

UNIVERZITET U BEOGRADU
FAKULTET VETERINARSKЕ MEDICINE



Borjana R. Vranješ

**Prisustvo prirodnih radionuklida i toksičnih
elemenata u fosfatnim aditivima i postmortalno
određivanje rezidua u krvi, jetri, bubrezima,
kostima i fecesu tovnih svinja**

Doktorska disertacija

Beograd, 2021

UNIVERSITY OF BELGRADE
FACULTY OF VETERINARY MEDICINE



Borjana R. Vranješ

**Presence of natural radionuclides and toxic
elements in phosphate additives and post
mortal determination of residues in the blood,
liver, kidney, bones and feces of fattening pigs**

Doctoral Dissertation

Belgrade, 2021

MENTOR 1:

Dr Branislava Mitrović, vanredni profesor
Univerzitet u Beogradu, Fakultet Veterinarske medicine
Katedra za radiologiju i radijacionu higijenu

MENTOR 2:

Dr Dragan Milićević, naučni savetnik
Institut za higijenu i tehnologiju mesa, Beograd

ČLANOVI KOMISIJE:

Dr Dragan Šefer, redovni profesor
Univerzitet u Beogradu, Fakultet Veterinarske medicine
Katedra za ishranu i botaniku

Dr Jelena Ajtić, redovni profesor
Univerzitet u Beogradu, Fakultet Veterinarske medicine
Katedra za opšteobrazovne predmete

Dr Jelena Milojković, viši naučni saradnik
Institut za tehnologiju nuklearnih i drugih mineralnih sirovina, Beograd

Datum odbrane doktorske disertacije

Iskreno se zahvaljujem

mentroki dr Branislavi Mitrović na pomoći i strpljenju tokom izrade ove doktorske disertacije bez čijeg vođstva izrada ove doktorske disertacije ne bi bila moguća,

mentoru dr Draganu Milićeviću na pomoći i savetima tokom izrade ove doktorske disertacije,

dr Draganu Šferu redovnom profesoru Fakulteta veterinarske medicine, Univerziteta u Beogradu, na korisnim savetima i sugestijama tokom finalizacije doktorke disertacije,

dr Jeleni Ajtić redovnom profesoru Fakulteta veterinarske medicine, Univerziteta u Beogradu, na posvećenosti i korisnim savetima i sugestijama tokom finalizacije doktorske disertacije,

dr Jeleni Milojković višem naučnom saradniku Instituta za tehnologiju nuklearnih i drugih mineralnih sirovina na korisnim savetima i sugestijama tokom finalizacije doktorske disertacije.

Najveću zahvalnost dugujem svojoj porodici, roditeljima Radovanu i Nadi i sestri Mili, hvala im na beskrajnoj ljubavi i podršci. Njima posvećujem ovu doktorsku disertaciju.

Prisustvo prirodnih radionuklida i toksičnih elemenata u fosfatnim aditivima i postmortalno određivanje rezidua u krvi, jetri, bubrezima, kostima i fecesu tovnih svinja

Rezime

Najznačajniji put dospevanja radionuklida i toksičnih elemenata u organizam životinja je ingestija hrane i vode. U životnoj sredini prirodni radionuklidi i toksični elementi su prisutni u stenama, zemljištu i vodi odakle se uključuju u lanac hrane i na taj način dospevaju i do čoveka. Fosfatni aditivi monokalcijum i dikalcijum fosfat, koji se koriste kao izvor neorganskog fosfora u obrocima životinja, mogu predstavljati značajan izvor uranijuma-238 i radijuma-226, ali i toksičnih elemenata kao što su olovo, kadmijum, hrom i arsen. Dodavanje fosfatnih aditiva u obrok započinje u najranijem periodu života životinje i obično traje do klanja, pa se može govoriti o hroničnoj izloženosti radionuklidima i toksičnim elementima.

Cilj sprovedenog istraživanja je bio da se ispita da li je fosfatni aditiv, monokalcijum fosfat, koji se koristi u ishrani životinja kao izvor neorganskog fosfora, ujedno i glavni izvor kontaminacije obroka za svinje u tovu prirodnim radionuklidima (^{40}K , ^{238}U i ^{226}Ra) i toksičnim elementima (Pb, Cd, Cr i As). Pored toga određivan je i sadržaj rezidua ispitivanih elemenata u krvi, jetri, bubrezima, kostima i fecesu svinja u tovu, kao i njihov uticaj na proizvodne rezultate (telesna masa i prirast).

Pre početka ogleda određen je sadržaj prirodnih radionuklida (^{40}K , ^{238}U i ^{226}Ra) i toksičnih elemenata (^{238}U , Pb, Cd, Cr i As) u monokalcijum fosfatu koji je potom upotrebljen za pripremu smeša za ishranu svinja u tovu. U ogled je uključeno 30 muških tovnih svinja, starosti 63 dana, rase veliki jorkšir, telesne mase od 24 kg do 37 kg, podeljenih u tri ogledne grupe, sa po 10 jedinki u svakoj grupi. Ogledni period je trajao 110 dana. Kontrolna (K) grupa svinja je hranjena kompletnom krmnom smešom za čiju pripremu je korišćen monokalcijum fosfat iz uvoza sa prosečnim sadržajem ^{238}U od 47,1 Bq/kg, dok su svinje u oglednoj 1 grupi (O1) hranjene smešom za čiju je pripremu korišćen monokalcijum fosfat dobijen mešanjem monokalcijum fosfata kontrolne i ogledne 2 (O2) grupe u odnosu 50:50, sa prosečnim sadržajem ^{238}U od 1193,5 Bq/kg, a u O2 grupi smešom sa dodatkom monokalcijum fosfat iz domaće proizvodnje sa prosečnim sadržajem ^{238}U od 2295,5 Bq/kg.

Uzorci fecesa su uzeti 100. dana tova sa poda objekta u kojem su držane ogledne svinje. Nakon završenog tovnog perioda, životinje su 110. dana ogleda upućene na komercijalno klanje gde su od svake jedinke uzeti uzorci krvi, jetre, bubrega i kosti zadnje leve noge (*tibia* i *fibula*). Uzorci su analizirani metodom gama spektrometrije u cilju određivanja specifične aktivnosti radionuklida, dok je sadržaj toksičnih elemenata određen metodom induktivno-kuplovane plazme sa masenim spektrometrom (eng. *Inductively Coupled Plasma Mass Spectrometry, ICP-MS*).

Studija je pokazala da u monokalcijum fosfatu sa porastom specifične aktivnosti ^{238}U raste i sadržaj kadmijuma, hroma i arsena, dok sadržaj ^{40}K i olova opada. Utvrđeno je da su monokalcijum fosfati korišćeni u ishrani svinja O1 i O2 grupa predstavljali glavni izvor kontaminacije kompletnih krmnih smeša ^{238}U , hromom i arsenom, ali ne i ^{226}Ra , olovom i kadmijumom. Pored toga ustanovljeno je da je sadržaj ^{238}U u monokalcijum fosfatu O1 i O2 grupa bio iznad izvedenih koncentracija radionuklida u hrani, ali da nije doveo do povećanja sadržaja ovog radionuklida u smešama iznad izvedene koncentracije

radionuklida u hrani. Za razliku od ^{238}U , prosečan sadržaj ^{226}Ra u monokalcijum fosfatu je bio ispod izvedenih koncentracija radionuklida u hrani, ali je u smešama za ishranu svinja O1 i O2 grupa prosečan sadržaj ovog radionuklida bio iznad izvedenih koncentracija radionuklida u hrani. Iako je specifična aktivnost ^{226}Ra u smešama za ishranu svinja O1 i O2 grupa bila iznad izračunatih izvedenih koncentracija radionuklida u hrani u biološkom materijalu svinja sve tri ogledne grupe sadržaj ovog radionuklida je bio ispod praga detekcije, osim u fecesu gde su uočene statistički visoko značajne razlike ($p < 0,001$) u sadržaju ovog radionuklida u fecesu svinja sve tri ogledne grupe. Sadržaj olova, kadmijum i arsena u monokalcijum fosfatima i smešama i sadržaj olova i kadmijuma u jetri i bubrezima svinja oglednih grupa je bio ispod zakonom propisanih granica.

Zaključno se može istaći da su svi uzorci jetre i bubrega svinja bili radijaciono higijenski ispravni i da se mogu koristiti u ishrani ljudi. Pored toga nije uočeno da su ispitivani radionuklidi i toksični elementi imali uticaja na zdravstveno stanje i proizvodne rezultate svinja tovu.

Ključne reči: monokalcijum fosfat, smeše, prirodni radionuklidi, toksični elementi, svinje, gama spektrometrija, induktivno-kuplovana plazma sa masenim spektrometrom

Naučna oblast: Radiobiologija sa radijacionom higijenom

Uža naučna oblast: Radiobiologija sa radijacionom higijenom

UDK broj: 636.09:615.849:599.731

Presence of natural radionuclides and toxic elements in phosphate additives and post mortal determination of residues in the blood, liver, kidney, bones and feces of fattening pigs

Summary

Ingestion of contaminated food and water is the most important pathway through which radionuclides and toxic elements enter the animal's body. In the environment, natural radionuclides and toxic elements are present in the rocks, soil, and water, wherefrom they are included in the food chain and thus reach humans. Phosphate additives monocalcium and dicalcium phosphate, which are used as a source of inorganic phosphorus in animal diet, might pose as a significant source of ^{238}U and ^{226}Ra , as well as toxic elements such as lead, cadmium, chromium, and arsenic. Since the addition of phosphate additives to the meal begins very early in the animal's life and usually lasts until slaughter, the animal is subjected to a chronic contamination with radionuclides and toxic elements.

The aim of the study was to examine whether the phosphate additive, monocalcium phosphate, used in animal nutrition as a source of inorganic phosphorus, is also the main source of feed contamination for fattening pigs with natural radionuclides (^{40}K , ^{238}U and ^{226}Ra) and toxic elements (Pb, Cd, Cr and As), with a focus to the presence of residues of the tested elements in the blood, liver, kidneys, bones and feces of fattening pigs, as well as their impact on production results (weight and gain).

The first step in this study was to determine the content of natural radionuclides (^{40}K , ^{238}U and ^{226}Ra) and toxic elements (^{238}U , Pb, Cd, Cr and As) in monocalcium phosphate used for preparation of complete feed mixtures for fattening pigs. The experiment included 30 male fattening pigs, aged 63 days, breed great Yorkshire, body weight from 24 kg to 37 kg, divided into three experimental groups, with 10 individuals in each group. The trial period lasted 110 days. The control group of pigs (K) was fed a complete feed mixture with the addition of imported monocalcium phosphate with an average content of 47,1 Bq/kg ^{238}U , while the pigs in the experimental group 1 (O1) were fed a complete feed mixture with monocalcium phosphate made by mixing the monocalcium phosphate from K group and experimental 2 group (O2) in 50:50 ratio, with average ^{238}U content of 1193,5 Bq/kg. Finally, in the O2 group, the pigs were fed a complete feed mixture with monocalcium phosphate from domestic production containing an average ^{238}U content of 2295.5 Bq/kg.

On the 100th day of fattening, samples of feces were taken from the floor of the facility where the experimental pigs were kept. After the end of the fattening period, on the 110th day, the animals were sent to the commercial slaughter, where samples of the blood, liver, kidneys, and bones (*tibia and fibula*) were taken from each experimental individual. The samples were analysed by gamma spectrometry to determine the specific activity of the radionuclides, while the content of the toxic elements was determined using the method of inductively coupled plasma mass spectrometry (ICP-MS).

The study showed that the content of cadmium, chromium, and arsenic in monocalcium phosphate increases with the increase of specific activity of ^{238}U , while the content of ^{40}K and lead decreases. Further, monocalcium phosphates used in the diet of the O1 and O2 group pigs were the main source of contamination of complete feed mixtures with ^{238}U , chromium and arsenic, but not ^{226}Ra , lead and cadmium. In addition, the content of ^{238}U in monocalcium phosphate from the O1 and O2 groups was above the derived concentrations of radionuclides in food. However, that led to no increase in the content of this radionuclide

in the mixtures above the derived concentration of radionuclides in food. Unlike ^{238}U , the average content of ^{226}Ra in monocalcium phosphate was below the derived concentrations of radionuclides in food, while in the feed mixtures of pigs from the O1 and O2 groups, the average content of this radionuclide was above the derived concentrations of radionuclides in food. The specific activity of ^{226}Ra in the feed mixtures from the O1 and O2 groups was above the derived concentrations of radionuclides in food. Still, in the biological material of pigs of all three experimental groups, the content of this radionuclide was below the detection limit, except in feces where significant differences were observed. The content of the toxic elements (lead and cadmium) in monocalcium phosphates, mixtures, liver, and kidneys of pigs of the experimental groups was below the legal limits.

Based on the obtained results, it can be concluded that all of the investigated samples of livers and kidneys were hygienically safe and they could be used in human nutrition. In addition, this study found no evidence that the investigated radionuclides and toxic elements had an influence on the health status and production results of the fattening pigs.

Key words: monocalcium phosphate, mixtures, natural radionuclides, toxic elements, pigs, gamma spectrometry, inductively coupled plasma mass spectrometry

Scientific field: Radiobiology and radiation hygiene

Specific scientific field: Radiobiology and radiation hygiene

UDC number: 636.09:615.849:599.731

1. UVOD	1
2. PREGLED LITERATURE.....	3
2.1. Proizvodnja svinja.....	3
2.1.2. Karakteristike svinja	3
2.1.3. Karakteristike tova svinja.....	4
2.1.4. Svinjsko meso i iznutrice u ishrani ljudi.....	5
2.1.5. Ishrana svinja u tovu	6
2.3. Proizvodnja monokalcijum fosfata	7
2.4. Radionuklidi i toksični elementi u hrani za životinje	9
2.5. Prirodni radionuklidi ^{40}K , ^{238}U i ^{226}Ra	10
2.5.1. Kalijum-40	11
2.5.1.1. Funkcija kalijuma u organizmu	11
2.5.1.2. Izvor kalijuma u obrocima životinja	12
2.5.1.3. Resorpcija i distribucija ^{40}K iz digestivnog trakta	12
2.5.1.4. Toksičnost ^{40}K	13
2.5.2. Uranijum-238	13
2.5.2.1. Prisustvo ^{238}U u životnoj sredini.....	14
2.5.2.2. Resorpcija i distribucija ^{238}U iz digestivnog trakta.....	15
2.5.2.3. Toksičnost ^{238}U	16
2.5.2.3.1. Radiološka toksičnost ^{238}U	16
2.5.2.3.2. Hemijska toksičnost ^{238}U	17
2.5.3. Radium-226	18
2.5.3.1. Prisustvo ^{226}Ra u životnoj sredini	19
2.5.3.2. Resorpcija i distribucija ^{226}Ra iz digestivnog trakta	19
2.5.3.3. Toksičnost ^{226}Ra	19
2.6. Toksični elementi (Pb, Cd, Cr i As)	20
2.6.1. Olovo.....	21
2.6.1.1. Izvori olova u životnoj sredini	21
2.6.1.2. Resorpcija i distribucija olova iz digestivnog trakta	22
2.6.1.3. Toksičnost olova.....	23
2.6.2. Kadmijum.....	24
2.6.2.1. Izvori kadmijuma u životnoj sredini.....	24
2.6.2.2. Resorpcija i distribucija kadmijuma iz digestivnog trakta.....	24

2.6.2.3. Toksičnost kadmijuma	25
2.6.3. Hrom.....	26
2.6.3.1. Funkcija hroma u organizmu	26
2.6.3.2. Izvori hroma u životnoj sredini	26
2.6.3.3. Resorpcija i distribucija hroma iz digestivnog trakta	27
2.6.3.4. Toksičnost hroma	28
2.6.4. Arsen.....	28
2.6.4.1. Izvori arsena u životnoj sredini.....	29
2.6.4.2. Resorpcija i distribucija arsena iz digestivnog trakta	29
2.6.4.3. Toksičnost arsena	30
2.7. Zakonske regulative	31
3. CILJ I ZADATAK RADA.....	32
4. MATERIJAL I METODE	33
4.1. Izbor materijala.....	33
4.1.1. Držanje i ishrana svinja u tovu.....	33
4.1.2. Formiranje ogleda	33
4.1.3. Ishrana svinja u tovu	34
4.2. Uzorkovanje materijala	34
4.3. Metode ispitivanja.....	35
4.3.1. Zdravstveno stanje i proizvodni rezultati svinja u tovu	35
4.3.2. Određivanje sadržaja radionuklida.....	35
4.3.3. Određivanje sadržaja toksičnih elemenata.....	36
4.3.4. Određivanje granice sadržaja prirodnih radionuklida u monokalcijum fosfatu, kompletnim krmnim smešama, jetri i bubrezima svinja.....	38
4.4. Statistička obrada podataka.....	39
5. REZULTATI.....	40
5.1. Sadržaj prirodnih radionuklida i toksičnih elemenata u monokalcijum fosfatu.....	40
5.1.1. Prirodni radionuklidi u monokalcijum fosfatu	40
5.1.2. Toksični elementi u monokalcijum fosfatu	41
5.2. Sadržaj prirodnih radionuklida i toksičnih elemenata u kompletnim krmnim smešama	41
5.2.1. Prirodni radionuklidi u kompletnim krmnim smešama.....	41
5.2.2. Toksični elementi u kompletnim krmnim smešama	42

5.3. Sadržaj prirodnih radionuklida i toksičnih elemenata u biološkom materijalu (krvi, jetri, bubrezima, kostima i fecesu)	43
5.3.1. Prirodni radionuklidi u krvi.....	43
5.3.2. Toksični elementi u krvi.....	43
5.3.3. Prirodni radionuklidi u jetri	44
5.3.4. Toksični elementi u jetri	45
5.3.5. Prirodni radionuklidi u bubrezima	45
5.3.6. Toksični elementi u bubrezima	46
5.3.7. Prirodni radionuklidi u kostima	47
5.3.8. Toksični elementi u kostima	47
5.3.9. Prirodni radionuklidi u fecesu	48
5.3.10. Toksični elementi u fecesu	49
5.4. Zdravstveno stanje i proizvodni rezultati	49
5.4.1. Zdravstveno stanje.....	49
5.4.2 Proizvodni rezultati	50
5.5. Upoređivanje sadržaja prirodnih radionuklida (^{238}U i ^{226}Ra) i toksičnih elemenata (Pb, Cd i As) sa važećim zakonskim regulativama.....	51
5.5.1. Izvedene koncentracije prirodnih radionuklida (^{238}U i ^{226}Ra) u monokalcijum fosfatu, kompletnim krmnim smešama i mesu svinja.....	51
5.5.2 Poređenje sadržaja toksičnih elemenata (Pb, Cd, i As) u monokalcijum fosfatu i kompletnim krmnim smešama, sa zakonskom regulativom	52
5.5.3 Poređenje sadržaja toksičnih elemenata (Pb i Cd) u jetri i bubrezima sa zakonskom regulativom.....	53
6. DISKUSIJA	54
6.3. Prirodni radionuklidi i toksični elementi u monokalcijum fosfatu	54
6.3. Prirodni radionuklidi i toksični elementi u kompletnim krmnim smešama	61
6.4. Rezidue prirodnih radionuklida i toksičnih elemenata u biološkom materijalu (krvi, jetri, bubrezima, kostima i fecesu)	68
6.4.1. Rezidue prirodnih radionuklida i toksičnih elemenata u krvi.....	68
6.4.2. Rezidue prirodnih radionuklida i toksičnih elemenata u jetri	70
6.4.3. Rezidue prirodnih radionuklida i toksičnih elemenata u bubrezima	75
6.4.4. Rezidue prirodnih radionuklida i toksičnih elemenata u kostima	79
6.4.5. Rezidue prirodnih radionuklida i toksičnih elemenata u fecesu	84
6.5. Zdravstveno stanje i proizvodni rezultati svinja u tovu	91

7. ZAKLJUČCI.....	92
8. REFERENCE	94
9. PRILOZI.....	111
<i>BIOGRAFIJA AUTORA</i>	121

1. UVOD

Uzgoj svinja predstavlja jednu od najznačajnijih grana poljoprivrede, na šta ukazuje podatak da se u svetu gaji 967 miliona svinja, a godišnje proizvede oko 120 miliona tona svinjskog mesa (Dimitrijević i sar., 2020). U Republici Srbiji se prema Republičkom zavodu za statistiku (2020) gaji oko 2,9 miliona grla svinja. U ishrani ljudi svinjsko meso predstavlja važan izvor visoko vrednih proteina, vitamina i minerala. Pored mesa unutrašnji organi, odnosno iznutrice se upotrebljavaju za proizvodnju delikatesa visoke tržišne vrednosti.

Osnovni cilj proizvodnje svinja je da se u što kraćem vremenskom periodu postignu što bolji proizvodni rezultati uz minimalan utrošak sredstava. Obroci za svinje treba da budu dobro izbalansirani i da zadovolje sve dnevne energetske i nutritivne potrebe i omoguće dobre proizvodne rezultate, ali uz što manji utrošak hrane po jedinici prirasta u što kraćem vremenskom periodu. Razvoj industrijske proizvodnje kompletnih krmnih smeša uveliko je olakšalo intenzivnu proizvodnju svinja, jer su smeše formulisane tako da zadovolje sve dnevne potrebe za esencijalnim nutritivnim i mineralima. Biljna hraniva, koja su osnova kompletnih krmnih smeša, često su deficitarna mineralima, kao što je fosfor, te se kompletnim krmnim smešama dodaju neorganski izvori u cilju zadovoljavanja dnevnih potreba. Monokalcijum fosfat i dikalcijum fosfat su najzastupljeniji komercijalno dostupni fosfatni mineralni aditivi, koji se upotrebljavaju kao izvor fosfora u ishrani svinja.

Proizvodnja monokalcijum fosfata obuhvata preradu fosfatnih stena koje su bogate prirodnim radionuklidima (^{238}U , ^{226}Ra , ^{232}Th) i drugim elementima (Pb, As, Cd, Cr, Hg i F), a koji u različitom stepenu prelaze u finalni proizvod. Pravilnikom Republike Srbije („Službeni glasnik RS“, br. 36 od 10.05.2018. godine) osim za fisioni radionuklid cezijum-137 (^{137}Cs), nisu tačnom numeričkom vrednošću definisane granice sadržaja prirodnih i drugih fisionih radionuklida, u stočnoj hrani. Sadržaj ovih radionuklida je „određen granicom izlaganja jonizujućim zračenjima, ukoliko nije drugačije određeno i količinom vode ili životnih namirnica koje se konzumiraju u toku godine i jednake su izvedenim koncentracijama radionuklida u stočnoj hrani“. U navedenom Pravilniku data je formula za izračunavanje izvedenih koncentracija radionuklida u hrani, gde je neophodno znati količinu dnevnog unosa hrane za svaku životinjsku vrstu i kategoriju kao i dužinu života životinje. Granice sadržaja toksičnih elemenata, olova, kadmijuma i arsena u monokalcijum fosfatu i kompletnim krmnim smešama za životinje nisu propisane novim Pravilnikom Republike Srbije („Službeni glasnik RS“, br. 81/19), ali je definisan maksimalno dozvoljeni sadržaj olova i kadmijuma u iznutricama, jetri i bubrezima.

Prirodni radionuklidi i toksični elementi se akumuliraju u organizmu životinja i mogu dovesti do neprihvatljivo visokih granica u unutrašnjim organima koji se upotrebljavaju u ishrani ljudi, te direktno predstavljaju pretnju i po zdravlje čoveka. Takođe, zbog upotrebe životinjskog fecesa kao stajskog đubriva na agrarnim površinama neophodno je kontrolisati sadržaj ovih elemenata u hrani jer sa povećanjem njihove koncentracije u obroku životinja raste i njihov sadržaj u fecesu.

Upotreba fosfatnih aditiva sa povišenom koncentracijom prirodnih radionuklida i toksičnih elemenata može dovesti do ispoljavanja štetnih efekata po zdravlje životinje i imati negativan uticaj na proizvodne rezultate. Zbog svega navedenog, a u cilju sprečavanja

migracije prirodnih radionuklida i toksičnih elemenata kroz lanac hrane neophodna je kontinuirana kontrola mineralnih aditiva i hrane za životinje.

2. PREGLED LITERATURE

2.1. Proizvodnja svinja

Tradicionalno, svinjarstvo je predstavljalo jednu od najznačajnijih grana poljoprivrede (Teodorović i Radović, 2004). Prema Republičkom zavodu za statistiku (2020) u Republici Srbiji se gaji oko 2,9 miliona grla svinja, ukupan broj svinja u 2019. godini je porastao za 4,2% u odnosu na 2018. godinu. Međutim, u odnosu na desetogodišnji prosek (2009-2018) ukupan broj svinja u Srbiji se smanjio za 9,1% (Republički zavod za statistiku, 2020, 2020a). Da je svinjarstvo i dalje jedna od najznačajnijih grana poljoprivrede, i pored trenda smanjenja broja svinja u Srbiji, ukazuje podatak da se u svetu gaji 967 miliona svinja, a godišnja proizvede oko 120 miliona tona svinjskog mesa (Dimitrijević i sar., 2020).

Način uzgoja svinja na farmama i individualnim domaćinstvima je različit. Na osnovu procesa gajenja svinja svinjarstvo se može podeliti na intenzivno i ekstenzivno. U intenzivnoj proizvodnji svinje se drže u zatvorenim objektima pod strogo kontrolisanim uslovima, ishrana im je bazirana na korišćenju kompletnih krmnih smeša čiji je sadržaj hranljivih materija optimalno izbalansiran. Najveći broj farmi u Srbiji koje se bave proizvodnjom prasadi ili tovljenika primenjuje intenzivan sistem gajenja. Osnovni cilj intenzivne proizvodnje svinja je da se za što kraće vreme, uz minimalan utrošak finansijskih sredstava, postignu najbolji proizvodni rezultati (brz porast, manji utrošak hrane po kilogramu prirasta, dobar kvalitet mesa i niska cena mesa) (López-Alonso i sar., 2012a).

Ekstenzivna proizvodnja podrazumeva gajenje svinja na otvorenom, na prostorima koji mogu, ali i ne moraju da budu ograničeni. Osnovna hrana svinjama u ovakvim sistemima gajenja predstavljaju prirodna biljna hraniva, kao što su trava, lišće, žir i divlje voće, koje svinje same pronalaze na pašnjacima i u šumama (Petrović i sar., 2018), kao i ostatke koje pronađu na njivama posle žetve (Karolyi i sar., 2010). Pored toga svinje rijučići unose razno korenje, crve, gliste i dr. (Crnac, 2014). U toku zimskog perioda, kada je zbog vremenskih prilika svinjama onemogućen pronalazak hrane u prirodnom okruženju, obavlja se prihranjivanje uglavnom zrnastim hranivima (kukuruz, ječam, pšenica). Autohtone rase svinja su, zbog veće otpornosti i smanjene podložnosti stresu, pogodnije za ekstenzivnu proizvodnju u odnosu na konvencionalne rase svinja (Petrović i sar., 2018). Glavna prednost ekstenzivne proizvodnje su smanjeni troškovi uzgoja svinja (izgradnja objekata za uzgoj, energija, lekovi i zdravstvena zaštita), a posebno ishrane.

2.1.2. Karakteristike svinja

Na osnovu zoološke klasifikacije svinje pripadaju porodici *Suidae*, potporodici *Suinae*, rodu *Sus*, vrsti *Susscroffa* i podvrsti *Susscroffa domesticus*. Rodonačelnike domaćih svinja (*Susscroffa domesticus*) predstavljaju evropska divlja svinja (*Susscroffa spp*) rasprostranjena pretežno u šumskim oblastima Evrope, Mediterana, dela Azije i severne Afrike i azijska divlja svinja (*Susscroffa vittatus*) rasprostranjena na ostrvima Malajskog arhipelaga, u Indiji, Kini, Japanu, Indoneziji, Vijetnamu, centralnoj Aziji i na Tajvanu. Pre više od 1,2 miliona godina došlo je do razdvajanja ove dve vrste svinja (Dimitrijević i sar., 2020).

Proces domestifikacije uslovio je nastanak različitih rasa svinja, bolje prilagođenih postojećim uslovima njihovog gajenja. Tokom 2012. godine svetska populacija svinja dostigla je skoro milijardu grla od kojih se najveći broj (60%) gaji u Aziji, zatim Evropi i

Kavkazu (19%), Latinskoj Americi i Karibima (9%), Severnoj Americi (8%) i Africi (4%). Prema podacima Organizacije za hranu i poljoprivredu (eng. *Food and Agriculture Organization, FAO*) 107 rasa svinja je izumrlo. Trenutno se u svetu gaji 602 rase od kojih je 46 ugroženo, a 26 kritično ugroženo (FAO, 2015).

Podela svinja na rase zavisi od kriterijuma koji se za tu svrhu razmatraju. Međutim, kako se svinje prvenstveno gaje za proizvodnju mesa, podela na rase u zavisnosti od sadržaja mesa, odnosno odnosa mesa i masti ima najveći značaj. U zavisnosti od odnosa mesa i masti kod svinja podela se vrši na: izrazito mesnate, mesnate, prelazne, polumasne, i masne (Dimitrijević i sar., 2020).

U izrazito mesnate rase svinja svrstavaju se belgijski i nemački landras, durok, pietren i hempšir. Karakteristika izrazito mesnatih rasa svinja je visok dnevni prirast od 820 g do 870 g. Ove rase svinja su veoma osetljive na stres, što se manifestuje pojavom belog, mekanog i vodnjikavog mesa nakon klanja. Razvojem komercijalnih genetičkih testova za identifikaciju stresa kod osetljivih jedinki ovaj problem je prevaziđen (Dimitrijević i sar., 2020).

Mesnate rase svinja su najzastupljenije u svinjarstvu. Karakterišu se brzim stasavanjem, visokom plodnošću i izraženim tovnim sposobnostima. U Srbiji se od mesnatih rasa najčešće gaje veliki jorkšir, danski landras, holandski landras, švedski landras i jugoslovenski landras (Dimitrijević i sar., 2020).

Prelazne rase svinja po proizvodnim svojstvima pripadaju masno-mesnatim rasama. U prelazne rase svrstavaju se: berkšir, kornvol, mali i srednji jorkšir, poland kina, tamvort i druge rase koje su uglavnom ranostasne (Dimitrijević i sar., 2020).

Polumasnim rasama svinja pripadaju srednjestasne rase moravka, resavka i crna slavonska svinja. Snažnu konstituciju i otpornost zadržale su od kasnostasnih rasa, a poboljšanu konverziju hrane i kvalitet proizvoda od ranostasnih rasa (Dimitrijević i sar., 2020).

Masnim rasama svinja pripadaju autohtone rase šiška, šumadinka i mangulica koje su uglavnom kasnostasne i primitivne rase svinja. Karakteristike ove rase su gruba konstitucija, niska plodnost, izražena otpornost i dobro iskorišćavanje pašne (Dimitrijević i sar., 2020).

U Srbiji se gaje pretežno mesnate rase kao što su landras, veliki jorkšir, durok i pietren. Masne rase svinja, kao što je autohtona rasa mangulica, uglavnom se gaje na individualnim seoskim gazdinstvima. Moravka i resavka, takođe autohtone rase, gaje se u zanemarljivom broju (Dimitrijević i sar., 2020).

2.1.3. Karakteristike tova svinja

Zbog brzog napretka i veoma efikasnog iskorišćavanja hrane, svinje su veoma pogodne za tov. Jedan od veoma bitnih faktora koji utiče na dužinu trajanja tova kao i kvalitet krajnjeg proizvoda je sastav obroka i količina hrane. Tokom prvih dana života kolostrum i mleko krmače predstavljaju osnovnu hranu za prasad. Međutim, zbog vrlo intenzivnog rasta i razvoja prasadi već od četvrte nedelje života kolostrum i mleko krmače prestaju da budu dovoljni za zadovoljavanje svih dnevnih potreba u hranljivim materijama. Budući da se kompletan enzimski sistem prasadi u potpunosti razvija između treće i četvrte nedelje

života ovaj period predstavlja idealan trenutak da se započne sa prihranom. Ukoliko se sa prihranom započinje upravo u ovom periodu prasadima se omogućava normalan dalji porast, a ujedno i privikavanje na različite vrste hraniva (Ševković i sar., 1991).

U zavisnosti od perioda u kojem se prasad zalučuje, odnosno odvaja od majke, uzgoj prasadi se može sprovoditi na tri različita načina. Prilikom odlučivanja o periodu zalučenja prasadi treba uzeti u obzir razvitak enzimskog sistema. Klasičan način odgajanja prasadi podrazumeva zalučivanje u osmoj nedelji (56. dana) života. Međutim, razvoj intenzivne proizvodnje svinja doprineo je implementiranju prakse ranijeg zalučivanja prasadi koje podrazumeva da se od majke odvajaju u periodu između pete i šeste nedelje (od 35. do 42. dana) života. Pored klasičnog i ranog zalučivanja neke farme i privatna domaćinstva se odlučuju za rano zalučivanje prasadi što podrazumeva da se u periodu između druge i četvrte nedelje (od 14. do 28. dana) života odvoje od majke. Uzimajući u obzir period razvijanja enzimskog sistema prasadi zalučivanje pre 14. dana ne bi imalo nikakvu svrhu (Ševković i sar., 1991).

U svinjarskoj proizvodnji gajenje svinja uglavnom podrazumeva držanje svinja u cilju njihovog tova. Većina farmi se opredeljuje za držanje isključivo tovnih svinja, dok se manji broj opredeljuje za gajenje priplodnih krmača i proizvodnju prasadi. U zavisnosti od željenog krajnjeg proizvoda razlikuju se četiri vrste tova: mesnati, bekon, polumasni i masni tov (Ševković i sar., 1991).

Vremenski period trajanja tova, računajući od prvog dana života, u proseku iznosi šest meseci. Trajanje samog tova se po potrebi može skratiti ili produžiti što je uslovljeno postizanjem željene telesne mase (od 95 kg do 115 kg za mesnati, 140 kg za polumasni i 200 kg za masni tov). Jedan od najbitnijih faktora koji određuje dužinu trajanja tova je kvalitet obroka. U mesnatom tovu prosečna dnevna količina hrane je 3 kg po grlu, računajući za ceo period tova. Jedino u masnom tovu dnevna količina hrane iznosi od 5 kg do 6 kg, jer se svinje pretežno hrane ugljenohidratnim hranivima kako bi se postigao što veći procenat masti (Ševković i sar., 1991).

Pored kvaliteta obroka i količine hrane treba voditi računa i o dnevnom prirastu svinja koji se postiže. U cilju postizanja najboljeg odnosa mesa i masti u mesnatom tovu svinja optimalan dnevni prirast je od 600 g do 750 g. Ukoliko je dnevni prirast veći od 750 g stvara se i veća količina masti što je i poželjno u masnom tovu (Ševković, 1999).

2.1.4. Svinjsko meso i iznutrice u ishrani ljudi

Uzgojem svinja, dobija se meso koje zbog mnoštva hranljivih sastojaka predstavlja kvalitetnu i značajnu namirnicu u ishrani ljudi. Svinjsko meso sadrži veliki procenat visoko vrednih proteina, vitamina i minerala. Prosečan sadržaj proteina u mesu svinja je od 18% do 21%, a pored toga dobra izbalansiranost amino-kiselina daje svinjskom mesu visoku biološku vrednost. Upravo iz navedenih razloga svinjsko meso je praktično neophodna namirnica u pravilnoj ishrani ljudi (Lewis i Southern, 2000; Vuković, 2006).

U tehnologiji proizvodnje pod pojmom meso u širem smislu obuhvaćeni su i jestivi unutrašnji organi, odnosno iznutrice (jetra i bubrezi). Jetra se široko primenjuje u industriji proizvodnje kobasica i pašteta gde čini najmanje 10% proizvoda. U nekim kulturama i zemljama iznutrice se čak smatraju i delikatesima i imaju visoku tržišnu vrednost (Vuković, 2006; Milićević i sar., 2010).

Pored mesa i jestivih unutrašnjih organa, na liniji klanja se prikuplja i krv na higijenski način, koja se koristi u ishrani ljudi. Jedan od proizvoda koji se može naći na tržištu su kuvane kobasice, odnosno krvavice koje se prave od svinjske krvi i kuvane svinjske kože. Količina krvi koja se može dobiti u proseku iznosi 3,0% telesne mase svinje pre klanja. Ukoliko se na liniji klanja krv ne uzme na higijenski način ona će se koristiti u tehničke svrhe. Pored krvi tehnički značaj imaju i organi i tkiva (koža, krzno, dlaka, kosti i dr.) koji se ne koriste za ishranu, a mogu da služe kao sirovine u farmaceutskoj industriji i za proizvodnju hrane za životinje (Vuković, 2006). Kostii životinja se prerađuju i služe za proizvodnju različiti proizvoda koji se koriste u ishrani ljudi (mehanički separisano meso, proteinski ekstrakti, jestiva mast i želatin) i životinja (koštano brašno, minerali kalcijum i fosfor i tehnička mast) ili se iskorišćavaju za dobijanje tehničkih proizvoda (lepak tutkalo) (Vuković, 2006).

Od ukupne svetske potrošnje mesa više od 40% pripada svinjskom mesu (Lewis i Southern, 2000). Prema podacima iz 2019. godine u Srbiji je zaklano više od 2,2 miliona svinja, a prosečna godišnja potrošnja svinjskog mesa po glavi stanovnika u Srbiji iznosila je 49,6 kg (Anketa o potrošnji domaćinstva, 2019; Statistički godišnjak, 2020). Navedeni podaci ukazuju na značajnu proizvodnju svinjskog mesa i jestivih unutrašnjih organa u Republici Srbiji.

2.1.5. Ishrana svinja u tovu

Svinjarstvo je grana stočarstva kojom se obezbeđuje proizvodnja mesa za potrebe konstantno rastućeg broja stanovnika. Rastuća proizvodnja svinja uticala je na povećanje dnevnog prirasta prasadi i poboljšanje kvaliteta mesa. Obroci koji zadovoljavaju sve dnevne energetske potrebe omogućavaju i dobre proizvodne rezultate. Pored energetskih nutritijenata dobro izbalansiran obrok mora da sadrži dovoljno vode, soli, vitamina, minerala i svih za organizam esencijalnih komponenti kako bi se osigurao normalan rast i razvoj svinja (Ševković i sar., 1991).

Osnovna anatomska i fiziološka karakteristika svinja je relativno kratak digestivni trakt u poređenju sa velikim želucem koji je bogat želudačnim sokom (Ševković i sar., 1991). Svinje su monogastrične životinje sa tipičnim enzimskim sistemom varenja hrane koji se u potpunosti formira između treće i četvrte nedelje života (Ševković i sar., 1991; Stojić, 2004). Hrana se u želucu svinja zadržava i do 24 sata, dok pasaža kroz kompletan digestivni sistem može trajati u proseku od 15-50 sati (Stojić, 1999).

Svinje pripadaju omnivorima (svaštojedi) što znači da u prirodnim uslovima podjednako koriste i biljna i animalna hraniva. Procesom domestikacije svinja čovek je značajno izmenio njihove navike u ishrani i približio ih je herbivorima (Stojić, 1999). Osnovu ishrane svinja čine zrnasta hraniva (kukuruz, ječam, ovas i pšenica) čiji je udeo u obroku 50% i više, što zavisi od proizvodne kategorije svinja. Budući da su zrnasta hraniva oskudna u pojedinim esencijalnim amino-kiselinama, vitaminima i mineralnim materijama ona prvenstveno predstavljaju izvor energije u obroku (Ševković i sar., 1991).

Izvor proteina u obroku predstavljaju hraniva koja se dobijaju kao sporedni proizvodi industrije. Najčešće se koriste uljane sačme i pogače. Zastupljenost ovih hraniva u obroku ne bi trebala da bude veća od 8%. Pored njih koriste se još i pšenične mekinje i stočno brašno, ali zbog niske energetske vrednosti učešće ovih hraniva u obroku svinja ne bi trebalo da prevazilazi 15% (Ševković i sar., 1991).

Nedostatak mineralnih elemenata u obroku je jedan od problema koji se učestalo javlja u ishrani svinja. Glavni razlog ovog deficita je što većina biljnih hraniva sadrži mineralne elemente male biološke iskoristivosti. Kao najčešći primer navodi se nedostatak fosfora (P). Fitin je organska forma fosfora koja je zastupljena u biljnim hranivima. Stopa iskoristivosti fitina kod svinja je najviše 50% zbog čega je vrlo česta pojava deficit ovog elementa (Ševković i sar., 1991). Upravo iz ovih razloga neophodno je dodavati koncentrovane izvore neorganskog fosfora u obroke. Monokalcijum fosfat i dikalcijum fosfat su najčešće korišćeni fosfatni aditivi, a obrocima se dodaju u koncentracijama od 1% do 2% (Ševković i sar., 1991; Lima i sar., 1999). Pored fosfatnih aditiva mogu se koristiti i stočna kreda ili koštano brašno u istim koncentracijama (od 1% do 2%) (Ševković i sar., 1999).

Kuhinjska so se dodaje u količini od 0,3% do 0,5% i predstavlja važan dodatak obroku. Potrebe u mikroelementima kao što su gvožđe (Fe), bakar (Cu), mangan (Mn) i cink (Zn) podmiruju se dodavanjem različitih soli najčešće u obliku sulfata (Ševković i sar., 1991).

Zadovoljavanje dnevnih potreba svinja za vitaminima postiže se dodavanjem vitaminskih premiksa u kojima se vitamini nalaze u čistom obliku. Zastupljenost u dnevnom obroku zavisi od sastava upotrebljenog premiksa (Ševković i sar., 1999).

Obroci svinja, pored toga što treba da zadovolje sve dnevne potrebe za energijom i esencijalnim nutritijentima, potrebno je da budu primamljivi i ukusni. Kombinovanjem većeg broja navedenih hraniva u različitim odnosima najlakše se postiže zadovoljavajući kvalitet ali i primamljivost samog obroka za svinje. Da bi se obezbedio primamljiv i ukusan obrok, vrlo često se u svinjarskoj proizvodnji koriste korigensi ukusa i mirisa (Ševković i sar., 1991). Pored njih koriste se i druge dozvoljene supstance (promotori rasta), a sve u cilju bolje i veće proizvodnje (Close, 2000; Lewis i Sauthern, 2000).

Razvoj industrijske proizvodnje kompletnih krmnih smeša uveliko je olakšalo intenzivnu proizvodnju svinja. Kompletna krmna smeša su formulisane tako da zadovolje sve dnevne potrebe za esencijalnim nutritijentima i mineralima. Upotreba velikog broja hraniva različitih kategorija za izradu kompletne krmne smeše može imati negativan uticaj na kvalitet krajnjeg proizvoda (Ševković, 1991). Pored toga hraniva mogu predstavljati izvore materija koje su štetne po organizam kao što su mikotoksini (Lewis i Sauthern, 2000; Streit i sar., 2012), radionuklidi (Desideri i sar., 2014; Olobatoke i Mathuthu, 2015; Vranješ i sar., 2017, 2020) i toksični elementi (Zhang i sar., 2012; Adams i sar., 2017). Stoga je neophodno da se vodi računa da obrok pored ekonomičnosti i zadovoljavanja dnevnih potreba za hranljivim materijama ne deluje štetno na zdravlje životinje.

2.3. Proizvodnja monokalcijum fosfata

Fosfatna industrija proizvodi dve osnovne vrste fosfatnih aditiva koji se koriste u ishrani životinja. U prvu vrstu proizvoda spada trikalcijum fosfat, dok drugoj grupi pripadaju monokalcijum fosfat i dikalcijum fosfat koji se češće upotrebljavaju. Ovi fosfatni aditivi se koriste u ishrani životinja i predstavljaju različite mešavine fosfata i drugih hranljivih materija (azota, magnezijuma, sumpora i cinka). Osnovna razlika između ovih proizvoda je u sadržaju kalcijuma i fosfora. Trikalcijum fosfat sadrži najmanje 30% kalcijuma i 18% fosfora, dikalcijum fosfat sadrži od 18% do 24% kalcijuma i 18,5% fosfora, a monokalcijum fosfat od 15% do 20% kalcijuma i 21% fosfora. Pored upotrebe u ishrani životinja

monokalcijum fosfat se koristi i kao mineralno fosfatno đubrivo (eng. *International Atomic Energy Agency, IAEA, 2013*).

Kako fosfatne stene u sebi sadrže velike količine fluora (F), koji je izuzetno toksičan za životinje, neophodno je osigurati da njegova koncentracija u finalnom proizvodu bude što manja. Pored fluora fosfatne stene mogu sadržati i velike količine prirodnih radionuklida (^{238}U , ^{226}Ra i ^{232}Th) i drugih elemenata koji su toksičnih za životinje (Pb, As, Cd, Cr, Hg i dr.). Način prerade fosfatne stene određuje i sadržaj radionuklida i toksičnih elemenata u krajnjem proizvodu (monokalcijum i dikalcijum fosfatu) (IAEA 2013).

Proizvodnja monokalcijum i dikalcijum fosfata podrazumeva najpre digestiju fosfatne stene sumpornom ili hlorovodoničnom kiselinom (Casacuberta i sar., 2009), od kojih je digestija sumpornom kiselinom zastupljeniji proces proizvodnje monokalcijum i dikalcijum fosfata. Nakon digestije fosfatne stene dobijaju se fosforna kiselina i fosfogips. Fosforna kiselina se dalje upotrebljava za proizvodnju fosfatnih mineralnih aditiva (IAEA, 2013).

Za proizvodnju monokalcijum i dikalcijum fosfata koriste se dve metode: mešanje defluorisane fosfatne kiseline sa krečnjakom i acidifikacija fosfatne stene hlorovodoničnom kiselinom. Prvom metodom dobija se nekoliko formi kalcijum fosfata: kalcijum dihidrogen fosfat ($\text{Ca}(\text{H}_2\text{PO}_4)$), monokalcijum fosfat monohidrat ($\text{Ca}(\text{H}_2\text{PO}_4)\text{H}_2\text{O}$), dikalcijum fosfat (CaHPO_4) i dikalcijum fosfat monohidrat ($\text{CaHPO}_4(2\text{H}_2\text{O})$). Drugom metodom zakišeljavanja fosfatne stene hlorovodoničnom kiselinom dobija se monokalcijum fosfat monohidrat (monokalcijum fosfat) i dikalcijum fosfat (IAEA, 2013).

U fosfatnim stenama uranijum se uglavnom nalazi kao tetravalentni jon (U^{+4}), a u manjoj meri kao heksavalentni jon (U^{+6}). Tokom procesa digestije fosfatne stene sumpornom kiselinom dolazi do oksidacije tetravalentnog uranijuma u rastvorljiviji i mobilniji heksavalentni jon uranijuma (Casacuberta i sar., 2009; IAEA, 2013). U dobijenoj fosfatnoj kiselini, nakon završenog procesa digestije fosfatne stene sumpornom kiselinom, nalazi se od 90% do 95% uranijuma (Rossler i sar, 1979) u obliku jedinjenja uranil fosfata ($\text{HO}_6\text{PU}^{6-}$), uranil sulfata (UO_2SO_4) i jedinjenja fluorida. Preostalih 5% iz fosfatne stene pređe u fosfogips (Rutheford i sar., 1994; IAEA, 2013).

Pored uranijuma-238 (^{238}U) fosfatne stene su bogate i radijumom-226 (^{226}Ra) koji nastaje alfa raspadom torijuma-230 (^{230}Th), potomka radioaktivnog raspada ^{238}U (Rutheford i sar., 1994). Najveći deo ^{226}Ra iz fosfatne stene, nakon procesa digestije sumpornom kiselinom, pređe u fosfogips. Prema literaturnim podacima, količina ^{226}Ra koja zaostaje u fosfogipsu varira od 60% (Hurst i Wesley, 1980) do 80% (eng. *National Reasrch Council, NRC, 1999*). Ove razlike u sadržaju ^{226}Ra u fosfogipsu su posledica zaostalih delova fosfatne stene koja nije razorena procesom digestije sumpornom kiselinom (Rutheford i sar., 1994). Prilikom digestije fosfatne stene hlorovodoničnom kiselinom deo ^{226}Ra se istaloži u mulju u formi radijum fluorida (RaF_2) zajedno sa kalcijum fluoridom (CaF_2), a deo zaostaje u rastvoru kao radijum hlorid (RaCl_2) (Casacuberta i sar., 2009).

Proces digestije fosfatnih stena hlorovodoničnom kiselinom je dobro proučen, ali se o sudbini radioaktivnih elemenata iz fosfatne stene tokom procesa proizvodnje do danas jako malo zna. Hemijski uslovi ukazuju da se gotovo svi radionuklidi, uključujući uranijum i radijum, rastvore u hlorovodoničnoj kiselini. Tokom sledećeg koraka u proizvodnji, koji podrazumeva uklanjanje hlorovodonične kiseline procesom evaporacije, može doći do kontaminacije proizvoda usled koncentrisanja radionuklida u fosfornoj kiselini. Gäfvert i

sar. (2001) su utvrdili da 75% uranijuma pređe u finalni proizvod (monokalcijum i dikalcijum fosfat) tokom digestije hlorovodoničnom kiselinom.

Toksični elementi kao što su arsen (As), kadmijum (Cd), hrom (Cr), olovo (Pb), živa (Hg) i fluor (F) se raspoređuju između fosforne kiseline i fosfogipsa. U kom odnosu će se ovi elementi rasporediti između ova dva proizvoda zavisi od tipa fosfatne stene, proizvodnog procesa i vrste nečistoće. Ukoliko se monokalcijum i dikalcijum fosfat proizvode digestijom fosfatne stene sumpornom kiselinom i mešanjem dobijene fosforne kiseline sa krečnjakom očekuje se veća koncentracija kadmijuma, magnezijuma, aluminijuma, gvožđa i hroma, dok prerada sa hlorovodoničnom kiselinom dovodi do povećane koncentracije arsena i olova u finalnom proizvodu (Casacuberta i sar., 2009; IAEA, 2013).

2.4. Radionuklidi i toksični elementi u hrani za životinje

Svaka materija bilo da je organskog, neorganskog ili biološkog porekla, a koja prilikom kontakta sa živim organizmom izazove štetne efekte smatra se zagađivačem životne sredine (Masindi i Muedi, 2018). Radionuklidi i toksični elementi su neorganske materije široko rasprostranjene u Zemljinoj kori. Pored eksploatacije prirodnih resursa, kao što su magmatske i fosfatne stene, koje sadrže povećane koncentracije radionuklida i toksičnih elemenata (Mehmood i sar., 2009; Aydin i sar 2010; Chen i Graedel, 2015), intenzivan rast industrijske i poljoprivredne proizvodnje doveo je do povećanja koncentracije radionuklida i toksičnih elemenata u zemljištu na određenim područjima, u biljkama i živim organizmima. Eksponencijalan rast kontaminacije životne sredine radionuklidima i toksičnim elementima postao je globalni problem današnjice.

Rudarstvo i prerada ruda jedna je od antropogenih delatnosti koja ima najveći doprinos kontaminaciji životne sredine kako radionuklidima tako i toksičnim elementima (NRC, 1999; IAEA, 2003;). Mineralni aditivi monokalcijum i dikalcijum fosfat, koji se dobijaju preradom fosfatnih stena, mogu imati visok sadržaj ^{238}U i potomaka njegovog radioaktivnog raspada (^{234}U , ^{226}Ra , ^{210}Po i ^{210}Pb) (Gäfvert i sar., 2001; Casacuberta i sar., 2009; Desideri i sar., 2014; Vranješ i sar., 2017, 2020) i toksičnih elemenata bakra, hroma, kadmijuma, arsena i olova u zavisnosti od procesa proizvodnje (Casacuberta i sar., 2009; López-Alonso i sar., 2012a). Pored proizvodnje mineralnih aditiva za ishranu životinja fosfatne stene se koriste i za proizvodnju fosfatnih đubriva (IAEA, 2013).

Biljna hraniva koje se koriste u ishrani životinja uglavnom imaju nizak nivo radionuklida i toksičnih elemenata (Grdović i sar., 2010; Mitrović i sar., 2019). Međutim, upotreba fosfatnih đubriva sa povećanom koncentracijom radionuklida i toksičnih elemenata može dovesti do opterećenja poljoprivrednog zemljišta, prvenstveno ^{238}U , i na taj način indirektno optereti lanac hrane (ATDSR, 2013; Karpas, 2015). Pšenica, ukoliko se gaji na zemljištu koje je usled preterane upotrebe fosfatnih đubriva, kontaminirano kadmijumom može predstavljati izvor ovog elementa u obroku životinja (Lindén i sar., 2003; Jafarnejadi i sar., 2011;). Vrlo često izvor nekog radionuklida ili toksičnog elementa u obroku nije hranivo sa najvećom koncentracijom tog elementa, već hranivo koje je najzastupljenije u obroku (eng. *European Food Safety Authority, EFSA*, 2012). Tako na primer izvor kontaminacije obroka kadmijumom mogu biti pšenica i ječam jer su procentualno najzastupljenija hraniva u dnevnom obroku (Lindén i sar, 1999, 2003; EFSA, 2012).

Pored fosfatne industrije i druge ljudske delatnosti kao što su: rudarstvo i prerada ruda (uranijuma, bakra, cinka i dr.), nuklearne elektrane, proizvodnja nuklearnog oružja, sagorevanje fosilnih goriva, proizvodnja prirodnog gasa i nafte, elektrane i toplane, industrijska proizvodnja i upotreba metala i njihovih jedinjenja u domaćinstvu i poljoprivredi i postrojenja za preradu voda doprinose kontaminaciji životne sredine radionuklidima i toksičnim elementima, a posledično i lanca hrane (NRC, 1999; IAEA, 2003).

2.5. Prirodni radionuklidi ^{40}K , ^{238}U i ^{226}Ra

U prirodi postoje tri glavna prirodna izvora jonizujućeg zračenja: zemljišno zračenje (radionuklidi prisutni u zemljinoj kori), kosmičko zračenje i kosmogeni radionuklidi (Saračević 1999; NRC 1999; UNSCAR 2008). Izloženost svih živih bića na Zemlji malim dozama jonizujućeg zračenja poreklom iz ova tri prirodna izvora je konstantna i neizbežna (Olobatoke, 2015).

Kosmičko zračenje potiče iz dubine kosmičkog prostora i svoje dejstvo na životnu sredinu ostvaruje direktno i indirektno preko kosmogena radionuklida. Do sada su identifikovana ukupno 22 kosmogena radionuklida. Ugljenik-14 (^{14}C) i tricijum (^3H) su jedina dva kosmogena radionuklida koji imaju značaja u pogledu doprinosa dozi od spoljašnjeg ozračivanja ljudi i životinja (NRC, 1999). Intenzitet kosmičkog zračenja u različitim tačkama na Zemlji varira i zavisi prvenstveno od geografske širine i nadmorske visine. Najniže vrednosti kosmičkog zračenja zabeležene su u regionima bliže ekvatoru, a najviše bliže polovima Zemlje. Varijacije u intenzitetu zračenja nastaju jer se sa porastom nadmorske visine apsorpcija kosmičkog zračenja smanjuje, te je samim tim i intenzitet kosmičkog zračenja veći (Saračević, 1999). Ozračivanje živog sveta usled kosmičkog zračenja ima najmanji doprinos u odnosu na druge izvore jonizujućeg zračenja (eng. *United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation, UNSCEAR, 2008*).

Zemljišno zračenje vodi poreklo od prirodnih radioaktivnih elemenata koji se nalaze u zemljinoj kori odakle dospevaju u vodu, hranu i živa bića. U zemljištu je utvrđeno prisustvo oko 40 različitih prirodnih radioaktivnih elemenata od kojih rodonačelnici uranijumovog (^{238}U), aktinijumovog (^{235}U) i torijumovog (^{232}Th) niza, kao i potomci njihovog radioaktivnog raspada, daju najveći doprinos spoljašnjem ozračivanju ljudi i životinja. Radionuklidi koji su potomci radioaktivnog raspada ^{238}U , ^{235}U i ^{232}Th imaju različite biohemijske osobine uslovljene atomskim brojem elementa, što im ujedno određuje i sudbinu u procesu proizvodnje, migraciji kroz zemljište i rasprostranjenosti u životnoj sredini, kao i biološku dostupnost i resorpciju (NRC, 1999). Kalijum-40 (^{40}K) i rubidijum-87 (^{87}Rb) su prirodni radioaktivni elementi, koji ne pripadaju radioaktivnim nizovima, već se u životnoj sredini pojavljuju pojedinačno i doprinose ozračivanju živog sveta (UNSCEAR, 2008).

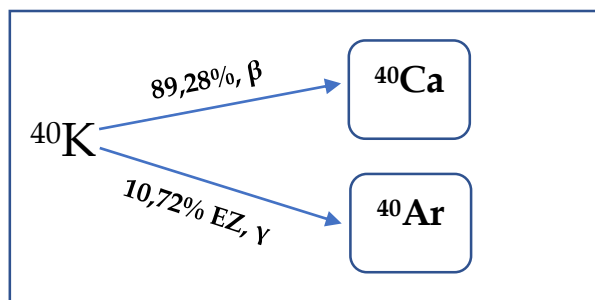
Pored prirodnih radionuklida postoje i antropogeni, odnosno proizvedeni radionuklidi. Ukoliko prilikom fisije u velikim količinama nastane radionuklid(i) sa dugim vremenom poluraspada koji se lako resorbuje u tkiva, a izlučuju iz organizma ljudi i životinja u kratkom vremenskom periodu, označava se terminom „biološki značajni radionuklidi“. Nakon incidenta u nuklearnoj elektrani Lenjin u Černobilju 1986. godine, stroncijum (^{90}Sr), jod (^{131}I) i cezijum (^{134}Cs i ^{137}Cs), identifikovani u fisionoj smeši, svrstani su u najznačajnije biološki značajne radionuklide. Ovi antropogeni radionuklidi imaju svoje hemijske analoge u organizmu životinja i ljudi što im olakšava da se deponuju u organizmu ili zauzmu mesto svog hemijskog analoga (Saračević, 1999).

Zagađenje životne sredine radioaktivnim materijama dovelo je do toga da živi svet pored doze zračenja od prirodnih radionuklida, sve češće prima i dodatnu dozu zračenja od proizvedenih radionuklida. Poljoprivredna i stočarska proizvodnja predstavljaju složene sisteme koji su osetljivi na kontaminaciju radionuklidima u svim fazama proizvodnje i prerade namirnica kako biljnog tako i životinjskog porekla. Veterinarska služba koja štiti životinje i njihove proizvode od radioaktivne kontaminacije jedan je od osnovnih faktora koji utiču na zaštitu stanovništva od zračenja (Saračević, 1999).

2.5.1. Kalijum-40

Metal kalijum (K) je otkriven 1807. godine od strane engleskog hemičara i fizičara Hamfri Dejvija. Elementarni kalijum je izuzetno mekan metal i osmi je najzastupljeniji metal u zemljinoj kori. Hemijska jedinjenja ovog elementa su veoma značajna kao sirovine za pravljenje stakla, sapuna, šibica, eksploziva, vatrometa, ali i za kišljenje mesa. Soli kalijuma koriste se za proizvodnju mineralnih đubriva jer je ovaj element biološki značajan za biljke (Enghag, 2004).

Kalijum se u prirodi javlja u formi tri izotopa ^{39}K , ^{40}K i ^{41}K . Jedini radioaktivan izotop je ^{40}K sa vremenom poluraspada od $1,26 \cdot 10^9$ godina. Udeo ovog radioaktivnog izotopa u masi prirodnog kalijuma je 0,0117% što je ekvivalentno aktivnosti od oko 30 kBq/kg. Proces radioaktivnog raspada ^{40}K odvija se ili kroz emisiju beta čestice i formiranje ^{40}Ca ili putem elektronskog zahvata (EZ) i formiranja ^{40}Ar (slika 1).



Slika 1. Šematski prikaz radioaktivnog raspada ^{40}K .
Na strelicama su prikazane verovatnoća i vrsta radioaktivnog raspada.

Prilikom elektronskog zahvata oslobađa se gama foton čija je energija 1,46 MeV. Oba procesa radioaktivnog raspada ^{40}K pripadaju beta raspadu zbog čega se ovaj radioaktivni element svrstava u beta emitere. (NRC, 1999).

2.5.1.1. Funkcija kalijuma u organizmu

Kalijum je jedan od glavnih nutritijenata za biljke, životinje i ljude. Od ukupne količine u organizmu 90% se nalazi unutar ćelije i predstavlja glavni intracelijski katjon (Stojić, 2004). Smatra se da prosečna osoba od 70 kg sadrži oko 140 g kalijuma koji se uglavnom nalazi u mišićnom tkivu (NRC, 1999). Specifična aktivnost ^{40}K po 1 g prirodnog kalijuma je 31 Bq/g što znači da ljudski organizam sadrži oko 4340 Bq (Saračević, 1999).

Zajedno sa natrijumom, koji je glavni ekstracelularni katjon, kalijum reguliše osmotski pritisak, bilans vode i acido-baznu ravnotežu (Lewis i Southern, 2000). Pored toga uključen je u regulisanje propustljivosti ćelijske membrane, razdražljivosti nervnih i mišićnih vlakana, a igra i kritičnu ulogu u funkciji srca, posebno u regulaciji srčanih otkucaja. U

skeletnim mišićima kalijum sprečava pojavu tetanije. Kalijum učestvuje u transportu kiseonika i ugljen-dioksida, a ima i značajnu ulogu u metabolizmu. U brojnim enzimima kalijum je kofaktor, uključujući adenosin trifosfatazu, heksokinazu, piruvat kinazu i ugljenu anhidrazu (Lewis i Southern, 2000; Stojić, 2004).

Nedostatak kalijuma (hipokalemija) se izuzetno retko javlja kod ljudi i životinja jer se izlučuje prvenstveno mokraćom preko bubrega koji kontrolišu njegov nivo u organizmu. Izlučivanje kalijuma iz organizma stimuliše aldosteron, te se usled hiperreaktivnosti nadbubrežne žlezde, prouzrokovane stresom, povećava ekskrecija ovog elementa (Lewis i Southern, 2000). Uporne dijareje, naročito kod teladi, mogu povećati gubitak kalijuma putem fecesa i prouzrokovati njegov deficit (Stojić, 2004).

2.5.1.2. Izvor kalijuma u obrocima životinja

Kalijum se u organizam ljudi i životinja unosi putem hrane u količinama koje su i više nego dovoljne za zadovoljavanje dnevnih potreba. U zavisnosti od životinjske vrste i starosne kategorije dnevne potrebe za kalijumom variraju. Kod svinja potrebe za kalijumom iznose od 1,5 g/kg do 3 g/kg po obroku, od čega veće koncentracije zahtevaju mlade jedinke (NRC, 1998). Dnevne potrebe pilića za kalijumom iznose 1,5 g/kg, dok je ovčama neophodno obezbediti od 5 g/kg do 8 g/kg kalijuma dnevno (NRC, 1985, 1994). Kod goveda dnevne potrebe za kalijumom zavise od starosne dobi i proizvodne kategorije, te se kreću u rasponu od 3,4 g/kg do 10 g/kg, od čega najmanje potrebe imaju junad, a najveće krave u laktaciji (NRC, 2001).

Najveći izvor kalijuma u obroku životinja su biljna hraniva u kojima je koncentracija ovog elementa od 10 g/kg do 25 g/kg. Zrnasta hraniva sadrže kalijum u koncentraciji od 3 g/kg do 8 g/kg, dok se u životinjskim proizvodima kreće od 3 g/kg do 20 g/kg (McDowell, 2003). Biološka iskoristivost kalijuma je preko 95% u većini biljnih hraniva koja se koriste u ishrani svinja (McDowell, 2003). Biološka iskoristivost kalijuma iz sojine sačme je 97%, iz kukuruza od 90% do 95%, dok je najveća iskoristivost ovog elementa iz kalijum karbonata i kalijum bikarbonata (Combs i Miller, 1985.). Iz ovih razloga je veoma lako zadovoljiti dnevne potrebe svinja za kalijumom.

2.5.1.3. Resorpcija i distribucija ⁴⁰K iz digestivnog trakta

Resorpcija kalijuma iz digestivnog trakta odvija se procesom proste difuzije (pasivnim transportom), prvenstveno u tankom crevu. Koncentracija kalijuma u krvi uslovljava u kojem procentu će se resorbovati iz tankog creva. Ukoliko je koncentracija u lumenu creva niža od koncentracije u krvi kalijum će se izlučiti iz organizma, a ukoliko je viša on će se resorbovati. Kalijum je pod homeostatskom kontrolom, te veći unos putem hrane ne dovodi do povećanja njegove koncentracije u organizmu (Stojić, 2004). Ovo ujedno znači da je i doza koju organizam primi od ⁴⁰K, kao dominantnog radionuklida u telu životinja i ljudi, relativno konstantna (NRC, 1999).

2.5.1.4. Toksičnost ⁴⁰K

Toksikoze prouzrokovane kalijumom su veoma retke (NRC, 1980). Smatra se da je kalijum toksičan ukoliko čini 3% ukupnog obroka, što je oko deset puta više u odnosu na dnevne potrebe. Za svinje toksična doza kalijuma iznosi od 15 g/kg do 30 g/kg. Zbog toga je Nacionalno istraživačko veće (eng. *National Research Council, NRC*) (1998) za maksimalan dnevni unos kalijuma postavilo količinu od 30 g/kg obroka za sve životinjske vrste. Verovatnoća da će kod životinja doći do trovanja kalijumom povećava se sa smanjenim, odnosno ograničenim unosom vode (Lewis i Sauthern, 2000).

Povećana količina kalijuma u organizmu (hiperkalemija) može da dovede do prestanka rada srca u dijastoli. Kako je kalijum antagonist kalcijumu, ukoliko se kalcijum u obroku nalazi u manjim količinama ili tokom laktacije, kada je gubitak ovog elementa povećan, višak kalijuma u organizmu može da dovede do povećanja deficita kalcijuma (Božić, 2007).

Hipokalemija je veoma retka pojava i uglavnom se javlja usled povećanog izlučivanja kod hipereaktivnosti nadbubrežne žlezde ili kod upornih dijareja (Lewis i Sauthern, 2000). Ukoliko se pojavi nedostatak kalijuma u organizmu dolazi do smanjenja apetita i lošeg rasta, slabljenja refleksa i paralize. Zbog uloge koju kalijum ima u funkciji srca i nastanka degenerativnih promena na miokardu, dolazi do poremećaja u stvaranju i sprovođenju srčanih impulsa (Stojić, 2004; Božić, 2007). Smanjene koncentracije kalijuma u plazmi, zbog prouzrokovanih posledica, mogu ozbiljno da ugroze život (Stojić, 2004; Božić, 2007).

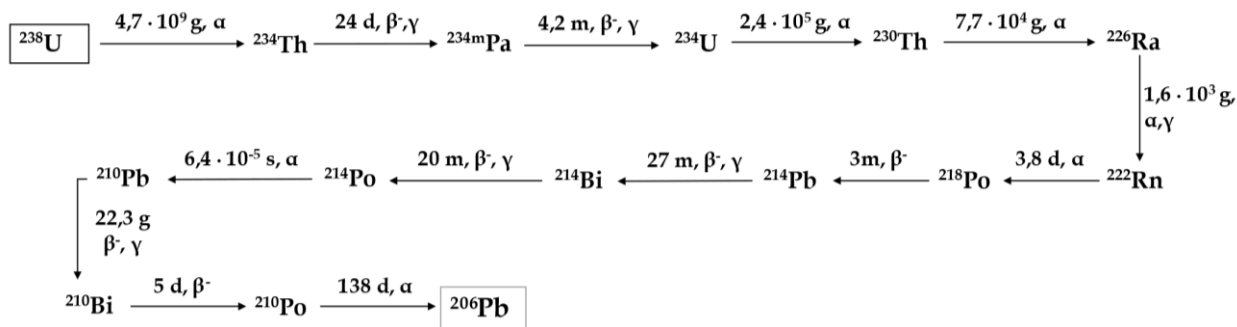
2.5.2. Uranijum-238

Uranijum (U) je otkriven 1789. godine u Berlinu od strane nemačkog hemičara Martina Klaprota i nazvan je po tada otkrivenoj planeti Uran. Njegovu radioaktivnu prirodu otkrio je Henri Becquerel jedan vek kasnije (1896. godine) kada je uvideo da su fotografske ploče u blizini soli uranijuma potamnele, a da nisu bile izložene svetlosti (Enghag, 2004; eng. *Agency for Toxic Substances and Disease Registry, ATSDR*, 2013; Karpas 2015).

Uranijum je najteži prirodni element, srebrno-bele boje, sa atomskim brojem 92 (ATSDR, 2013; Karpas, 2015). Ovaj radioaktivni element se u prirodi pojavljuje u pet oksidativnih stanja (+2, +3, +4, +5 i +6), od kojih su U⁺⁴ i U⁺⁶, jedina dovoljno stabilna stanja da bi bili od značaja (ATSDR, 2013).

Uranijum se sastoji od tri izotopa, od kojih je najzastupljeniji ²³⁸U sa masenim udelom od 99,284% i doprinosom radioaktivnosti od 49%. Maseni udeo druga dva izotopa je 0,005% za ²³⁴U i 0,711% za ²³⁵U sa doprinosom radioaktivnosti od 49% (²³⁴U) i 2% (²³⁵U). Svi izotopi uranijuma pripadaju alfa emiterima. Pripadnost radionuklida alfa emiterima znači da se proces njegovog radioaktivnog raspada odvija uz emisiju alfa čestica. Zbog malog dometa i prodornosti koju alfa čestice imaju (ATSDR, 2013), uranijum je okarakterisan kao slabo radioaktivan element. Drugi razlog zbog kojeg se uranijum smatra slabo radioaktivnim je njegova velika gustina (19,02 g/cm³) koja praktično predstavlja zaštitu od sopstvenog zračenja (Naja i Volesky, 2009).

Fizičko vreme poluraspada ^{238}U je 4,5 milijardi godina. Radioaktivnim raspadom ^{238}U nastaje 14 potomaka, koji su beta i/ili gama emiteri, a završava se ^{206}Pb kao stabilnim izotopom (slika 2).



Slika 2 Šematski prikaz radioaktivnog raspada ^{238}U .
Na strelicama su prikazana vremena poluraspada i vrsta radioaktivnog raspada

2.5.2.1. Prisustvo ^{238}U u životnoj sredini

Kao prirodan metal uranijum je široko rasprostranjen u zemljištu, vodama i živim organizmima. U zavisnosti od geografske lokacije i sastava zemljišta varira i njegova koncentracija u prirodi (Karpas, 2015). Prosečno se u Zemljinoj kori nalazi oko 2,4 mg/kg uranijuma, dok se njegov sadržaj u stenama kreće od 0,5 mg/kg do 4,7 mg/kg, što je ekvivalentno aktivnosti od 7 Bq/kg do 60 Bq/kg (NRC, 1999). Fosfatne stene kod kojih je fosfor zastupljen u visokom procentu mogu sadržati i do 300 mg/kg uranijuma (IAEA, 2003; Stojanović i sar., 2015). U Srbiji prirodni izvori uranijuma su magmatske, sedimentne i karbonatne stene i graniti sa prosečnim sadržajem do 3,5 mg/kg uranijuma (Stojanović i sar., 2015).

Prehrambene namirnice mogu sadržati uranijum. Prema podacima Svetske zdravstvene organizacije (eng. *World Health Organization, WHO*) najveće koncentracije uranijuma se mogu izmeriti u ljuskarima, dok se niže koncentracije registruju u svežem povrću, žitaricama i ribi. Dnevni unos ^{238}U putem hrane u nekoliko evropskih zemalja kreće se od 12 mBq/kg do 45 mBq/kg, u Americi od 15 mBq/kg do 17 mBq/kg, dok je u Japanu dnevni unos od 11 mBq/kg do 60 mBq/kg od čega su najviše vrednosti zabeležene u području uranijumskih rudnika (WHO, 2012).

Fosfatna industrija je jedna od najznačajnijih ne nuklearnih industrija koja dovodi do distribucije radioaktivnih elemenata u životnu sredinu. Širom sveta fosfatne stene se eksploatišu u cilju proizvodnje fosfatnih đubriva i mineralnih aditiva koji se prvenstveno koriste u ishrani životinja, ali i ljudi. Fosfatni proizvodi, mogu imati povišen nivo ^{238}U , te se njihovom upotrebom dvostruko opterećuje lanac hrane. Veštački, odnosno antropogeno unet ^{238}U u životnu sredinu je dostupniji biljkama za resorpciju. Zbog toga upotreba fosfatnih đubriva može dovesti do opterećenja poljoprivrednih zemljišta ovim radioaktivnim elementom i indirektno opteretiti lanac hrane (Karpas, 2015; ATDSR, 2013). Sa druge strane fosfatni aditivi (monokalcijum, dikalcijum i trikalcijum fosfat), koji se svakodnevno koriste u ishrani životinja, mogu sadržati značajno visoke koncentracije ^{238}U (Arruda-Neto i sar., 1997; Casacuberta i sar., 2009; Vranješ i sar., 2017, 2020) i prouzrokovati dodatno opterećenje lanca hrane ovim radioaktivnim elementom.

2.5.2.2. Resorpcija i distribucija ^{238}U iz digestivnog trakta

Najveća količina ^{238}U se u organizam životinja i ljudi unosi putem vode i hrane. Eksperimentalne studije sprovedene na ljudima ukazuju da je stepen resorpcije uranijuma iz digestivnog trakta manji od 5% (ATSDR, 2013) i da se može kretati u opsegu od 0,1% do 6% (Zamora i sar., 2002, 2003). Kod životinja stepen resorpcije iz digestivnog trakta zavisi od vrste životinje, starosne kategorije, statusa gladovanja i rastvorljivosti uranijumovih jedinjenja. Kod pacova je ustanovljeno da se samo od 0,6% do 2,8% uranijuma resorbovalo iz digestivnog trakta nakon oralnog davanja rastvora uranil nitrata u koncentracijama od 0,003 mg/kg do 45 mg/kg telesne mase (La Touche i sar., 1987). Studija sprovedena na odraslim babunima i miševima pokazala je da se procenat resorpcije uranijuma povećava nakon gladovanja. Kod odraslih, normalno hranjenih jedinki, procenat resorbovanog uranijuma iznosio je 0,5% kod babuna i 0,069% kod miševa. Kod jedinki kojima je hrana bila uskraćena 24 časa, procenat resorpcije uranijuma je bio znatno veći, 4,5% kod babuna i 0,80% kod miševa (Bhattacharyya i sar., 1989).

Eliminacija ^{238}U koji se ne resorbuje u digestivnom traktu (oko 95%) odvija se uglavnom putem fecesa (ATSDR, 2013). Nakon prelaska u krv glavni put eliminacije uranijuma je preko bubrega putem urina. Kod ljudi se u prva 24 časa iz organizma urinom izluči od 70% do 85% od ukupne količine resorbovanog uranijuma, a u narednih tri dana još 5,5% (Bassett i sar., 1948). Neuman i sar. (1948) su sprovedeli istraživanje na pacovima, mačkama i zečevima, i konstatovali da se i kod ovih životinjskih vrsta u prva 24 časa izluči najveći deo resorbovanog uranijuma. Izlučivanje ovog elementa iz organizma prvenstveno zavisi od pH mokraćne. Uranijum se u krvi nalazi kao uranil anjon (UO_2^{2+}) i delom je vezan za proteine, a delom formira kompleks sa bikarbonatnim katjonima. Kompleks uranijuma i bikarbonata se lako filtrira kroz glomerule i prelazi u proksimalne tubule bubrega. U zavisnosti od pH stvoreni kompleks bikarbonata disosuje i oslobađa uranil jon (UO^{2+}) koji se potom vezuje za ćelije proksimalnih tubula. Ukoliko je UO^{2+} prisutan u dovoljnoj količini izazvaće oštećenja, što se ogleda pojavom aminoacidurije (Clarkson i Kench, 1956). Visoka pH vrednost u bubrezima sprečava disocijaciju kompleksa bikarbonata i uranijuma, te skoro ceo uranijum prelazi u mokraću.

Deo uranijuma koji ostane u organizmu redistribuira se i deponuje prvenstveno u kostima, jetri i bubrezima. Procenjeno je da se u telu čoveka nalazi oko 90 $\mu\text{g}/\text{kg}$ uranijuma, od čega je 59,4 $\mu\text{g}/\text{kg}$ (66%) u kostima, 14,4 $\mu\text{g}/\text{kg}$ (16%) u jetri, 7,2 $\mu\text{g}/\text{kg}$ (8%) u bubrezima i oko 9 $\mu\text{g}/\text{kg}$ (10%) u drugim tkivima (ATSDR, 2013). Pretpostavka je da se 15% uranijuma koji napusti cirkulaciju deponuje na površini kostiju u obliku UO_2^{2+} zamenjujući jone kalcijuma (Legget, 1994). Biološko vreme poluraspada ovako deponovanog uranijuma je pet dana. Deo uranijuma iz kosti se vraća u cirkulaciju, a ostatak se deponuje u izmenljivoj zapremini kostiju. Biološko vreme poluraspada ovako deponovanog uranijuma je trideset dana kod ljudi (eng. *International Commission on Radiological Protection, ICRP, 2017*).

Istraživanje sprovedeno na svinjama koje su tokom prvih sedam dana života dobijale uranijum putem hrane, pokazalo je da se 30% od ukupno datog uranijuma deponovalo u kostima kao uranijum nitrat (Leggett i Harrison, 1995). Pored kostiju ovaj radioaktivni element se najviše deponuje u bubrezima i jetri, a u manjoj meri u mišićima i mozgu, što je pokazalo istraživanje sprovedeno na brojlerima (Mitrović i sar., 2014). Značajno povišene koncentracije uranijuma u bubrezima, jetri, slezini, mozgu, krvnom serumu, tibii, lobanji i urinu detektovane su kod odraslih Sprague Dawley pacova 18 meseci nakon implantacije

peleta legura osiromašenog uranijuma u trbušni mišić (Pellmar i sar., 1999). Aruda-Neto i sar. (2004) su kod pasa rase Bigl konstatovali da dugotrajan unos malih doza uranijuma dovodi do njegove akumulacije prvenstveno u kostima i kostnoj srži.

2.5.2.3. Toksičnost ^{238}U

Uzimajući u obzir da se uranijum svrstava u teške metale koji je ujedno i radioaktivan njegovo toksično dejstvo na živi organizam može biti i hemijsko i radiološko. Kao primarni ciljni organ ispoljavanja toksičnog dejstva uranijuma navodi se bubreg kako kod životinja tako i kod ljudi. Oštećenja bubrega nastaju usled akumulacije uranijuma u epitelu proksimalnih bubrežnih tubula izazivajući atrofiju tubula i nekrozu ćelija. Nastala oštećenja remete sekreciju organskih anjona i reapsorpciju filtrirane glukoze i amino kiselina. Pored štetnog dejstva na bubrege, zabeleženo je i neurotoksično dejstvo, reproduktivne i razvojne anomalije, smanjen rast kostiju i genetska oštećenja (EFSA, 2009).

Efekti uranijuma na organizam zavise od rastvorljivosti uranijumovih jedinjenja. Smatra se da rastvorljiva jedinjenja dovode do toksičnih, a da nerastvorljiva prouzrokuju kasne radijacione efekte (Đurović i Mišović, 2000). Hemijska i radiološka toksičnost mogu imati i zbirno dejstvo ili se mogu međusobno podsticati ukoliko su čovek ili životinja izloženi kombinovanom dejstvu radiološki potentnijih izotopa uranijuma (ATSDR, 2013).

Hemijska toksičnost uranijuma varira u zavisnosti od životinjske vrste i zavisi od pola, starosti i težine životinje (Kurtio i sar., 2006). Najveću osetljivost na toksično dejstvo ovog radionuklida ispoljavaju kunići, dok druge životinjske vrste kao što su pacov, zamorac, prase, miš i pas imaju nešto veću otpornost. Mačke i ljudi su najotporniji na toksične efekte uranijuma (Orcutt, 1949; Tannenbaum i sar., 1951; Kathren i Burklin, 2008).

2.5.2.3.1. Radiološka toksičnost ^{238}U

Ranije je izneto da se uranijum svrstava u slabo radioaktivne elemente zbog toga što je alfa emiter i metal velike gustine (zaštita od sopstvenog zračenja) (Naja i Volesky 2009). Potomci radioaktivnog raspada ^{238}U su alfa, beta i gama emiteri. Alfa čestica, koja se emituje prilikom radioaktivnog raspada uranijuma, iako je malog dometa, zbog velike mase i pozitivnog naelektrisanja ima veliku moć jonizacije i predstavlja veliki rizik kada se unese u organizam. Beta čestice koje se emituju nakon radioaktivnog raspada nekih od potomaka ^{238}U , imaju veliku brzinu i veći domet, ali manju masu i moć jonizacije od alfa čestice. Nakon alfa i beta raspada iz pobuđenih jezgara potomaka ^{238}U oslobađa se gama zračenje koje u poređenju sa alfa i beta česticama ima veću prodornu moć, a manju moć jonizacije. Sve tri vrste zračenja su opasne kada se njihovi izvori unesu u organizam putem ingestije, inhalacije ili preko oštećene kože (transkutano) (Saračević, 1999).

Radiološka toksičnost uranijuma zasniva se na direktnom i indirektnom dejstvu jonizujućeg zračenja na živu materiju. Prolaskom kroz materiju zračenje predaje energiju i dovodi do ekscitacije atoma i molekula materije kroz koju prolazi što može dovesti do stvaranja slobodnih radikala, koji imaju glavnu ulogu u biološkim efektima zračenja na tkiva. Stvoreni slobodni radikali su fragmenati molekula sa nesparenim elektronima, koji zbog visoke reaktivnosti sa molekulima ćelije imaju kratak životni vek. U interakciji sa živim organizmom zračenja reaguje sa konstituentima ćelije i kao posledica apsorpcije energije dolazi do prekida hemijskih veza i formiranja slobodnih radikala (IAEA, 2010).

Direktno dejstvo zračenja na živi organizam podrazumeva deponovanje energije zračenja u makromolekule koji su bitni za biološke funkcije u organizmu (IAEA, 2010). Zračenje dovodi do citoloških promena i to na membrani, u citoplazmi i u jedru ćelije. Hromozomske aberacije su najznačajnije promene u jedru i uglavnom nastaju usled niskih doza zračenja. Tkiva i organi koji se intenzivno dele (krv, kostna srž i limfne žlezde) trpe najveća oštećenja usled ozračivanja, a zbog toga su ujedno mladi organizmi osetljiviji na zračenje (Pantelić i Golubović, 2008).

Voda je najzastupljeniji molekul u živom organizmu i stoga se najveći deo energije zračenja apsorbuje u ćelijskoj vodi. Indirektno dejstvo zračenja je uglavnom posledica radiolize vode u organizmu, kao najzastupljenije materije i formiranja slobodnih vodonikovih (H) i hidroksilnih radikala (-OH) koji doprinose oštećenju tkiva (Saračević, 1999; IAEA, 2010).

Depozicijom u koštano tkivo uranijum dovodi do promena u koštanom sistemu. Primarni radiološki efekat na kostima je indukcija osteo sarkoma (Wrenn i sar., 1987). Istraživanje na psima rase Bigl pokazalo je da dugotrajan unos malih doza uranijuma putem hrane matičnim ćelijama kostne srži isporučuje dovoljno veliku dozu koja za tri do pet godina može dovesti do neoplastičnih promena (Arruda-Neto i sar., 2004). Jednokratnim davanjem letalne doze od 350 mg/kg telesne mase uranijuma muškim Balb/c miševima u obliku uranil nitrata utvrđeno je značajno smanjenje širine rasta hrskavice, metafizalnog volumena kostiju i procenta metafizalne aktivnosti u području formiranja kostiju, kao i značajno povećanje metafizalne aktivnosti u regiji resorpcije kosti (Bozal i sar., 2005).

Neophodno je istaći da kada dođe do interne kontaminacije, jonizujuće zračenje u organizmu deluje na oba načina. Posledica dejstva jonizujućeg zračenja na živu materiju je gubitak biološke funkcije molekula (Saračević, 1999).

2.5.2.3.2. Hemijska toksičnost ²³⁸U

Uranijum je sveprisutan element u životnoj sredini zbog čega se vrlo lako ingestijom i inhalacijom, može uneti u organizam. Ukoliko se u organizam unese ingestijom uranijum je manje toksičan nego kada se unese inhalaciono. Razlika u stepenu toksičnosti nastaje najverovatnije zbog malog stepena resorpcije iz digestivnog trakta (ATSDR, 2013). Dugotrajnim unošenjem uranijuma u organizam prvenstveno dolazi do akumulacije četvorovalentnog uranijuma u kostima i bubrezima, dok se u drugim organima jetri, slezini i pankreasu uglavnom deponuje šestovalentni uranijum. Zbog oštećenja membrane i skraćivanja životnog veka, u krvi su najugroženiji eritrociti (Duraković, 1999).

Uranijum je okarakterisan kao hemijski toksičan element zbog afiniteta prema proteinima i formiranja stabilnih kompleksa sa ligandima male molekulske mase. Veličina čestice, hemijski oblik i rastvorljivost unetog jedinjenja, kao i način dospevanja u organizam najviše utiču na stepen hemijske toksičnosti uranijuma. Jedinjenja šestovalentnog uranijuma se svrstavaju u najtoksičnija (Đurović, 2001). Četvorovalentni uranijum se smatra manje toksičnom formom uranijuma jer uglavnom formira nerastvorljiva jedinjenja (ATSDR, 2013).

Bez obzira na put dospevanja u organizam, kada pređe u krv uranijum se vezuje za belančevine, bikarbonate i membrane eritrocita. Formiranjem kompleksa sa bikarbonatnim jonima, povećava se rastvorljivost uranijuma u serumu (Đurović, 2001).

Nakon inhalacije samo čestice uranijuma manje od 10 μm prodiru do alveola, dok se čestice krupnije od 10 μm zadržavaju u gornjim disajnim putevima (grlu i nosu). Čestice koje se ne rastvore u krvi i tkivnim tečnostima, zadržavaju se na sluzokoži respiratornog trakta, dok rastvorene čestice uranijuma prelaze u krv i distribuiraju se u druge organe. Upalni procesi koji nastaju su posledica mehaničkog oštećenja sluzokože i hemijske toksičnosti uranijuma (Đurović, 2000, ATSDR, 2013).

Kao kritičan organ toksičnog dejstva uranijuma navodi se bubreg koji je ujedno i organ u kojem se uranijum deponuje u najvećem procentu (Đurović, 2001). Uranijum dovodi do oštećenja proksimalnih bubrežnih tubula. Smatra se da su oštećenja koja uranijum prouzrokuje u bubrezima posledica zbirnog dejstva hemijske i radiološke toksičnosti (Wrenn i sar., 1987). Klinička slika usled oštećenja bubrega manifestuje se u vidu akutne ili subakutne bubrežne insuficijencije (Đurović, 2001).

Pored bubrega, uranijum može oštetiti i jetru, mada tačan mehanizam i etiologija nastanka promena nisu još uvek dovoljno poznati (ATSDR, 2013). Nakon ingestije uranijumovih jedinjenja kod životinja je zapažen i gubitak telesne mase. Međutim, smatra se da do gubitka telesne mase ne dolazi zbog hemijske i/ili radiološke toksičnosti ovog radionuklida, već životinje unose manje količine hrane kojoj uranijumova jedinjenja daju loš ukus. Nakon privikavanja na loš ukus obroka, inicijalni gubitak u telesnoj masi se normalizuje. Prisustvo uranijumovih jedinjenja u vodi može dovesti i do smanjenog unosa vode, što takođe utiče na telesnu masu životinje (ATSDR, 2013).

2.5.3. Radijum-226

Radijum pripada grupi zemnoalkalnih metala koji u svom čistom obliku ima srebrno belu boju. Atomski broj radijuma je 88, a u prirodi se može naći samo u +2 oksidativnom stanju. Radijum ima četiri prirodna izotopa koji nastaju u toku radioaktivnog raspada rodonačelnika uranijumovog (^{238}U), aktinijumovog (^{235}U) i torijumovog (^{232}Th) niza. Tokom radioaktivnog raspada ^{238}U nastaje ^{226}Ra koji je ujedno i najstabilniji izotop sa vremenom poluraspada od 1622 godine. Drugi izotop, koji nastaje radioaktivnim raspadom ^{235}U , je ^{223}Ra , dok izotopi ^{224}Ra i ^{228}Ra nastaju radioaktivnim raspadom ^{232}Th (IAEA, 2014).

Radijum je jedan od prvo otkrivenih radioaktivnih elemenata. Otkrili su ga Marija i Pjer Kiri, 1898. godine (IAEA, 2014). Ubrzo nakon otkrića, radijum je počeo da se primenjuje u različitim oblastima u medicini i kozmetičkoj industriji. Zbog verovanja da je čudotvorni lek koristio se u terapiji mnogih oboljenja za koja tada nije postojao lek (artritis, hipertenzija, polimijelitis i dr.). Pored upotrebe u medicinske svrhe radijum se mogao naći i na slobodnom tržištu u proizvodima kao što su voda za piće (Radijator), krema za lice (Tho-Radia), pasta za zube, đubrivo. Ipak, istorijski najpoznatija upotreba ^{226}Ra je u radioluminiscentnoj (radijumskoj) boji u industriji satova korišćenoj za farbanje brojčanika. Kod grupe radnica u fabrici satova, između 1920. i 1930. godine otkriveno je da radijumska farba ima štetne efekte jer dolazi do ingestije ^{226}Ra . Radnice su ustima vlažile vrhove četkica za bojenje brojčanika i na taj način unosile ovaj radioaktivni element (IAEA, 1990, 2014). Njujorški zubar, Teodor Blum je 1923. godine slučaj osteomijelitisa mandibule i maksile, izazvane radijumskom bojom, nazvao "radijumska vilica" (Blum, 1924). Ovaj slučaj je u istoriji zabeležen kao "Radijumske devojke" (IAEA 1990, 2014).

2.5.3.1. Prisustvo ^{226}Ra u životnoj sredini

Radijum, kao prirodan radioaktivni element, je široko zastupljen u životnoj sredini u veoma niskim koncentracijama. Procenjeno je da prosečna koncentracija ^{226}Ra u zemljištu u svetu iznosi 32 Bq/kg (UNCEAR, 2008).

Fosfatna industrija sa svojim proizvodima je jedna od najvećih izvora antropogenog ^{226}Ra u životnoj sredini. Procesom prerade fosfatnih stena u cilju dobijanja fosfatnih aditiva (monokalcijum i dikalcijum fosfata), oko 10% ^{226}Ra ostane u finalnom proizvodu (IAEA, 2013). Hemijska sličnost sa kalcijumom omogućava biljkama laku resorpciju ovog radionuklida iz zemljišta i uključivanje u lanac hrane (NRC, 1999).

2.5.3.2. Resorpcija i distribucija ^{226}Ra iz digestivnog trakta

Radijum u organizam ljudi i životinja najčešće dospeva putem inhalacije ili ingestijom kontaminirane hrane i vode. Nakon ingestije iz digestivnog trakta resorbuje se oko 20% unetog radijuma i putem krv se distribuira po organizmu. Kod ljudi se oko 80% od ukupno unetog radijuma izluči iz organizma putem fecesa tokom vremenskog perioda od 10 dana (Maletskos i sar., 1966, 1969). Najveći procenat resorbovanog radijuma deponuje se u kostima kod čoveka gde je procenjeno da se u proseku nalazi 0,85 Bq ^{226}Ra , sa varijacijama od 0,3 Bq do 3,7 Bq. Godišnja ekvivalentna doza, izračunata na osnovu ovih koncentracija ^{226}Ra , za kortikalnu i trabekularnu kost iznosi 170 μSv , za pokosnicu 90 μSv , za kostnu srž 15 μSv i za meka tkiva 3 μSv . Jedan deo preostalog ^{226}Ra iz organizma se svakodnevno izlučuje urinom i fecesom (NRC, 1999). U eksperimentu sprovedenom na pacovima pokazano je da se nakon 400 do 500 dana od oralne administracije radijuma između 1% i 7% zadržava u organizmu i to prvenstveno u kostima. Kod pacova kojima je intradermalno ubrizgan radijum, 140 do 300 dana nakon davanja konstatovana je retencija od 77% datog radijuma (Evans i sar., 1944).

Tačni mehanizmi distribucije radijuma u organizmu ljudi i životinja nisu još uvek proučeni. Radijum ispoljava afinitet prema koštanom tkivu zbog hemijske sličnosti sa kalcijumom (NRC, 1988). Metabolizam ^{226}Ra kod životinja kvantitativno je isti kao kalcijumov, što znači da se u najvećem procentu deponuje u mineralizujuća tkiva (kosti i zubi). Kvalitativno metabolizam ^{226}Ra je jedinstven (Iyengar, 1990). Radijum se u kostima nalazi na mestima formiranja novih minerala kostiju i na svim koštanim površinama. U oblastima gde je formirana nova koštana masa radijum ostaje deponovan, dok sa koštanih površina vremenom migrira u dubinu kompaktne kosti, a novi koštani matriks se formira iznad (ATSDR, 1990). U ovako formiranom skeletu ^{226}Ra ostaje na neodređeno vreme (Rowland, 1966). Sa druge strane meka tkiva, kao što su jetra, bubrezi i srce uglavnom sadrže relativno niske koncentracije ^{226}Ra , dok se u plućima mogu detektovati povišene koncentracije ovog radioaktivnog elementa (Iyengar, 1990).

2.5.3.3. Toksičnost ^{226}Ra

Kao alfa emiter ^{226}Ra ima visok stepen radiotoksičnosti i veliki potencijal da prouzrokuje biološka oštećenja (Iyengar, 1990), te predstavlja veliku opasnost kada se unese u organizam. Dugotrajno izlaganje većim koncentracijama ovog radionuklida, koji ima dugo vreme poluraspada (1622 godine) i potomke koji su alfa (^{222}Rn , ^{218}Po , ^{214}Po i ^{210}Po) i beta (^{214}Pb , ^{214}Bi , ^{210}Pb i ^{210}Bi) emiteri, može prouzrokovati različite štetne efekte. Katarakta, anemija, lomljenja zuba, kancer (najčešće kostiju), pa čak i smrt, su neki od simptoma koji se mogu ispoljiti usled radiotoksičnog dejstva ^{226}Ra . Tačan vremenski period izlaganja kao

i količina ^{226}Ra koja može izazvati ovakve štetne zdravstvene efekte još uvek nisu poznati. Produžavanjem vremena izlaganja ^{226}Ra , raste i verovatnoća nastanka štetnih efekata. Kod eksperimentalnih životinja dokazano je da je rak kostiju posledica ugradnje radijuma u koštano tkivo. Letalan ishod kod ljudi i životinja može biti prouzrokovan kako akutnim izlaganjem visokim dozama tako i hroničnim izlaganjem niskim dozama ^{226}Ra (ATSDR, 1990).

2.6. Toksični elementi (Pb, Cd, Cr i As)

Veliki broj hemijskih elemenata je sastavni deo svih živih bića i neophodni su za normalno funkcionisanje organizma, rast i razvoj kako biljaka, tako i životinja i čoveka. Na osnovu zastupljenosti elementa u organizmu izvršena je podela na makroelemente (zastupljenost veća od 100 mg/kg telesne mase) i mikroelemente (zastupljenost manja od 100 mg/kg telesne mase) (Stojić, 2004).

Hemijski elementi se mogu podeliti i na osnovu njihove esencijalnosti za normalno funkcionisanje živih bića. Ukoliko imaju dobro definisane biohemijske uloge u organizmu (aktivacija različitih proteina i enzima, održavanje jonske i pH ravnoteže, obezbeđivanje strukture kostiju i zuba, regulatori signala u metaboličkoj homeostazi) svrstavaju se u esencijalne elemente. Adekvatna koncentracija ovih elemenata u obroku životinja je neophodna kako rast, reprodukcija i zdravstveno stanje ne bi bili kompromitovani (NRC, 2005).

Do sada je identifikovano sedamnaest elemenata koji se smatraju esencijalnim za kičmenjake: kalcijum (Ca), hlor (Cl), hrom (Cr), kobalt (Co), bakar (Cu), fluor (F), jod (J), gvožđe (Fe), magnezijum (Mg), mangan (Mn), molibden (Mo), fosfor (P), kalijum (K), selen (Se), natrijum (Na), sumpor (S) i cink (Zn). Pored njih identifikovano je još šest elemenata: arsen (As), brom (Br), nikl (Ni), rubidijum (Ru), silicijum (Si) i vanadijum (V) koji kada se dodaju u obroke životinja imaju pozitivne efekte na organizam, ali njihove specifične biohemijske funkcije nisu još uvek poznate. Stoga, ovih šest elemenata nije svrstano u esencijalne elemente od strane nutricionista (NRC, 2005). Elementi koji nemaju biološke funkcije u organizmu svrstavaju se u neesencijalne elemente i većina njih je uglavnom toksična za sve žive organizme (Tchounwou i sar., 2012).

Evropska agencija za bezbednost hrane (eng. *European Food Safety Authority, EFSA*) je 2014. godine na zahtev Evropske Komisije izvršila reevaluaciju esencijalnosti hroma. Utvrđeno je da nema dovoljno dokaza o pozitivnom uticaju hroma na organizam zdravog čoveka i donet je zaključak da hrom nije esencijalan element za ljude. Nema ni konkretnih dokaza koji ukazuju da je hrom esencijalan element za životinje jer pokušaji da se izazove nedostatak hroma u organizmu nisu dali dosledne rezultate (EFSA, 2014).

Postoje istraživanja koja dokazuju da arsen ima pozitivan uticaj na organizam (Anke, 1990; Uthus, 1994, 2003; Nielsen, 1998) i pozitivna terapijska svojstva (Chen et al., 2001; Tallman, 2001; Rust i Soignet., 2001), ali se ipak svrstava u neesencijalne, toksične elemente.

Primaran izvor mineralnih elemenata u hrani za životinje su biljke koje ih preuzimaju iz zemljišta preko korenskog sistema i deponuju u specifične organske molekule. Posredno biljna hraniva predstavljaju glavni izvor mineralnih elemenata za mesojede. Kada se u zemljištu nalazi nedovoljna koncentracija određenog elementa, deficit se ispoljava duž celog

lanca hrane (Božić, 2007). Dodavanjem određene soli ili pak više njih (Stojić, 2004) kao i mineralnih premiksa u dnevni obrok za životinje, nedostaci mineralnih elemenata se lako nadoknađuju.

Ukoliko je koncentracija nekog elementa u zemljištu izrazito povećana biljke će ih akumulirati u višku, što dovodi do pojave suficita mineralnih elemenata u obroku životinja. Drugi razlog zbog kojeg se mineralne materije u obroku životinja pojavljuju u višku su greške u ishrani. Veći problem je kada se elementi nađu u višku jer bilo da je esencijalan ili ne, on može prouzrokovati toksične efekte u živom organizmu (NRC, 2005; Božić, 2007). Toksikozе izazvane mineralnim elementima kod životinja najčešće prolaze u hroničnom obliku sa opštim simptomima, ali ukoliko se steknu nepovoljni uslovi u organizmu one mogu biti akutne i imati smrtni ishod (Božić, 2007). Sa druge strane, neki elementi su sami po sebi izrazito toksični, te nije neophodno da životinja bude izložena visokoj koncentraciji da bi se u telu stvorilo stanje toksičnosti. Hronično izlaganje niskim dozama toksičnih elemenata može imati štetne efekte po zdravlje ljudi i životinja, jer efektivni mehanizmi za njihovu eliminaciju iz organizma ne postoje (Suruchi i Khanna, 2011).

Potrebe životinja za makroelementima i mikroelementima treba da se zadovolje putem obroka. Neophodno je voditi računa da se ne pređu granične koncentracije mineralnih elemenata u tkivima ili telesnim tečnostima koje su neophodne za nesmetano obavljanje biološke uloge (Božić, 2007).

Međunarodna unija za čistu i primenjenu hemiju (eng. *International Union for Pure and Applied Chemistry, IUPAC*), do sada nije dala definiciju teških metala. U naučnoj literaturi, podaci o osobinama koje jedan element treba da poseduje da bi se svrstao u "teške metale" su različiti i stoga je u ovoj doktorskoj disertaciji za olovo, kadmijum, hrom i arsen korišćen termin "toksični elementi".

2.6.1. Olovo

Olovo, element jedinstvenog hemijskog simbola Pb, je plavo-sivi težak metal sa atomskim brojem 82. U prirodi u čistom obliku predstavlja mešavinu četiri stabilna izotopa (^{204}Pb , ^{206}Pb , ^{207}Pb i ^{208}Pb) od kojih tri nastaju radioaktivnim raspadom uranijuma ($^{238}\text{U} \rightarrow ^{206}\text{Pb}$), aktinijuma ($^{235}\text{U} \rightarrow ^{207}\text{Pb}$) i torijuma ($^{232}\text{Th} \rightarrow ^{208}\text{Pb}$). Maseni udeo ovih izotopa u olovu je od 1,35% do 1,5% za ^{204}Pb , od 23,5% do 27% za ^{206}Pb , od 20,5% do 23% za ^{207}Pb i od 51% do 53% za ^{208}Pb (Kabata-Pendias i Pendias, 2001; Heynes, 2014).

2.6.1.1. Izvori olova u životnoj sredini

Olovo formira jedinjenja sa drugim elementima Zemljine kore zbog čega se u prirodi retko može naći u slobodnoj formi, te je ujedno i slabo dostupan biljnim kulturama. Ukoliko se poveća kiselost i smanji sadržaj organskih materija, organskih koloida, oksida gvožđa i sadržaj fosfora u zemljištu, olovo postaje dostupnije biljnim kulturama. Prosečan sadržaj olova u zemljištu je oko 15 mg/kg (Kabata-Pendias i Pendias 2001; Kabata-Pendias i Mukhejee, 2007). Najčešća oksidaciona stanja olova su +2 i +4 u rudama galenit (PbS), ceruzit (PbCO_3) i anglesit (PbSO_4) (NRC, 2005; ATSDR, 2007a).

Iako se olovo prirodno javlja u životnoj sredini, tokom godina industrije koje eksploatišu ovaj element značajno su povećale njegov sadržaj u životnoj sredini. Uvođenjem zabrane dodavanja olova u benzin u Sjedinjenim Američkim Državama 1996. godine rezultiralo je smanjenjem zagađenja vazduha, te je automobilska industrija prestala da važi za

dominantnog zagađivača vazduha ovim elementom. Pored automobilske industrije glavne antropogene izvore zagađenja životne sredine ovim toksičnim elementom čine: rudarstvo i topljenje ruda, fabrike koje koriste ili proizvode olovo i proizvode od olova, postrojenja za sagorevanje uglja, nafte i đubreta i proizvodnja i primena pesticida na bazi olova (ATSDR, 2020). Akumulacija olova u telu biljaka i životinja dešava se na prostorima gde su vazduh, voda i zemljište kontaminirani ovim elementom (Andrée i sar., 2011). Insekticid olovo arsenat koji se koristi u voćnjacima za suzbijanje insekata doprinosi kontaminaciji zemljišta olovom (Kastori, 1997).

2.6.1.2. Resorpcija i distribucija olova iz digestivnog trakta

Pored ingestije kontaminirane hrane i vode, olovo se u organizam, može uneti i inhalacijom i transkutano, a može se preneti i transplacentarno sa majke na plod (ATSDR, 2007a). Stepem i brzina resorpcije olova iz digestivnog trakta zavise od karakteristika svake jedinice, fizičko-hemijskih osobina unetog jedinjenja, zastupljenosti hranljivih materija u obroku, kao i od puta dospevanja u organizam. Inhalacijom olovnih čestica i aerosola iz respiratornog trakta čoveka resorbuje se 40% unetog olova, dok se nakon ingestije iz digestivnog trakta odraslog čoveka resorbuje svega od 5% do 10%, a kod dece od 40% do 50% ukupno unetog olova (NRC, 2005; Teodorović i Dimitrijević, 2011; Mañay i sar., 2011). Nakon gladovanja iz digestivnog trakta se resorbuje 60% do 80% unetog olova. Interesantno je da se količina resorbovanog olova smanjuje ukoliko se ovaj toksični element unosi u većem procentu (NRC, 2005). Prisustvo drugih elemenata, kao što su kalcijum, cink i gvožđe u velikoj meri utiču na stepen resorpcija olova iz digestivnog trakta (Goyer, 1995). Kod ljudi obroci deficitarni u pogledu sadržaja gvožđa, kalcijuma i proteina povećavaju stepen resorpcije olova iz digestivnog trakta (Kabata-Pendias i Mukherjee, 2007).

Nakon resorpcije iz digestivnog trakta u krv olovo se vezuje za hemoglobin u eritrocitima, a u plazmi za albumine i gamaglobuline formirajući komplekse sa sulfhidrilnim jedinjenjima male molekulske mase. Procenat u kojem se olovo deponuje u organizmu je mali na šta ukazuje podatak da se oko 90% unetog olova izluči iz organizma fecesom (ATSDR, 2007a). Prelaskom u periferna tkiva olovo se prvenstveno vezuje za proteine (NRC, 2005). Vremenom iz mekih tkiva prelazi u kosti gde formira rastvorljiva jedinjenja sa fosfatima, zamenjujući kalcijum u hidroksiapatitu. Organizam ljudi i životinja nije u stanju da razlikuje olovo od kalcijuma zbog čega se 90% resorbovanog olova deponuje prvenstveno u kostima i zubima, odnosno tkivima koja su bogata kalcijumom (Kabata-Pendias i Mukherjee, 2007). Istraživanje koje su sprovedeli Norimatsu i Talmage (1979) na pacovima ukazuju da se olovo nakon interakcije sa kalcijumom trajno vezuje na površinu kostiju odakle se uklanja jedino procesima resorpcije kosti. Verbeek i saradnici (1981) su eksperimentalnim istraživanjem dokazali da se olovo deponuje u mineralizujuće tkivo (kosti i zube) kao olovo hidroksiapatit. Kod odraslih ljudi 94%, od ukupne količine unetog olova, akumulira se u kostima, kod dece 73% (Mañay i sar., 2011). Kosti su najbolji pokazatelj dugoročne izloženosti ovom toksičnom elementu (ATSDR 2020). Pored akumulacije u mineralizujuća tkiva sisara, olovo se deponuje i u parenhimatozne organe od kojih najviše u jetri i bubrezima (Goyer i Clarkon, 2001; Gwaltney-Brant, 2002). Do akumulacije u bubrezima i kostima dolazi čak i kada su niske koncentracije olova prisutne u obroku (NRC, 2005). Povećanjem udela olova u dnevnom obroku kod svinja rezultiralo je njegovom povećanom koncentracijom u krvi, dlaci, jetri, bubrezima, mišićima i urinu (Reddy i sar., 2017).

Glavni put eliminacije resorbovanog olova iz organizma je putem urina, ali se može izlučivati i preko žuči kroz gastrointestinalni trakt. Jedan deo olova koji se resorbovao izlučuje se iz organizma i preko kože, sluzokože, pljuvačnih, znojnih i mlečnih žlezda (Mikov, 1985; Kastori, 1997; Goyer i Clarkson, 2001; Mañaya i sar., 2011). Biološko vreme poluraspada olova u krvi čoveka je od 16 do 40 dana (Rabinowitz i sar., 1976), dok je kod životinja u krvi i drugim organima oko jedan mesec (NRC, 2005). U kostima ljudi biološko vreme poluraspada olova je od 17 do 27 godina (Rabinowitz i sar. 1976; Mañaya i sar., 2011).

2.6.1.3. Toksičnost olova

Olovo nema biološku funkciju u organizmu ljudi i životinja, te se svrstava u neesencijalne elemente, što ga ujedno čini i toksičnim za žive organizme. Nakon unosa u organizam, organi na kojima olovo najviše ispoljava svoju toksičnost su bubrezi, jetra, mozak i kosti (ATSDR, 2007a). Toksični efekti olova rezultiraju smanjenim stvaranjem hemoglobina, poremećajem u radu bubrega, reproduktivnog i kardiovaskularnog sistema, zglobova i smanjene otpornosti životinjskog organizma prema infektivnim bolestima. Pored toga olovo može dovesti do dugotrajnih povreda centralnog i perifernog nervnog sistema, a svrstava se i u genotoksične i kancerogene elemente (Danadevi i sar., 2003; Kabata-Pendias i Mukherjee, 2007). Međunarodna agencija za istraživanje raka (eng. *International Agency for Research on Cancer, IARC*) je zbog ograničenih dokaza o kancerogenosti za ljude i dovoljno dokaza o kancerogenosti za životinje svrstala neorganska jedinjenja olova u klasu 2A kao verovatno kancerogena jedinjenja za ljude (eng. *probably carcinogenic to humans*), dok su organska jedinjenja ovog elementa svrstana u klasu tri kao jedinjenja koja se ne mogu klasifikovati kao kancerogena za ljude (IARC, 2006).

Toksični efekti olova ne zavise od puta dospevanja u organizam i lako se mogu predvideti merenjem nivoa u krvi. Ispoljavanje simptoma toksičnog dejstva olova zavisi od doze kojoj je životinjski ili ljudski organizam izložen. Niske doze dovode do ispoljavanja poremećaja u razvoju neurološkog sistema, kardiovaskularnih i hematoloških poremećaja, dok se veće doze ili produžen period izlaganja manifestuju poremećajem bubrežne funkcije, gastrointestinalnog trakta, jetre i imunološkog sistema. Olovo iz krvi brzo prelazi u druga tkiva, prvenstveno kosti, te se nivo u krvi koristi za procenu izloženosti ovom elementu u proteklim mesecima (ATSDR, 2007a, 2020). Depo olova u kostima ima veliki toksikološki značaj za organizam jer u slučajevima pada imuniteta dolazi do njegove mobilizacije i prelaska u cirkulaciju (Mikov, 1985).

Kroz interakciju sa proteinima olovo menja njihovu funkciju, inhibiše enzime, izaziva oksidativni stres u ćeliji i u kompeticiji je sa esencijalnim elementima organizma (Ca, Fe, Cu i Zn) zamenjujući ih u biološki značajnim kompleksima. Ovo su samo neki od mehanizama kroz koje olovo prouzrokuje štetne efekte u organizmu. Oksidativni stres u ćeliji nastaje usled vezivanja olova za sulfhidrilne grupe antioksidativnih enzima i antioksidanata ili zamenom cinka u aktivnom centru (NRC, 2005).

Nacionalno istraživačko veće (2005) je na osnovu pregleda literature dalo preporučene doze za maksimalan prihvatljiv nivo olova u hrani, odnosno dozu koja kada se unosi u organizam putem hrane duži vremenski period ne narušava ni zdravlje ni performanse životinje. Maksimalan prihvatljiv nivo olova u hrani je 100 mg/kg za goveda i ovce i 10 mg/kg za druge životinjske vrste (NRC, 2005).

2.6.2. Kadmijum

Kadmijum je element sivo bele boje sa atomskim brojem 48 i jedinstvenim hemijskim simbolom Cd, koji pripada grupi prelaznih metala. U prirodi postoji osam izotopa kadmijuma od kojih su dva radioaktivna (^{113}Cd i ^{116}Cd) (Cotton, 1999). Svoju primenu kadmijum je pronašao u industrijskoj proizvodnji baterija, poluprovodnika, solarnih ćelija, plastičnih stabilizatora i olovnih i čeličnih ploča. Soli kadmijuma koriste se za proizvodnju pigmenta za boje (Goyer i Clarskom, 2001; NRC, 2005).

2.6.2.1. Izvori kadmijuma u životnoj sredini

Kadmijum se svrstava u veoma ekološki toksične elemente sa vrlo nepovoljnim uticajem na biološke procese u zemljištu, metabolizam biljaka, zdravlje ljudi i životinja. U Zemljinoj kori sadržaj kadmijuma varira od 0,06 mg/kg do 1,1 mg/kg (Kabata-Pendias i Mukherjee, 2007) i to uglavnom kao pratilac rude cinka, olova i bakra (ATSDR, 2012a). Procenjeno je da se oko 3 kg kadmijuma dobije za svaku tonu prečišćenog cinka (Llewellyn, 1994). Sedimentne stene mogu sadržati od 10 do 20 puta više kadmijuma u odnosu na zemljište (NRC, 2005), dok fosfatne stene koje se koriste u proizvodnji mineralnih đubriva i aditiva za upotrebu u ishrani životinja mogu sadržati od 0,15 mg/kg do 507 mg/kg kadmijuma (Mar i sar., 2012).

Porast sadržaja kadmijuma u životnoj sredini mogu prouzrokovati vulkanske erupcije, šumski požari, formiranje aerosola morske soli i drugi prirodni fenomeni. Kao najveći antropogeni izvori navode se prerada obojenih metala, proizvodnja i primena fosfatnih đubriva, sagorevanje fosilnih goriva, industrijska proizvodnja i druge (ATSDR, 2012a). Kontaminacijom voda i zemljišta ovaj toksični element se uključuje u lanac hrane preko korena biljaka. Od prehrambenih proizvoda jetra, pečurke, ljuskari, školjke, kakao i sušena morska trava mogu biti bogat izvor kadmijuma što može dovesti do porasta koncentracije ovog toksičnog elementa u ljudskom organizmu (Tchounwou i sar., 2012). Biljna hraniva koja se upotrebljavaju u ishrani životinja uglavnom imaju niske koncentracije kadmijuma. Na lokalitetima gde je životna sredina kontaminirana ovim toksičnim elementom biljna hraniva mogu imati povišen nivo kadmijuma (López-Alonso, 2012b).

2.6.2.2. Resorpcija i distribucija kadmijuma iz digestivnog trakta

Kadmijum nije esencijalan element ni za ljude ni za životinje. Inhalacija i ingestija su najznačajniji putevi unošenja ovog elementa u organizam (NRC, 2005). Toksikološki gledano kontakt sa kožom ne predstavlja značajan put unosa, osim kod dugotrajnog izlaganja (Wester i sar., 1992).

Visoke koncentracije kadmijuma u obrocima životinja posledica su upotrebe mineralnih aditiva, posebno fosfatnih i cinkovih (King i sar, 1992; Lindén i sar, 1999, 2001; Nicholson i sar, 1999; Sapunar-Postruznik i sar., 2001). U Sjedinjenim Američkim Državama analizirano je 16 kalcijum fosfatnih hraniva za životinje u kojima je nivo kadmijuma bio u opsegu od manje od 1 mg/kg do 67,3 mg/kg (Sullivan i sar., 1994). Upotreba kalcijum fosfatnih aditiva sa povećanim sadržajem kadmijuma, koji se često dodaju u količini većoj od 1% u obroke životinja, može dovesti do neprihvatljivo visokih koncentracija ovog elementa u jetri i bubrezima (NRC, 2005). Pored fosfatnih i cinkovih aditiva pšenica (Jafarnejadi i sar., 2011) i druge žitarice, kao i proizvodi od žitarica, mogu predstavljati glavni izvor kadmijuma u obrocima životinja. Vrlo često glavni izvor kadmijuma nisu hraniva sa najvećom

koncentracijom ovog elementa već hraniva koja su zastupljena u najvećem procentu u obroku (EFSA, 2012).

Resorpcija kadmijuma iz gastrointestinalnog trakta ljudi se kreće od 5% do 8% (Goyer i Clarksom, 2001; NRC, 2005). Sasser i Jarboe (1980) su nakon jednokratnog oralnog davanja novorođenim svinjama 0,02 mCi/mg ^{115m}Cd (0.02 mCi/mg Cd) u obliku kadmijum hlorida (CdCl) rastvorenom u 50 mL destilovane vode, utvrdili da je stepen resorpcije nakon 24 časa iznosio 2%, dok je oko desetog dana dostigao plato od 4%. Smatra se da ovaj toksični element u ćeliju ulazi kroz puteve namenjene cinku, magnezijumu i cisteinu (Zalups i Ahmad, 2003). Kada se unese u velikim koncentracijama, zbog kidanja čvrstih spojeva između enterocita i narušavanja crevne barijere, kadmijum sam sebi povećava biološku raspoloživost (Duizer i sar., 1999). Povećana resorpcija kadmijuma iz digestivnog trakta nastaje i ukoliko su mineralni elementi kalcijum, gvožđe, hrom, magnezijum i cink deficitarni u obroku životinja (Foulkes, 1985; Brzóška i Moniuszko-Jakoniuk, 1997; Goyer i Clarskom, 2001). Sa druge strane deficit kalcijuma u organizmu može se pogoršati usled prisustva kadmijuma u obroku koji smanjuje njegovu resorpciju iz digestivnog trakta (Fullmer i sar., 1980).

Nakon resorpcije i prelaska u krv, kadmijum se vezuje za albumine, a u manjoj meri i za globuline, metalotioneine, cistein, glutation ili direktno za ćelije krvi (Zalups i Ahmad, 2003) i na taj način se raznosi po organizmu. Za procenu ukupne koncentracije ovog toksičnog elementa u organizmu ne može se koristiti njegov nivo u krvi jer on ukazuje na skorije izlaganje (ATSDR, 2012a).

Skoro polovina od ukupno unetog kadmijuma se deponuje u bubrezima, jetri i kostima koji su ujedno i ciljni organi njegovog toksičnog dejstva. Sasser i Jarboe (1980) su utvrdili da se kod svinja procenat akumulacije kadmijuma u bubrezima povećava sa vremenom, dok u jetri opada. Biološko vreme poluraspada kadmijuma u organizmu još uvek nije poznato ali može trajati i do 20 godina (Goyer i Clarksom, 2001). Stepenn akumulacije kadmijuma u organizmu životinja najviše zavisi od starosti jединke i vremena izloženosti ovom toksičnom elementu (Hoogenboom i sar., 2015). Od ukupne količine unetog kadmijuma, svakodnevno se urinom izlučuje 0,009%, a putem fecesa 0,007% iz organizma. Nizak procenat eliminacije kadmijuma dovodi do akumulacije u organizmu tokom godina, te se vrlo često kod starijih životinja može detektovati povišen sadržaj ovog toksičnog elementa u bubrezima čak i kada su koncentracije u vodi i obrocima konstantno niske (NRC, 2005).

2.6.2.3. Toksičnost kadmijuma

Toksičnost kadmijuma zavisi prvenstveno od njegove koncentracije u ćeliji i vrste ćelije u kojoj može dovesti do nekrotične ili apoptotske smrti (NRC, 2005). Iscrpljujući rezerve antioksidanata i glutationa kadmijum u ćeliji prouzrokuje oksidativni stres, povećava lipidnu peroksidaciju i time remeti lipidni sastav ćelijske membrane (Gill i sar., 1989; Xu i sar., 2003). Kod većine sisara bubrezi i jetra su ciljni organi toksičnog dejstva kadmijuma (Swiergosz-Kowalewska, 2001; NRC 2005). Proteinurija, glikozurija, amino acidurija i poliurija su početni indikatori toksikološkog uticaja kadmijuma na bubrege u kojima dovodi do oštećenja proksimalnih tubula i intersticijalne fibroze korteksa. Usled hroničnog izlaganja kadmijumu u jetri nastaju patohistološke promene u vidu intralobularne fibroze, ciroze, fokalne mononuklearne infiltracije i proliferacije glatkog endoplazmatskog retikuluma (NRC, 2005). Osteomalacija i anemija mogu nastati primarno usled direktnog uticaja kadmijuma na ćelije ili sekundarno kao posledica smanjene resorpcije kalcijuma,

fosfora i gvožđa (Sugawara i Sugawara, 1974; Regunathan i sar., 2002). Nekoliko epidemioloških studija dokazalo je da kod ljudi pri hroničnom izlaganju niskim dozama kadmijuma dolazi do smanjenja gustine kostiju i osteoporoze (Åkesson i sar., 2006; Gallagher i sar., 2008; Schutte i sar., 2008).

Međunarodna agencija za istraživanje raka je 1993. godine klasifikovala kadmijum u grupu jedan kancerogenih supstanci za ljude (IARC, 1993). Uzimajući u obzir činjenicu da je kadmijum kancerogen i jedan od najtoksičnijih metala, evidentno je zašto je neophodno sprečiti izlaganje živih bića ovom elementu putem hrane. Zajednički stručni odbor Svetske zdravstvene organizacije (eng. *World Health Organization, WHO*) i Svetske organizacije za hranu i poljoprivredu (eng. *Food and Agriculture Organization, FAO*) su 2011. godine odredili privremeni tolerantan mesečni unos kadmijuma od 25 µg/kg telesne mase čoveka što je ekvivalentno nedeljnom unosu od 5,8 µg/kg telesne mase (FAO/WHO, 2011). Evropska agencija za bezbednost hrane (eng. *European Food Safety Authority, EFSA*) je 2011. godine preispitala odluku stručnog odbora FAO/WHO i postavlja tolerantan nedeljni unos kadmijuma na 2,5 µg/kg telesne mase čoveka (EFSA, 2011). Nacionalno istraživačko veće utvrdilo je maksimalan tolerantan nivo za kadmijum u hrani za životinje od 10 mg/kg, što može dovesti do neprihvatljivo visokih koncentracija ovog elementa u jetri, bubrezima i mišićima (NRC, 2005).

2.6.3. Hrom

Hrom je prirodni metalni element sa atomskim brojem 24 koji se obeležava jedinstvenim hemijskim simbolom Cr. U prirodi postoje četiri izotopa hroma sa masenim udelom od 4,35% ⁵⁰Cr, 83,79% ⁵²Cr, 9,50% ⁵³Cr i 2,36% ⁵⁴Cr (Stoecker, 2004). Hrom se javlja u devet oksidativnih stanja (od -2 do +6) od čega su u prirodi najstabilniji trovalentni (Cr³⁺) i šestovalentni (Cr⁶⁺) hrom, dok se elementarni hrom (Cr⁰) ne nalazi u prirodi. Hrom je u prirodi najzastupljeniji u oksidativnom stanju +3 zbog brze redukcije šestovalentnog u trovalentni hrom (Stoecker, 2004; ATSDR, 2012b).

2.6.3.1. Funkcija hroma u organizmu

Pretpostavlja se da trovalentni hrom kroz stimulaciju oslobađanja insulina ima značajnu ulogu u metabolizmu masti, proteina i glukoze, zbog čega je svrstan u esencijalne elemente (ATSDR, 2012b). Tačni mehanizmi putem kojih hrom utiče na oslobađanje insulina nisu ustanovljeni. Oligopeptid hromodulin, izolovan iz jetre i bubrega više životinjskih vrsta, smatra se aktivnom formom trovalentnog hroma koja potencira dejstvo insulina (Vincent, 2001). Nakon oslobađanja insulina, hrom iz krvi, se prenosi do ćelija gde se vezuje za apohromodulin. Smatra se da pad nivoa insulina u krvi dovodi do oslobađanja hromodulina iz ćelije i izlučivanja hroma iz organizma urinom što je ujedno i glavni put eliminacije hroma iz organizma (Vincent, 2001).

2.6.3.2. Izvori hroma u životnoj sredini

Utvrđeni prosečan sadržaj hroma u zemljištu u svetu iznosi 54 mg/kg. U zavisnosti od tipa zemljišta varira i njegov sadržaj. Najniži sadržaj hroma imaju peščana i ilovasta zemljišta od 2 mg/kg do 350 mg/kg, dok u teškim ilovastim i glinastim zemljištima sadržaj hroma varira od 30 mg/kg do 1100 mg/kg. U serpentinjskim zemljištima sadržaj hroma je prirodno povišen i može biti viši od 100 000 mg/kg. (Kabata-Pendias i Pendias 2001; Kabata-Pendias i Mukherjee, 2007).

Hromit (FeCr_2O_4) je glavna ruda hroma i oko 95% svetske rezervne baze nalazi se u Južnoj Africi i Kazahstanu. Zbog otpornosti na koroziju hrom je našao široku primenu u metalurškoj industriji kao zaštitni premaz (hromiranje). Pored toga koristi se za proizvodnju vatrostalne opeke i obloge za peći. Najvažnija komercijalna upotreba hroma je u hemijskoj industriji za proizvodnju pigmenta za boje, završnoj obradi metala, štavljenje kože i konzervanasa za drvo. Industrijska upotreba hroma ujedno je i glavni izvor zagađenja životne sredine ovim elementom. Znatne količine hroma ispuštaju se iz postrojenja za prečišćavanje otpadnih voda iz industrijskih i stambenih izvora (Kabata-Pendias i Mukherjee, 2007).

Hrom se u biljkama uglavnom koncentriše u korenu zbog veoma niske dostupnosti iz zemljišta i mobilnosti unutar same biljke. Biljnim kulturama je iz zemljišta najdostupniji hrom u oksidativnom stanju +6, dok je trovalentni hrom manje dostupan (Kabata-Pendias i Mukherjee, 2007). Od prehrambenih proizvoda primarni izvori hroma su povrće, žitarice i orašasti plodovi, žumance, pivski kvasac, jetra i morski plodovi (Stoecker, 2004). Hrom se u žitaricama i povrću nalazi u prilično ujednačenim koncentracijama. Žitarice mogu sadržati od 0,01 mg/kg do 0,41 mg/kg hroma (Kabata-Pendias i Pendias, 2001, Bratakos i sar., 2002), dok je od povrća najveći sadržaj hroma detektovan u šargarepi (0,13 mg/kg), luku (0,16 mg/kg) i kupusu (0,13 mg/kg). U orasima (0,16 mg/kg) i bademima (0,11 mg/kg) detektovane su relativno povišene koncentracije hroma (Kabata-Pendias i Mukherjee, 2007). Maksimalno dozvoljeni sadržaj hroma u vodi, prema Pravilniku o higijenskoj ispravnosti vode za piće ("Sl. list SRJ", br. 42/98 i 44/99 i "Sl. glasnik RS", br. 28/2019) i Uredbi o граниčnim vrednostima zagađujućih materija u površinskim vodama i sedimentu i rokovima za njihovo dostizanje („Sl. Glasnik RS“, br. 50/12) iznosi 0,05 mg/L, dok za hranu za životinje i druge proizvode biljnog i životinjskog porekla nisu propisane granice zakonskim regulativama.

2.6.3.3. Resorpcija i distribucija hroma iz digestivnog trakta

Hrom se u organizam životinja unosi prvenstveno putem hrane, od kojih su monokalcijum fosfat i defluorisani fosfat, najbogatiji izvori (NRC, 2005) sa prosečnim sadržajem hroma od 83 mg/kg do 110 mg/kg (Sullivan i sar., 1994), a mogu dostići i koncentracije od 497 mg/kg (Vranješ i sar., 2020).

Dostupna literatura ukazuje na vrlo nizak stepen resorpcije hroma iz digestivnog trakta ljudi i životinja. U eksperimentima sprovedenim na pacovima koji su dobijali radioaktivni izotop hroma (^{51}Cr) utvrđeno je da se stepen resorpcije kreće od 0,5% (Visek i sar., 1953; Sullivan i sar. 1984) do 3% (MacKenzie i sar., 1959; Ogawa, 1976), dok su Laschinski i sar., (2012) utvrdili stepen resorpcije od 0,04% do 0,24% kod pacova i od 0,8% do 1% kod ljudi. Sa druge strane, u eksperimentu sprovedenom na ljudima Kerger i sar. (1996) su nakon jednokratnog davanja utvrdili da stepen resorpcije hroma iznosi od 0,13% do 0,60% za trovalentna jedinjenja hroma, dok se šestovalenta jedinjenja resorbuju u većem procentu (6,9%). Interesantno je da sa povećanjem koncentracije hroma u hrani njegov stepen resorpcije iz digestivnog trakta opada (Anderson i Kozlovsky, 1985).

Nakon resorpcije hrom se distribuira u gotova sva tkiva i organe, a najveći sadržaj detektovan je u bubrezima, jetri, slezini i kostima. Depo u kostima omogućava dugoročno zadržavanje hroma u organizmu. Koncentracija hroma u plazmi ili serumu kod ljudi (manje od 0,3 $\mu\text{g/L}$) nije u ekvilibrijumu sa sadržajem u tkivima i ne daje pravu sliku o njegovom ukupnom sadržaju u organizmu (NRC, 2005).

Hroma se iz organizma ljudi i životinja eliminiše uglavnom putem urina, ali nakon ingestije, zbog malog stepena resorpcije iz digestivnog trakta, glavni put eliminacije je feces (ATSDR, 2012b). Kerger i sar., (1996) su utvrdili da se u prva tri dana iz organizma izluči od 70% do 96% od ukupne resorbovane doze. Ishrana sa visokim udelom ugljenih hidrata koji podižu nivo insulina u krvi povećava izlučivanje hroma iz organizma putem urina (Offenbacher i sar., 1997).

2.6.3.4. Toksičnost hroma

Hrom, kao i svaki drugi element bilo da je esencijalan ili ne, ukoliko se u organizam unese u visokim dozama može prouzrokovati štetne efekte po zdravlje ljudi i životinja. Oksidaciono stanje hroma kao i put unosa u organizam uslovljavaju ispoljavanje različitih toksičnih efekata, od kojih su neki specifični za put unosa. Toksični efekti hroma mogu se ispoljiti na hematološkom, imunološkom i reproduktivnom sistemu, nezavisno od načina dospevanja u organizam (ATSDR, 2012b).

Trovalentni hrom se zbog relativno niskog stepena resorpcije iz digestivnog trakta smatra ne toksičnim oblikom ovog elementa. Šestovalentni hrom je najtoksičniji, zbog velike oksidativne moći, rastvorljivosti i ulaska u ćeliju prostom difuzijom, koji svoju toksičnost u organizmu ispoljava najverovatnije kroz međuproizvode redukcije (Cr^{5+} i Cr^{4+}) do trovalentnog hroma (ATSDR, 2012b).

Unošenje hroma u organizam u prekomernim količinama može prouzrokovati insuficijenciju jetre i bubrega, anemije, propadanje mišićnog tkiva i abnormalnosti u zgrušavanju krvi kod ljudi. Izlaganje jedinjenjima hroma može prouzrokovati nastanak dermalne alergije i astme (Kabata-Pendias i Mukherjee, 2007).

Studije sprovedene na miševima i pacovima ukazale su da ingestija jedinjenja trovalentnog i šestovalentnog hroma dovode do pojave kancera u gastrointestinalnom traktu (Stout i sar., 2009; eng. *National Toxicology Program, NTP*, 2010). Otkriveno je da vitamin C i glutation redukuju heksavalentni hrom u trovalentni i na taj način mogu da smanje toksične efekte heksavalentnog hroma (Kabata-Pendias i Mukherjee, 2007). Ipak, verovatnoća da se šestovalentni hrom unese u organizam putem hrane i vode je mala zbog toga što u prirodi dolazi do brze redukcije šestovalentnog u stabilniji trovalentni hrom (ATSDR, 2012b).

U hrani za životinje maksimalan tolerantan nivo za rastvorljiva jedinjenja trovalentnog hroma iznosi 100 mg/kg za glodare, svinje, konje, goveda i ovce, dok je za živinu granica 500 mg/kg. Nerastvorljiva jedinjenja hroma mogu biti zastupljena u obroku svih životinjskih vrsta u koncentracijama ne većim od 3000 mg/kg (NRC, 2005).

2.6.4. Arsen

Arsen je element petnaeste grupe hemijskih elemenata sa jedinstvenim hemijskim simbolom As i atomskim brojem 33. Zbog osobina koje sa nalaze između metala i nemetala arsen se svrstava u metaloide. Postoje četiri valentna stanja, As^{3-} , As^0 , As^{3+} i As^{5+} (Roy i sar., 2013), od kojih su najzastupljeniji trovalentan (As^{3+}) i petovalentan (As^{5+}) oksianjon (Hindmarsh i sar., 2002; Strawn, 2018). U prirodi se arsen prvenstveno nalazi u formi organskih i neorganskih jedinjenja. Neorganske forme u kojima se nalazi trovalentni arsen su arsen trioksid, arsen trihlorid i arsenit. Najzastupljenija petovalentna jedinjenja arsena su arsen pentoksid, arsenove kiseline i arsenat. Arseno šećeri, arsenoholin i betain su organska

jedinjenja arsena (Roy i sar., 2013). Jedinjenja arsena su našla široku primenu u poljoprivredi kao insekticidi, larvicidi, herbicidi i kokcidiostatici, zatim elektro industriji i zaštiti drveta (Bhattacharya, 2002; ATSDR, 2007b).

2.6.4.1. Izvori arsena u životnoj sredini

U životnoj sredini arsen je široko rasprostranjen element. Sadržaj u Zemljinoj kori kreće se od 0,1 mg/kg do 55 mg/kg. Povišen nivo ovog elementa u zemljištu na određenim lokalitetima uglavnom je posledica geološke strukture samog zemljišta ili antropogenih aktivnosti. Koncentracija od 14 000 mg/kg arsena u zemljištu zabeležena je u Australiji i Novom Zelandu gde se natrijum arsenat koristi kao kupka za suzbijanje krpelja kod krava (Wenzel, 2012). U glinastim sedimentima arsen ima tendenciju da se koncentruje u količini i do 13 mg/kg. U prirodi arsen je uglavnom vezan za rude metala od kojih su najuobičajeniji: arsenopirit (FeAsS), orpiment (As_2S_3), realgar (AsS), arsenolit (As_2O_3) i drugi polimorfni oblici minerala (NRC, 2005; Escobar i sar., 2006). Zbog sličnog hemijskog ponašanja u životnoj sredini arsen se smatra hemijskim analogom fosfora (Strawn, 2018). Usled povišenog sadržaja arsena u pesticidima, đubrivima, mulju i stajnjaku, poljoprivreda predstavlja značajan izvor ovog toksičnog elementa, te povišena koncentracija na agrarnim površinama postaje svetski problem. U nekoliko evropskih zemalja, od 1970-tih godina zabranjena je upotreba pesticida na bazi arsena (Kabata-Pendias i Mukherjee, 2007).

Proizvodnja arsena uglavnom podrazumeva njegovu reciklažu iz mulja i dimne prašine koje nastaju tokom topljenja ruda bakra, cinka, olova, srebra i zlata, a koje su obogaćene arsenom. Prisustvo u obojenim rudama, kao što je realgar (rubin arsen), smatra se ekološkim problemom (Loebenstein, 1994).

2.6.4.2. Resorpcija i distribucija arsena iz digestivnog trakta

Biohemijska uloga arsena, kao čestog konstituenta većine biljnih kultura, još uvek nije dovoljno izučena. Hrana biljnog porekla sadrži arsen najčešće od 10 $\mu\text{g}/\text{kg}$ do 60 $\mu\text{g}/\text{kg}$, najveće koncentracije se mogu detektovati u biljkama uzgajanim na kontaminiranom zemljištu. Prosečan sadržaj arsena u zrnastim hranivima je: 45 mg/kg pšenica, 67 mg/kg ječam i 198 mg/kg zob (Wiersma i sar., 1986). Najveći izvor arsena u obroku životinja predstavljaju riblji proizvodi (brašno i ulje), mineralni aditivi i suplementi (Roy i sar., 2013). Arsenobetain i arseno šećeri su organski oblici arsena koji se uglavnom nalaze u ribama i predstavljaju relativno netoksičnu formu ovog elementa. Značajan izvor prvenstveno neorganskog arsen nalazi se u vodi za piće. U nezagađenim vodama sadržaj ovog elementa je od 1 $\mu\text{g}/\text{L}$ do 10 $\mu\text{g}/\text{L}$, dok na određenim lokacijama, uglavnom blizu antropogenih izvora, može dostići koncentraciju od 5 mg/L (Gomez-Camirero 2001; NRC, 2005).

Kod ljudi i većine životinja, neorganska jedinjenja arsena koja su rastvorljiva u vodi se u velikoj meri resorbuju iz digestivnog trakta (manje od 90%). Nerastvorljiva jedinjenja arsena se iz digestivnog trakta zečeva, hrčka i pacova resorbuju u koncentraciji od 20% do 30% (NRC, 2005). Resorpcija neorganskog arsena iz digestivnog trakta je proporcionalna rastvorljivosti unetog arsenovog jedinjenja (Vahter, 1983; Marafante i Vahter 1987).

Akumulacija arsena u tkivima ljudi i životinja nastaje pri unosu visokih doza putem obroka, dok unos malih koncentracija putem hrane, ne dovodi do akumulacije ovog elementa u tkivima. Sadržaj arsena u većini tkiva je manji od 50 $\mu\text{g}/\text{kg}$ sveže mase (NRC, 2005). Kod ljudi i životinja nakon unosa u organizam i resorpcije iz digestivnog trakta, arsen se vezuje za hemoglobin u eritrocitima i brzo dospeva u jetru, bubrege, srce i pluća. U manjoj meri

ovaj toksičan element se vezuje za strukture nervnog sistema, gastrointestinalnog trakta i slezine (Winski i Carter, 1998; Ibrahim i sar., 2006, Mandal, 2017). Zbog vezivanja za sulfhidrilne (SH) grupe proteina, kao što je keratin najveći deo arsena nalazi se u koži, dlaci i noktima (NRC, 2005).

Do eliminacije arsena iz organizma urinom dolazi vrlo brzo nakon njegovog unosa putem hrane. Kod određenih životinjskih vrsta značajna količina se izlučuje i putem žuči zajedno sa glutationom (Vahter, 1994; Kala i sar., 2000). Manje količine arsena izlučuju se iz organizma fecesom, znojem i mlekom. U eksperimentu na svinjama, koje su putem ribe kao jedinog obroka unosile 0,3 mg /kg arsena, dokazano je da se u prva tri dana iz organizma izluči 90% unetog arsena, od čega 67,8% urinom i 22,7% fecesom (Munro, 1976). Zbog brze eliminacije arsen se ne akumulira u organizmu, a jetra i bubrezi su jedini organi u kojima se mogu detektovati povišene koncentracije i mogu predstavljati toksikološku opasnost za ljude (NRC, 2005).

2.6.4.3. Toksičnost arsena

Iako postoje istraživanja koja dokazuju pozitivan uticaj na organizam (Anke, 1990; Uthus, 1994, 2003; Nielsen, 1998) i pozitivna terapijska svojstva (Zhu i sar., 2001; Tallman, 2001; Rust i Soignet., 2001) arsen se svrstava u neesencijalne, toksične elemente. Fovlerov rastvor (1% arsen-trioksid) je 1786. godine uveden u medicinu kao lek za astmu i psorijazu (Velev i sar., 2009). Istraživanja su pokazala da nedostatak arsena u ishrani koza, svinja i pacova, smanjuje stopu rasta i plodnost, a povećava perinatalni mortalitet (NRC, 2005). Vekovima unazad neorganska i organska jedinjenja arsena se koriste kao antiparazitici kod životinja, a arsen trioksid je nedavno odobren za terapiju akutne promijelocitne leukemije ljudi (Alimoghaddam, 2014). Jedinjenja arsena, melarsomin hidrohlorat i tiacetarsamid natrijum se uspešno koriste u terapiji srčanog crva kod pasa (NRC; 2005; Medison i sar., 2008).

Toksičnost arsena zavisi od hemijskog jedinjenja i oksidativnog stanja. Organska jedinjenja trovalentnog arsena su značajno toksičnija od jedinjenja petovalentnog arsena koja su praktično netoksična. Toksičnost neorganskih jedinjenja trovalentnog arsena varira pa je tako natrijum arsenit od tri do deset puta toksičniji u odnosu na arsenik (arsen trioksid) (Stoeppler, 2004). Međutim, toksikološki efekti koje arsen izaziva u organizmu su isti pri unosu visokih doza organskih jedinjenja i manjih doza neorganskih jedinjenja (ATSDR, 2007b).

Najveća toksikološka pretnja za čoveka je voda za piće u kojoj je koncentracija arsena veća od 10 µg/L. Jednokratni unos visokih koncentracija, putem vode, ne dovodi do trovanja već dugotrajan unos vode sa malim koncentracijama arsena. Svetska zdravstvena organizacija (WHO, 2017) preporučila je maksimalnu dozvoljenu koncentraciju arsena u vodi za piće od 10 µg/L. Maksimalan prihvatljiv nivo arsena u hrani je 30 mg/kg za sve životinjske vrste i 5 mg/kg za ribe (NRC, 2005).

Mehanizmi pomoću kojih arsen ispoljava svoje toksično dejstvo u organizmu su oksidativni stres, izmenjena metilacija i metabolizam esencijalnih minerala (NRC, 2005). Toksikološki efekat trovalentni arsen ostvaruje menjajući ili inhibirajući funkciju proteina (Meddison i sar., 2008). Međunarodna agencija za istraživanje raka je 1987. godine klasifikovala arsen u grupu jedan kancerogenih supstanci za ljude (IARC, 1987).

Toksična svojstva ili/i znakovi deficijencije arsena u ishrani mogu se povećati faktorima koji smanjuju dostupnost slobodnih metil grupa i reaktivni metabolizam kiseonika (NRC, 2005), zatim nedostatkom metionina, holina, cinka (Uthus, 1994), cisteina (Siewicki i Leffel, 1980; Czarnecki i sar., 1984), folne kiseline (McDorman i sar., 2002), piridoksina (Uthus i Poellot, 1991–1992) i svena. Arsen utiče i na distribuciju bakra u organizmu, ali tačni mehanizmi dejstva nisu utvrđeni. Visoke koncentracije roksarsona, aditiva koji se u prošlosti dodavao u obroke svinja kao promotor rasta, prouzrokuje nagomilavanje bakra u bubrezima pilića (Czarnecki i Baker, 1985), dok kod svinja potencira toksičnost bakra. S' druge strane niske doze roksarsona ublažavaju toksičnost bakra kod svinja (Edmonds i Baker, 1986). Zbog relativne dobre podnošljivosti arsena i njegovih jedinjenja u obroku, hronične toksikoze se retko ispoljavaju kod domaćih životinja.

2.7. Zakonske regulative

U Republici Srbiji granice sadržaja radionuklida u hrani za životinje definisane su „Pravilnikom o granicama sadržaja radionuklida u vodi za piće, životnim namirnicama, stočnoj hrani, lekovima, predmetima opšte upotrebe, građevinskom materijalu i drugoj robi koja se stavlja u promet“ („Službeni glasnik RS“, br. 36 od 10.05.2018. godine). Navedenim Pravilnikom propisan je maksimalno dozvoljen sadržaja samo za fisioni radionuklid ^{137}Cs u hrani za životinje, dok su vrednosti za prirodne i druge fisione radionuklide u stočnoj hrani „određene granicom izlaganja jonizujućim zračenjima, ukoliko nije drugačije određeno i količinom vode ili životnih namirnica koje se konzumiraju u toku godine i jednake su izvedenim koncentracijama radionuklida u stočnoj hrani“. Maksimalno dozvoljeni sadržaj za prirodne i druge fisione radionuklide određuje se na osnovu formule za izračunavanje izvedenih koncentracija radionuklida u hrani gde je neophodno znati količinu dnevnog unosa hrane, kategoriju kao i dužinu života za svaku životinjski vrstu („Službeni glasnik RS“, br. 36 od 10.05.2018. godine).

Maksimalno dozvoljen sadržaj toksičnih elemenata (olova, kadmijuma, hroma i arsena) u hrani za životinje nije definisan novim Pravilnikom Republike Srbije („Službeni glasnik RS“, br. 81/19). Novi „Pravilnik o maksimalnim koncentracijama određenih kontaminenata u hrani“, usaglašen sa Regulativom Evropske komisije, br. 1881/2006 (EC, 2006), odnosno izmenom i dopunom EC 629/2008 (EC, 2008), definisao je maksimalno dozvoljene količine olova u iznutricama i kadmijuma u jetri i bubrezima životinja. Sadržaj hroma u monokalcijum fosfatu, kompletnim krmnim smešama, mesu i iznutricama životinja nije regulisan nacionalnim i međunarodnim Pravilnicima.

Regulativom Evropske komisije br. 32/2002 (EC, 2002), odnosno izmenom i dopunom EU 1275/2013 (EU, 2013), definisane su maksimalno dozvoljene količine za olovo, kadmijum i arsen, u monokalcijum fosfatu i kompletnim krmnim smešama.

3. CILJ I ZADATAK RADA

Cilj istraživanja ove doktorske disertacije je bio da se ispita da li je fosfatni aditiv, monokalcijum fosfat, koji se koristi u ishrani životinja kao izvor neorganskog fosfora, ujedno i glavni izvor kontaminacije obroka za svinje u tovu prirodnim radionuklidima (^{40}K , ^{238}U i ^{226}Ra) i toksičnim elementima (Pb, Cd, Cr i As). Pored toga određivan je i sadržaj rezidua ispitivanih radionuklida i toksičnih elemenata u krvi, jetri, bubrezima, kostima, fecesu i njihov uticaj na zdravstveno stanje i proizvodne rezultate (telesna masa i prirast) svinja u tovu. Prilikom razmatranja donošenja zakonske regulative kojom bi se definisao maksimalno dozvoljeni sadržaj prirodnih radionuklida u fosfatnim mineralnim aditivima za ishranu životinja za osnovu se mogu koristiti rezultati dobijeni u ovoj doktorskoj disertaciji.

Za ostvarenje navedenih ciljeva postavljen je ogled ishrane svinja po grupno-kontrolnom sistemu organizovanom u zavisnosti od sadržaja uranijuma u mineralnom fosfatnom aditivu monokalcijum fosfatu. Definisani su sledeći zadaci:

- 1 Ispitivanje sadržaja prirodnih radionuklida ^{40}K , ^{238}U i ^{226}Ra i toksičnih elemenata ^{238}U , Pb, Cd, Cr i As u monokalcijum fosfatu i kompletnim krmnim smešama (u daljem tekstu smeše);
- 2 Ispitivanje sadržaja rezidua prirodnih radionuklida ^{40}K , ^{238}U i ^{226}Ra i toksičnih elemenata ^{238}U , Pb, Cd, Cr i As u biološkom materijalu: krvi, jetri, bubrezima, kostima i fecesu;
- 3 Ispitivanje uticaja prirodnih radionuklida (^{40}K , ^{238}U i ^{226}Ra) i toksičnih elemenata (^{238}U , Pb, Cd, Cr i As) u smešama na zdravstveno stanje svinja u tovu praćenjem morbiditeta i mortaliteta;
- 4 Ispitivanje uticaja prirodnih radionuklida (^{40}K , ^{238}U i ^{226}Ra) i toksičnih elemenata (^{238}U , Pb, Cd, Cr i As) u smešama na proizvodne rezultate svinja u tovu, praćenjem telesne mase, ukupnog i dnevnog prirasta;
- 5 Upoređivanje sadržaja prirodnih radionuklida (^{238}U i ^{226}Ra) i toksičnih elemenata (Pb, Cd i As) u monokalcijum fosfatu, smešama, jetri i bubrezima svinja u tovu u odnosu na standarde iz zakonske regulative.

Svi dobijeni rezultati i podaci su obrađeni i statistički analizirani u cilju izvođenja relevantnih zaključaka i prikazani su u vidu tabela i grafikona.

4. MATERIJAL I METODE

U cilju ispitivanja sadržaja rezidua prirodnih radionuklida ^{40}K , ^{238}U i ^{226}Ra i toksičnih elemenata olova, kadmijuma, hroma i arsena u biološkom materijalu (krv, jetra, bubrezi, kosti i feces) svinja u tovu, a u zavisnosti od vrste korišćenog monokalcijum fosfata, kao i njihovog uticaj na proizvodne rezultate životinja, postavljen je eksperimentalni ogled. Metodama gama spektrometrije i induktivno-kuplovane plazme sa masenim spektrometrom (eng. *Inductively Coupled Plasma Mass Spectrometry, ICP-MS*) određivan je sadržaj ispitivanih elemenata u monokalcijum fosfatu, kompletnim krmnim smešama i biološkom materijalu. Prilikom postavljanja ogleda i izbora metoda uzeti su u obzir ciljevi i zadaci rada, kao i dostupni literaturni podaci.

4.1. Izbor materijala

U ogledu je korišćeno 30 muških tovnih svinja, starosti 63 dana, rase veliki jorkšir, telesne mase od 24 do 37 kg, ujednačenih po roditeljskom poreklu. Ogled u trajanju od 110 dana organizovan je po grupno-kontrolnom sistemu na farmi koja se nalazi u sklopu Srednje poljoprivredno-veterinarske škole sa domom učenika "Svilajnac", u Svilajncu.

Izvođenje ogleda je odobreno od strane Etičke komisije za zaštitu dobrobiti oglednih životinja Fakulteta veterinarske medicine, Univerziteta u Beogradu, kao i od strane Ministarstva poljoprivrede, šumarstva i vodoprivrede - Uprava za veterinu (Rešenje broj 323-07-00364/2017-05 od 13.07.2017. godine).

4.1.1. Držanje i ishrana svinja u tovu

Tehnologija držanja i ishrane svinja u tovu sprovodila se po uobičajenoj, redovnoj proizvodnji na farmi, uz minimalne modifikacije koje je izvođenje ogleda uslovalo. Životinje su hranu i vodu uzimale po volji (*ad libitum*). Zoohigijenski i mikroklimatski uslovi na farmi odgovali su u potpunosti tehnološkim standardima za uzrasnu kategoriju svinja.

4.1.2. Formiranje ogleda

Prilikom formiranja oglednih grupa, kako bi se osiguralo da su sve odabrane jedinke zdrave, vitalne i u dobroj kondiciji, izvršen je pojedinačni klinički pregled 62. dana života. Pre početka ogleda sprovedene su sve veterinarsko-profilaktične i zoohigijenske preventivne mere.

Ogled je izveden na ukupno 30 kastriranih muških tovnih svinja, podeljenih u tri grupe, sa po 10 jedinki u grupi. Tokom trajanja ogleda sve jedinke su bile pod stalnom veterinarsko-medicinskom kontrolom. Pojedinačni i grupni pregled životinja sproveden je svaki dan sa ciljem da se prate i beleže sve promene zdravstvenog stanja.

Na kraju ogleda, 110 dana, životinje su upućene na komercijalno klanje, gde su posle žrtvovanja od svake jedinke uzimani krv, jetra, bubrezi i kosti za predviđena ispitivanja.

4.1.3. Ishrana svinja u tovu

Tokom trajanja oglada sve životinje su hranjene kompletnim krmnim smešama, standardnog sirovinskog sastava (tabela 1) koje su zadovoljavale potrebe za određenu starosnu dob.

Tabela 1. Sirovinski sastav kompletnih krmnih smeša za ishranu svinja

Hranivo	Procentualna zastupljenost
Zrno kukuruza	50 %
Ječam	37 %
Sojina sačma	9 %
Premiks	2 %
Monokalcijum fosfat (MCP)	1,5 %
Stočna kreda	0,5 %
Ukupno	100 %

Premiks 1 kg sadrži: Vitamin A 30000 IJ, Vitamin D3 60000 IJ, Vitamin E 1500 IJ, Vitamin B1 99 mg, Vitamin B2 165 mg, Vitamin B12 660 µg/kg, Vitamin K3 90 mg, Cink 3600 mg, Bakar 738 mg, Gvožđe 3000 mg, Mangan 1800 mg, Jod 36,75 mg/kg, Selen 12 mg.

Da bi se odredio sadržaj rezidua prirodnih radionuklida i toksičnih elemenata u biološkom materijalu (krv, jetra, bubrezi, kosti i feces) tovnih svinja, u odnosu na njihov sadržaj u monokalcijum fosfatu, pripremljene su tri različite vrste smeša. Svinje u kontrolnoj (K) grupi hranjene su smešom u koju je dodat monokalcijum fosfat, iz uvoza (Rusija), prosečnog sadržaja ^{238}U od 47,1 Bq/kg (3,81 mg/kg). Životinjama u oglednoj 1 grupi (O1) u smešu je dodavan monokalcijum fosfat koji je dobijen mešanjem monokalcijum fosfata K grupe i ogledne 2 (O2) u odnosu 50:50, u kojem je prosečan sadržaja ^{238}U bio 1193,5 Bq/kg (96,86 mg/kg). U smešu za ishranu svinja O2 grupe dodavan je monokalcijum fosfat, iz domaće proizvodnje, sa prosečnim sadržajem ^{238}U od 2295,5 Bq/kg (186,50 mg/kg).

4.2. Uzorkovanje materijala

Pre početka oglada određivan je sadržaj prirodnih radionuklida (^{40}K , ^{238}U i ^{226}Ra) i toksičnih elemenata (^{238}U , Pb, Cd, Cr i As) u uzorcima monokalcijum fosfata i smešama. Ukupno je uzorkovano 30 uzoraka monokalcijum fosfata (po 10 uzoraka od svake ogledne grupe) i 30 uzoraka smeša (po 10 uzoraka od svake ogledne grupe).

Uzorci fecesa su uzeti 100. dana tova sa poda objekta u kojem su držane ogledne svinje. Od svake ogledne grupe svinja uzeto je po 10 zbirnih uzoraka fecesa. Ukupno je prikupljeno 30 uzorka fecesa. Nakon završenog tovnog perioda životinje su 110 dana oglada upućene na komercijalno klanje gde su od svake ogledne jedinice uzeti uzorci krvi, jetre, bubrega i kosti zadnje leve noge – *ossa cruris*. Ukupno je prikupljeno 150 uzoraka biološkog materijala.

4.3. Metode ispitivanja

4.3.1. Zdravstveno stanje i proizvodni rezultati svinja u tovu

Ogledne jedinice su pored preventivnog programa zaštite bile pod stalnom veterinarsko-medicinskom kontrolom. Vršena je svakodnevna opservacija pojedinačnom i grupnom adspekcijom. Posebna pažnja bila je usmerena na aktivnost i apetit oglednih svinja, a sve promene u zdravstvenom stanju kao i mortalitet su praćene i beležene.

Kontrolna merenja telesne mase oglednih svinja vršena su na svakih sedam dana na baždarenoj digitalnoj stočnoj vagi. Na osnovu rezultata merenja, izračunata je prosečna telesna masa, dnevni i ukupni prirast. Prosečan dnevni prirast oglednih svinja izračunat je deljenjem ukupnog prirasta sa dužinom trajanja tova, dok je ukupni prirast izračunat iz razlika telesnih masa.

4.3.2. Određivanje sadržaja radionuklida

Gamaspektrometrijsko određivanje sadržaja radionuklida u uzorcima monokalcijum fosfata, smešama i biološkom materijalu (krv, jetra, bubrezi, kosti i feces) rađeno je u akreditovanoj laboratoriji za radijacionu higijenu (ATS 01-122) Fakulteta veterinarske medicine, Univerzitet u Beogradu.

Po dopremanju u laboratoriju svi uzorci, osim fecesa, su homogenizovani i u svežem stanju pakovani u odgovarajuće posude za merenje. Uzorci fecesa su prvo sušeni na 105 °C do postizanja konstantne mase kako bi se osiguralo otklanjanje viška vode. Utvrđeni prosečan procenat gubitka vlage iz fecesa iznosio je 70%. Ukupno je analizirano 30 uzoraka fecesa, po 10 uzoraka od svake ogledne grupe.

Uzorci monokalcijum fosfata, kompletnih krmnih smeša i jetre pakovani su u Marineli posude zapremine 1 L; krvi, kosti i fecesa u Marineli posude zapremine 0,450 L, dok su uzorci bubrega pakovani u plastične posude zapremine 0,200 L. Nakon odmeravanja i pakovanja u posude za merenje svi uzorci su hermetički zatvarani i čuvani četiri nedelje kako bi se postigla radioaktivna ravnoteža pre samog merenja.

Sadržaj prirodnih radionuklida u uzorcima određivan je metodom niskofonske gama spektrometrije na dva poluprovodnička germanijumska detektora firme ORTEC, relativne efikasnosti 30% i 35%, energetske rezolucije 1,85 keV (1332,5 keV ⁶⁰Co). Za analizu je korišćen softverski programa GAMMAVISON® 32 (ORTEC, USA).

Za kalibraciju efikasnosti detektora korišćeni su komercijalno dostupni standardi:

- za monokalcijum fosfate, kompletne krmne smeše i jetre korišćen je ruski standard „Радэк“ u Marineli posudi od 1 L sa mešavinom radionuklida: „²⁴¹Am i ¹⁵²Eu“, koji su dispergovani u silikonskoj smoli, gustine (0,952 ± 0,01) g/cm³.
- za krv i kosti korišćen je sertifikovani referentni materijal Češkog Metrološkog Instituta u Marineli posudi zapremine 0,5 L, sa mešavinom radionuklida: „²⁴¹Am, ¹⁰⁹Cd, ¹³⁹Ce, ⁵⁷Co, ⁶⁰Co, ¹³⁷Cs, ¹¹³Sn, ⁸⁵Sr, ⁸⁸Y“, dispergovanih u silikonskoj smoli gustine (0,98 ± 0,01) g/cm³.
- za analizu fecesa korišćen je referentni materijal u Marineli posudi od 0,5 L sa mešavinom radionuklida: „²⁴¹Am, ¹⁰⁹Cd, ¹³⁹Ce, ⁵⁷Co, ⁶⁰Co, ¹³⁷Cs, ¹¹³Sn, ⁸⁵Sr, ⁸⁸Y, ⁵¹Cr“, dispergovanih u matriks mlevene trave mase 221,13 g.

- za bubrege je korišćen referentni materijal IAEA QC W3 2017, zapremine 0,2 L, sa mešavinom radionuklida „¹⁵²Eu, ¹³³Ba i ⁶⁰Co“.

Specifična aktivnost radionuklida određivana je na sledeći način:

- ⁴⁰K preko njegove gama linije na 1460,8 keV;
- ²²⁶Ra pomoću gama linije 186,1 keV (korigovane za ²³⁵U) i fotopikova njegovih potomaka u sekularnoj ravnoteži (²¹⁴Bi na liniji 609,3 keV, 1120,3 keV i 1764,5 keV i ²¹⁴Pb na 351,9 keV);
- zbog hipoteze o postojanju radioaktivne ravnoteže između ²³⁸U kao rodonačelnika niza i njegovih potomaka specifična aktivnost ²³⁸U određivana je preko njegovih potomaka: ²³⁴Th na linijama 63,2 keV i 92,8 keV i ²³⁴Pa na liniji 1001 keV.

Vreme merenja uzoraka monokalcijum fosfata, smeša, jetre i fecesa iznosilo je 60 000 s, a za krv, bubrege i kosti 240 000 s. Nivo osnovnog zračenja meren je po vremenskom programu za uzorke. Analiza dobijenog spektra izvršena je uz pomoć softvera GAMMAVISION®-32, Ortek, USA (GammaVision®-32, 2006).

Minimalna specifična aktivnost radionuklida koja se može detektovati (MDA) prikazana je u Tabeli 2, a određena je za svaki radionuklid posebno prema sledećoj formuli (ISO 11929 (E), 2020):

$$MDA_{ISO\ 11929} = w \cdot \frac{k^2 + 2 \cdot k \sqrt{2 \cdot B}}{1 - k^2 \cdot var(w)}$$

gde su:

- B pozadinsko zračenje identifikovanog pika;
- w težinski faktor ($w = \frac{1}{\epsilon \cdot i \cdot t}$) gde je ϵ apsolutna efikasnost detektora, i verovatnoća emisije gama fotona; t vreme merenja;

Tabela 2. Minimalna specifična aktivnost radionuklida (MDA) koja se može detektovati u uzorcima

Minimalna aktivnost koja se može detektovati - MDA (Bq / kg)							
Radionuklid	Monokalcijum fosfat	Kompletna krmna smeša	Krv	Jetra	Bubreg	Kost	Feces
⁴⁰ K	0,8	1,3	0,7	0,7	0,9	0,9	2,2
²³⁸ U	1,4	1,3	0,7	0,9	1,3	1,5	2,8
²²⁶ Ra	1,4	1,5	0,8	1,2	1,5	1,7	2,5

4.3.3. Određivanje sadržaja toksičnih elemenata

Priprema i određivanje sadržaja toksičnih elemenata u ispitivanim uzorcima izvedena je na Institutu za higijenu i tehnologiju mesa u Beogradu.

Za pripremu uzoraka korišćena je metoda mikrotalasne digestije na aparatu ETHOS Start D Milestones Series Microwave Lab Stations, Sorisole, Italy, sa teflonskim kivetama. Pre analize uzorci su homogenizovani u komercijalnoj mešalici (Bosch, MMR501) i oko 0,3 g uzorka je odmereno i prenešeno u teflonske posude. Za postupak mikrotalasne digestije u odmeren uzorak je dodato 5 mL azotne kiseline (visoke čistoće, sadržaj Pb < 5 µg/kg) i 1,5 mL 30% hidrogen peroksida (za oba reagensa proizvođač Sigma-Aldrich, St. Louis, SAD). Program mikrotalasne digestije se sastojao od tri koraka:

1. Zagrevanja uzoraka 5 minuta do početne temperature od 180 °C, zatim održavanja postignute temperature 10 minuta i hlađenja koje je trajalo 20 minuta.
2. Dobijeni rastvori razorenih uzoraka su nakon hlađenja, kvantitativno prenešeni u merne sudove od 100 mL.
3. Korišćenjem špric-najlonskih filtera uzorci su proceđeni u propilenske kivete za autosampler i upotrebljeni za određivanje na instrumentu, a nerastvorene frakcije uzorka su odbačene. Zajedno sa uzorcima, pripremane su i slepe probe (bez dela uzorka za ispitivanje) kao i slepe probe obogaćene ispitivanim elementima u koncentracijama koje odgovaraju drugoj koncentraciji na kalibracionoj pravi.

Sadržaj toksičnih elemenata (^{238}U , Pb, Cd, Cr i As) određivan je metodom induktivno-kuplovane plazme sa masenim spektrometrom (ICP-MS). Instrument „iCap K“ (Thermo Scientific, Bremen, Nemačka) je korišćen u režimu diskriminacije kinetičke energije (KED) za uklanjanje izobaričnih interferenci.

Za kalibraciju instrumenta korišćeni su kalibracioni standardi, rastvori 2% azotne kiseline i ^{238}U , Pb, Cd, Cr i As u koncentracijama od 1000 mg/L (Merck, Darmstadt, Nemačka). Za svaki pojedinačni izotop konstruisana je kalibraciona kriva od pet tačaka (uključujući nulu), i to:

- za ^{238}U i hrom (^{52}Cr) u opsegu koncentracije od 0,2 do 2,0 mg/L;
- za kadmijuma (^{111}Cd) i arsen (^{75}As) u opsegu koncentracije od 0,2 do 2,0 $\mu\text{g/L}$, i
- za olovo (^{208}Pb) u opsegu koncentracije od 2,0 do 20,0 $\mu\text{g/L}$.

Pre analize svake serije uzoraka, podešena je geometrija baklje i optimizovani su RF parametri kao i parametri sistema za uvođenje uzorka u sistem, pomoću Tune B iCAP Q rastvora (Thermo Scientific, Bremen, Nemačka) koji je 2% rastvor azotne kiseline Ba, Bi, Ce, Co, In, Li i U u koncentracijama od 1 $\mu\text{g/L}$. Performanse ICP-MS-a su verifikovane prema unapred određenim vrednostima minimalnih potrebnih intenziteta ovih elemenata u skladu sa kriterijumima koje je postavio proizvođač.

Multielementarni interni standard (^6Li , ^{45}Sc - 10 ng/mL; ^{71}Ga , ^{89}I , ^{209}Bi - 2 ng/mL) uveden je dodatnom linijom peristaltičke pumpe tokom celokupnog procesa merenja u cilju korekcija eventualnih varijacija u radu instrumenta i pokriva širok raspon masa. Korekcije dobijenih koncentracija izvršene su interpolacijom između niže i više atomske mase internog standarda u odnosu na mereni element (na primer, korekcija izračunate koncentracije hroma (^{52}Cr) se vrši u odnosu na izmerene varijacije ^{45}Sc i ^{71}Ga).

Kontrola kvaliteta je sprovedena analizom fortifikovanih slepih proba (spajk) na nivoima od interesa (^{52}Cr - 0,5 mg/L; ^{111}Cd i ^{75}As - 1 $\mu\text{g/L}$; ^{208}Pb - 2 $\mu\text{g/L}$; ^{238}U - 1 mg/L) tokom svake partije uzoraka i računanju prinosa, kao i analiziranjem sertifikovanog referentnog materijala tokom analize svake serije uzoraka. Korišćena su dva materijala: tkivo dagnje - ERM-CE278k (JRC Geel, Belgija) i mleko u prahu - TET010RM (Fera Science Ltd, Sand Hutton, UK), koji pokrivaju niske i visoke nivoe ispitivanih elemenata (osim uranijuma). Korekcija dobijenih koncentracija u uzorcima je vršena proporcionalno koncentracijama dobijenih analiziranjem sertifikovanih referentnih materijala ukoliko su odstupanja veća od 10% u odnosu na sertifikovane vrednosti.

Validacija metode je sprovedena prema smernicama datim u dokumentu: Eurachem (2014). Utvrđivani su parametri primenljivosti, opsega merenja, limita detekcije, limita kvantifikacije, prinosa i istinitosti (tačnost i preciznost). Svi parametri zadovoljavaju

kriterijume postavljene u dokumentu. Tabela 3 prikazuje limit detekcije i limit kvantifikacije za ispitivane matrikse.

Tabela 3. Limit detekcije (LoD) i limit kvantifikacije (LoQ)

LoD i LoQ (mg / kg)		Uzorak	
		Monokalcijum fosfat, smeše i feces	Krv, jetra, bubreg i kosti
²³⁸ U	LoD	0,004	0,002
	LoQ	0,010	0,005
Pb	LoD	0,018	0,002
	LoQ	0,056	0,0038
Cd	LoD	0,0008	0,0004
	LoQ	0,002	0,001
Cr	LoD	0,005	0,002
	LoQ	0,015	0,007
As	LoD	0,001	0,0012
	LoQ	0,03	0,004

4.3.4. Određivanje granice sadržaja prirodnih radionuklida u monokalcijum fosfatu, kompletnim krmnim smešama, jetri i bubrezima svinja

U Republici Srbiji granice sadržaja radionuklida u hrani za životinje definisane su „Pravilnikom o granicama sadržaja radionuklida u vodi za piće, životnim namirnicama, stočnoj hrani, lekovima, predmetima opšte upotrebe, građevinskom materijalu i drugoj robi koja se stavlja u promet“ („Službeni glasnik RS“, br. 36 od 10.05.2018. godine).

Prema navedenom Pravilniku date su numeričke vrednosti o maksimalno dozvoljenom sadržaju radionuklida u mesu svinja i hrani za životinje samo za fisioni radionuklid ¹³⁷Cs. Za prirodne i druge fisione radionuklide granice sadržaja radionuklida u mesu svinja i stočnoj hrani „određene su granicom izlaganja jonizujućim zračenjima, ukoliko nije drugačije određeno i količinom vode ili životnih namirnica koje se konzumiraju u toku godine i jednake su izvedenim koncentracijama radionuklida u životnim namirnicama i stočnoj hrani“.

Za izračunavanje izvedenih koncentracija radionuklida u hrani za životinje potrebno je znati količinu dnevnog unosa hrane za svaku životinjsku vrstu i kategoriju životinja kao i dužinu života.

Izvedena koncentracija radionuklida u hrani (IK_h) za stanovništvo (i za hranu za životinje) izračunava se na osnovu formule date u Pravilniku Republike Srbije („Službeni glasnik RS“, br. 36 od 10.05.2018. godine):

$$IK_h = \frac{GD}{e(g)_{n,ing} \cdot m}$$

gde je:

GD – granična vrednost efektivne doze za pojedinca iz stanovništva i za hranu koja se konzumira u najvećem procentu uzima se vrednost od 0,1 mSv/god.

$e(g)_{n,ing}$ [Sv/Bq] -primljena efektivna doza pri jediničnom unošenju radionuklida n ingestijom (ing).

m [kg] - količina hrane koju pojedinac iz stanovništva unese za godinu dana, a prema podacima statističkih istraživanja Republičkog zavoda za statistiku.

Vrednosti za efektivnu dozu definisane su Pravilnikom o granicama radioaktivne kontaminacije životne sredine i načinu sprovođenja dekontaminacije („Službeni glasnik RS“, br. 38/2011) i iznose za ^{238}U $4,5 \times 10^{-8}$ Sv/Bq i za ^{226}Ra $2,8 \times 10^{-7}$ Sv/Bq.

Tokom trajanja tova svinje u proseku unose oko 3 kg hrane dnevno. U 1 kg smeše ima 0,015 kg monokalcijum fosfata, svinje prosečno dnevno unose oko 0,045 kg monokalcijum fosfata. Količine monokalcijum fosfata i smeše koju svinje pojedu (m) izračunata je za vremenski period trajanja ogleđa (110 dana).

U Biltenu Republičkog zavoda za statistiku nisu dati podaci o godišnjoj potrošnji jetre i bubrega svinja od strane stanovništva, pa su za izračunavanje izvedenih koncentracija radionuklida (IK_h) korišćeni podaci o godišnjoj potrošnji mesa svinja koja iznosi 49,6 kg prosečno po glavi stanovništva (Anketa o potrošnji domaćinstava, 2019).

4.4. Statistička obrada podataka

Statistička analiza dobijenih rezultata izvedenog ogleđa obuhvatila je osnovne statističke metode od kojih su korišćeni deskriptivni statistički parametri: aritmetička sredina, standardna devijacija, standardna greška, minimalna, maksimalna vrednost i koeficijent varijacije. Ovi parametri omogućavaju opisivanje dobijenih oglednih rezultata i njihovo tumačenje.

Testiranje i utvrđivanje statistički značajnih razlika između ispitivanih oglednih grupa izvedeno je korišćenjem dva testa. Prvi je F test, koji se primenjuje kod analize varijanse (ANOVA) na osnovu kojeg se utvrđuje postojanje statističkih razlika između posmatranih tretmana. Drugi test koji je korišćen je pojedinačni, Tukey test, pomoću koga su ustanovljavane značajnosti statističkih razlika između tretmana.

Značajnost razlika ustanovljavana je na nivoima značajnosti od 5%, 1% i 0,1%. Svi dobijeni rezultati prikazani su tabelarno i grafički. Statistička analiza dobijenih rezultata urađena je u statističkom paketu Origin Pro 8.

5. REZULTATI

Na osnovu postavljenog cilja i zadataka rada dobijeni su rezultati koji su prikazani u ovom poglavlju.

5.1. Sadržaj prirodnih radionuklida i toksičnih elemenata u monokalcijum fosfatu

Rezultati dobijeni ovim ispitivanjima treba da pokažu da li je fosfatni mineralni aditiv, monokalcijum fosfat, koji se koristi u ishrani životinja kao izvor neorganskog fosfora, glavni izvor kontaminacije prirodnim radionuklidima (^{40}K , ^{238}U i ^{226}Ra) i toksičnim elementima (^{238}U , Pb, Cd, Cr i As) smeša koje se koriste za ishranu svinja u tovu.

5.1.1. Prirodni radionuklidi u monokalcijum fosfatu

Pre početka ogleđa gama spektrometrijskom metodom određen je sadržaj ^{238}U u tri uzorka monokalcijum fosfata poreklom od različitih proizvođača (tabela 4, prilog 1). Na osnovu dobijenih rezultat formirane su tri ogledne grupe. Za ishranu životinja K grupe korišćen je monokalcijum fosfat iz uvoza (Rusija), prosečne specifične aktivnosti 47,1 Bq/kg ^{238}U . Svinje O1 grupe hranjene su smešom u koju je dodat monokalcijum fosfat prosečne specifične aktivnosti 1193,5 Bq/kg ^{238}U , dobijen mešanjem monokalcijum fosfata K i O2 grupe u odnosu 50:50. Svinje ogledne O2 grupe hranjene su smešama sa dodatkom monokalcijum fosfata, iz domaće proizvodnje, prosečne specifične aktivnosti 2295,5 Bq/kg ^{238}U .

Prosečan sadržaj ^{238}U i ^{226}Ra u uzorku monokalcijum fosfata korišćenom u ishrani svinja O2 grupe bio je statistički visoko značajno veći ($p < 0,001$) u odnosu na prosečan sadržaj ovih radionuklida u uzorcima monokalcijum fosfata dodavanih u smeše za ishranu svinja O1 i K grupa (tabela 4, prilog 1). Statistički visoko značajne razlike ($p < 0,001$) u sadržaju ovih radionuklida u uzorcima monokalcijum fosfata uočene su i između O1 i K grupe.

Tabela 4. Specifična aktivnost ^{40}K , ^{238}U i ^{226}Ra u monokalcijum fosfatu

Radionuklid	Specifična aktivnost (Bq/kg) ($\bar{X} \pm \text{SD}$)		
	K grupa	O1	O2
^{40}K	48,4 ^{b,c} \pm 1,8	29,5 ^{a,c} \pm 1,7	8,1 ^{a,b} \pm 1,1
^{238}U	47,1 ^{b,c} \pm 5,7	1193,5 ^{a,c} \pm 23,9	2295,5 ^{a,b} \pm 36,7
^{226}Ra	4,8 ^{b,c} \pm 1,0	10,7 ^{a,c} \pm 0,9	12,8 ^{a,b} \pm 1,2

Legenda: $p < 0,001$ slovo a u odnosu na K grupu, b u odnosu na O1 grupu, c u odnosu na O2 grupu.

Najveća prosečna specifična aktivnost ^{40}K (48,4 Bq/kg) detektovana je u uzorku monokalcijum fosfata korišćenom u ishrani svinja K grupe, što je bilo statistički visoko značajno veće ($p < 0,001$) u odnosu na prosečnu specifičnu aktivnost ^{40}K u uzorcima monokalcijum fosfata dodavanih u smeše za ishranu svinja O1 grupe (29,5 Bq/kg) i O2 grupe (8,1 Bq/kg) (tabela 4, prilog 1). Uočene su i statistički visoko značajne razlike ($p < 0,001$) u prosečnom sadržaju ^{40}K u uzorcima monokalcijum fosfata između O1 i O2 grupe.

5.1.2. Toksični elementi u monokalcijum fosfatu

Rezultati ispitivanja toksičnih elemenata pokazali su da je najveći prosečan sadržaj ^{238}U , kadmijuma, hroma i arsena detektovan u uzorku monokalcijum fosfata korišćenom u ishrani svinja O2 grupe i bio je statistički visoko značajno veći ($p < 0,001$) u odnosu na njihov sadržaj u uzorcima monokalcijum fosfata dodavanih u smeše za ishranu svinja K i O1 grupe (tabela 5, prilog 2).

U uzorku monokalcijum fosfata korišćenom u ishrani svinja O2 grupe sadržaj olova je bio ispod limita kvantifikacije, dok statistički značajne razlike u prosečnom sadržaju olova u uzorcima monokalcijum fosfata između O1 i K grupe nisu uočene (tabela 5, prilog 2).

Utvrđene su i statistički visoko značajne razlike ($p < 0,001$) u prosečnom sadržaju ^{238}U , kadmijuma, hroma i arsena u uzorcima monokalcijum fosfata korišćenim u ishrani svinja K i O1 grupe (tabela 5, prilog 2).

Tabela 5. Sadržaj ^{238}U , Pb, Cd, Cr i As u monokalcijum fosfatu

Toksični element	Sadržaj toksičnih elemenata (mg/kg) ($\bar{X} \pm \text{SD}$)		
	K grupa	O1	O2
^{238}U	3,81 ^{b,c} ± 0,19	96,86 ^{a,c} ± 7,43	186,50 ^{a,b} ± 5,50
Pb	0,068 ^E ± 0,007	0,067 ^D ± 0,009	< LoQ
Cd	0,08 ^{b,c} ± 0,01	1,00 ^{a,c} ± 0,09	1,59 ^{a,b} ± 0,08
Cr	3,98 ^{b,c} ± 0,51	68,08 ^{a,c} ± 2,20	110,75 ^{a,b} ± 3,59
As	1,05 ^{b,c} ± 0,09	3,98 ^{a,c} ± 0,16	5,96 ^{a,b} ± 0,12

Legenda: $p < 0,001$ slovo a u odnosu na K grupu, b u odnosu na O1 grupu, c u odnosu na O2 grupu; nema statistički značajnih razlika slovo D u odnosu na K grupu, E u odnosu na O1 grupu i F u odnosu na O2 grupu; LoQ - ispod limita kvantifikacije.

5.2. Sadržaj prirodnih radionuklida i toksičnih elemenata u kompletnim krmnim smešama

Rezultati ovog dela ispitivanja prikazuju sadržaj prirodnih radionuklida (^{40}K , ^{226}Ra i ^{238}U) i toksičnih elemenata (^{238}U , Pb, Cd, Cr i AS) u smešama korišćenim za ishranu svinja oglednih grupa.

5.2.1. Prirodni radionuklidi u kompletnim krmnim smešama

Ispitivanjem sadržaja prirodnih radionuklida u smešama za ishranu svinja utvrđeno je da je ^{40}K bio najzastupljeniji radionuklid. Najveći prosečan sadržaj ^{40}K detektovan je u smeši za ishranu svinja O1 grupe (204,9 Bq/kg) i nije se statistički razlikovao od prosečnog sadržaja ^{40}K utvrđenog u smeši O2 grupe (195,9 Bq/kg), dok je u odnosu na K grupu (185,3 Bq/kg) prosečan sadržaj ^{40}K bio statistički veoma značajno veći ($p < 0,01$). Statistički značajne razlike u sadržaju ^{40}K u smešama za ishranu svinja K i O2 grupe nisu utvrđene (tabela 6, prilog 3).

Tabela 6. Specifična aktivnost ^{40}K , ^{238}U i ^{226}Ra u smešama

Radionuklid	Specifična aktivnost (Bq/kg) ($\bar{X} \pm \text{SD}$)		
	K grupa	O1	O2
^{40}K	185,3 ^{e,F} ± 4,3	204,9 ^{d,F} ± 5,9	195,9 ^{D,E} ± 21,3
^{238}U	2,3 ^{b,c} ± 0,6	5,3 ^{a,c} ± 0,7	6,6 ^{a,b} ± 0,6
^{226}Ra	< MDA	2,1 ^c ± 0,6	3,8 ^b ± 0,8

Legenda: $p < 0,001$ slovo a u odnosu na K grupu, b u odnosu na O1 grupu, c u odnosu na O2 grupu; $p < 0,01$ slovo d u odnosu na K grupu, e u odnosu na O1 grupu i f u odnosu na O2 grupu; nema statistički značajnih razlika slovo D u odnosu na K grupu, E u odnosu na O1 grupu i F u odnosu na O2 grupu; MAD – ispod praga detekcije.

U smeši za ishranu svinja K grupe detektovan je najmanji prosečan sadržaj ^{238}U (2,3 Bq/kg), što je bilo statistički visoko značajno manje ($p < 0,001$) u odnosu na prosečan sadržaj ovog radionuklida u smešama O1 grupe (^{238}U 5,3 Bq/kg) i O2 grupe (^{238}U 6,6 Bq/kg) (tabela 6). Specifična aktivnost ^{226}Ra je bila ispod praga detekcije u smeši za ishranu svinja K grupe. Prosečan sadržaj ^{238}U (5,3 Bq/kg) i ^{226}Ra (2,1 Bq/kg) u smeši za ishranu svinja O1 grupe bio je statistički visoko značajno manji ($p < 0,001$) u odnosu na prosečan sadržaj ovih radionuklida u smeši O2 grupe (^{238}U 6,6 Bq/kg i ^{226}Ra 3,8 Bq/kg) (tabela 6).

5.2.2. Toksični elementi u kompletnim krmnim smešama

U smeši za ishranu svinja O2 grupe prosečan sadržaj ^{238}U , olova, hroma i arsena (^{238}U 509,19 $\mu\text{g/kg}$, Pb 244,28 $\mu\text{g/kg}$, Cr 2244,19 $\mu\text{g/kg}$ i As 260,83 $\mu\text{g/kg}$) je bio statistički visoko značajno veći ($p < 0,001$) u odnosu na prosečan sadržaj ovih elemenata u smeši korišćenoj za ishranu svinja K grupe (^{238}U 165,64 $\mu\text{g/kg}$, Pb 131,98 $\mu\text{g/kg}$, Cr 242,66 $\mu\text{g/kg}$ i As 151,32 $\mu\text{g/kg}$) (tabela 7, prilog 4).

Tabela 7. Sadržaj ^{238}U , Pb, Cd, Cr i As u smešama

Toksični element	Sadržaj toksičnih elemenata ($\mu\text{g/kg}$) ($\bar{X} \pm \text{SD}$)		
	K grupa	O1	O2
^{238}U	165,64 ^{b,c} ± 37,86	401,08 ^{a,c} ± 71,19	509,19 ^{a,b} ± 56,00
Pb	131,98 ^{E,c} ± 41,38	186,63 ^{D,C} ± 29,10	244,28 ^{a,B} ± 72,44
Cd	45,43 ^{b,F} ± 3,01	93,11 ^{a,c} ± 5,52	46,12 ^{D,b} ± 5,71
Cr	242,66 ^{B,c} ± 48,13	540,32 ^{A,c} ± 130,57	2244,19 ^{a,b} ± 434,87
As	151,32 ^{b,c} ± 19,42	243,05 ^{a,F} ± 24,99	260,83 ^{a,E} ± 46,63

Legenda: $p < 0,001$ slovo a u odnosu na K grupu, b u odnosu na O1 grupu, c u odnosu na O2 grupu; $p < 0,05$ slovo A u odnosu na K grupu, B u odnosu na O1 grupu i C u odnosu na O2 grupu; nema statistički značajnih razlika: slovo D u odnosu na K grupu, E u odnosu na O1 grupu i F u odnosu na O2 grupu.

Najveći prosečan sadržaj kadmijuma (93,11 $\mu\text{g/kg}$), detektovan je u smeši za ishranu svinja O1 grupe i bio je statistički visoko značajno veći ($p < 0,001$) u odnosu na prosečan sadržaj kadmijuma u smešama za ishranu svinja K grupe (45,43 $\mu\text{g/kg}$) i O2 grupe (46,12 $\mu\text{g/kg}$). Nisu utvrđene statistički značajne razlike između prosečnog sadržaja kadmijuma u smešama korišćenim za ishranu svinja O2 i K grupe (tabela 7).

U smeši za ishranu svinja O1 grupe prosečan sadržaj ^{238}U (401,08 $\mu\text{g}/\text{kg}$) bio je statistički visoko značajno veći ($p < 0,001$) u odnosu na prosečan sadržaj ^{238}U u smeši za ishranu svinja K grupe (165,64 $\mu\text{g}/\text{kg}$) i statistički visoko značajno manji ($p < 0,001$) u odnosu na O2 grupu (509,19 $\mu\text{g}/\text{kg}$) (tabela 7).

Prosečan sadržaj olova utvrđen u smeši za ishranu svinja O1 grupe (186,63 $\mu\text{g}/\text{kg}$) bio je statistički značajno manji ($p < 0,05$) u odnosu na O2 grupu, dok u odnosu na K grupu nisu utvrđene statistički značajne razlike (tabela 7).

Statistički visoko značajno manji prosečan sadržaj hroma ($p < 0,001$) detektovan je u smeši za ishranu svinja O1 grupe (540,32 $\mu\text{g}/\text{kg}$) u odnosu na O2 grupu (2244,19 $\mu\text{g}/\text{kg}$), dok je u odnosu na smešu za ishranu svinja K grupe (242,66 $\mu\text{g}/\text{kg}$) prosečan sadržaj hroma bio statistički značajno veći ($p < 0,05$) (tabela 7).

Prosečan sadržaj arsena u smeši za ishranu svinja O1 grupe (243,05 $\mu\text{g}/\text{kg}$) bio je statistički visoko značajno veći ($P < 0,001$) u odnosu na prosečan sadržaj ovog elementa u smeši K grupe (151,32 $\mu\text{g}/\text{kg}$), s tim da nisu ustanovljene statistički značajne razlike u prosečnom sadržaju arsena između smeša za ishranu svinja O1 i O2 grupe (260,83 $\mu\text{g}/\text{kg}$) (tabela 7).

5.3. Sadržaj prirodnih radionuklida i toksičnih elemenata u biološkom materijalu (krvi, jetri, bubrezima, kostima i fecesu)

U narednom potpoglavlju biće prikazani rezultati ispitivanja sadržaja rezidua prirodnih radionuklida (^{40}K , ^{226}Ra i ^{238}U) i toksičnih elemenata (Pb, Cr, Cd i As) u krvi, jetri, bubrezima, kostima i fecesu oglednih grupa. Rezultati ispitivanja prikazani su za svaku oglednu grupu.

5.3.1. Prirodni radionuklidi u krvi

Gama spektrometrijskom analizom u krvi svinja oglednih grupa detektovano je prisustvo rezidua ^{40}K , dok je sadržaj ^{238}U i ^{226}Ra bio ispod praga detekcije. Najveća prosečena specifična aktivnost ^{40}K utvrđena je u krvi svinja K grupe (80,9 Bq/L), a najmanja u krvi svinja O2 grupe (78,9 Bq/L). Nisu uočene statistički značajne razlike u prosečnom sadržaju ^{40}K u krvi između oglednih grupa (K, O1 i O2) (tabela 8, prilog 5).

Tabela 8. Specifična aktivnost ^{40}K , ^{226}Ra i ^{238}U u krvi

Radionuklid	Specifična aktivnost (Bq/L)		
	$(\bar{X} \pm \text{SD})$		
	K grupa	O1	O2
^{40}K	80,9 ^{E,F} ± 5,9	80,7 ^{D,F} ± 7,6	78,9 ^{D,E} ± 5,3
^{238}U	< MDA	< MDA	< MDA
^{226}Ra	< MDA	< MDA	< MDA

Legenda: nema statistički značajnih razlika: slovo D u odnosu na K grupu, E u odnosu na O1 grupu i F u odnosu na O2 grupu; MDA – ispod praga detekcije.

5.3.2. Toksični elementi u krvi

Određivanjem sadržaja toksičnih elemenata zapaženo je da je najmanji prosečan sadržaj olova utvrđen u krvi svinja K grupe (14,67 $\mu\text{g}/\text{L}$), a najveći u krvi svinja O1 grupe (17,34 $\mu\text{g}/\text{L}$) (tabela 9, prilog 6). U krvi svinja O2 grupe prosečan sadržaj olova iznosio je

16,19 µg/L. Nisu uočene statistički značajne razlike u prosečnom sadržaju olova u krvi između oglednih grupa (K, O1 i O2).

Tabela 9. Sadržaj ²³⁸U, Pb, Cd, Cr i As u krvi

Toksični element	Sadržaj toksičnih elemenata (µg/L) ($\bar{X} \pm SD$)		
	K grupa	O1	O2
²³⁸ U	< LoQ	< LoQ	< LoQ
Pb	14,67 ^{E,F} ± 6,77	17,34 ^{D,F} ± 11,22	16,19 ^{D,E} ± 6,36
Cd	1,26 ^{E,F} ± 0,22	1,15 ^{D,F} ± 0,28	1,37 ^{D,E} ± 0,23
Cr	<LoQ	<LoQ	<LoQ
As	<LoQ	<LoQ	<LoQ

Legenda: nema statistički značajnih razlika: slovo D u odnosu na K grupu, E u odnosu na O1 grupu i F u odnosu na O2 grupu; LoQ - ispod limita kvantifikacije.

U krvi svinja O2 grupe detektovan je najveći prosečan sadržaj kadmijuma (1,37 µg/L), a najmanji u krvi svinja O1 grupe (1,15 µg/L). Statistički značajne razlike nisu ustanovljene u prosečnom sadržaju kadmijuma u krvi između ispitivanih grupa (K, O1 i O2) (tabela 9). U analiziranim uzorcima krvi svinja iz sve tri ogledne grupe sadržaj hroma i arsena je bio ispod limita kvantifikacije (tabela 9).

5.3.3. Prirodni radionuklidi u jetri

Ispitivanjem sadržaja prirodnih radionuklida u jetri svinja detektovan je jedino prirodni radionuklid ⁴⁰K, dok je sadržaj ²³⁸U i ²²⁶Ra bio ispod praga detekcije. Najveći prosečan sadržaj ⁴⁰K utvrđen je u jetri svinja O1 grupe (97,5 Bq/kg), što je bilo statistički veoma značajno veće (p<0,01) u odnosu na prosečan sadržaj ⁴⁰K u jetri svinja K grupe (91,8 Bq/kg). Prosečan sadržaj ⁴⁰K u jetri svinja O2 grupe (96,2 Bq/kg) je bio statistički značajno veći (p<0,05) u odnosu na prosečan sadržaj ⁴⁰K u jetri svinja K grupe, a u odnosu na O1 grupu nisu utvrđene statistički značajne razlike (tabela 10; prilog 7).

Tabela 10. Specifična aktivnost ⁴⁰K, ²²⁶Ra i ²³⁸U u jetri

Radionuklid	Specifična aktivnost (Bq/kg) ($\bar{X} \pm SD$)		
	K grupa	O1	O2
⁴⁰ K	91,8 ^{e,C} ± 2,1	97,5 ^{d,F} ± 3,5	96,2 ^{A,E} ± 4,5
²³⁸ U	< MDA	< MDA	< MDA
²²⁶ Ra	< MDA	< MDA	< MDA

Legenda: p<0,01 slovo d u odnosu na K grupu, e u odnosu na O1 grupu i f u odnosu na O2 grupu; p<0,05 slovo A u odnosu na K grupu, B u odnosu na O1 grupu, C u odnosu na O2 grupu; nema statistički značajnih razlika slovo D u odnosu na K grupu, E u odnosu na O1 grupu i F u odnosu na O2 grupu; MDA - ispod praga detekcije.

5.3.4. Toksični elementi u jetri

Na osnovu rezultata prikazanih u tabeli 11 (prilog 8) uočava se da je u jetri svinja O2 grupe detektovan visoko značajno veći ($p < 0,001$) prosečan sadržaj ^{238}U ($32,01 \mu\text{g}/\text{kg}$) u odnosu na O1 grupu ($5,76 \mu\text{g}/\text{kg}$), dok je u jetri svinja K grupe sadržaj rezidua ^{238}U bio ispod limita kvantifikacije.

Tabela 11. Sadržaj ^{238}U , Pb, Cd, Cr i As u jetri

Toksični element	Sadržaj toksičnih elemenata ($\mu\text{g}/\text{kg}$) ($\bar{X} \pm \text{SD}$)		
	K grupa	O1	O2
^{238}U	< LoQ	$5,76^c \pm 0,38$	$32,01^b \pm 7,16$
Pb	$33,38^{E,C} \pm 9,50$	$26,20^{D,F} \pm 4,24$	$24,44^{A,E} \pm 5,32$
Cd	$106,07^{E,C} \pm 13,13$	$92,34^{D,F} \pm 17,87$	$87,34^{A,E} \pm 13,64$
Cr	$152,79^{b,c} \pm 39,46$	$64,70^{a,F} \pm 15,82$	$91,96^{a,E} \pm 16,59$
As	$4,99^{E,F} \pm 0,79$	$5,23^{D,F} \pm 1,01$	$5,78^{D,E} \pm 1,25$

Legenda: $p < 0,001$ slovo a u odnosu na K grupu, b u odnosu na O1 grupu i c u odnosu na O2 grupu; $p < 0,05$ slovo A u odnosu na K grupu, B u odnosu na O1 grupu, C u odnosu na O2 grupu; nema statistički značajnih razlika: slovo D u odnosu na K grupu, E u odnosu na O1 grupu i F u odnosu na O2 grupu; LoQ - ispod limita kvantifikacije.

U jetri svinja K grupe prosečan sadržaj olova ($33,38 \mu\text{g}/\text{kg}$) i kadmijuma ($106,07 \mu\text{g}/\text{kg}$) je bio statistički značajno veći ($p < 0,05$) u odnosu na prosečan sadržaj ovih elemenata u jetri svinja O2 grupe (Pb $24,44 \mu\text{g}/\text{kg}$ i Cd $87,34 \mu\text{g}/\text{kg}$). Nisu utvrđene statistički značajne razlike u sadržaju ovih elemenata u jetri između O1 i K grupe i između O1 i O2 grupe (tabela 11).

Statistički visoko značajno veći ($p < 0,001$) prosečan sadržaj hroma utvrđen je u jetri svinja K grupe ($152,79 \mu\text{g}/\text{kg}$) u odnosu na prosečan sadržaj ovog elementa u jetri svinja O1 grupe ($64,70 \mu\text{g}/\text{kg}$) i O2 grupe ($91,96 \mu\text{g}/\text{kg}$). Statistički značajne razlike u prosečnom sadržaju hroma u jetri svinja O1 i O2 grupe nisu utvrđene (tabela 11).

Najmanji prosečan sadržaj arsena detektovan je u jetri životinja K grupe ($4,99 \mu\text{g}/\text{kg}$), a najveći u jetri svinja O2 grupe ($5,78 \mu\text{g}/\text{kg}$). Nisu ustanovljene statistički značajne razlike u prosečnom sadržaju ovog toksičnog elementa između oglednih grupa (K, O1 i O2) (tabela 11).

5.3.5. Prirodni radionuklidi u bubrezima

Rezultati gama spektrometrijskog određivanja sadržaja prirodnih radionuklida ^{40}K , ^{238}U i ^{226}Ra u bubrezima svinja prikazani su u tabeli 12 (prilog 9). Dobijeni rezultati ukazuju da je ^{40}K bio dominantni radionuklid i njegova prosečna specifična aktivnost u bubrezima svinja se kretala od $70,3 \text{ Bq}/\text{kg}$ (O1 grupa) do $76,9 \text{ Bq}/\text{kg}$ (K grupa). Statistički značajne razlike u prosečnom sadržaju ^{40}K u bubrezima svinja oglednih grupa (K, O1 i O2) nisu utvrđene.

Tabela 12. Specifična aktivnost ^{40}K , ^{238}U i ^{226}Ra u bubrezima

Radionuklid	Specifična aktivnost (Bq/kg) ($\bar{X} \pm \text{SD}$)		
	K grupa	O1	O2
^{40}K	76,9 ^{E,F} \pm 5,2	70,3 ^{D,F} \pm 7,6	73,0 ^{D,E} \pm 8,2
^{238}U	2,1 ^{B,c} \pm 0,8	4,1 ^{A,C} \pm 2,1	5,9 ^{a,B} \pm 1,4
^{226}Ra	< MDA	< MDA	< MDA

Legenda: $p < 0,001$ slovo a u odnosu na K grupu, b u odnosu na O1 grupu i c u odnosu na O2 grupu; $p < 0,05$ slovo A u odnosu na K grupu, B u odnosu na O1 grupu, C u odnosu na O2 grupu; nema statistički značajnih razlika slovo D u odnosu na K grupu, E u odnosu na O1 grupu i F u odnosu na O2 grupu; MDA – ispod praga detekcije.

Statistički visoko značajno veći ($p < 0,001$) prosečan sadržaj ^{238}U detektovan je u bubrezima svinja O2 grupe (5,9 Bq/kg) u odnosu na K grupu (2,1 Bq/kg). Prosečan sadržaj ^{238}U u bubrezima svinja O1 grupe (4,1 Bq/kg) je bio statistički značajno veći ($p < 0,05$) u odnosu na K grupu i statistički značajno manji ($p < 0,05$) u odnosu na O2 grupu (tabela 12, prilog 9). Sadržaj ^{226}Ra u bubrezima oglednih svinja bio je ispod praga detekcije.

5.3.6. Toksični elementi u bubrezima

Statistički visoko značajno veći ($p < 0,001$) prosečan sadržaj ^{238}U detektovan je u bubrezima svinja O2 grupe (474,64 $\mu\text{g}/\text{kg}$) u odnosu na K grupu (167,74 $\mu\text{g}/\text{kg}$), dok je sadržaj ^{238}U u bubrezima životinja O1 grupe (325,75 $\mu\text{g}/\text{kg}$) bio statistički značajno manji ($p < 0,05$) u odnosu na O2 grupu. Uočene su i statistički značajne razlike ($p < 0,05$) u prosečnom sadržaju ovog toksičnog elementa u bubrezima između O1 i K grupe (tabela 13, prilog 10).

U bubrezima svinja K grupe utvrđen je najveći prosečan sadržaj olova (54,44 $\mu\text{g}/\text{kg}$) i arsena (67,07 $\mu\text{g}/\text{kg}$), što je bilo statistički visoko značajno veće ($p < 0,001$) u odnosu na prosečan sadržaj ovih elemenata u bubrezima svinja O1 grupe (Pb 25,74 $\mu\text{g}/\text{kg}$ i As 33,06 $\mu\text{g}/\text{kg}$). Prosečan sadržaj olova u bubrezima svinja O2 grupe (50,77 $\mu\text{g}/\text{kg}$) bio je statistički veoma značajno veći ($p < 0,01$) u odnosu na prosečan sadržaja ovog elementa u bubrezima svinja O1 grupe (25,74 $\mu\text{g}/\text{kg}$), dok u poređenju sa K grupom (54,44 $\mu\text{g}/\text{kg}$) nisu uočene statistički značajne razlike (tabela 13).

Tabela 13. Sadržaj ^{238}U , Pb, Cd, Cr i As u bubrezima

Toksični element	Sadržaj toksičnih elemenata ($\mu\text{g}/\text{kg}$) ($\bar{X} \pm \text{SD}$)		
	K grupa	O1	O2
^{238}U	167,74 ^{B,c} \pm 58,71	325,75 ^{A,C} \pm 163,09	474,64 ^{a,B} \pm 101,49
Pb	54,44 ^{b,F} \pm 15,23	25,74 ^{a,f} \pm 5,96	50,77 ^{D,e} \pm 21,00
Cd	747,00 ^{E,F} \pm 127,98	607,00 ^{D,F} \pm 106,15	672,00 ^{D,E} \pm 155,48
Cr	<LoQ	<LoQ	<LoQ
As	67,07 ^{b,C} \pm 10,47	33,06 ^{a,c} \pm 7,31	55,94 ^{A,b} \pm 8,02

Legenda: $p < 0,001$ slovo a u odnosu na K grupu, b u odnosu na O1 grupu i c u odnosu na O2 grupu; $p < 0,01$ slovo d u odnosu na K grupu, e u odnosu na O1 grupu, f u odnosu na O2 grupu; $p < 0,05$ slovo A u odnosu na K grupu, B u odnosu na O1 grupu i C u odnosu na O2 grupu; nema statistički značajnih razlika slovo D u odnosu na K grupu, E u odnosu na O1 grupu i F u odnosu na O2 grupu; LoQ – ispod limita kvantifikacije.

Prosečan sadržaj arsena je bio statistički visoko značajno veći ($p < 0,001$) u bubrezima svinja O2 grupe (55,94 $\mu\text{g}/\text{kg}$) u odnosu na O1 (33,06 $\mu\text{g}/\text{kg}$) grupu, dok je statistički značajna razlika ($p < 0,05$) ustanovljena u prosečnom sadržaju arsena u bubrezima između O2 i K grupe (67,07 $\mu\text{g}/\text{kg}$) (tabela 13).

U bubrezima svinja K grupe utvrđen je najveći prosečan sadržaj kadmijuma (747,00 $\mu\text{g}/\text{kg}$), dok je u bubrezima svinja O1 i O2 grupa prosečan sadržaj kadmijuma bio približno isti (607,00 $\mu\text{g}/\text{kg}$ O1 grupa i 672,00 $\mu\text{g}/\text{kg}$ O2 grupa) (tabela 13). Nisu ustanovljene statistički značajne razlike u prosečnom sadržaju kadmijuma između oglednih grupa (K, O1 i O2). U svim ispitivanim uzorcima bubrega sadržaj hroma je bio ispod limita kvantifikacije.

5.3.7. Prirodni radionuklidi u kostima

U tabeli 14 (prilog 11) prikazani su rezultati sadržaja ispitivanih prirodnih radionuklida u kostima svinja oglednih grupa. Statistički visoko značajno veći ($p < 0,001$) prosečan sadržaj ^{40}K detektovan je u kostima svinja O2 grupe (7,1 Bq/kg) u odnosu na K grupu (4,8 Bq/kg), dok je u kostima svinja O1 grupe (5,7 Bq/kg) utvrđen statistički veoma značajno manji ($p < 0,01$) prosečan sadržaj ^{40}K u odnosu na O2 grupu. Između K i O1 grupe nisu utvrđene statistički značajne razlike u prosečnom sadržaju ^{40}K u kostima.

Prosečan sadržaj ^{238}U u kostima svinja kretao se od 1,8 Bq/kg (K grupa) do 2,2 Bq/kg (O2 grupa). Nisu ustanovljene statistički značajne razlike u prosečnom sadržaju ^{238}U u kostima između oglednih grupa (tabela 14).

Tabela 14. Specifična aktivnost ^{40}K , ^{238}U i ^{226}Ra u kostima

Radionuklid	Specifična aktivnost (Bq/kg) ($\bar{X} \pm \text{SD}$)		
	K grupa	O1	O2
^{40}K	4,8 ^{E,c} ± 0,4	5,7 ^{D,f} ± 0,8	7,1 ^{a,e} ± 1,3
^{238}U	1,8 ^{E,F} ± 0,5	1,9 ^{D,F} ± 0,5	2,2 ^{D,E} ± 0,4
^{226}Ra	< MDA	< MDA	< MDA

Legenda: $p < 0,001$ slovo a u odnosu na K grupu, b u odnosu na O1 grupu i c u odnosu na O2 grupu; $p < 0,01$ slovo d u odnosu na K grupu, e u odnosu na O1 grupu, f u odnosu na O2 grupu; nema statistički značajnih razlika: slovo D u odnosu na K grupu, E u odnosu na O1 grupu i F u odnosu na O2 grupu; MDA – ispod praga detekcije.

5.3.8. Toksični elementi u kostima

Najveći prosečan sadržaj ^{238}U detektovan je u kostima svinja O2 grupe (181,21 $\mu\text{g}/\text{kg}$), dok je najmanji prosečan sadržaj utvrđen u kostima svinja K grupe (145,13 $\mu\text{g}/\text{kg}$) U kostima svinja O1 grupe prosečan sadržaj ^{238}U iznosio je 149,52 $\mu\text{g}/\text{kg}$. Nisu uočene statistički značajne razlike u prosečnom sadržaju ^{238}U u kostima između oglednih grupa (K, O1 i O2). (tabela 15, prilog 12).

Tabela 15. Sadržaj ^{238}U , Pb, Cd, Cr i As u kostima

Toksični element	Sadržaj toksičnih elemenata ($\mu\text{g}/\text{kg}$) ($\bar{X} \pm \text{SD}$)		
	K grupa	O1	O2
^{238}U	145,13 ^{E,F} \pm 39,46	149,52 ^{D,F} \pm 32,52	181,21 ^{D,E} \pm 27,02
Pb	361,06 ^{E,c} \pm 77,88	331,28 ^{D,c} \pm 68,84	525,57 ^{a,b} \pm 68,28
Cd	7,30 ^{E,F} \pm 2,55	4,63 ^{D,f} \pm 2,56	9,38 ^{D,e} \pm 3,88
Cr	627,96 ^{E,c} \pm 116,14	898,56 ^{D,c} \pm 243,97	1862,52 ^{a,b} \pm 536,64
As	46,28 ^{E,c} \pm 9,95	43,69 ^{D,c} \pm 4,54	121,71 ^{a,b} \pm 31,68

Legenda: $p < 0,001$ slovo a u odnosu na K grupu, b u odnosu na O1 grupu i c u odnosu na O2 grupu; $p < 0,01$ slovo d u odnosu na K grupu, e u odnosu na O1 grupu, f u odnosu na O2 grupu; nema statistički značajnih razlika slovo D u odnosu na K grupu, E u odnosu na O1 grupu i F u odnosu na O2 grupu.

U kostima svinja O2 grupe detektovan je statistički visoko značajno veći ($P < 0,001$) prosečan sadržaj olova, hroma i arsena (Pb 525,57 $\mu\text{g}/\text{kg}$, Cr 1862,52 $\mu\text{g}/\text{kg}$ i As 121,71 $\mu\text{g}/\text{kg}$) u odnosu na prosečan sadržaj ovih elemenata u kostima životinja K grupe (Pb 361,06 $\mu\text{g}/\text{kg}$, Cr 627,96 $\mu\text{g}/\text{kg}$ i As 46,28 $\mu\text{g}/\text{kg}$) i O1 grupe (Pb 331,28 $\mu\text{g}/\text{kg}$, Cr 898,56 $\mu\text{g}/\text{kg}$ i As 43,69 $\mu\text{g}/\text{kg}$) (tabela 15).

Utvrđen prosečan sadržaj kadmijuma (9,38 $\mu\text{g}/\text{kg}$) u kostima svinja O2 grupe bio je statistički veoma značajno veći ($p < 0,01$) u poređenju sa prosečnim sadržajem ovog elementa u kostima svinja O1 grupe (4,63 $\mu\text{g}/\text{kg}$), dok u odnosu na K grupu (7,30 $\mu\text{g}/\text{kg}$) nisu uočene statistički značajne razlike (tabela 15). Dobijeni rezultati su pokazali da se utvrđen prosečan sadržaj olova, kadmijuma, hroma i arsena u kostima svinja O1 i K grupe nije statistički značajno razlikovao (tabela 15).

5.3.9. Prirodni radionuklidi u fecesu

Najveća prosečna specifična aktivnost ^{40}K (629,7 Bq/kg) detektovana je u fecesu svinja O2 grupe što je bilo statistički visoko značajno veće ($p < 0,001$) u odnosu na prosečnu aktivnost ^{40}K u fecesu svinja O1 grupe (547,3 Bq/kg) i K grupe (560,1 Bq/kg) (tabela 16, prilog 13). Nisu ustanovljene statistički značajne razlike u prosečnom sadržaju ^{40}K u fecesu svinja između K i O1 grupe (tabela 16).

Tabela 16. Specifična aktivnost ^{40}K , ^{238}U i ^{226}Ra u fecesu

Radionuklid	Specifična aktivnost (Bq/kg) ($\bar{X} \pm \text{SD}$)		
	K grupa	O1	O2
^{40}K	560,1 ^{E,c} \pm 20,9	547,3 ^{D,c} \pm 7,9	629,7 ^{a,b} \pm 22,0
^{238}U	4,3 ^{b,c} \pm 1,0	25,2 ^{a,c} \pm 2,3	42,3 ^{a,b} \pm 5,8
^{226}Ra	4,4 ^{b,c} \pm 0,6	16,4 ^{a,c} \pm 1,4	26,5 ^{a,b} \pm 2,8

Legenda: $p < 0,001$ slovo a u odnosu na K grupu, b u odnosu na O1 grupu i c u odnosu na O2 grupu; nema statistički značajnih razlika slovo D u odnosu na K grupu, E u odnosu na O1 grupu i F u odnosu na O2 grupu.

U fecesu svinja O2 grupe utvrđena je najveća prosečna specifična aktivnost ^{238}U (42,3 Bq/kg) i ^{226}Ra (26,5 Bq/kg), dok je najniža prosečna specifična aktivnost ovih radionuklida detektovana u fecesu svinja K grupe (^{238}U 4,3 Bq/kg i ^{226}Ra 4,4 Bq/kg). Statistički visoko

značajne razlike ($p < 0,001$) u sadržaju ^{238}U i ^{226}Ra u fecesu ustanovljene su između oglednih grupa (K, O1 i O2) (tabela 16).

5.3.10. Toksični elementi u fecesu

Ispitivanjem prosečnog sadržaja ^{238}U u fecesu ustanovljeno je postojanje statistički visoko značajnih razlika ($p < 0,001$) između sve tri ogledne grupe (K, O1 i O2). Najveći prosečan sadržaj ^{238}U detektovan je u fecesu svinja O2 grupe (3,25 mg/kg), najniži u K grupi (0,33 mg/kg), dok je u fecesu svinja O1 grupe prosečan sadržaj ^{238}U iznosio 1,83 mg/kg (tabela 17, prilog 14).

Tabela 17. Sadržaj ^{238}U , Pb, Cd, Cr i As u fecesu

Toksični element	Sadržaj toksičnih elemenata (mg/kg) ($\bar{X} \pm \text{SD}$)		
	K grupa	O1	O2
^{238}U	0,33 ^{b,c} ± 0,09	1,83 ^{a,c} ± 0,16	3,25 ^{a,b} ± 0,60
Pb	1,39 ^{b,F} ± 0,31	5,88 ^{a,c} ± 2,11	1,99 ^{D,b} ± 0,23
Cd	0,33 ^{E,F} ± 0,07	0,34 ^{D,F} ± 0,07	0,37 ^{D,E} ± 0,06
Cr	3,31 ^{b,C} ± 0,78	23,41 ^{a,c} ± 9,34	10,06 ^{A,b} ± 1,53
As	0,56 ^{b,F} ± 0,05	2,49 ^{a,c} ± 0,71	1,01 ^{D,b} ± 0,26

Legenda: $p < 0,001$ slovo a u odnosu na K grupu, b u odnosu na O1-grupu i c u odnosu na O2 grupu; $p < 0,05$ slovo A u odnosu na K grupu, B u odnosu na O1 grupu, C u odnosu na O2 grupu; nema statistički značajnih razlika: slovo D u odnosu na K grupu, E u odnosu na O1 grupu i F u odnosu na O2 grupu.

U feces svinja O1 grupe utvrđen je najveći prosečan sadržaj olova (5,88 mg/kg), hroma (23,41 mg/kg) i arsena (2,49 mg/kg) i bio je statistički visoko značajno veći ($p < 0,001$) u odnosu na prosečan sadržaj ovih elemenata u fecesu životinja K grupe (Pb 1,39 mg/kg, Cr 3,31 mg/kg i As 0,56 mg/kg) i O2 grupe (Pb 1,99 mg/kg, Cr 10,06 mg/kg i As 1,01 mg/kg) (tabela 17). Statistički značajne razlike u prosečnom sadržaju olova i arsena u fecesu svinja između O2 i K grupe nisu ustanovljene, dok se prosečan sadržaj hroma statistički značajno razlikovao ($p < 0,05$) u fecesu svinja ove dve ogledne grupe (tabela 17).

Ispitivanjem prisustva rezidua kadmijuma u fecesu svinja oglednih grupa utvrđen je skoro isti prosečan sadržaj u sve tri ogledne grupe (K grupa 0,33 mg/kg, O1 grupa 0,34 mg/kg i O2 grupa 0,37 mg/kg). Statistički značajne razlike u sadržaju kadmijuma u fecesu svinja oglednih grupa (K, O1 i O2) nisu uočene (tabela 17).

5.4. Zdravstveno stanje i proizvodni rezultati

U narednom poglavlju prikazani su rezultati praćenja zdravstvenog stanja i proizvodnih rezultata svinja u tovu.

5.4.1. Zdravstveno stanje

Tokom trajanja oglada sve životinje su bile živahnog temperamenta, dobre kondicije i očuvanog apetita. Koža i vidljive sluznice svinja bile su uobičajenog izgleda i bez posebnih osobenosti. Svinje su bile skladne telesne građe, pravilno razvijenog koštanog sistema i mišićnog tkiva. Kod svih jedinki feces je bio uobičajeno formiran. Sposobnost aktivnog

kretanja i koordinacija pokreta životinja su bili usklađeni, sa normalno izraženim mišićnim tonusom. Nisu zabeležena uginuća tokom trajanja oglada.

5.4.2 Proizvodni rezultati

U tabeli 18 prikazane su prosečne telesne mase oglednih svinja tokom perioda tova. Prvog dana tova sve životinje su imale ujednačenu telesnu masu, sa minimalnim odstupanjima bez statističkog značaja. Između oglednih grupa nisu ustanovljene statistički značajne razlike u telesnoj masi oglednih životinja tokom celog oglednog perioda, kao i na dan klanja (tabela 18, prilog 15).

Tabela 18. Prosečna telesna masa svinja tokom trajanja oglada

Prosečna telesna masa svinja (kg) ($\bar{X} \pm SD$)			
Period oglada	K grupa	O1 grupa	O2 grupa
1. dan tova	29,7 ± 4,1 ^{E,F}	29,9 ± 3,3 ^{D,F}	29,1 ± 3,1 ^{D,E}
I nedelja	35,3 ± 4,0 ^{E,F}	35,6 ± 3,5 ^{D,F}	33,4 ± 3,8 ^{D,E}
II nedelja	37,6 ± 4,3 ^{E,F}	40,7 ± 4,9 ^{D,F}	37,5 ± 3,1 ^{D,E}
III nedelja	43,8 ± 4,7 ^{E,F}	45,7 ± 3,5 ^{D,F}	45,9 ± 5,2 ^{D,E}
IV nedelja	47,2 ± 5,2 ^{E,F}	51,2 ± 3,9 ^{D,F}	52,5 ± 5,8 ^{D,E}
V nedelja	53,6 ± 7,0 ^{E,F}	57,3 ± 4,5 ^{D,F}	59,2 ± 5,9 ^{D,E}
VI nedelja	58,1 ± 7,3 ^{E,F}	63,3 ± 5,1 ^{D,F}	65,3 ± 7,5 ^{D,E}
VII nedelja	65,1 ± 9,3 ^{E,F}	68,0 ± 5,3 ^{D,F}	73,4 ± 8,4 ^{D,E}
VIII nedelja	70,7 ± 10,4 ^{E,F}	72,5 ± 5,9 ^{D,F}	78,0 ± 7,9 ^{D,E}
IX nedelja	77,7 ± 11,0 ^{E,F}	77,0 ± 6,7 ^{D,F}	85,9 ± 8,8 ^{D,E}
X nedelja	86,7 ± 12,7 ^{E,F}	83,7 ± 10,6 ^{D,F}	93,1 ± 9,7 ^{D,E}
XI nedelja	95,4 ± 13,1 ^{E,F}	88,3 ± 7,5 ^{D,F}	99,1 ± 10,1 ^{D,E}
XII nedelja	102,0 ± 13,9 ^{E,F}	95,0 ± 7,9 ^{D,F}	105,6 ± 10,4 ^{D,E}
XIII	108,8 ± 14,1 ^{E,F}	101,8 ± 8,1 ^{D,F}	112,5 ± 10,6 ^{D,E}
XIV nedelja	115,7 ± 15,4 ^{E,F}	108,3 ± 8,7 ^{D,F}	117,7 ± 10,2 ^{D,E}
XV nedelja	121,2 ± 15,5 ^{E,F}	115,2 ± 9,3 ^{D,F}	123,2 ± 11,4 ^{D,E}
Dan klanja	124,3 ± 15,5 ^{E,F}	121,2 ± 10,6 ^{D,F}	128,1 ± 13,3 ^{D,E}

Legenda: nema statistički značajnih razlika: slovo D u odnosu na K grupu, E u odnosu na O1 grupu i F u odnosu na O2 grupu.

Prosečan ukupni prirast, kao i ostvareni prosečan dnevni prirast svinja oglednih grupa prikazani su u tabeli 19 (prilog 16 i 17). Nisu uočene statistički značajne razlike u ostvarenom ukupnom i prosečnom dnevnom prirastu svinja između oglednih grupa.

Tabela 19. Prirast svinja oglednih grupa tokom trajanja tova

Period tova (dani)	K grupa	O1 grupa	O2 grupa
1 - 110	Prosečan ukupni prirast (kg) ($\bar{X} \pm SD$)		
	94,6 ^{E,F} \pm 12,5	91,3 ^{D,F} \pm 10,2	99,00 ^{D,E} \pm 9,9
	Prosečan dnevni prirast (kg/dan) ($\bar{X} \pm SD$)		
	K grupa	O1 grupa	O2 grupa
	0,860 ^{E,F} \pm 0,113	0,913 ^{D,F} \pm 0,102	0,900 ^{D,E} \pm 0,090

Legenda: nema statistički značajnih razlika slovo D u odnosu na K grupu, E u odnosu na O1 grupu i F u odnosu na O2 grupu.

5.5. Upoređivanje sadržaja prirodnih radionuklida (²³⁸U i ²²⁶Ra) i toksičnih elemenata (Pb, Cd i As) sa važećim zakonskim regulativama

U narednom poglavlju je prikazano poređenje rezultata dobijenih ispitivanjem sadržaja prirodnih radionuklida (²²⁶Ra i ²³⁸U) i toksičnih elemenata (Pb, Cd i As) u uzorcima monokalcijum fosfata, smešama, i njihovih rezidua u jetri i bubrezima sa važećim zakonskim regulativama.

5.5.1. Izvedene koncentracije prirodnih radionuklida (²³⁸U i ²²⁶Ra) u monokalcijum fosfatu, kompletnim krmnim smešama i mesu svinja

U tabeli 20 date su izvedene koncentracije za ²³⁸U i ²²⁶Ra u monokalcijum fosfatu koji se koristi za ishranu svinja u količini od 1,5%. Tokom trajanja tovnog perioda svinje u proseku unose oko 3 kg hrane dnevno, odnosno 330 kg smeše za period od 110 dana. U 1 kg kompletne krmene smeše ima 0,015 kg monokalcijum fosfata. Svinje u proseku dnevno unose oko 0,045 kg monokalcijum fosfata, a za ceo vremenski period trajanja tova od 110 dana pojedu 4,95 kg monokalcijum fosfata.

Tabela 20. Izvedene koncentracije (IK_h) ²³⁸U i ²²⁶Ra u monokalcijum fosfatu

Trajanje tova (T)	IK_h (Bq/kg)	
	²³⁸ U	²²⁶ Ra
110 dana	449	72

U uzorcima monokalcijum fosfata korišćenim za ishranu svinja O1 grupe (1193,5 Bq/kg) i O2 grupe (2295,5 Bq/kg) sadržaj ²³⁸U je bio iznad izvedenih koncentracija u hrani (449 Bq/kg), dok je u uzorcima monokalcijum fosfata korišćenom u ishrani svinja K grupe sadržaj ²³⁸U (47,1 Bq/kg) bio ispod izvedenih koncentracija u hrani. Za razliku od ²³⁸U, sadržaj ²²⁶Ra je u svim ispitivanim uzorcima monokalcijum fosfata bio ispod izvedenih koncentracija u hrani i kretao se od 4,8 Bq/kg (O1 grupa) do 12,8 Bq/kg (O2 grupa).

U tabeli 21 prikazane su izvedene koncentracije za ²³⁸U i ²²⁶Ra u kompletnim krmnim smešama za ishranu svinja u tovu.

Tabela 21. Izvedene koncentracije (IK_h) ^{238}U i ^{226}Ra u smešama

Trajanje tova (T)	$IK_h(\text{Bq/kg})$	
	^{238}U	^{226}Ra
110 dana	6,7	1,1

Prosečna specifična aktivnost ^{238}U detektovana u smešama (tabela 6) za ishranu svinja sve tri ogledne grupe bila je ispod izvedenih koncentracija u hrani. Za razliku od ^{238}U , prosečan sadržaj ^{226}Ra u smešama za ishranu svinja O1 grupe (2,1 Bq/kg) i O2 grupe (3,8 Bq/kg) je bio iznad izvedenih koncentracija u hrani, dok je u smeši za ishranu svinja K grupe specifična aktivnost ^{226}Ra bila ispod praga detekcije.

U tabeli 22 prikazane su izvedene koncentracije za ^{238}U i ^{226}Ra u mesu svinja koje se koristi u ljudskoj ishrani.

Tabela 22. Izvedene koncentracije (IK_h) ^{238}U i ^{226}Ra u mesu svinja

$IK_h(\text{Bq/kg})$	
^{238}U	^{226}Ra
44,8	7,2

U jetri svinja sve tri ogledne grupe specifična aktivnost ^{238}U je bila ispod praga detekcije (tabela 10), dok je u bubrezima detektovan prosečan sadržaj ^{238}U od 2,1 Bq/kg (K grupa), 4,1 Bq/kg (O1 grupa) i 5,9 Bq/kg (O2 grupa). Specifična aktivnost ^{226}Ra u jetri i bubrezima svinja oglednih grupa je bila ispod praga detekcije (tabele 10 i 12). Utvrđene prosečne specifične aktivnosti ^{238}U i ^{226}Ra u jetri i bubrezima svinja oglednih grupa su bile ispod izvedenih koncentracija za meso svinja.

5.5.2 Poređenje sadržaja toksičnih elemenata (Pb, Cd, i As) u monokalcijum fosfatu i kompletnim krmnim smešama, sa zakonskom regulativom

U Republici Srbiji zakonom nisu propisane maksimalno dozvoljene koncentracije olova, kadmijuma, hroma i arsena u monokalcijum fosfatu i smešama za ishranu životinja. Regulativom Evropske komisije (EC, 2002; EC, 2013) date su maksimalna dozvoljene koncentracije toksičnih elemenata olova, kadmijuma i arsena u monokalcijum fosfatu i kompletnim krmnim smešama, dok za hrom nisu postavljene dozvoljene granice (tabela 23).

Tabela 23. Maksimalno dozvoljene koncentracije Pb, Cd i As u monokalcijum fosfatu i smešama

Maksimalno dozvoljena koncentracija (mg/kg)			
Hranivo	Pb	Cd	As
Monokalcijum fosfat	15	10	12
Kompletna krmna smeša	5	0,5	2

Sadržaj ispitivanih toksičnih elemenata u uzorcima monokalcijum fosfata i smešama korišćenim za ishranu svinja u ovom ogledu (tabela 5 i tabela 7) je bio ispod Regulativom propisanih granica.

5.5.3 Poređenje sadržaja toksičnih elemenata (Pb i Cd) u jetri i bubrezima sa zakonskom regulativom

Pravilnikom Republike Srbije (Službeni Glasnik RS", br 81/19) definisane su maksimalno dozvoljene količine olova i kadmijuma koje se mogu utvrditi u iznutricama, jetri i bubrezima svinja pojedinačno, dok dozvoljene količine hroma i arsena nisu definisane. Navedeni pravilnik je usaglašen je sa Regulativom Evropske komisije (EC 1881/2006; EC 629/2008) (tabela 24).

Tabela 24. Maksimalno dozvoljene koncentracije Pb i Cd u iznutricama, jetri i bubrezima svinja

Maksimalno dozvoljene koncentracije (mg/kg)		
Hranivo	Pb	Cd
Iznutrice svinja	0,50 ^{(1),(2)}	nd
Jetra	nd	0,50 ^{(1),(2)}
Bubrezi	nd	1 ^{(1),(2)}

⁽¹⁾ Službeni glasnik RS", br. 22/18, od 20. marta 2018. godine;

⁽²⁾ (EC, 2006; 2008); nd-nije definisano.

Analizom dobijenih rezultata utvrđen sadržaj olova (33,38 µg/kg K grupa, 26,20 µg/kg O1 grupa i 24,44 µg/kg O2 grupa) i kadmijuma (106,07 µg/kg K grupa, 92,34 µg/kg O1 grupa i 87,34 µg/kg O2 grupa) u jetri i olova (54,44 µg/kg K grupa, 25,74 µg/kg O1 grupa i 50,77 µg/kg O2 grupa) i kadmijuma u bubrezima (747,00 µg/kg K grupa, 607,00 µg/kg O1 grupa i 672,00 µg/kg O2 grupa) svinja iz sve tri ogleadne grupe bio je ispod propisanih granica.

6. DISKUSIJA

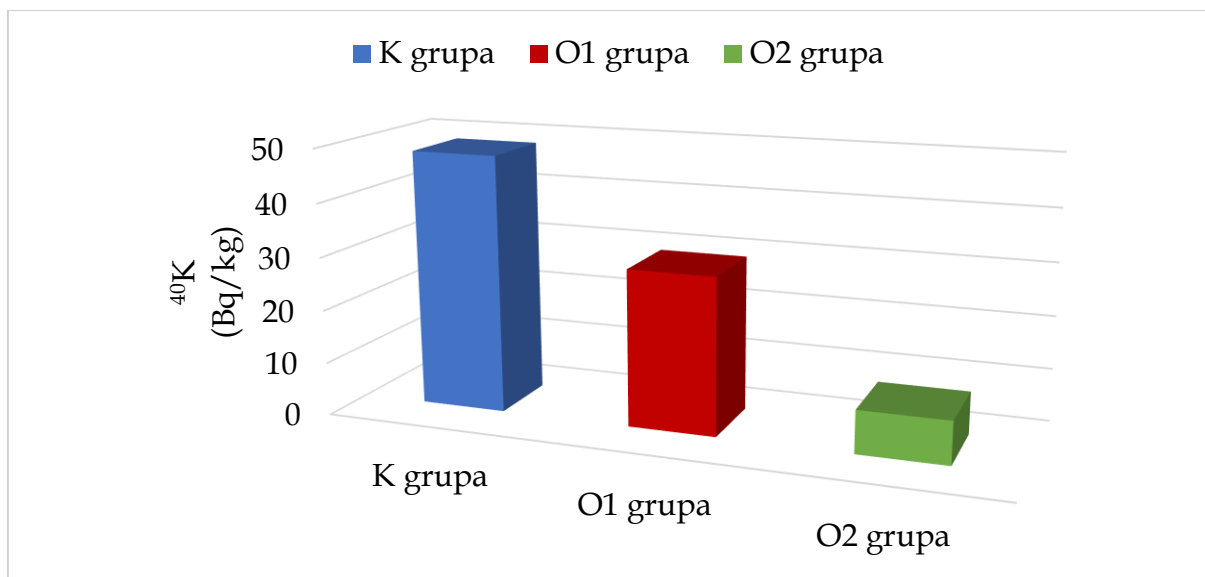
Ingestija hrane i vode predstavlja glavni put kontaminacije životinja radionuklidima i toksičnim elementima. U životnoj sredini prirodni radionuklidi i toksični elementi su prisutni u stenama, zemljištu i vodi odakle se uključuju u lanac hrane i na taj način dospevaju i do čoveka. Pojedine ljudske aktivnosti kao što su rudarstvo, prerada fosfatne stene, pepeo termoelektrana, emisija izduvnih gasova, atmosfersko taloženje čestica, korišćenje stajnjaka i primena mineralnih đubriva u poljoprivredi (NRC, 1999; Wuana i Okieimen, 2011; Czarnecki i Düring, 2015) mogu povećati koncentracije radionuklida i toksičnih elemenata u životnoj sredini, a posledično i hrani. Rezultati dobijeni ovim istraživanjem treba da pokažu da li je fosfatni mineralni aditiv, monokalcijum fosfat, koji se koristi u ishrani životinja kao izvor neorganskog fosfora, glavni izvor prirodnih radionuklida (^{40}K , ^{238}U i ^{226}Ra) i toksičnih elemenata (^{238}U , Pb, Cd, Cr, i As) u smešama za ishranu životinja. Pored toga ispitivanja treba da utvrde i sadržaj rezidua ovih elemenata u biološkom materijalu (krvi, jetri, bubrezima, kostima i fecesu) u zavisnosti od vrste korišćenog monokalcijum fosfata i njihov uticaj na proizvodne rezultate životinja.

6.3. Prirodni radionuklidi i toksični elementi u monokalcijum fosfatu

Biljna hraniva na kojima se bazira ishrana životinja sadrže fosfor u dovoljnim količinama, ali u organskoj formi fitina čija je biološka iskoristivost niska (Ševković i sar., 1991). Fosfatni mineralni aditivi, kao što su monokalcijum i dikalcijum fosfat, se u ishrani životinja koriste kao izvor neorganskog fosfora i zastupljenost u obrocima im zavisi od životinjske vrste i kategorije životinja. U smeše za ishranu svinja najčešće se dodaju u koncentracijama od 1% do 2% (Ševković i sar., 1999, Lima i sar., 1999). Glavni nedostatak upotrebe monokalcijum i dikalcijum fosfata je taj što mogu sadržati povišene koncentracije prirodnih radionuklida i toksičnih elemenata (Arruda-Neto i sar., 1997; Lindén i sar., 1999, 2003; NRC, 2005; Casacuberta i sar., 2009; Luz Filho i sar., 2016; Vranješ i sar., 2017, 2020) i kao takvi predstavljati dodatni, ako ne i primarni izvor kontaminacije smeša za ishranu životinja i celog lanca hrane.

Fosfatni mineralni aditivi, monokalcijum, dikalcijum i trikalcijum fosfat, dobijaju se preradom fosfatne stene. Varijacije u sadržaju ispitivanih radionuklida ^{40}K , ^{238}U i ^{226}Ra u finalnim proizvodima nastaju prvenstveno zbog razlika u poreklu i tipu fosfatne stene iz koje se dobijaju i procesa proizvodnje, odnosno vrste upotrebljene kiseline za digestiju (Casacuberta i sar., 2009, IAEA, 2013).

Rezultati dobijeni u ovom istraživanju pokazali su da je najveća prosečna specifična aktivnost ^{40}K detektovana u uzorcima monokalcijum fosfata koji je dodavan u smeše za ishranu svinja K grupe (48,4 Bq/kg), a najniža u uzorcima monokalcijum fosfata O2 grupe (8,1 Bq/kg), dok je u O1 grupi utvrđena prosečna specifična aktivnost ^{40}K od 29,5 Bq/kg (grafikon 1).

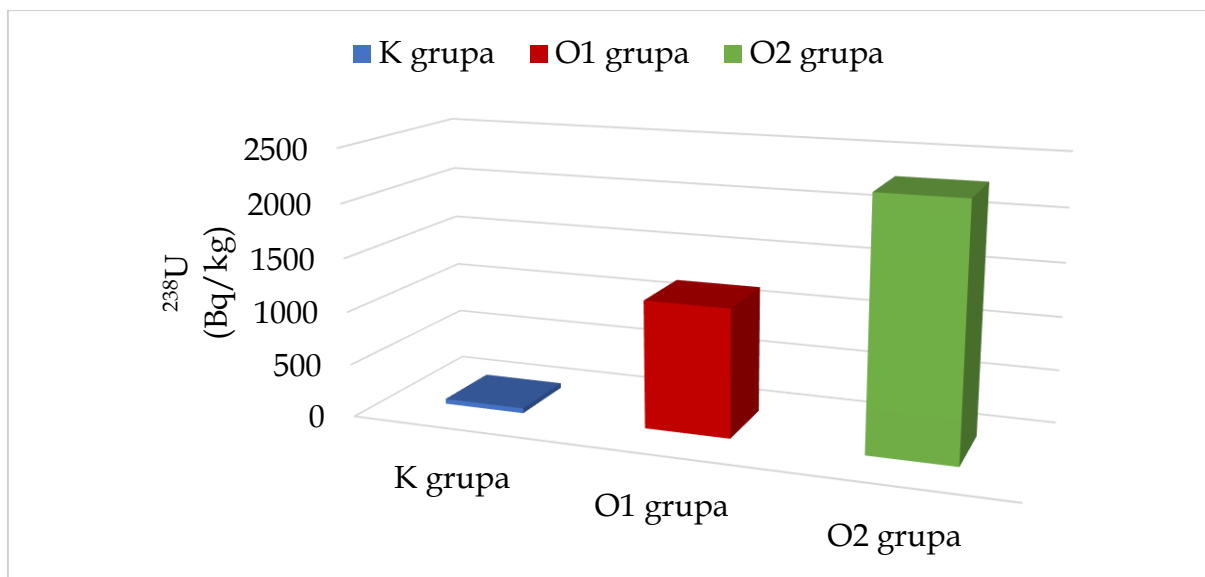


Grafikon 1. Specifična aktivnost ^{40}K (Bq/kg) u monokalcijum fosfatu.

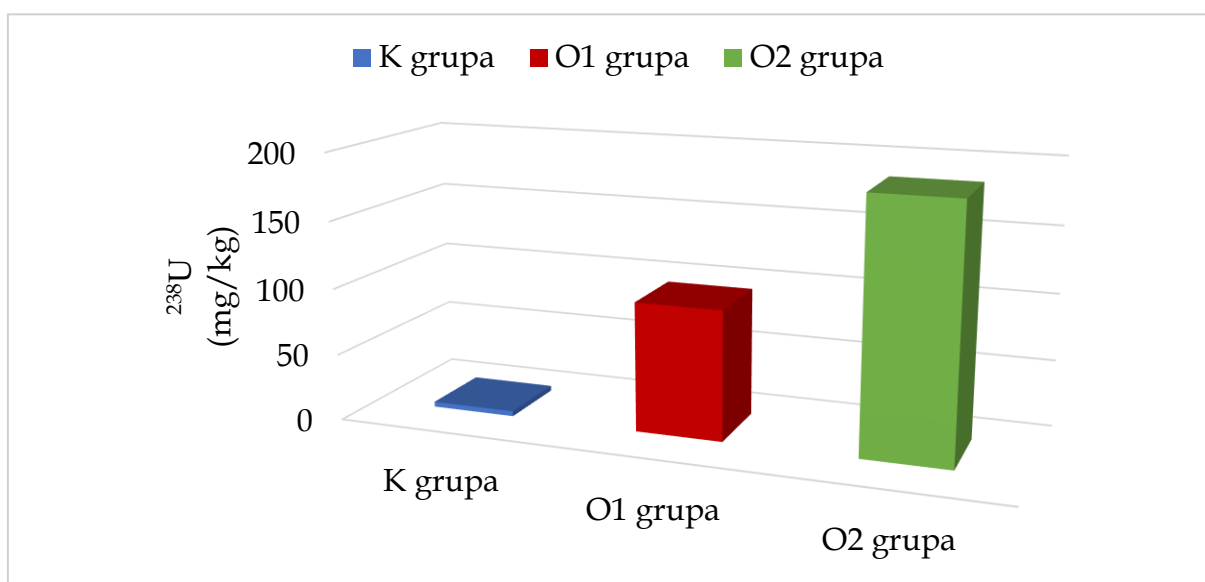
Dobijeni rezultati su u saglasnosti sa istraživanjima Casacuberta i sar. (2009) koji su utvrdili da se u fosfatnim mineralnim aditivima specifična aktivnost ^{40}K kreće od ispod praga detekcije do 58 Bq/kg, dok Luz Filho i sar. (2016) izveštavaju da je prosečna specifična aktivnost ^{40}K u monokalcijum fosfatu 46,6 Bq/kg. Gäfvert i sar. (2001) su istakli da ^{40}K u fosfatnim stenama prvenstveno potiče od nečistoća, kao što su pesak i glina, koji se odstrane i pre nego što fosfatne stene uđu u proces proizvodnje.

Fosfatni mineralni aditivi (monokalcijum i dikalcijum fosfat) uglavnom imaju nisku specifičnu aktivnost ^{40}K koja opada sa porastom sadržaja ^{238}U (Martinez-Aguirre i sar., 1997; Vranješ i sar., 2020). Rezultati dobijeni u ovoj studiji su pokazali da je prosečan sadržaj ^{40}K u uzorcima monokalcijum fosfata K grupe bio šest puta veći u odnosu na O2 grupu, odnosno skoro dva puta veći u odnosu na O1 grupu, što je u skladu sa literaturnim podacima.

Najveći prosečan sadržaj ^{238}U (2295,5 Bq/kg, odnosno 186,50 mg/kg) utvrđen je u uzorcima monokalcijum fosfata korišćenom u ishrani svinja O2 grupe. Skoro dva puta niži sadržaj ^{238}U (1193,5 Bq/kg, odnosno 96,86 mg/kg) detektovan je u uzorcima monokalcijum fosfata dodavanom u smeše za ishranu svinja O1 grupe. U uzorcima monokalcijum fosfata dodavanom u smeše za ishranu svinja K grupe prosečan sadržaj ^{238}U (47,1 Bq/kg, odnosno 3,81 mg/kg) bio je manji 25 puta u odnosu na O1 grupu i 49 puta u odnosu na O2 grupu (grafikoni 2 i 3).



Grafikon 2. Specifična aktivnost ^{238}U (Bq/kg) u monokalcijum fosfatu.

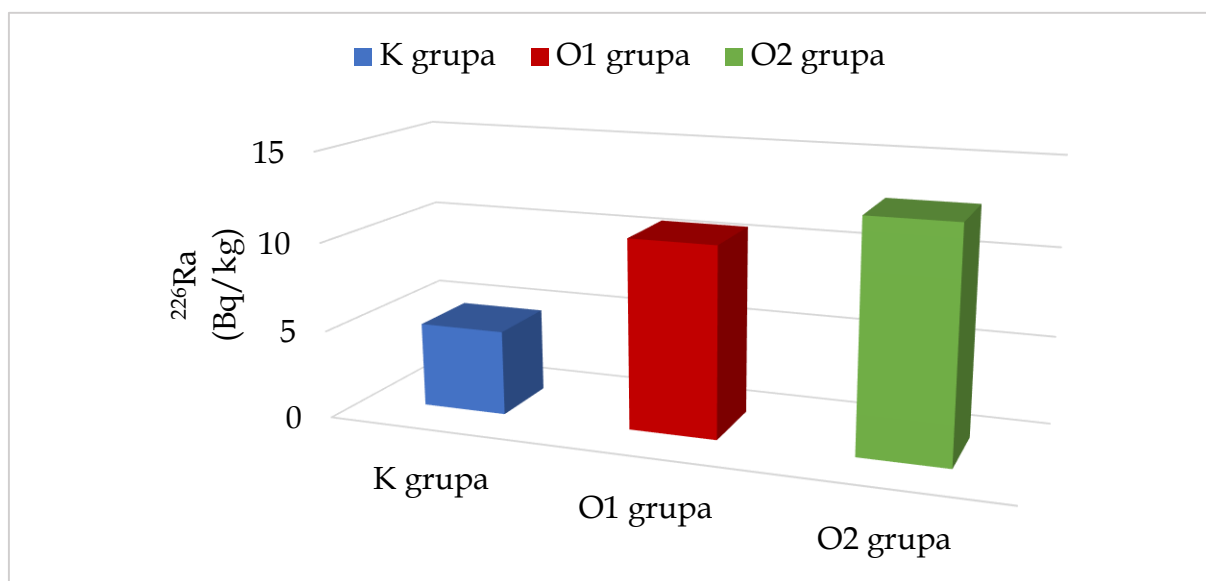


Grafikon 3. Sadržaj ^{238}U (mg/kg) u monokalcijum fosfatu.

Rezultati dobijeni u ovoj studiji su u saglasnosti sa dostupnim literaturnim podacima koji ukazuju da fosfatni aditivi, koji se koriste u ishrani životinja, mogu sadržati visoku specifičnu aktivnost ^{238}U . Arruda-Neto i sar. (1997) su u dikalcijum fosfatu utvrdili da se sadržaj ^{238}U kretao od 2,1 mg/kg do 198,3 mg/kg, odnosno od 26 Bq/kg do 2444 Bq/kg. Istraživanje koje su sproveli Casacuberta i sar. (2009) je pokazalo da specifična aktivnost ^{238}U u dikalcijum fosfatu može dostići vrednost od 3128 Bq/kg, dok je u trikalcijum fosfatu, namenjenom za ljudsku ishranu, specifična aktivnost ^{238}U bila znatno niža (od 2,0 Bq/kg do 24,7 Bq/kg). Avelar i sar. (2016) su istakli da dikalcijum fosfat sa prosečnim sadržajem ^{238}U od 185 $\mu\text{g/g}$ (2284,75 Bq/kg) predstavlja potencijalni zdravstveni rizik po zdravlje životinja. Rezultati istraživanja na farmama svinja u Srbiji su pokazali da se sadržaj ^{238}U u monokalcijum fosfatu kretao od 13,2 Bq/kg do 2097 Bq/kg ^{238}U (Vranješ i sar. 2017, 2020).

U uzorcima monokalcijum fosfata korišćenom za ishranu svinja K grupe prosečna specifična aktivnost ^{226}Ra je bila skoro tri puta manja u odnosu na prosečan sadržaj ovog

radionuklida u uzorcima monokalcijum fosfata dodavanom u smeše za ishranu svinja O2 grupe i dva puta manja u odnosu na O1 grupu (tabela 4, grafikon 4).

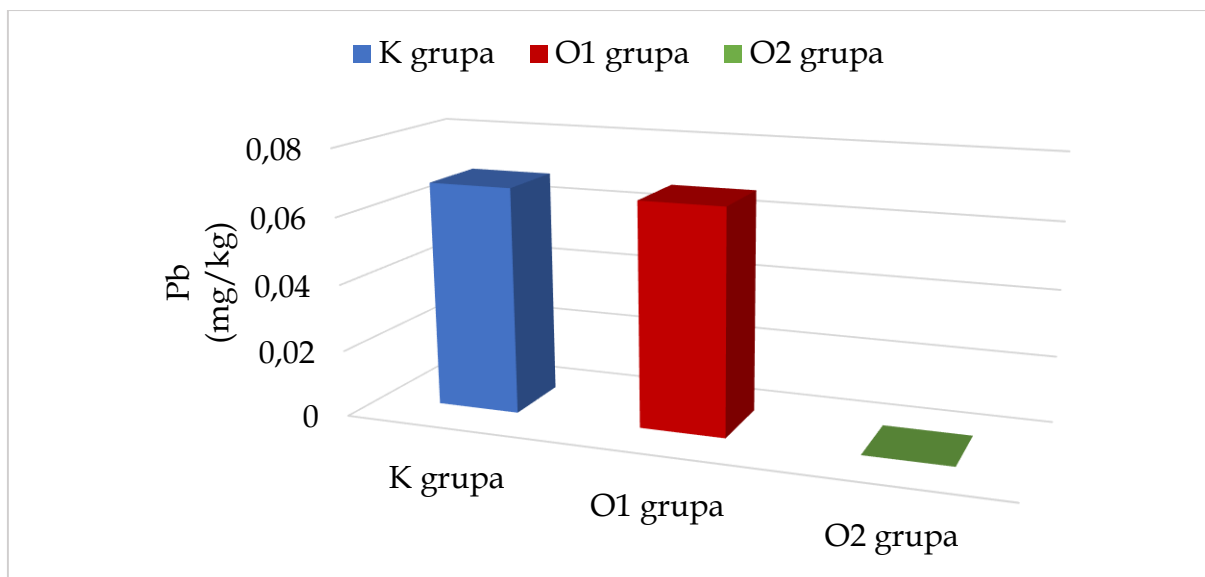


Grafikon 4. Specifična aktivnost ^{226}Ra (Bq/kg) u monokalcijum fosfatu.

Navedeni rezultati su u saglasnosti sa literaturnim podacima drugih autora. Vitorović i sar. (2011) su utvrdili da se specifična aktivnost ^{226}Ra u monokalcijum fosfatu kreće od 6 Bq/kg do 835 Bq/kg. Casacuberta i sar. (2009) navode da se specifična aktivnost ^{226}Ra u dikalcijum fosfatu za ishranu životinja kreće od 6,3 Bq/kg do 131 Bq/kg, dok se u trikalcijum fosfatu za ishranu ljudi kretala od ispod praga detekcije do 16,2 Bq/kg. Istraživanja sprovedena na farmama svinja u Republici Srbiji su pokazala da se sadržaj ^{226}Ra u monokalcijum fosfatu kretao od 1,5 Bq/kg do 13,5 Bq/kg (Vranješ i sar., 2017, 2020). Iako tokom prerade fosfatne stene najveći deo ^{226}Ra pređe u fosfogips (Hurst i Wesley, 1980; NRC, 1999), značajne količine zaostaju u finalnom proizvodu, te monokalcijum fosfat može biti glavni izvor ovog radionuklida u obroku životinja.

Rezultati dobijeni ovim istraživanjem su pokazali da su monokalcijum fosfati korišćeni u ishrani svinja O1 i O2 grupe bili radijaciono higijenski neispravni jer je utvrđen prosečan sadržaj ^{238}U bio iznad izvedenih koncentracija radionuklida u hrani (tabela 20). Pravilnikom Republike Srbije („Službeni Glasnik RS“ br. 36 od 10.05.2018.) propisana je maksimalno dozvoljena koncentracija ^{238}U u mineralnim đubrivima od 1600 Bq/kg, što znači da se monokalcijum fosfat korišćen u ishrani svinja O2 grupe ne može koristiti ni kao mineralno đubrivo. Za razliku od ^{238}U , prosečan sadržaj ^{226}Ra u svim ispitivanim uzorcima monokalcijum fosfata je bio ispod izvedenih koncentracija radionuklida u hrani (tabela 20).

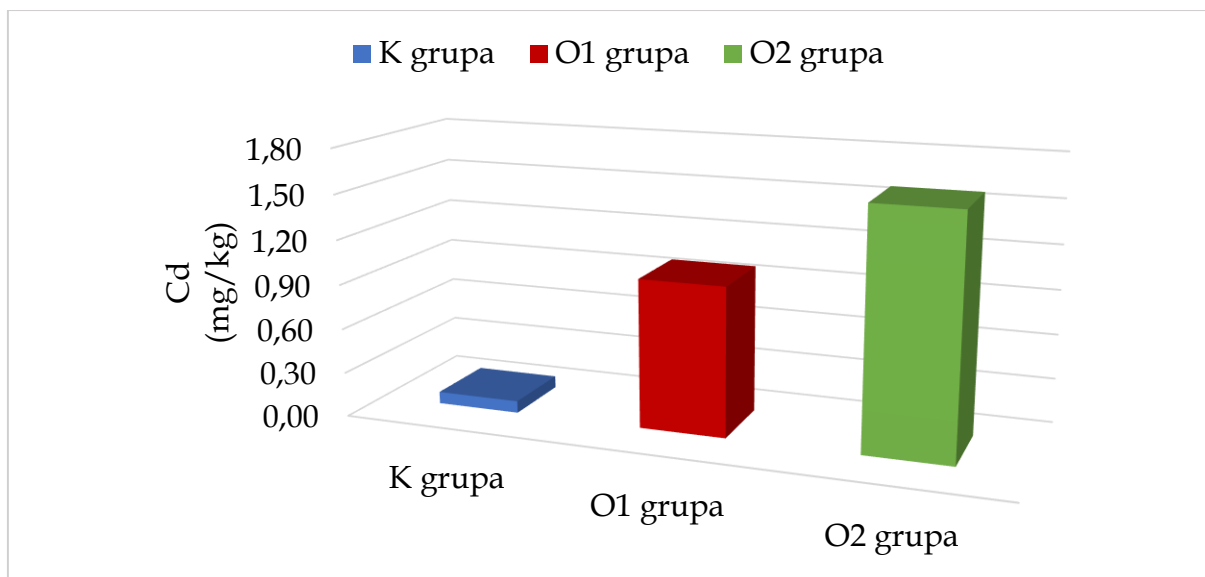
Komercijalno dostupni monokalcijum fosfati pored radionuklida mogu sadržati i toksične elemente, kao što su olovo, kadmijum, hrom i arsen (Casacuberta i sar., 2009; Nicholson i sar., 1999; Sullivan i sar., 1994; Vranješ i sar., 2020). Rezultati ovog istraživanja su pokazali da je u uzorcima monokalcijum fosfata korišćenim u ishrani svinja K grupe (0,068 mg/kg) i O1 grupe (0,067 mg/kg) prosečan sadržaj olova bio približan, dok je u uzorcima monokalcijum fosfata korišćenom u ishranu svinja O2 grupe sadržaj ovog toksičnog elementa bio ispod limita kvantifikacije (grafikon 5). Navedeni rezultati ukazuju da ispitivani monokalcijum fosfati sadrže niske koncentracije olova i da kao takvi vrlo malo doprinose kontaminaciji obroka svinja ovim toksičnim elementom.



Grafikon 5. Sadržaj Pb (mg/kg) u monokalcijum fosfatu.

Prosečan sadržaj olova u ispitivanim monokalcijum fosfatima je bio manji u odnosu na rezultate drugih autora. Casacuberta i sar. (2009) izveštavaju da se sadržaj olova u dikalcijum fosfatu za ishranu životinja kretao od 0,29 $\mu\text{g/g}$ do 4,9 $\mu\text{g/g}$, dok su Nicholson i sar. (1999) u dikalcijum fosfatu za ishranu životinja utvrdili sadržaj olova od: 2,99 mg/kg (kokoške), 8,23 mg/kg (krave) i 12,9 mg/kg (svinje). Razlike u sadržaju olova u fosfatnim mineralnim proizvodima (monokalcijum i dikalcijum fosfat) zavise od stepena njegovog prelaska u fosforu kiselinu i fosfogips tokom procesa digestije fosfatnih stena. Smatra se da je raspodela olova između ova dva među proizvoda neravnomerna. Neki autori navode da veći deo olova prelazi u fosfogips (Wakefield, 1980, Bolívar i sar., 2009), dok druga grupa istraživača ukazuje da veća koncentracija ovog elementa prelazi u fosfatnu kiselinu (Rutherford i sar., 1994; Mazzilli i sar., 2000) koja se koristi za proizvodnju monokalcijum fosfata i dikalcijum fosfata. Casacuberta i sar. (2009) su istakli da sadržaj olova u krajnjem proizvodu (monokalcijum i dikalcijum fosfatu) zavisi od daljih koraka tokom procesa proizvodnje, kao što je podešavanje pH vrednosti.

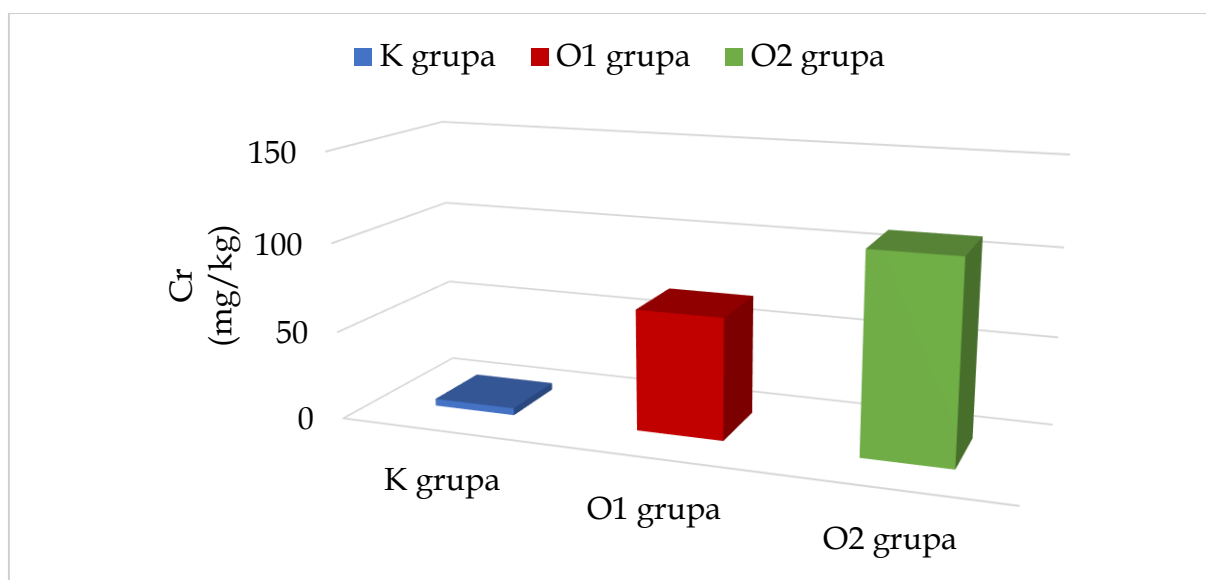
Prosečan sadržaj kadmijuma u uzorcima monokalcijum fosfata koji se dodavao u smeše za ishranu svinja K grupe (0,08 mg/kg) je bio 12,5 puta manji u odnosu na prosečan sadržaj kadmijuma u uzorcima monokalcijum fosfata O1 grupe (1,00 mg/kg) i 19,8 puta manji u odnosu na O2 grupu (1,59 mg/kg) (grafikon 6).



Grafikon 6. Sadržaj Cd (mg/kg) u monokalcijum fosfatu.

Dobijeni rezultati su u skladu sa literaturnim podacima koji navode da se u komercijalno dostupnim monokalcijum fosfatima sadržaj kadmijum može kretati od ispod praga detekcije do 40,2 mg/kg, a u dikalcijum fosfatu od ispod praga detekcije do 23,5 mg/kg (Sullivan i sar., 1994; Casacuberta i sar., 2009). Analizom monokalcijum fosfata različitih proizvođača, koji se koriste na farmama svinja u Srbiji, ustanovljeno je da se sadržaj kadmijuma kretao od 0,26 mg/kg do 14,9 mg/kg (Vranješ i sar., 2020). Rutherford i sar. (1994) su ukazali da tokom prerade fosfatnih stena sumpornom kiselinom najveći deo kadmijuma (od 46% do 70%) pređe u fosfornu kiselinu koja se koristi za proizvodnju monokalcijum fosfata i dikalcijum fosfata.

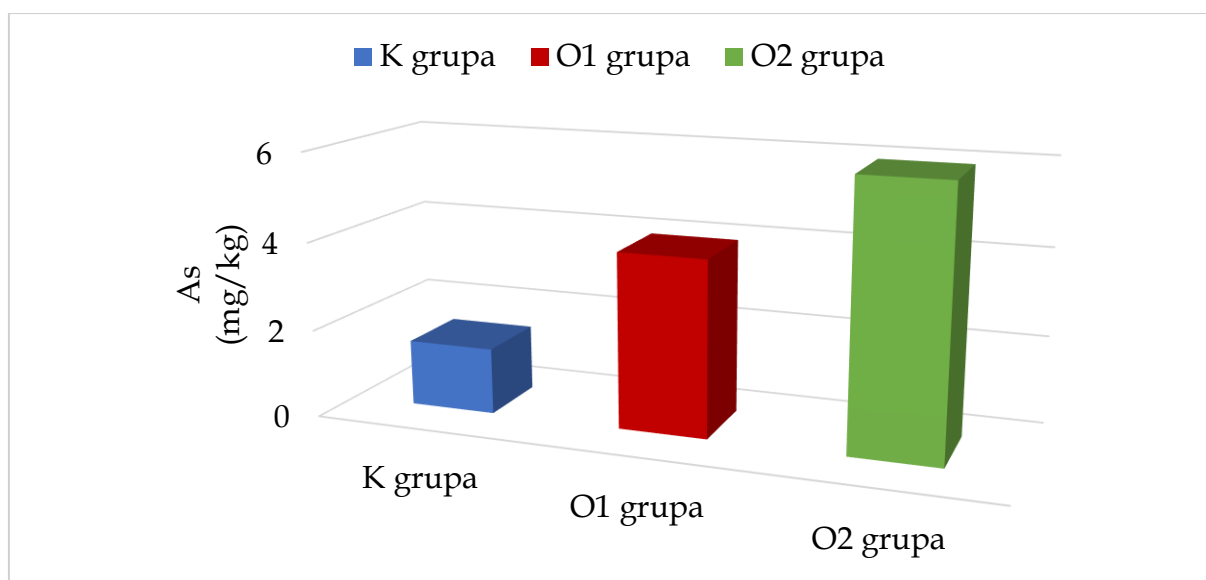
U uzorcima monokalcijum fosfata korišćenom u ishrani svinja O2 grupe prosečan sadržaj hroma (110,75 mg/kg) je bio 28 puta veći u odnosu na K grupu (3,98 mg/kg) i 1,6 puta veći u odnosu na O1 grupu (68,08 mg/kg). Prosečan sadržaj hroma u uzorcima monokalcijum fosfata dodavanog u smešu za ishranu svinja K grupe je bio 17 puta manji u odnosu na O1 grupu (grafikon 7).



Grafikon 7. Sadržaj Cr (mg/kg) u monokalcijum fosfatu.

Navedeni rezultati su u skladu sa podacima drugih autora koji navode da se sadržaj hroma u mono-dikalcijum fosfatu kretao od 65 mg/kg do 200 mg/kg i u di-monoklacijum fosfatu od manje od 4 mg/kg do 271 mg/kg hroma (Sullivan i sar., 1994). Casacuberta i sar. (2009) su utvrdili da se u dikalcijum fosfatu sadržaj hroma kretao od 43 mg/kg do 166 mg/kg, dok Nicholson i sar. (1999) navode da dikalcijum fosfati za ishrani kokošaka sadrže od 110 mg/kg do 127 mg/kg hroma. Fosfatni mineralni aditiv monokalcijum fosfat u kojem sadržaj hroma može dostići koncentracije od 497 mg/kg (Vranješ i sar., 2020) predstavlja najveći izvor ovog elementa u obroku životinja (NRC, 2005). Sadržaj hroma u monokalcijum fosfatu u najvećoj meri zavisi od vrste fosfatne stene koja se eksploatiše i procesa proizvodnje (IAEA, 2013).

Toksični element arsen detektovan je u sva tri monokalcijum fosfata koji su korišćeni u ishrani svinja oglednih grupa (K, O1 i O2). Prosečan sadržaj ovog elementa je bio 5,7 puta manji u uzorcima monokalcijum fosfata dodavanog u smešu za ishranu svinja K grupe (1,05 mg/kg) u odnosu na O2 grupu (5,96 mg/kg) i 3,7 puta manji u odnosu na O1 grupu (3,98 mg/kg). Prosečan sadržaj arsena u uzorcima monokalcijum fosfata korišćenog u ishrani svinja O1 grupe je bio 1,5 put manji u odnosu na O2 grupu (grafikon 8).



Grafikon 8. Sadržaj As (mg/kg) u monokalcijum fosfatu.

Navedeni rezultati su u saglasnosti sa podacima Sullivan i sar. (1994) koji su utvrdili da se u mono-dikalcijum fosfatu sadržaj arsena kretao od 1,9 mg/kg do 6,1 mg/kg, a u di-monokalcijum fosfatu od manje od 1,0 mg/kg do 11,5 mg/kg. Nešto niže vrednosti utvrdili su Casacuberta i sar. (2009) u dikalcijum fosfatu za ishranu životinja (od 0,21 mg/kg do 3,9 mg/kg), dok Avelar i sar. (2016) ističu da dikalcijum fosfati uglavnom sadrži manje od 2,70 mg/kg arsena. Sadržaj arsena u dikalcijum fosfatima zavisi od različitih parametara kao što su: koncentracija hlorovodonične kiseline (HCl), pH vrednosti i temperature u toku procesa proizvodnje (Qadir i sar., 2014).

Na osnovu prikazanih rezultata uočava se da monokalcijum fosfat može imati visok sadržaj ^{238}U , ^{226}Ra , kadmijuma, hroma i arsena. Pored toga, dobijeni rezultati su pokazali da je sadržaj kadmijuma, hroma i arsena u monokalcijum fosfatu direktno proporcionalan sadržaju ^{238}U . Suprotno, sa porastom specifične aktivnosti ^{238}U u monokalcijum fosfatu sadržaj ^{40}K i olova opada. Zastupljenost ispitivanih elemenata u monokalcijum fosfatu zavisi od njihovog sadržaja u fosfatnim stenama, dok je stepen njihovog prelaska u monokalcijum fosfat i dikalcijum fosfat uslovljen procesom proizvodnje (Casacuberta i sar., 2009; IAEA, 2013; Qadir i sar, 2014).

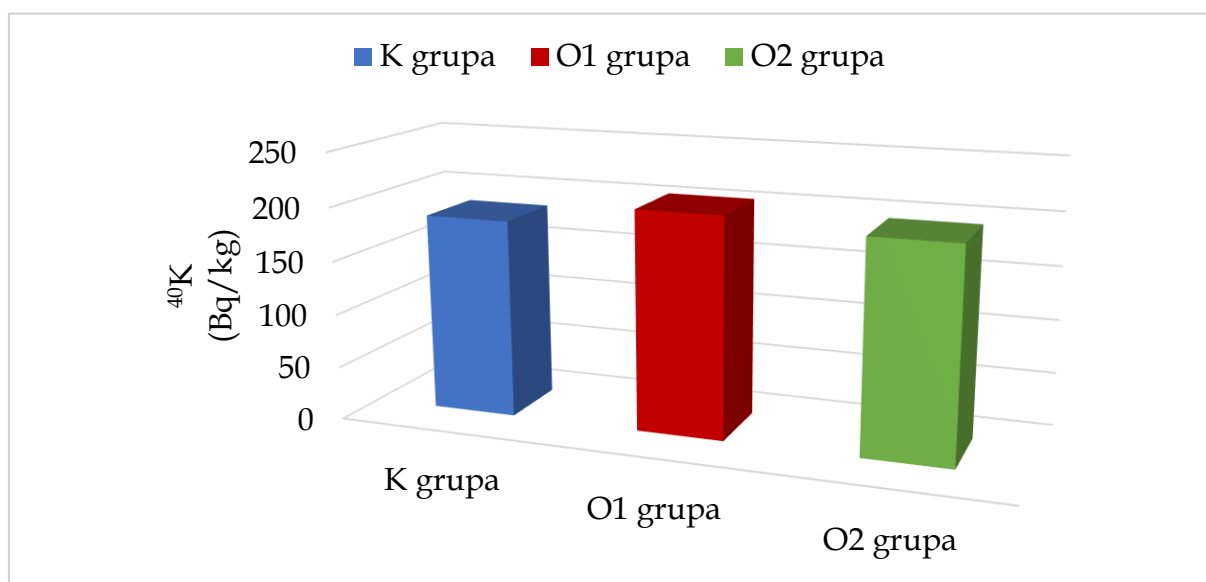
Prosečan sadržaj olova, kadmijuma i arsena u uzorcima monokalcijum fosfata korišćenih za ishranu svinja oglednih grupa je bio ispod propisanih granica Evropske komisije (15 mg/kg za Pb, 10 mg/kg za Cd i 12 mg/kg za As) (EC 32/2002 i EU 1275/2013), dok nacionalnom regulativom nisu propisane dozvoljene granice („Službeni glasnik RS“, br. 81/19).

6.3. Prirodni radionuklidi i toksični elementi u kompletnim krmnim smešama

Biljna hraniva, kao što su zrna žitarica (kukuruz, pšenica, ječam, ovas), primarni su sastojci smeša za ishranu svinja i predstavljaju glavni izvor energije i proteina u obroku. Smeše na bazi kukuruza i soje su praktično postale standard u proizvodnji svinja (Lewis i Sauthern, 2000). U cilju optimalnog nutritivnog balansa obroka smeše za ishranu životinja bazirane su na upotrebi biljnih hraniva uz dodatak mineralnih suplemenata i aditiva. Dodavanje

suplemenata, kao što je monokalcijum fosfat, može dovesti do povećanja koncentracije radionuklida i toksičnih elemenata u smešama.

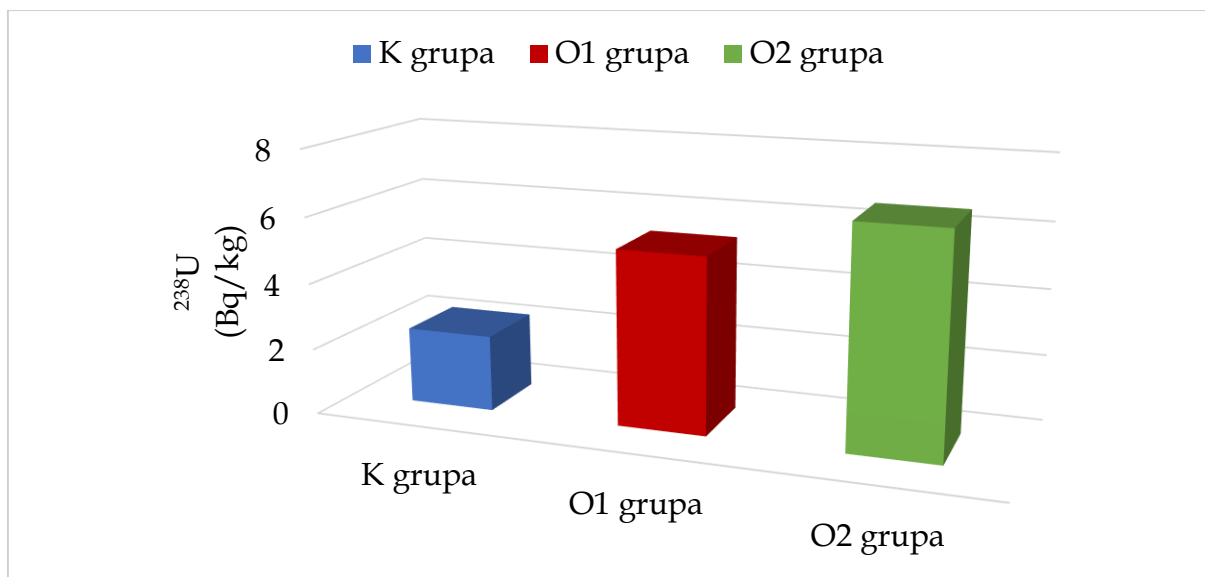
Rezultati gama spektrometrijskih analiza su pokazali da je ^{40}K bio najzastupljeniji prirodni radioaktivni element u smešama za ishranu svinja oglednih grupa. Najveći prosečan sadržaj ^{40}K (204,9 Bq/kg) detektovan je u smeši za ishranu svinja O1 grupe i bio je statistički veoma značajno veći ($p < 0,01$) u odnosu na njegov prosečan sadržaj u smeši za ishranu svinja K grupe (185,3 Bq/kg), dok u odnosu na O2 grupu nisu ustanovljene statistički značajne razlike u prosečnom sadržaju ovog radionuklida (grafikon 9, tabela 6).



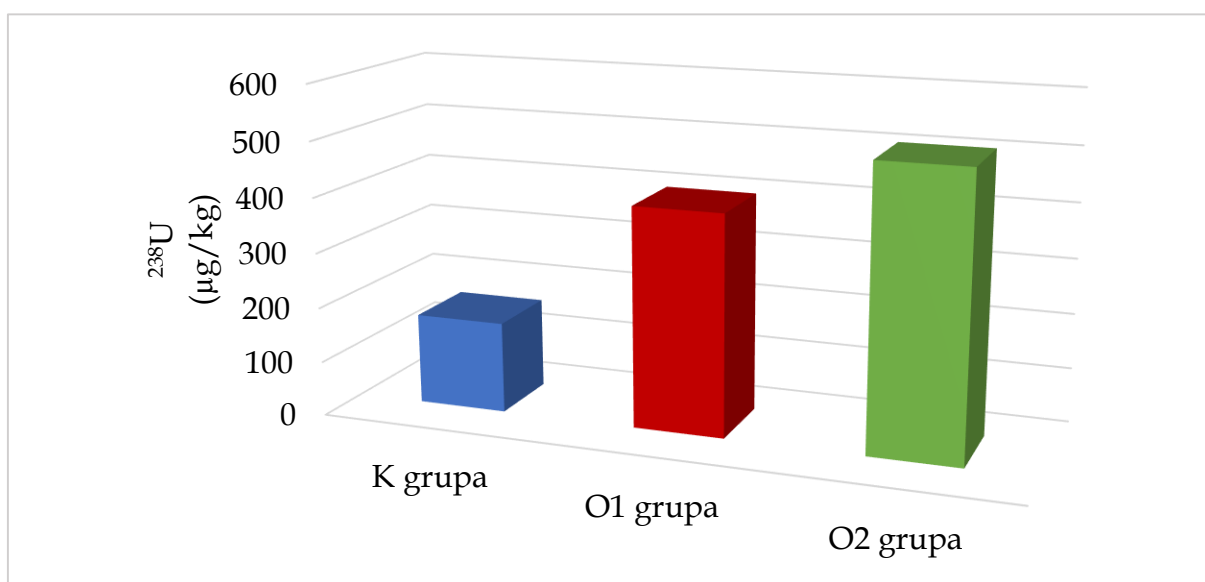
Grafikon 9. Specifična aktivnost ^{40}K (Bq/kg) u smešama.

Navedeni rezultati su u saglasnosti sa literaturnim podacima prema kojima se specifična aktivnost ^{40}K u smešama za ishranu tovniih svinja kreće od 37,4 Bq/kg do 494,4 Bq/kg (Desideri i sar., 2014), odnosno od 25 Bq/kg do 221 Bq/kg u smešama za ishranu svinja u porastu i od 196 Bq/kg do 279 Bq/kg u smešama za ishranu svinja (Vitorović i sar., 2011). Luz Filho i sar. (2016) navode da je specifična aktivnost ^{40}K u smešama za ishranu goveda 346,8 Bq/kg, za muzne krave 402 Bq/kg, za piliće 304 Bq/kg, i za kokoške 236 Bq/kg. Nacionalno istraživačko veće (NRC, 1998) je dalo preporuku da se za sve životinjske vrste ograniči dnevni unos kalijuma na 30 g/kg obroka. Specifična aktivnost ^{40}K u 1 g prirodnog kalijuma iznosi 31 Bq (Saračević, 1999), pa je dozvoljen dnevni unos 930 Bq/kg ^{40}K , što je u skladu sa dobijenim rezultatima u ovoj studiji. Budući da je kalijum esencijalan element za žive organizme, njegovo prisustvo u hrani, kao i ozračivanje koje potiče od ^{40}K se ne mogu izbeći (Luz Filho i sar., 2016).

Prosečan sadržaj ^{238}U u smešama za ishranu svinja O2 grupe (6,6 Bq/kg, odnosno 509,19 $\mu\text{g}/\text{kg}$) je bio veći tri puta u odnosu na K grupu (2,3 Bq/kg, odnosno 165,64 $\mu\text{g}/\text{kg}$) i 1,2 puta veći u odnosu na O1 grupu (5,3 Bq/kg, odnosno 401,08 $\mu\text{g}/\text{kg}$). U smeši za ishranu svinja O1 grupe prosečan sadržaj ^{238}U je bio 2,4 puta veći u odnosu na K grupu (grafikoni 10 i 11).



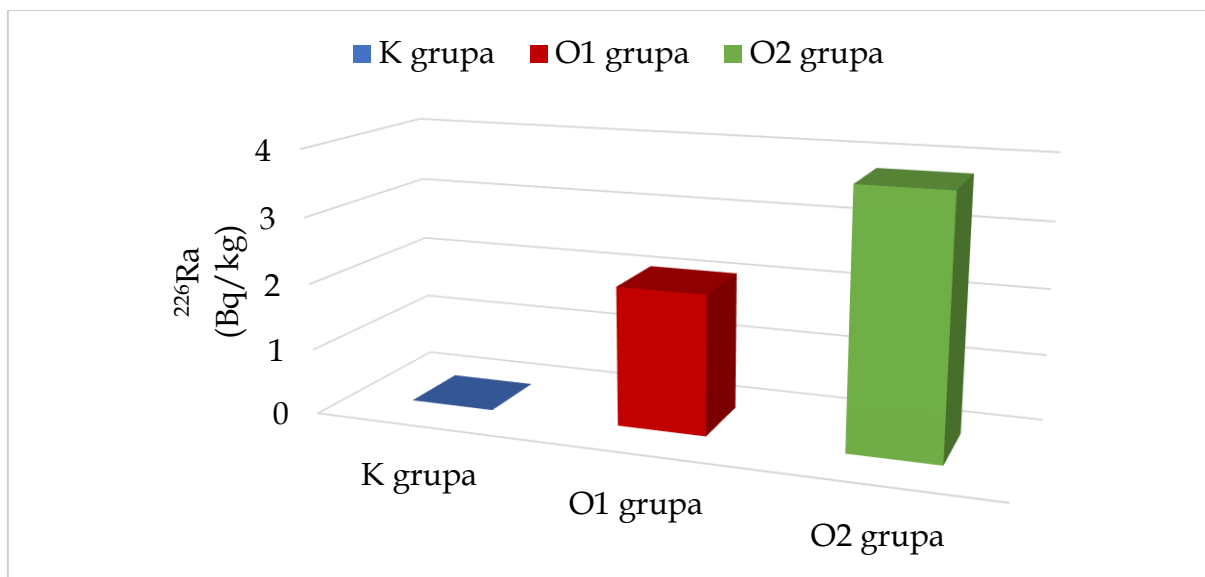
Grafikon 10. Specifična aktivnost ^{238}U (Bq/kg) u smešama.



Grafikon 11. Sadržaj ^{238}U (µg/kg) u smešama.

Zhou i sar. (2017) su u odnosu na navedene rezultate utvrdili niži sadržaj ^{238}U u smešama za ishranu muznih krava (0,08 mg/kg), koza (0,10 mg/kg) i bufala (0,03 mg/kg). Biljna hraniva koja su u najvećoj meri zastupljena u smešama sadrže ^{238}U u malim koncentracijama (Müller i sar., 2010; Lenka i sar., 2013) i njihov doprinos ukupnoj koncentraciji ^{238}U u obroku nije od velikog značaja. Na osnovu rezultata dobijenih u ovoj studiji može se pretpostaviti da su monokalcijum fosfati dodavani u smeše za ishranu svinja O1 i O2 grupa predstavljali glavni izvor ^{238}U .

U smešama za ishranu svinja prosečan sadržaj ^{226}Ra se kretao od ispod praga detekcije (K grupa) do 3,8 Bq/kg (O2 grupa). Prosečna specifična aktivnost ^{226}Ra u smeši za ishranu svinja O2 grupe je bila 1,8 puta veća u odnosu na O1 grupu (2,1 Bq/kg) (grafikon 12).



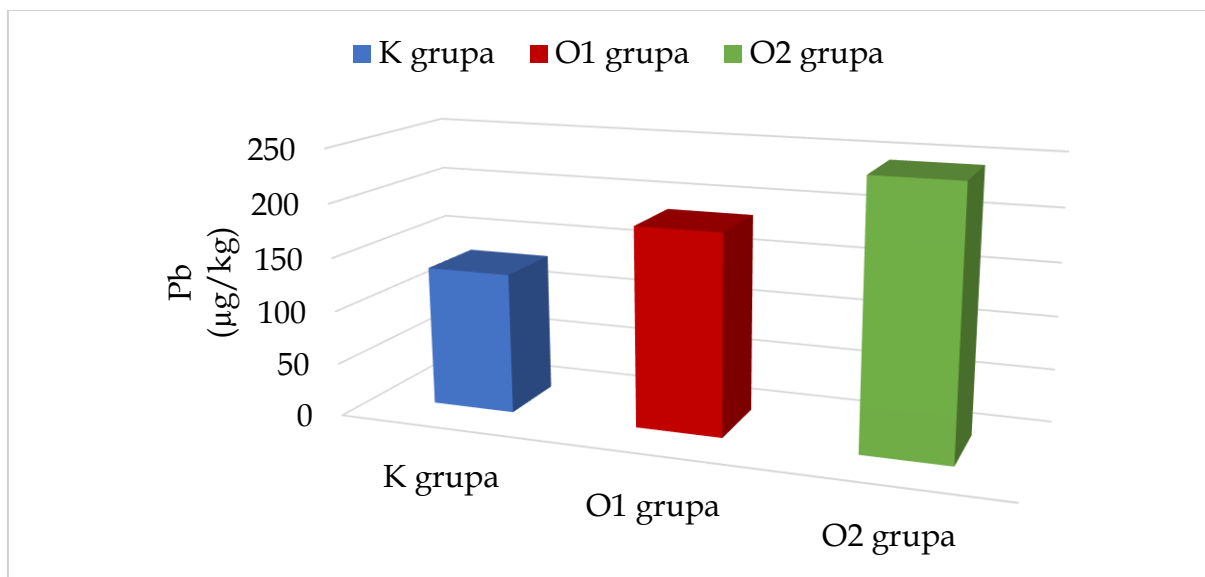
Grafikon 12. Specifična aktivnost ^{226}Ra (Bq/kg) u smešama.

Dobijeni rezultati su u skladu sa podacima koje su publikovali drugi autori. Vitorović i sar. (2011) navode da je u smešama za ishranu svinja specifična aktivnost ^{226}Ra 2,9 Bq/kg. Luz Filho i sar. (2016) izveštavaju da je sadržaj ^{226}Ra u smešama za ishranu goveda 1,5 Bq/kg, mlečnih krava 1,3 Bq/kg i kokošaka 0,23 Bq/kg i zaključuju da je najveći doprinos radioaktivnosti smeša imao upotrebljeni dikalcijum fosfat. Analizom smeša za ishranu tovničkih svinja sa različitih farma u Srbiji, utvrđeno je da se specifična aktivnosti ^{226}Ra kretala od vrednosti ispod praga detekcije do 9,1 Bq/kg (Vranješ i sar. 2017, 2020).

Sadržaj ^{238}U i ^{226}Ra u biljnim hranivima je uglavnom nizak (Anke i sar, 2009; Lenka i sar., 2013; Changizi i sar., 2013), te iako su zastupljena u najvećem procentu njihov doprinos ukupnoj koncentraciji ovih radionuklida u obroku, nije od velikog značaj. Rezultati dobijeni u sprovedenom istraživanju ukazuju da veći sadržaj ^{238}U i ^{226}Ra u smešama za ishranu svinja O1 i O2 grupa u odnosu na K grupu može biti posledica korišćenog monokalcijum fosfata, što je u skladu sa rezultatima drugih autora (Arruda-Neto i sar., 1994, Casacuberta i sar., 2009; Vranješ i sar., 2017, 2020).

Prosečan sadržaj ^{238}U u smeši za ishranu svinja sve tri ogledne grupe je bio ispod izvedenih koncentracija radionuklida u hrani (tabela 21), dok je prosečan sadržaj ^{226}Ra u smešama za ishranu svinja O1 i O2 grupa bio iznad izvedenih koncentracija radionuklida u hrani.

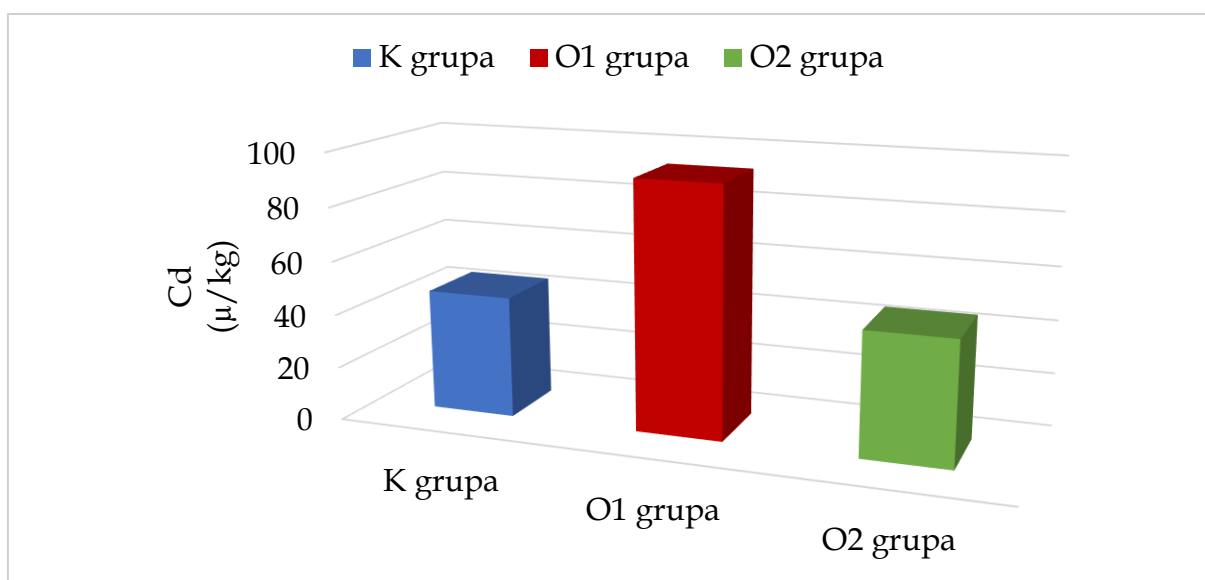
Rezultati određivanja sadržaja toksičnih elemenata su pokazali su da je najveći prosečan sadržaj olova detektovan u smeši za ishranu svinja O2 grupe (244,28 $\mu\text{g}/\text{kg}$) bio 1,3 puta veći u odnosu na O1 grupu (186,63 $\mu\text{g}/\text{kg}$) i 1,9 puta veći u odnosu na K grupu (131,98 $\mu\text{g}/\text{kg}$). Prosečan sadržaj olova utvrđen u smeši za ishranu svinja O1 grupe je bio 1,4 put veći u odnosu na K grupu (grafikon 13).



Grafikon 13. Sadržaj Pb (µg/kg) u smešama.

Navedeni rezultati su u saglasnosti sa podacima Dai i sar. (2016) koji su izneli da smeše za ishranu svinja u proseku sadrže 0,18 mg/kg olova, dok su Nicholson i sar., (1999) utvrdili da smeše za ishranu svinja, kokošaka i goveda uglavnom sadrže manje od 1 mg/kg olova. Pojedini autori izveštavaju da u smešama za ishranu životinja sadržaj olova može biti znatno veći zbog kontaminacije životne sredine (Andrée i sar., 2011). Alexieva i sar. (2007) navode da je sadržaj olova u smešama za ishranu svinja bio 3,65 mg/kg, dok su Wang i sar. (2013) utvrdili sadržaj od 6,8 mg/kg i Cang i sar. (2004) 10,68 mg/kg olova.

Najveći prosečan sadržaj kadmijuma izmeren u smeši korišćenoj za ishranu svinja O1 grupe (93,11 µg/kg) bio je dva puta veći u odnosu prosečan sadržaj kadmijuma u smešama K grupe (45,43 µg/kg) i O2 grupe (46,12 µg/kg) (grafikon 14).

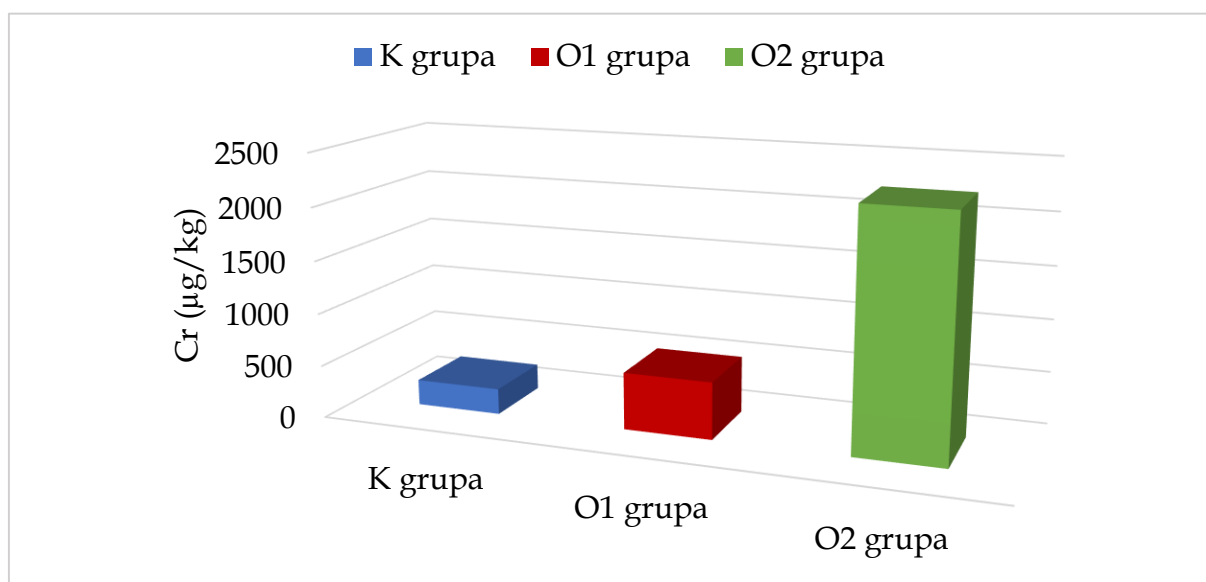


Grafikon 14. Sadržaj Cd (µg/kg) u smešama.

Dobijeni rezultati su u saglasnosti sa literaturnim podacima prema kojima se sadržaj kadmijuma u smešama za ishranu svinja kreće od 0,04 mg/kg do 3,22 mg/kg (Cang i sar. 2004; Alexieva i sar., 2007; Wang i sar., 2013). Sprovedena studija ukazuje da monokalcijum

fosfat nije glavni izvor kadmijuma u smešama za ishranu životinja, jer sojina i repičina sačma (Lindén i sar., 1999, 2003) i žitarice (pšenica, ječam, ovas) koje su u najvećem procentu zastupljene u smešama, daju najveći doprinos kontaminaciji obroka ovim toksičnim elementom (EFSA, 2012).

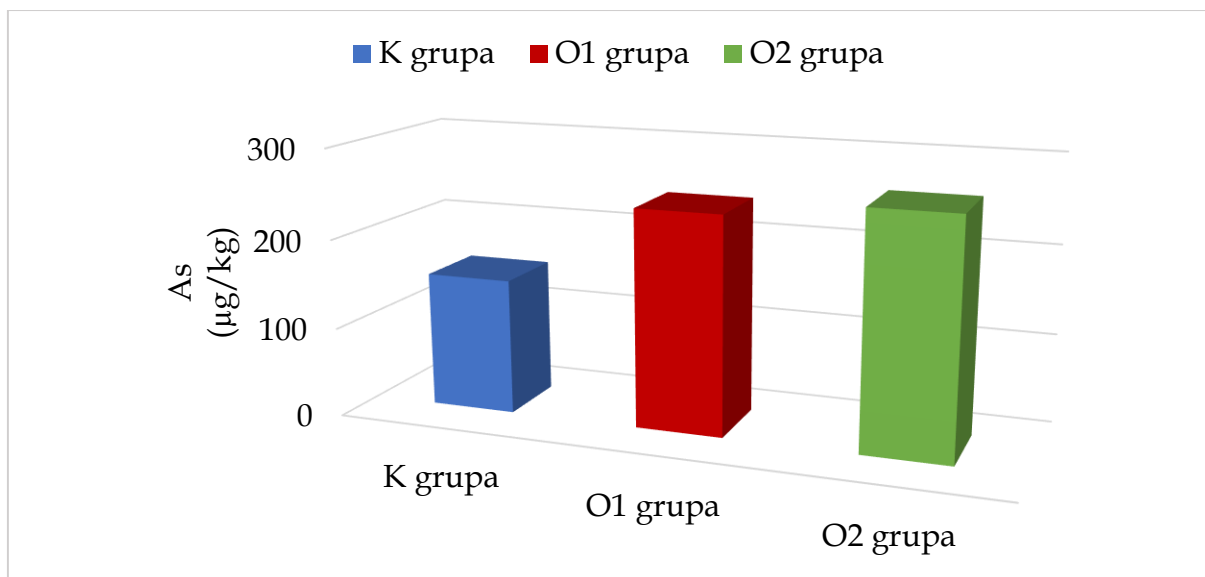
Utvrđeni prosečan sadržaj hroma u smeši za ishranu svinja K grupe (242,66 $\mu\text{g}/\text{kg}$) bio je 9,2 puta manji u odnosu na O2 grupu (2244,19 $\mu\text{g}/\text{kg}$) i 2,2 puta manji u odnosu na O1 grupu (540,32 $\mu\text{g}/\text{kg}$). Smeša za ishranu svinja O1 grupe imala je 4,2 puta manji sadržaj hroma u odnosu na O2 grupu (grafikon 15).



Grafikon 15. Sadržaj Cr ($\mu\text{g}/\text{kg}$) u smešama.

Mineralni fosfatni aditivi su najveći izvor hroma (NRC, 2005) i mogu dovesti do povišenih koncentracija ovog elementa u obroku (Dai i sar., 2006), što je u skladu sa dobijenim rezultatima. Wang i sar. (2013) su analizirali 80 uzoraka smeša za ishranu svinja i ustanovili da se sadržaj hroma kretao od 0,9 mg/kg do 199,9 mg/kg (prosečno 10,7 mg/kg). Za razliku od njih, Zhang i sar. (2012) navode da se sadržaj hroma u smešama za ishranu svinja kreće od ispod limita kvantifikacije do 11,7 mg/kg. Prema literaturnim podacima pored hraniva i fosfatnih mineralnih aditiva, kontejneri i procesori u kojima se meša hrana za životinje sadrže 18% hroma i mogu predstavljati izvor kontaminacije smeša (Dai i sar., 2006).

Približno isti prosečan sadržaj arsena utvrđen je u smešama za ishranu svinja O1 grupe (243,05 $\mu\text{g}/\text{kg}$) i O2 grupe (260,83 $\mu\text{g}/\text{kg}$) i bio je 1,7 puta veći u odnosu na prosečan sadržaj arsena u smeši za ishranu svinja K grupe (151,32 $\mu\text{g}/\text{kg}$) (grafikon 16).



Grafikon 16. Sadržaj As ($\mu\text{g}/\text{kg}$) u smešama.

Najveći doprinos sadržaju arsena u smešama za ishranu životinja imaju hraniva kao što su riblji proizvodi (ulje i brašno), mineralni aditivi i suplementi jer sadrže povišen nivo ovog toksičnog elementa (NRC, 2005; Roy i sar., 2013). Analizom trideset smeša za ishranu svinja Alexieva i sar. (2007) su utvrdili prosečan sadržaj arsena od 0,165 mg/kg (od ispod limita kvantifikacije do 0,790 mg/kg), što je u saglasnosti sa navedenim rezultatima. Evropska agencija za bezbednost hrane (EFSA, 2005) sprovela je rutinski nadzor stočne hrane, i utvrdila da je u smeši za ishranu svinja u tovu prosečan sadržaj arsena 0,31 mg/kg suve materije, što je u saglasnosti sa rezultatima dobijenim u ovoj studiji. Suprotno navedenim rezultatima Elliott i sar. (2017) navode da sadržaj arsena u smešama za ishranu svinja može dostići vrednosti od 38,6 mg/kg. Li i sar. (2005) su utvrdili da je u smešama za ishranu svinja povišen sadržaj arsena (od 0,40 mg do 6,99 mg/kg) posledica dodavanja arsenovih jedinjenja. Ranijih godina arsenova jedinjenja su se dodavala u obroke svinja kao promotori rasta što je danas u mnogim zemljama zabranjeno.

Analizom dobijenih rezultata uočava se da sa porastom sadržaja ^{238}U u smešama raste i sadržaj hroma i arsena i da je monokalcijum fosfat bio najveći izvor ovih toksičnih elemenata. Za razliku od hroma i arsena monokalcijum fosfat nije bio glavni izvor ^{226}Ra , olova i kadmijuma u smešama za ishranu svinja oglednih grupa.

Prosečan sadržaj olova, kadmijuma i arsena u smešama za ishranu svinja oglednih grupa je bio ispod propisanih granica Evropske komisije (5 mg/kg za Pb, 0,5 mg/kg za Cd i 2 mg/kg za As) (EC 32/2002 i EU 1275/2013), dok nacionalnom regulativom nisu propisane dozvoljene granice („Službeni glasnik RS“, br. 81/19).

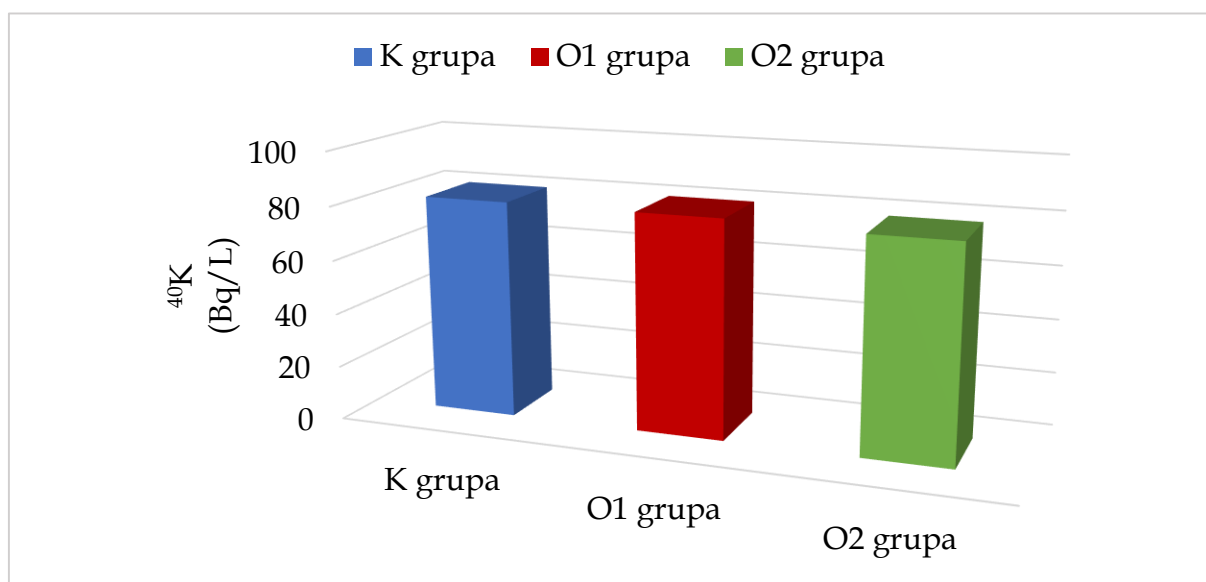
6.4. Rezidue prirodnih radionuklida i toksičnih elemenata u biološkom materijalu (krvi, jetri, bubrezima, kostima i fecesu)

Sadržaj radionuklida i toksičnih elemenata u biološkom materijalu zavise od njihovog sadržaja u hrani i vodi. Materije koje se resorbuju iz digestivnog trakta putem krvi dospevaju do ćelija različitih tkiva i organa (Božić i Zvekić, 2017) u kojima se mogu akumulirati. Polutanti koji se putem hrane unose u organizam izlučuju se urinom i fecesom koji mogu predstavljati izvor kontaminacije životne sredine.

6.4.1. Rezidue prirodnih radionuklida i toksičnih elemenata u krvi

Krv je tečno vezivno tkivo čija se transportna uloga ogleda u tome da materije dospele iz organa za varenje raznosi po organizmu i deponuje u unutrašnje organe, a produkte metabolizma do organa za izlučivanje (Božić i Zvekić, 2017; Stojić, 2004).

Gama spektrometrijskom analizom krvi životinja sve tri ogledne grupe utvrđeno je prisustvo ^{40}K , dok su ^{238}U i ^{226}Ra bili ispod praga detekcije (tabela 8). Dobijeni rezultati su pokazali da sadržaj ^{40}K nije varirao u okviru oglednih grupa, jer se posle unosa u organizam nalazi pod homeostatskom kontrolom (Chen i sar., 2003) (grafikon 17).



Grafikon 17. Specifična aktivnost ^{40}K (Bq/L) u krvi svinja oglednih grupa.

Za razliku od ^{40}K , ^{238}U i ^{226}Ra ne predstavljaju esencijalne elemente za živa bića. Step en resorpcije ^{238}U iz digestivnog trakta životinja se kreće u od 0,069% (miševi) do 2,8% (pacovi) i zavisi prvenstveno od životinjske vrste, starosnog doba, statusa gladovanja i rastvorljivosti uranijumovih jedinjenja (La Touche i sar., 1987; Bhattacharyya i sar., 1989). Sadržaj ^{238}U ispod praga detekcije u krvi svinja oglednih grupa potvrđuje podatak da se ovaj radionuklid veoma brzo nakon resorpcije iz digestivnog trakta i prelaska u krv distribuira u tkiva ili izlučuje iz organizma urinom (ICRP, 1995).

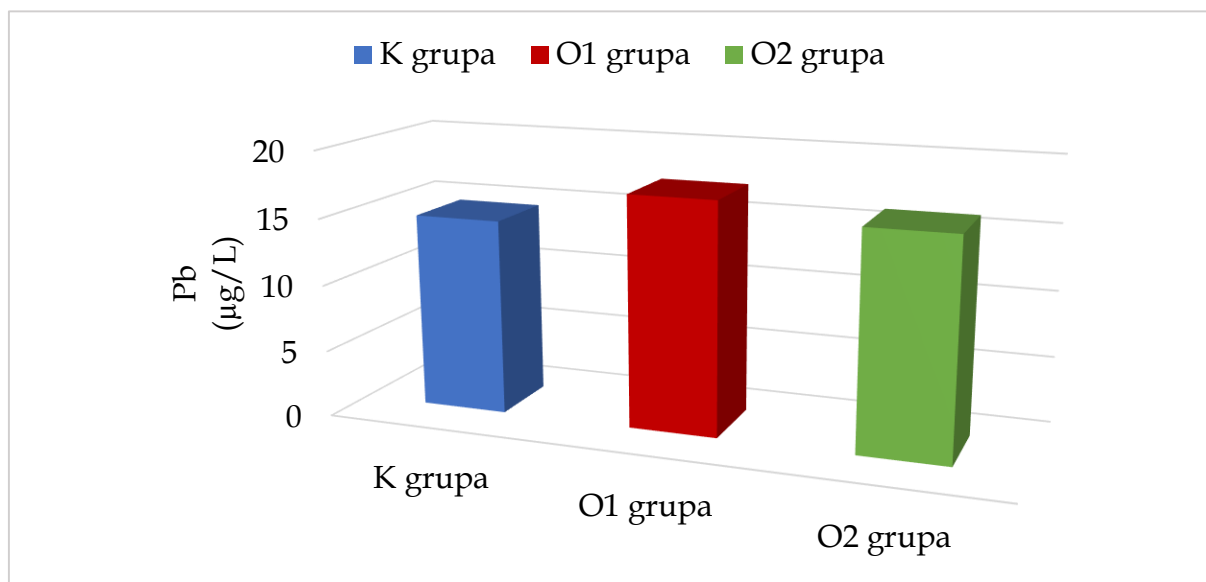
Nakon resorpcije iz digestivnog trakta i prelaska u krv ^{226}Ra sledi metaboličke puteve kalcijuma, ali mu se brzina kretanja između krvi, kostiju i mekih tkiva, kao i brzina izlučivanja iz organizma značajno razlikuje u odnosu na kalcijum (ICRP, 1993). Iako je u smešama za ishranu svinja O1 grupe i O2 grupe detektovan sadržaj ^{226}Ra (2,1 Bq/kg O1

grupa i 3,8 Bq/kg O2 grupa) rezidue ovog radionuklida u krvi svinja sve tri ogledne grupe su bile ispod praga detekcije.

U krvi svinja sve tri ogledne grupe detektovano je prisustvo rezidua olova i kadmijuma (grafikon 18 i 19), dok je sadržaj ^{238}U , hroma i arsena bio ispod limita kvantifikacije (tabela 9). Step en resorpcije hroma iz digestivnog trakta je nizak i iznosi od 0,04% do 3% kod pacova (Vissek i sar., 1953; MacKenzie i sar., 1959; Ogawa, 1976; Sullivan i sar. 1984; Laschinsky i sar., 2012) i od 0,13% do 6,9% kod ljudi (Kerger i sar., 1996). Nakon resorpcije iz digestivnog trakta hrom se putem krvi, uglavnom vezan za transferin (Offenbacher i sar., 1997), distribuira u tkiva i organe. Za razliku od ove studiji gde hrom nije detektovan u krvi svinja, Popović i sar. (2010) su u krvi krava utvrdili sadržaj hroma od 0,5 mg/L i ovaca od 1,1 mg/L, dok je kod ljudi detektovano manje od 0,30 $\mu\text{g/L}$ (Kerger i sar., 1996).

Step en resorpcije arsena iz digestivnog trakta životinja zavisi od rastvorljivosti unetog jedinjenja. Prilikom unosa rastvorljivih jedinjenja resorbuje se 90% arsena, dok se nerastvorljiva jedinjenja resorbuju u step enu od 20% do 30% (NRC, 2005). Slični podaci o niskom sadržaju arsena u krvi svinja potvrdili su i Liao i sar. (2020). U eksperimentu na svinjama, koji je trajao šest nedelja, ispitivana je distribucija arsena u tkivima i organima i izlučivanje putem fecesa i urina. Svinjama su u obroke dodavane pirinčane mekinje sa 0,306 $\mu\text{g/kg}$ i 612 $\mu\text{g/kg}$ arsena. Istraživanje je pokazalo da je sadržaj arsena u krvi i mišićima bio ispod 10 $\mu\text{g/L}$ i da se ovaj toksični element brzo uklanja iz krvi tako što se deo distribuira u organe, a deo eliminiše putem urina (Liao i sar., 2020.).

Prosečan sadržaj olova u uzorcima krvi svinja je bio skoro isti, i nisu uočene statistički značajne razlike između oglednih grupa (K, O1 i O2) (grafikon 18, tabela 9).



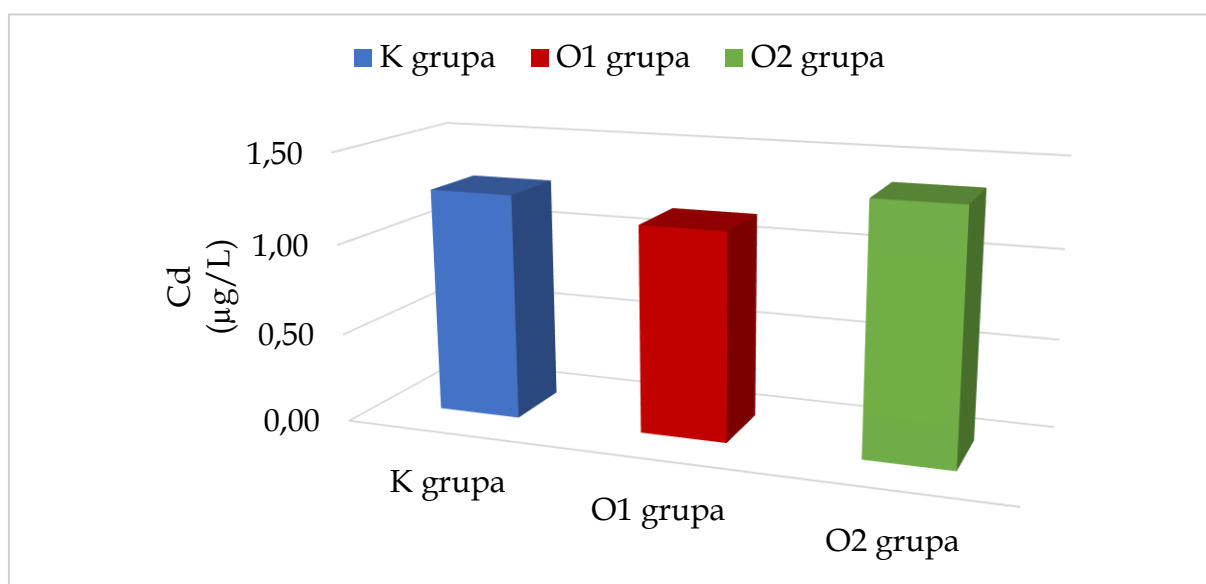
Grafikon 18. Sadržaj Pb ($\mu\text{g/L}$) u krvi svinja oglednih grupa.

Pored ingestije kontaminirane hrane i vode, olovo se u organizam, može uneti i inhalacijom i transkutano, a može se preneti i transplacentarno sa majke na plod (ATSDR, 2007a). Kod odraslih životinja step en resorpcije olova iz digestivnog trakta je od 1% do 10%, dok se kod mladih resorbuje od 15% do 50%. Olovo iz krvi brzo prelazi u druga tkiva, prvenstveno kosti, te se nivo u krvi koristi za procenu izloženosti ovom elementu u proteklim mesecima

(ATSDR, 2007a, 2020). Nakon resorpcije olovo se primarno deponuje u kostima, a u manjoj meri i u jetri i bubrezima (McDowell i sar, 2003).

Preporuka je da se svinje kod kojih se utvrdi koncentracija veća od 0,1 mg/L olova u krvi ne koriste u prehrambenoj industriji sve dok dve uzastopne analize, u razmaku od 30 dana, ne pokažu koncentracije manje od 0,1 mg/L olova (Zimmerman i sar, 2019). Na osnovu dobijenih rezultata sadržaja rezidua olova u krvi može se zaključiti da bi meso i iznutrice svinja sve tri ogledne grupe bili bezbedni za upotrebu u ishrani ljudi. Sadržaj olova u krvi životinja i ljudi, odražava istoriju izloženosti ovom toksičnom elementu u prethodnim mesecima i ne daje pravu sliku o ukupnoj opterećenosti organizma (ATSDR, 2020).

Kod svinja iz sve tri ogledne grupe sadržaj kadmijuma u krvi je bio približno isti, nisu uočene statistički značajne razlike u krvi svinja oglednih grupa (K, O1 i O2) (tabela 9, grafikon 19), što je u skladu sa podacima Györi i sar. (2005) koji su u krvi svinja detektovali koncentraciju kadmijum od 1 µg/L.

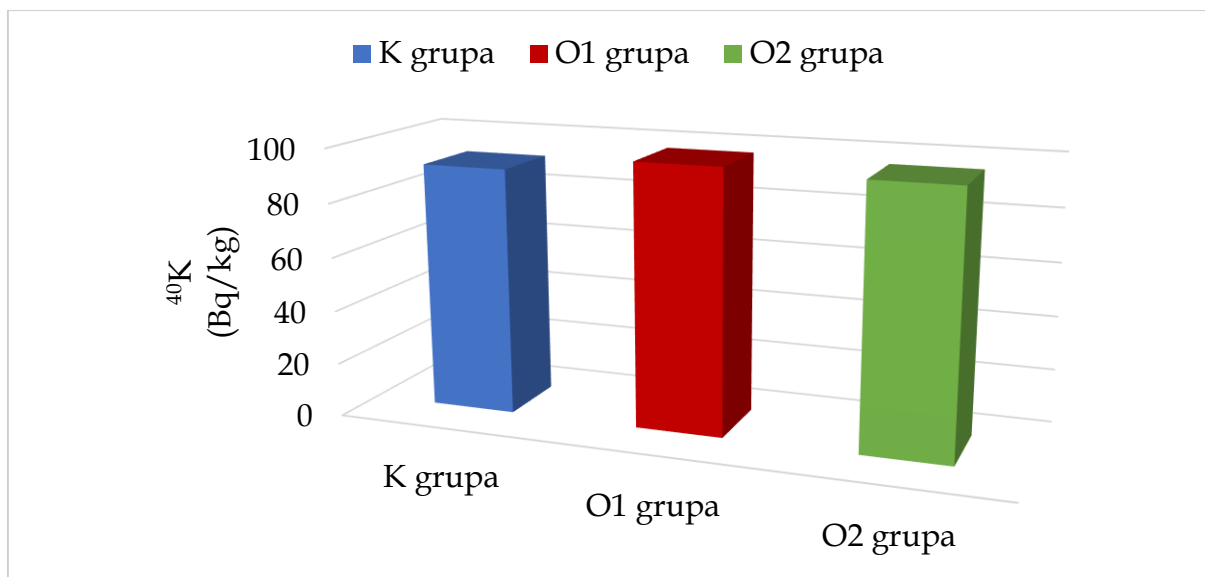


Grafikon 19. Sadržaj Cd (µg/L) u krvi svinja oglednih grupa.

Resorpcija kadmijuma iz digestivnog trakta varira između životinjskih vrsta. Novorođena prasada resorbiraju 2%, zamorci 6% i pacovi 8% od ukupno unete doze. Sa porastom životinja raste i stepen resorpcije i kod svinja nakon 10 dana starosti dostiže plato od 4%, kod zamoraca 25% i kod pacova 12% (Saser i Jarboe 1980). Kod jaganjaca se resorbiruje 5% od ukupno unetog kadmijuma hranom (Doyle i sar. 1974). Nakon resorpcije i prelaska u krv, kadmijum se vezuje za albumine, a u manjoj meri i za globuline, metalotioneine, cistein, glutation ili direktno za ćelije krvi (Zalups i Ahmad, 2003) i na taj način se raznosi po organizmu. Za procenu ukupne koncentracije ovog toksičnog elementa u organizmu ne može se koristiti njegov nivo u krvi jer on ukazuje na skorije izlaganje (ATSDR, 2012a).

6.4.2. Rezidue prirodnih radionuklida i toksičnih elemenata u jetri

Ispitivanjem prisustva rezidua prirodnih radioaktivnih elemenata metodom gama spektrometrije u jetri svinja oglednih grupa detektovan je ^{40}K , dok je sadržaj ^{238}U i ^{226}Ra bio ispod praga detekcije (tabela 10). Najmanji sadržaj ^{40}K detektovan je u jetri svinja K grupe (91,8 Bq/kg) u odnosu na O1 grupu (97,5 Bq/kg) i O2 grupu (96,2 Bq/kg) (grafikon 20).

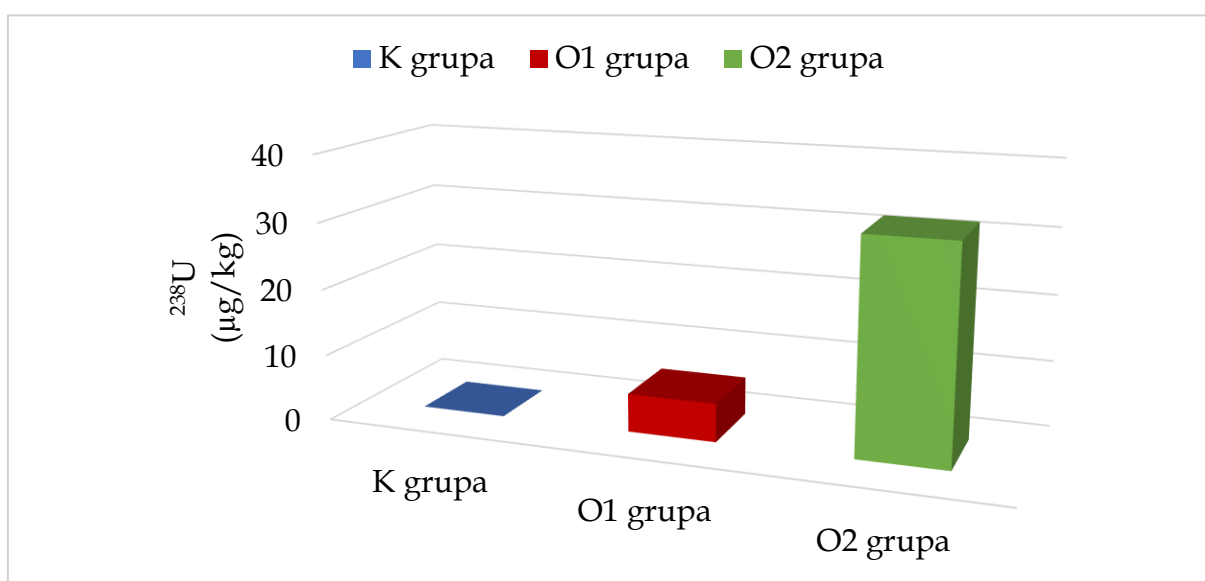


Grafikon 20. Specifična aktivnost ^{40}K (Bq/kg) u jetri svinja oglednih grupa.

Podaci drugih autora navode da se prirodni kalijum u jetri svinja nalazi u koncentracijama od 156 mg/100 g do 359,0 mg/100 g (Vuković i sar., 2008; Tomović i sar, 2019). Preračunavajući specifičnu aktivnost ^{40}K u jetri (31 Bq ^{40}K u 1 g prirodnog kalijuma) (Saračević, 1991) dobija se vrednost od 48,36 Bq/kg do 94,86 Bq/kg ^{40}K , što je u saglasnosti sa rezultatima ove studije.

Zbog istog kvalitativnog metabolizma ^{226}Ra i kalcijuma kod životinja, predilekciono mesto deponovanja ^{226}Ra su kosti i zubi, dok je sadržaj u mekim tkivima, kao što je jetra uglavnom nizak (Iyengar, 1990). U jetri svinja oglednih grupa specifična aktivnost ^{226}Ra je bila ispod praga detekcije, što se može objasniti činjenicom da jetra nije predilekciono mesto akumulacije ovog radionuklida.

Prosečan sadržaj ^{238}U u jetri svinja O2 grupe (32,01 $\mu\text{g}/\text{kg}$, odnosno 0,4 Bq/kg) bio je veći 5,6 puta u odnosu na O1 grupu (5,76 $\mu\text{g}/\text{kg}$, odnosno 0,07 Bq/kg), dok je u jetri svinja K grupe sadržaj ^{238}U bio ispod praga detekcije (grafikon 21).

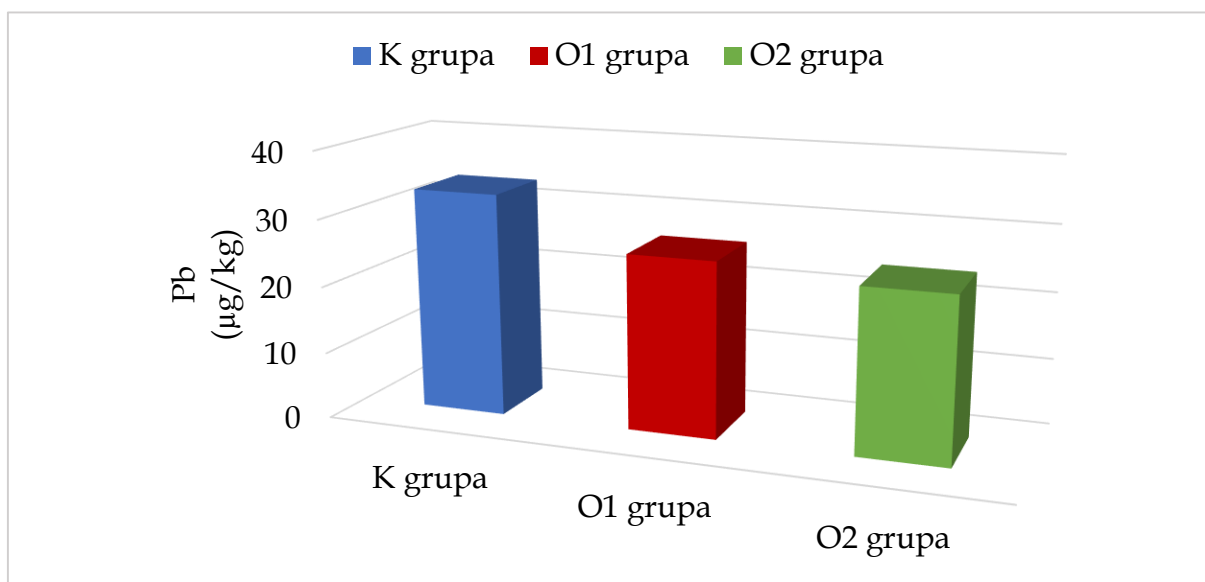


Grafikon 21. Sadržaj ^{238}U ($\mu\text{g}/\text{kg}$) u jetri svinja oglednih grupa.

Procenjeno je da se u ljudskom organizmu nalazi oko 90 $\mu\text{g}/\text{kg}$ ^{238}U , odnosno 1,1 Bq/kg, od čega je 16% (14,4 $\mu\text{g}/\text{kg}$, odnosno 0,18 Bq/kg) deponovano u jetri (ATSDR, 2013). Frindik (1992) je ispitivanjem prisustva ^{238}U u životinjskim proizvodima koji se koriste u ishrani ljudi, utvrdio da je u jetri svinja specifična aktivnost ^{238}U 22,0 mBq/kg (1,7 $\mu\text{g}/\text{kg}$). Niske koncentracije ^{238}U detektovane u jetri svinja O1 i O2 grupa ukazuju da jetra nije primaran organ akumulacije ovog radioaktivnog elementa (ATSDR, 2013).

U jetri svinja oglednih grupa specifična aktivnost ^{238}U je bila ispod izvedenih koncentracija radionuklida za meso svinja (tabela 22) i kao takve se smatraju bezbednim za upotrebu u ljudskoj ishrani.

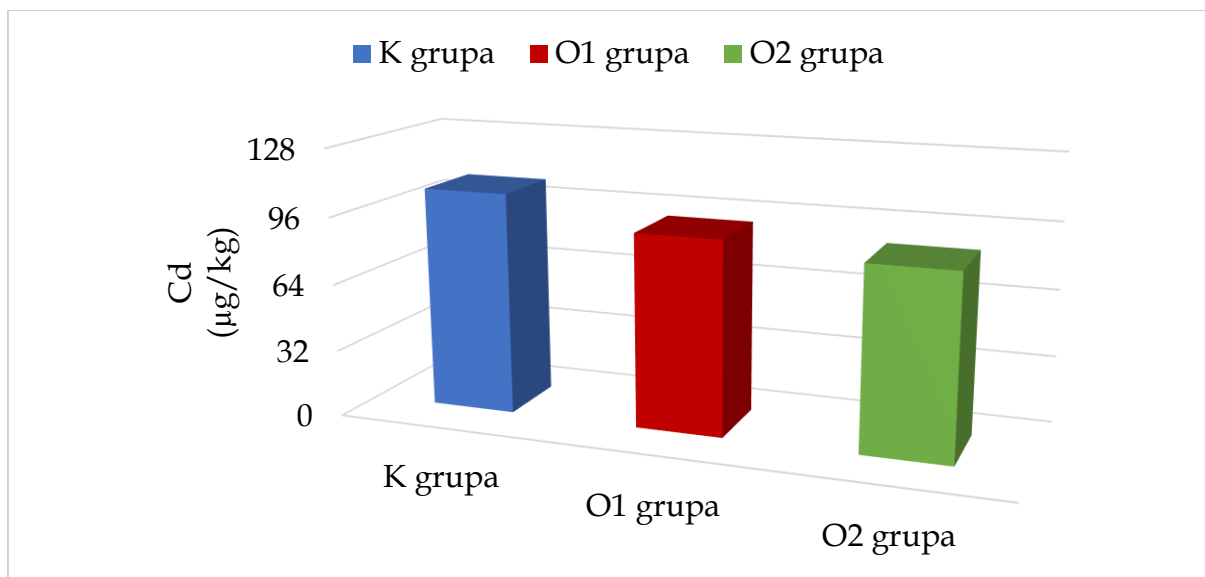
Rezidue ispitivanih toksičnih elemenata olova, kadmijuma, hroma i arsena detektovane su u svim uzorcima jetre svinja oglednih grupa. Najveći prosečan sadržaj olova utvrđen u jetri svinja K grupe (33,38 $\mu\text{g}/\text{kg}$) bio je 1,3 puta veći u odnosu na O1 grupu (26,20 $\mu\text{g}/\text{kg}$) i 1,4 puta veći u odnosu na O2 grupu (24,44 $\mu\text{g}/\text{kg}$) (grafikon 22).



Grafikon 22. Sadržaj Pb ($\mu\text{g}/\text{kg}$) u jetri svinja oglednih grupa.

U eksperimentu na svinjama koji su sproveli Reddy i sar (2017) utvrđeno je postojanje visoke pozitivne korelacije između sadržaja olova u hrani, krvi, dlaci, jetri, bubrezima i mišićima. Dobijeni rezultati nisu u skladu sa rezultatima drugih istraživača koji su u jetri svinja detektovali niže koncentracije olova. López-Alonso i sar. (2007) su utvrdili da se sadržaj olova u jetri svinja kreće od ispod limita detekcije do 0,012 mg/kg, a Leontopoulos i sar. (2015) su utvrdili sadržaj olova u jetri svinja manji od 0,02 mg/kg.

Najveći prosečan sadržaj kadmijuma utvrđen je u jetri svinja K grupe (106,07 $\mu\text{g}/\text{kg}$) i O1 grupe (92,34 $\mu\text{g}/\text{kg}$), dok je najmanji prosečan sadržaj kadmijuma utvrđen u jetri svinja O2 grupe (87,34 $\mu\text{g}/\text{kg}$) (grafikon 23).

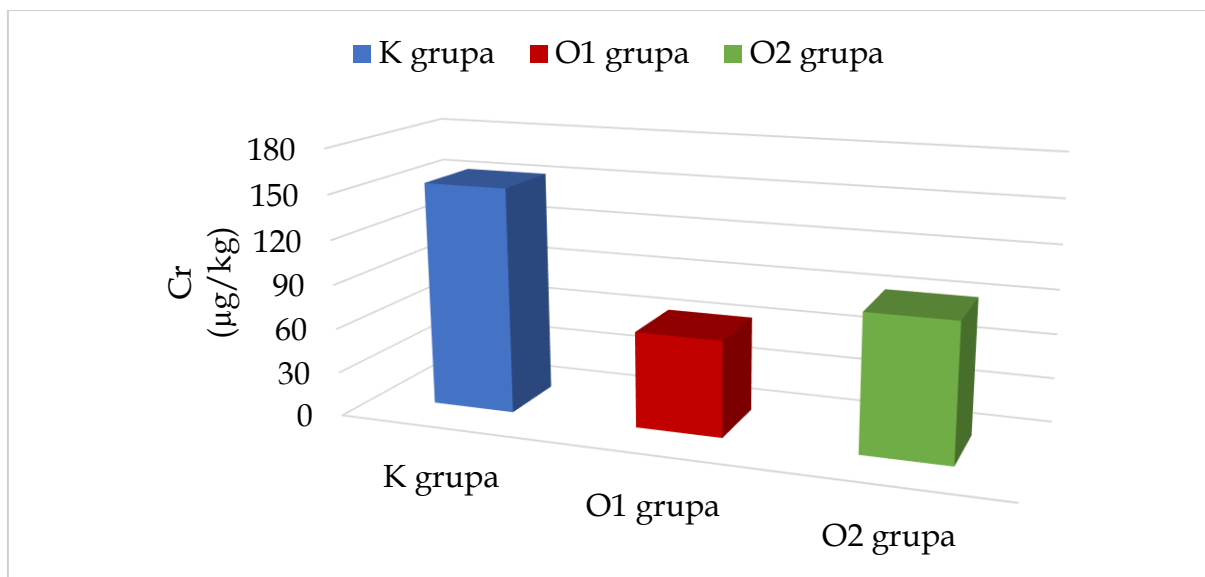


Grafikon 23. Sadržaj Cd ($\mu\text{g}/\text{kg}$) u jetri svinja oglednih grupa.

López-Alonso i sar. (2012a) su u jetri intenzivno i ekstenzivno gajenih svinja utvrdili znatno niže koncentracije kadmijuma ($35,0 \mu\text{g}/\text{kg}$ ekstenzivno gajene svinje, $73,3 \mu\text{g}/\text{kg}$ intenzivno gajene svinje) u odnosu na rezultate dobijene u ovoj studiji. Parinet i sar. (2018) su ispitivali uticaja uzgojnog sistema svinja na sadržaj kadmijuma u jetri. Kod svinja sa organskih farmi sadržaj kadmijuma se kretao od $0,013 \text{ mg}/\text{kg}$ do $0,077 \text{ mg}/\text{kg}$, iz ekstenzivnog uzgojnog sistema (Label Rouge farmi) od $0,021 \text{ mg}/\text{kg}$ do $0,112 \text{ mg}/\text{kg}$ i kod svinja iz intenzivne proizvodnje od $0,017 \text{ mg}/\text{kg}$ do $0,104 \text{ mg}/\text{kg}$, što je u skladu sa rezultatima dobijenim u ovoj doktorskoj disertaciji. Rezultati dobijeni u ovoj studiji su u saglasnosti i sa rezultatima Tomovića i sar. (2011) koji su utvrdili da se sadržaj kadmijuma u jetri svinja kreće od $30 \mu\text{g}/\text{kg}$ do $270 \mu\text{g}/\text{kg}$ i zaključili da čak i kod jedinki koje pripadaju istoj genetičkoj liniji poreklom sa iste farme, koje se hrane istom hranom i šalju na klanje u isto vreme postoje razlike u sadržaju ovog elementa u jetri.

Prosečan sadržaj olova i kadmijuma u jetri svinja oglednih grupa nije bio iznad maksimalno dozvoljenih koncentracija (Pb $0,50 \text{ mg}/\text{kg}$ u iznutricama i Cd $0,50 \text{ mg}/\text{kg}$ u jetri), propisanih Pravilnikom Republike Srbije („Službeni glasnik RS“, br. 81/19) i Evropskom Regulativom (EC No 1881/2006 i EC 629/2008), te se kao takve smatraju bezbednim za upotrebu u ishrani ljudi.

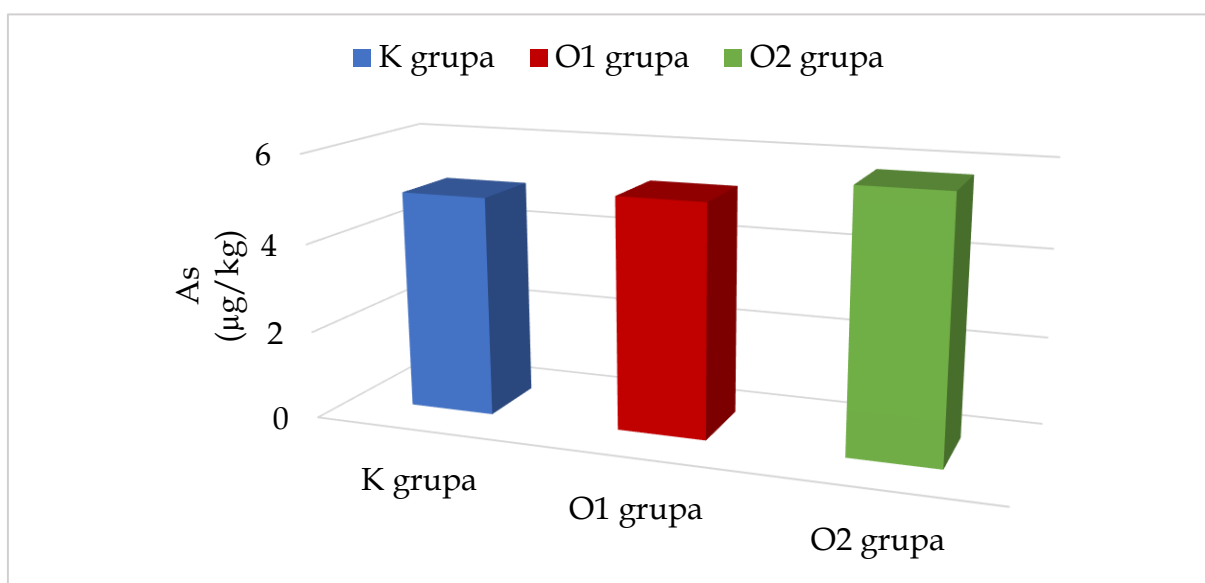
Najveći prosečan sadržaj hroma detektovan je u jetri svinja K grupe ($152,79 \mu\text{g}/\text{kg}$) i bio je 2,4 puta veći u odnosu na O1 grupu ($64,70 \mu\text{g}/\text{kg}$) i 1,7 puta veći u odnosu na O2 grupu ($91,96 \mu\text{g}/\text{kg}$) (grafikon 24).



Grafikon 24. Sadržaj Cr ($\mu\text{g}/\text{kg}$) u jetri svinja oglednih grupa.

Jorhem i sar. (1989) su utvrdila znatno niži sadržaj hroma u jetri svinja (od $10 \mu\text{g}/\text{kg}$ do $24 \mu\text{g}/\text{kg}$) i zaključili da su meso, jetra i bubrezi organi koji sadrže male koncentracije ovog elementa. Stepenn resorpcije hroma iz digestivnog trakta ljudi je veći kada se u malim količinama unosi putem hrane (Anderson i Kozlovsky, 1985). Suprotno ovome Anderson i sar. (1989) su dokazali da je sadržaj hroma u jetri i bubrežima ćuraka direktno proporcionalan sadržaju u hrani, što nije u skladu sa dobijenim rezultatima. U životinjskom organizmu hrom je normalno prisutan u vrlo niskim koncentracijama, te dodavanjem suplemenata, odnosno povećavanjem zastupljenosti ovog elementa u obroku životinja, povećava se i koncentracija u srcu, bubrežima, jetri i pankreasu (Ward, 1995).

Približno isti prosečan sadržaj arsena utvrđen je u jetri svinja sve tri ogledne grupe (tabela 11, grafikon 25), nisu ustanovljene statistički značajne razlike (K, O1 i O2). Zbog brze eliminacije arsen se ne akumulira u organizmu, te su jetra i bubrezi jedini organi u kojima se ovaj toksični element može detektovati.



Grafikon 25. Sadržaj As ($\mu\text{g}/\text{kg}$) u jetri svinja oglednih grupa.

Navedeni rezultati su u saglasnosti sa Obioha i sar. (2016) koji su u jetri svinja starosne dobi do 1 godine utvrdili prosečan sadržaj arsena od 4,1 $\mu\text{g}/\text{kg}$. Istraživanja na svinjama koje su sproveli Liao i sar. (2020) su pokazala da je najveći sadržaj arsena u jetri detektovan kod životinja koje su putem obroka dobijale manje koncentracije arsena (0,306 $\mu\text{g}/\text{kg}$) u odnosu na životinje koje su dobijale veće koncentracije (612 $\mu\text{g}/\text{kg}$), što je u saglasnosti sa rezultatima dobijenim u ovoj studiji.

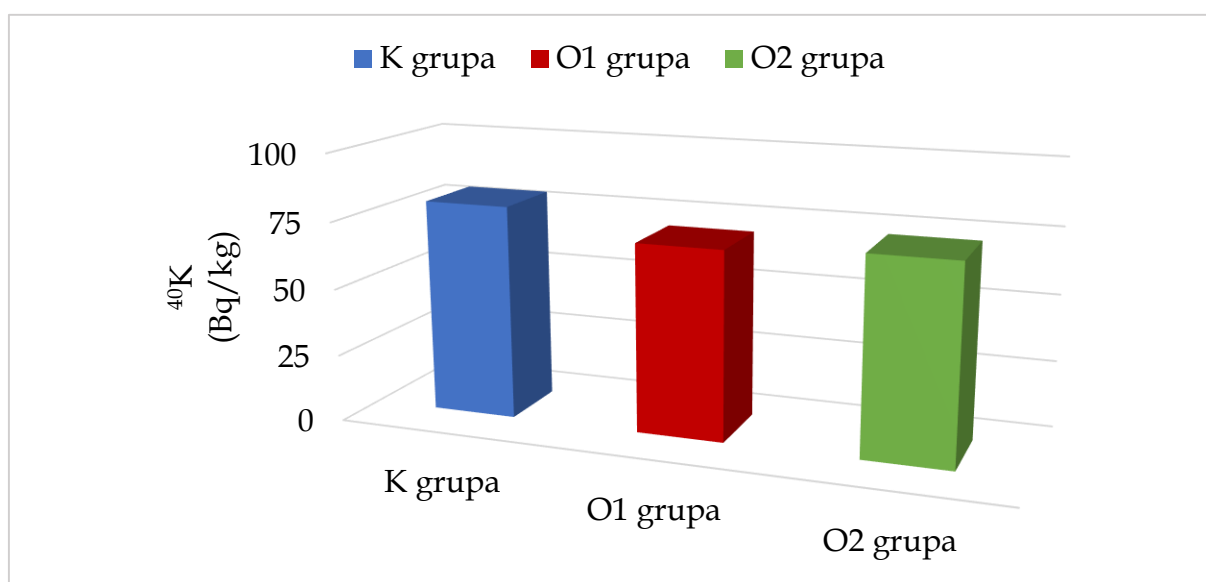
Jetra je metabolički aktivan organ i predstavlja filter organizma, koji štetne materije resorbovane iz digestivnog trakta pretvara u netoksične (Stojić, 2004). Metalotionein, protein koji se sintetiše u jetri, je bogati tiolnim (-SH) grupama, te vezuje jone različitih metala (Zn, Cd, Cu, Hg) u cilju njihovog deponovanja i/ili detoksifikacije (Stanković i sar., 2014). Rezultati dobijeni u ovom istraživanju su ukazali da je sadržaj toksičnih elemenata u jetri svinja bio u sledećem nizu $\text{Cr} > \text{Cd} > \text{Pb} > {}^{238}\text{U} > \text{As}$. U jetri životinja K grupe koje su putem obroka unosile najmanje količine ${}^{238}\text{U}$ detektovan je veći sadržaj olova, kadmijuma i hroma u odnosu na životinje iz O2 grupe koje su unosile veće količine ${}^{238}\text{U}$ putem obroka.

Prisustvo rezidua ${}^{238}\text{U}$, olova, kadmijuma, hroma i arsena u jetri svinja oglednih grupa dokazuje da se ovi elementi akumuliraju u jetri čak i kada se ingestijom unose u organizam u malim koncentracijama.

6.4.3. Rezidue prirodnih radionuklida i toksičnih elemenata u bubrezima

Analizom uzoraka bubrega svinja iz sve tri ogledne grupe utvrđeno je prisustvo ${}^{40}\text{K}$ i ${}^{238}\text{U}$, dok je sadržaj ${}^{226}\text{Ra}$ bio ispod praga detekcije. Uzimajući u obzir da ${}^{226}\text{Ra}$ u organizmu životinja ispoljava afinitet prema koštanom tkivu (NRC, 1988) nivo ovog radionuklida ispod praga detekcije u bubrezima je bio očekivan.

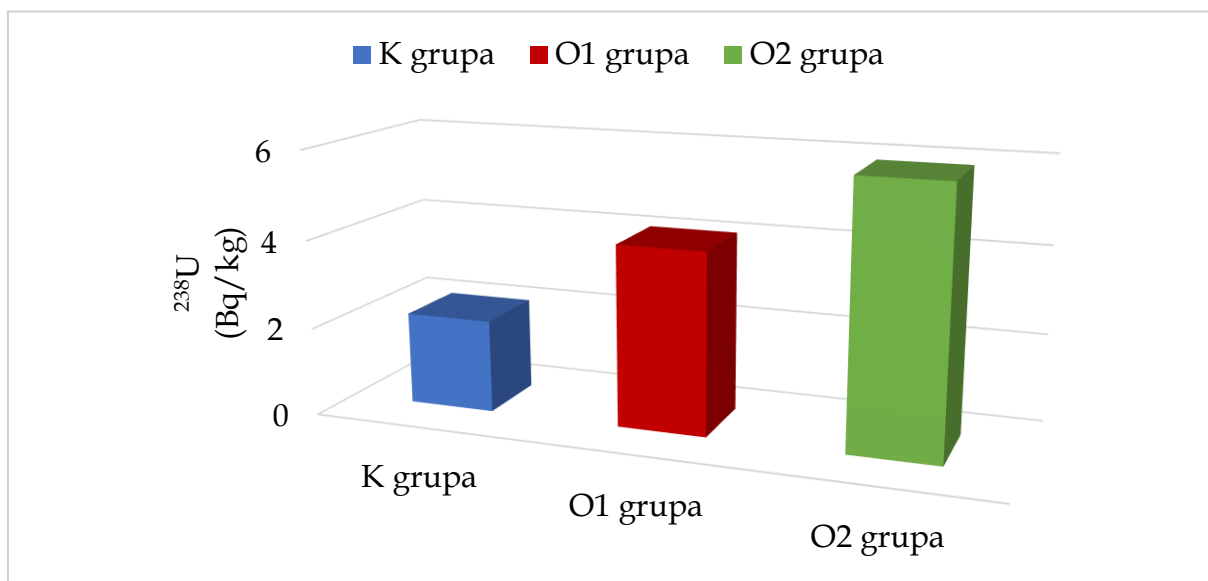
Prosečna specifična aktivnosti ${}^{40}\text{K}$ u bubrezima svinja, kao dominantnog radionuklida se nije statistički razlikovala između oglednih grupa (tabela 12, grafikon 26).



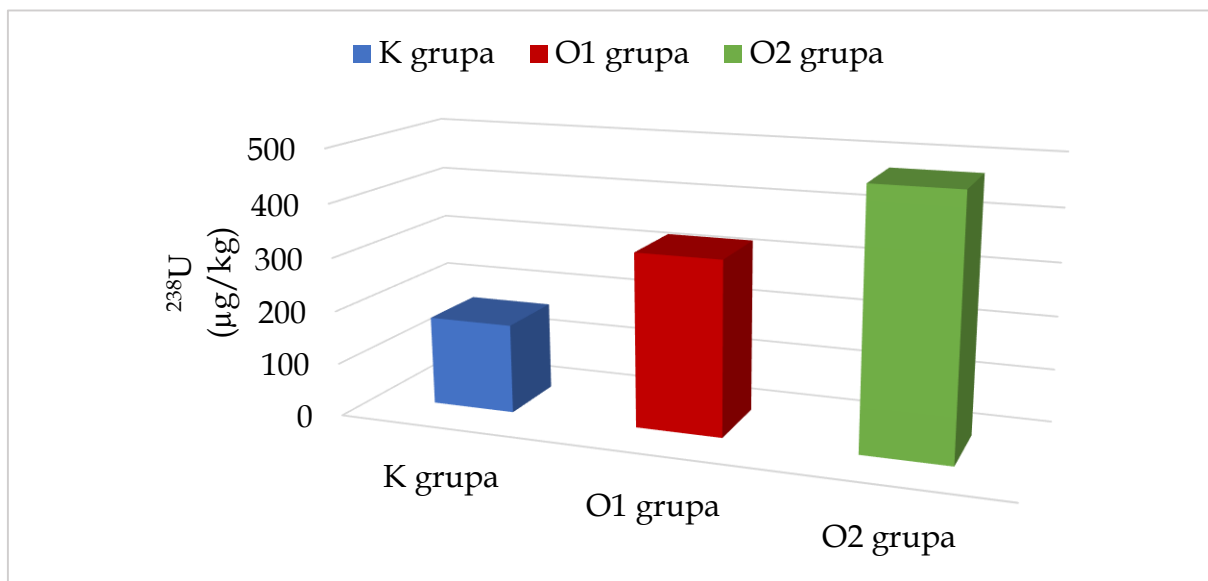
Grafikon 26. Specifična aktivnost ${}^{40}\text{K}$ (Bq/kg) u bubrezima svinja oglednih grupa.

Sadržaj prirodnog kalijuma u bubrezima životinja iznosi 2,6 g/kg (Vuković, 2006), što je ekvivalentno aktivnosti od 80,6 Bq/kg (1 g prirodnog kalijuma ima 31 Bq ${}^{40}\text{K}$ (Saračević, 1999)) i u skladu sa dobijenim rezultatima u ovoj studiji.

Najveći prosečni sadržaj ^{238}U detektovan je u bubrežima svinja O2 grupe (5,9 Bq/kg, odnosno 474,64 $\mu\text{g}/\text{kg}$) i bio je 1,4 puta veći u odnosu na O1 grupu (4,1 Bq/kg, odnosno 325,75 $\mu\text{g}/\text{kg}$) i 2,8 puta veći u odnosu na K grupu (2,1 Bq/kg, odnosno 167,74 $\mu\text{g}/\text{kg}$) (grafikon 27 i 28).



Grafikon 27. Specifična aktivnost ^{238}U (Bq/kg) u bubrežima svinja oglednih grupa.



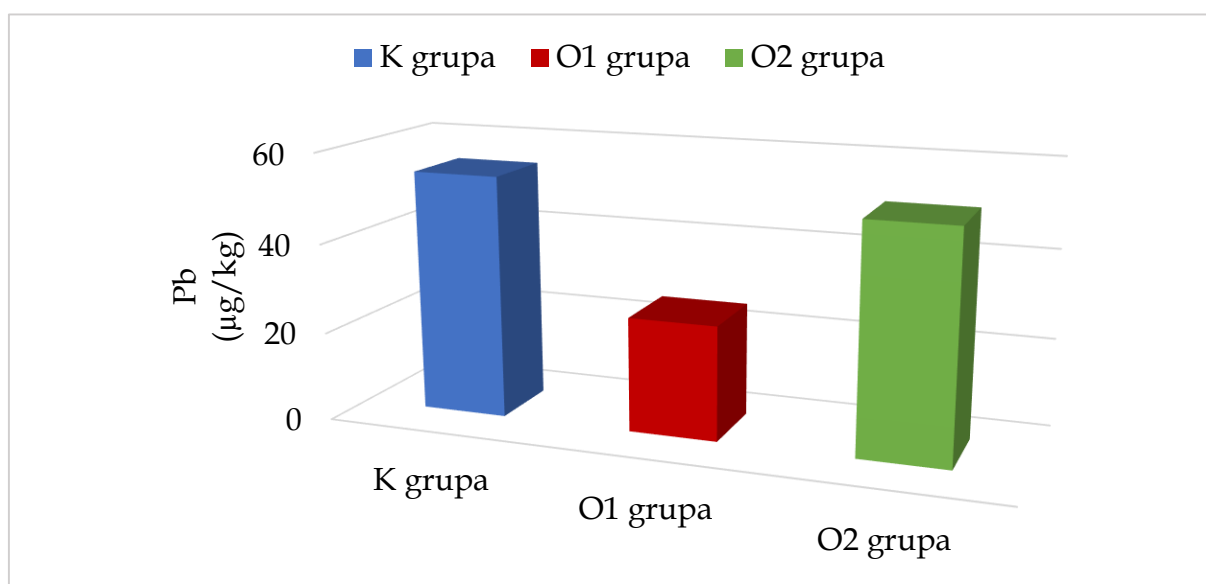
Grafikon 28. Sadržaj ^{238}U ($\mu\text{g}/\text{kg}$) u bubrežima svinja oglednih grupa.

Frindik (1992) je u uzorcima bubrega svinja utvrdio značajno nižu specifičnu aktivnost ^{238}U (51,0 mBq/kg) u odnosu na iznete rezultate. Utvrđeno je da prosečan sadržaj ^{238}U u telu čoveka iznosi oko 90 $\mu\text{g}/\text{kg}$, od čega je 7,2 $\mu\text{g}/\text{kg}$, odnosno 0,082 Bq deponovano u bubrežima (ATSDR, 2013). Ubrzo nakon ingestije ^{238}U se deponuje u bubrežima i kostima (La Touche i sar, 1987), a iz organizma se eliminiše putem urina preko bubrega, koji su ujedno i ciljni organi ispoljavanja njegove toksičnosti (ATSDR, 2013), te su povišene koncentracije ovog radionuklida u bubrežima svinja O1 i O2 grupa očekivane.

Prosečna specifična aktivnost ^{238}U (2,1 Bq/kg K grupa, 4,1 Bq/kg O1 grupa i 5,9 Bq/kg O2 grupa) u bubrezima svinja je bila ispod izvedenih koncentracija za meso svinja (tabela 22) i kao takvi se smatraju bezbednim za upotrebu u ljudskoj ishrani.

U bubrezima svinja utvrđeno je prisustvo rezidua olova, kadmijuma i arsena, dok je hrom bio ispod limita kvantifikacije. Kod ljudi i životinja, hrom se deponuje u bubrezima, jetri, slezini i kostima, a ukupan sadržaj u ovim organima je manji od 100 $\mu\text{g}/\text{kg}$ (NRC, 2005). Jorhem i sar. (1989) su u bubrezima svinja na području Švedske detektovali sadržaj hroma od 0,010 mg/kg do 0,078 mg/kg i utvrdili da je distribucija ovog elementa između organa odstupala od uobičajene. Pred toga, Jorhem i sar. (1989) su na osnovu rezultata zaključili da se bubrezi i jetra trebaju smatrati za siromašne izvore hroma.

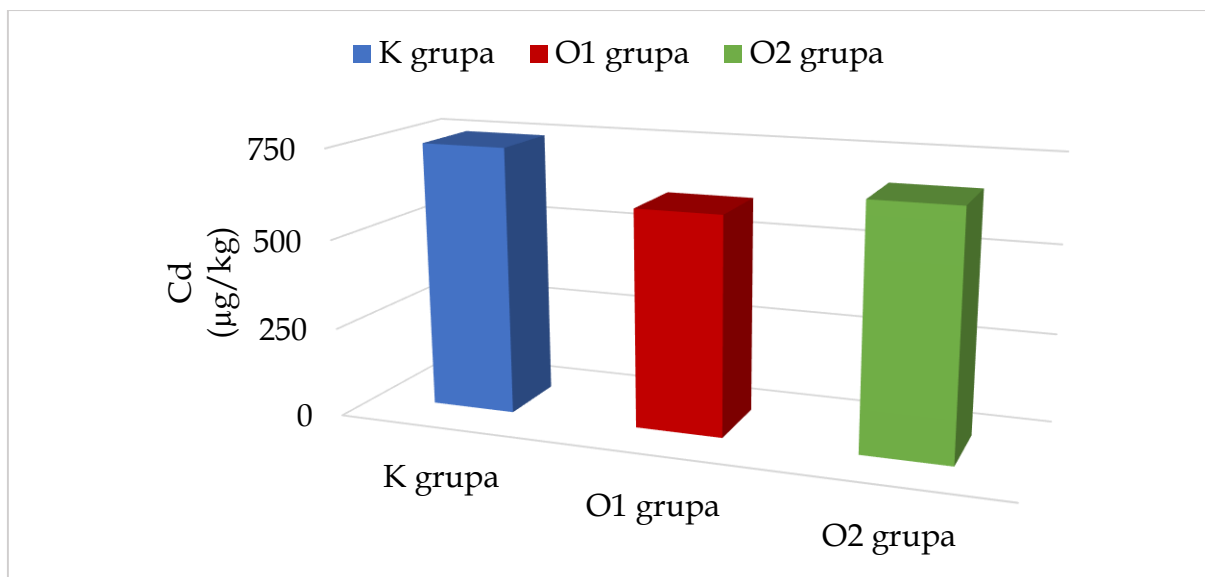
Prosečan sadržaj olova u bubrezima svinja K grupe iznosio je 54,44 $\mu\text{g}/\text{kg}$ i bio je približan utvrđenom prosečnom sadržaju u bubrezima svinja O2 grupe (50,77 $\mu\text{g}/\text{kg}$), dok je u odnosu na O1 grupu (25,74 $\mu\text{g}/\text{kg}$) bio dva puta veći (grafikon 29).



Grafikon 29. Sadržaj Pb ($\mu\text{g}/\text{kg}$) u bubrezima svinja oglednih grupa.

López-Alonso i sar. (2012a) su utvrdili niži prosečan sadržaj olova u bubrezima ekstenzivno (20 $\mu\text{g}/\text{kg}$) i intenzivno (8 $\mu\text{g}/\text{kg}$) gajenih svinja u odnosu na navedene rezultate. Sa druge strane, Gyōri i saradnici (2005) su utvrdili znatno veće koncentracije olova u bubrezima svinja (70 $\mu\text{g}/\text{kg}$). Ispitivanjem uticaja različitih koncentracija olova u obroku na telesnu masu i sadržaj u biološkom materijalu, Reddy i sar. (2017) su u bubrezima svinja koje su hranjene smešom bez dodatnog izvora olova utvrdili koncentraciju od 0,53 mg/kg i zaključili da sa porastom zastupljenosti ovog elementa u smeši raste i koncentracija u tkivima. Navedeni podatak nije potvrđen u ovoj studiji, a može se objasniti time da efikasnost resorpcije olova iz digestivnog trakta zavisi od količine unete hrane (unos većih količina hrane smanjuje resorpciju hidrosolubilnog olova) i interakcije sa drugim elementima iz hrane (Rădulescu i Lundgren, 2019).

Prosečan sadržaj kadmijuma u bubrezima svinja sve tri ogledne grupe se nije statistički značajno razlikovao (K grupa 747,00 $\mu\text{g}/\text{kg}$; O1 grupa 607,00 $\mu\text{g}/\text{kg}$ i O2 grupa 672,00 $\mu\text{g}/\text{kg}$) (grafikon 30).



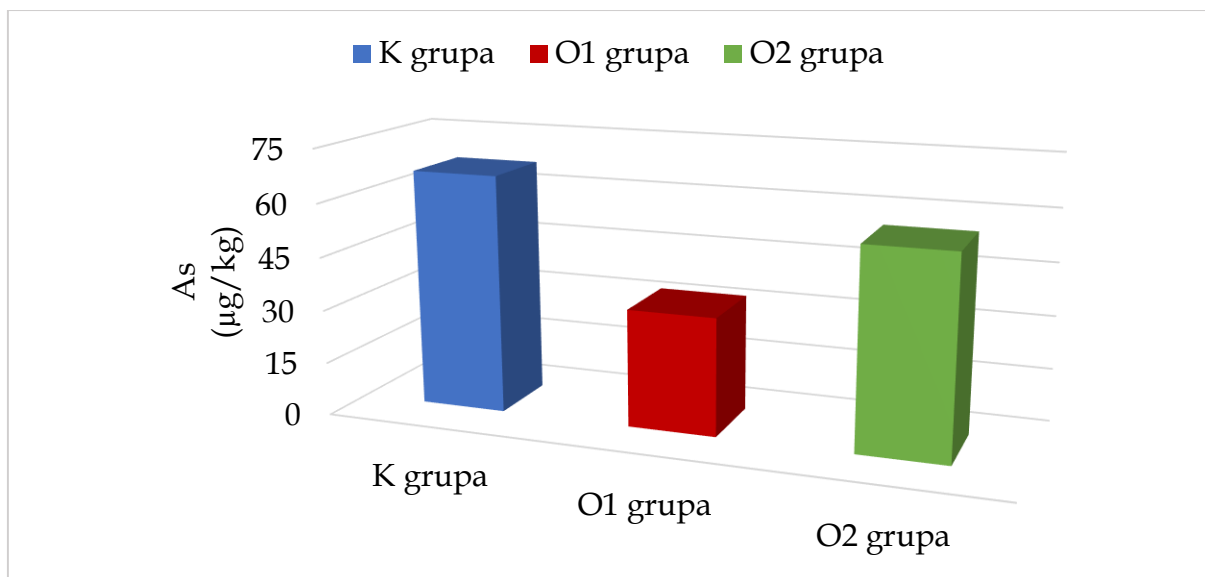
Grafikon 30. Sadržaj Cd ($\mu\text{g}/\text{kg}$) u bubrezima svinja oglednih grupa.

Dobijeni rezultati su u saglasnosti sa drugim literaturnim podacima gde je u bubrezima svinja, pri ishrani smešama sa manje od $0,10 \text{ mg}/\text{kg}$ kadmijuma, utvrđen sadržaj od $0,067 \text{ mg}/\text{kg}$ do $0,78 \text{ mg}/\text{kg}$ (Bache i sar. 1987; King i sar. 1992; Lindén i sar., 1999, 2003; Zacharias i sar. 2001; López-Alonso i sar. 2012a; Hoogenboom i sar., 2015). Hoogenboom i sar (2015) su utvrdili da razlike u sadržaju kadmijuma u bubrezima oglednih svinja mogu biti posledica postojanja dodatnog izvora kadmijuma koji dovodi do povećanja koncentracije ili da životinje pre početka ogleđa već imaju određenu koncentraciju kadmijuma u bubrezima. Dokazano je da se u bubrezima pacova i zečeva kadmijum akumulira do dostizanja kritičnih koncentracija od $200 \text{ mg}/\text{kg}$ do $300 \text{ mg}/\text{kg}$ ili $400 \text{ mg}/\text{kg}$ u korteksu, nakon čega se izlučuje iz organizma u povećanim količinama putem urina uz pojavu proteinurije (Friberg i sar., 1971).

Resorpcija kadmijuma zavisi od prisustva drugih mineralnih elemenata u hrani (Ca, Fe, Cr, Mn i Zn). Deficit hroma u obroku životinja dovodi do povećane resorpcije kadmijuma iz digestivnog trakta (Foulkes, 1985; Brzóška i Moniuszko-Jakoniuk, 1997). Smeša za ishranu svinja ogledne K grupe je imala nižu koncentraciju hroma ($242,66 \mu\text{g}/\text{kg}$) u odnosu na smeše korišćene za ishranu svinja O1 grupe ($540,32 \mu\text{g}/\text{kg}$) i O2 grupe ($2244,19 \mu\text{g}/\text{kg}$) čime se može objasniti visok sadržaj kadmijuma u jetri i bubrezima ovih životinja.

Prosečan sadržaj kadmijuma u bubrezima svinja iz sve tri ogledne grupe nije bio iznad Pravilnikom propisane granice od $1,0 \text{ mg}/\text{kg}$ („Službeni glasnik RS“ br. 81/19), te se može konstatovati da su ovi organi bezbedni za upotrebu u ljudskoj ishrani.

Najveći prosečan sadržaj arsena detektovan je u bubrezima svinja K grupe ($67,07 \mu\text{g}/\text{kg}$) i bio je dva puta veći u odnosu na O1 grupu ($33,06 \mu\text{g}/\text{kg}$) i 1,2 puta veći u odnosu na O2 grupu ($55,94 \mu\text{g}/\text{kg}$) (grafikon 31).



Grafikon 31. Sadržaj As ($\mu\text{g}/\text{kg}$) u bubrežima svinja oglednih grupa.

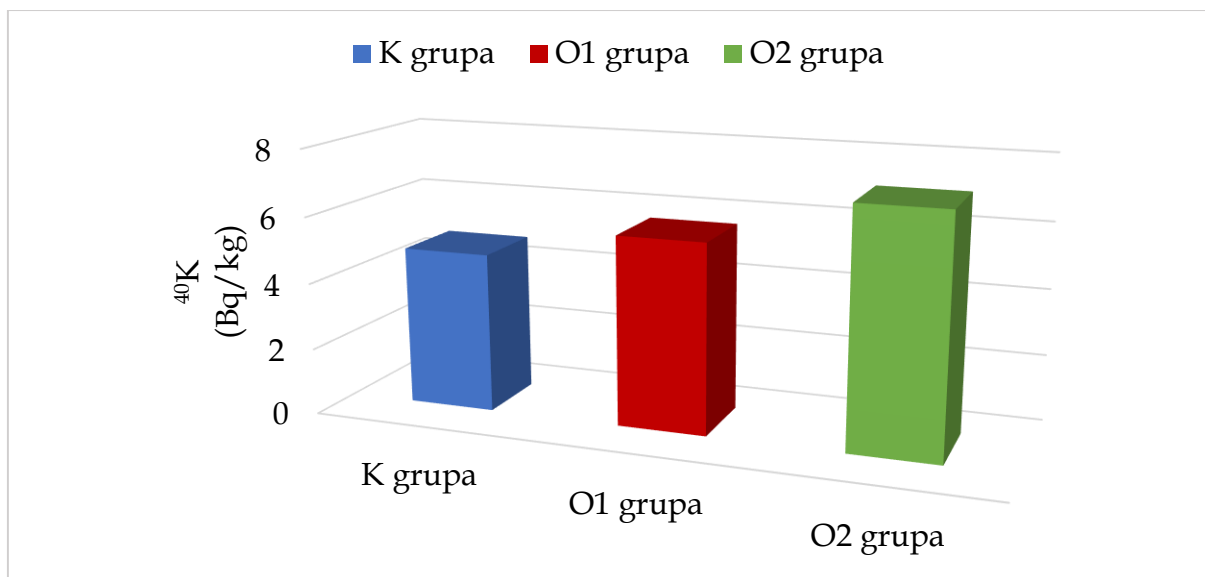
Koncentracije arsena u bubrežima svinja u ovoj studiji su veće od koncentracija koje su objavili López-Alonso i sar. (2007) ($0,011 \text{ mg}/\text{kg}$) i Obioha i sar. (2016) ($0,0026 \text{ mg}/\text{kg}$). Bilandžić i sar. (2010) su u bubrežima svinja sa područja Hrvatske utvrdili sadržaj arsena od $0,005 \text{ mg}/\text{kg}$ do $0,27 \text{ mg}/\text{kg}$, što je u saglasnosti sa dobijenim rezultatima. Najveći procenat (67,8%) arsena izlučuje se iz organizma putem bubrega (Munro, 1976), a zbog brze eliminacije, ne dolazi do njegove akumulacije u organizmu. Maksimalno dozvoljene koncentracije arsena u jetri i bubrežima svinja nisu propisane Pravilnikom Republike Srbije ("Sl glasnik RS" br. 81/19) iako se jedino u ovim organima mogu detektovati povišene koncentracije i predstavljati potencijalnu toksikološku opasnost za ljude (NRC, 2005).

Na osnovu dobijenih rezultata može se zapaziti da je prosečan sadržaj toksičnih elemenata u bubrežima bio u sledećem nizu $\text{Cd} > {}^{238}\text{U} > \text{As} > \text{Pb}$. U bubrežima životinja K grupe koje su putem hrane unosile najmanje količine ${}^{238}\text{U}$ detektovan je najveći prosečan sadržaj olova, kadmijuma i arsena u odnosu na O1 i O2 grupe, s' tim da nisu uočene statistički značajne razlike u prosečnom sadržaju olova između K i O2 grupa i prosečnom sadržaju kadmijuma između oglednih grupa.

Bubrezi su mali ali veoma moćni parni organi, čija je osnovna uloga izlučivanje iz organizma štetnih produkata metabolizma, materija u višku i materija nepotrebnih organizmu (Stojić, 2004). Kako se većina od ispitivani radionuklidi i toksičnih elemenata u najvećem procentu izlučuju iz organizma putem urina, očekivano je bilo da se povišene koncentracije ovih polutanata detektuju u bubrežima u odnosu na jetru svinja.

6.4.4. Rezidue prirodnih radionuklida i toksičnih elemenata u kostima

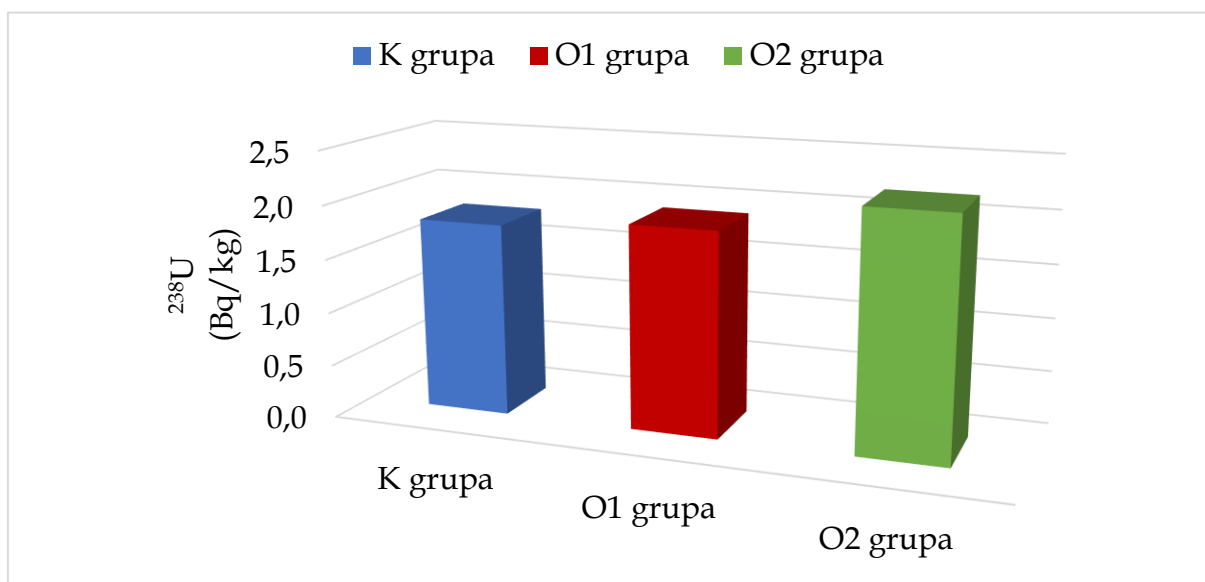
Gama spektrometrijskom analizom kostiju svinja utvrđeno je prisustvo prirodnih radionuklida ${}^{40}\text{K}$ i ${}^{238}\text{U}$, dok je ${}^{226}\text{Ra}$ bio ispod praga detekcije. Najveća prosečna specifična aktivnost ${}^{40}\text{K}$ utvrđena je u kostima svinja O2 grupe ($7,1 \text{ Bq}/\text{kg}$) i bila je 1,2 puta veća u odnosu na O1 grupu ($5,7 \text{ Bq}/\text{kg}$) i 1,5 puta veća u odnosu na K grupu ($4,8 \text{ Bq}/\text{kg}$) (grafikon 32).



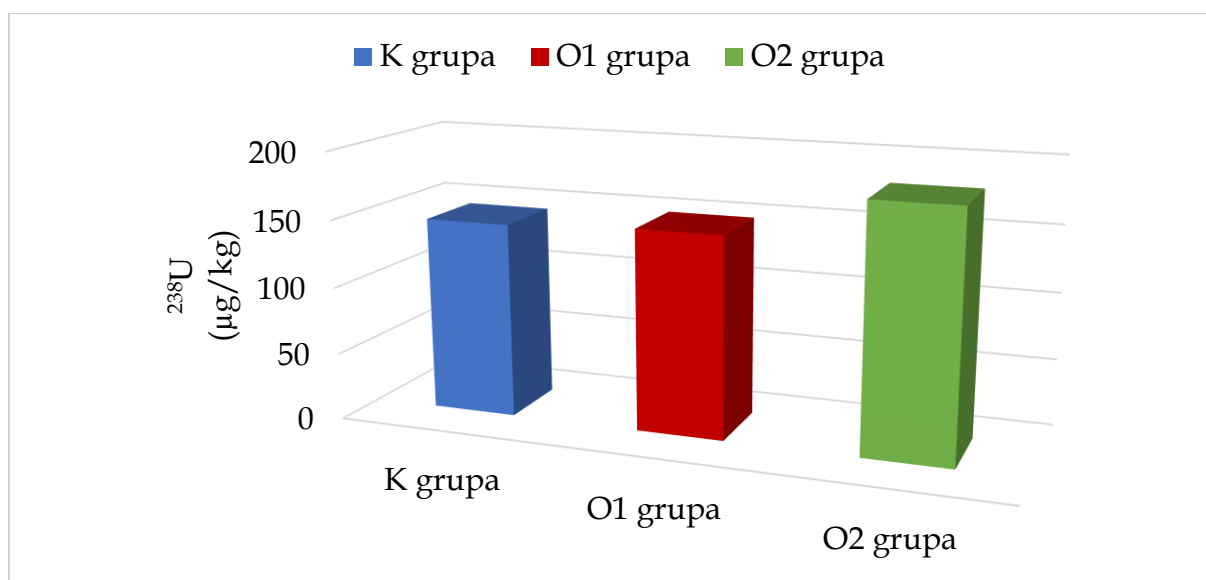
Grafikon 32. Specifična aktivnost ^{40}K (Bq/kg) u kostima svinja oglednih grupa.

U organizmu ljudi kalijum se uglavnom nalazi u mišićnom tkivu, dok je njegov sadržaj u masnom i koštanom tkivu manji (Tolstykh i sar., 2016). Dobijeni rezultati su pokazali da je prosečan sadržaj kalijuma u bubrezima i jetri svinja bio znatno veći nego u kostima.

Analizom kostiju svinja najveća specifična aktivnost ^{238}U (2,2 Bq/kg, odnosno 181,21 $\mu\text{g}/\text{kg}$) utvrđena je kod svinja iz O2 grupe, dok su skoro iste prosečne specifične aktivnosti ovog radionuklida utvrđene u kostima svinja O1 grupe (1,9 Bq/kg, odnosno 149,52 $\mu\text{g}/\text{kg}$) i K grupe (1,8 Bq/kg, odnosno 145,13 $\mu\text{g}/\text{kg}$) (grafikoni 33 i 34). Prosečan sadržaj ^{238}U u kostima se nije statistički razlikovao između oglednih grupa (K, O1 i O2).



Grafikon 33. Specifična aktivnost ^{238}U (Bq/kg) u kostima svinja oglednih grupa.

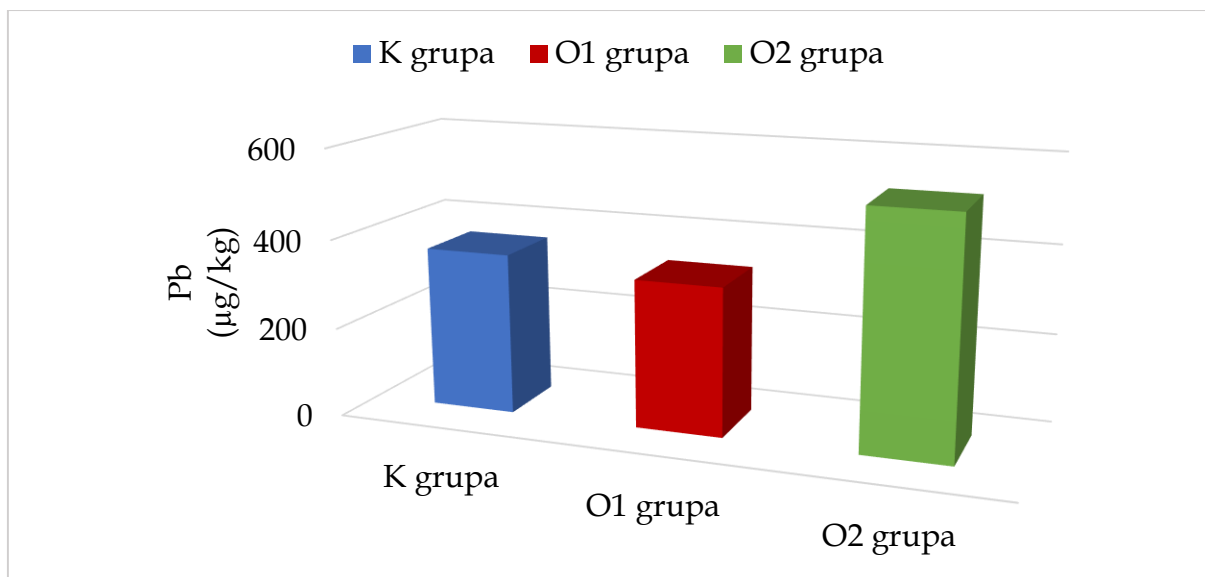


Grafikon 34. Sadržaj ^{238}U ($\mu\text{g}/\text{kg}$) u kostima svinja oglednih grupa.

Dobijeni rezultati su u skladu sa literaturnim podacima koji navode da pri hroničnom unosu uranijuma putem hrane, dolazi do njegove distribucije i akumulacije u kosti i kostnu srž (Arruda-Neto i sar., 2004). Omron i sar. (2019) su u kostima krava utvrdili specifičnu aktivnost ^{238}U od 2,106 Bq/kg do 8,890 Bq/kg, što je veće u odnosu na dobijene rezultate. Linsalata i sar. (1991) su u kostima odraslih svinja utvrdili znatno niži sadržaj ^{238}U (od 37,50 mBq/kg do 178,19 mBq/kg) u odnosu na navedene rezultate, dok se sadržaj ^{226}Ra u kostima odraslih svinja kretao od 223 mBq/kg do 777 mBq/kg, osim na jednoj farmi gde je bio ispod praga detekcije. Ove životinje su držane na otvorenom, te fosfatni aditivi nisu bili sastavni deo ishrane, već je dnevni unos ^{238}U zavisio od količine zemlje koju svinje dnevno unesu zajedno sa hranom, čime se mogu objasniti znatno niže vrednosti sadržaja ^{238}U u kostima.

Hardy i sar. (1969) su ispitivali iskoristivost radijuma iz hrane kod svinja i ovaca i konstatovali da svinje iskorišćavaju samo 0,5% od ukupno unetog radijuma, dok ovce iskorišćavaju 9,2%. Navedeni autori su utvrdili da se kod svinja dnevna akumulacija radijuma povećavala od prvog dana do 42. dana života i od 42. dana do 117. dana, da bi od 117. dana do 177. dana počela da opada pa čak i u potpunosti prestala, što je u skladu sa rezultatima dobijenim u ovoj studiji u kojoj je sadržaj ^{226}Ra bio ispod praga detekcije.

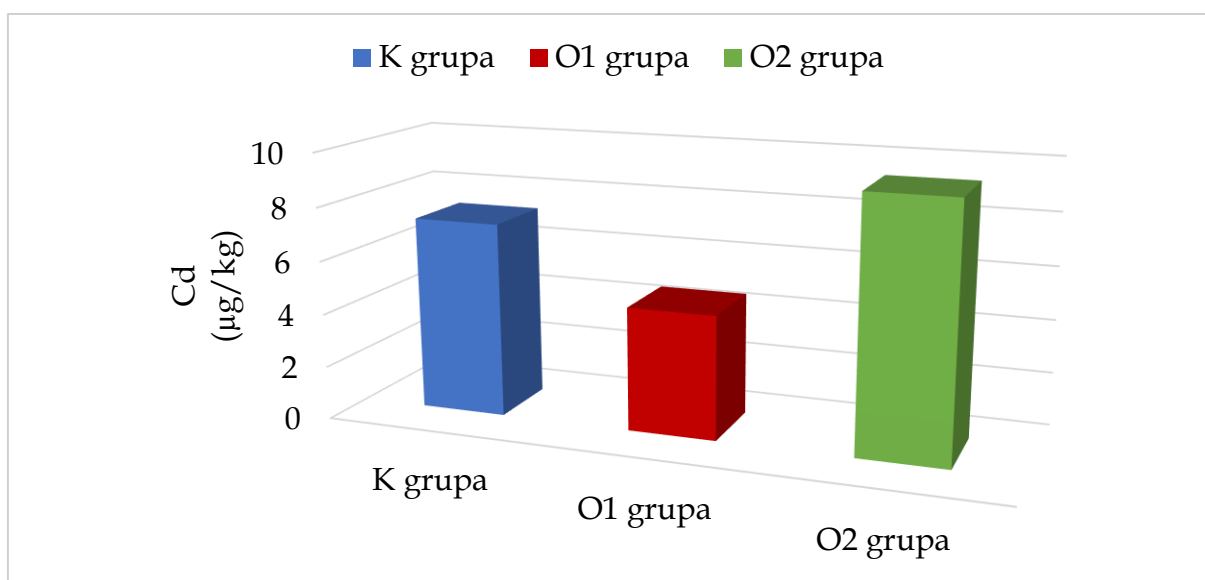
Najveći prosečan sadržaj olova utvrđen u kostima svinja O2 grupe (525,57 $\mu\text{g}/\text{kg}$) bio je 1,5 puta veći u odnosu na prosečan sadržaj olova u kostima svinja K grupe (361,06 $\mu\text{g}/\text{kg}$) i 1,6 puta veći u odnosu na O1 grupu (331,28 $\mu\text{g}/\text{kg}$) (grafikon 35).



Grafikon 35. Sadržaj Pb ($\mu\text{g}/\text{kg}$) u kostima svinja oglednih grupa.

Györi i sar. (2005) su utvrdili znatno niže koncentracije olova ($140 \mu\text{g}/\text{kg}$) u kostima svinja u tovu na teritoriji Mađarske. U kostima divljih veprova Mulero i sar. (2016) su detektovali sadržaj olova od $0,044 \text{ mg}/\text{kg}$ do $1060,066 \text{ mg}/\text{kg}$ (prosečno $0,808 \text{ mg}/\text{kg}$), dok su Rodriguez-Estival i sar. (2013) ustanovili sadržaj od $0,30 \text{ mg}/\text{kg}$ do $2,78 \text{ mg}/\text{kg}$ olova. Utvrđivanjem prisustvu rezidua olova u kostima svinja potvrđen je literaturni podatak da se ovaj toksični element deponuje u mineralizujuća tkiva kao što su kosti i zubi (Verbeeck i sar., 1981; Norimatsu i Talmage, 1979).

Analizom uzoraka kostiju svinja najniži prosečan sadržaj rezidua kadmijuma utvrđen u O1 grupi ($4,63 \mu\text{g}/\text{kg}$) bio je 1,6 puta manji u odnosu na K grupu ($7,30 \mu\text{g}/\text{kg}$) i dva puta manji u odnosu na O2 grupu ($9,38 \mu\text{g}/\text{kg}$) (grafikon 36).

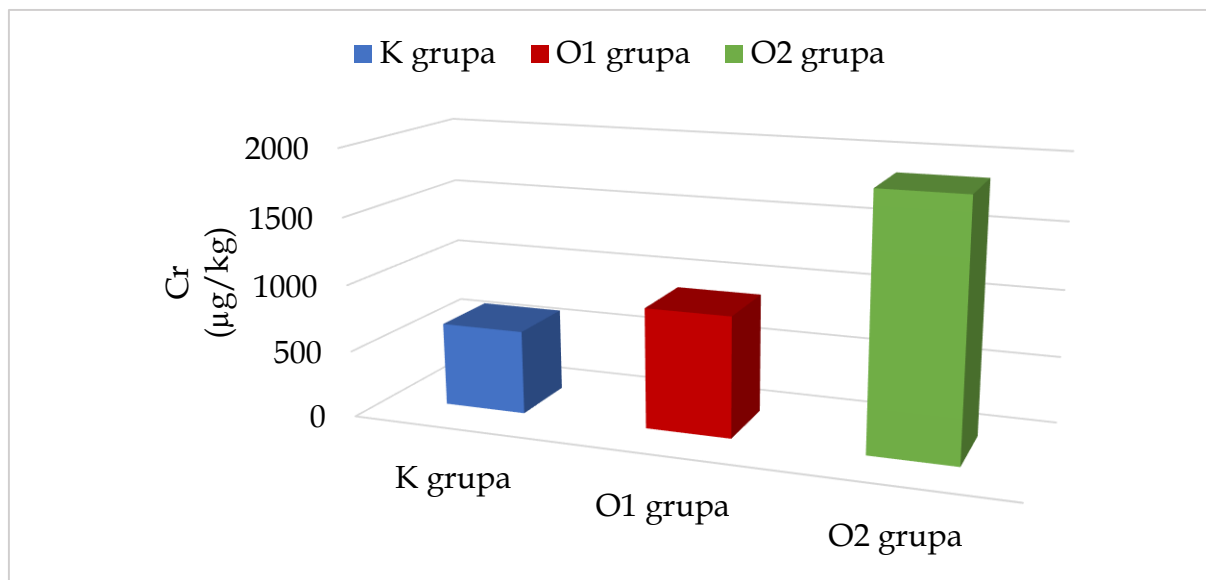


Grafikon 36. Sadržaj Cd ($\mu\text{g}/\text{kg}$) u kostima svinja oglednih grupa.

Slične rezultate su objavili Györi i sar. (2005) koji su u kostima tovnih svinja, na području Mađarske, utvrdili koncentraciju kadmijuma od $6 \mu\text{g}/\text{kg}$. Toksični element kadmijum se u organizmu akumulira čak i kada je u obrocima prisutan u niskim koncentracijama (NRC,

2005). Za razliku od tovnih svinja istraživanja su pokazala da je sadržaj kadmijuma u kostima divljih veprova značajno veći i kreće se u opsegu od 3 $\mu\text{g}/\text{kg}$ do 15 $\mu\text{g}/\text{kg}$ (Kuiters, 1996; Rodriguez-Estival i sar. 2011).

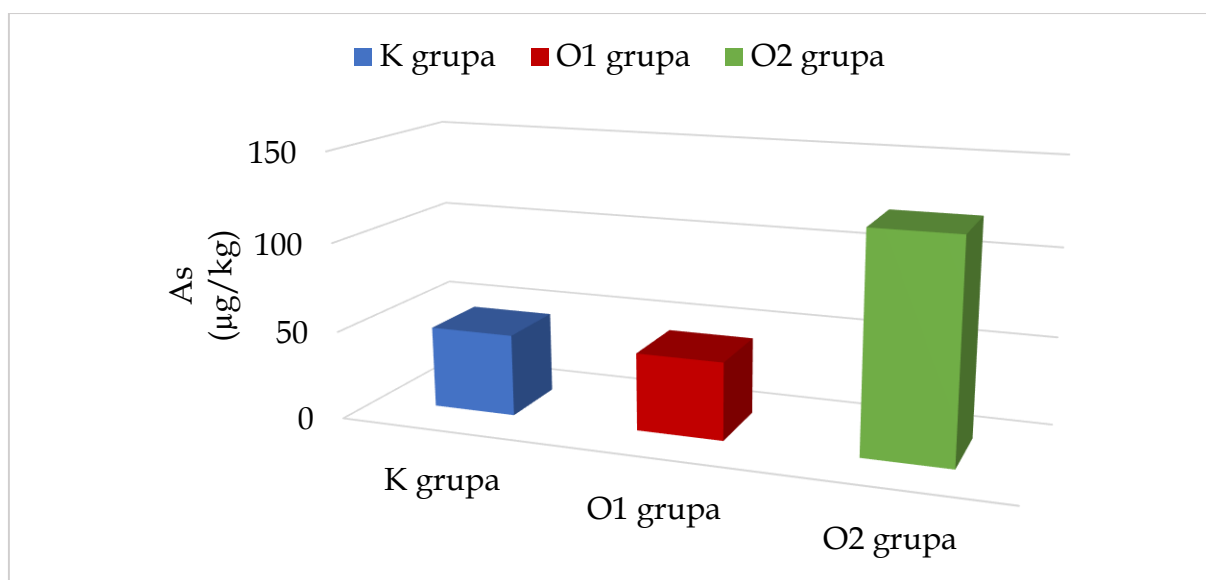
Najzastupljeniji toksični element u kostima svinja bio je hrom. Sadržaj hroma je u kostima svinja O2 grupe (1862,52 $\mu\text{g}/\text{kg}$) bio veći 2,9 puta u odnosu na K grupu (627,96 $\mu\text{g}/\text{kg}$) i 2,1 puta veći u odnosu na O1 grupu (898,56 $\mu\text{g}/\text{kg}$) (grafikon 37).



Grafikon 37. Sadržaj Cr ($\mu\text{g}/\text{kg}$) u kostima svinja oglednih grupa.

Yu i sar. (2018) su u kostima svinja utvrdili niži prosečan sadržaj hroma (580 $\mu\text{g}/\text{kg}$), dok Hirayama i sar. (2011) navode da je u femuru pacova starih 17 nedelja prosečna koncentracija hroma 1400 $\mu\text{g}/\text{kg}$. Hrom se iz krvi vrlo brzo resorbuje u kosti (Brodziak-Dopierała i sar., 2015) i ugrađuje u koštanu strukturu tokom procesa remodelovanja (O'Flaherty, 1996). Kod ljudi je utvrđeno da konzumiranje hrane bogate hromom dovodi do akumulacije ovog elementa u tkivima i kostima (Brodziak-Dopierała i sar., 2015). Rezultati dobijeni u ovoj studiji su pokazali da se nivo hroma u kostima povećavao sa porastom sadržaj hroma u smešama za ishranu svinja oglednih grupa (K, O1 i O2).

Približno isti prosečan sadržaj arsena utvrđen je u kostima svinja K grupe (46,28 $\mu\text{g}/\text{kg}$) i O1 grupe (43,69 $\mu\text{g}/\text{kg}$), dok je skoro tri puta veći sadržaj detektovan u kostima svinja O2 grupe (121,71 $\mu\text{g}/\text{kg}$) (grafikon 38).



Grafikon 38. Sadržaj As ($\mu\text{g}/\text{kg}$) u kostima svinja oglednih grupa.

Znatno veće koncentracije arsena u kostima svinja ($270 \mu\text{g}/\text{kg}$) ustanovili su Yu i sar. (2018) od čega je najveći deo pripadao neorganskom obliku petovalentnog arsena (As^{5+}). Hemijsko ponašanje arsena je vrlo slično fosforu (Strawn, 2018), te se u ovom obliku akumulira u kostima zamenjujući ga u hidroksiapatitu (Lindgren i sar., 1982).

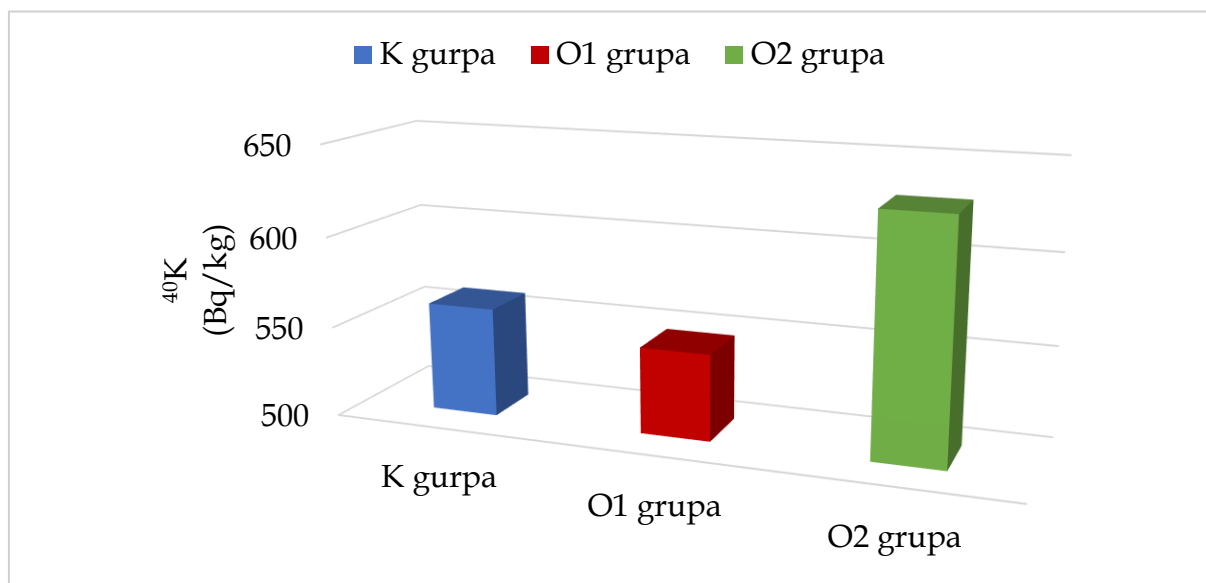
Kost je vezivno tkivo sa mineralizovanim međucelijskim matriksom, a tvrdoću mu obezbeđuje kalcijum fosfat istaložen u formi kristala hidroksiapatita (Anđelković i sar., 2002). Kao dinamično tkivo kost se neprestano preuređuje tokom života, te jone kalcijuma u hidroksiapatitu može da zameni veliki broj metala zbog čega se oni i mogu detektovati u kostima (Rodríguez i Mandalunis, 2018). Toksični elementi utiču na skoro sve sisteme organa uključujući i skeletni. Zbog dugog perioda regeneracije, kosti se mogu koristiti kao biomarkeri dugoročne akumulacije toksičnih elemenata usled izloženosti iz životne sredine (Brodziak-Dopierała i sar., 2009).

Rezultati sprovedenog istraživanja su pokazali da se pri dugotrajnom unosu niskih koncentracija ^{40}K , ^{238}U , olovo, kadmijum, hrom i arsen akumuliraju u kostima. Na osnovu dobijenih rezultata može se zapaziti da je prosečan sadržaj toksičnih elemenata u kostima svinja bio u sledećem nizu: $\text{Cr} > \text{Pb} > ^{238}\text{U} > \text{As} > \text{Cd}$. U kostima životinja O2 grupe detektovan je najveći sadržaj rezidua ispitivanih toksičnih elemenata u odnosu na K i O1 grupe, s' tim da nisu ustanovljene statistički značajne razlike u prosečnom sadržaju ^{238}U između oglednih grupa i prosečnom sadržaju kadmijuma između O2 i K grupa. Glavni problem kod akumulacije ovih elemenata u kostima životinja je što su ^{238}U , kadmijum, hrom i arsen toksični za koštane ćelije čak i u niskim koncentracijama (Arruda-Netto i sar., 2004; Rodríguez i Mandalunis, 2018).

6.4.5. Rezidue prirodnih radionuklida i toksičnih elemenata u fecesu

U analiziranim uzorcima fecesa svinja iz sve tri ogledne grupe detektovano je prisustvo svih ispitivanih radionuklida (^{40}K , ^{238}U i ^{226}Ra) i toksičnih elemenata (^{238}U , Pb, Cd, Cr i As).

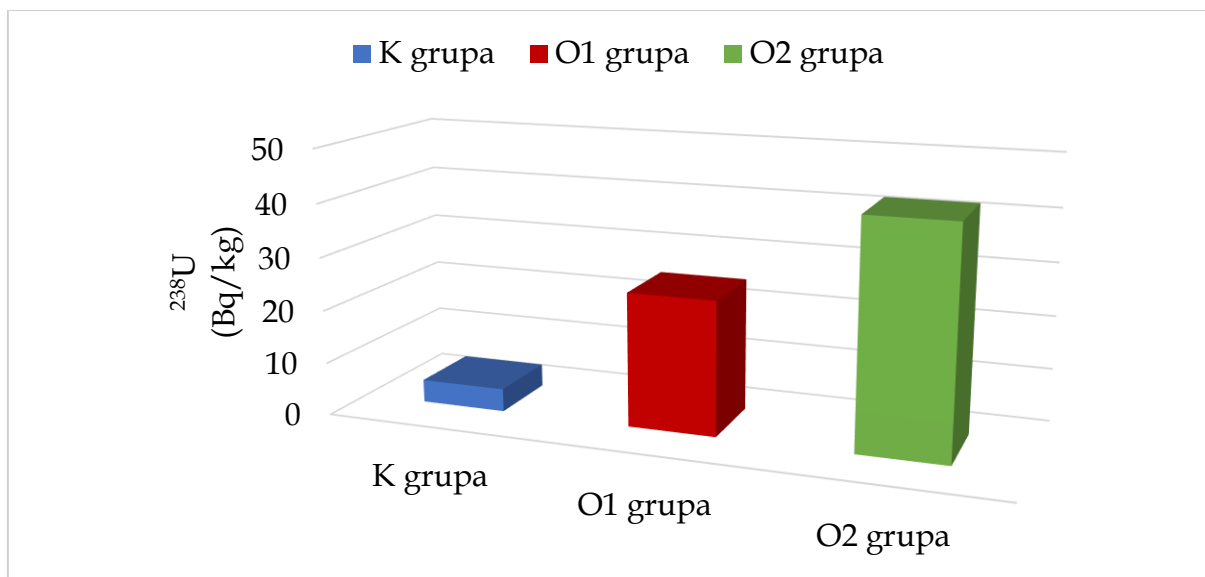
Najveći prosečan sadržaj ^{40}K detektovan je u fecesu svinja O2 grupe (629,7 Bq/kg), a najmanji u fecesu svinja O1 grupe (547,3 Bq/kg). U fecesu svinja K grupe utvrđena je prosečna specifična aktivnost ^{40}K od 560,1 Bq/kg (grafikon 39).



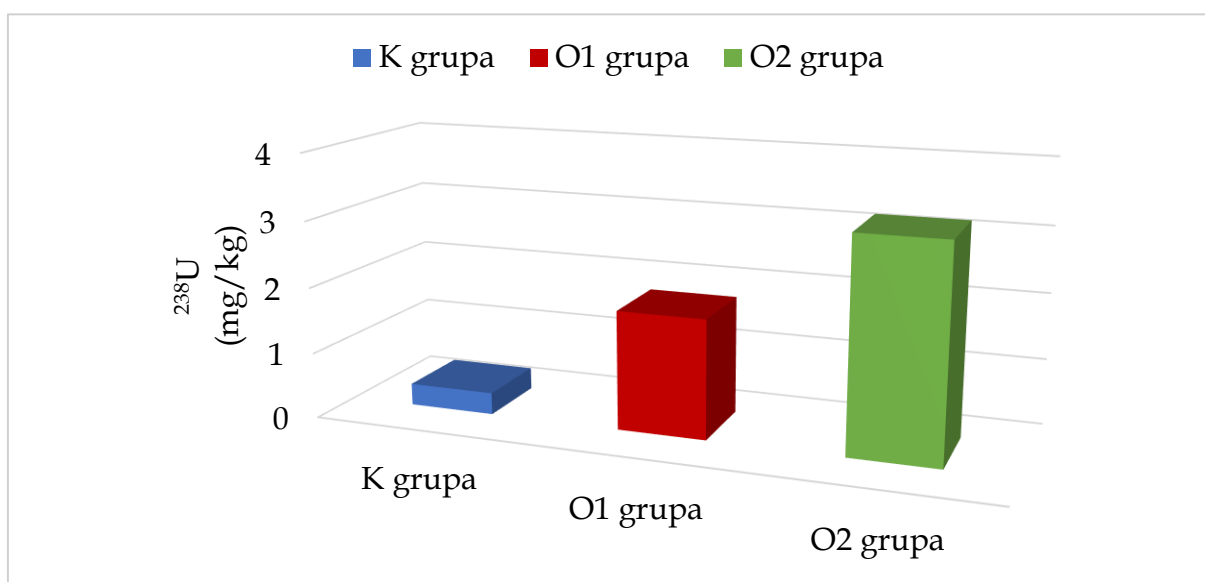
Grafikon 39. Specifična aktivnost ^{40}K (Bq/kg) u fecesu svinja oglednih grupa.

Literaturni podaci ukazuju da je u fecesu ovaca (227,31 Bq/kg) i krava (284,5 Bq/kg) (Alharbi i sar., 2013) sadržaj ^{40}K niži u odnosu na svinje, što se može objasniti različitim dnevnim potrebama ovih životinja za kalijumom. Najveće dnevne potrebe za kalijumom imaju preživari (ovce od 5 g/kg do 8 g/kg i goveda 3,4 g/kg do 10 g/kg) (NRC, 2001), kod kojih se samo 13% od ukupno unetog kalijuma izlučuje iz organizma fecesom (Ward, 1966). U odnosu na druge životinjske vrste, svinje imaju najmanje dnevne potrebe za kalijumom (od 1,5 g/kg do 3 g/kg) (NRC, 2001) i u normalnim uslovima 70% do 95% se izlučuje iz organizma fecesom (Kornegay i sar., 1997).

Prosečan sadržaj ^{238}U u fecesu svinja O2 grupe (42,3 Bq/kg, odnosno 3,25 mg/kg) je bio veći 1,7 puta u odnosu na O1 grupu (25,2 Bq/kg, odnosno 1,83 mg/kg) i 9,8 puta veći u odnosu na K grupu (4,3 Bq/kg, odnosno 0,33 mg/kg) (grafikon 40 i 41).



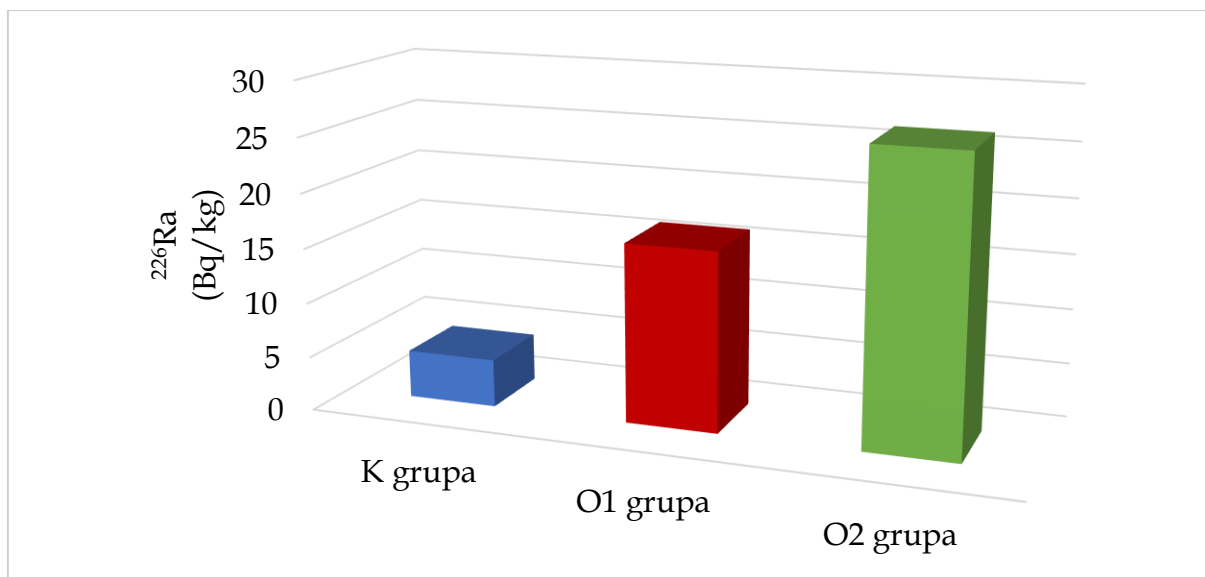
Grafikon 40. Specifična aktivnost ^{238}U (Bq/kg) u fecesu svinja oglednih grupa.



Grafikon 41. Sadržaj ^{238}U (mg/kg) u fecesu svinja oglednih grupa.

Ispitivanjem prisustva teških metala u stajskom đubrivu u Švedskoj, Eriksson (2001) je utvrdio da se sadržaj uranijuma u fecesu svinja kretao od 1,5 mg/kg do 3,4 mg/kg (18,5 Bq/kg do 41,9 Bq/kg), što je slično navedenim rezultatima, dok je u fecesu krava sadržaj uranijuma bio znatno niži od 0,12 mg/kg do 0,40 mg/kg (1,5 do 4,9 Bq/kg). Slične rezultate su publikovali i Sheppard i Sanipelli (2012) koji su utvrdili da je sadržaj uranijuma u fecesu odlučene prasadi 1,18 mg/kg (14,5 Bq/kg), prasadi u porastu 6,08 mg/kg (75,09 Bq/kg), dok su u fecesu krmača utvrdili sadržaj ^{238}U od 2,66 mg/kg (32,85 Bq/kg).

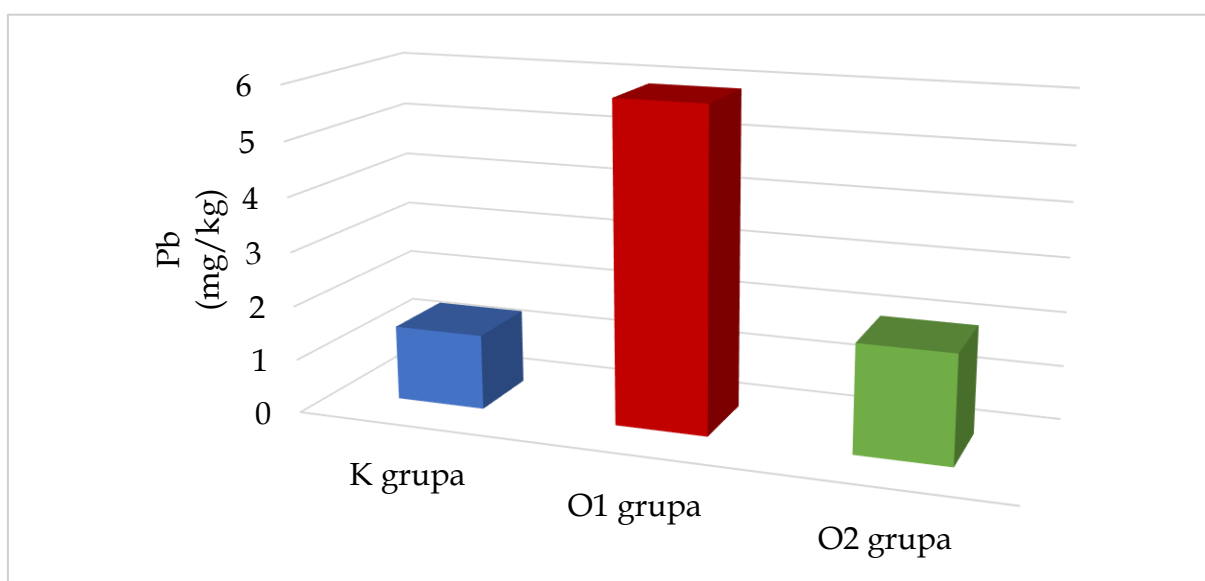
Najniži prosečan sadržaj ^{226}Ra detektovan u fecesu svinja K grupe (4,4 Bq/kg), bio je 3,7 puta manji u odnosu na O1 grupu (16,4 Bq/kg) i šest puta manji u odnosu na O2 grupu (26,5 Bq/kg) (grafikon 42).



Grafikon 42. Specifična aktivnost ^{226}Ra (Bq/kg) u fecesu svinja oglednih grupa.

Nasuprot dobijenim rezultatima El-Taher i Althoyaib, (2012) su utvrdili znatno veći prosečan sadržaj ^{226}Ra u fecesu ovaca (51,22 Bq/kg), krava (28,87 Bq/kg) i kokošaka (48,85 Bq/kg). Slične rezultate su dobili i Abbady i sar. (2004) koji su utvrdili da se specifična aktivnost ovog radionuklida u fecesu krava kreće od 21 Bq/kg do 58,1 Bq/kg, ovaca od 28,8 Bq/kg do 51 Bq/kg i kokošaka od 34,7 Bq/kg do 47 Bq/kg. Na osnovu literaturnih podataka i dobijenih rezultata može se uvideti da sadržaj ^{226}Ra u fecesu životinja značajno varira što prvenstveno zavisi od dnevnog unosa ovog radionuklida i stepena resorpcije iz digestivnog trakta. Razlike u sadržaju ne samo ^{238}U i ^{226}Ra , već i drugih metala u fecesu životinja, nastaju prvenstveno zbog razlika u ishrani i potreba životinja za mineralnim materijama (Eriksson, 2001).

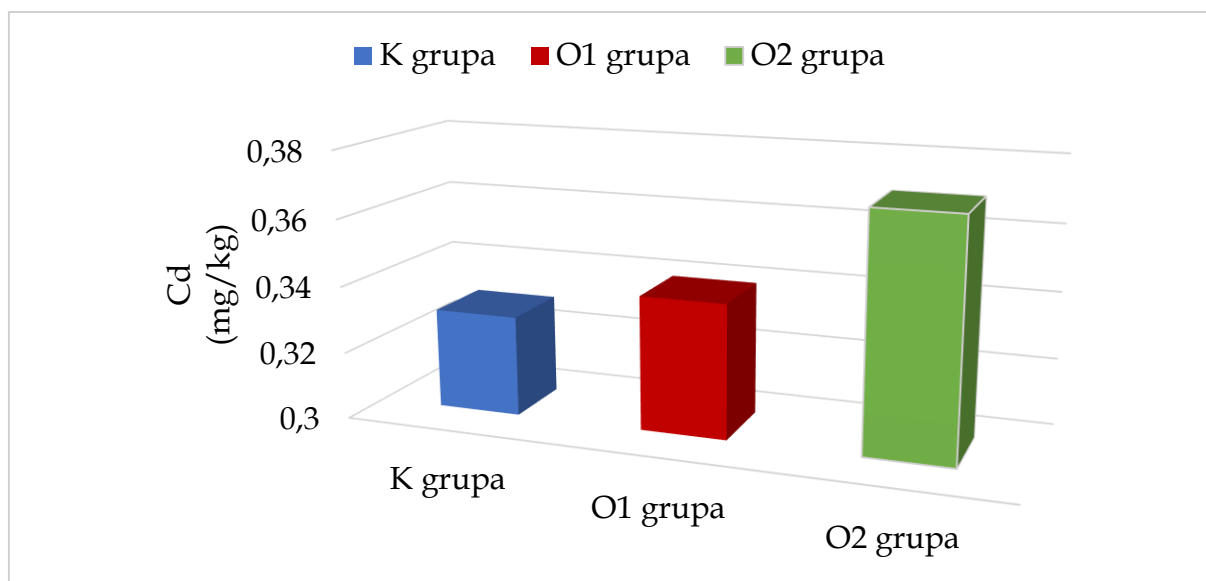
Prosečan sadržaj olova u fecesu svinja O1 grupe (5,88 mg/kg) bio je tri puta veći u odnosu na O2 grupu (1,99 mg/kg) i 4,2 puta veći u odnosu na K grupu (1,39 mg/kg) (grafikon 43).



Grafikon 43. Sadržaj Pb (mg/kg) u fecesu svinja oglednih grupa.

Prema literaturnim podacima sadržaj olova u fecesu svinja se može kretati od vrednosti ispod limita kvantifikacije do 26,7 mg/kg (Nicholson i sar., 1999; Zhang i sar., 2012; Hölzel i sar., 2012), što je u saglasnosti sa rezultatima dobijenim u ovoj studiji. Sadržaj toksičnih elemenata u fecesu svinja, ali i drugih životinjskih vrsta, je odraz prisustva tih elemenata u hrani i efikasnosti konverzije hrane (Nicholson i sar., 1999; Zhang i sar., 2012). Utvrđivanjem prisustva olova u fecesu može se potvrditi da je ovaj toksičan element bio prisutan u smešama za ishranu svinja oglednih grupa (K, O1 i O2).

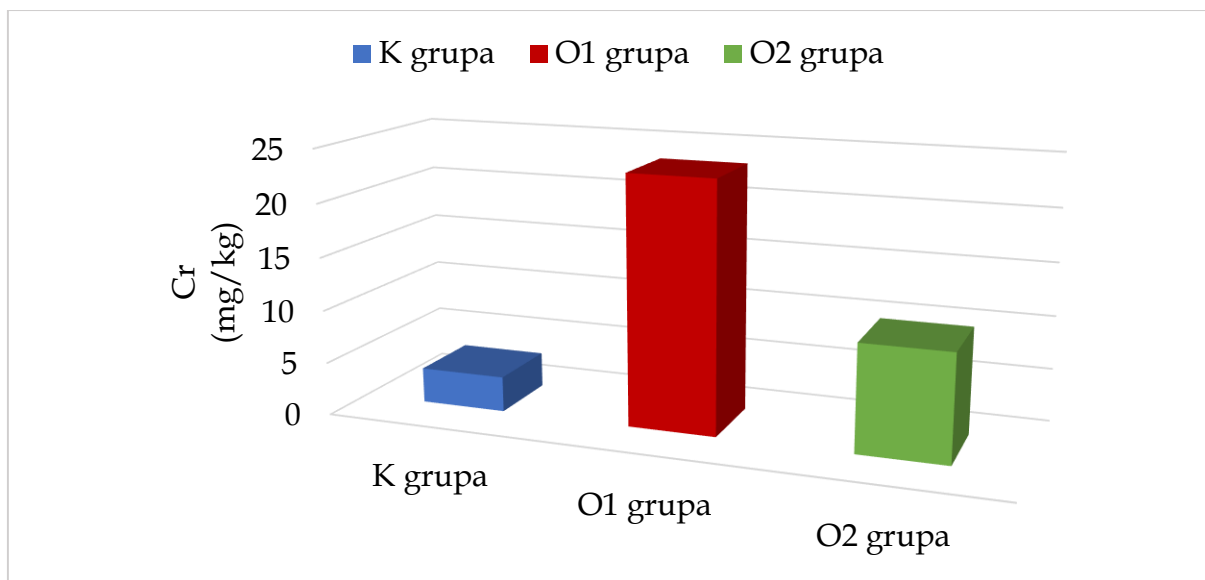
Prosečan sadržaj kadmijuma utvrđen u fecesu svinja bio je približno isti u sve tri ogledne grupe (0,33 mg/kg K grupa, 0,34 mg/kg O1 grupa i 0,37 mg/kg O2 grupa), nisu uočene statistički značajne razlike između oglednih grupa (K, O1 i O2) (grafikon 44).



Grafikon 44. Sadržaj Cd (mg/kg) u fecesu svinja oglednih grupa.

Zhang i sar. (2012) su utvrdili da se pri ishrani smešama gde se sadržaj kadmijuma kreće u koncentracijama od ispod limita kvantifikacije do 0,85 mg/kg u fecesu tovnih svinja može detektovati nivo kadmijuma u rasponu od ispod limita kvantifikacije do 0,35 mg/kg, što je u skladu sa rezultatima dobijenim u ovoj studiji. Pored toga i drugi literaturni podaci ukazuju da se sadržaj kadmijuma u fecesu svinja može kretati od 0,19 mg/kg do 0,39 mg/kg (Nicholson i sar., 1999; Lindén i sar. 2001; Hölzel i sar., 2012). Da bi se smanjio unos kadmijuma u organizam životinja, a samim tim i njegov sadržaj u fecesu, neophodna je redovna kontrola hrane za životinje.

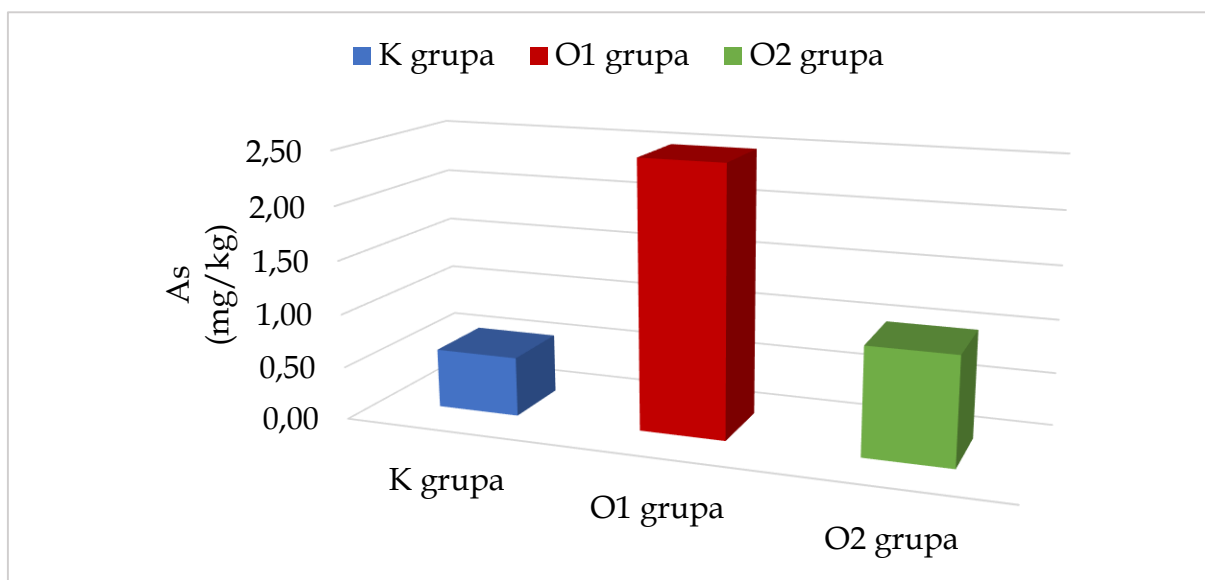
Najveći prosečan sadržaj hroma detektovan u fecesu svinja O1 grupe (23,41 mg/kg), bio je 2,3 puta veći u odnosu na O2 grupu (10,06 mg/kg) i sedam puta veći u odnosu na prosečan sadržaj hroma u fecesu svinja K grupe (3,31 mg/kg) (grafikon 45).



Grafikon 45. Sadržaj Cr (mg/kg) u fecesu svinja oglednih grupa.

Znatno niži prosečan sadržaj hroma u fecesu svinja (2,82 mg/kg) u odnosu na navedene rezultate utvrdili su Nicholson i sar. (1999). U istraživanju koje su sproveli Zhang i sar. (2012) utvrđeno je da se sadržaj hroma u fecesu svinja kreće od ispod limita kvantifikacije do 43,45 mg/kg, što je u saglasnosti sa rezultatima u ovoj doktorskoj disertaciji. Wang i sar. (2013) su istakli da se pri ishrani smešama gde je prosečan sadržaj hroma manji od 10 mg/kg (od 0,9 mg/kg do 199,9 mg/kg) njegov sadržaj u fecesu kreće od 1,0 mg/kg do 802,4 mg/kg.

Prosečan sadržaj arsena utvrđen u fecesu svinja K grupe (0,56 mg/kg), bio je 1,8 puta manji u odnosu na O2 grupu (1,01 mg/kg) i 4,4 puta manji u odnosu na O1 grupu (2,49 mg/kg) (grafikon 46).



Grafikon 46. Sadržaj As (mg/kg) u fecesu svinja oglednih grupa.

Navedeni rezultati su u saglasnosti sa podacima drugih autora. Zhang i sar. (2012) koji su utvrdili da se pri ishrani svinja smešama koje sadrže od 20 µg/kg do 13030 µg/kg arsena njegov nivo u fecesu kretao od 0,61 do 33,48 mg/kg. Sager (2007) je u fecesu svinja utvrdio

prosečan sadržaj arsena od 0,88 mg/kg, dok su Nicholson i sar. (1999) utvrdili da se sadržaj ovog toksičnog elementa u fecesu svinja kretao od manje od 0,1 mg/kg do 6,7 mg/kg.

Životinjski izmet je zapravo mešavina urina i fekalija i sastoji se od svarenih ali ne resorbovanih sastojaka hrane, teže svarljivih sastojaka hrane, nesvarenih delova hrane, bakterija i njihovih proizvoda, kao i ekskrecionih proizvoda digestivnih žlezda. Pored toga životinjski feces može sadržati i delove postelje, odbačene hrane, vodu i zemlju što uveliko zavisi od životinjske vrste i načina držanja (Stojić, 2004; He i sar. 2016). Prisustvo rezidua radionuklida i toksičnih elemenata u fecesu je odraz njihovog prisustva u hrani i efikasnosti konverzije hrane (Nicholson i sar., 1999; Zhang i sar. 2012). Nakon ingestije radionuklida i toksičnih elemenata deo, od ukupno unete količine, se resorbuje iz digestivnog trakta u različitom procentu, dok se najveći deo izluči iz organizma putem fecesa. Posle resorpcije i prelaska u krv, ovi elementi se delom raznose po organizmu i deponuju u unutrašnje organe, kao što su jetra, bubrezi i kosti, a deo se svakodnevno izlučuje iz organizma putem fecesa i urina. Lindén i sar. (2003) i Tomović i sar. (2011) su na primeru kadmijuma pokazali da sadržaj ovog elementa nije isti u unutrašnjim organima životinja koje pripadaju istoj genetičkoj liniji na istoj farmi, hrane se istom hranom i šalju na klanje u isto vreme, odnosno da je stepen resorpcije, akumulacije i eliminacije iz organizma individualan. Prisustvo prirodnih radionuklida i toksičnih elemenata u životinjskom fecesu predstavlja potencijalnu opasnost po životnu sredinu. Upotrebom životinjskog fecesa kao stajskog đubriva, radionuklidi i toksični elementi dospevaju u životnu sredinu gde se omogućava akumulacija ovih polutanata u zemljištu. Radionuklidi i toksični elementi potom mogu dospeti do podzemnih voda, biti resorbovani od strane biljaka i na taj način se uključiti u lanac hrane i dovesti do ispoljavanja štetnih zdravstvenih, odnosno toksičnih efekata kod ljudi i životinja (Hejna i sar., 2019). Rezultati dobijeni u ovoj doktorskoj disertaciji podržavaju studiju koju su sprovedeli Zhang i sar. (2012) u kojoj je utvrđeno da je sadržaj radionuklida i toksičnih elemenata u fecesu odraz njihovog prisustva u hrani i efikasnosti konverzije hrane.

Na osnovu dobijenih rezultata može se zapaziti da je prosečan sadržaj toksičnih elemenata u fecesu svinja bio u sledećem nizu: Cr > Pb > ²³⁸U > As > Cd. U fecesu životinja O2 grupe detektovan je najveći prosečan sadržaj ²³⁸U, dok je najveći prosečan sadržaj olova, hroma i arsena detektovan u fecesu svinja O1 grupe. Zapaža se da u fecesu svinja nije došlo do srazmernog rasta sadržaja olova, kadmijuma, hroma i arsena u poređenju sa porastom zastupljenosti ovih elemenata u smešama. Pored toga može se uočiti da je prosečan sadržaj kadmijuma u fecesu svinja oglednih grupa bio skoro dvostruko manji u odnosu na utvrđen prosečan sadržaj u bubrežima (tabela 13), što ukazuje na veći stepen eliminacije kadmijuma iz organizma putem urina.

Ispitivanjem prisustva rezidua prirodnih radionuklida i toksičnih elemenata u biološkom materijalu svinja oglednih grupa (krv, jetra, bubrezi, kosti i feces) utvrđeno je da se ovi elementi akumuliraju u unutrašnjim organima čak i kada su u nižim koncentracijama zastupljeni u dnevnom obroku. Najveći deo od ukupne količine unetih radionuklida i toksičnih elemenata se izlučuje iz organizma putem fecesa koji posledično može predstavljati izvor ovih polutanata za životnu sredinu ukoliko se upotrebljava kao đubrivo na obradivim zemljištima. Moglo bi se reći da zastupljenost radionuklida i toksičnih elemenata, kako u organima tako i kostima životinja, zavisi od jedinke do jedinke, kao što je dokazano u slučaju kadmijuma (Tomović i sar., 2011, Lindén i sar, 2003) i da se tačan sadržaj ovih polutanata nikada sa sigurnošću ne može predvideti. Jedini način da se rizik

od pojave nedozvoljenih koncentracija ispitivanih elemenata u unutrašnjim organima, kostima i fecesu svinja i drugih životinjskih vrsta spreči je redovna kontrola hrane za životinje.

6.5. Zdravstveno stanje i proizvodni rezultati svinja u tovu

Unošenjem i iskorišćavanjem hrane, životinje zadovoljavaju svoje potrebe u energiji. Obroci pored hranljivih materija sadrže i mineralne soli, vitamine i vodu koji su esencijalni za normalan razvoj i zdravstveno stanje životinje (Stojić, 2004). Prisustvo radionuklida i toksičnih elemenata u životnoj sredini, odnosno kontaminacija zemljišta, vode i vazduha može uticati na životinje i njihovo zdravstveno stanje.

Analizom fosfatnog aditiva (monokalcijum fosfata) i smeša u ovoj doktorskoj disertaciji utvrđeno je da hrana za životinje može sadržati radionuklide i toksične elemente, koji potencijalno mogu imati štetan uticaj na rast i zdravstveno stanje životinja.

Tokom celog oglednog perioda (110 dana) nije zabeleženo ispoljavanje kliničkih znakova oboljenja kod svinja u tovu. Životinje sve tri ogledne grupe su bile živahnog temperamenta i zdravog izgleda, sa očuvanim apetitom i uobičajeno formiranim fecesom. Mortalitet nije zabeležen ni u jednoj od tri ogledne grupe. Nisu uočene statistički značajne razlike u telesnoj masi, ukupnom i dnevnom prirastu svinja oglednih grupa tokom trajanja ogleda. Može se zaključiti da prirodni radionuklidi (^{40}K , ^{238}U i ^{226}Ra) i toksični elementi (Pb, Cd, Cr, i As) u smešama nisu imali vidljiv uticaj na zdravstveno stanje svinja oglednih grupa (K, O1 i O2) niti na proizvodne rezultate.

7. ZAKLJUČCI

Na osnovu dobijenih rezultata tokom izrade ove doktorske disertacije mogu se izvesti sledeći zaključci:

1. Najmanja prosečna specifična aktivnost ^{40}K utvrđena je u uzorku monokalcijum fosfata iz domaće proizvodnje koji je dodavan u smeše za ishranu svinja ogledne 2 (O2) grupe, što je bilo statistički značajno manje ($p < 0,001$) u odnosu na prosečnu specifičnu aktivnost ^{40}K u uzorcima monokalcijum fosfata koji su korišćeni u ishrani svinja kontrolne (K) i ogledne 1 (O1) grupe. U uzorku monokalcijum fosfata O2 grupe detektovan je najveći prosečan sadržaj ^{238}U , ^{226}Ra , Cd, Cr i As, koji je bio statistički veći ($p < 0,001$) u odnosu na prosečan sadržaj ovih elemenata utvrđen u uzorcima monokalcijum fosfata O1 i K grupe svinja.
2. Dodavanje monokalcijum fosfata iz domaće proizvodnje u smešu za ishranu svinja O2 grupe rezultiralo je najvećim prosečnim sadržajem ^{238}U , ^{226}Ra , Pb, Cr i As koji je bio statistički značajno veći ($p < 0,001$) u odnosu na prosečan sadržaj ovih elemenata u smeši za ishranu svinja u koju je dodavan monokalcijum fosfat poreklom iz Rusije (K grupa), s'tim da je prosečna specifična aktivnost ^{226}Ra u smešama za ishranu svinja K grupe bila ispod praga detekcije.
3. Najveća prosečna specifična aktivnost ^{40}K kao i najveći prosečan sadržaj Cd detektovani su u smeši za ishranu svinja O1 grupe i bili su statistički veći ($p < 0,01$) u odnosu na prosečnu specifičnu aktivnost ^{40}K u smeši za ishranu svinja K grupe, odnosno statistički veći ($p < 0,001$) u odnosu na prosečan sadržaj Cd utvrđen u smeši za ishranu svinja K i O2 grupe.
4. U krvi svinja sve tri ogledne grupe hranjenih smešama sa dodatkom monokalcijum fosfata različitog porekla nisu utvrđene razlike u prosečnom sadržaju ^{40}K , Pb i Cd, dok je sadržaj ^{238}U , ^{226}Ra , Cr i As bio ispod praga detekcije, odnosno limita kvantifikacije.
5. Korišćenje monokalcijum fosfata poreklom iz Rusije (K grupa) doprinelo je najvećem prosečnom sadržaja Pb, Cd i Cr u jetri svinja koji je bio statistički veći ($p < 0,05$) u odnosu na prosečan sadržaj Pb i Cd u jetri svinja O2 grupe, odnosno Cr ($p < 0,001$) u jetri svinja O1 i O2 grupe.
6. Najveći prosečan sadržaj ^{238}U detektovan je u jetri svinja hranjenih smešom sa monokalcijum fosfatom iz domaće proizvodnje (O2 grupa) i bio je statistički veći ($p < 0,001$) u odnosu na utvrđen prosečan sadržaj ^{238}U u jetri svinja O1 grupe, dok je u jetri svinja K grupe sadržaj ^{238}U bio ispod limita kvantifikacije. Najveća prosečna specifična aktivnost ^{40}K detektovana je u jetri svinja O1 grupe i bila je statistički veća ($p < 0,01$) u odnosu na K grupu.
7. Najmanji prosečan sadržaj ^{238}U utvrđen je u bubrezima svinja K grupe i bio je statistički manji u odnosu na prosečan sadržaj ^{238}U u bubrezima svinja O1 ($p < 0,05$) i O2 ($p < 0,001$) grupe. U bubrezima svinja O1 grupe utvrđen je najmanji prosečan sadržaj Pb i As koji je bio statistički manji ($p < 0,001$) u odnosu na prosečan sadržaj ovih elemenata u bubrezima svinja hranjenih monokalcijum fosfatom iz uvoza (K grupa) i monokalcijum fosfatom iz domaće proizvodnje (O2 grupa $p < 0,01$ Pb i $p < 0,001$ As). Nisu utvrđene razlike ($p > 0,05$) u prosečnom sadržaju ^{40}K i Cd u ispitivanim uzorcima bubrega svinja oglednih grupa, dok je sadržaj ^{226}Ra i Cr bio ispod praga detekcije, odnosno limita kvantifikacije.

8. Prosečan sadržaj Pb, Cr i As bio je veći ($p < 0,001$) u kostima svinja hranjenih smešama sa monokalcijum fosfatom iz domaće proizvodnje (O2) u odnosu na prosečan sadržaj ovih elemenata utvrđen u kostima svinja K i O1 grupe. Najmanji prosečan sadržaj Cd detektovan je u kostima svinja O1 grupe i bio je statistički manji ($p < 0,01$) u odnosu na prosečan sadržaj Cd u kostima svinja O2 grupe. Statističke razlike u prosečnom sadržaju ^{238}U u kostima svinja oglednih grupa nisu tvrđene ($p > 0,05$).
9. U fecesu svinja hranjenih smešom sa dodatkom monokalcijum fosfata iz domaće proizvodnje (O2 grupa) utvrđena je najveća prosečna specifična aktivnost ^{40}K , ^{238}U i ^{226}Ra i bila je statistički značajno veća ($p < 0,001$) u odnosu na prosečnu specifičnu aktivnost ovih radionuklida u fecesu svinja K i O1 grupe. Najveći prosečan sadržaj Pb, Cr i As utvrđen je u fecesu svinja O1 grupe i bio je statistički veći ($p < 0,001$) u odnosu na prosečan sadržaj ovih elemenata u fecesu svinja hranjenih smešama sa dodatkom monokalcijum fosfata iz uvoza (K grupa) i iz domaće proizvodnje (O2 grupa). Nisu utvrđene razlike ($p > 0,05$) u prosečnom sadržaju Cd u fecesu oglednih grupa svinja.
10. Nije utvrđena razlika ($p > 0,05$) između prosečnih telesnih masa ispitivanih grupa svinja svih petnaest nedelja ogleđa kao i na dan klanja. Takođe nisu utvrđene razlike ($p > 0,05$) između prosečnog ukupnog prirasta, odnosno prosečnog dnevnog prirasta ispitivanih grupa svinja.
11. Prosečna specifična aktivnost ^{238}U u uzorcima monokalcijum fosfata za ishranu svinja O1 i O2 grupa bila je iznad zakonom dozvoljenih granica za razliku od monokalcijum fosfata proizvedenog u Rusiji (K grupa) gde je prosečna specifična aktivnost ^{238}U bila u zakonskim okvirima. U svim ispitivanim uzorcima monokalcijum fosfata prosečna specifična aktivnost ^{226}Ra je bila ispod zakonom dozvoljenih granica.
12. U smešama za ishranu tovnih svinja sve tri ogledne grupe prosečna specifična aktivnost ^{238}U je bila ispod zakonom dozvoljenih granica, za razliku od prosečne specifične aktivnosti ^{226}Ra za koji je utvrđena veća specifična aktivnost u smešama za ishranu svinja u tovu O1 i O2 grupe što ukazuje na dodatni izvor ^{226}Ra iz drugih hraniva u smeši.
13. Utvrđeno je da prosečan sadržaj rezidua prirodnih radionuklida ^{238}U i ^{226}Ra ni u jednom uzorku jetre i bubrega svinja ispitivanih grupa nije prevazilazio izračunate izvedene koncentracije radionuklida, što ukazuje da se i fosfatni aditivi (monokalcijum fosfat) koji sadrže visoke specifične aktivnosti ^{238}U (2295,5 Bq/kg) mogu koristiti u ishranu svinja u tovu u koncentraciji do 1,5%.
14. U svim ispitivanim uzorcima jetre i bubrega svinja oglednih grupa prosečan sadržaj rezidua toksičnih elemenata Pb i Cd nije prevazilazio maksimalno dozvoljene količine propisane nacionalnim i evropskim pravilnikom.

8. REFERENCE

1. Abbady, A. G. E., Yousef, A. M. M., Abbady, A., El-Taher, A. (2005). Radioactivity in chemical and organic fertilizer used in Egypt. Proceedings of the Seventh Radiation Physics and Protection Conference (RPC-2004), (p. 800). Egypt.
2. Adamse, P., Van der Fels-Klerx, H. J. I., de Jong, J. (2017). Cadmium, lead, mercury and arsenic in animal feed and feed materials - trend analysis of monitoring results. Food Addit Contam Part A Chem Anal Control Expo Risk Assess, 34(8):1298-1311.
3. Agency for Toxic Substances and Disease Registry (ATSDR). (1990). Toxicological profile for Radium. Atlanta, GA: U.S. Department of Health and Human Services, Public Health Service.
4. Agency for Toxic Substances and Disease Registry (ATSDR). (2012a). Toxicological profile for Cadmium. Atlanta, GA: U.S. Department of Health and Human Services, Public Health Service.
5. Agency for Toxic Substances and Disease Registry (ATSDR). (2013). Toxicological profile for Uranium. Atlanta, GA: U.S. Department of Health and Human Services, Public Health Service.
6. Agency for Toxic Substances and Disease Registry (ATSDR). (2020). Toxicological profile for Lead. Atlanta, GA: U.S. Department of Health and Human Services, Public Health Services.
7. Agency for toxic Substances and Disease Registry (ATSDR). (2007a). Toxicological profile for Lead. Atlanta, GA: US Department of Health and Human Services, Public Health Service.
8. Agency for toxic Substances and Disease Registry (ATSDR). (2007b). Toxicological profile for Arsenic. Atlanta, GA: U.S. Department of Health and Human Services, Public Health Service.
9. Agency for toxic Substances and Disease Registry (ATSDR). (2012b). Toxicological profile for Chromium. Atlanta, GA: U.S. Department of Health and Human Services, Public Health Service.
10. Åkesson, A., Bjellerup, P., Lundh, T., Lidfeldt, J., Nerbrand, C., Samsioe, G., Skerfving, S., Vahter, M. (2006). Cadmium-induced effects on bone in a population-based study of women. Environmental health perspectives, 114(6):830-834.
11. Alexieva, D., Chobanova, S., Ilchev, A. (2007). Study on the level of heavy metal contamination in feed materials and compound feed for pigs and poultry in Bulgaria. Trakia Journal of Sciences, 5(2):61-66.
12. Alharbi, W. R. (2013). Natural Radioactivity and Dose Assessment for Brands of Chemical and Organic Fertilizers Used in Saudi Arabia. Journal of Modern Physics 4(3):344-348.
13. Alimoghaddam, K. (2014). A review of arsenic trioxide and acute promyelocytic leukemia. International journal of hematology-oncology and stem cell research, 8(3):44-54.
14. Anderson, R. A., Kozlovsky, A. S. (1985). Chromium intake, absorption and excretion of subjects consuming self-selected diets. The American Journal of Clinical Nutrition, 41(6):1177-1183.

15. Anderson, R. A., Bryden, N. A., Polansky, M. M., Richards, M. P. (1989). Chromium supplementation of turkeys: effects on tissue chromium. *Journal of agricultural and food chemistry*, 37(1):131-134.
16. Andrée, S., Jira, W., Schwägele, F., Schwind, K. H., Wagner, H. (2011). Chemical safety in meat industry. *Tehnologija mesa*, 52(1):80-96.
17. Anđelković, Z., Somer, Lj., Matavulj, M., Lačković, V., Lalošević, D., Nikolić, I., Milosavljević, Z., Danilović, V. (2002). *Ćilije i tkiva*. GIP "Bonafides" Niš.
18. Anke, M., Groppe, B., Arnhold, W., Langer, M., Krause, U. (1990). The influence of the ultra trace element deficiency (Mo, Ni, As, Cd, V) on growth, reproduction performance and life expectancy. In *Trace elements in clinical medicine*. str.361-376, Springer, Tokyo.
19. Anke, M., Seeber, O., Müller, R., Schäfer, U., Zerull, J. (2009). Uranium transfer in the food chain from soil to plants, animals and man. *Geochemistry*, 69:75-90.
20. Arruda-Neto, J., Tavares, M., Filadelfo, M. (1997). Concentrations of uranium in animal feed supplements: measurements and dose estimates. *Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry*, 221(1-2):97-104.
21. Arruda-Neto, J. D. T., Guevara, M. V. M., Nogueira, G. P., Taricano, I. D., Saiki, M., Zamboni, C. B., Bonamin, L. V., Camargo, S. P., Cestari, A. C., Deppman, A., Garcia, F., Gouveia, A. N., Guzman, F., Helene, O. A. M., Jorge, S. A. C., Likhachev, V. P., Martins, M. N., Mesa, J., Íguez, O., Vanin, V. R. (2004). Long-term accumulation and microdistribution of uranium in the bone and marrow of beagle dog. *International Journal of Radiation Biology*, 80(8):567-575.
22. Avelar, A. C., Ferreira, W. M., Pemberthy, D., Abad, E., Amaral, M. A. (2016). Dioxins, furans, biphenyls, arsenic, thorium and uranium in natural and anthropogenic sources of phosphorus and calcium used in agriculture. *Science of the Total Environment*, 551:695-698.
23. Aydin, I., Aydin, F., Saydut, A., Bakirdere, E. G., Hamamci, C. (2010). Hazardous metal geochemistry of sedimentary phosphate rock used for fertilizer (Mazıdag, SE Anatolia, Turkey). *Microchemical Journal*, 96(2):247-251.
24. Bache, C. A., Gutenmann, W. H., Kirtland, D., Lisk, D. J. (1987). Cadmium in tissues of swine fed barley grown on municipal sludge-amended soil. *Journal of food safety*, 8(3):199-204.
25. Bassett, S. H., Frankel, A., Cedars, N., Van Alstine, H., Waterhouse, C., Cusson, K. (1948). The excretion of hexavalent uranium following intravenous administration. II, Studies on human subjects. United States: N. Web.
26. Bhattacharya, P., Frisbie, S. H., Smith, E., Naidu, R., Jacks, G., Sarkar, B. (2002). Arsenic in the environment: a global perspective. *Handbook of heavy metals in the environment*. Marcell Dekker Inc., New York, str.147-215.
27. Bhattacharyya, M. H., Larsen, R. P., Cohen, N., Ralston, L. G., Moretti, E. S., Oldham, R. D., Ayres, L. (1989). Gastrointestinal absorption of plutonium and uranium in fed and fasted adult baboons and mice: application to humans. *Radiation Protection Dosimetry*, 26(1-4):159-165.
28. Bilandžić, N., Đokić, M., Sedak, M. (2010). Survey of arsenic, cadmium, copper, mercury and lead in kidney of cattle, horse, sheep and pigs from rural areas in Croatia. *Food Additives and contaminants*, 3(3):172-177.
29. Blum, T. (1924). Osteomyelitis of the Mandible and Maxilla. *The Journal of the American Dental Association*, 11(9):802-805.

30. Bolívar, J. P., Pérez-Moreno, J. P., Mas, J. L., Martín, J. E., San Miguel, E. G., García-Tenorio, R. (2009). External radiation assessment in a wet phosphoric acid production plant. *Applied Radiation and Isotopes*, 67(10):1930-1938
31. Bozal, C. B., Martínez, A. B., Cabrini, R. L., Ubios, A. M. (2005). Effect of ethane-1 hydroxy-1, 1-bisphosphonate (EHBP) on endochondral ossification lesions induced by a lethal oral dose of uranyl nitrate. *Archives of toxicology*, 79(8):475-481.
32. Božić, A., Zvekić, D. (2017). Fiziologija domaćih životinja. Poljoprivredni fakultet Novi Sad.
33. Božić, T. (2007). Patološka fiziologija domaćih životinja. Fakultet veterinarske medicine, Univerzitet u Beogradu.
34. Bratakos, M. S., Lazos, E. S., Bratakos, S. M. (2002). Chromium content of selected Greek foods. *Science of the Total Environment*, 290(1-3):47-58.
35. Brodziak-Dopierała, B., Kwapuliński, J., Sobczyk, K., Wiechuła, D. (2015). Chromium Content in the Human Hip Joint Tissues. *Biomedical and Environmental Sciences*, 28(2):89-96.
36. Brodziak-Dopierała, B., Kwapuliński, J., Kusz, D., Gajda, Z., Sobczyk, K. (2009). Interactions between concentrations of chemical elements in human femoral heads. *Archives of environmental contamination and toxicology*, 57(1):203-210.
37. Brzóska, M. M., Moniuszko-Jakoniuk, J. (1997). The influence of calcium content in diet on cumulation and toxicity of cadmium in the organism Review. *Archives of toxicology*, 72(2): 63-73.
38. Cang, L., Wang, Y. J., Zhou, D. M., Dong, Y. H. (2004). Heavy metals pollution in poultry and livestock feeds and manures under intensive farming in Jiangsu Province, China. *Journal of Environmental Sciences*, 16(3):371-374.
39. Casacuberta, N., Masqué, P., Garcia-Orellana, J., Bruach, J. M., Anguita, M., Gasa, J., Villa, M., Hurtado, S., Garcia-Tenorio, R. (2009). Radioactivity contents in dicalcium phosphate and the potential radiological risk to human populations. *Journal of Hazardous Materials*, 170(2-3):814-823.
40. Changizi, V., Shafiei, E., Zareh, M. R. (2013). Measurement of ^{226}Ra , ^{232}Th , ^{137}Cs and ^{40}K activities of Wheat and Corn Products in Ilam Province-Iran and Resultant Annual Ingestion Radiation Dose. *Iranian journal of public health*, 42(8):903.
41. Chen, M., Graedel, E. T. (2015). The potential for mining trace elements from phosphate rock. *Journal of Cleaner Production*, 91:337-346.
42. Chen, Q., Degrange, J. P., Gerchikov, M. Y., Hillis, Z. K., Lepicard S., Meijne, E. I. M., Smith, K. R., Van Weers, A. (2003). Effluent and Dose Control from European Union NORM Industries-Assessment of Current Situation and Proposal for a Harmonised Community Approach-Volume 1: Main Report. *Radiation Protection*, 135:15-20.
43. Clarkson, T. W., Kench, J. E. (1956). Urinary excretion of amino acids by men absorbing heavy metals. *Biochemical Journal*, 62(3):361-372.
44. Close, H. W. (2000). Producing pigs without antibiotic growth promoters. *Advances in pork production*, 11(1): 47-56.
45. Combs, N. R., Miller, E. R. (1985). Determination of potassium availability in K_2CO_3 , KHCO_3 , corn and soybean meal for the young pig. *Journal of Animal Science*, 60(3):715-719.

46. Cotton, F. A., Wilkinson, G., Murillo, C. A., Bochmann, M. (1999). Survey of Transition Metal Chemistry. In *Advanced Inorganic Chemistry 6th Edition*. New York, Wiley, str.633.
47. Crnac, V. (2014). Hranidba svinja u ekstenzivnim uvjetima držanja. Završni rad, Sveučilište Josipa Jurja Strossmayera u Osijeku, Fakultet agrobiotehničkih znanosti Osijek.
48. Czarnecki, G. L., Baker, D. H. (1985). Reduction in liver copper concentration by the organic arsenical, 3-nitro-4 hydroxyphenylarsonic acid. *Journal of Animal Science*, 60(2):440-450.
49. Czarnecki, G. L., Baker, D. H., Garst, J. E. (1984). Arsenic-sulfur amino acid interactions in the chick. *Journal of animal scienc*, 59(6):1573-1581.
50. Czarnecki, S., Düring, R. A. (2015). Influence of long-term mineral fertilization on metal contents and properties of soil samples taken from different locations in Hesse, Germany. *Soil*, 1(1):23-33.
51. Dai, S.Y., Jones, B., Lee, K. M., Li, W., Post, L., Herrman, T.J. (2016). Heavy metal contamination of animal feed in Texas. *Journal of Regulatory Science*, 4(1):21-32.
52. Danadevi, K., Rozati, R., Banu, B. S., Rao, P. H., Grover, P. (2003). DNA damage in workers exposed to lead using comet assay. *Toxicology*, 187(2-3):183-193.
53. Desideri, D., Roselli, C., Forini, N., Rongoni, A., Assunta, M., Feduzi, L. (2014). Alpha and gamma spectrometry for the radiological characterization of animal feed. *Microchemical Journal*, 116:41-46.
54. Dimitrijević, V., Savić M., Trailović, R., Becskei Z. (2020). Stočarstvo, Fakultet veterinarske medicine, Univerzitet u Beogradu.
55. Doyle, J. J., Pfander, W. H., Grebing, S. E., Pierce, J. O. (1974). Effect of dietary cadmium on growth, cadmium absorption and cadmium tissue levels in growing lambs. *The Journal of nutrition*, 104(2):160-166.
56. Duizer, E., Gilde, A. J., Versantvoort, C. H., Groten, J. P. (1999). Effects of cadmium chloride on the paracellular barrier function of intestinal epithelial cell lines. *Toxicology and applied pharmacolgy*, 155(2):117-126.
57. Duraković, A. (1999). Medical Effects of Internal Contamination with Depleted Uranium, *Croatian Medical Journal*, 40(1):49-66.
58. Đurovic, B., Mišović, M. (2000). Opasnosti po život i zdravlje ljudi izloženih dejstvu municije sa osiromašenim uranom - medicinska kontrola i nadzor kontaminiranih; *Bilten ŠC ABHO* 6(11):15-21, Kruševac.
59. Đurović, B. A. (2001). Biomedicinski aspekti primene municije sa osiromašenim uranijumom. *Hemijska industrija*, 5(7-8):325-329
60. Edmonds, M. S., Baker, D. H. (1986). Toxic effects of supplemental copper and roxarsone when fed alone or in combination to young pigs. *Journal of animal science*, 63(2):533-537.
61. Elliott, S., Frio, A., Jarman, T. (2017). Heavy metal contamination of animal feedstuffs - a new survey. *Journal of Applied Animal Nutrition*, 5:E8.
62. El-Taher, A., Althoyaib, S. S. (2012). Natural radioactivity levels and heavy metals in chemical and organic fertilizers used in Kingdom of Saudi Arabia. *Applied Radiation and Isotopes*, 70(1):290-295.
63. Enghag, P. (2004). *Encyclopedia of the elements: technical data-history-processing-applications*. John Wiley and Sons, str.1309.

64. Eriksson, J., 2001. Concentrations of 61 trace elements in sewage sludge, farmyard manure, mineral fertiliser, precipitation and in oil and crops. (Vol. 5159). Stockholm, Sweden: Swedish Environmental Protection Agency.
65. Escobar, M. O., Hue, N. V., Cutler, W. G. (2006). Recent developments on arsenic: contamination and remediation. *Recent research developments in bioenergetics*, 4:1-32.
66. European Commission (2013). Commission regulation (EU) No 1275/2013 of 6 December 2013 amending Annex I to Directive 2002/32/EC of the European Parliament and of the Council as regards maximum levels for arsenic, cadmium, lead, nitrites, volatile mustard oil and harmful botanical impurities. *Official Journal of the European Union*.
67. European Commission (2006). Commission Regulation (EC) No 1881/2006 of 19 December 2006 setting maximum levels for certain contaminants in foodstuffs. *Official Journal of the European Union*.
68. European Commission (2008). Commission regulation (EC) No 629/2008 of 2 July 2008 amending Regulation (EC) No 1881/2006 setting maximum levels for certain contaminants in foodstuffs. *Official Journal of the European Union*.
69. European Food Safety Authority (EFSA) Panel on Contaminants in the Food Chain (CONTAM). (2011). Statement on tolerable weekly intake for cadmium. *EFSA Journal*, 9(2): 1975.
70. European Food Safety Authority (EFSA) Panel on Dietetic Products, Nutrition and Allergies (NDA). (2014). Scientific Opinion on Dietary Reference Values for chromium. *EFSA Journal*, 12(10): 3845.
71. European Food Safety Authority (EFSA). (2005). Opinion of the Scientific Panel on contaminants in the food chain [CONTAM] related to Arsenic as undesirable substance in animal feed. *EFSA Journal*, 3(3): 180.
72. European Food Safety Authority (EFSA). (2009). Uranium in foodstuffs, in particular mineral water. *EFSA Journal*, 7(4): 1018.
73. European Food Safety Authority (EFSA). (2012). Cadmium dietary exposure in the European population. *EFSA Journal*, 10(1): 2551.
74. European Parliament, Council of the European Union (2002). Directive 2002/32/EC of the European Parliament and of the Council of 7 May 2002 on undesirable substances in animal feed - Council statement. *Official Journal of the European Communities*.
75. Evans R. D., Harris, R. J., Bunker, J. W. M. (1944). Radium metabolism in rats and the production of osteogenic sarcoma by experimental radium poisoning. *American Roentgen Ray Society and the American Radium Society*, 4:353-373.
76. Food and Agriculture Organization (FAO). (2015). *The Second Report on the State of the World's Animal Genetic Resources for Food and Agriculture*.
77. Foulkes, E. C. (1985). Interactions between metals in rat jejunum: implications on the nature of cadmium uptake. *Toxicology*, 37(1-2):117-125.
78. Friber, L., Piscator, M., Nordberg, G. (1971). *Cadmium in the environment*. CRC Press, Cleveland
79. Frindik, O. (1992). Thorium and Uran in Lebensmitteln tierischer Herkunft. *Zeitschrift für Lebensmittel-Untersuchung und Forschung*, 194(4):377-380
80. Fullmer, C. S., Oku, T., Wasserman, R. H. (1980). Effect of cadmium administration on intestinal calcium absorption and vitamin D-dependent calcium-binding protein. *Environmental Research*, 22(2):386-399.

81. Gäfvert, T., Holm, E., Roos, P. (2001). Radionuclide fluxes at a plant manufacturing dicalcium phosphate for domestic animals. *Journal of environmental radioactivity*, 54(1):61-73.
82. Gallagher, C. M., Kovach, J. S., Meliker, J. R. (2008). Urinary cadmium and osteoporosis in US women \geq 50 years of age: NHANES 1988–1994 and 1999–2004. *Environmental health perspectives*, 116(10):1338-1343.
83. Gill, K. D., Pal, R., Nath, R. (1989). Effect of cadmium on lipid peroxidation and antioxidant enzymes in undernourished weanling rat brain. *Pharmacologz & Toxicologz*, 65(1):73–77.
84. Gomez-Camirero, A., Howe, P. D., Hughes, M., Kenyon, E., Lewis, D. R., Moore, M., Ng, J., Sitio, A., Becking, G. (2001). Arsenic and arsenic compounds. World Health Organization, Geneva.
85. Goyer, R. A. (1995). Nutrition and metal toxicity. *American Journal of Clinical Nutrition*, 61:646-650.
86. Goyer, R. A., Clarksom, W. T. (2001). Toxic effects of metals. In: Klaassen, C.D. (Ed.), Casarett and Doull's Toxicology: The basic Science of Poisons. McGraw Hill, NewYork, str.811–867.
87. Grdovic, S., Vitorovic, G., Mitrovic, B., Andrić, V., Petrujkic, B., Obradović, M. O. (2010). Natural and anthropogenic radioactivity of feedstuffs, mosses and soil in the Belgrade environment, Serbia. *Archives of biological sciences*, 62(2):301-307.
88. Gwaltney-Brant, S. M. (2002). Heavy metals. In: Haschek, W.M., Rosseaux, C.G., Wallig, A.M. (Eds.), *Handbook of Toxicologic Pathology*. Academic Press, New York, str.701–732.
89. Györi, Z., Kovács, B., Daniels, P., Szabo, P., Phillips, C. (2005). Cadmium and lead in Hungarian porcine products and tissues. *Journal of the Science of Food and Agriculture*, 85(6):1049-1054.
90. Hardy, E., Rivera, J., Fisenne, I., Pond, W., Hogue, D. (1969). Comparative utilization of dietary radium-226 and other alkaline earths by pigs and sheep. In: Sikov, M. R., Mahlum, D. D. (Eds.), *Radiation Biology of the Fetal and Juvenile Mammal*. Proceedings of the Ninth Annual Hanford Biology Symposium, 5–8 May 1969, Richland, WA, USA. US Atomic Energy Commission, Washington, DC, str.183–190.
91. Haynes, W. M. (2014). Lead. In: *CRC handbook of chemistry and physics*. 95th ed. Boca Raton, FL: CRC Press, str. 4-20.
92. He, Z., Pagliari, H. P., Waldrip, M. H. (2016). Applied and Environmental Chemistry of Animal Manure: A Review. *Pedosphere* 26:779-816.
93. Hejna, M., Gottardo, D., Baldi, A., Orto, V. D., Cheli, F., Zaninelli, M., Rossi, L. (2018). Review: Nutritional ecology of heavy metals. *Animal*, 12:2156–2170.
94. Hindmarsh, J. T., Abernethy, C. O., Peters, G. R., McCurdy, R. F. (2002). Environmental aspects of arsenic toxicity. In *Heavy Metals in the Environment*, 1st Edn., ed B. Sarkar (New York, NY: CRC Press), str.217–229.
95. Hirayama, M., Iijima, S., Iwashita, M., Akiyama, S., Takaku, Y., Yamazaki, M., Omori, T., Yumoto, S., Shimamura, T. (2011). Aging effects of major and trace elements in rat bones and their mutual correlations. *Journal of Trace Elements in Medicine and Biology*, 25(2):73-84.
96. Hölzel, C. S., Müller, C., Harms, K. S., Mikolajewski, S., Schäfer, S., Schwaiger, K., Bauer, J. (2012). Heavy metals in liquid pig manure in light of bacterial antimicrobial resistance. *Environmental research*, 113:21-27.

97. Hoogenboom, R.L., Hattink, J., Van Polanen, A., Van Oostrom, S., Verbunt, J. T., Traag, W. A., Kan, K. A., Van Eijkeren, J. C., De Boeck, G., Zeilmaker, M. J. (2015). Carryover of cadmium from feed in growing pigs. *Food Additives & Contaminants: Part A*, 32(1):68-79.
98. Hurst, F. J., Wesley, A. D. (1980). Uranium control in phosphogypsum (No. CONF-801161--2). Oak Ridge National Lab.
99. Ibrahim, D., Froberg, B., Wolf, A., Rusyniak, D. E. (2006). Heavy metal poisoning: clinical presentations and pathophysiology. *Clinics in laboratory medicine*, 26(1):67-97.
100. International agency for research on cancer (IARC) Working Group on the Evaluation of Carcinogenic Risks to Humans. (1993). Cadmium and cadmium compounds. In *Beryllium, Cadmium, Mercury, and Exposures in the Glass Manufacturing Industry*. International Agency for Research on Cancer.
101. International agency for research on cancer (IARC). (2006). *Inorganic and Organic Lead Compounds*. International Agency for Research on Cancer.
102. International Agency for Research on Cancer (IARC). (1987). *Summaries and evaluations: Arsenic and arsenic compounds (Group 1)*. Lyon, International Agency for Research on Cancer (IARC Monographs on the Evaluation of Carcinogenic Risks to Humans).
103. International atomic energy agency (IAEA). (1990). *The Environmental Behaviour of Radium*. Technical Reports Series No. 310, IAEA, Vienna.
104. International Atomic Energy Agency (IAEA). (2003). *Extent of Environmental Contamination by Naturally Occurring Radioactive Material (NORM) and Technological Options for Mitigation*. Technical Reports Series No. 419, Vienna.
105. International Atomic Energy Agency (IAEA). (2010). *Radiation Biology: A Handbook for teachers and students*. IAEA, Vienna.
106. International Atomic Energy Agency (IAEA). (2013). *Radiation protection and management of NORM residues in the phosphate industry*. Safety reports series, No. 78.
107. International atomic energy agency (IAEA). (2014). *The Environmental Behaviour of Radium: Revised Edition*. Technical Reports Series No. 476, IAEA, Vienna.
108. International Commission on Radiological Protection (ICRP). (2017). *Occupational intakes of radionuclides: Part 3*. ICRP Publication 137. *Ann. ICRP* 46(3/4).
109. International Commission on Radiological Protection. Committee 2. (1993). *ICRP Publication: Age-dependent Doses to Members of the Public from Intake of Radionuclides: Part 2 Ingestion Dose Coefficients*. Elsevier Health Sciences.
110. International Commission on Radiological Protection. Committee 2. (1995). *ICRP Publication: Age-dependent Doses to Members of the Public from Intake of Radionuclides: Part 3 Ingestion Dose Coefficients*. Elsevier Health Sciences.
111. International Organization for Standardization (ISO) 11929 (E). (2020). *Determination of the Characteristic Limits (Decision Threshold, Detection Limit and Limits of the Confidence Interval) for Measurements of Ionizing Radiation-Fundamentals and Application – part 4: Guide lines to application*.
112. Iyengar, M. A. R. (1990). The natural distribution of radium. *The environmental behaviour of radium*, 1:59-128.

113. Jafarnejadi, A. R., Homae, M., Sayyad, G., Bybordi, M. (2011). Large scale spatial variability of accumulated cadmium in the wheat farm grains. *Soil Sediment Contamination* 20(1):98-113.
114. Jorhem, L., Sundström, B., Åstrand, C., Haeggglund, G. (1989). The levels of zinc, copper, manganese, selenium, chromium, nickel, cobalt, and aluminium in the meat, liver and kidney of Swedish pigs and cattle. *Zeitschrift für Lebensmittel-Untersuchung und Forschung*, 188(1):39-44.
115. Kabata-Pendias, A., Mukherjee, A. B. (2007). Trace elements from soil to human. Springer Science & Business Media.
116. Kabata-Pendias, A. i Pendias H. (2001). Trace elements in soils and plants. Third edition. CRC press.
117. Kala, S. V., Neely, M. W., Kala, G., Prater, C. I., Atwood, D. W., Rice, J. S., Lieberman, M. W. (2000). The MRP2/cMOAT transporter and arsenic-glutathione complex formation are required for biliary excretion of arsenic. *Journal of Biological Chemistry*, 275(43):33404-33408.
118. Karolyi, D., Luković, Z., Salajpal, K. (2010). Crna slavonska svinja. Meso: prvi hrvatski časopis o mesu, 12(4):222-230.
119. Karpas, Z. (2014). Analytical chemistry of uranium: environmental, forensic, nuclear, and toxicological applications. CRC press.
120. Kastori, R. (1997). Teški metali u životnoj sredini. Naučni institut za ratarstvo i povrtarstvo Novi Sad.
121. Kathren, R. L., Burklin, R. K. (2008). Acute chemical toxicity of uranium. *Health Physics*, 94(2):170-179.
122. Kerger, B. D., Paustenbach, D. J., Corbett, G. E., Finley, B. L. (1996). Absorption and elimination of trivalent and hexavalent chromium in humans following ingestion of a bolus dose in drinking water. *Toxicology and applied pharmacology*, 141(1):145-158.
123. King, R. H., Brown, W. G., Amenta, V. C. M., Shelley, B. C., Handson, P. D., Greenhill, N. B., Willcock, G.,P. (1992). The effect of dietary cadmium intake on the growth performance and retention of cadmium in growing pigs. *Animal feed science and technology*, 37(1-2):1-7.
124. Kornegay, E. T., Harper, A. F., Jones, R. D., Boyd, L. J. (1997). Environmental nutrition: Nutrient management strategies to reduce nutrient excretion of swine. *The professional animal scientist*, 13(3):99-111.
125. Kuiters, A. T. (1996). Accumulation of cadmium and lead in red deer and wild boar at the Veluwe, the Netherlands. *Veterinary quarterly*, 18(sup3):134-135.
126. Kurttio, P., Harmoinen, A., Saha, H., Salonen, L., Karpas, Z., Komulainen, H., Auvinen, A. (2006). Kidney toxicity of ingested uranium from drinking water. *American journal of kidney diseases*, 47(6):972-982.
127. La Touche, Y. D, Willis, D. L., Dawydiak, O. I. (1987). Absorption and biokinetics of U in rats following an oral administration of uranyl nitrate solution. *Health Physics*, 53(2):147-162.
128. Laschinsky, N., Kottwitz, K., Freund, B., Dresow, B., Fischer, R., Nielsen, P. (2012). Bioavailability of chromium (III)-supplements in rats and humans. *Biometals*, 25(5):1051-1060.
129. Leggett, R. W. (1994). Basis for the ICRP's age-specific biokinetic model for uranium. *Health physics*, 67(6):589-610

130. Leggett, R. W., Harrison, J. D. (1995). Fractional absorption of ingested uranium in humans. *Health Physics* 68(4):484-498.
131. Lenka, P., Sahoo, S. K., Mohapatra, S., Patra, A. C., Dubey, J. S., Vidyasagar, D., Tripathi, R. M., Puranik, V. D. (2013). Ingestion dose from ²³⁸U, ²³²Th, ²²⁶Ra, ⁴⁰K and ¹³⁷Cs in cereals, pulses and drinking water to adult population in a high background radiation area, Odisha, India. *Radiation protection dosimetry*, 153(3):328-333.
132. Leontopoulos, S., Gougoulas, N., Kantas, D., Roka, L., Makridis, C. (2015). Heavy metal accumulation in animal tissues and internal organs of pigs correlated with feed habits. *Bulgarian Journal of Agricultural Science*, 21(3):693-697.
133. Lewis, J. A., Southern, L. L. (2000). *Swine nutrition*. CRC press.
134. Li, Y. X., Chen, T. B. (2005). Concentrations of additive arsenic in Beijing pig feeds and the residues in pig manure. *Resources, Conservation and Recycling*, 45(4):356-367.
135. Liao, S. F., Hasan, S., Yang, Z., Stevens, W. A., Brett, J., Peng, Z. (2020). Feeding arsenic-containing rice bran to growing pigs: growth performance, arsenic tissue distribution, and arsenic excretion. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 17(22):1-14.
136. Lima, F. R., Fernandes, J. I., Oliveira, E., Fronzaglia, G. C., Kahn, H. (1999). Laboratory evaluations of feed-grade and agricultural-grade phosphates. *Poultry Science*, 78(12):1717-1728.
137. Lindén, A., Andersson, K., Oskarsson, A. (2001). Cadmium in organic and conventional pig production. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, 40(3):425-431.
138. Lindén, A., Olsson, I. M., Oskarsson, A. (1999). Cadmium levels in feed components and kidneys of growing/finishing pigs. *Journal of AOAC International*, 82(6):1288-1297.
139. Lindén, A. L., Olsson, I. M., Bensryd, I., Lundh, T., Skerfving, S., Oskarsson, A.N. (2003). Monitoring of cadmium in the chain from soil via crops and feed to pig blood and kidney. *Ecotoxicology and environmental safety*, 55(2):213-22.
140. Lindgren, A., Vahter, M., Dencker, L. (1982). Autoradiographic studies on the distribution of arsenic in mice and hamsters administered ⁷⁴As-arsenite or arsenat. *Acta pharmacologica et toxicologica*, 51(3):235-265.
141. Linsalata, P., Morse, R., Ford, H., Eisenbud, M., Franca, E. P., de Castro, M. B., Nazyo, L., Sachett, I., Carlos, M. (1991). Th, U, Ra and rare earth element distribution in farm animal tissues from an elevated natural radiation background environment. *Journal of environmental radioactivity*, 14(3):233-257.
142. Llewellyn, T. O. (1994). Cadmium (materials flow). United States. Department of the Interior. Bureau of Mines.
143. Loebenstein, J. R. (1994). Materials flow of arsenic in the United States (No. 9382). US Bureau of Mines.
144. López-Alonso, M., García-Vaquero, M., Bedito, J. L., Castillo, C., Miranda, M. (2012a). Trace mineral status and toxic metal accumulation in extensive and intensive pigs NW Spain. *Livestock Science*, 146:47-53.
145. López-Alonso, M. (2012b). Animal feed contamination by toxic metals. In *Animal Feed Contamination* (str. 183-204). Woodhead Publishing.

146. López-Alonso, M., Miranda, M., Castillo, C., Hernández, J., García-Vaquero, M., Benedito, J. L. (2007). Toxic and essential metals in liver, kidney and muscle of pigs at slaughter in Galicia, north-west Spain. *Food Additives and Contaminants*, 24(9):943-954.
147. Luz Filho, I. V. D., Scheibel, V., Appoloni, C. R. (2016). ^{40}K , ^{226}Ra and ^{228}Ra Series in Bovine and Poultry Feed and in Dicalcium Phosphate (DCP) Samples by Gamma-Ray Spectrometry. *Brazilian Archives of Biology and Technology*, 59:e16150666.
148. MacKenzie, R. D., Anwar, R. A., Byerrum, R. U., Hoppert, C. A. (1959). Absorption and distribution of Cr51 in the albino rat. *Archives of Biochemistry and Biophysics*, 79:200-205.
149. Maddison, J. E., Page, S. W., Church, D. B. eds. (2008). *Small animal clinical pharmacology* (Vol. 5). Elsevier Health Sciences.
150. Magnusson, B., Ornemark, U. (2014). *Eurachem Guide: The Fitness for Purpose of Analytical Methods - A Laboratory Guide to Method Validation and Related Topics*, (2nd ed. 2014).
151. Maletskos, C. J., Keane, A. T., Telles, N. C., Evans, R. D. (1966). The metabolism of intravenously administered radium and thorium in human beings and the relative absorption from the human gastrointestinal tract. *Radium and Mesothorium Poisoning and Dosimetry and Instrumentation Techniques in Applied Radioactivity*. Massachusetts Institute of Technology, Physics Dept, str.202-317.
152. Maletskos, C. J., Keane, A. T., Telles, N. C., Evans, R. D. (1969). Retention and absorption of ^{224}Ra and ^{234}Th and some dosimetric considerations of ^{224}Ra in human beings. In: Mays CW, Jee WS, Lloyd RD, eds. *Delayed effects of bone-seeking radionuclides*. Salt Lake City, UT: University of Utah Press, str.29-49.
153. Mañay, N., Cousillas, A., Heller, T. (2011). Blood Lead Level (BLL, B-Pb) in Human and Animal Populations: B-Pb as a Biological Marker to Environmental Lead Exposure. *Cellular effects of heavy metals*, str.315-330.
154. Mar, S. S., Okazaki, M. (2012). Investigation of Cd contents in several phosphate rocks used for the production of fertilizer. *Microchemical Journal*, 104:17-21.
155. Marafante, E., Vahter, M. (1987). Solubility, retention, and metabolism of intratracheally and orally administered inorganic arsenic compounds in the hamster. *Environ. Res*, 42:72-82.
156. Martinez-Aguirre, A., Garcia-Leon M. (1997). Radioactive impact of phosphate ore processing in a wet marshland in southwestern Spain. *Journal of Environmental Radioactivity*, 34(1):45-57.
157. Masindi, V., Muedi, K. L. (2018). Environmental contamination by heavy metals. *Heavy metals*, 10: 115-132.
158. Mazzilli, B., Palmiro, V., Saueia, C., Nisti, M. B. (2000). Radiochemical characterization of Brazilian phosphogypsum. *Journal of Environmental Radioactivity*, 49(1):113-122.
159. McDorman, E. W., Collins, B. W., Allen, J. W. (2002). Dietary folate deficiency enhances induction of micronuclei by arsenic in mice. *Environmental and molecular mutagenesis*, 40:71-77.
160. McDowell, L. R. (2003). Potassium. In *Minerals in Animal and Human Nutrition*, L. R. McDowell, ed. San Diego, CA: Academic Press, Inc.

161. Mehmood, T., Chaudhry, M. M., Tufail, M., Irfan, N. (2009). Heavy metal pollution from phosphate rock used for the production of fertilizer in Pakistan. *Microchemical Journal*, 91(1):94-99.
162. Mendal, P. (2017). An insight of environmental contamination of arsenic on animal health. *Emerging Contaminants*, 3(1):17-22. DOI:
163. Mikov, M. (1985). *Medicina rada, Naučna knjiga*, Beograd, str.163-191.
164. Milićević, D., Jovanović, M., Jurić, V., Petrović, Z., Vuković, D. (2010). Assessment of toxic elements' content in swine kidneys: Pathomorphological analysis. *Archive of Oncology*, 18(1-2):17-22.
165. Mitrović, B., Vitorović, G., Jovanović, M., Lazarević-Macanović, M., Andrić, V., Stojanović, M., Daković, A., Vitorović, D. (2014). Uranium distribution in broiler organs and possibilities for protection. *Radiation and Environmental Biophysics*, 53(1):151-157.
166. Mitrović, B., Vranješ, B., Kostić, O., Perović, V., Mitrović, M., Pavlović, P. (2019). Presence of radionuclides and toxic elements in feedstuffs and food of animal origin. *Veterinarski glasnik*, 73(1): 30-39.
167. Mulero, R., Cano-Manuel, J., Ráez-Bravo, A., Pérez, J. M., Espinosa, J., Soriguer, R., Fandos, P., Granados, J. E., Romero, D. (2016). Lead and cadmium in wild boar (*Sus scrofa*) in the Sierra Nevada Natural Space (southern Spain). *Environmental Science and Pollution Research*, 23(16): 16598-16608.
168. Munro, I. C. (1976). Naturally occurring toxicants in foods and their significance. *Clinical toxicology*, 9(5):647-663.
169. Naja, M. G., Volesky, B. (2009). Toxicity and sources of Pb, Cd, Hg, Cr, As, and radionuclides in the environment. *Heavy metals in the environment*, 8:16-18.
170. National Research council (NRC). (1980). Potassium, in *Mineral Tolerance of Domestic Animals*. Washington, D.C.: National Academy Press, str.378-391
171. National Research council (NRC). (1985). Nutrient requirements and signs of deficiency. In *Nutrient Requirements of Sheep*. Washington, D.C.: National Academy Press, str. 2-25.
172. National Research council (NRC). (1994). Nutrient requirements of chickens. In *Nutrient Requirements of Poultry*, 9th rev. ed. Washington, D.C.: National Academy Press, str. 19-34
173. National Research council (NRC). (2001). Minerals. In *Nutrient Requirements of Dairy Cattle*. Washington, D.C.: National Academy Press, str.105-161.
174. National Research Council (NRC). (1988). Health risks of radon and other internally deposited alpha-emitters: BEIR IV (Vol. 4). National Academies Press
175. National Research Council (NRC). (1998). Minerals. in *Nutrient Requirements of Swine*. Washington, D.C.: National Academy Press, str.47-70.
176. National Research Council (NRC). (1999). *Evaluation of Guidelines for Exposures to Technologically Enhanced Naturally Occurring Radioactive Materials*, The National Academies Press, Washington, D.C.
177. National Research Council (NRC). (2005). *Mineral Tolerance of Animals: Second Revised Edition*, Washington, DC: The National Academies Press.
178. National Toxicology Program (NTP). (2010). Toxicology and carcinogenesis studies of chromium picolinate monohydrate in F344/N rats and B6C3F1 mice (feed studies). *National Toxicology Program technical report series*, 556: 1-194.

179. Neuman, W. F., Fleming, R. W., Bounce, A., Carlson, A. B., O'leary, J., Mulryan B. (1948). The Distribution and Excretion of Injected Uranium. *Journal of Biological Chemistry*, 173(2):737-48.
180. Nicholson, F. A., Chambers, B. J., Williams, J. R., Unwin, R. J. (1999). Heavy metal contents of livestock feeds and animal manures in England and Wales. *Bioresource Technology*, 70(1):23-31.
181. Nielsen, F. H. (1998). Ultratrace elements in Nutrition: Kurrent Knowledge and Speculation. *Journal of Trace Elements in Experimental Medicine*, 11(2-3):251-274.
182. Norimatsu, H., Talmage, R. V. (1979). Influence of Calcitonin on the Initial Uptake of Lead and Mercury by Bone. *Proceedings of the Society for Experimental Biology and Medicine*, 161(1):94-98.
183. Obioha, F. C., Obodoechi, L. O., Ukoha, J. C. (2016). Evaluation of mercury (Hg) and arsenic (As) residues in organs and muscles of slaughtered pigs at Nsukka slaughter house in Enugu state, Nigeria. *International Journal of Current Research and Review*, 8(24):26-32.
184. Offenbacher, E. G., Pi-Sunyer, F. X., Stoecker, B. J. (1997). Chromium. In: O'Dell BL, Sunde RA (eds) *Handbook of nutritionally essential mineral elements*. Marcel Dekker, New York, str.389-411.
185. O'Flaherty, E. (1996). A physiologically based model of chromium kinetics in the rat. *Toxicology and Applied Pharmacology*, 138(1):54-64.
186. Ogawa, E., Tsuzuki, H., Yamazaki, Y. (1976). Experimental study on absorption, distribution and excretion of trivalent and hexavalent chromium compounds. *Japanese Journal of Pharmacology*, 26:92.
187. Olobatoke, R. Y., Mathuthu, M. (2015). Radionuclide exposure in animals and the public health implications. *Turkish Journal of veterinary and Animal Science*. Volume 39(4):381-388.
188. Omron, A. M., Kadhim, N. F., Ridha, A. A. (2019). Activity concentration and radiometric hazards in meat and bone cow samples from Karbala governorate. In *AIP Conference Proceedings*, 2144(1):030023.
189. Orcutt, J. A. (1949). The toxicology of compounds of uranium following application to the skin. In *Pharmacology and Toxicology of Uranium Compounds*. H. Hodge and C. Voegtlin, Eds., McGraw-Hill book Company, str.377-414.
190. Pantelić, M. (2007). Uticaj osiromašenog urana (OU) sadržanog u NATO projektilima na zdravlje stanovništva i čovekovu okolinu. Tehnički fakultet.
191. Parinet, J., Royer, E., Saint-Hilaire, M., Chafey, C., Noel, L., Minvielle, B., Dervilly-Pinel, G., Engel, E., Guérin, T. (2018). Classification of trace elements in tissues from organic and conventional French pig production. *Meat Science*, 141:28-35.
192. Pellmar, T. C., Fuciarelli, A. F., Ejniak, J. W., Hamilton, M., Hogan, J., Strocko, S., Emond, C., Mottaz, H. M., Landauer, M. R. (1999). Distribution of uranium in rats implanted with depleted uranium pellets. *Toxicological sciences*, 49(1):29-39.
193. Petrović, M., Savić, R., Radojković, D. (2018). Gajenje autohtonih rasa svinja - mogućnosti i izazovi. *Zbornik radova, Savetovanje poljoprivrednika i agronoma Srbije*. Univerzitet u Beogradu, Poljoprivredni fakultet, Izdanje I.
194. Popovic, D., Bozic, T., Stevanovic, J., Frontasyeva, M., Todorovic, D., Ajtic, J., Jokic, V. S. (2010). Concentration of trace elements in blood and feed of homebred

- animals in Southern Serbia. *Environmental Science and Pollution Research*, 17(5):1119-1128.
195. Qadir, M. A., Mahmood, A., Saghir, A., Iftikhar-Ul-Haq, S. (2014). Synthesis of di-calcium phosphate used as feed additives for animals from phosphate rock as potential cost effective raw material. *International Journal of Chemical Sciences*, 12(1):111-120.
 196. Rabinowitz, M. B., Wetherill, G. W., Kopple, J. D. (1976). Kinetic analysis of lead metabolism in healthy humans. *Journal of Clinical Investigation*, 58(2):260-270.
 197. Rădulescu, A., Lundgren S. (2019). A pharmacokinetic model of lead absorption and calcium competitive dynamics. *Scientific reports*, 9(1):1-27.
 198. Reddy, K. E., Park, K. R., Lee, S. D., Yoo, J. H., Son, A. R., Lee, H. J. (2017). Effects of graded concentrations of supplemental lead on lead concentrations in tissues of pigs and prediction equations for estimating dietary lead intake. *PeerJ*, 5:e3936.
 199. Regunathan, A., Cerny, E. A., Villarreal, J., Bhattacharyya, M. H. (2002). Role of fos and src in cadmium-induced decreases in bone mineral content in mice. *Toxicology and Applied Pharmacology*, 185(1):25-40.
 200. Republički zavod za statistiku. (2020). Statistički godišnjak Republike Srbije, Beograd.
 201. Republički zavod za statistiku Srbije. (2020a) Saopštenje, broj 029, <https://publikacije.stat.gov.rs/G2020/Pdf/G20201029.pdf>.
 202. Republički zavod za statistiku Srbije. Anketa o potrošnji domaćinstava, 2019. *Bilten*. 2019; 662.
 203. Rodríguez, J., Mandalunis, M. P. (2018). A review of metal exposure and its effects on bone health. *Journal of Toxicology*, 2018.
 204. Rodríguez-Estival, J., Álvarez-Lloret, P., Rodríguez-Navarro, B. A., Mateo, R. (2013). Chronic effects of lead (Pb) on bone properties in red deer and wild boar: Relationship with vitamins A and D3. *Environmental Pollution*, 174:142-149.
 205. Rodríguez-Estival, J., Taggart, M. A., Mateo, R. (2011). Alterations in vitamin A and E levels in liver and testis of wild ungulates from a lead mining area. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, 60(2):361-371.
 206. Rossler, C. E., Smith, Z. A., Bolch, W. E., Prince, R. J. (1979). Uranium and Radium-226 in Florida phosphate materials. *Health physics*, 37(3):269-277.
 207. Rowland, R. E. (1966). Exchangeable bone calcium. *Clinical Orthopaedics and Related Research (1976-2007)*, 49:233-248.
 208. Roy, D., Das, T. K., Shalini, V. (2013). Arsenic: it's extent of pollution and toxicosis: An animal perspective. *Veterinary World* 6(1):53-58.
 209. Rust, D. M., Soignet, S. L. (2001). Risk/benefit profile of arsenic trioxide. *The Oncologist*, 6:29-32.
 210. Rutherford, P. M., Dudas, M. J., Samek, R. A. (1994). Environmental impacts of phosphogypsum, *Science of The Total Environment*, 149(1-2):1-38.
 211. Sager, M. (2007). Trace and nutrient elements in manure, dung and compost samples in Austria. *Soil Biology and Biochemistry*, 39(6):1383-1390.
 212. Sapunar-Postružnik, J., Bažulić, D., Grubelić, M., Helena, K. D., Njari, B. (2001). Cadmium in animal feed and foodstuffs of animal origin. *Food technology and biotechnology*, 39(1):67-71.
 213. Saračević, L. (1999). Veterinarska radiobiologija sa radijacionom higijenom, DES Sarajevo, Sarajevo, Bosna i Hercegovina.

214. Sasser, L. B., Jarboe, G. E. (1980). Intestinal absorption and retention of cadmium in neonatal pigs compared to rats and guinea pigs. *The Journal of nutrition*, 110(8):1641-1647.
215. Schutte, R., Nawrot, T. S., Richart, T., Thijs, L., Vanderschueren, D., Kuznetsova, T., Van Hecke, E., Roels, H. A., Staessen, J. A. (2008). Bone resorption and environmental exposure to cadmium in women: a population study. *Environmental health perspectives*, 116(6):777-783.
216. Sheppard, S. C., Sanipelli, B. (2012). Trace elements in feed, manure, and manured soils. *Journal of environmental quality*, 41(6):1846-1856.
217. Siewicki, T. C., Leffel, E. C. (1980). Effects of dietary cysteine on arsenic toxicity in the rat. *Nutritional Reports International*, 22(1):123-133.
218. Službeni glasnik RS, br.50/2012. Uredba o graničnim vrednostima zagađujućih materija u površinskim i podzemnim vodama i sedimentu i rokovima za njihovo dostizanje.
219. Službeni glasnik RS, br. 36 od 10.05.2018. godine. Pravilnik o granicama sadržaja radionuklida u vodi za piće, životnim namirnicama, stočnoj hrani, lekovima, predmetima opšte upotrebe, građevinskom materijalu i drugoj robi koja se stavlja u promet.
220. Službeni glasnik RS, br. 81/19, od 15. novembar 2019. godine. Pravilnik o maksimalnim koncentracijama određenih kontaminenata u hrani.
221. Službeni list Republike Srbije br. 42/98 i 44/99 i Službeni glasnik Republike Srbije br. 28/2019. Pravilnik o higijenskoj ispravnosti vode za piće.
222. Stankovic, S., Kalaba, P., Stankovic, A. R. (2014). Biota as toxic metal indicators. *Environmental Chemistry Letters*, 12(1):63-84.
223. Stoecker, B. (2004). Chromium. In *Elements and Their Compounds in the Environment* (eds E. Merian, M. Anke, M. Ihnat and M. Stoepler).
224. Stoepler, M. (2004). Arsenic. In *Elements and Their Compounds in the Environment*. Edited by Merian E., Anke, M., Ihnat, M., Stoepler, M. Wiley-VCH Verlag GmbH&Co. KGaA.
225. Stojanović, M. D., Lačnjevac, Č. M., Mihajlović, M. L., Petrović, M. V., Šoštarić, T. D., Petrović, J. T., Lopičić, Z. R. (2015). Ekološko i koroziono ponašanje osiromašenog uranijuma. *Chemical Industry/Hemijska Industrija*, 69(2):107-119.
226. Stojić, V., (2004). *Veterinarska fiziologija*. Beograd, Srbija. Naučna KMD.
227. Stout, M. D., Herbert, R. A., Kissling, G. E., Collins, B. J., Travlos, G. S., Witt, K. L., Melnick, R. L., Abdo, K. M., Malarkey, D. E., Hooth, M. J. (2009). Hexavalent chromium is carcinogenic to F344/N rats and B6C3F1 mice after chronic oral exposure. *Environmental Health Perspectives*, 117(5):716-722.
228. Strawn, D. G. (2018). Review of interactions between phosphorus and arsenic in soils from four case studies. *Geochemical transactions*, 19(1):1-13.
229. Streit, E., Schatzmayr, G., Tassis, P., Tzika, E., Marin, D., Taranu, I., Tabuc, C., Nicolau, A., Aprodu, I., Puel, O., Oswald, I. P. (2012). Current situation of mycotoxin contamination and co-occurrence in animal feed – Focus on Europe. *Toxins*, 4(10):788-809.
230. Sugawara, N., Sugawara C. (1974). Cadmium accumulation in organs and mortality during a continued oral uptake. *Archives of toxicology*, 32(4):297-306.
231. Sullivan, M. F., Miller, B. M., Goebel, J. C. (1984). Gastrointestinal absorption of metals (^{51}Cr , ^{65}Zn , $^{95\text{m}}\text{Tc}$, ^{109}Cd , ^{113}Sn , ^{147}Pm and ^{238}Pu) by rats and swine. *Environmental Research*, 35(2):439-453.

232. Sullivan, T. W., Douglas, J. H., Gonzalez, N. J. (1994). Levels of various elements of concern in feed phosphates of domestic and foreign origin. *Poultry science*, 73(4):520-528.
233. Suruchi i Pankaj Khanna. (2011). Assessment of heavy metal contamination in different vegetables grown in and around urban areas. *Research Journal of Environmental Toxicology*, 5(3):162-179.
234. Świergosz-Kowalewska, R. (2001). Cadmium distribution and toxicity in tissues of small rodents. *Microscopy research and technique*, 55(3):208-222.
235. Ševković, N., Pribičević, S., Rajić, I. (1991). *Ishrana domaćih životinja*, Beograd, Jugoslavija, Naučna knjiga.
236. Tallman, M. S. (2001). Arsenic trioxide: its role in acute promyelocytic leukemia and potential in other hematologic malignancies. *Blood Reviews*, 15(3):133-142.
237. Tannenbaum, A, Silverstone, H., Koziol, J. (1951). The distribution and excretion of uranium in mice, rats and dogs. In *Toxicology of Uranium Compounds* (A. Tannenbaum, Ed.), McGraw-Hill, New York, str. 128-181.
238. Tchounwou, P. B., Yedjou, C. G., Patlolla, A. K., Sutton, D. J. (2012). Heavy metal toxicity and the environment. *Molecular, clinical and environmental toxicology*, str.133-164.
239. Teodorović, M., Radović, I. (2004). *Svinjarstvo*. Poljoprivredni fakultet, Univerzitet u Novom Sadu, Novi Sad.
240. Teodorović, V., Dimitrijević, M. (2011). *Hemijski zagađivači namirnica animalnog porekla*. Naučna KMD, Beograd.
241. Tolstykh, E. I., Degteva, M. O., Bougrov, N. G., Napier, B. A. (2016). Body potassium content and radiation dose from ⁴⁰K for the urals population (Russia). *PLoS ONE*, 11(4):e0154266.
242. Tomović, V., Šojić, B., Jokanović, M., Škaljac, S., Ivić, M., Tomović, M., Tomašević, I., Stajić, S., Martinović, A. (2019). Mineral contents in pork and edible offal from indigenous pigs. *Journal of engineering & processing management*, 11(1):66-72.
243. Tomović, V. M., Petrović, L. S., Tomović, M. S., Kevrešan, Ž. S., Jokanović, M. R., Džinić, N. R., Despotović, A. R. (2011). Cadmium concentrations in the liver of 10 different pig genetic lines from Vojvodina, Serbia. *Food Additives and Contaminants: Part B*, 4(3):180-184.
244. United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation (UNSCEAR). (2008). *Sources and effects of ionizing radiation*. Volume I.
245. Uthus, E. O. (1994). Arsenic essentiality and factors affecting its importance. In *Arsenic exposure and health*/edited by Willard R. Chappell, Charles O. Abernathy, C. Richard Cothorn.
246. Uthus, E. O. (2003). Arsenic essentiality: a role affecting methionine metabolism. *The Journal of Trace Elements in Experimental Medicine: The Official Publication of the International Society for Trace Element Research in Humans*, 16(4):345-355.
247. Uthus, E. O., Poellot, R. (1991-1992). Effect of dietary pyridoxine on arsenic deprivation in rats. *Magnesium Trace Elem.* 10(5-6):339-347.
248. Vahter, M. (1983). Metabolism of arsenic. In *Biological and Environmental Effects of Arsenic*, B. A. Fowler, ed. Amsterdam: Elsevier, str. 171-198.
249. Vahter, M. (1994). Species differences in the metabolism of arsenic compounds. *Applied Organometallic Chemistry*, 8(3):175-182.

250. Velev, R., Krleska-Veleva, N., Čupić, V. (2009). Poisoning of domestic animals with heavy metals. *Veterinarski glasnik*, 63(5-6):393-405.
251. Verbeeck, R. M. H., Lassuyt, C. J., Heijligers, H. J. M., Driessens, F. C. M., Vrolijk J. W. G. A. (1981). Lattice parameters and cation distribution of solid solutions of calcium and lead hydroxyapatite. *Calcified Tissue International*, 33(1):243-247.
252. Vincent, J. B. (2001). The bioinorganic chemistry of chromium (III). *Polyhedron*, 20(1-2):1-26.
253. Visek, W. J., Whitney, I. B., Kuhn III, U. S. G., Comar, C. L. (1953). Metabolism of Gr51 by animals as influenced by chemical state. *Proceedings of the Society for Experimental Biology and Medicine*, 84(3):610-615.
254. Vitorović, G., Mitrović, B., Vitorović, D., Andrić, V., Adamović, I. (2011). Radiation hygienic control of mineral supplements and feed for pigs. *Biotechnology in Animal Husbandry*, 27(3):835-842.
255. Vranješ, B., Milićević, D., Šefer, D., Stefanović, S., Ajtić, J., Mitrović, B. M., 2020. Presence of natural radionuclides and toxic elements in monocalcium phosphate, complete feed and pig manure. *Science of The Total Environment*, 720:137578.
256. Vranješ, B., Mitrović, B., Andrić, V., Ajtić, J., Vranješ, M. (2017). Radioactivity in Monocalcium Phosphate and Complete Feed Mixtures for Pigs, *RAD Conf. Proc*, 2: 121-125.
257. Vuković, I. (2006). *Osnove Tehnologije mesa*. Naučna KMD, Beograd.
258. Wakefield, Z. T. (1980). *Distribution of Cadmium and Selected Heavy Metals in Phosphate Fertilizer Processing*, Tennessee Valley Authority and The Fertilizer Institute, Washington, DC.
259. Wang, H., Dong, Y., Yang, Y., Toor, G. S., Zhang, X. (2013). Changes in heavy metal contents in animal feeds and manures in an intensive animal production region of China. *Journal of Environmental Sciences*, 25(12):2435-2442.
260. Ward, G. M. (1966). Potassium Metabolism of Domestic Ruminants--A Review. *Journal of Dairy Science*. 49:268-276.
261. Ward, T. L. (1995). *Dietary Chromium Supplementation for Pigs and Chickens*. LSU Historical Dissertations and Theses. 6143.
262. Wenzel, W. W. (2012). Arsenic. In *Heavy metals in soils: trace metals and metalloids in soils and their bioavailability* (Vol. 22). ed., Alloway, B.J. Springer Science & Business Media.
263. Wester, R. C., Maibach, H. I., Sedik, L., Melendres, J., Dizio, S., Wade, M. (1992). In vitro percutaneous absorption of cadmium from water and soil into human skin. *Toxicological Sciences*, 19(1):1-5.
264. Wiersma, D., Van Goor, B. J., Van der Veen, N. G. (1986). Cadmium, lead, mercury, and arsenic concentrations in crops and corresponding soils in The Netherlands. *Journal of Agricultural and Food Chemistry*, 34(6):1067-1074.
265. Winski, S. L., Carter, D. E. (1998) Arsenate toxicity in human erythrocytes: characterization of morphologic changes and determination of the mechanism of damage. *Journal of Toxicol Environ Health A*, 53(5):345-55.
266. World Health Organization (WHO) (2017). *Guidelines for drinking-water quality: fourth edition incorporating the first addendum*. Geneva.
267. World Health Organization (WHO). (2012). *Uranium in drinking-water: background document for development of WHO guidelines for drinking-water quality* (No. WHO/SDE/WSH/03.04/118/REV/1). World Health Organization.

268. World Health Organization, Food and Agriculture Organization of the United Nations & Joint FAO/WHO Expert Committee on Food Additives. Meeting (73rd: 2010: Geneva, Switzerland). (2011). Evaluation of certain food additives and contaminants: seventy-third [73rd] report of the Joint FAO/WHO Expert Committee on Food Additives. World Health Organization.
269. Wrenn, M. E., Durbin, P. W., Willis, D. L., Singh, N. P. (1987). The potential toxicity of uranium in water. *Journal-American Water Works Association*, 79(4):177-184.
270. Wuana, R. A., Okieimen, F. E. (2011). Heavy metals in contaminated soils: a review of sources, chemistry, risks and best available strategies for remediation. *International Scholarly Research Notices. Ecology*, 2011, Article ID 402647, 20 str.
271. Xu, J., Maki, D., Stapleton, S. R. (2003). Mediation of cadmium-induced oxidative damage and glucose-6-phosphate dehydrogenase expression through glutathione depletion. *Journal of Biochemical and Molecular Toxicology*, 17(2):67-75.
272. Yu, H., Du, H., Wu, L., Li, R., Sun, Q., Hou, X. (2018). Trace arsenic speciation analysis of bones by high performance liquid chromatography-inductively coupled plasma mass spectrometry. *Microchemical Journal*, 141:176-180.
273. Zacharias, B., Lantzsch, H. J., Drochner, W. (2001). The influence of dietary microbial phytase and calcium on the accumulation of cadmium in different organs of pigs. *Journal of trace elements in medicine and biology*, 15(2-3):109-114.
274. Zalups, R. K., Ahmad, S. (2003). Molecular handling of cadmium in transporting epithelia. *Toxicology and Applied Pharmacology*, 186(3):163-188.
275. Zamora, L. M., Zielinski, J. M., Meyerhof, D., Moodie, G., Falcomer, R., Tracy, B. (2003). Uranium gastrointestinal absorption: the F1 factor in humans. *Radiation protection dosimetry*, 105(1-4):55-60.
276. Zamora, M. L., Zielinski, J. M., Meyerhof, D. P., Tracy, B. L. (2002). Gastrointestinal absorption of uranium in humans. *Health physics*, 83(1):35-45.
277. Zhang, F., Li, Y., Yang, M., Li, W. (2012). Content of heavy metals in animal feeds and manures from farms of different scales in northeast China. *International journal of environmental research and public health*, 9(8):2658-2668.
278. Zhou, X., Qu, X., Zhao, S., Wang, J., Li, S., Zheng, N. (2017). Analysis of 22 elements in milk, feed, and water of dairy cow, goat, and buffalo from different regions of China. *Biological trace element research*, 176(1):120-129.
279. Zhu, C., Guo-Qiang, C., Zhi-Xiang, S., Sai-Juan, C., Zhen-Yi, W. (2001). Treatment of acute promyelocytic leukemia with arsenic compounds: in vitro and in vivo studies. In *Seminar of Hematology*, 38(1):26-36.
280. Zimmerman, J. J., Karriker, A. L., Ramirez, A., Schwartz, J. K., Stevenson, W. G., Zhang, J. (2019). *Diseases of Swine. Eleventh Edition*

9. PRILOZI

Prilog 1. Specifična aktivnost (Bq/kg) ^{40}K , ^{238}U i ^{226}Ra u monokalcijum fosfatu

Element	Grupa	n	X_{\min}	X_{\max}	\bar{X}	Sd	Se	Cv%
^{40}K	K	10	46,2	51,5	48,4	1,8	0,6	4
	O1	10	25,4	32,2	29,5	1,7	0,6	6
	O2	10	6,3	9,7	8,1	1,1	0,3	14
^{238}U	K	10	39,8	57,9	47,1	5,7	1,8	12
	O1	10	1149,4	1234,2	1193,5	23,9	7,6	2
	O2	10	2250,5	2366,7	2295,5	36,7	11,6	2
^{226}Ra	K	10	3,8	6,6	4,8	1,0	0,3	20
	O1	10	9,3	12,1	10,7	0,9	0,3	9
	O2	10	10,2	15,0	12,8	1,2	0,4	9

Prilog 2. Sadržaj ^{238}U , Pb, Cd, Cr i As u monokalcijum fosfatu (mg/kg)

Element	Grupa	n	X_{\min}	X_{\max}	\bar{X}	Sd	Se	Cv%
^{238}U	K	10	3,45	4,13	3,81	0,19	0,06	5
	O1	10	86,08	106,20	96,86	7,43	2,35	8
	O2	10	178,76	195,98	186,50	5,50	1,74	3
Pb	K	10	0,058	0,079	0,068	0,007	0,002	10
	O1	10	0,056	0,081	0,067	0,009	0,003	13
	O2	10	< LoQ	< LoQ	< LoQ	< LoQ	< LoQ	< LoQ
Cd	K	10	0,07	0,09	0,08	0,01	0,002	13
	O1	10	0,94	1,03	1,00	0,09	0,010	9
	O2	10	1,50	1,72	1,59	0,08	0,024	5
Cr	K	10	3,15	4,86	3,98	0,51	0,162	13
	O1	10	64,45	72,29	68,08	2,20	0,695	3
	O2	10	106,04	117,40	110,75	3,59	1,136	3
As	K	10	0,93	1,23	1,05	0,09	0,028	9
	O1	10	3,68	4,17	3,98	0,16	0,051	4
	O2	10	5,77	6,140	5,96	0,12	0,038	2

Prilog 3. Specifična aktivnost (Bq/kg) ^{40}K , ^{238}U i ^{226}Ra u kompletnim krmnim smešama

Element	Grupa	n	X_{\min}	X_{\max}	\bar{X}	Sd	Se	Cv%
^{40}K	K	10	177,3	191,1	185,3	4,3	1,4	2
	O1	10	194,6	214,6	204,9	5,9	1,9	3
	O2	10	183,1	237,5	195,9	21,3	6,7	11
^{238}U	K	10	1,6	3,3	2,3	0,6	0,2	26
	O1	10	4,2	6,5	5,3	0,7	0,2	13
	O2	10	5,8	7,8	6,6	0,6	0,2	9
^{226}Ra	K	10	<MDA	<MDA	<MDA	<MDA	<MDA	<MDA
	O1	10	1,5	2,9	2,1	0,6	0,2	29
	O2	10	3,0	4,9	3,8	0,8	0,3	21

Prilog 4. Sadržaj ^{238}U , Pb, Cd, Cr i As u kompletnim krmnim smešama ($\mu\text{g}/\text{kg}$)

Element	Grupa	n	X_{\min}	X_{\max}	\bar{X}	Sd	Se	Cv%
^{238}U	K	10	119,59	260,13	165,64	37,86	11,97	23
	O1	10	321,21	512,03	401,08	71,19	22,51	18
	O2	10	434,35	599,52	509,19	56,00	17,71	11
Pb	K	10	79,98	194,93	131,98	41,38	13,08	31
	O1	10	148,41	222,53	186,63	29,10	9,20	16
	O2	10	127,58	390,07	244,28	72,44	22,91	30
Cd	K	10	40,52	49,93	45,43	3,01	0,95	7
	O1	10	84,37	100,01	93,11	5,52	1,74	6
	O2	10	40,42	59,16	46,12	5,71	1,81	12
Cr	K	10	158,25	298,82	242,66	48,13	15,22	20
	O1	10	324,88	780,00	540,32	130,57	41,29	24
	O2	10	1590,91	2972,3	2244,19	434,87	137,52	19
As	K	10	128,47	188,45	151,32	19,42	6,14	13
	O1	10	202,94	274,52	243,05	24,99	7,90	10
	O2	10	216,37	383,11	260,83	46,63	14,75	18

Prilog 5. Specifična aktivnost (Bq/L) ^{40}K , ^{226}Ra i ^{238}U u krvi

Element	Grupa	n	X_{\min}	X_{\max}	\bar{X}	Sd	Se	Cv%
^{40}K	K	10	66,2	85,2	80,9	5,9	1,9	7
	O1	10	67,7	90,1	80,7	7,6	2,4	9
	O2	10	71,8	85,8	78,9	5,3	1,7	7
^{238}U	K	10	< MDA	< MDA	< MDA	< MDA	< MDA	< MDA
	O1	10	< MDA	< MDA	< MDA	< MDA	< MDA	< MDA
	O2	10	< MDA	< MDA	< MDA	< MDA	< MDA	< MDA
^{226}Ra	K	10	< MDA	< MDA	< MDA	< MDA	< MDA	< MDA
	O1	10	< MDA	< MDA	< MDA	< MDA	< MDA	< MDA
	O2	10	< MDA	< MDA	< MDA	< MDA	< MDA	< MDA

Prilog 6. Sadržaj ^{238}U , Pb, Cd, Cr i As u krvi ($\mu\text{g/L}$)

Element	Grupa	n	X_{\min}	X_{\max}	\bar{X}	Sd	Se	Cv%
^{238}U	K	10	< LoQ	< LoQ	< LoQ	< LoQ	< LoQ	< LoQ
	O1	10	< LoQ	< LoQ	< LoQ	< LoQ	< LoQ	< LoQ
	O2	10	< LoQ	< LoQ	< LoQ	< LoQ	< LoQ	< LoQ
Pb	K	10	7,85	26,45	14,67	6,77	2,14	46
	O1	10	6,68	34,16	17,34	11,22	3,55	65
	O2	10	9,54	30,97	16,19	6,36	2,01	39
Cd	K	10	1,01	1,62	1,26	0,22	0,07	17
	O1	10	1,00	1,64	1,15	0,28	0,06	24
	O2	10	1,01	1,78	1,37	0,24	0,08	18
Cr	K	10	< LoQ	< LoQ	< LoQ	< LoQ	< LoQ	< LoQ
	O1	10	< LoQ	< LoQ	< LoQ	< LoQ	< LoQ	< LoQ
	O2	10	< LoQ	< LoQ	< LoQ	< LoQ	< LoQ	< LoQ
As	K	10	< LoQ	< LoQ	< LoQ	< LoQ	< LoQ	< LoQ
	O1	10	< LoQ	< LoQ	< LoQ	< LoQ	< LoQ	< LoQ
	O2	10	< LoQ	< LoQ	< LoQ	< LoQ	< LoQ	< LoQ

Prilog 7. Specifična aktivnost (Bq/kg) ^{40}K , ^{226}Ra i ^{238}U u jetri

Element	Grupa	n	X_{\min}	X_{\max}	\bar{X}	Sd	Se	Cv%
^{40}K	K	10	87,8	94,8	91,8	2,1	0,7	2
	O1	10	92,8	103,0	97,5	3,5	1,1	4
	O2	10	89,4	103,3	96,2	4,5	1,4	5
^{238}U	K	10	< MDA	< MDA	< MDA	< MDA	< MDA	< MDA
	O1	10	< MDA	< MDA	< MDA	< MDA	< MDA	< MDA
	O2	10	< MDA	< MDA	< MDA	< MDA	< MDA	< MDA
^{226}Ra	K	10	< MDA	< MDA	< MDA	< MDA	< MDA	< MDA
	O1	10	< MDA	< MDA	< MDA	< MDA	< MDA	< MDA
	O2	10	< MDA	< MDA	< MDA	< MDA	< MDA	< MDA

Prilog 8. Sadržaj ^{238}U , Pb, Cd, Cr i As u jetri ($\mu\text{g}/\text{kg}$)

Element	Grupa	n	X_{\min}	X_{\max}	\bar{X}	Sd	Se	Cv%
^{238}U	K	10	< LoQ	< LoQ	< LoQ	< LoQ	< LoQ	< LoQ
	O1	10	5,01	6,29	5,76	0,39	0,12	7
	O2	10	21,49	40,97	32,01	7,16	2,26	22
Pb	K	10	19,14	46,76	33,38	9,50	3,00	28
	O1	10	17,50	31,49	26,20	4,24	1,34	16
	O2	10	20,65	38,38	24,44	5,32	1,68	22
Cd	K	10	89,18	128,63	106,07	13,13	4,15	12
	O1	10	70,15	109,39	92,34	17,87	5,65	19
	O2	10	69,28	113,22	87,34	13,64	4,31	16
Cr	K	10	80,77	194,05	152,79	39,46	12,48	26
	O1	10	33,08	82,40	64,70	15,82	5,00	24
	O2	10	68,69	121,00	91,96	16,59	5,25	18
As	K	10	4,10	6,77	4,99	0,79	0,25	16
	O1	10	4,01	6,95	5,23	1,01	0,32	19
	O2	10	4,60	8,81	5,78	1,25	0,39	22

Prilog 9. Specifična aktivnost (Bq/kg) ^{40}K , ^{238}U i ^{226}Ra u bubrežima

Element	Grupa	n	X_{\min}	X_{\max}	\bar{X}	Sd	Se	Cv%
^{40}K	K	10	67,2	81,9	76,9	5,2	1,6	7
	O1	10	60,9	84,5	70,3	7,6	2,4	11
	O2	10	64,8	91,8	73,0	8,2	2,6	11
^{238}U	K	10	1,3	3,6	2,1	0,8	0,3	38
	O1	10	2,1	6,9	4,1	2,1	0,7	51
	O2	10	3,2	7,7	5,9	1,4	0,4	23
^{226}Ra	K	10	< MDA	< MDA	< MDA	< MDA	< MDA	< MDA
	O1	10	< MDA	< MDA	< MDA	< MDA	< MDA	< MDA
	O2	10	< MDA	< MDA	< MDA	< MDA	< MDA	< MDA

Prilog 10. Sadržaj ^{238}U , Pb, Cd, Cr i As u bubrežima ($\mu\text{g}/\text{kg}$)

Element	Grupa	n	X_{\min}	X_{\max}	\bar{X}	Sd	Se	Cv%
^{238}U	K	10	101,78	252,94	167,74	58,71	18,57	35
	O1	10	154,32	540,32	325,75	163,09	51,57	50
	O2	10	282,06	593,42	474,64	101,49	32,10	21
Pb	K	10	34,41	78,44	54,44	15,23	4,82	28
	O1	10	19,12	36,79	25,74	5,96	1,89	23
	O2	10	32,24	88,63	50,77	21,00	6,64	41
Cd	K	10	560,00	900,00	747,00	127,98	40,47	17
	O1	10	460,00	770,00	607,00	106,15	33,57	17
	O2	10	460,00	870,00	672,00	155,48	49,17	23
Cr	K	10	< LoQ	< LoQ	< LoQ	< LoQ	< LoQ	< LoQ
	O1	10	< LoQ	< LoQ	< LoQ	< LoQ	< LoQ	< LoQ
	O2	10	< LoQ	< LoQ	< LoQ	< LoQ	< LoQ	< LoQ
As	K	10	53,55	85,35	67,07	10,47	3,31	16
	O1	10	24,40	45,73	33,06	7,31	2,31	22
	O2	10	44,92	69,43	55,94	8,02	2,54	14

Prilog 11. Specifična aktivnost (Bq/kg) ^{40}K , ^{238}U i ^{226}Ra u kostima

Element	Grupa	n	X_{\min}	X_{\max}	\bar{X}	Sd	Se	Cv%
^{40}K	K	10	4,3	5,6	4,8	0,4	0,1	8
	O1	10	4,6	6,8	5,7	0,8	0,2	14
	O2	10	5,4	8,5	7,1	1,3	0,4	18
^{238}U	K	10	1,5	2,5	1,8	0,5	0,2	28
	O1	10	1,5	2,8	1,9	0,5	0,2	26
	O2	10	1,8	2,9	2,2	0,4	0,1	18
^{226}Ra	K	10	< MDA	< MDA	< MDA	< MDA	< MDA	< MDA
	O1	10	< MDA	< MDA	< MDA	< MDA	< MDA	< MDA
	O2	10	< MDA	< MDA	< MDA	< MDA	< MDA	< MDA

Prilog 12. Sadržaj ^{238}U , Pb, Cd, Cr i As u kostima ($\mu\text{g}/\text{kg}$)

Element	Grupa	n	X_{\min}	X_{\max}	\bar{X}	Sd	Se	Cv%
^{238}U	K	10	80,65	198,15	145,13	39,46	12,48	27
	O1	10	107,11	217,74	149,52	32,52	10,28	22
	O2	10	137,20	225,81	181,21	27,02	8,54	15
Pb	K	10	263,96	481,18	361,06	77,88	24,63	22
	O1	10	258,65	484,40	331,28	68,84	21,77	21
	O2	10	424,14	618,74	525,57	68,28	21,59	13
Cd	K	10	3,77	11,22	7,30	2,55	0,80	35
	O1	10	1,22	9,89	4,63	2,56	0,81	55
	O2	10	4,31	15,79	9,38	3,88	1,22	41
Cr	K	10	466,36	865,28	627,96	116,14	36,73	18
	O1	10	577,74	1255,34	898,56	243,97	77,15	27
	O2	10	1047,36	2895,21	1862,52	536,64	169,70	29
As	K	10	35,93	63,69	46,28	9,95	3,15	21
	O1	10	36,87	49,79	43,69	4,54	1,44	10
	O2	10	81,90	159,87	121,71	31,68	10,01	26

Prilog 13. Specifična aktivnost (Bq/kg) ^{40}K , ^{238}U i ^{226}Ra u fecesu

Element	Grupa	n	X_{\min}	X_{\max}	\bar{X}	Sd	Sx	Cv%
^{40}K	K	10	506,6	585,5	560,1	20,9	6,6	4
	O1	10	539,1	563,9	547,3	7,9	2,5	1
	O2	10	604,9	660,1	629,7	22,0	7,0	3
^{238}U	K	10	3,0	5,8	4,3	1,0	0,3	23
	O1	10	21,8	27,9	25,2	2,3	0,7	9
	O2	10	30,9	49,4	42,3	5,8	1,8	14
^{226}Ra	K	10	3,7	5,6	4,4	0,6	0,2	14
	O1	10	14,6	18,9	16,4	1,4	0,4	9
	O2	10	21,9	31,5	26,5	2,8	0,9	11

Prilog 14. Sadržaj Pb, Cd, Cr i As u fecesu (mg/kg)

Element	Grupa	n	X_{\min}	X_{\max}	\bar{X}	Sd	Se	Cv%
^{238}U	K	10	0,21	0,50	0,33	0,09	0,028	27
	O1	10	1,68	2,23	1,83	0,16	0,051	9
	O2	10	2,49	4,03	3,25	0,60	0,189	18
Pb	K	10	1,01	1,86	1,39	0,31	0,098	22
	O1	10	2,18	8,76	5,88	2,11	0,667	36
	O2	10	1,60	2,29	1,99	0,23	0,074	12
Cd	K	10	0,22	0,46	0,33	0,07	0,023	23
	O1	10	0,22	0,46	0,34	0,07	0,021	19
	O2	10	0,28	0,48	0,37	0,06	0,017	15
Cr	K	10	1,89	4,52	3,31	0,78	0,247	24
	O1	10	9,10	39,99	23,41	9,34	2,953	39
	O2	10	8,02	12,33	10,06	1,53	0,484	15
As	K	10	0,49	0,64	0,56	0,05	0,017	9
	O1	10	1,29	3,79	2,49	0,71	0,224	28
	O2	10	0,78	1,66	1,01	0,26	0,082	26

Prilog 15. Telesna masa svinja tokom trajanja ogleada (kg)

1. Dan tova							
Grupa	n	X_{\min}	X_{\max}	\bar{X}	Sd	Se	Cv%
K	10	24	37	29,7	4,1	1,3	14
O1	10	25	35	29,9	3,3	1,0	11
O2	10	26	35	29,1	3,1	0,9	11
I nedelja							
Grupa	n	X_{\min}	X_{\max}	\bar{X}	Sd	Se	Cv%
K	10	30	42	35,3	4,0	1,3	11
O1	10	30	41	35,6	3,5	1,1	10
O2	10	30	43	33,4	3,8	1,2	11
II nedelja							
Grupa	n	X_{\min}	X_{\max}	\bar{X}	Sd	Se	Cv%
K	10	33	45	37,6	4,3	1,4	12
O1	10	34	47	40,7	3,9	1,2	10
O2	10	34	45	37,5	3,1	0,9	8
III nedelja							
Grupa	n	X_{\min}	X_{\max}	\bar{X}	Sd	Se	Cv%
K	10	38	52	43,8	4,7	1,5	11
O1	10	40	52	45,7	3,5	1,1	8
O2	10	40	53	45,9	5,2	1,6	11
IV nedelja							
Grupa	n	X_{\min}	X_{\max}	\bar{X}	Sd	Se	Cv%
K	10	42	57	47,2	5,2	1,6	11
O1	10	44	58	51,2	3,9	1,2	8
O2	10	44	62	52,5	5,8	1,8	11
V nedelja							
Grupa	n	X_{\min}	X_{\max}	\bar{X}	Sd	Se	Cv%
K	10	47	68	53,6	7,0	2,2	13
O1	10	49	64	57,3	4,5	1,4	8
O2	10	49	69	59,2	5,9	1,9	10
VI nedelja							
Grupa	n	X_{\min}	X_{\max}	\bar{X}	Sd	Se	Cv%
K	10	52	72	58,1	7,3	2,3	13
O1	10	54	70	63,3	5,1	1,6	8
O2	10	53	77	65,3	7,5	2,4	11
VII nedelja							
Grupa	n	X_{\min}	X_{\max}	\bar{X}	Sd	Se	Cv%
K	10	55	81	65,1	9,3	2,9	14
O1	10	58	74	68	5,3	1,7	8
O2	10	60	87	73,4	8,4	2,7	11

Prilog 15. (Nastavak)

VIII nedelja							
Grupa	n	X_{\min}	X_{\max}	\bar{X}	Sd	Se	Cv%
K	10	60	89	70,7	10,4	3,3	15
O1	10	60	79	72,5	5,9	1,9	8
O2	10	66	92	78	7,9	2,5	10
IX nedelja							
Grupa	n	X_{\min}	X_{\max}	\bar{X}	Sd	Se	Cv%
K	10	66	97	77,7	11,1	3,5	14
O1	10	63	85	77	6,7	2,1	9
O2	10	71	102	85,9	8,8	2,8	10
X nedelja							
Grupa	n	X_{\min}	X_{\max}	\bar{X}	Sd	Se	Cv%
K	10	73	108	86,7	12,7	4,0	15
O1	10	66	101	83,7	10,6	3,4	13
O2	10	76	111	93,1	9,7	3,1	10
XI nedelja							
Grupa	n	X_{\min}	X_{\max}	\bar{X}	Sd	Se	Cv%
K	10	81	117	95,4	13,1	4,1	14
O1	10	72	97	88,3	7,5	2,4	9
O2	10	81	114	99,1	10,1	3,2	10
XII nedelja							
Grupa	n	X_{\min}	X_{\max}	\bar{X}	Sd	Se	Cv%
K	10	85	122	102	13,9	4,4	14
O1	10	79	106	95	7,9	2,5	8
O2	10	85	120	105,6	10,4	3,3	10
XIII nedelja							
Grupa	n	X_{\min}	X_{\max}	\bar{X}	Sd	Se	Cv%
K	10	90	130	108,8	14,1	4,4	13
O1	10	87	115	101,8	8,1	2,6	8
O2	10	90	126	112,5	10,6	3,3	9
XIV nedelja							
Grupa	n	X_{\min}	X_{\max}	\bar{X}	Sd	Se	Cv%
K	10	96	139	115,7	15,4	4,9	13
O1	10	94	123	108,3	8,7	2,7	8
O2	10	95	127	117,7	10,2	3,2	9
XV nedelja							
Grupa	n	X_{\min}	X_{\max}	\bar{X}	Sd	Se	Cv%
K	10	100	146	121,2	15,5	4,9	13
O1	10	101	129	115,2	9,3	2,9	8
O2	10	99	135	123,2	11,4	3,6	9

Priolog 15. (Nastavak)

Dan klanja							
Grupa	n	X_{\min}	X_{\max}	\bar{X}	Sd	Se	Cv%
K	10	105	147	124,3	15,5	4,9	12
O1	10	107	136	121,2	10,6	3,3	9
O2	10	104	143	128,1	12,3	3,9	10

Prilog 16. Ukupni prirast svinja u tovu (kg)

Grupa	n	X_{\min}	X_{\max}	\bar{X}	Sd	Se	Cv%
K	10	77	112	94,6	12,4	3,91	13
O1	10	76	105	91,3	10,2	3,22	11
O2	10	78	112	99,0	9,9	3,14	10

Prilog 17. Prosečan dnevni prirast svinja u tovu (kg/danu)

Grupa	n	X_{\min}	X_{\max}	\bar{X}	Sd	Se	Cv%
K	10	0,700	1,02	0,860	0,113	0,036	13
O1	10	0,760	1,05	0,913	0,102	0,032	11
O2	10	0,709	1,01	0,900	0,090	0,029	10

BIOGRAFIJA AUTORA

Borjana Vranješ rođena je 18. marta 1985. godine u Zemunu, Republika Srbija gde je završila osnovnu školu „Užička republika“ i prirodno – matematički smer gimnazije „Zemunska gimnazija“. Diplomirala je na Fakultetu Veterinarske medicine, Univerziteta u Beogradu 2013. godine, sa prosečnom ocenom 8,20, a diplomski rad pod nazivom „Intestinalne opstrukcije, etiologija i klasifikacija“, pod vođstvom prof. dr Branislava Prokića je odbranila 28. maja 2013. godine sa ocenom 10 (deset). Školske 2013/2014. godine upisala je Doktorske akademske studije, na Fakultetu veterinarske medicine, Univerzitet u Beogradu i položila sve ispite predviđene studijskim programom sa prosečnom ocenom 9,31.

Od početka 2015. godine volontirala je na Katedri za radiologiju i radijacionu higijenu, u laboratoriji za radijacionu higijenu. U martu 2016. godine zaposlena je na Katedri za radiologiju i radijacionu higijenu kao asistent iz uže naučne oblasti Radiobiologija sa radijacionom higijenom.

Doktorand Borjana Vranješ je u junu 2015. godine na Univerzitetu u Norveškoj (Norwegian University of Life Science) odslušala i položila kurs „Radiobiologija životne sredine“. U junu 2017. godine na Fakultetu veterinarske medicine, Univerziteta u Beogradu odslušala je kurs „Harmonizacija nacionalnih propisa iz oblasti dobrobiti životinja u ogledima sa propisima u Evropskoj Uniji“.

Tokom 2018. godine pohađala je dvodnevni seminar „Tumačenje zahteva za nove verzije ISO 9001:2015 (Sistem menadžmenta kvalitetom-Zahtevi) i preporuke za njegovu primenu“. Tokom iste godine pohađala je kurs za Interne provere prema ISO/IEC 17025:2017 i stekla sertifikat za internog proveravača. Od 01. oktobra 2018. godine. postavljena je za odgovorno lice sistema menadžmenta na katedri za Radiologiju i radijacionu higijenu u laboratoriji za radijacionu higijenu. Tokom 2019. godine uspešno je sprovela prelazak laboratorije na novu verziju standarda ISO/IEC 17025:2017 i održala akreditaciju laboratorije.

Objavila je ukupno 13 naučno-istraživačkih radova, od kojih je pet publikovano u časopisima međunarodnog značaja (dva u časopisima kategorije M21a, jedan u časopisu kategorije M22 i dva u časopisima kategorije M23), tri u zbornicima međunarodnih naučnih skupova i dva u časopisima nacionalnog značaja kategorije M51 i M52.

Изјава о ауторству

Потписани-а Борјана Врањеш

број уписа 15/24

Изјављујем

да је докторска дисертација под насловом

Присуство природних радионуклида и токсичних елемената у фосфатним адитивима и постмортално одређивање резидуа у крви, јетри, бубрезима, костима и фецесу товних свиња

- резултат сопственог истраживачког рада,
- да предложена дисертација у целини ни у деловима није била предложена за добијање било које дипломе према студијским програмима других високошколских установа,
- да су резултати коректно наведени и
- да нисам кршио/ла ауторска права и користио интелектуалну својину других лица.

Потпис докторанда

У Београду, _____

Изјава о истоветности штампане и електронске верзије докторског рада

Име и презиме аутора: Борјана Врањеш

Број уписа: 15/24

Студијски програм Докторске академске студије

Наслов рада Присуство природних радионуклида и токсичних елемената у фосфатним адитивима и постмортално одређивање резидуа у крви, јетри, бубрезима, костима и фецесу товних свиња

Ментор 1: др Бранислава Митровић, ванредни професор

Ментор 2: др Драган Милићевић, научни саветник

Потписани Борјана Врањеш

изјављујем да је штампана верзија мог докторског рада истоветна електронској верзији коју сам предао/ла за објављивање на порталу **Дигиталног репозиторијума Универзитета у Београду**.

Дозвољавам да се објаве моји лични подаци везани за добијање академског звања доктора наука, као што су име и презиме, година и место рођења и датум одбране рада.

Ови лични подаци могу се објавити на мрежним страницама дигиталне библиотеке, у електронском каталогу и у публикацијама Универзитета у Београду.

Потпис докторанда

У Београду, _____

Прилог 3.

Изјава о коришћењу

Овлашћујем Универзитетску библиотеку „Светозар Марковић“ да у Дигитални репозиторијум Универзитета у Београду унесе моју докторску дисертацију под насловом:

Присуство природних радионуклида и токсичних елемената у фосфатним адитивима и постмортално одређивање резидуа у крви, јетри, бубрезима, костима и фецесу товних свиња

која је моје ауторско дело.

Дисертацију са свим прилозима предао/ла сам у електронском формату погодном за трајно архивирање.

Моју докторску дисертацију похрањену у Дигитални репозиторијум Универзитета у Београду могу да користе сви који поштују одредбе садржане у одабраном типу лиценце Креативне заједнице (Creative Commons) за коју сам се одлучио/ла.

1. Ауторство

2. Ауторство - некомерцијално

③ Ауторство - некомерцијално - без прераде

4. Ауторство - некомерцијално - делити под истим условима

5. Ауторство - без прераде

6. Ауторство - делити под истим условима

(Молимо да заокружите само једну од шест понуђених лиценци, кратак опис лиценци дат је на полеђини листа).

Потпис докторанда

У Београду, _____

1. Ауторство - Дозвољавате умножавање, дистрибуцију и јавно саопштавање дела, и прераде, ако се наведе име аутора на начин одређен од стране аутора или даваоца лиценце, чак и у комерцијалне сврхе. Ово је најслободнија од свих лиценци.
2. Ауторство – некомерцијално. Дозвољавате умножавање, дистрибуцију и јавно саопштавање дела, и прераде, ако се наведе име аутора на начин одређен од стране аутора или даваоца лиценце. Ова лиценца не дозвољава комерцијалну употребу дела.
3. Ауторство - некомерцијално – без прераде. Дозвољавате умножавање, дистрибуцију и јавно саопштавање дела, без промена, преобликовања или употребе дела у свом делу, ако се наведе име аутора на начин одређен од стране аутора или даваоца лиценце. Ова лиценца не дозвољава комерцијалну употребу дела. У односу на све остале лиценце, овом лиценцом се ограничава највећи обим права коришћења дела.
4. Ауторство - некомерцијално – делити под истим условима. Дозвољавате умножавање, дистрибуцију и јавно саопштавање дела, и прераде, ако се наведе име аутора на начин одређен од стране аутора или даваоца лиценце и ако се прерада дистрибуира под истом или сличном лиценцом. Ова лиценца не дозвољава комерцијалну употребу дела и прерада.
5. Ауторство – без прераде. Дозвољавате умножавање, дистрибуцију и јавно саопштавање дела, без промена, преобликовања или употребе дела у свом делу, ако се наведе име аутора на начин одређен од стране аутора или даваоца лиценце. Ова лиценца дозвољава комерцијалну употребу дела.
6. Ауторство - делити под истим условима. Дозвољавате умножавање, дистрибуцију и јавно саопштавање дела, и прераде, ако се наведе име аутора на начин одређен од стране аутора или даваоца лиценце и ако се прерада дистрибуира под истом или сличном лиценцом. Ова лиценца дозвољава комерцијалну употребу дела и прерада. Слична је софтверским лиценцама, односно лиценцама отвореног кода.