima prirasta debla kestenovog stabla na visini 0,2 m oborenog kod Petrinje 23. 6. 2004.

Uzorak	^{40}K	^{137}Cs	Oznaka
Mrtva kora	30,4 ± 6,7	22,1 ± 0,8	KP04043
Živa kora	68,1 ± 5,4	4,1 ± 0,4	KP04044
Kambij	113,6 ± 14,4	4,1 ± 0,8	KP04045
Godovi 2004.	64,1 ± 14,3	2,4 ± 0,9	KP04046
Godovi 2003.	51,7 ± 8,1	2,2 ± 0,5	KP04047
Godovi 2002.	48,9 ± 9,0	1,4 ± 0,5	KP04048
Godovi 2001.	45,2 ± 10,3	1,1 ± 0,6	KP04049
Godovi 1999-2000.	35,8 ± 5,4	0,6 ± 0,3	KP04050
Godovi 1997-1998.	33,6 ± 6,4	Igd.	KP04051
Godovi 1995-1996.	24,5 ± 5,3	Igd.	KP04052
Godovi 1993-1994.	23,2 ± 6,6	Igd.	KP04053
Godovi 1991-1992.	22,5 ± 5,2	Igd.	KP04054
Godovi 1989-1990.	23,6 ± 5,0	Igd.	KP04055
Godovi 1987-1988.	20,4 ± 5,5	Igd.	KP04056
Godovi 1985-1986.	20,0 ± 5,7	Igd.	KP04057
Godovi 1983-1984.	21,2 ± 5,8	Igd.	KP04058
Godovi 1981-1982.	18,0 ± 4,9	Igd.	KP04059
Godovi 1979-1980.	21,9 ± 6,2	Igd.	KP04060
Godovi 1977-1978.	19,7 ± 4,8	Igd.	KP04061
Godovi 1975-1976.	20,8 ± 5,2	Igd.	KP04062
Godovi 1973-1974.	19,2 ± 4,3	Igd.	KP04063
Godovi 1971-1972.	25,0 ± 7,3	Igd.	KP04064
Godovi 1969-1970.	22,5 ± 4,9	Igd.	KP04065
Godovi 1967-1968.	19,2 ± 5,5	Igd.	KP04066
Godovi 1965-1966.	21,5 ± 5,6	Igd.	KP04067
Godovi 1963-1964.	21,1 ± 4,3	Igd.	KP04068
Godovi 1961-1962.	23,2 ± 4,8	Igd.	KP04069
Godovi 1959-1960.	25,6 ± 6,6	Igd.	KP04070
Godovi 1949-1958.	29,7 ± 10,4	Igd.	KP04071

Igd. = ispod granice detekcije, pri čemu granica detekcije iznosi <0,3 Bq/kg

8. PRILOZI

Tablica A6. Aktivnosti ^{137}Cs i ^{40}K (Bq/kg) u kori i godovima prirasta debla kestenovog stabla na visini 4,0 m oborenog kod Petrinje 23. 6. 2004.

Uzorak	^{40}K	^{137}Cs	Oznaka
Mrtva kora	$32,3 \pm 4,2$	$12,4 \pm 0,5$	KP04023
Živa kora	$69,5 \pm 5,2$	$3,3 \pm 0,3$	KP04024
Kambij	$78,6 \pm 15,0$	$1,9 \pm 0,8$	KP04025
Godovi 2004.	$74,0 \pm 14,3$	$0,8 \pm 0,4$	KP04026
Godovi 2003.	$38,2 \pm 6,9$	$1,7 \pm 0,4$	KP04027
Godovi 2002.	$41,2 \pm 8,5$	Igd.	KP04028
Godovi 2001.	$38,2 \pm 7,9$	Igd.	KP04029
Godovi 1999-2000.	$26,9 \pm 5,7$	Igd.	KP04030
Godovi 1997-1998.	$21,8 \pm 7,4$	Igd.	KP04031
Godovi 1995-1996.	$17,9 \pm 4,6$	Igd.	KP04032
Godovi 1993-1994.	$21,9 \pm 5,7$	Igd.	KP04033
Godovi 1991-1992.	$23,3 \pm 6,1$	Igd.	KP04034
Godovi 1989-1990.	$22,5 \pm 6,0$	Igd.	KP04035
Godovi 1987-1988.	$23,8 \pm 5,6$	Igd.	KP04036
Godovi 1985-1986.	$21,1 \pm 5,5$	Igd.	KP04037
Godovi 1983-1984.	$17,6 \pm 5,3$	Igd.	KP04038
Godovi 1981-1982.	$19,5 \pm 8,6$	Igd.	KP04039
Godovi 1979-1980.	$22,3 \pm 5,0$	Igd.	KP04040
Godovi 1977-1978.	$33,6 \pm 12,5$	Igd.	KP04041

Igd. = ispod granice detekcije, pri čemu granica detekcije iznosi $<0,3$ Bq/kg

Tablica A7. Aktivnosti ^{137}Cs i ^{40}K (Bq/kg) u kori i godovima prirasta debla kestenovog stabla na visini 8,0 m oborenog kod Petrinje 23. 6. 2004.

Uzorak	^{40}K	^{137}Cs	Oznaka
Mrtva kora	$55,7 \pm 4,9$	$4,2 \pm 0,4$	KP04010
Živa kora	$55,3 \pm 5,5$	$2,7 \pm 0,3$	KP0409
Kambij	$60,8 \pm 9,1$	$0,9 \pm 0,4$	KP04011
Godovi 2004.	$85,8 \pm 19,0$	$1,1 \pm 0,5$	KP04012
Godovi 2003.	$55,0 \pm 9,8$	$3,2 \pm 0,6$	KP04013
Godovi 2002.	$35,3 \pm 9,7$	$0,9 \pm 0,6$	KP04014
Godovi 2001.	$23,9 \pm 8,2$	$< 0,3$	KP04015
Godovi 1999-2000.	$15,8 \pm 4,2$	Igd.	KP04016
Godovi 1997-1998.	$20,9 \pm 5,0$	Igd.	KP04017
Godovi 1995-1996.	$19,5 \pm 4,6$	Igd.	KP04018
Godovi 1993-1994.	$16,6 \pm 5,3$	Igd.	KP04019
Godovi 1991-1992.	$16,7 \pm 4,9$	Igd.	KP04020
Godovi 1989-1990.	$30,0 \pm 7,3$	Igd.	KP04021
Godovi 1987-1988.	$35,1 \pm 13,9$	Igd.	KP04022

Igd. = ispod granice detekcije, pri čemu granica detekcije iznosi $<0,3$ Bq/kg

8. PRILOZI

Tablica A8. Aktivnosti ^{137}Cs i ^{40}K (Bq/kg) u kori i godovima prirasta debla kestenovog stabla na visini 4,0 m oborenog kod Petrinje 15. 10. 2016.

Uzorak	^{40}K	^{137}Cs (na 1. 7. 2016-e)	^{137}Cs (na 1. 7. 2003)	Oznaka
Mrtva kora na 4 m visine	< 37,3	0,54 ± 0,46	0,73 ± 0,62	KST-13
Živa kora na 4 m visine	< 37,8	0,62 ± 0,49	0,84 ± 0,66	KST-14
Kambij na 4 m visine	< 35,8	0,89 ± 0,63	1,19 ± 0,85	KST-15
Godovi 2016.	67,8 ± 25,12	0,93 ± 0,70	1,26 ± 0,94	KST-16
Godovi 2015.	< 45,9	0,62 ± 0,58	0,84 ± 0,78	KST-17
Godovi 2014.	< 45,8	< 0,23	< 0,32	KST-18
Godovi 2013	< 50,9	< 0,26	< 0,36	KST-19
Godovi 2011-2012.	< 27,5	< 0,12	< 0,17	KST-01
Godovi 2009-2010.	< 24,6	< 0,12	< 0,16	KST-02
Godovi 2007-2008.	< 24,0	< 0,12	< 0,16	KST-03
Godovi 2005-2006.	< 24,7	< 0,12	< 0,16	KST-04
Godovi 2003-2004.	< 25,2	< 0,12	< 0,16	KST-05
Godovi 1998-2002.	< 34,5	< 0,17	< 0,23	KST-06
Godovi 1993-1997.	< 27,2	< 0,13	< 0,18	KST-07
Godovi 1988-1992.	< 37,1	< 0,18	< 0,25	KST-08
Godovi 1983-1987.	< 32,2	< 0,15	< 0,21	KST-09
Godovi 1978-1982.	< 37,9	< 0,16	< 0,22	KST-10
Godovi 1974-1977.	< 37,1	< 0,16	< 0,22	KST-11
Godovi 1970-1973.	< 38,1	< 0,20	< 0,27	KST-12

8. PRILOZI

Tablica A9. Aktivnosti ^{137}Cs i ^{40}K (Bq/kg) u grančicama (kora sa drvenastim dijelom) i iglicama sa vrha jele na 25,0 m visine – jela oborena u Vrhovinama 4. 12. 2003.

Godina	Kora sa drvenastim dijelom		Iglice	
	^{40}K	^{137}Cs	^{40}K	^{137}Cs
2003.	190,5 ± 9,0	382,7 ± 3,0	92,8 ± 7,8	175,9 ± 2,2
2002.	182,2 ± 9,6	219,4 ± 2,5	82,1 ± 7,4	85,5 ± 1,5
2001.	124,6 ± 8,3	186,6 ± 2,2	97,3 ± 13,1	80,5 ± 2,1
2000.	103,3 ± 7,1	147,9 ± 1,9	90,5 ± 10,1	76,2 ± 2,0
1999.	92,8 ± 7,0	143,1 ± 2,0	78,6 ± 13,0	78,4 ± 2,4
1998.	79,2 ± 6,4	119,2 ± 1,8	±	±
1997.	72,1 ± 7,0	118,9 ± 2,0	±	±

Tablica A10. Aktivnosti ^{137}Cs i ^{40}K (Bq/kg) u grančicama (kora sa drvenastim dijelom) i iglicama sa jele na 16,0 m visine – jela oborena u Vrhovinama 4. 12. 2003.

Godina	Kora sa drvenastim dijelom		Iglice	
	^{40}K	^{137}Cs	^{40}K	^{137}Cs
2003.	271,0 ± 19,5	297,8 ± 4,5	88,3 ± 7,0	122,5 ± 1,9
2002.	211,7 ± 12,2	174,9 ± 2,5	89,6 ± 7,8	45,2 ± 1,2
2001.	197,2 ± 22,8	153,9 ± 3,5	82,6 ± 11,6	38,4 ± 1,4
2000.	126,5 ± 11,7	127,4 ± 2,7	54,5 ± 8,5	35,6 ± 1,4
1999.	122,4 ± 11,0	107,0 ± 2,3	55,2 ± 7,2	35,6 ± 1,2
1998.	105,5 ± 10,6	106,1 ± 2,4	64,2 ± 10,9	36,4 ± 1,6
1997.	92,1 ± 7,7	88,5 ± 1,7	±	±
1996.	89,4 ± 7,7	74,6 ± 1,6	±	±
1995.	68,3 ± 7,8	71,8 ± 1,7	±	±
1994.	60,7 ± 10,4	61,0 ± 2,0	±	±

8. PRILOZI

Tablica A11. Aktivnosti ^{137}Cs i ^{40}K (Bq/kg) u grančicama (kora sa drvenastim dijelom) i iglicama sa jele na 8,0 m visine – jela oborena u Vrhovinama 4. 12. 2003.

Godina	Kora sa drvenastim dijelom		Igllice	
	^{40}K	^{137}Cs	^{40}K	^{137}Cs
2003.	349,2 ± 25,1	197,7 ± 4,1	104,9 ± 7,0	124,5 ± 1,8
2002.	296,8 ± 23,3	121,6 ± 3,2	81,9 ± 6,4	47,7 ± 1,1
2001.	237,4 ± 21,8	100,1 ± 3,2	90,9 ± 8,7	34,1 ± 1,2
2000.	152,5 ± 17,3	82,8 ± 2,8	85,6 ± 9,5	30,7 ± 1,3
1999.	130,3 ± 14,5	76,3 ± 2,4	75,8 ± 10,2	29,2 ± 1,4
1998.	127,1 ± 13,0	72,9 ± 2,1	73,8 ± 9,2	28,5 ± 1,2
1997.	100,2 ± 10,9	64,7 ± 1,9	70,7 ± 10,1	25,8 ± 1,3
1996.	92,8 ± 9,4	55,7 ± 1,6	±	±
1995.	84,1 ± 9,2	55,4 ± 1,7	±	±
1994.	82,8 ± 10,3	55,6 ± 1,8	±	±

Tablica A12. Aktivnosti ^{137}Cs i ^{40}K (Bq/kg) u grančicama (kora sa drvenastim dijelom) i iglicama sa vrha jele na 25,0 m visine – jela oborena u Vrhovinama 3. 9. 2004.

Godina	Kora sa drvenastim dijelom		Igllice	
	^{40}K	^{137}Cs	^{40}K	^{137}Cs
2004.	278,8 ± 25,7	623,9 ± 7,2	170,0 ± 12,7	407,8 ± 4,9
2003.	204,4 ± 19,8	204,5 ± 3,9	111,8 ± 13,4	178,2 ± 3,8
2002.	181,5 ± 14,6	162,4 ± 2,9	119,3 ± 12,1	107,5 ± 2,7
2001.	130,4 ± 13,8	161,4 ± 2,9	122,5 ± 16,3	110,6 ± 3,5
2000.	129,0 ± 9,7	161,1 ± 2,7	137,2 ± 16,1	109,6 ± 3,3
1999.	111,3 ± 17,0	140,1 ± 3,4	±	±
1998.	106,9 ± 9,6	129,6 ± 2,6	±	±
1997.	110,9 ± 15,3	117,9 ± 2,8	±	±
1996.	109,2 ± 13,2	119,0 ± 2,6	±	±

8. PRILOZI

Tablica A13. Aktivnosti ^{137}Cs i ^{40}K (Bq/kg) u grančicama (kora sa drvenastim dijelom) i iglicama sa vrha jele na 16,0 m visine – jela oborena u Vrhovinama 3. 9. 2004.

Godina	Kora sa drvenastim dijelom		Igllice	
	^{40}K	^{137}Cs	^{40}K	^{137}Cs
2004.	299,2 ± 21,6	298,9 ± 4,6	138,5 ± 10,3	186,6 ± 2,6
2003.	208,5 ± 20,4	174,3 ± 3,6	77,8 ± 9,3	73,6 ± 1,7
2002.	180,8 ± 18,7	151,5 ± 3,3	80,7 ± 9,8	62,6 ± 1,6
2001.	162,1 ± 22,7	142,7 ± 3,8	89,3 ± 16,1	60,7 ± 2,1
2000.	124,2 ± 16,6	146,6 ± 3,2	69,0 ± 12,2	61,3 ± 1,8
1999.	124,5 ± 20,2	163,2 ± 3,8	72,4 ± 15,4	66,4 ± 2,2
1998.	126,0 ± 22,6	149,0 ± 3,9	138,6 ± 25,7	68,5 ± 4,4
1997.	137,0 ± 20,6	120,1 ± 3,3	102,9 ± 28,2	57,4 ± 3,0
1996.	137,4 ± 20,8	116,1 ± 3,3	99,1 ± 47,0	70,5 ± 4,9
1995.	121,5 ± 24,2	71,7 ± 2,8	±	±
1994.	112,8 ± 33,6	86,5 ± 4,2	±	±

Tablica A14. Aktivnosti ^{137}Cs i ^{40}K (Bq/kg) u grančicama (kora sa drvenastim dijelom) i iglicama sa vrha jele na 8,0 m visine – jela oborena u Vrhovinama 3. 9. 2004.

Godina	Kora sa drvenastim dijelom		Igllice	
	^{40}K	^{137}Cs	^{40}K	^{137}Cs
2004.	336,2 ± 30,0	288,4 ± 5,6	133,6 ± 9,0	213,1 ± 2,4
2003.	240,5 ± 25,8	152,2 ± 4,0	82,7 ± 8,7	65,3 ± 1,5
2002.	172,5 ± 23,2	97,5 ± 3,1	79,9 ± 9,5	45,6 ± 1,4
2001.	168,0 ± 22,4	92,3 ± 3,0	91,3 ± 12,8	43,7 ± 1,6
2000.	140,3 ± 17,5	79,0 ± 2,4	83,2 ± 12,8	43,3 ± 1,6
1999.	122,0 ± 22,8	71,7 ± 2,8	90,4 ± 18,3	42,3 ± 2,0
1998.	126,7 ± 24,0	65,1 ± 2,9	104,4 ± 19,8	36,1 ± 1,9
1997.	117,6 ± 23,1	64,1 ± 2,7	93,8 ± 23,8	36,1 ± 2,3
1996.	127,4 ± 22,6	60,5 ± 2,5	87,1 ± 36,1	45,3 ± 3,3
1995.	128,0 ± 24,6	60,5 ± 2,7	±	±
1994.	116,2 ± 30,4	69,9 ± 3,3	±	±

8. PRILOZI

Tablica A15. Aktivnosti ^{137}Cs i ^{40}K (Bq/kg) u grančicama (kora sa drvenastim dijelom) i iglicama sa vrha jele na 25,0 m visine – jela oborena u Vrhovinama 27. 3. 2017.

Uzorak	^{40}K	^{137}Cs (na 1. 7. 2016.-e)	^{137}Cs (na 1. 7. 2003.)
iglice izrasle 2016.-e	143,0 ± 27,0	8,28 ± 1,58	11,2 ± 2,13
grančice s korom – 2016.	415,0 ± 68,6	16,4 ± 3,39	22,1 ± 4,57
grančice s korom – 2015.	415,0 ± 66,4	15,5 ± 3,17	20,9 ± 4,28
grančice s korom – 2014.	225,0 ± 49,9	13,6 ± 3,62	18,3 ± 4,88
grančice s korom – 2013.	248,0 ± 47,7	12,1 ± 2,49	16,3 ± 4,77

Tablica A16. Aktivnosti ^{137}Cs i ^{40}K (Bq/kg) u godovima prirasta debla jelovog stabla na visini od 0,1 m (pri panju), jela oborena u Vrhovinama 4. 12. 2003.

Uzorak	^{40}K	^{137}Cs	Oznaka
Kora 2003.	52,2 ± 6,3	70,6 ± 1,3	MJ301
Kora i kambij	70,2 ± 6,0	80,5 ± 1,5	MJ302
Godovi 2002-2003.	45,4 ± 5,5	61,7 ± 1,3	MJ303
Godovi 2000-2001	44,8 ± 6,7	35,9 ± 1,2	MJ304
Godovi 1998-1999.	31,8 ± 7,5	29,6 ± 1,1	MJ305
Godovi 1996-1997.	30,9 ± 5,9	29,6 ± 1,1	MJ306
Godovi 1994-1995.	22,3 ± 5,7	25,4 ± 0,9	MJ307
Godovi 1992-1993.	31,8 ± 5,3	24,6 ± 0,9	MJ308
Godovi 1990-1991.	33,7 ± 5,7	23,3 ± 0,9	MJ309
Godovi 1988-1989.	33,6 ± 8,2	21,7 ± 0,9	MJ310
Godovi 1986-1987.	31,1 ± 7,5	19,5 ± 0,8	MJ311
Godovi 1984-1985.	28,4 ± 5,6	20,5 ± 0,8	MJ312
Godovi 1982-1983.	21,2 ± 6,7	17,0 ± 0,7	MJ313
Godovi 1980-1981.	32,3 ± 5,2	18,9 ± 0,8	MJ314
Godovi 1978-1979.	33,6 ± 7,1	24,1 ± 0,9	MJ315
Godovi 1976-1977.	54,9 ± 6,6	26,0 ± 1,0	MJ316
Godovi 1974-1975.	46,6 ± 6,2	20,8 ± 0,9	MJ317
Godovi 1969-1973.	46,5 ± 7,9	23,0 ± 1,0	MJ318
Godovi 1964-1968.	57,5 ± 8,0	24,0 ± 0,9	MJ319
Godovi 1959-1963.	54,8 ± 6,7	21,0 ± 0,9	MJ320
Godovi 1954-1958.	45,2 ± 7,6	23,3 ± 0,9	MJ321
Godovi 1949-1953.	72,6 ± 7,1	22,7 ± 0,9	MJ322
Godovi 1944-1948.	64,9 ± 7,4	23,1 ± 0,8	MJ323
Godovi 1909-1943.	85,4 ± 7,1	28,4 ± 0,9	MJ324

8. PRILOZI

Tablica A17. Aktivnosti ^{137}Cs i ^{40}K (Bq/kg) u godovima prirasta debla jelovog stabla na visini od 8,0 m, jela oborena u Vrhovinama 4. 12. 2003.

Uzorak	^{40}K	^{137}Cs	Oznaka
Kora 2003.	$60,9 \pm 6,6$	$83,8 \pm 1,4$	MJ401
Kora i kambij	$55,7 \pm 5,3$	$77,6 \pm 1,4$	MJ402
Godovi 2002-2003.	$47,3 \pm 9,1$	$40,5 \pm 1,3$	MJ403
Godovi 2000-2001.	$33,8 \pm 8,1$	$27,6 \pm 1,0$	MJ404
Godovi 1998-1999.	$32,8 \pm 8,2$	$26,8 \pm 1,0$	MJ405
Godovi 1996-1997.	$34,2 \pm 6,2$	$23,2 \pm 1,0$	MJ406
Godovi 1994-1995.	$36,2 \pm 6,2$	$22,7 \pm 0,9$	MJ407
Godovi 1992-1993.	$38,1 \pm 6,0$	$22,3 \pm 0,9$	MJ408
Godovi 1990-1991.	$35,3 \pm 5,5$	$21,9 \pm 0,9$	MJ409
Godovi 1988-1989.	$37,0 \pm 8,0$	$19,8 \pm 0,9$	MJ410
Godovi 1986-1987.	$36,9 \pm 8,6$	$20,9 \pm 0,9$	MJ411
Godovi 1984-1985.	$41,2 \pm 5,9$	$19,4 \pm 0,8$	MJ412
Godovi 1982-1983.	$37,2 \pm 7,9$	$19,5 \pm 0,9$	MJ413
Godovi 1980-1981.	$41,5 \pm 8,2$	$18,1 \pm 0,8$	MJ414
Godovi 1978-1979.	$58,4 \pm 7,3$	$28,6 \pm 1,1$	MJ415
Godovi 1976-1977.	$89,0 \pm 8,3$	$35,6 \pm 1,2$	MJ416
Godovi 1974-1975.	$85,4 \pm 9,6$	$36,3 \pm 1,2$	MJ417
Godovi 1969-1973.	$72,8 \pm 8,7$	$32,7 \pm 1,1$	MJ418
Godovi 1964-1968.	$64,7 \pm 10,4$	$25,7 \pm 1,1$	MJ419
Godovi 1958-1963.	$53,4 \pm 6,9$	$23,5 \pm 0,9$	MJ420

Tablica A18. Aktivnosti ^{137}Cs i ^{40}K (Bq/kg) u godovima prirasta debla jelovog stabla na visini od 16,0 m, jela oborena u Vrhovinama 4. 12. 2003.

Uzorak	^{40}K	^{137}Cs	Oznaka
Kora 2004.	$79,2 \pm 5,6$	$130,1 \pm 1,5$	MJ501
Kora i kambij	$69,2 \pm 5,1$	$124,1 \pm 1,4$	MJ502
Godovi 2002-200.	$35,8 \pm 6,1$	$57,3 \pm 1,2$	MJ503
Godovi 2000-2001.	$30,7 \pm 4,7$	$25,2 \pm 0,7$	MJ504
Godovi 1998-1999.	$33,9 \pm 5,8$	$20,2 \pm 0,8$	MJ505
Godovi 1996-1997.	$28,9 \pm 4,9$	$18,6 \pm 0,7$	MJ506
Godovi 1994-1995.	$27,6 \pm 5,2$	$17,1 \pm 0,7$	MJ507
Godovi 1992-1993.	$33,0 \pm 5,4$	$16,5 \pm 0,7$	MJ508
Godovi 1990-1991.	$32,3 \pm 5,6$	$16,0 \pm 0,7$	MJ509
Godovi 1988-1989.	$26,9 \pm 5,0$	$15,2 \pm 0,7$	MJ510
Godovi 1983-1987.	$39,6 \pm 5,7$	$14,3 \pm 0,7$	MJ511
Godovi 1982-1978.	$55,5 \pm 6,3$	$25,6 \pm 0,7$	MJ512

8. PRILOZI

Tablica A19. Aktivnosti ^{137}Cs i ^{40}K (Bq/kg) u godovima prirasta jelovog stabla na visini od 0,1 m (pri panju), jela oborena u Vrhovinama 3. 9. 2004.

Uzorak	^{40}K	^{137}Cs	Oznaka
Kora 2004.	49,2 ± 5,3	24,0 ± 0,3	MJ4501
Kora i kambij	60,7 ± 5,8	27,0 ± 0,3	MJ4502
Godovi 2000-2004.	49,5 ± 6,5	38,3 ± 1,3	MJ4503
Godovi 1995-1999.	41,6 ± 6,7	17,9 ± 0,8	MJ4504
Godovi 1990-1994.	43,9 ± 7,4	14,0 ± 0,8	MJ4505
Godovi 1985-1989.	41,5 ± 6,5	10,4 ± 0,7	MJ4506
Godovi 1980-1984.	40,0 ± 6,4	10,4 ± 0,7	MJ4507
Godovi 1975-1979.	45,4 ± 6,1	15,0 ± 0,7	MJ4508
Godovi 1970-1974.	67,9 ± 7,3	20,3 ± 0,8	MJ4509
Godovi 1965-1969.	77,6 ± 8,1	21,9 ± 0,9	MJ4510
Godovi 1960-1964.	81,0 ± 7,8	23,8 ± 0,9	MJ4511
Godovi 1955-1959.	61,4 ± 6,9	16,7 ± 0,8	MJ4512
Godovi 1950-1954.	72,9 ± 7,3	19,2 ± 0,8	MJ4513
Godovi 1945-1949.	72,0 ± 8,2	19,4 ± 0,9	MJ4514
Godovi 1935-1944.	76,6 ± 7,6	15,2 ± 0,8	MJ4515
Godovi 1925-1934.	106,0 ± 8,7	18,8 ± 0,8	MJ4516
Godovi 1915-1924.	95,0 ± 8,5	17,9 ± 0,8	MJ4517
Godovi 1903-1914.	106,1 ± 10,9	17,5 ± 1,0	MJ4518

Tablica A20. Aktivnosti ^{137}Cs i ^{40}K (Bq/kg) u godovima prirasta jelovog stabla na visini od 8,0 m, jela oborena u Vrhovinama 3. 9. 2004.

Uzorak	^{40}K	^{137}Cs	Oznaka
Kora 2004.	58,0 ± 4,9	38,7 ± 1,0	MJ4601
Kora i kambij	74,8 ± 5,8	65,2 ± 1,4	MJ4602
Godovi 2000-2004.	70,5 ± 11,4	29,7 ± 1,6	MJ4603
Godovi 1995-1999.	66,1 ± 10,7	13,5 ± 1,2	MJ4604
Godovi 1990-1994.	65,0 ± 10,1	10,4 ± 1,0	MJ4605
Godovi 1985-1989.	50,7 ± 9,5	10,8 ± 1,0	MJ4606
Godovi 1980-1984.	51,0 ± 9,7	12,5 ± 1,1	MJ4607
Godovi 1975-1979.	51,6 ± 9,8	14,7 ± 1,2	MJ4608
Godovi 1970-1974.	77,1 ± 10,7	19,4 ± 1,4	MJ4609
Godovi 1965-1969.	70,7 ± 10,6	18,5 ± 1,3	MJ4610
Godovi 1960-1964.	91,8 ± 11,4	19,6 ± 1,4	MJ4611
Godovi 1955-1959.	109,5 ± 12,3	22,2 ± 1,4	MJ4612
Godovi 1950-1954.	129,0 ± 13,1	23,2 ± 1,5	MJ4613
Godovi 1945-1949.	116,3 ± 12,0	20,0 ± 1,4	MJ4614
Godovi 1940-1944.	107,2 ± 12,0	20,6 ± 1,4	MJ4615
Godovi 1927-1939.	114,7 ± 12,1	25,3 ± 1,4	MJ4616

8. PRILOZI

Tablica A21. Aktivnosti ^{137}Cs i ^{40}K (Bq/kg) u godovima prirasta jelovog stabla na visini od 16,0 m, jela oborena u Vrhovinama 03. 09. 2004.

Uzorak	^{40}K	^{137}Cs	Oznaka
Kora 2004.	$66,3 \pm 5,4$	$50,7 \pm 1,2$	MJ4701
Kora i kambij	$79,7 \pm 6,6$	$79,2 \pm 1,6$	MJ4702
Godovi 2000-2004.	$70,6 \pm 11,7$	$30,1 \pm 1,8$	MJ4703
Godovi 1995-1999.	$52,3 \pm 8,2$	$16,0 \pm 1,1$	MJ4704
Godovi 1990-1994.	$55,7 \pm 9,7$	$13,8 \pm 1,2$	MJ4705
Godovi 1985-1989.	$51,6 \pm 10,1$	$20,4 \pm 1,5$	MJ4706
Godovi 1980-1984.	$47,0 \pm 6,2$	$14,9 \pm 0,9$	MJ4707
Godovi 1975-1979.	$75,3 \pm 9,6$	$20,7 \pm 1,3$	MJ4708
Godovi 1970-1974.	$96,1 \pm 10,5$	$25,1 \pm 1,5$	MJ4709
Godovi 1965-1969.	$81,3 \pm 7,8$	$16,1 \pm 0,9$	MJ4710
Godovi 1960-1964.	$62,2 \pm 6,5$	$15,0 \pm 0,8$	MJ4711

8. PRILOZI

Tablica A22. Aktivnosti ^{137}Cs i ^{40}K (Bq/kg) u godovima prirasta jelovog stabla na visini od 0,1 m (pri panju), jela oborena kod Vrhovina 27. 3. 2017.

Uzorak	^{40}K	^{137}Cs (na 1. 7. 2016-e)	^{137}Cs (na 1. 7. 2003)
Kora 2017.	$75,0 \pm 20,0$	$10,2 \pm 1,48$	$13,8 \pm 2,00$
Kora i kambij	$142 \pm 27,1$	$13,6 \pm 1,98$	$18,4 \pm 2,67$
Godovi izrasli 2016.	$< 22,2$	$1,39 \pm 0,79$	$1,87 \pm 1,07$
Godovi 2014-2015.	$< 54,5$	$1,36 \pm 0,699$	$1,84 \pm 0,943$
Godovi 2012-2013.	$< 47,0$	$0,97 \pm 0,539$	$1,33 \pm 0,737$
Godovi 2010-2011.	$< 44,7$	$1,24 \pm 0,646$	$1,67 \pm 0,872$
Godovi 2008-2009.	$< 46,4$	$1,31 \pm 0,630$	$1,77 \pm 0,850$
Godovi 2006-2007.	$< 45,1$	$1,34 \pm 0,777$	$1,81 \pm 1,05$
Godovi 2004-2005.	$< 48,1$	$1,24 \pm 0,814$	$1,68 \pm 1,10$
Godovi 2002-2003.	$< 43,9$	$1,23 \pm 0,686$	$1,66 \pm 0,925$
Godovi 2000-2001.	$< 44,1$	$1,36 \pm 0,733$	$1,84 \pm 0,989$
Godovi 1998-1999.	$< 46,0$	$1,19 \pm 0,555$	$1,60 \pm 0,748$
Godovi 1996-1997.	$< 34,3$	$1,35 \pm 0,600$	$1,82 \pm 0,810$
Godovi 1994-1995.	$< 44,0$	$1,37 \pm 0,893$	$1,85 \pm 1,20$
Godovi 1992-1993.	$< 36,9$	$1,49 \pm 0,661$	$2,01 \pm 0,891$
Godovi 1990-1991.	$< 41,8$	$1,48 \pm 0,628$	$2,00 \pm 0,847$
Godovi 1988-1989.	$< 43,2$	$1,32 \pm 0,924$	$1,78 \pm 1,25$
Godovi 1986-1987.	$< 26,8$	$1,45 \pm 0,446$	$1,96 \pm 0,602$
Godovi 1984-1985.	$< 45,6$	$1,39 \pm 0,973$	$1,88 \pm 1,31$
Godovi 1982-1983.	$< 31,0$	$1,39 \pm 0,730$	$1,87 \pm 0,985$
Godovi 1980-1981.	$< 45,6$	$1,39 \pm 0,704$	$1,88 \pm 0,949$
Godovi 1978-1979.	$< 48,7$	$1,41 \pm 0,761$	$1,91 \pm 1,03$
Godovi 1976-1977.	$< 46,5$	$1,30 \pm 0,602$	$1,76 \pm 0,812$
Godovi 1974-1975.	$< 41,3$	$1,44 \pm 0,995$	$1,94 \pm 1,34$
Godovi 1969-1973.	$< 36,3$	$1,41 \pm 0,556$	$1,91 \pm 0,751$
Godovi 1964-1968.	$< 25,5$	$1,57 \pm 0,504$	$2,12 \pm 0,680$
Godovi 1959-1963.	$< 43,6$	$1,14 \pm 0,608$	$1,54 \pm 0,820$
Godovi 1954-1958.	$< 50,3$	$1,59 \pm 0,758$	$2,14 \pm 1,02$
Godovi 1949-1953.	$< 51,8$	$1,47 \pm 0,873$	$1,98 \pm 1,18$
Godovi 1944-1948.	$< 44,8$	$1,46 \pm 0,779$	$1,97 \pm 1,05$
Godovi 1939-1943.	$< 54,3$	$1,39 \pm 0,684$	$1,87 \pm 0,923$
Godovi 1887-1938.	$< 45,8$	$1,56 \pm 0,688$	$2,11 \pm 0,929$

8. PRILOZI

Tablica A23. Aktivnosti ^{137}Cs i ^{40}K (Bq/kg) u korijenju različitih debljina jelovog stabla, jela oborena kod Vrhovina 4. 12. 2003.

Korijenje jele		^{40}K	^{137}Cs
MJKOR-A	< od 1 mm (kora i drvo)	78,0 ± 7,2	98,4 ± 1,8
MJKOR-B	1 – 2 mm (kora i drvo)	64,1 ± 5,9	62,1 ± 1,3
MJKOR-C	3 – 4 mm (kora i drvo)	65,4 ± 5,9	67,3 ± 1,3
MJKOR-D	5 – 8 mm (kora i drvo)	60,4 ± 6,0	71,3 ± 1,4
MJKOR-E	9 – 16 mm (kora i drvo)	59,5 ± 5,9	80,5 ± 1,5
MJKOR-F	17 – 24 mm (kora i drvo)	56,7 ± 6,1	68,6 ± 1,5
MJKOR-G	25 - 38 mm promjer (kora i drvo)	60,6 ± 12,5	95,5 ± 2,7

Tablica A24. Aktivnosti ^{137}Cs i ^{40}K (Bq/kg) u korijenju različitih debljina jelovog stabla, jela oborena kod Vrhovina 3. 9. 2004.

Korijenje jele		^{40}K	^{137}Cs
MJKOR4-A	< od 1 mm (kora i drvo)	120,4 ± 12,9	71,2 ± 2,3
MJKOR4-B	1 – 2 mm (kora i drvo)	65,9 ± 6,2	49,3 ± 1,1
MJKOR4-C	3 – 4 mm (kora i drvo)	42,4 ± 5,7	31,4 ± 1,0
MJKOR4-D	5 – 8 mm (kora i drvo)	46,1 ± 6,4	35,5 ± 1,1
MJKOR4-E	9 – 16 mm (kora i drvo)	49,1 ± 6,0	37,2 ± 1,0
MJKOR4-F	17 – 24 mm (kora i drvo)	59,5 ± 6,4	45,0 ± 1,3
MJKOR4-G	25 - 38 mm promjer (kora i drvo)	73,3 ± 8,2	44,9 ± 1,5

Tablica A25. Aktivnosti ^{137}Cs i ^{40}K (Bq/kg) u tlu (kompozitni uzorak 0-5 cm i 0-15cm) u okolici kestena oborenog kod Petrinje (uzorak od 2. 12. 2003. i 14. 4. 2017.)

Uzorak	^{40}K	^{137}Cs	Oznaka
kompozitni uzorak 0-15cm (2003)	516,3 ± 12,6	93,3 ± 1,4	KP05
kompozitni uzorak 0-15cm (2017) (na dan 01.07.2003.)	554,0 ± 63,0	185,0 ± 19,0	KST-14
kompozitni uzorak 0-15cm (2017) (na dan 01.07.2016.)	554,0 ± 63,0	137,0 ± 14,1	KST-20
kompozitni uzorak 0-5cm (2017) (na dan 01.07.2003.)	560,0 ± 63,5	192,0 ± 19,7	KST-21
kompozitni uzorak 0-5cm (2017) (na dan 01.07.2016.)	560,0 ± 63,5	142,0 ± 14,6	KST-22

8. PRILOZI

Tablica A26. Rezultati analize tla za % glina, biljci pristupačan kalij (mg K₂O/100 g tla) i % organske tvari (uzorak od 14. 4. 2017.)

Lokalitet i dubina uzimanja uzorka	Oznaka uzoraka	% glina (< 0,002 mm)	AL-K ₂ O mg/100 g tla	% org. tvari
Dubina tla 0-15 cm GJ Vučjak Tješnjak (Vrhovine)	2614	21,22	12,42	9,39
Dubina tla 0-5 cm GJ Vučjak Tješnjak (Petrinja)	2615	12,30	21,73	8,10
Dubina tla 0-15 cm GJ Komarnica (Petrinja)	2616	21,06	20,53	8,21

Tablica A27. Aktivnosti ¹³⁷Cs i ⁴⁰K (Bq/kg) u tlu pokraj jelovog stabla oborenog u Vrhovinama (uzorak od 4. 12. 2003., 3. 9. 2004. i 27. 3. 2017.) godine na dubini 0-15 cm

Godina	⁴⁰ K	¹³⁷ Cs	Oznaka
2003.	107,0 ± 8,4	274,1 ± 1,7	MJT-A
2004.	144,7 ± 8,0	160,2 ± 1,9	MJT-B
2017. na dan 1. 7. 2016.	240,0 ± 31,3	57,2 ± 6,08	MJT-C1
2017. na dan 1. 7. 2003.	240,0 ± 31,3	77,2±8,21	MJT-C2

8. PRILOZI

Popis slika:

Broj slike	Naziv slike	Br. str.
Slika 1.	Karta kontaminacije ^{137}Cs na području Europe 1986. godine (Izvor: <i>Atlas des dépôts de césium 137 en Europe après l'accident de Tchernobil</i> , rapport EUR 16733, Bureau des publications de la Communauté européenne, Luxembourg, 1996, prilagodio Le Monde Diplomatique, srpanj 2000.)	2
Slika 2.	Kruženje ^{137}Cs u šumskom ekosustavu (Izvor: IAEA, 2002)	10
Slika 3.	Shema raspada sustava ^{137}Cs (Izvor: https://hr.wikipedia.org/wiki/Cezij#/media/File:Cs-137-decay.svg)	12
Slika 4.	Koncentracija ^{137}Cs (kBq m^{-2}) u vertikalnim profilima tla do dubine od 25 cm u Hrvatskoj 1986. godine (Izvor: Barišić i sur. 2002)	19
Slika 5	Omjer aktivnosti ^{137}Cs i ^{134}Cs u tlima u Hrvatskoj 1986. godine (Izvor: Barišić i sur. 1999)	20
Slika 6	Stablo pitomog kestena u GJ <i>Vučjak - Tješnjak</i> , odsjek 47a (Izvor: Popijač M. 2004.)	28
Slika 7.	Krošnja pitomog kestena u GJ <i>Vučjak - Tješnjak</i> , odsjek 47a (Izvor: Popijač M. 2004.)	28
Slika 8.	Šuma obične jele (NP Velebit)	32
Slika 9.	Lokacije uzorkovanja (GJ <i>Vučjak - Tješnjak</i> , odsjek 47a i GJ <i>Komarnica</i> , odsjek 12a) (Karta je izrađena u softwear-u, ArcGis, Pro-silva d.o.o.)	35
Slika 10.	Shema poprečnog presjeka stabla (Izvor: http://bonsai-zen.hr/osnove_botanike/)	37
Slika 11.	Kolut pitomog kestena na visini 0,2 m (2. 12. 2003.; GJ <i>Vučjak-Tješnjak</i> , odsjek 47a) (Izvor: Popijač M. 2003.)	38
Slika 12.	Kolut pitomog kestena na visini 4,0 m (2. 12. 2003.; GJ <i>Vučjak-Tješnjak</i> , odsjek 47a) (Izvor: Popijač M. 2003.)	38
Slika 13.	Kolut pitomog kestena na visini 8,0 m (2. 12. 2003.; GJ <i>Vučjak-Tješnjak</i> , odsjek 47a) (Izvor: Popijač M. 2003.)	38
Slika 14.	Vršni izbojak pitomog kestena, Izvor: http://hrast.sumfak.hr/~dendrolo/atlas/028a.htm	39
Slika 15.	Plodovi i ježine pitomog kestena, Izvor: Borna (eZadar)	39
Slika 16.	Vršni izbojci sa igicama obične jele, GJ <i>Komarnica</i> , odsjek 12a (Izvor: Popijač M. 2017)	42
Slika 17.	Kora stabla obične jele, GJ <i>Komarnica</i> , odsjek 12a, (Izvor: Popijač M. 2017)	42
Slika 18.	Kolut obične jele na visini 0,10 m (27. 3. 2017.; GJ <i>Komarnica</i> , odsjek 12a), (Izvor: Popijač M. 2017)	42
Slika 19.	Vršni izbojci obične jele na visini 25,0 m (27. 3. 2017.; GJ <i>Komarnica</i> , odsjek 12a), (Izvor: Popijač M. 2017)	43

8. PRILOZI

Slika 20.	Prikupljanje uzoraka tla (14. 4. 2017.; GJ <i>Vučjak - Tješnjak</i> , odsjek 47a) (Izvor: Popijač M. 2017)	43
Slika 21.	Prikupljanje uzoraka tla (14. 4. 2017.; GJ <i>Vučjak - Tješnjak</i> , odsjek 47a) (Izvor: Popijač M. 2017)	43
Slika 22.	HPGe detektorski sustav «InSpector» (Izvor: Popijač M. 2004)	48
Slika 23.	Računalna oprema za program Genie 2000 (Izvor: Popijač M. 2004)	48
Slika 24.	Izmjerene aktivnosti ^{137}Cs u tkivima krošnje stabla pitomog kestena (uzorci iz 2003. i 2004. godine)	53
Slika 25.	Izmjerene aktivnosti ^{137}Cs u tkivima krošnje stabala pitomog kestena (komparacija za razdoblje 2003 – 2016.). 2003 - 2004.: srednje vrijednosti iz odnosnih uzoraka prikupljenih 2003. i 2004. godine; 2016.-normirano: vrijednosti iz odnosnih uzoraka prikupljenih 2016. godine normirane (računski eliminiran utjecaja radioaktivnog raspada) na dan 1. 7. 2003.	54
Slika 26.	Distribucija aktivnosti ^{137}Cs u svim uzorkovanim godovima pitomog kestena na visinama od 0,2, 4,0 i 8,0 m (uzorci iz 2003. i 2004.). Na apscisi je prikazana kalendarska godina koja pripada određenom godu.	55
Slika 27.	Distribucija aktivnosti ^{137}Cs u uzorkovanim godovima stabala pitomog kestena na visini od 4,0 m (komparacija za razdoblje 2003 – 2016.). 2003 - 2004.: srednje vrijednosti iz odnosnih uzoraka prikupljenih 2003. i 2004. godine; 2016.-normirano: vrijednosti iz odnosnih uzoraka prikupljenih 2016. godine normirane (računski eliminiran utjecaja radioaktivnog raspada) na dan 1. 7. 2003.	56
Slika 28.	Distribucija aktivnosti ^{137}Cs u najmlađim godovima pitomog kestena na različite visine stabla i starosti goda (vrijednost 0 za starost goda predstavlja najmlađi god) za sve tri godine uzorkovanja.	57
Slika 29.	Izmjerene aktivnosti ^{137}Cs u kori i kambiju pitomog kestena na visini 0,2, 4,0 i 8,0 metara (uzorci iz 2003. i 2004. godine)	59
Slika 30.	Izmjerene aktivnosti ^{137}Cs u mrtvoj i živoj kori, te kambiju stabla pitomog kestena (komparacija za razdoblje 2003 – 2016.). 2003 - 2004.: srednje vrijednosti iz odnosnih uzoraka prikupljenih 2003. i 2004. godine; 2016.-normirano: vrijednosti iz odnosnih uzoraka prikupljenih 2016. godine normirane (računski eliminiran utjecaja radioaktivnog raspada) na dan 1. 7. 2003.	60
Slika 31	Vertikalna distribucija ^{137}Cs u kori i kambiju pitomog kestena	61
Slika 32.	Distribucije aktivnosti ^{137}Cs u različitim tkivima pitomog kestena za 2003. (uzorak iz zimskog razdoblja) i 2004. godinu (uzorak iz vegetacijske sezone).	63

8. PRILOZI

Slika 33.	Izmjerene aktivnosti ^{137}Cs u različitim tkivima pitomog kestena (komparacija za razdoblje 2003 – 2016.). 2003 - 2004.: srednje vrijednosti iz odnosnih uzoraka prikupljenih 2003. i 2004. godine; 2016.-normirano: vrijednosti iz odnosnih uzoraka prikupljenih 2016. godine normirane (računski eliminiran utjecaja radioaktivnog raspada) na dan 1. 7. 2003.	64
Slika 34.	Distribucija ^{137}Cs u vršnim izbojcima obične jele na visini 8,0, 16,0 i 25,0 metara (uzorak iz 2003. godine)	66
Slika 35.	Distribucija ^{137}Cs u vršnim izbojcima obične jele na visini 8,0, 16,0 i 25,0 metara (uzorak iz 2004. godine)	66
Slika 36.	Izmjerene aktivnosti ^{137}Cs u vršnim izbojcima obične jele. 2003 - 2004.: srednje vrijednosti iz odnosnih uzoraka prikupljenih 2003. i 2004. godine; 2017.-normirano: vrijednosti iz odnosnih uzoraka prikupljenih 2017. godine normirane (računski eliminiran utjecaja radioaktivnog raspada) na dan 1. 7. 2003.	67
Slika 37.	Distribucija ^{137}Cs u iglicama obične jele na visini 8,0, 16,0 i 25,0 metara (uzorak iz 2003. godine).	68
Slika 38.	Distribucija ^{137}Cs u iglicama obične jele na visini 8,0, 16,0 i 25,0 metara (uzorak iz 2004. godine)	69
Slika 39.	Izmjerene aktivnosti ^{137}Cs u iglicama (iz godine uzorkovanja) obične jele. 2003 - 2004.: srednje vrijednosti iz odnosnih uzoraka prikupljenih 2003. i 2004. godine; 2017.-normirano: vrijednosti iz odnosnih uzoraka prikupljenih 2017. godine normirane (računski eliminiran utjecaja radioaktivnog raspada) na dan 1. 7. 2003.	69
Slika 40.	Distribucija ^{137}Cs u izbojcima obične jele za različite visine i starosti izbojaka (vrijednost 0 za starost izbojka predstavlja najmlađi izbojak) za sve tri godine uzorkovanja.	70
Slika 41.	Distribucija ^{137}Cs u iglicama obične jele za različite visine i starosti iglica (vrijednost 0 za starost odnosi se na iglice s najmlađeg izbojka) za sve tri godine uzorkovanja.	71
Slika 42.	Pregledna usporedba distribucija (Box-Whisker dijagram) vrijednosti ^{137}Cs kroz različite starosti izbojaka i iglica obične jele za tri visine stabla. Točke prikazuju medijanu vrijednosti starosnog niza, pravokutnici interkvartilni raspon (donji i gornji kvartil), dok dužina predstavlja raspon između minimalne i maksimalne zabilježene vrijednosti	72
Slika 43.	Distribucija aktivnosti ^{137}Cs u svim uzorkovanim godovima obične jele na visinama stabla od 0,1, 8,0 i 16,0 m za uzorke iz 2003. Na apscisi je prikazana kalendarska godina koja pripada određenom godu.	73
Slika 44.	Distribucija aktivnosti ^{137}Cs u svim uzorkovanim godovima obične jele na visinama stabla od 0,1, 8,0 i 16,0 m za uzorke iz 2004. Na	76

8. PRILOZI

	apscisi je prikazana kalendarska godina koja pripada određenom godu.	
Slika 45.	Distribucije aktivnosti ^{137}Cs u godovima stabala obične jele 2003 - 2004.: srednje vrijednosti iz odnosnih uzoraka prikupljenih 2003. i 2004. godine; 2017.-normirano: vrijednosti iz odnosnih uzoraka prikupljenih 2017. godine normirane (računski eliminiran utjecaja radioaktivnog raspada) na dan 1. 7. 2003.	76
Slika 46.	Distribucija aktivnosti ^{137}Cs u godovima obične jele za različite visine stabla i starosti goda (vrijednost 0 za starost goda predstavlja najmlađi god) za sve tri godine uzorkovanja.	77
Slika 47.	Pregledna usporedba distribucija (Box-Whisker dijagram) vrijednosti ^{137}Cs kroz starosne nizove godova obične jele za tri visine stabla u tri godine uzorkovanja. Točke prikazuju medijanu vrijednosti starosnog niza, pravokutnici interkvartilni raspon (donji i gornji kvartil), dok dužina predstavlja raspon između minimalne i maksimalne zabilježene vrijednosti.	78
Slika 48.	Izmjerene vrijednosti ^{137}Cs u kori i kambiju na visinama 0,1, 8,0 i 16,0 m (mjerenje u 2003. i 2004. godini)	79
Slika 49.	Izmjerene aktivnosti ^{137}Cs u kori i kambiju stabala obične jele. 2003 - 2004.: srednje vrijednosti iz odnosnih uzoraka prikupljenih 2003. i 2004. godine; 2017.-normirano: vrijednosti iz odnosnih uzoraka prikupljenih 2017. godine normirane (računski eliminiran utjecaja radioaktivnog raspada) na dan 1. 7. 2003.	80
Slika 50.	Vertikalna distribucija ^{137}Cs u kori i kambiju obične jele	81
Slika 51.	Distribucija aktivnosti ^{137}Cs u debljinskim klasama korijena obične jele (uzorci iz 2003. i 2004. godine)	83
Slika 52.	Distribucije aktivnosti ^{137}Cs u različitim tkivima obične jele za 2003. (uzorak iz zimskog razdoblja) i 2004. godinu (uzorak iz vegetacijske sezone).	84
Slika 53.	Izmjerene aktivnosti ^{137}Cs u različitim tkivima obične jele 2003 - 2004.: srednje vrijednosti iz odnosnih uzoraka prikupljenih 2003. i 2004. godine; 2017.-normirano: vrijednosti iz odnosnih uzoraka prikupljenih 2017. godine normirane (računski eliminiran utjecaja radioaktivnog raspada) na dan 1. 7. 2003.	85
Slika 54.	Dijagram raspršenja izmjerenih aktivnosti ^{40}K i ^{137}Cs u tkivima pitomog kestena (svaka točka na grafu predstavlja uređeni par izmjerenih vrijednosti za ^{40}K i ^{137}Cs u istom tipu tkiva, uzorkovanog iste godine i na istoj visini stabla). U okviru uklopljenom u graf doneseni su rezultati korelacijske analize (univarijatna linearna regresija)	86
Slika 55.	Dijagram raspršenja izmjerenih aktivnosti ^{40}K i ^{137}Cs u kori (zajedno za sve visine) pitomog kestena (svaka točka na grafu predstavlja uređeni par izmjerenih vrijednosti za ^{40}K i ^{137}Cs uzorkovanog iste	87

8. PRILOZI

	godine). U okviru uklopljenom u graf doneseni su rezultati korelacijske analize (univarijatna linearna regresija)	
Slika 56.	Dijagram raspršenja izmjerenih aktivnosti ^{40}K i ^{137}Cs u godovima (zajedno za sve visine uzorkovanja) pitomog kestena (svaka točka na grafu predstavlja uređeni par izmjerenih vrijednosti za ^{40}K i ^{137}Cs uzorkovanog iste godine). U okviru uklopljenom u graf doneseni su rezultati korelacijske analize (univarijatna linearna regresija)	88
Slika 57.	Dijagram raspršenja izmjerenih aktivnosti ^{40}K i ^{137}Cs u tkivima obične jele (svaka točka na grafu predstavlja uređeni par izmjerenih vrijednosti za ^{40}K i ^{137}Cs u istom tipu tkiva, uzorkovanog u iste godine i na istoj visini stabla, ako je za neki tip tkiva uzokovano s više visina). U okviru uklopljenom u graf doneseni su rezultati korelacijske analize (univarijatna linearna regresija)	89
Slika 58.	Dijagram raspršenja izmjerenih aktivnosti ^{40}K i ^{137}Cs u vršnim izbojcima obične jele (svaka točka na grafu predstavlja uređeni par izmjerenih vrijednosti za ^{40}K i ^{137}Cs uzorkovanog iste godine). U okviru uklopljenom u graf doneseni su rezultati korelacijske analize (univarijatna linearna regresija).	89
Slika 59.	Dijagram raspršenja izmjerenih aktivnosti ^{40}K i ^{137}Cs u iglicama obične jele (svaka točka na grafu predstavlja uređeni par izmjerenih vrijednosti za ^{40}K i ^{137}Cs uzorkovanog iste godine). U okviru uklopljenom u graf doneseni su rezultati korelacijske analize (univarijatna linearna regresija).	90
Slika 60.	Dijagram raspršenja izmjerenih aktivnosti ^{40}K i ^{137}Cs u korijenu obične jele (svaka točka na grafu predstavlja uređeni par izmjerenih vrijednosti za ^{40}K i ^{137}Cs uzorkovanog iste godine). U okviru uklopljenom u graf doneseni su rezultati korelacijske analize (univarijatna linearna regresija)	90
Slika 61.	Dijagram raspršenja izmjerenih aktivnosti ^{40}K i ^{137}Cs u godovima (zajedno za sve visine uzorkovanja) obične jele (svaka točka na grafu predstavlja uređeni par izmjerenih vrijednosti za ^{40}K i ^{137}Cs uzorkovanog iste godine). U okviru uklopljenom u graf doneseni su rezultati korelacijske analize (univarijatna linearna regresija).	91

8. PRILOZI

Popis tablica

Br. tablice	Naziv tablice	Str.
Tablica 1.	Lokacije uzorkovanja s podacima o uzorkovanim stablima	34
Tablica 2.	Granične vrijednosti za sadržaj humusa u tlu (prema Gračanin, 1947)	50
Tablica 3.	Vrijednosti opskrbljenosti tla kalijem obzirom na teksturu tla (prema Vukadinović i Vukadinović, 2011)	50
Tablica A1.	Aktivnosti ^{137}Cs i ^{40}K (Bq/kg) u grančicama, plodovima, lišću (lisnoj masi) i ježinama plodova pitomog kestena	124
Tablica A2.	Aktivnosti ^{137}Cs i ^{40}K (Bq/kg) u kori i godovima prirasta debla kestenovog stabla na visini 0,2 m oborenog kod Petrinje 2. 12. 2003.	125
Tablica A3.	Aktivnosti ^{137}Cs i ^{40}K (Bq/kg) u kori i godovima prirasta debla kestenovog stabla na visini 4,0 m oborenog kod Petrinje 2. 12. 2003.	125
Tablica A4.	Aktivnosti ^{137}Cs i ^{40}K (Bq/kg) u kori i godovima prirasta debla kestenovog stabla na visini 8,0 m oborenog kod Petrinje 2. 12. 2003.	126
Tablica A5.	Aktivnosti ^{137}Cs i ^{40}K (Bq/kg) u kori i godovima prirasta debla kestenovog stabla na visini 0,2 m oborenog kod Petrinje 23. 6. 2004.	127
Tablica A6.	Aktivnosti ^{137}Cs i ^{40}K (Bq/kg) u kori i godovima prirasta debla kestenovog stabla na visini 4,0 m oborenog kod Petrinje 23. 6. 2004.	128
Tablica A7.	Aktivnosti ^{137}Cs i ^{40}K (Bq/kg) u kori i godovima prirasta debla kestenovog stabla na visini 8,0 m oborenog kod Petrinje 23. 6. 2004.	128
Tablica A8.	Aktivnosti ^{137}Cs i ^{40}K (Bq/kg) u kori i godovima prirasta debla kestenovog stabla na visini 4,0 m oborenog kod Petrinje 15. 10. 2016.	129
Tablica A9.	Aktivnosti ^{137}Cs i ^{40}K (Bq/kg) u grančicama (kora sa drvenastim dijelom) i iglicama sa vrha jele na 25,0 m visine – jela oborena u Vrhovinama 4. 12. 2003.	130
Tablica A10.	Aktivnosti ^{137}Cs i ^{40}K (Bq/kg) u grančicama (kora sa drvenastim dijelom) i iglicama sa jele na 16,0 m visine – jela oborena u Vrhovinama 4. 12. 2003.	130
Tablica A11.	Aktivnosti ^{137}Cs i ^{40}K (Bq/kg) u grančicama (kora sa drvenastim dijelom) i iglicama sa jele na 8,0 m visine – jela oborena u Vrhovinama 4. 12. 2003.	131
Tablica A12.	Aktivnosti ^{137}Cs i ^{40}K (Bq/kg) u grančicama (kora sa drvenastim dijelom) i iglicama sa vrha jele na 25,0 m visine – jela oborena u Vrhovinama 3. 9. 2004.	131

8. PRILOZI

Tablica A13.	Aktivnosti ^{137}Cs i ^{40}K (Bq/kg) u grančicama (kora sa drvenastim dijelom) i iglicama sa vrha jele na 16,0 m visine – jela oborena u Vrhovinama 3. 9. 2004.	132
Tablica A14.	Aktivnosti ^{137}Cs i ^{40}K (Bq/kg) u grančicama (kora sa drvenastim dijelom) i iglicama sa vrha jele na 8,0 m visine – jela oborena u Vrhovinama 3. 9. 2004.	132
Tablica A15.	Aktivnosti ^{137}Cs i ^{40}K (Bq/kg) u grančicama (kora sa drvenastim dijelom) i iglicama sa vrha jele na 25,0 m visine – jela oborena u Vrhovinama 27. 3. 2017.	133
Tablica A16.	Aktivnosti ^{137}Cs i ^{40}K (Bq/kg) u godovima prirasta debla jelovog stabla na visini od 0,1 m (pri panju), jela oborena u Vrhovinama 4. 12. 2003.	133
Tablica A17.	Aktivnosti ^{137}Cs i ^{40}K (Bq/kg) u godovima prirasta debla jelovog stabla na visini od 8,0 metara, jela oborena u Vrhovinama 4. 12. 2003.	134
Tablica A18.	Aktivnosti ^{137}Cs i ^{40}K (Bq/kg) u godovima prirasta debla jelovog stabla na visini od 16,0 metara, jela oborena u Vrhovinama 4. 12. 2003.	134
Tablica A19.	Aktivnosti ^{137}Cs i ^{40}K (Bq/kg) u godovima prirasta jelovog stabla na visini od 0,1 m (pri panju), jela oborena u Vrhovinama 3. 9. 2004.	135
Tablica A20.	Aktivnosti ^{137}Cs i ^{40}K (Bq/kg) u godovima prirasta jelovog stabla na visini od 8,0 m, jela oborena u Vrhovinama 3. 9. 2004.	135
Tablica A21.	Aktivnosti ^{137}Cs i ^{40}K (Bq/kg) u godovima prirasta jelovog stabla na visini od 16,0 m, jela oborena u Vrhovinama 03. 09. 2004.	136
Tablica A22.	Aktivnosti ^{137}Cs i ^{40}K (Bq/kg) u godovima prirasta jelovog stabla na visini od 0,1m (pri panju), jela oborena kod Vrhovina 27. 3. 2017.	137
Tablica A23.	Aktivnosti ^{137}Cs i ^{40}K (Bq/kg) u korijenju različitih debljina jelovog stabla, jela oborena kod Vrhovina 4. 12. 2003.	138
Tablica A24.	Aktivnosti ^{137}Cs i ^{40}K (Bq/kg) u korijenju različitih debljina jelovog stabla, jela oborena kod Vrhovina 3. 9. 2004.	138
Tablica A25.	Aktivnosti ^{137}Cs i ^{40}K (Bq/kg) u tlu (kompozitni uzorak 0-5 cm i 0-15cm) u okolici kestena oborenog kod Petrinje (uzorak od 2. 12. 2003 i 14. 4. 2017.)	138
Tablica A26.	Rezultati analize tla za % glina, biljci pristupačan kalij (mg $\text{K}_2\text{O}/100$ g tla) i % organske tvari (uzorak od 14. 4. 2017.)	139
Tablica A27.	Aktivnosti ^{137}Cs i ^{40}K (Bq/kg) u tlu pokraj jelovog stabla oborenog u Vrhovinama (uzorak od 4. 12. 2003., 3. 9. 2004. i 27. 3. 2017.) godine na dubini 0-15 cm	139

9. ŽIVOTOPIS

Marina Popijač rođena je u Bjelovaru gdje je završila osnovnu školu i srednju informatičko-matematičku školu. Šumarski fakultet Sveučilišta u Zagrebu upisala je 1987. godine i diplomirala 1991. godine, obranivši diplomski rad pod naslovom „Primjena elektroničkog računala u iskorišćivanju šuma u Upravi šuma Bjelovar“.

Akadske godine 1992/93. upisala je poslijediplomski studij na Šumarskom fakultetu Sveučilišta u Zagrebu iz područja Uređivanje šuma. Magistrirala je 27. lipnja 1995. godine obranivši magistarski rad pod naslovom „Debljinski prirast stabala hrasta lužnjaka (*Quercus robur* L.) i poljskog jasena (*Fraxinus angustifolia* Vahl.) u šumama na dijelu sliva rijeke Česme“.

Prvo zaposlenje dobila je u privatnom poduzeću Elsat iz Čakovca 3. listopada 1991. godine, a u Hrvatskim šumama d.o.o., Uprava šuma Zagreb, Odjelu za uređivanje šuma, počela je raditi kao pripravnik 3. listopada 1993. godine. Nakon toga je u razdoblju od 1994-2000. godine radila u Službi za uređivanje šuma u Direkciji Hrvatskih šuma kao stručni suradnik za evidencije. Radno mjesto stručnoga suradnika za uređivanje šuma preuzela je od 2000. do 2004. godine, a 2004. godine počinje raditi kao stručni suradnik za internu reviziju i kontrolu u Službi za internu reviziju i kontrolu u Direkciji. Dana 18. lipnja 2006. godine potpisala je sporazumni raskid radnog odnosa u poduzeću Hrvatske šume d.o.o. i osnovala vlastitu tvrtku Deko-kamen d.o.o. za proizvodnju dekorativnih zidnih obloga u kojoj je bila direktor i jedini vlasnik do 2013. godine. Od 2003. godine bila je nositelj obiteljskoga poljoprivrednog gospodarstva OPG Marina Popijač koje se bavi uzgojem jabuka, kruška i grožđa, a u kojem ju je kao nositelj naslijedila kćerka, magistra agronomske struke. U veljači 2010. godine imenovana je direktorom tvrtke Sunčane šume d.o.o. za gospodarenje šumama iz Đakova i upravljanje privatnim šumoposjedom sukladno Zakonu o šumama. Nakon isteka petogodišnjeg mandata, 2015. godine zaposlila se u tvrtki Fitoekologija kako stručni savjetnik za provođenje projekata iz fonda ruralnog razvoja, a od srpnja 2016. godine bila je u Pro silvi d.o.o. na mjestu Voditelja odjela za razvoj investicijskih projekata. Sada je zaposlena u Javnoj ustanovi Park prirode Medvednica, na mjestu ravnatelja od 29. rujna 2017. godine. Kroz svoj radni vijek bila je uključena u znanstvena istraživanja iz područja šumarstva, ali i u interdisciplinarna istraživanja Agronomskog fakulteta i Instituta Ruđer Bošković iz Zagreba (2004-2005.).

Upisana je u registar znanstvenika pri Ministarstvu znanosti, obrazovanja i športa pod MB 256065.

Izvorni znanstveni radovi u CC časopisima:

1. Lovrenčić I, Volner M, Barišić D, **Popijač M**, Kezić N, Seletković I, Lulić S. 2008. Distribution of Cs-137, K-40 and Be-7 in silver fir-tree (*Abies alba* L.) from Gorski Kotar, Croatia. // *Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry*. 275, 1; 71-79.

Izvorni znanstveni i pregledni radovi u drugim časopisima:

1. **Popijač M**, Seletković I, Volner M, Lovrenčić I, Barišić D, Kezić N. 2004. Dinamika kretanja ^{137}Cs i ^{40}K na stablima jele (*Abies alba*) na Sljemenu. // *Šumarski list*, 5-6, 269-277 (članak, izvorni znanstveni, UDK 630* 160 + 161).
2. **Popijač M**. 2000. Debljinski prirast stabala hrasta lužnjaka i poljskog jasena u šumama na dijelu sliva rijeke Česme.// *Šumarski list* : znanstveno-stručno i staleško glasilo Hrvatskoga šumarskog društva. 11-12, 637-647 (članak, izvorni znanstveni, UDK: 630* 561 + 188 (*Quercus robur* L. i *Fraxinus cmgustifolia* Vahl.) 001.
3. **Popijač M**, Vrebčević M. 2000: Primjena GIS-a u razdiobi na šumske sjemenske jedinice// *Šumarski list* 7-8, 373-383 (pregledni članak, UDK 630* 165 + 188 + 232.3)

Drugi radovi u zbornicima skupova s recenzijom:

1. Rožmarić Mačefat M, Barišić D, Rogić M, Svečnjak L, Nodilo M, Bubalo D, **Popijač M**, Kezić N. 2011. Aktivnosti ^{137}Cs u kestenovom medu iz sjeverozapadne Hrvatske dva desetljeća nakon akcidenta u Černobilu // Zbornik radova osmog simpozija Hrvatskog društva za zaštitu od zračenja / Krajcar Bronić I, Kopjar N, Milić M, Branica G. (ur.). Zagreb: Printing House Denona, 449-454 (predavanje, domaća recenzija, objavljeni rad, znanstveni).

Radovi u zbornicima skupova bez recenzije:

1. Barišić D, Lovrenčić I, Oreščanin V, Kezić N, Bubalo D, **Popijač M**, Volner M. 2005. Med kao bioindikator kontaminacije okoliša cezijem // Zbornik radova Šestog simpozija Hrvatskog društva za zaštitu od zračenja / Garaj-Vrhovac V, Kopjar N, Miljanić S. (ur.). Zagreb : Hrvatsko društvo za zaštitu od zračenja, 395-399 (predavanje,objavljeni rad,znanstveni).
2. Lovrenčić I, Barišić D, Kezić N, Seletković I, Volner M, **Popijač M**. 2004. Distribution of ^{137}Cs in fir tree (*Abies alba*) from Gorski Kotar. *XVIII Congress of Chemists and Technologists of Macedonia - book of abstracts*. Ohrid, 201.
3. Lovrenčić I, Barišić D, Kezić N, Seletković I, Volner M, Popijač M, Lulić S. 2005. Comparison between the distribution of Cs-137 and K-40 in fir-tree (*Abies alba*). *Zbornik radova VI simpozija Hrvatskog društva za zaštitu od zračenja*, Garaj-Vrhovac

- V., Kopjar N. & Miljanić S. (eds.) Zagreb, Hrvatsko društvo za zaštitu od zračenja, 384-389.
4. **Popijač M.** 2005: Pretpristupni programi Europske unije i mogućnosti njihove primjene. *Šumarski list*, br. 5-6, s.340
 5. **Popijač M**, Vrebčević M, Durbešić A. 2002. Application of GIS in the representation of the National Park Mljet. In: D. Kereković (ed.). *GIS Odyssey 2002*. Geographical Information Systems. International Conference & Exhibition. Zagreb, 427-433.
 6. Benko M, **Popijač M**, Poštenjak K, Vrebčević M. 2001. Establishment of GIS for the needs of the forest seed production in Croatia. International Conference "GIS Polonia 2001".
 7. **Popijač M**, Vrebčević M. 2000. of GIS in forest seed units division. In: D. Kereković (ed.). "GIS Croatia 2000", International Conference & Exhibition. Proceedings. Zagreb, 439-450.
 8. **Popijač M**, Vrebčević M. 2000. Review Data On The Mined Forest Areas In The Republic Of Croatia. In: D. Kereković (ed.). "GIS Croatia 2000", International Conference & Exhibition Proceedings. Hrvatski Informatički Zbor - GIS Forum, 478-484.

Sažeci u zbornicima skupova:

1. Lovrenčić I, Barišić D, Kezić N, Seletković I, Volner M, **Popijač M.** 2004. Distribucija ¹³⁷Cs u jeli (*Abies alba*) iz Gorskog Kotara // XVIII Congress of Chemists and Technologists of Macedonia: book of abstracts. Ohrid, 201-201 (poster, sažetak, znanstveni).
2. Lovrenčić I, Barišić D, Kezić N, Seletković I, Volner M, **Popijač M.** 2004. Distribution of Cs-137 in fir-tree (*Abies alba*) from Gorski Kotar // Zbornik sažetaka postera znanstvenih novaka izlaganih u inozemstvu 2002., 2003. i 2004. godine, I. dio, prirodne, tehničke i biotehničke znanosti / Kniewald, Zlatko (ur.). Zagreb: Akademija tehničkih znanosti Hrvatske, 102 (poster, sažetak, znanstveni).
3. Barišić D, Kezić N, Bubalo D, Dražić M, Svečnjak L, Seletković I, Zgorelec Ž, **Popijač M**, Barišić D, Tucaković I. Mogućnost detekcije onečišćenja okoliša radiocezijem (¹³⁷Cs) određivanjem aktivnosti ¹³⁷Cs u uzorcima meda, *Civitas Crisiensis*, in press

Stručno popularni članci:

1. **Popijač M**, Durbešić A. 2004. Natural Reserves – Croatia s Unknown Beauties, *Magazine of American Chamber of Commerce in Croatia*, Zagreb, 7/2004, 28 – 29 p.
2. **Popijač M**, Durbešić A. 2004. Nature Parks in the Republic of Croatia, *Magazine of American Chamber of Commerce in Croatia*, Zagreb, 6/2004, 26 – 29 p.
3. **Popijač M**, Durbešić A. 2004. The National Parks in Croatia, *Magazine of American Chamber of Commerce in Croatia*, Zagreb, 5/2004, 22 – 25 p.
4. **Popijač M**, Durbešić A. 2004. Lighthouses, *Magazine of American Chamber of Commerce in Croatia*, Zagreb, 3/2004, 26 – 28 p.
5. **Popijač M**, Durbešić A. 2004. Water in Karst Zones, *Magazine of American Chamber of Commerce in Croatia*, Zagreb, 2/2004, 24 – 25 p.
6. **Popijač M**, Durbešić A. 2004. VIS – the most distant pearl of the Adriatic, *Magazine of American Chamber of Commerce in Croatia*, Zagreb, 1/2004, 23 – 24 p.
7. **Popijač M**, Durbešić A. 2003. The Impact of Acid Rain on Forest Degradation in the Forest of Gorski Kotar, *Magazine of American Chamber of Commerce in Croatia*, Zagreb, 7/2003, 28 – 29 p.
8. **Popijač M**, Durbešić A. 2003. Beneficial Functions of Forests, *Magazine of American Chamber of Commerce in Croatia*, Zagreb, 6/2003, 26 – 27 p.
9. **Popijač M**, Martinec M. 2003. Historical Development of Forestry, *Magazine of American Chamber of Commerce in Croatia*, Zagreb, 5/2003, 22 – 24 p.
10. **Popijač M**. 2003. Forest Conflagrations and Fire Prevention, *Magazine of American Chamber of Commerce in Croatia*, Zagreb, 4/2003, 28 p.
11. **Popijač M**. 2003. Croatian Forest Management, *Magazine of American Chamber of Commerce in Croatia*, Zagreb, 3/2003, 26 – 27 p.