

SRPSKO VETERINARSKO DRUŠTVO



ZBORNİK RADOVA I KRATKIH SADRŽAJA

32. SAVETOVANJE VETERINARA SRBIJE



Zlatibor, 9–12. septembar 2021.

32. SAVETOVANJE VETERINARA SRBIJE
Zlatibor, 09–12. septembar, 2021.

Organizator:

Srpsko veterinarsko društvo

Suorganizatori:

Fakultet veterinarske medicine Univerzitet u Beogradu
Poljoprivredni fakultet, Univerzitet u Novom Sadu, Departman za veterinarsku medicinu

Pokrovitelji:

Ministarstvo poljoprivrede, šumarstva i vodoprivrede, Uprava za veterinu
Veterinarska komora Srbije

Predsednik SVD: Prof. dr Milorad Mirilović, dekan FVM

Organizacioni odbor:

Predsednik: Milorad Mirilović

Potpredsednici: Stamen Radulović i Miodrag Rajković

Sekretar: Jasna Stevanović

Tehnički sekretar: Katarina Vulović

Marketing menadžer: Nebojša Aleksić

Programski odbor:

Nedeljko Karabasil (predsednik), Danijela Kirovski, Sonja Radojičić, Sanja Aleksić Kovačević, Bojan Toholj,
Slobodanka Vakanjac, Ivan Vujanac, Vitomir Čupić, Dragan Šefer, Milan Maletić, Vladimir Dimitrijević

Počasni odbor:

Branislav Nedimović, Emina Milakara, Nedeljko Tica, Ivan Bošnjak, Ivan Stančić, Mišo Kolarević,
Saša Bošković, Nenad Budimović, Ratko Ralević

Sekretarijat:

Slobodan Stanojević, Sava Lazić, Ivan Miloš, Miodrag Bošković, Radislava Teodorović, Milutin Simović,
Zoran Rašić, Milan Đorđević, Predrag Maslovarić, Zoran Jevtić, Zoran Knežević, Vojislav Arsenijević,
Ljubinko Šterić, Dragutin Smoljanović, Miloš Petrović, Bojan Blond, Vesna Đorđević, Dobrila Jakić-Dimić,
Branislava Belić, Slavica Kuša Jelesijević, Milica Lazić, Laslo Matković, Darko Bošnjak, Petar Milović,
Rade Došenović, Nikola Milutinović, Gordana Žugić, Jasna Stevanović, Željko Sladojević

Izdavač:

Srpsko veterinarsko društvo, Beograd

Za izdavača:

Prof. dr Milorad Mirilović, predsednik SVD

Urednici:

Prof. dr Miodrag Lazarević i prof. dr Nedeljko Karabasil

Lektura i korektura: Prof. dr Lazarević Miodrag

Tehnički urednik: Lazarević Gordana

Tehnička izrada korica: Branislav Vejnović

Štampa: Naučna KMD, Beograd, 2021

Tiraž: 400 primeraka

ISBN 978-86-83115-43-3

PESTICIDI TOKSIČNI ZA RIBE

**Vitomir Ćupić¹, Saša Ivanović¹, Sunčica Borozan¹,
Andreja Prevendar Crni³, Indira Mujezinović³, Gordana Žugić⁴,
Romel Velev⁵, Dejana Ćupić Miladinović¹**

¹Fakultet Veterinarske medicine, Univerzitet u Beogradu, Beograd, R. Srbija;

²Veterinarski fakultet, Sveučilište u Zagrebu, Zagreb, R. Hrvatska;

³Veterinarski fakultet, Univerzitet u Sarajevu, Sarajevo, R. Bosna i Hercegovina;

⁴Agencija za lekove i medicinska sredstva R. Srbije;

⁵Veterinarski fakultet, Univerzitet u Skoplju, R. Severna Makedonija

Kratak sadržaj

Poznato je da su brojni pesticidi kroz istoriju imali veliki značaj u zaštiti zdravlja ljudi i životinja. Oni su suzbijanjem i uništavanjem, kako uzročnika, tako i prenosilaca bolesti spasli milione života i isto tako, znatno uvećali prinose poljoprivrednih kultura. Međutim, poslednjih godina čovek postaje sve svesniji da njegova okolina iz dana u dan postaje sve više zagađena hemikalijama koje mogu delovati štetno, kako na samog čoveka, tako i na životinje i biljke. Među ovim hemikalijama značajno mesto zauzimaju pesticidi. Neki od njih su zbog svojih toksičnih efekata (organohlorni insekticidi) već povučeni iz upotrebe, a slična sudbina čeka i neke druge pecticide, a pre svega one, koji su organofosforne građe.

*Odavno je poznato da su mnoge hemikalije toksične za ribe, od kojih posebno treba spomenuti amonijak, fenole, cijanide i soli nekih teških metala. Takođe i druge hemikalije, koje su se ranije koristile ili se još uvek koriste kao pesticidi, kao što su: olovni-arsenat, bakar-sulfat, natrijum-arsenit, natrijum-cijanid, organohlorni insekticidi, organofosforni insekticidi, karbamati, piretroidi i fenolne smeše su takođe toksični za ribe. Pored ovih su i prirodna organska jedinjenja dobijena iz biljaka, kao što su buhač, deris i duvan, široko korišćena kao insekticidi. Iz buhača, odnosno cveta ove biljke (*Chrysanthemum cinerariaefolium treviranus*) izolovano je više jedinjenja (piretrini) sa insekticidnim delovanjem, za koje je poznato da su visoko toksični za ribe. Biljke rodova *Derris* ili *Lonchocarpus* sadrže aktivnu supstanciju rotenon, koja je ekstremno toksična za ribe i od davnina je poznata kao otrov za ribe. Riba su takođe podložne štetnom delovanju cigareta. Nikotin, aktivni sastojak biljke *Nicotiana tobacum*, je toksičan za većinu riba. Naime, nikotin i druge toksične supstancije iz dima cigarete, se lako rastvaraju u vodi, pa tako i male količine mogu biti veoma štetne, pa čak i smrtonosne za ribu.*

Cilj ovog rada je da se iznošenjem najvažnijih podataka o toksičnom delovanju pesticida na ribe, bar delom smanji broj trovanja ovih životinja raznim pesticidima, a time i zagađenje životne sredine.

Ključne reči: životna sredina, nikotin, piretrini, riba, rotenon, toksični pesticidi

UVOD

Brojni pesticidi kroz su istoriju imali veliki značaj u zaštiti zdravlja ljudi i životinja. Naime, oni su suzbijanjem i uništavanjem, kako uzročnika, tako i prenosilaca bolesti spasili milione života i isto tako znatno uvećali prinose poljoprivrednih kultura. Međutim, poslednjih godina čovek postaje svesniji da njegova okolina iz dana u dan postaje sve više zagađena hemikalijama koje mogu delovati štetno, kako na samog čoveka, tako i na životinje i biljke. Među ovim hemikalijama, značajno mesto zauzimaju pesticidi. Neki od njih su zbog svojih toksičnih efekata (organohlorni insekticidi) već povučeni iz upotrebe u većini zemalja u svetu, a slična sudbina čeka i neke druge pesticide, a pre svega one, koji su organofosforne građe (Ćupić, 2015; 1998).

Odavno je poznato da su mnoge hemikalije toksične za ribe, od kojih posebno treba spomenuti amonijak, fenole, cijanide i soli nekih teških metala. Takođe i druge hemikalije, koje su ranije korišćene, ili se još uvek koriste kao pesticidi, kao što su: olovni-arsenat, bakar-sulfat, natrijum-arsenit, natrijum-cijanid, organohlorni insekticidi, organofosforni insekticidi, karbamati, piretroidi, neki fungicidi, herbicidi i silvicidi i fenolne smeše su takođe toksične za ribe. Pored ovih, prirodna organska jedinjenja dobijena iz biljaka, kao što su buhač, deris i duvan, su široko korišćeni kao insekticidi. Iz buhača, odnosno cveta ove biljke (*Chrysanthemum cinerariaefolium treviranus*) izolovano je više jedinjenja (piretrini) sa insekticidnim delovanjem, za koje se zna da su visoko toksični za ribe. Biljke rodova *Derris* ili *Lonchocarpus* sadrže aktivnu supstanciju rotenon, koja je ekstremno toksična za ribe i od davnina su je domoroci u Aziji i Americi (u obliku paste ili ekstrakata) koristili kao otrov za ribe. RIBE su takođe podložne štetnom delovanju cigareta. Nikotin, aktivni sastojak biljke *Nicotiana tabacum*, je veoma toksičan za većinu riba. Naime, nikotin i druge toksične supstancije iz dima cigarete, lako se rastvaraju u vodi, pa tako i male količine mogu biti vrlo štetne, pa čak i smrtonosne za ribu (Edwards, 1973; Domsch, 1992; Anadon i sar., 2009).

Pojavom organohlornih pesticida, prvih sintetičkih pesticida, organskog porekla, četrdesetih godina prošlog veka, započela je nova era u kontroli brojnih štetočina. Razvojem i uvođenjem u praksu prva dva predstavnika ovih jedinjenja (DDT i lindan) i prskanjem istih po vodenim površinama (sa ili bez prisustva ljudi), u šumama, domaćinstvima i može se reći gotovo svuda gde žive ljudi i životinje, napravljen je zaista pravi preokret u zaštiti ljudi i domaćih životinja od brojnih insekata, a sa njima naravno i brojnih zaraznih bolesti. Imajući ovo u vidu, industrija pesticida je nastavila intenzivno da proizvodi i uvodi u praksu i druge predstavnike ovih jedinjenja, pa je u narednih 30 godina njihov broj značajno povećan. Vrlo brzo, zbog prilično neracionalne, pa može se reći i nepravilne primene (sredstva su primenjivana prskanjem, prašenjem ili fumigacijom po vodenim površinama u vreme kupanja ljudi) bez obzira na početnu euforiju, koja je zaista bila prisutna, ona je počela da splašnjava. To se dogodilo onog momenta kada su sa terena počele da pristižu prve informacije o toksičnom delovanju or-

ganohlornih jedinjenja na životnu sredinu, kao i procese i organizme koji žive u njoj (Edwards, 1973; Plumlee, 2004; Robich, 2004).

Treba istaći da se veoma mali broj pesticida, naročito u ranijem periodu, može smatrati selektivnim i da deluje samo na određene štetočine. To svakako povećava rizik da će žrtve njihovog delovanja potencijalno biti i drugi organizmi u prirodi. Za ribe je poznato da spadaju među najosetljivije orgnizme na veliki broj pesticida i drugih hemikalija. Danas smo veoma često svedoci trovanja riba sa letalnim ishodom, koja upravo nastaju usled izlivanja ili namernog ispuštanja raznih hemikalija, a među njima i pesticida u reke ili jezera, bilo iz industrijskih objekata ili nakon prskanja poljoprivrednih površina. Ova sredstva se koriste i u šumarstvu, hortikulturi i komunalnoj higijeni, pa su i to izvori potencijalnog trovanja riba (Edwards, 1973; Reemtsma i Jekel, 2006; Gupta, 2012).

Efekti pesticida na ribe i ispitivanje akutne toksičnosti

Poznato je da većina pesticida može delovati toksično na ribe, pa čak izazvati i letalni ishod i pri relativno niskim koncentracijama. Pored letalnog ishoda, koji može nastati usled direktnog delovanja ili usled gladovanja (zbog uništenja hrane kojom se hrane ribe), pesticidi mogu da utiču na rast i razvoj ribe, reprodukciju i ponašanje. Na toksično delovanje pesticida, posebno su osetljive ribe mlađeg uzrasta (Edwards, 1973, Tomlin, 1997).

Upravo su zbog činjenice da ribe spadaju među najosetljivije vrste životinja, na koje toksično mogu delovati brojni pesticidi, ove vrste životinja su uzete kao reprezentativne, za ispitivanje ekotoksičnog delovanja, ne samo pesticida, već i brojnih drugih hemikalija, pa i lekova. Za procenu toksičnog delovanja pesticida (između ostalih) koristi se ispitivanje akutne toksičnosti riba, odnosno test na osnovu kojeg se dobijaju vrednosti srednje letalne doze koja izaziva smrt kod 50 procenata tretiranih životinja. Kod sisara i ptica se do ove doze dolazi na osnovu količine pesticida koja se životinjama aplikuje i.m., i.v., s.k., p.o., odnosno dermalno, kada se pesticidi u određenim koncentracijama resorbuju iz tkiva, odnosno digestivnog trakta ili preko kože. Kod riba se srednja letalna doza, ili bolje reći koncentracija (LC50) određuje na osnovu izlaganja ovih životinja određenim koncentracijama pesticida u vodi u zadatim vremenskim periodima (24, 48 i 96 sati). Put ulaska pesticida u organizam ribe, u ovim slučajevima, uglavnom se odvija preko škrge (Edwards, 1973; Reemtsma i Jekel, 2006), a time i direktno u vaskularni sistem. U cilju poređenja toksičnosti različitih pesticida, mora se voditi računa da se testovi vrše pod strogo kontrolisanim uslovima, korišćenjem jedne vrste ribe i primeraka ujednačene veličine. Temperatura vode, takođe mora biti konstantna, a sadržaj kiseonika dovoljan za održavanje ribe u normalnom stanju (Edwards, 1973; Gupta, 2012). Tokom perioda ispitivanja riba se ne hrani.

Međutim, vrednosti za akutnu srednju smrtnu koncentraciju, ne moraju uvek biti siguran parametar na osnovu kojeg će se proceniti stepen toksičnosti nekih pesticida kod riba. Tako je za pesticide koji su postojani (stabilni) u životnoj sredini i imaju lipofilna svojstva (organohlorna jedinjenja), karakteristično

da se (sa sve većom izloženosti riba) akumuliraju u tkivima. Drugim rečima, kada se ribe u kratkom (normalnom) periodu izlože ovakvim pesticidima, oni kod njih neće izazvati značajnije efekte, pa bi se moglo na osnovu toga pogrešno zaključiti da ovakvi pesticidi nisu toksični za ribe. Međutim, ukoliko se period testiranja, odnosno ispitivanja produži na nekoliko nedelja ili meseci, onda će se pojaviti i letalni ishodi. Dodatni problem ovakvih ispitivanja kod riba stvaraju poteškoće vezane za održavanje stalnih koncentracija pesticida u vodi, ali i opasnost da u međuvremenu ne dođe do naknadne kontaminacije (Edwards, 1973; Humphreys, 1998).

Bez obzira, što su metodologija ispitivanja toksičnosti pesticida, kao i sve propisane mere zaštite značajno napredovale, ipak treba istaći da u velikom broju zemalja, a posebno onim gde se ova sredstva možda najviše koriste, nema još uvek pravih ili bolje reći da nema dovoljno informacija, koliko su ovakve mere uticale ili utiču na pravilan i zdrav uzgoj ribe, na životnu sredinu, a time i na zaštitu zdravlja ljudi (Humphreys, 1988; Gupta, 2012; Edwards, 1973; Reemtsma i Jekel, 2006).

Koncentracija pesticida u prirodnim vodama

Iako su visoke koncentracije pesticida često posledica slučajnog prosipanja raznih formulacija ovih jedinjenja u jezera i reke, posledični letalni ishodi kod riba, često nisu veći, od onih koji mogu nastati ili bi se mogli očekivati od sličnih akcidenata sa drugim hemikalijama. Perzistentne hemikalije, pa tako i pesticidi, mogu predstavljati dugoročnu opasnost, upravo zbog svoje stabilnosti, ali treba istaći da se mnogi pesticidi u vodi hidrolizuju ili brzo ispiraju iz rečnog sistema i na taj način stvaraju samo privremeni problem (Edwards, 1973; Albanis i Hela, 1998; Munaron i sar., 2003; Gilliom i sar., 2000).

Kontaminacija voda, koja nastaje nakon primene pesticida u cilju zaštite poljoprivrednih useva ili druge upotrebe ovih sredstava, može dugoročno imati negativne posledice. Bez obzira, što je u ovakvim situacijama, pesticide (usled odsustva masovnog mortaliteta riba) teže identifikovati, oni su potencijalno štetniji za riblju populaciju i njen opstanak u budućnosti (Edwards, 1973; Reemtsma i Jekel, 2006; Hinck i sar., 2009).

Koncentracija neke hemikalije u tekućoj vodi ili u jezeru, nakon raspršivanja iz vazduha, može biti izračunata u cilju poređenja sa koncentracijama, koje se koriste u ispitivanju dugotrajne (hronične) toksičnosti, odnosno u eksperimentima, radi utvrđivanja subletalnih efekata pesticida na ribe. Eksperimenti ove vrste su samo od akademske vrednosti, ako su koncentracije koje izazivaju efekte značajno niže od onih, koje mogu nastati u prirodi, odnosno u praksi. Dakle, aplikacijom nekog pesticida raspršivanjem, u količini od 1,12 kg/ha, padom na vodu dubine od jednog metra (u jezercu ili nekon odvodnom kanalu) dobija se koncentracija tog pesticida u vodi od 0,37 mg/l, što je oko dvadeset puta veće od 24-satne LC50 za potočnu pastrmku. Izračunate su i koncentracije različitih pesticida u vodi na dubini od 30 cm, nakon prskanja u koncentracijama i količinama, koje su

preporučene za useve na susednom zemljištu i upoređene sa 24-satnom LC50 za potočnu pastrmku (Reemtsma i Jekel, 2006; Edwards, 1973).

Nekoliko pesticida, posebno organohlornih, kao što su aldrin, dieldrin i DDT, su u vreme kada su korišćeni dostizali koncentracije koje su mogle biti veoma toksične za ribe. Danas je to slučaj pre svega sa organofosforinim insekticidima, kao što je hlorspirifos. Ovaj insekticid je utvrđen na obalama mora, moru, kao i u deltama reka, gde pretstavlja dugotrajnu opasnost za vodene ekosisteme. Slična situacija je i sa herbicidima (pentahlorofenol) i fungicidima (bakar-oksihlorid) koji takođe predstavljaju potencijalnu opasnost za ribe (Reemtsma i Jekel, 2006; Edwards, 1973; Anonymous, 1999-2004; Anonymous, 2009a, 2012, 2006).

Većina dokumentovanih primera efekata prskanja iz vazduha, na život vodenih organizama, vezana je za upravo za organohlorne insekticide (DDT), ali su samo u nekoliko izveštaja merene koncentracije DDT-a, koje je ovaj pesticid postizao u rekama i potocima. Tako je zabeleženo da je upotreba DDT-a u količini od 1,12 kg/ha u šumama u Montani (Edwards, 1973) prouzrokovala značajno smanjenje populacije vodenih insekata na potocima, ali nije primećen efekat na pastrmke. Odmah nakon prskanja, utvrđena koncentracija DDT-a u vodi je iznosila 0,10 ppm, a 30 minuta kasnije 0,33 ppm, dok se nakon 27 sati DDT više nije mogao detektovati. Slični rezultati su dobijeni i kasnije (Edwards, 1973). Korišćenjem istih koncentracija DDT-a prskanjem u ostalim potocima Montane, nakon 30 minuta je izmerena maksimalna koncentracija od 0,01 ppm. Ni u ovim ispitivanjima nisu utvrđeni efekti na ribe. Međutim, zabeleženi su slučajevi uginjavanja riba, koja su nastala, nakon nekoliko meseci od prskanja, za koje se pretpostavlja da su rezultat direktnog trovanja riba, ali i gutanja otrovanih insekata (Edwards, 1973). Čini se verovatnim da su trovanja riba sa smrtnim ishodom, nakon prskanja više posledica akumulacije pesticida u hrani, nego direktnog uzimanja iz vode.

Slična ispitivanja su vršena i kasnije sa predstavnicima organofosforinim pesticida. Tako je u jednom ispitivanju riba gambuzija (*Gambusia affinis*), korišćen paration u koncentraciji od 1,12 i 0,11 kg/ha (Edwards, 1973). Rezultati ispitivanja su dokazali da je, u većoj koncentraciji, ovaj pesticid potpuno eliminisao ribe i u tkivima istih je utvrđena maksimalna koncentracija parationa od 27 ppm. Niža koncentracija nije imala vidljiv efekat na ribe, mada je maksimalna količina rezidua iznosila 22,5 ppm i nije bila mnogo manja od one koja je utvrđena nakon korišćenja veće doze (Edwards, 1973).

Ispitivanja vezana za ribe su sprovedena i sa rotenonom, toksafenom i endrinom. Koncentracije ovih pesticida su iznosile 0,01-0,14 ppm (rotenon), 0,01-0,02 ppm (toksafen) i 0,001-0,003 ppm (aldrin). Dokazano je da je toksafen mnogo perzistentniji, nego ostala dva jedinjenja, te da je sposoban da kontroliše i mnogo rezistentnije insekte (Edwards, 1973).

Na kraju treba istaći da na doze neophodne da izazovu mortalitet kod riba utiču brojni faktori, a pre svega adsorpcija na sediment ili na vegetaciju, kao i akumulacija od strane prisutne faune. Sve ovo može uticati na količinu pesticida

koju će ribe uzeti i ove vrednosti se mogu značajno razlikovati u odnosu na one u laboratorijskim uslovima. Ovo naravno treba imati u vidu prilikom poređenja rezultata dobijenih ispitivanjem stepena toksičnosti na terenu i onih u laboratorijskim uslovima (Edwards, 1973).

Uticaj toka vode na toksičnost pesticida

Poređenje vrednosti srednjih letalnih doza dobijenih posle ispitivanja u stajaćim i vodenim sredinama sa neprestanim protokom vode, rađeno je još odavno, korišćenjem riba gambuzija i to onih koje su osetljive i onih koje nisu osetljive na pojedine pesticide. Ovim ispitivanjem su bila testirana četiri pesticida, jedan organofosfat (paration) i tri organohlorna pesticida (toksafen, DDT i endrin). Mortalitet je, kod osetljivih riba, rastao sa povećanjem koncentracije pesticida i bio je veći i brži u tekućoj vodi. Kod rezistentnih riba su dobijeni slični rezultati, izuzev za paration, koji je bio toksičniji u stajaćoj vodi. Ipak, mortalitet je bio veći kod osetljivih, nego kod rezistentnih riba. Pretpostavlja se da je niža toksičnost u stajaćoj vodi, posledica smanjene početne koncentracije pesticida, usled njihove resorpcije, kao i uklanjanja i metabolisanja od strane riba. Povećana toksičnost parationa u stajaćoj vodi, pripisivana je produkciji toksičnijeg metabolita paraoksona, koji bi se isprao u potočnom sistemu (Edwards, 1973; Philips and Bode, 2004).

Uticaj temperature vode na toksičnost pesticida

Uticaj temperature na toksične efekte velikog broja pesticida na ribe, dobro je dokumentovan. Među brojnim studijama, treba svakako spomenuti onu sa endrinom. Naime, još odavno je utvrđeno da je endrin 84 puta toksičniji za šarana (*Ciprinus carpeo*) na temperaturi od 27, 28 °C, nego na 7, 8 °C. Ispitivana je i toksičnost insekticida heptahlor i hlordekona za ribe *Lepomis microlophus*. Heptahlor je testiran na pet temperatura, od od 7,2 do 29,4° C nekoliko puta od 6 do 96 sati. Hlordekon je testiran tokom svih perioda pri svakoj od pet temperatura. Povećanje toksičnosti hlordekona sa 7,2 do 29,4 °C bilo je za oko pet puta veće za period od 24 - 96 sati, ali nije bilo linearno. U kraćim vremenima, razlika u toksičnosti između 7,2 do 29,4 °C je bila veća, nego za 24 sata. Za heptahlor, LD50 je nakon 24 sata iznosila 0,092 mg/l na temperaturi od 7,2 °C, a 0,022 mg/l, na 29,4 °C. Međutim, na 35,56 °C, toksičnost za izlaganje od 96 sati je bila 3,7 puta veća, nego za šest sati, dok je za hlordekon, ovaj odnos bio tridesetak puta veći (Edwards, 1973).

Treba takođe istaći da je disanje, a samim tim i unos pesticida preko škrge, brže pri višim temperaturama, jer je veća potreba za kiseonikom, ali je tada rastvorljivost kiseonika manja. Primećeno je da je u stajaćim vodama raspoloživost pesticida ograničena, pa bi se nakon 96 sati moglo očekivati da efekt temperature bude manji, nego nakon 24 sata. Povećan metabolizam i unos kiseonika će, međutim, rezultirati nižim rastvaranjem kiseonika i akumulacijom većih koncentracija otpadnih produkata, čime se povećava osetljivost riba. Ovo komplikuje odre-

divanje prave ili tačne vrednosti za LD50 za testirane pesticide, na koju ne utiču promene hemijskih uslova, te pruža dalju podršku postupku ispitivanja toksičnosti u vodi sa kontinuiranim protokom vode (Edwards, 1973).

Međutim, ima primera (mada ređih) da se toksičnost povećava sa smanjenjem temperature. Tako je još odavno utvrđeno da LD50 za DDT, nakon 48-časovnog izlaganja za plavoškrgu sunčanicu, na 7,2 °C iznosi 0,0024 mg/l, dok na 29,4 °C ova vrednost iznosi 0,0064 mg/l. Na 35,56 °C LD50 je iznosila 0,0016 mg/l i 0,0056 mg/l (Edwards, 1973; Coupe i sar., Cope, 1999–2004).

Uticađ tvrdoće vode na toksičnost

Dokazano je da tvrdoća vode (koja normalno zavisi od količine prisutnog kalcijuma sa ili bez magnezijuma), kao i pH, koji zavisi od prisustva bikarbonata (koji opet nastaju usled rastvaranja kalcijuma) mogu takođe uticati na toksičnost pesticida. Međutim, nije poznato koji je od ova dva faktora u većoj meri odgovoran za toksičnost pesticida. U nekim slučajevima se može sumnjati na direktnu reakciju kalcijuma sa pesticidom, a u drugim bi uticaj pH na jonizaciju mogao biti presudan. Ipak, nekoliko autora je još odavno utvrdilo da je toksičnost često vezana za tvrdoću vode. Tako je u jednoj studiji ispitivana toksičnost organohlor-nih i organofosfatnih pesticida na ribe u mekoj vodi (pH 7,4) i tvrdoj vodi (pH 8,2). Iako je razlika između ovih pH vrednosti bila mala, vrednosti kalcijum-karbonata su se značajno razlikovale i iznosile su 20 mg/l (meka voda) i 400 mg/l (tvrda voda). Rezultati ispitivanja su ukazali da razlike u pH vrednostima nisu značajnije uticale na vrednosti LD50 kod 10 ispitivanih organofosfor-nih pesticida. Međutim, kada je ispitivana toksičnost trihlorfona, vrednost za LD50 u tvrdoj vodi je bila manja od one u mekoj, verovatno zbog bržeg razlaganja ovog pesticida u toksičnije metabolite pri većim pH vrednostima. Prilikom ispitivanja 10 organohlor-nih insekticida, korišćenih kod istih riba, takođe nije utvrđeno da je razlika u pH značajnije delovala na njihovu toksičnost. Slični rezultati su dobijeni i prilikom ispitivanja karbonatnih insekticida (Edwards, 1973; Boxall, 2005).

Uticađ vremena izlaganja riba na toksičnost pesticida

Vreme izlaganja riba, odnosno period za koji se određuje LD50, ima veliki značaj i ove vrednosti su obično mnogo manje nakon izlaganja u toku 96 sati, od onih koje se dobijaju posle izlaganja od 24 sata. Odnos između ovih vrednosti je, međutim, veoma promenljiv. Tako je u jednom ispitivanju (korišćenjem četiri vrste riba i trinaest insekticida) generalno utvrđeno da postoji relativno malo povećanje osetljivosti riba, između dva perioda izlaganja (24 i 96 sati). Kod kalifornijske pastrmke, nisu utvrđene nikakve razlike u stepenu toksičnosti između 24-satnog i 96-satnog izlaganja riba (Edwards, 1973; Boxall, 2005; Reemtsma i Jelke, 2006). Sa druge strane, trihlorfonu se toksičnost povećavala kod kalifornijske pastrmke i plavoškrgu sunčanice između 24-časovnog i 96-časovnog izlaganja.

Uticaj veličine ribe na stepen osetljivosti prema pesticidima

Brojne studije izvedene u cilju ispitivanja uticaja veličine ribe na stepen toksičnosti nekog pesticida, dokazale su da veličina riba može značajno uticati na njihovu osetljivost prema pesticidima. Smatra se da veće ribe proporcionalno uzimaju (uklanjaju) više pesticida, nego manje. Većina istraživača tvrdi da se osetljivost riba smanjuje sa povećanjem veličine riba (Edwards, 1973), ali i ovde ima izuzetaka.

Uticaj pesticida na reprodukciju

Izvedeno je više studija u cilju ispitivanja mogućeg uticaja različitih koncentracija pesticida na procese reprodukcije kod riba. U ovim ispitivanjima, pesticidi su korišćeni u koncentracijama, koje su bile subletalne za odrasle ribe. Ispitivanja su dokazala da postoji korelacija između pada u reprodukciji kod jezerske pastrmke u mrestilištima i koncentracije pesticida, kao i kasnijeg povećanog uginjavanja mlađi (Edwards, 1973).

Uticaj pesticida na ponašanje

Efekti letalnih vodenih koncentracija pesticida, pre uginuća riba, obično se manifestuju poremećajem u plivanju, otežanim disanjem i pojavom grčeva. Tako je još odavno, u ispitivanju toksičnog delovanja endrina, utvrđeno da ovaj pesticid dovodi do poremećaja u centralnom nervnom sistemu, koji se manifestuje brzim pokretima (uz grčenje) tela i peraja, bržim disanjem, i većom osetljivošću na spoljne stimuluse (Edwards, 1973). Riba se zatim premešta na površinu vode, pliva polako, a ponekad i unazad i sve to je praćeno grčevima. Navedeni efekti se postepeno pojačavaju, gubi se ravnoteža i riba pliva spiralno, sve dok ne prestane disanje. Iako su ovi efekti tipični kod trovanja mnogim pesticidima, treba spomenuti da se kod riba može još pojaviti paraliza i nesposobnost da se pomeraju sa dna ribnjaka ili rezervoara u kojem se vrši ispitivanje. Dokazano je da subletalne koncentracije, takođe mogu uticati na ponašanje, odnosno centralni nervni sistem i da se navedeni efekti prilično razlikuju od onih koji nastaju posle primene pesticida u letalnim koncentracijama (Edwards, 1973; Carter, 2000).

Uticaj pesticida na biohemijske promene

Izlaganjem riba, različitim koncentracijama pesticida, mogu se izazvati brojne promene u vrednostima biohemijskih parametara. Među njima treba svakako spomenuti efekte organofosfornih pesticida na aktivnost enzima acetilholin-esteraze i koncentraciju acetilholina, koji je bitan za nervno-mišićnu aktivnost. Na osnovu inhibicije acetilholin-esteraze, autori su ispitivali prisustvo organofosfatnih pesticida u vodi. Otkriveno je da su neke ribe (plavoškrga sunčanica) osetljivije od drugih vrsta riba i značajna inhibicija ovog enzima organofosfatnim pesticidima je utvrđena nakon izlaganja riba koncentraciji pojedinih pesticida iz ove grupe od 0,001 mg/l. Po toksičnosti su se posebno isticali azinfos-metil i

paration i ova inhibicija je bila prisutna pri navedenoj koncentraciji do 30 dana od primene. Čak je utvrđeno da inhibicija ovog enzima od 40 do 70 procenata može izazvati uginuće riba. Kasnije je čak predloženo da određivanje koncentracije ovog enzima bude indikator na osnovu kojeg će se procenjivati zagađenje ribnjaka organofosfatima (Edwards, 1973; Smith i sar., 1996; Assis i sar., 2012; Oruc, 2012).

Posle primene nekih pesticida, utvrđeno je da nije bilo promena u nivou serumskih hlorida, gama globulina i mokraćne kiseline, ali je zabeleženo povećanje koncentracije natrijuma, kalijuma, kalcijuma i holesterola u serumu. U jetri riba su utvrđene niže koncentracije natrijuma, kalijuma, kalcijuma, magnezijuma i cinka, što ukazuje na oštećenje njenih funkcija (Smith i sar., 1996, Edwards, 1973).

Hlorpirifos u ribama (*Oreochromis niloticus*), snižava nivo serumskog kortizola, estradiola i testosterona, bez promene gonadnog somatskog indeksa (Oruc, 2012).

Zapaženo je da izlaganje subletalnim koncentracijama hlorpirifosa, dovodi do oksidativnog stresa kod riba. Izloženost šarana (*Ciprinus carpio*), koncentracijama od 5, 10 i 15 ppb uzrokovalo je povećanje količine malonildialdehida (MDA) i aktivnosti superoksid dismutaze (SOD) (Oruc, 2012), dok je kod riba *Oreochromis niloticus* utvrđeno smanjenje aktivnosti ovog enzima (Xing i sar., 2012).

Uticaj pesticida na fiziološke funkcije

Osim činjenice da pesticidi mogu delovati štetno na rast i reprodukciju, zabeleženi su i drugi fiziološki efekti. Jedan od ranih simptoma akutnog toksičnog delovanja (iako nije specifičan za pesticide) je respiratorni poremećaj i objavljeni su rezultati brojnih istraživanja uticaja pesticide na potrošnju kiseonika.

Poznato je da ribe unose veliku količinu pesticida u svoj organizam preko škrga (Edwards, 1973; Trewes-Brown, 2000). Sa pojavom simptoma trovanja, stepen potrošnje kiseonika se povećava. Međutim, pojedini utori su zapazili da neke ribe, koje su bile izložene endrinu, neposredno pre uginuća imaju značajno manju potrebu za potrošnjom kiseonika. Povećana brzina disanja, verovatno povećava stepen unosa bilo kog pesticida u vodi. Neki autori (Johnson, 1980; Edwards, 1973) su otkrili da su ribe izložene endrinu, u koncentraciji od 0,1 pg/l (subletalna koncentracija), povećale potrošnju kiseonika, ali kada su bile izložene koncentraciji od 1,0 pg/l (letalna koncentracija) potrošnja kiseonika se smanjila.

ZAKLJUČCI

Odavno je poznato da su mnogi pesticidi, kao što su: olovni-arsenat, bakar-sulfat, natrijum-arsenit, natrijum-cijanid, organohlorni insekticidi, organofosforni insekticidi, karbamati i piretroidi, rotenon, piretrini i nikotin toksični za ribe.

Za ribe je poznato da spadaju među najosetljivije organizme na veliki broj pesticida i nekih drugih hemikalija.

Danas smo veoma često svedoci trovanja riba sa letalnim ishodom, koja upravo nastaju usled izlivanja ili namernog ispuštanja različitih hemikalija, a među njima i pesticida u reke ili jezera.

Oni mogu poticati iz industrijskih objekata ili dospevaju u vodu nakon prskanja poljoprivrednih površina. Primena ovih sredstava u šumarstvu, hortikulturi i komunalnoj higijeni je takođe izvor potencijalnog trovanja riba.

Pored letalnog ishoda, koji može nastati usled direktnog delovanja ili usled gladovanja (zbog uništenja hrane kojom se hrane ribe), pesticidi mogu delovati štetno na disanje, funkcije jetre i bubrega, rast i razvoj ribe, biohemijske procese, reprodukciju i ponašanje. Na toksično delovanje pesticida, posebno su osetljive ribe mlađeg uzrasta.

Zahvalnica:

Ovu studiju je podržalo Ministarstvo prosvete, nauke i tehnološkog razvoja Republike Srbije, u skladu sa odredbama Ugovora o finansiranju istraživanja 2021. godine (br. 451-03-9/2021-14/200050 od 05.02.2021).

LITERATURA

1. Albanis TA, Hela DG, 1998, *Int J Environ Anal Chem*, 70, 105–20; 2. Anadón A, Martínez-Larrañaga MR, Martínez MA, 2009. Use and abuse of pyrethrins and synthetic pyrethroids in veterinary medicine, *Vet J*, 182, 7-20; 3. Anonymous, US EPA, 2009, Chlorpyrifos Summary Document Registration Review: Initial Docket March, Docket Number: EPA-HQOPP-2008-0850. Case #0100. United States Environmental Protection Agency, Washington, D.C.; 4. Anonymous, NZ EPA, 2012, Chlorpyrifos. Classification, New Zealand Environmental Protection Authority, Wellington; 5. Anonymous, US EPA, 2006, Reregistration Eligibility Decision for Chlorpyrifos, United States Environmental Protection Agency, Washington, D.C.; 6. Anonymous. Data from the website of the Environment Agency (UK) can be found at <http://www.environment-agency.gov.uk>; 7. Assis CR, Linhares AG, Oliveira VM, França RC, Carvalho EV et al., 2012, Comparative effect of pesticides on brain acetylcholinesterase in tropical fish, *Sci Total Environ*, 441, 141-50; 8. Boxall A, Long C, 2005, *Environ. Toxicol Chem*, 24, 759-60; 9. Carter A, 2000, *Pestic Outlook*, 11, 149–56; 10. Coupe RH, Thurman EM, Zimmerman LR, 1998, *Environ Sci Technol*, 32, 66; 11. Ćupić V, 2015, Najčešća trovanja u veterinarskoj medicine, *Stručna knjiga*, Beograd; 12. Ćupić V, 1998, Pesticidi kao uzročnici epidemijskih trovanja, *Arch Toxicol Kinet Xenobiot Metabol*, 6, 3, 667–74; 13. Domsch JH, 1992, *Pestizide im Boden*, VCH, Weinheim; 14. Edwards CA, 1973, Environmental pollution by pesticides, Rothamsted Experimental Station Harpenden, Hertfordshire, England, Plenum Press. London; 15. Gilliom RJ, Barbash JE, Kolpin DW, Larson SJ, 1999, *Environ Sci Technol*, 33, 164 A-169 A. 16. Gupta RC, *Veterinary toxicology*, 2012, *Basic and Clinical Principles*, Second Edition, Academic Press; 17. Hinck JE, Schmitt CJ, Choinacki KA, Tillitt DE, 2009, Environmental contaminants in freshwater fish and their risk to piscivorous wildlife based on a national monitoring program, *Environ Monit Assess*, 152, 1-4, 469-94; 18. Humphreys DJ *Veterinary Toxicology*,

1988, 3rd ed. Bailliere Tindall, London; **19.** Johnson WW, Mack TF, 1980, Handbook of acute toxicity of chemicals to fish and aquatic invertebrates. United states department of the interior fish and wildlife service/resource publication 137, Washington; **20.** Munaron D, Scribe P, Dubernet JF, Kantin R, Vanhoutte A et al, 2003, XII Symposium Pesticide Chemistry, 717-26; **21.** Oruc E, 2012, Oxidative stress responses and recovery patterns in the liver of *Oreochromis niloticus* exposed to chlorpyrifos-ethyl, Bull Environ Contam Toxicol, 88, 5, 678-84; **22.** Phillips PJ, Bode EW, 2004, Pest Manag Sci, 60, 531-43; **23.** Plumlee K, 2004, Clinical Veterinary Toxicology, Mosby; **24.** Robich RA, Coupe RH, Thurman EM, 2004, Sci Total Environ, 321, 189-99; **25.** Reemtsma T, Jekel M, 2006, Organic Pollutants in the Water Cycle, Wiley-VCH; **26.** Tomlin CDS, 1997, The Pesticide Manual, British Crop Protection Council; **27.** Smith NJ, Martin RC, Croix RGS, 1996, B Environ Contam Tox, 57, 759-65; **28.** Trewes-Brown KM, 2000, Applied Fish Pharmacology, Kluwer Academic Publishers; **29.** Xing H, Li S, Wang Z, Gao X, Xu S, Wang X, 2012, Oxidative stress response and histopathological changes due to atrazine and chlorpyrifos exposure in common carp, Pestic Biochem Physiol, 103, 1, 74-80.