

Využití mihule potoční (*Lampetra planeri*) k bioindikaci vodního prostředí

Lubomír HANEL & Jan ANDRESKA

Abstrakt: Bioindicative evaluation of the brook lamprey (*Lampetra planeri*) in water environment.

In this paper are summarized data about bioindicative evaluation of the brook lamprey (*Lampetra planeri*, *Petromyzontidae*, *Cephalaspidomorphi*). The brook lamprey lives in running waters from trout to barbel fish zones (mostly in trout and grayling zones). These fish zones correspond with better/whorse oligosaprobity and better beta-mesosaprobity. Larvae of the brook lamprey are specific bioindicators of water quality and environmental conditions. The well balanced length and age structure of numerous population of larvae demonstrate long-term high quality of environmental conditions. Low number of specimens or total absence of some age group indicate influence of some negative factors during breeding time in the past. Yearly observations of breeding population and the comparison of number of adult specimens among years can serve as a good bioindicative parameter. Absence of breeding adult specimens or their remarkable low amount indicate influence of some negative factors in the past. Blind larvae colonize muddy sediments on the bottom and owing to their specific kind of living they are not a suitable bioindicator of short-time deterioration of water quality.

Keywords: brook lamprey (*Lampetra planeri*), ecological valence, bioindication, Czech Republic

Mihule potoční je řazena v České republice mezi kriticky ohrožené druhy živočichů dle zákona č.114/1992 Sb. o ochraně přírody a krajiny, ve znění pozdějších předpisů a vyhl. č.395/1992 Sb., kterou se upravují některá ustanovení uvedeného zákona a je současně zařazena i mezi druhy zahrnuté do soustavy Natura 2000 (Hanel a Lusk 2002). Bioindikační využití mihule potoční bylo zatím omezeno na definování nároků na čistotu vody (Hanel 1998) a dosud u nás i v zahraničí chybějí detailní studie populační dynamiky, které by odrážely konkrétně vliv jednotlivých antropogenních faktorů na populace mihulí. Zásadní destrukce dna a břehů toků pstruhového a lipanového pásma (zkanalizování koryta, nevhodné zpevnění dna a břehů, odtěžení sedimentů detritu a písčítokamenitých nánosů) společně s dlouhodobým znečišťováním vody samozřejmě znamenají radikální zásah do biotopu a úplné vymizení populací mihule (Maitland 2003, Hanel 2005). Ne vždy jsou však negativní vlivy tak radikální a pak mohou znamenat jen dílčí ovlivnění životaschopnosti populace. V tomto příspěvku jsou poprvé uvedeny úvahy o možnosti využití bioindikace mihule potoční s ohledem na komplexní stav biotopu podložené dílčími literárními daty (200 lokalit) a vlastními průzkumy na deseti lokalitách v ČR s výskytem mihulí v letech 1995-2006.

Výsledky a diskuse

Početnost populace

Jedním z parametrů stavu tekoucích vod může být početnost populace larev mihule potoční. V podmínkách České republiky se objevují lokality, kde byla nacházena v tocích nízká početnost larev (desítky kusů), střední početnost (stovky kusů) a výjimečně i vysoká početnost (tisíce kusů; vše v přepočtu na jeden hektar), Hanel (2004). Při kvadrátové metodě lze považovat za optimální lokality s četností larev nad 10 ks na 1 m² vhodného substrátu (Harvey a Cowx 2003). V ČR se maxima četnosti pohybovala v dosud prozkoumaných lokalitách kolem 40 ks na 1 m² vhodného substrátu. Sama početnost jedinců ve zjištěné populaci mihulí nemusí přímo korespondovat s kvalitou prostředí, protože i v rámci čistého zcela nenarušeného přírodního toku s výskytem mihule potoční nenacházíme stejnou početnost v celém jeho průběhu od pramene až k ústí, ale významnou roli zde hraje např. spád a vhodný poměr ploch substrátů dna (náplavy jemného detritu jsou místa výskytu larev a na písčítokamenitém substrátu dochází ke tření). Populace larev mihule může být také

koncentrována jen do poměrně krátkého úseku toku s optimálními podmínkami (viz 7067 ks larev v přepočtu na jeden hektar v potoce Polánka v povodí Sázavy; Hanel a Lusk 2005). Pokud srovnáváme plošně stejné úseky toků s obdobným poměrem rozlohy a kvality substrátů dna, pak odlišnost v početnosti larev může být způsobena různými faktory (Hanel 2004). Detailní studia populační struktury s ohledem na věk larev mihule naráží na metodické potíže, např. Igoe a kol. (2004) upozorňují na problém podhodnocení četnosti tohoročních larev při elektrolovu. Věková struktura populace se stanovuje na podkladě délkového složení různě starých larev a z tohoto důvodu je potřeba mít velmi početný vzorek, který by měl obsahovat nejlépe několik tisíc jedinců, což je v našich podmínkách zcela výjimečné. Vzhledem k tomu, že se délková rozmezí jednotlivých věkových skupin mohou překrývat, mohou nastat u některých jedinců problémy se správným zařazením a tudíž stanovením věku (Salewski 1991). Navrhované sjednocení monitoringu mihulí uvádějí Harvey a Cowx (2003). K zásadám elektrolovu larev mihulí patří dle této metody kvadrátů výběr vhodných ploch v pomalu tekoucích úsecích toků (1 x 1 m), kde se nachází stabilní místo se substrátem obsahujícím jemný organický detrit (minimální hloubka 15 cm). Anoda se umísťuje 10-15 cm nad substrátem a je funkční 2 minuty (po 20 sekundách je vždy pětisekundová pauza). Odlov se opakuje na témže místě minimálně 3x vždy s pětiminutovou přestávkou mezi jednotlivými odlovy. Tyto principy v podstatě odpovídají ověřenému postupu elektrolovu mihulí v našich vodách a jen je metodicky zpřesňují (Hanel a Müller 1998).

Kvalita vody

Všeobecně se předpokládá, že mihule vyžadují čisté a prokysličené vody a že reagují na výrazné změny v kvalitě vody (Lohniský 1975, Hanel a Pešout 1988, Salewski 1991, Hanel 1993, 1996, 2003, Eklöv a kol. 1998). Mihule potoční se objevuje v rámci České republiky ve vodách s hodnotami lepší až horší oligosaprobity, resp. lepší beta-mezosaprobity s obsahy rozpuštěného kyslíku 4-8 mg.l⁻¹ (Sládečková a Sládeček 1994). Co se týče saprobního indexu tohoto druhu, jeho hodnota byla stanovena na $S_i = 1,3$ ($I = 4$, $o = 7$, $b = 3$), viz Hanel (1998). Prakticky se na několika lokalitách ČR prokázalo, že larvy této mihule mohou přežít i silnou havárii ve znečištění vody (např. únikem ropných produktů), kdy ostatní ichtyofauna uhynula. Minohy přežívají díky specifickému způsobu života, neboť žijí v podstatě trvale po dobu larválního stádia zahrabány v jemných náplavech dna toků. Strategie larev v případě znečištění vody je setrvat co nejdéle v substrátu, neboť krátkodobým zhoršením vody obvykle nedojde ke kontaminaci jeho hlubších vrstev. Mikrohabitat opouštějí larvy až v případě, že dojde k průniku toxikantu do substrátu (Hanel 1996a). Je ale zřejmé, že i krátkodobá havárie v kvalitě vody, pokud k ní dojde v období rozmnožování mihulí, může mít devastační dopad na dospělce, jikry či raná vývojová stádia (Hanel 1994).

Hydromorfologické parametry biotopu

Pro výskyt minoh je důležitá odpovídající zrnitost a složení substrátu naplavenin, v kterých žijí (Malmquist 1980, Hanel a Pešout, 1988, Pouličková, Duchoslav a Hanel 1998, Merta., Rulík a Spáčil 2000, Hanel 2004), pro úspěšné tření je nutná přítomnost úseků dna se šterkopískovým povrchem, kde se nacházejí trdliště (Hanel 2005). Důležitý pro strukturu dna je spád toku, ovlivňující rychlost proudu vody a sedimentaci různě velkých částic. Převážná část nálezů populací z ČR byla vázána na kratší toky s délkou do 40 km a přes polovinu nálezů bylo potvrzeno v tocích s průměrným spádovým gradientem 0,5-1,5 m na 100 metrů toku, což odpovídá i řadě zahraničních údajů (např. Hardisty 1961a). První údaje o obsahu kyslíku v sedimentech v substrátu s výskytem minoh publikovali u nás Merta, Rulík a Spáčil (2000), kteří analyzovali náplavy v řece Moravě. Zajímavé je zjištění, že již v hloubce asi 10 cm výrazně klesá množství kyslíku, a to i více než o 50%. Razantní povodňové stavy

na tocích mohou populace mihule potoční značně devastovat (Lusk a kol. 1998). Velmi nízké letní průtoky až pomístní vysychání koryta má na minohy rovněž likvidační následky. Nadměrně rychlý proud vody může být limitujícím faktorem pro třecí tahy mihulí proti proudu. Vlastní pozorování na Štěpánovském potoce v povodí Sázavy potvrdila údaje Waterstraata (1989), který zaznamenal, že rychlost proudu $0,74-0,78 \text{ m}\cdot\text{s}^{-1}$ ještě nebyla překážkou třecích tahů. Pro tah mihulí jsou nepříznivé příčné překážky v toku, a to i včetně drobných staveb typu jízků nadřzujících vodu například na zalévání v chalupářských oblastech. Tato místa jsou často pro mihule migrující proti proudu nepřekonatelná. Této problematice se doposud nikdo v zahraničí detailně nevěnoval. Mihule nepatří mezi dobré plavce a svým kmitavým pohybem a oscilací hlavy do stran spíše připomínají pohyb kopinatce než úhoře. Podle našich pozorování jsou mihule schopny bez problémů překonat při protiproudových tazích příčné překážky v toku kolem 10 cm vysoké (vliv má ovšem v době migrace i množství a rychlost vody přetékající přes tuto překážku). Případné úpravy toků s výskytem mihulí se musí provádět citlivě s ohledem na jejich biologické nároky, což v případě dobře provedených revitalizačních zásahů může znamenat i rozšíření výskytu a zvýšení početnosti mihulí (viz např. Penczak 1996). Vlastní víceletá pozorování potvrdila pozitivní vliv revitalizace toku na zvýšení početnosti populace mihule ukrajinské (*Eudontomyzon mariae*) v Račím potoce na Šumpersku.

Bioindikační využití mihule potoční

Shrneme-li vlastní poznatky z území ČR, lze konstatovat, že bioindikační využití mihule potoční má svá specifika a svým způsobem se liší od rybích bioindikátorů:

- 1) k bioindikaci vodního prostředí tekoucích vod z dlouhodobého hlediska lze využít larvy (minohy) i dospělce mihule potoční.
- 2) potvrzování trvale početného výskytu larev mihule potoční v téže lokalitě (včetně přítomnosti všech věkových skupin) dokládá dlouhodobě optimální prostředí z hlediska čistoty vody (oligotrofní až beta-mezosaprobni stupeň) i hydromorfologických parametrů toku.
- 3) absentuje-li v některém roce v dané lokalitě tření mihule potoční (zatímco larvy se v dané lokalitě stále vyskytují) či počet třoucích se dospělých jedinců je nápadně nízký oproti jiným rokům, jde nejspíše o následek razantního časově omezeného působení některého z negativních faktorů v minulosti.
- 4) výskyt mihule potoční (larev) nelze využít k bioindikaci krátkodobých (i intenzivnějších) zhoršení kvality vody (bioindikačně významné rybí druhy reagují citlivě již na krátkodobé znečištění vody, což se u larev mihulí díky jejich specifickému způsobu života nemusí projevit)
- 5) pro dlouhodobé monitorování kvality vodního prostředí dané lokality lze použít jednoduché sledování tření mihulí (vizuální zjišťování maximálního počtu třoucích se jedinců jednorázovým sečtením v daném úseku toku – v případě stabilních podmínek prostředí zůstává počet třoucích se jedinců v různých letech obdobný), viz též např. Hardisty (1961).

Summary

In this paper are summarized own (10 localities long-termed studied) and literature data (200 localities) about bioindicative evaluation of the brook lamprey (*Lampetra planeri*). Within the Czech territory the brook lamprey inhabits mostly submontane brooks or rivulets,

the bed is mostly natural, the bottom is sandy or gravelly with muddy places. The saprobic index in localities with the brook lamprey was calculated as 1,3. Indicative weight of the brook lamprey is 4 (70% of occurrence in oligotrophic waters and 30% in betamezosaprobic waters). The brook lamprey occurs running waters from trout to barbel fish zones (mostly in trout and grayling zones). These fish zones correspond with better/whorse oligosaprobity and better beta-mesosaprobity (BOD_5 to 4 mg/l) – this extreme value is possible to recognize as only accepted for long termed surviving of brook lamprey populations.

Larvae (ammocoetes) of the brook lamprey are specific bioindicators of water quality and environmental conditions. The well balanced length and age structure of larvae document long-term high quality of environmental conditions. The observed abundance of larvae in Czech waters varied between 311-7067 exx. per hectare. These relatively broad ranges of values may be influenced by not identical methods of electrofishing, anthropogenic factors or various places selected for the research (optimal or sub-optimal areas of muddy sediments). Low number of ammocoetes or total absence of some age group indicate influence of some negative factors during breeding time in the past. Yearly observations of breeding population and comparison of number of adult specimens among years can serve as good helpful bioindicative parameter. Absence of breeding adult specimens or their remarkable low amount indicate the influence of some negative factor in the past. Blind larvae are to be find in muddy sediments on the bottom and owing to their specific kind of living they are not suitable bioindicator of short-time deterioration of water quality. The life strategy of larvae in the event of contaminantion of their biotopes is to remain in the lower parts of the substrate and to ride out these adverse condition. It is known that the population of brook lamprey in the brook Polánecký potok (Central Bohemia) survived the pollution of brook with diesel oil, lasting several weeks. The presence of brook lamprey larvae in the biotope indicates relatively good quality of environment with respect to long-term point of view. The most important factors limiting or preventing the occurrence of the brook lamprey are as follow: water pollution (particularly long-term in character), inappropriate stream modifications (e.g. building of firm sides, removing muds, loses of water in parts of the stream due to operations of small hydropower plants), excessive fish stock and, to some extent, predation by certain piscivorous birds.

Literatura

- Eklöv A.G., Greenberg L.A., Brönmark C., Larsson P. & Berglund O. 1998: Response of stream fish to improved water quality: a comparison between the 1960s and 1990s. *Fresh. Biol.* 4: 771-782.
- Hanel L. 1993: Fyzikálně chemické parametry tří potoků středních Čech s výskytem mihule potoční (*Lampetra planeri*). *Bull. Lampetra, ZO ČSOP Vlašim* 1: 101-108.
- Hanel L. 1994: Přehled lokalit s výskytem mihulí (*Cyclostomata*, *Petromyzontidae*) na území České republiky. *Bull. Lampetra, ZO ČSOP Vlašim* 1: 36-68.
- Hanel L. 1996: The occurrence of lampreys (*Cyclostomata*, *Petromyzontidae*) in the Czech Republic. *Acta Univ. Carol., Biologica* 40: 87-97.
- Hanel L. 1996a: Negativní faktory ovlivňující výskyt mihulí. *Biodiverzita ichtyofauny České republiky* 1: 57-61.
- Hanel L. 1998: Revize bioindikační hodnoty mihulí České republiky. *Bull. Lampetra, ZO ČSOP Vlašim* 3: 87-93.
- Hanel L. 2003: Výskyt mihule potoční (*Lampetra planeri*, *Petromyzontiformes*: *Petromyzontidae*) ve středních Čechách. *Bohemia centralis* 26: 245-259.
- Hanel L. 2004: Ekologické nároky mihule potoční (*Lampetra planeri*) a mihule ukrajinské (*Eudontomyzon mariae*) na území České republiky. *Biodiverzita ichtyofauny ČR* 5: 19-24.
- Hanel L. 2005: Výskyt mihulí v ČR a jejich životní nároky. *Živa* 6: 273-275.
- Hanel L. & Lusk S. 2002: Ochrana mihule potoční (*Lampetra planeri*) a mihule ukrajinské (*Eudontomyzon mariae*) v České republice s ohledem na soustavu NATURA 2000. *Biodiverzita ichtyofauny České republiky* 4: 35-44.
- Hanel L. & Lusk S. 2005: Ryby a mihule České republiky, rozšíření a ochrana. *ZO ČSOP Vlašim, Vlašim*.

- Hanel L. & Müller U. 1998: Anmerkungen zur Methodik der Ermittlung der Bachneunaugenlarvenanzahl in Bächen mittels Elektrofänger. Bull. Lampetra, ZO ČSOP Vlašim, 3 (1997): 81-86.
- Hanel L. & Pešout P. 1988: Ekologické poznámky k mihuli potoční Štěpánovského potoka. Sborník vlastivěd. prací z Podblanicka 29: 63-74.
- Hardisty M.W. 1961: Studies on an isolated spawning population of the brook lamprey (*Lampetra planeri*). Journ. Anim. Ecol. 2: 339-355.
- Hardisty M.W. 1961a: The growth of larval lampreys. Journ. Anim. Ecol. 30: 357-371.
- Harvey J. & Cowx I. 2003: Monitoring the river, brook and sea lamprey, *Lampetra fluviatilis*, *L. planeri* and *Petromyzon marinus*. Conserving Natura 2000, Rivers, Monitoring series, English Nature. Peterborough 5: 1-35.
- Igoe F., Quingley D.T.G., Marnell F., Meshell E., O' Connor W. & Byrne C. 2004: The sea lamprey *Petromyzon marinus* (L.), river lamprey *Lampetra fluviatilis* (L.) and brook lamprey *Lampetra planeri* (Bloch) in Ireland: general biology, ecology, distribution and status with the recommendation for conservation. Biology and Environment, Proc. Royal Irish Acad., 104B(3): 43-56.
- Lohniský K. 1975: A contribution to the knowledge of biology of brook lamprey, *Lampetra planeri* (Bloch, 1784). Real.Soc.Esp.de Hist. Nat.Vol.Extraord. del Primer Centenario (1871-1971), Trabajos de Biol. Madrid 2: 313-323.
- Lusk S., Lojkásek B., Halačka K., Lusková V. & Pražák O. 1998: Vliv povodní v červenci 1997 na ryby ve vodních tocích. Sbor. z konf. "Povodně a protipovodňová ochrana", Banská Štiavnica: 307-310.
- Malmquist B. 1980: Habitat selection of larval brook lampreys (*Lampetra planeri* (Bloch) in a South Swedish stream. Oekologia (Berl.) 45: 35-38.
- Merta L., Rulík M. & Spáčil R. 2000: Příspěvek k poznání životního prostředí larev mihulí. Bull. Lampetra, ZO ČSOP Vlašim 4: 118-124.
- Penczak T. 1996: Natural regenerations of endangered fish populations in the Pilica drainage basin after reducing human impacts, 121-133. In: Kirchhofer A., Hefti D. (Eds.): Conservation of endangered freshwater fish in Europe. Birkhauser Verlag, Basel-Boston-Berlin.
- Pouličková A., Duchoslav M. & Hanel L. 1998: Diatoms inside the sediments of small streams with recent and past occurrence of lampreys species. Algological Studies 90: 119-137.
- Salewski V. 1991: Untersuchungen zu Ökologie und Biometrie einer Bachneunaugen-Population (*Lampetra planeri*) im Odenwald. Fischökologie 4: 7-22.
- Sládečková A. & Sládeček V. 1994: Bioindication within the aquatic environment. Acta Univ. Carol. Environm. 7(1993): 3-69.
- Waterstraat A. 1989: Einfluss eines Gewässerausbaus auf eine Population des Bachneunauges *Lampetra planeri* (Bloch, 1784) in einem flachen Bach im Norden der DDR. Fischökologie 2: 29-44.

Lubomír Hanel

Správa Chráněné krajinné oblasti Blaník, CZ-257 06 Louňovice pod Blaníkem 8, Česká republika;
lubomirhanel@seznam.cz

Jan Andreska

Katedra biologie a ekologické výchovy Pedagogické fakulty Univerzity Karlovy v Praze;
jandreska@centrum.cz