

Kopp R.^{1,2}, Adamovský, O.², Hilscherová, K.², Ziková A.^{1,2}, Mareš J.¹, Navrátil S.³, Palíková M.³, Hlávková, J.^{1,2}, Babica, P.², Marsálek, B.², Bláha, L.²

¹*Oddělení rybářství a hydrobiologie, Mendelova zemědělská a lesnická univerzita, Zemědělská 1, 613 00 Brno*

²*Centrum pro cyanobakterie a jejich toxiny, Botanický ústav AVČR, RECE TOX, Masarykova Univerzita, Kamenice 126/3, 62500 Brno*

³*Ústav veterinární ekologie a ochrany životního prostředí, Veterinární a farmaceutická univerzita, Palackého 1–3, 612 42 Brno*

Sinice (cyanobacterie) produkují celou řadu biologicky aktivních látek, kterými mohou ovlivňovat ostatní vodní organizmy, sebe navzájem, ale i fyzikální a chemické vlastnosti vody. Jednou z nejsledovanějších skupin látek produkovaných sinicemi jsou toxiny. Cyanotoxiny představují rozmanitou skupinu látek jak z chemického tak z toxikologického hlediska. Nejrozšířenější a ve sladkých vodách nejčastěji nalezenou (a tudíž i nejvíce studovanou) skupinou cyanotoxinů představují microcystiny.

Microcystiny byly nalezeny u zástupců rodů planktonních, bentických i půdních sinic. V ČR produkují microcystiny běžně se vyskytující zástupci rodů *Microcystis*, *Anabaena*, *Planktothrix*, *Oscillatoria*, *Anabaenopsis* aj. Chemicky se jedná o cyklické heptapeptidy, lišící se mezi sebou nejčastěji různou skladbou navázaných aminokyselin. V současnosti je známo přes 70 strukturálních variant a kongenerů, mnohé cyanobacterie produkují souběžně i několik microcystinů.

Nejběžnějšími známými strukturálními variantami microcystinů jsou MCYST-LR, -RR, -YR. Většina microcystinů je poměrně hydrofilní, ve vodě dobře rozpustná a netěkavá. Microcystiny jsou velmi stabilní, odolné vůči chemické hydrolyze a působení peptidáz. Menší množství microcystinů je produkováno do okolního prostředí, většina však zůstává uvnitř sinicových buněk, odkud se ve vyšších koncentracích dostává do prostředí při kolapsu vodního květu sinic [1].

Microcystiny jsou vysoce toxické, mechanismus jejich účinku spočívá v kovalentní vazbě na katalytickou podjednotku proteinfosfatáz 1 a 2A [2]. Primárně jsou postiženy jaterní buňky, které aktivně přijímají microcystiny z krevního oběhu prostřednictvím transportního systému pro žlučové kyseliny [3]. Lze je však detekovat i v jiných orgánech – svaly, kůže, střední epitel, krev. Sinicové toxiny se mohou projevit různými škodlivými vlivy na rybi organismus i v závislosti na vývojovém stadiu ryb. Působení sinicových toxinů se projevuje změnou doby kulení jiker, malformacemi embryí, změnou hodnot hematologických a biochemických parametrů [4].

Microcystiny se mohou kumulovat v různých vodních organizmech např. rybách, měkkýších, planktonních bezobratlých aj. Ryby mohou přijímat a kumulovat cyanotoxiny různými cestami. Fytoplanktonní druhy ryb (např. tolstolobik bílý – *Hypophthalmichthys molitrix*) přímo v potravě skrze konzumaci toxických sinic. Ryby, které běžně nepřijímají fytoplankton v potravě, mohou přijímat rozpuštěný microcystin skrze žaberní epitel, nebo kůži. Další možnou cestou je skrze potravní řetězec (např. platýz přijme v potravě mlže, kteří filtrovali toxické sinice). Orální cestu příjmu toxinu lze však považovat za nejdůležitější [5].

Koncentrace microcystinů nalezených v různých tkáních ryb jsou uvedeny v tabulce 1. Pro lepší srovnání jsou všechny udávané hodnoty koncentrace microcystinů vyjádřeny v $\mu\text{g MCYST/g}$ čerstvé tkáně. Nejvyšší koncentrace toxinu by se daly očekávat u ryb žijících ve sinicemi, ale MCYST-LR bývá v tkáních fytoplanktonofágních ryb v relativně nízkých koncentracích. V přírodním prostředí byly zaznamenány i vyšší koncentrace toxinu v tkáních karnivorních a omnivorních ryb než u býložravého tolstolobika bílého [6]. Koncentrace toxinu závisí na množství přijaté potravy, které bývá podstatně nižší u karnivorních než u býložravých ryb [7]. Vliv na akumulaci toxinů mohou mít i rozdíly mezi gastrointestinálním traktem karnivorních ryb (např. pstruh duhový) a srovnání s planktonofágními a býložravými rybami (např. kapr obecný) [8]. Kaprovití podobně jako Cichlidy mají delší tenké střevo s větší absorpční kapacitou, proto by měly kumulovat vyšší koncentrace MCYST, což je v protikladu ke studiím na Čínských jezerech, kde byly toxiny v nejvyšších koncentracích u karnivorních ryb. Naopak [9] vysvětluje nižší příjem toxinů u kaprovitých ryb neutrálním až zásaditým pH v trávicím traktu těchto ryb. Pro účinné trávení sinicových buněk, je nutné kyselé prostředí. Z literárních zdrojů vyplývá, že není přímý vztah mezi rybami s různým potravním spektrem a koncentrací toxinů v tkáních ryb. Způsob trávení u ryb a jejich potravní výběrovost není spolehlivým indikátorem potenciální akumulace cyanotoxinů [10].

Koncentrace toxinů nalezených v rybách jsou značně závislé na délce expozice cyanobakteriálním toxinům a proto dost nepředvídatelné. Studie s tilapií (*Tilapia rendalli*) ukázala závislost akumulace toxinu z buněk sinic rodu

Microcystis na intenzitě příjmu krmiva rybami [11]. Velmi zajímavé jsou vysoké hodnoty MCVYST ve svalovině v průběhu detoxikační fáze, kdy ryby nejsou po delší dobu vystaveny působení toxinu. Srovnatelnost dat z různých studií je problematická, protože jsou značné rozdíly v koncentracích toxinů, expoziční době, vstupu toxinu do organismu a dalších biotických a abiotických faktorech. Nepopiratelné však je, že navzdory rozdílným podmínkám jednotlivých experimentů prováděných u ryb dochází ke kumulaci MCVYST v rybích tkáních. Na základě výsledků publikovaných studií lze vysledovat trend nejvyšší kumulace toxinů ve střevním epitelu a játrech, nižší koncentrace v ledvinách a svalovině. Cyanobakteriální toxiny byly nalezeny i v dalších tkáních ryb – gonádách, krvi, slezině, žlučníku aj. [6, 12, 13, 21, 22].

Ryba	Orgán/ tkáň	MCYST µg/g	Zdroj toxinu	Toxicita prostředí	Citace
Tolstolobik bílý (<i>Hypophthalmichthys molitrix</i>) 1500–2900 g	játra	0,290	Přírodní populace sinic rodu <i>Microcystis</i> a <i>Anabaena</i>	dlouhodobá expozice	[6]
	sval	0,066			
	krv	0,070			
	ledviny	0,033			
Kapr obecný (<i>Cyprinus carpio</i>) 625–725 g	játra	2,175			
	sval	0,026			
	krv	0,200			
	ledviny	0,021			
Karas stříbrný (<i>Carassius auratus</i>) 64–88 g	játra	0,450			
	sval	0,497			
	krv	0,998			
	ledviny	0,126			
Tilapie spp. (<i>Tilapia rendalli</i>) 5 cm	játra	0,05–2,80	Toxin získán z přírodní populace <i>Microcystis aeruginosa</i>	expozice 100 dnů v prostředí MCYSTs 14,6–29,2 µg/rybu/den	[11]
	sval	0–0,08			
Tolstolobik pestrý (<i>Aristichthys nobilis</i>) 264–2811 g	střevo	0,002–3,975	Přírodní populace <i>Microcystis aeruginosa</i>	Intracelulární MCs 0–15,58 µg/l dlouhodobá expozice	[12]
	játra	0–0,080			
	ledviny	0–0,017			
	slezina	0–0,003			
	žlučník	0–0,002			
	žábra	0–0,002			
	krv	0–0,005			
	sval	0–0,516			
Tolstolobik bílý (<i>Hypophthalmichthys molitrix</i>) 141–1759 g	střevo	0,001–7,515	Přírodní populace <i>Microcystis aeruginosa</i>	Intracelulární MCs 0–15,58 µg/l dlouhodobá expozice	[13]
	játra	0–0,125			
	ledviny	0–0,043			
	slezina	0–0,002			
	žlučník	0–0,001			
	žábra	0–0,008			
	krv	0–0,031			
	sval	0–0,665			

Ryba	Orgán/ tkáň	MCYST µg/g	Zdroj toxinu	Toxicita prostředí	Citace
Tilapie nilská (<i>Oreochromis niloticus</i>) 5,6–19,4 g	játra slezina žlučník sval	0–3,007 0–0,055 0–0,039 0–0,015	Toxin získán z přírodní populace <i>Microcystis aeruginosa</i>	MC-LR v krmivu 0–5,46 µg/g krmiva expozice 12 týdnů	[14]
Kapr obecný (<i>Cyprinus carpio</i>) 322 g	játra sval	0,261 ± 0,108 0,038 ± 0,012	Toxin získán z přírodní populace sinic rodu <i>Microcystis</i>	expozice 28 dnů MCs v krmivu 50 µg/kg hmotnosti těla	[15]
Tolstolobik bílý (<i>Hypophthalmichthys molitrix</i>) 10 g	játra sval krev	0,500–4,45 0,127–0,442 0,007–0,994	Přírodní populace sinic <i>Microcystis</i> <i>viridis</i>	expozice 80 dnů v prostředí MC-LR 110–292 MC-RR 268–580 µg/g sušiny	[16]
Tilapie spp. (<i>Tilapia rendalli</i>)	játra vnitřnosti sval	0–31,1 0–71,6 0,002–0,337	Přírodní populace sinic rodu <i>Microcystis</i> a <i>Oscillatoria</i>	MCs 0–980 µg/l dlouhodobá expozice	[17]
Nespecifikované druhy ryb	sval	0,04	Přírodní populace sinic <i>Synechocystis aquatilis</i>	MCs 0–0,78 µg/l dlouhodobá expozice	[18]
Okoun říční (<i>Perca fluviatilis</i>)	játra	1,7–5,1	Přírodní populace sinic	MCs 0,21–10 µg/l dlouhodobá expozice	[19]
Koruška evropská (<i>Osmerus eperlanus</i>)	játra	5,9–87,4	Přírodní populace sinic <i>Microcystis aeruginosa</i> a <i>Planktothrix agardhii</i>	MCs 0,21–10 µg/l dlouhodobá expozice	[19]
Ježdík obecný (<i>Gymnocephalus cernua</i>)	játra	0,9–19,4			
Tolstolobik bílý (<i>Hypophthalmichthys molitrix</i>)	játra sval	0,0043 0,0016	Toxická populace sinic rodu <i>Microcystis</i>	expozice 28 dnů	[20]
Tilapie nilská (<i>Oreochromis niloticus</i>)	střevo játra ledviny sval	0,821 0,532 0,400 0,102	Toxická populace sinice <i>Microcystis</i> <i>aeruginosa</i>	MCs 1120 µg/g sušiny	[21]
Tolstolobik bílý (<i>Hypophthalmichthys molitrix</i>)	střevo játra ledviny sval	6,49 4,52 1,35 2,86	Toxická populace sinic z říčního prostředí	MCs dlouhodobá expozice	[22]
Tilapie nilská a spp. (<i>Oreochromis niloticus</i> a <i>O. rendalli</i>)	játra sval	0,8–32,1 0,9–12,0	Toxická populace sinic	MCs 200–800 µg/g sušiny dlouhodobá expozice	[23]
Karas stříbrný (<i>Carassius auratus</i>)	sval	0,079	Toxická populace sinic	dlouhodobá expozice	[24]

Ryba	Orgán/ tkáň	MCYST $\mu\text{g/g}$	Zdroj toxinu	Toxicita prostředí	Citace
Pstruh duhový (<i>Oncorhynchus mykiss</i>)	játra	0,079	Přírodní populace sinic rodu <i>Microcystis</i> a <i>Anabaena</i>	MCs 0–760 $\mu\text{g/l}$ dlouhodobá expozice	[25]
	sval	0,035			
Tolstolobik bílý (<i>Hypophthalmichthys molitrix</i>) 202–324 g	játra	0–0,226	Přírodní populace sinic rodu <i>Microcystis</i>	MCs 182–539 $\mu\text{g/g}$ sušiny biomasy MCs 14,2–22,7 $\mu\text{g/l}$ expozice 60 dnů	[26]
	sval	0–0,029			
Kapr obecný (<i>Cyprinus carpio</i>) 125–128 g	játra	0–0,217			
	sval	0–0,019			

Tab. 1: Microcystin v tkáních ryb. Hodnoty MCYST jsou udávány v $\mu\text{g/g}$ čerstvé tkáni. (upraveno)

V ekotoxikologii je všeobecný předpoklad, že nejběžnější cestou vstupu toxinů do organismů je přímo z vodního prostředí [27]. Některé publikované studie o příjmu cyanotoxinů tento předpoklad potvrzují, ale tato cesta je relevantní především pro cylindrospermopsin, který na rozdíl od ostatních toxinů je z hlavní části v rozpuštěné formě [28]. Mnoho experimentů popisuje expozici organismů rozpuštěným čistým MCYST v laboratorních podmínkách. Tyto studie přinášejí cenné informace o mechanismu vstupu toxinu do organismu, ale minimální informací o příjmu rozpuštěného toxinu v přírodním ekosystému. Koncentrace rozpuštěného MCYST v přírodě výrazně vzrůstá při lyzi vodního květu sinic většinou na konci vegetačního období. Tyto zvýšené koncentrace jsou však většinou pouze krátkodobého charakteru a toxin je rychle rozptýlen mícháním vodních vrstev větrem.

Dezintegrace a rozpad buněk vodního květu sinic není neobvyklý jev, ale expozice organismu vysokým koncentracím rozpuštěného MCYST je spíše výjimkou než pravidlem, protože míchání vody, absorpce toxinu na hlinité částice, fotolýza a bakteriální degradace rychle redukuje dostupný rozpuštěný toxin. Expozice vodních organismů vysokým koncentracím rozpuštěným cyanobakteriálními toxinům je tak pouze krátkodobá [29].

Příjem skrze potravu se jeví jako nejdůležitější cesta vstupu cyanobakteriálních toxinů do vodních organismů. U těch živočišných druhů, kteří se neživí přímo sinicemi, se toxin dostává do jejich tkání skrze potravní řetězec. Množství toxinu přijímaného s potravou a vázaného v tělech organismů je ve skutečnosti velmi malé. Při experimentech s dafnií bylo v tělech zjištěno 2,7 % aplikované dávky [30], nebo u pstruha duhového 1,5 % v játrech [31]. Dokonce i velmi malé koncentrace toxinu, které se dostanou do těla organismu a krví transportovány do jednotlivých orgánů jsou předmětem detoxifikace [32] a exkrece [33]. Tento proces snižování (ředění) koncentrace toxinu nastává v každém článku potravního řetězce. Spíše než biomagnifikace MCYST a dalších toxinů je častější snižování koncentrace v dalších článcích potravního řetězce. Nicméně toxiny jsou nalézány i v koncových článcích potravního řetězce, proto musí existovat nějaký druh transportu. Navíc toxiny jsou nalézány v dostatečných koncentracích pro způsobení negativního vlivu na tyto organismy. Zajímavá data prezentovali [34], kdy prokázali silný inhibiční efekt na detoxifikaci a antioxidační enzymy u MCYST-RR v zábrách *Corydoras paleatus*. Tento systém může blokovat obranu organismu proti rozpuštěným MCYST již při nízkých koncentracích toxinu. Množství toxinu v jednotlivých článcích potravního řetězce nezávisí pouze na způsobu vniku toxinu do organismu, ale také na schopnosti jednotlivých orgánů snižovat nebo akumulovat jejich koncentraci.

Již v závěru 90. let byla experty Světové zdravotnické organizace (WHO) na základě výsledků toxikologických studií odvozena hodnota maximálního tolerovaného příjmu (TDI) pro strukturální variantu microcystin-LR. TDI představuje takovou dávku toxické látky, která s největší pravděpodobností nezpůsobí poškození zdraví. Pro celoživotní expozici byla pro microcystin-LR stanovena hodnota TDI 0,04 $\mu\text{g/kg/den}$. Pro sezónní expozici (několik týdnů v průběhu sezóny vodních květů sinic) byla pro microcystin-LR stanovena hodnota TDI 0,4 $\mu\text{g/kg/den}$ [35]. Pro jednorázovou expozici byla pro microcystin-LR stanovena hodnota TI 2,5 $\mu\text{g/kg/den}$ [36]. Pro dospělou osobu (75 kg) vychází tolerovaný akutní příjem na 190 μg , sezónní na 30 $\mu\text{g/den}$ a celoživotní na 3 $\mu\text{g/den}$.

Pro přiblížení potenciálního ohrožení lidské populace v ČR cyanotoxiny z rybiho masa uvádíme několik údajů o spotřebě ryb. Průměrná celosvětová spotřeba ryb (sladkovodních i mořských) je přibližně 16 kg/obyvatele/rok, v zemích evropské unie je to 11 kg/obyvatele/rok. V České republice spotřeba ryb dlouhodobě stagnuje. Spotřeba sladkovodních ryb bez samozásoben (sportovní rybáři) v současnosti nečiní ani 1 kg/obyvatele/rok, při započtení úlovků sportovních rybářů pak 1,4 kg/obyvatele/rok, a celková spotřeba ryb v ČR (včetně mořských ryb) činila

ze roku 2006 5,7 kg/obyvatele/rok [37]. Je zřejmé, že množství ryb zkonsumovaných v ČR je velmi nízké a navíc konzumace sladkovodních ryb spadá převážně do období vánoce, kdy není rozvinut vodní květ sinic. Ohroženi tak mohou být především sportovní rybáři, kterých je v současnosti registrováno v ČR přibližně 330 tisíc. Průměrné množství přivlastněných ryb (včetně rybářů bez úlovku) činí přibližně 32 kg/rybáře/rok. Více než 15 kg rybiho masa za rok zkonsumuje přibližně 34 % sportovních rybářů, maximální množství zkonsumovaných ryb na jednoho rybáře se pohybuje až kolem 100 kg [38].

Jestliže 75 kg osoba zkonsumuje 100 g svaloviny tolstolobika bílého nebo kapra obecného bude celková dávka toxinu i při max. koncentracích zjištěných v podmínkách ČR [26] pod limitem TDI (2,9 µg pro tolstolobika a 1,9 µg pro kapra). K dosažení tolerované jednorázové denní dávky by musel člověk zkonsumovat přibližně 6,5 kg svaloviny tolstolobika nebo 10 kg svaloviny kapra. Jiná situace nastane, pokud budou konzumovány vnitřní orgány (např. rybí polévka, kdy je toxicita přibližně o řád vyšší. Při použití max. zjištěných hodnot toxicity v játrech [26] (pro zjednodušení jsou uváděny játra, i když se jedná o hepatopankreas) a předpokladu, že celá játra z tržní ryby (3 kg kapr, 1,7 kg tolstolobik) budou použita, vychází při průměrných hmotnostech jater (125 g kapr, 22 g tolstolobik) dávky 27,1 µg u kapra a 5,0 µg u tolstolobika. Přestože se jedná o dávky toxinu výrazně vyšší, než u svaloviny nebyla max. tolerovaná jednorázová dávka překročena. Je však nutno podotknout, že v uvažovaném případě rybí polévky by byly použity i další orgány (např. ledviny, gonády) které rovněž mohou obsahovat toxiny a výsledná koncentrace by byla pravděpodobně vyšší.

Zjištěné údaje o toxicitě tkání ryb v ČR jsou poměrně nízké, především při srovnání se stejnými druhy ryb z přírodních podmínek čínských hypertrofních jezer, kde je toxicita tkání ryb i více než o řád vyšší. Naše doposud nepublikované údaje o množství toxinů v tkáních kapra v průběhu vegetační sezóny v hypertrofním rybníce s vysokou koncentrací buněk sinic ukazují, že především ve svalovině je koncentrace MCYST velmi nízká, často pod limitem detekce. Závěrem lze tedy konstatovat, že přestože se toxiny sinic v tkáních a orgánech ryb mohou kumulovat, jejich koncentrace vzhledem k limitům WHO jsou nízké a riziko poškození lidského organismu malé. Převážná část konzumace ryb v ČR spadá do období vánoce, kdy jsou převážně konzumovány ryby z produkčního rybářství, které díky několikátýdennímu pobytu v sádkách jsou bez cyanotoxinů. Literární údaje potvrzují poměrně rychlou eliminaci toxinů v tkáních ryb v řádu max. 1–2 týdnů [26, 39].

Poděkování

Práce byla podporována projektem NAZV QH71015 Minimalizace rizik výskytu metabolitů sinic v technologických procesech rybářského sektoru a Výzkumným záměrem VFU MSM6215712402 – Veterinární aspekty bezpečnosti a kvality potravin.

Použitá literatura:

- [1] SIVONEN, K., JONES, G. (1999): Cyanobacterial toxins. Toxic Cyanobacteria in Water: A Guide to Public Health Significance, Monitoring and Management.: 41–111
- [2] MACKINTOSCH, R. W., DALBY, K. N., CAMPBELL, D. G., COHEN, P. T. W., COHEN, P., MACKINTOSH, C. (1995): The Cyanobacterial Toxin Microcystin Binds Covalently to Cysteine-273 on Protein Phosphatase-1. *Febs. Letters* Vol. 371, Iss. 3: 236–240
- [3] ERIKSSON J. E., GRÖNBERG, L., NYGLRD, S., SLOTTE, J. P., MERILUOTO, J. (1990): Hepatocellular uptake of 3H-dihydromicrocystin-LR a cyclic peptide toxin. *Biochimica et Biophysica Acta* 1025:60–66
- [4] MALBROUCK, CH., KESTEMONT, P. (2006): Effects of microcystin on fish. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 25, 1:72–86
- [5] ERNST, B., HITZFELD, B., DIETRICH, B. (2001): Presence of Planktothrix sp and cyanobacterial toxins in Lake Ammersee, Germany and their impact on white-fish (*Coregonus lavaretus* L.). *Environmental Toxicology* 16: 483–488
- [6] XIE, L., XIE, P., GUO, L., LI, L., MIYABARA, Y., PARK, H. (2005): Organ Distribution and Bioaccumulation of Microcystins in Freshwater Fish at Different Trophic Levels from the Eutrophic Lake Chaohu China. *Environmental Toxicology* 20: 293–300
- [7] GKELIS, S., LANARAS, T., SIVONEN, K. (2006): The presence of microcystins and other cyanobacterial bioactive peptides in aquatic fauna collected from Greek freshwaters. *Aquatic Toxicology* 78, 1: 32–41
- [8] FISCHER, W. J., DIETRICH, D. R. (2000): Pathological and biochemical characterization of microcystin-induced hepatopancreas and kidney damage in carp (*Cyprinus carpio*). *Toxicology and Applied Pharmacology* 164, 1: 73–81.

- [9] CARBIS, C. R., RAWLIN, G.T., GRANT, P., MITCHELL, G. F., ANDERSON, J. W., MCCAULEY, I. (1997): A study of feral carp, *Cyprinus carpio* L., exposed to *Microcystis aeruginosa* at Lake Mokoan, Australia, and possible implications for fish health. *Journal of Fish Diseases* 20, 2: 81–91
- [10] IBELINGS, B. W., CHORUS, I. (2007): Accumulation of cyanobacterial toxins in freshwater „seafood“ and its consequences for public health: A review. *Environmental Pollution* 150, 1: 177–192
- [11] SOARES, R. M., MAGALHAES, V. F., AZEVEDO, S. M. F. O. (2004): Accumulation and depuration of microcystins (cyanobacteria hepatotoxins) in *Tilapia rendalli* (Cichlidae) under laboratory conditions. *Aquatic Toxicology* 70: 1–10
- [12] CHEN, J., XIE, P., ZHANG, D., LEI, H. (2007): In situ studies on the distribution patterns and dynamics of microcystins in a biomanipulation fish – bighead carp (*Aristyctbys nobilis*). *Environmental Pollution* 147: 150–157
- [13] CHEN, J., XIE, P., ZHANG, D., KE, Z., YANG, H. (2006): In situ studies on the bioaccumulation of microcystins in the phytoplanktivorous silver carp (*Hypophthalmichthys molitrix*) stocked in Lake Taihu with dense toxic *Microcystis* blooms. *Aquaculture* 261: 1026–1038
- [14] ZHAO, M., XIE, S., ZHU, X., YANG, Y., GAN, N., SONG, L. (2006): Effect of dietary cyanobacteria on growth and accumulation of microcystins in Nile tilapia (*Oreochromis niloticus*). *Aquaculture* 261: 960–966
- [15] LI, X.Y., CHUNG, I.K., KIM, J.I., LEE, J.A. (2004): Subchronical oral toxicity of microcystin in common carp (*Cyprinus carpio* L.) exposed to *Microcystis* under laboratory conditions. *Toxicol* 44: 821–827
- [16] XIE, L., XIE, P., OZAWA, K., HONMA, T., YOKOYAMA, A., PARK, H. (2004): Dynamics of microcystins-LR and -RR in the phytoplanktivorous silver carp in a sub-chronic toxicity experiment. *Environmental Pollution* 127: 431–439
- [17] MAGALHAES, V.F., SOARES, R.M., AZEVEDO, S.M.F.O. (2001): Microcystin contamination in fish from the Jacarepaguá Lagoon (Rio de Janeiro, Brazil): ecological implication and human health risk. *Toxicol* 39: 1077–1085
- [18] MAGALHAES, V. F., MARINHO, M. M., DOMINGOS, P., OLIVEIRA, A. C., COSTA, S. M., AZEVEDO, L. O., AZEVEDO, S. M. F. O. (2003): Microcystins (cyanobacteria hepatotoxins) bioaccumulation in fish and crustaceans from Sepetiba Bay (Brasil, RJ). *Toxicol* 42: 289–295
- [19] IBELINGS, B. W., BRUNING, K., JONGE, J., WOLFSTEIN K., DIONISIO PIRES, L. M., POSTMA, J., BURGER, T. (2005): Distribution of Microcystins in a Lake Foodweb: No Evidence for Biomagnification. *Microbial Ecology* 49:487–500
- [20] SHEN, Q., HU, J., LI, D. H., WANG, G. H., LIU, Y. D. (2005): Investigation on intake, accumulation and toxicity of microcystins to silver carp. *Fresenius Environmental Bulletin* 14 (12A): 1124–1128
- [21] MOHAMED, Z. A., CARMICHAEL, W. W., HUSSEIN, A. A. (2003): Estimation of microcystins in the freshwater fish *Oreochromis niloticus* in an Egyptian fish farm containing a *Microcystis* bloom. *Environmental Toxicology*, 18, 2: 137–141
- [22] ZHANG, H. J., ZHANG, J. Y., HONG, Y., CHEN, Y. X. (2007): Evaluation of organ distribution of microcystins in the freshwater phytoplanktivorous fish *Hypophthalmichthys molitrix*. *Journal of Zhejiang University. Science. B* 8 (2): 116–120
- [23] DEBLOIS, C. P., ARANDA-RODRIGUEZ, R., GIANI, A., BIRD, D. F. (in press): Microcystin accumulation in liver and muscle of tilapia in two large Brazilian hydroelectric reservoirs. *Toxicol*
- [24] XIE, L., YOKOYAMA, A., NAKAMURA, K., PARK, H. (2007): Accumulation of microcystins in various organs of the freshwater snail *Sinotia histrica* and three fishes in a temperate lake, the eutrophic Lake Suwa, Japan. *Toxicol* 49 (5): 646–652
- [25] WOOD, S. A., BRIGGS, L. R., SPROSEN, J., RUCK, J. G., WEAR, R. G., HOLLAND, P.T., BLOXHAM, M. (2006): Changes in concentrations of microcystins in rainbow trout, freshwater mussels, and cyanobacteria in Lakes Rotoiti and Rotoehu. *Environmental Toxicology* 21, 3: 205–222
- [26] ADAMOVSÝ, O., KOPP, R., HILSCHEROVÁ, K., BABICA, P., PALÍKOVÁ, M., PAŠKOVÁ, V., NAVRÁTIL, S., MARŠÁLEK, B., BLÁHA, L. (2007): Microcystin kinetics (bioaccumulation and elimination) and biochemical responses in common carp (*Cyprinus carpio*) and silver carp (*Hypophthalmichthys molitrix*) exposed to toxic cyanobacterial blooms. *Environmental Toxicology and Chemistry* 26, 12: 2687–2693

- [27] KARJALAINEN, M., REINIKAINEN, M., LINDVALL, F., SPOOF, L., MERILUOTO, J. A. O. (2003): Uptake and accumulation of dissolved, radiolabeled nodularin in Baltic Sea Zooplankton. *Environmental Toxicology* 18, 1: 52–60
- [28] PREUßEL, K., STÜKEN, A., WIEDNER, C., CHORUS, I., FASTNER, J. (2006): First report on cylindrospermopsin producing *Aphanizomenon flos-aquae* (Cyanobacteria) isolated from two German lakes. *Toxicon* 47, 2: 156–162
- [29] OZAWA, K., YOKOYAMA, A., ISHIKAWA, K., KUMAGAI, M., WATANABE, M. F., PARK, H.-D. (2003): Accumulation and depuration of microcystin produced by the cyanobacterium *Microcystis* in a freshwater snail. *Limnology* 4, 3: 131–138
- [30] ROHRLACK, T., CHRISTOFFERSEN, K., DITTMANN, E., NOGUEIRA, I., VASCONCELOS, V., BORNET, T. (2005): Ingestion of microcystins by *Daphnia*: Intestinal uptake and toxic effects. *Limnology nad Oceanography* 50, 2: 440–448
- [31] TENCALLA, F., DIETRICH, D. (1997): Biochemical characterization of microcystin toxicity in rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*). *Toxicon* 35, 4: 583–595
- [32] PFLUGMACHER, S. (2004): Promotion of oxidative stress in the aquatic macrophyte *Ceratophyllum demersum* during biotransformation of the cyanobacterial toxin microcystin-LR. *Aquatic Toxicology* 70, 3: 169–178
- [33] CHEN, J., XIE, P., GUO, L., ZHENG, L., NI, L. (2005): Tissue distributions and seasonal dynamics of the hepatotoxic microcystins-LR and -RR in a freshwater snail (*Bellamya aeruginosa*) from a large shallow, eutrophic lake of the subtropical China. *Environmental Pollution* 134, 3: 423–430
- [34] CAZENAVE, J., WUNDERLIN, D. A., BISTONI, M. D. L. A., AMÉ, M. V., KRAUSE, E., PFLUGMACHER, S., WIEGAND, C. (2005): Uptake, tissue distribution and accumulation of microcystin-RR in *Corydoras paleatus*, *Jenynsia multidentata* and *Odontesthes bonariensis*: A field and laboratory study. *Aquatic Toxicology* 75, 2: 178–190
- [35] CHORUS, I., BARTRAM, J. (1999): *Toxic Cyanobacteria in Water*. WHO, E. and F. N. Spoon, London and New York.
- [36] FROMME, H., KOHLER, A., KRAUSE, R., FÜHRLING, D. (2000): Occurrence of cyanobacterial toxins-microcystins and anatoxin-a-in Berlin water bodies with implications to human health and regulations. *Environmental Toxicology* 15, 2: 120–130
- [37] ŽENÍŠKOVÁ, H., GALL, V. eds. (2007): *Situační a výhledová zpráva ryby*. MZ Praha, 41 pp.
- [38] SPURNÝ, P., MAREŠ, J., KOPP, R., FIALA, J. (2003): *Socioekonomická studie sportovního rybolovu v České republice. Závěrečná zpráva pro ČRS Praha, (9093 OS 34)*, Brno, 31 s.
- [39] MOHAMED, Z. A., HUSSEIN, A. A. (2006): Depuration of microcystins in tilapia fish exposed to natural populations of toxic cyanobacteria: A laboratory study. *Ekotoxicology and Environmental Safety* 63:424–429