

VODOHOSPODÁŘSKÉ TECHNICKO-EKONOMICKÉ INFORMACE

VODOPRÁVNÍ PROBLEMATIKA RYBNÍKŮ – I

Věra Kladivová, Arnošt Kult

Klíčová slova

vodní zákon – povrchová voda – vodní nádrž – stavba – rybník – vodní tok

Souhrn

Článek se zamýšlí nad právním vymezením pojmu rybník, a to v přímé vazbě na české rybníkářství. Jak zákon č. 254/2001 Sb., o vodách a o změně některých zákonů (vodní zákon), ve znění pozdějších předpisů, tak zákon č. 99/2004 Sb., o rybníkářství, výkonu rybářského práva, rybářské strážní, ochraně mořských rybolovných zdrojů a o změně některých zákonů (zákon o rybářství), ve znění pozdějších předpisů, mají své specifické definice. Existuje však celá řada právních předpisů, u kterých je pojem rybník či vodní nádrž chápán odlišným způsobem. S ohledem na nutnost stanovení jednoznačných a vymahatelných požadavků nezbytných k zajištění jakosti povrchové vody, která je ovlivněna chovem ryb, včetně systému její kontroly, bude v nejbližší době nezbytné provést i takové legislativní změny, které umožní sjednocení základních právních pojmů v dané oblasti.

Úvod

S ohledem na věcný rozsah jsme dané téma rozdělili do dvou částí. V tomto článku se budeme věnovat:

- pojmu rybník chápánému jako vodní dílo s ohledem na § 2 písm. c) zákona č. 99/2004 Sb., o rybníkářství, výkonu rybářského práva, rybářské strážní, ochraně mořských rybolovných zdrojů a o změně některých zákonů (zákon o rybářství), ve znění pozdějších předpisů [18], § 55 odst. 1 zákona č. 254/2001 Sb., o vodách a o změně některých zákonů (vodní zákon), ve znění pozdějších předpisů [17], a § 2 odst. 3 zákona č. 183/2006 Sb., o územním plánování a stavebním řádu (stavební zákon), ve znění pozdějších předpisů [19],
- dalšímu vymezení tohoto pojmu u ostatních zákonů a judikatury Nejvyššího soudu České republiky a Ústavního soudu České republiky – především v souvislosti s jeho komplikovaným majetkoprávním vymezením,
- vazbě na komunitární právo – a to na příslušná ustanovení směrnice Evropského parlamentu a Rady 2000/60/ES ze dne 23. října 2000 ustavující rámec pro činnost Společenství v oblasti vodní politiky [26] a
- v závěru tohoto článku též vymezení pojmu povrchové vody.

V navazujícím článku chystaném pro VTEI se budeme podrobně věnovat:

- problematice nakládání s povrchovými vodami v rybnících, tj. užívání těchto vod pro chov ryb nebo vodní drůbeže, popřípadě jiných vodních živočichů, za účelem podnikání,
- způsobu stanovení podmínek pro použití závadných látek při nakládání s povrchovými vodami za účelem chovu ryb nebo vodní drůbeže, popřípadě jiných vodních živočichů.

V následujícím textu bude pojednávána převážně problematika rybníků využívaných k rybníkářství – nikoliv těch, které jsou zařazovány k tzv. rybářským revírům a slouží k výkonu rybářského práva.

Zákon č. 114/1992 Sb., o ochraně přírody a krajiny, ve znění pozdějších předpisů [13] zcela oprávněně označil rybníky za významné krajinné prvky (s ohledem na řadu nezastupitelných funkcí – např. akumulaci vody v krajině, ekologicko-stabilizační a ekosystémové funkce). Na straně druhé je rybníkářství (existující převážně v rybnících) často považováno pouze za zemědělské odvětví, provozované soukromými subjekty. Při rostlinné i živočišné výrobě zemědělec využívá půdu na vlastním pozemku nebo půdu smluvně pronajatou. U rybníkáře je výrazný rozdíl v tom, že povrchovou

vodu, ve které hospodář a kterou svou činností výrazně ovlivňuje, není možné považovat za jeho majetek. Kromě této skutečnosti je důležité poznamenat, že značně sporné je i jednoznačné vymezení vlastnictví pozemku rybníka (jak rybníkáře, tak příslušné fyzické či právnické osoby, s kterou má rybníkář uzavřenu nájemní smlouvu).

Občanský zákoník, stavební zákon, vodní zákon a zákon o rybářství – definování pojmu stavba, vodní dílo, vodní nádrž a rybník a pojem soustava rybníků

Nejdříve (s ohledem na navazující části článku a pojem vodní dílo, vodní nádrž a rybník) se zmíníme o tom, jak je chápána v občanském zákoníku stavba. Podle § 59 je stavbou budova – celková definice pojmu se však v zákoníku nenachází. Důležité je dále ustanovení § 119, které vymezuje existenci jak věcí movitých, tak nemovitých. Nemovitostmi jsou pouze pozemky a stavby spojené se zemí pevným základem^{1,2}. Lze dovést, že ostatní věci mohou být pouze věcmi movitými³. Dále je zapotřebí zmínit ustanovení § 120 odst. 2, a to, že stavba není součástí pozemku⁴.

Vlastní pojem stavba je definován až v § 2 odst. 3 zákona č. 183/2006 Sb. [19] následujícím způsobem:

„Stavbou se rozumí veškerá stavební díla, která vznikají stavební nebo montážní technologií, bez zřetele na jejich stavebně technické provedení, použité stavební výrobky, materiály a konstrukce, na účel využití a dobu trvání.“

Z formulace (není zcela vyhovující) je sice zřejmé, že jak stavba jako celek, tak i její části vznikají stavební nebo montážní technologií – v zákonu však není nikde uvedena definice „stavebního díla“.

Ve vodním zákonu, tj. zákonu č. 254/2001 Sb. [17] je důležitým ustanovením § 55 odst. 1 (citujeme pouze písm. a)):

„Vodní díla jsou stavby, které slouží ke vzdouvání a zadržování vod, umělému usměrňování odtokového režimu povrchových vod, k ochraně a užívání vod, k nakládání s vodami, ochraně před škodlivými účinky vod, k úpravě vodních poměrů nebo k jiným účelům sledovaným tímto zákonem, a to zejména

- přehrady, hráže, vodní nádrže, jezy a zdrže.“

Důležité je zde to, že vodní díla jsou stavbami, tj., že existuje přímá vazba na platné znění § 2 odst. 3 zákona č. 183/2006 Sb. [19]. Dále je zapotřebí zmínit rovněž § 127 odst. 13⁵ zákona č. 254/2001 Sb. [17]:

„Za vodní díla podle tohoto zákona se považují vodohospodářská díla povolená podle dosavadních právních předpisů. Pokud se v jiných právních předpisech užívá pojem „vodohospodářské dílo“, rozumí se tím vodní dílo podle tohoto zákona.“

Paragraf 2 písm. c) zákona č. 99/2004 Sb. [18] má následující znění: „Pro účely tohoto zákona se rozumí c) rybníkem vodní dílo,²⁾ které je vodní nádrží určenou především k chovu ryb, ve kterém lze regulovat vodní hladinu, včetně možnosti jeho

¹ Pouze stavby spojené se zemí pevným základem jsou nemovitými stavbami, ostatní jsou stavbami movitými – není však stanoveno, jak pevný má být základ, aby taková stavba byla nemovitostí. V zákoně měla být pravděpodobně formulace, že „nemovitostmi jsou stavby pevně spojené se zemí základem“ nikoliv „spojené pevným základem“.

² Rovněž je zapotřebí poznamenat, že zákon č. 344/1992 Sb. [15] stanovuje, že předmětem katastru jsou pozemky v podobě parcel, budovy spojené se zemí pevným základem, byty a nebytové prostory, rozestavěné budovy nebo byty a nebytové prostory a stavby spojené se zemí pevným základem, o nichž to stanoví zvláštní předpis.

³ Názor M. Kindla (v článku [4]) je následující: „Občanský zákoník totiž taxativně stanoví, co je věcí nemovitou (právě jenom pozemky a stavby spojené se zemí pevným základem) a všechno ostatní (jde-li o věc) musí proto být věcí movitou.“

⁴ Bohužel za bývalého „totalitního režimu“ došlo k opuštění staré římské, rakouské či prvorepublikové zásady „superficies solo cedit“. Z ustanovení platného stávajícího českého občanského zákoníku není stále zřejmé, co je jednoznačně stavbou. Neměli bychom totiž zároveň vlastníkem pozemku, nelze vyloučit, že stavba nebude samostatnou věcí, ale součástí pozemku – bude tedy ve vlastnictví vlastníka pozemku (viz níže judikatura Nejvyššího soudu České republiky).

⁵ Po zrušení odstavce 7 a přečíslování odstavce 8 až 16 novelou č. 20/2004 Sb. jde v současném platném znění o odstavce 13. Před novelou šlo o odstavce 14 – viz citace u odkazu č. 2 zákona č. 99/2004 Sb. [18].

vypouštění a slovení; rybník je tvořen hrází, nádrží a dalšími technickými zařízeními.“

Odkaz č. 2 je dán na § 55 odst. 1 a § 127 odst. 14 zákona č. 254/2001 Sb.⁵ [17] – zde se uvádí pouze příkladný výčet (výraz „zejména“); § 2 písm. c) zákona č. 99/2004 Sb. [18] definici uvedenou v zákonu č. 254/2001 Sb. [17] pouze upřesňuje, a to pro pojem rybník^{6,7}.

Toto citované ustanovení je poněkud odlišné proti dřívější právní úpravě (před rokem 2004). Nejprve se zmíníme o počátečním znění zrušeného zákona č. 102/1963 Sb., o rybnářství [22] – zde byl rybník jen zmiňován (nebyla v něm obsažena legální definice). V § 3 bylo mj. stanoveno, že v rybnických hospodářích podniky státního rybnářství a organizační složky Československého rybnářského svazu. Na základě § 4 bylo možné bezplatně užívání i těch rybníků, které nebyly součástí tzv. národních majetku – uvedená možnost byla (logicky) zrušena § 34 zákona č. 229/1991 Sb., o úpravě vlastnických vztahů k půdě a jinému zemědělskému majetku, ve znění pozdějších předpisů [11]. Pojem rybník byl definován až v novele zákona č. 102/1963 Sb., o rybnářství [22] – v zákonu č. 410/2000 Sb. Zrušený § 4 byl nahrazen mj. legální definicí rybníka. Odstavec 1 měl toto znění:

„Rybníkem se pro účely tohoto zákona rozumí uměle vytvořené vodohospodářské dílo určené především k chovu ryb s přírodním dnem a s technickou vybaveností nutnou k regulaci vodní hladiny. Rybník je tvořen hrází a pozemkem, na kterém je hráz postavena, a dalšími technickými doplňky, přítokovou částí, odpadem, zatopenými pozemky na úrovni hladiny vody při návrhovém průtoku, popřípadě obvodovou stokou.“⁸

Výše uvedené ustanovení bylo účinné pouze v období od 29. 11. 2000 do 31. 3. 2004⁹.

Dále si ještě dovolíme poznamenat, že ve stávajícím zákonu č. 254/2001 Sb. [17] se pojem rybník (okrajově) vyskytuje pouze v § 15, a to ve vazbě na bariéry pohybu ryb a vodních živočichů v obou směrech vodního toku¹⁰.

S ohledem na věcně navazující chystaný článek „Vodoprávní problematika rybníků – II“ je zapotřebí se rovněž zmínit o pojmu soustava rybníků – v rybnářské praxi je běžně používán. Definici lze nalézt v normě

⁶ Formulaci v zákoně č. 99/2004 Sb. [18] je možné označit za problematickou. Rybník má splňovat ty požadavky zákona č. 254/2001 Sb. [17], které jsou kladeny na pojem vodní dílo. Následuje vysvětlení, že jde o vodní nádrž (tedy ne o hráz a přehradu, které jsou podle § 55 odst. 1 zákona č. 254/2001 Sb. [17] rovněž vodními díly) – a to o vodní nádrž určenou především k chovu ryb. Toto vodní dílo (stavba) – tj. rybník se pak skládá z hráže, nádrže a dalších technických zařízení. Hráz je sama o sobě vodním dílem, tj. stavbou (podle § 55 odst. 1 zákona č. 254/2001 Sb. [17]) – dále pak se v uvedené formulaci zmiňuje „nádrž“ (nikoliv „vodní nádrž“ – jde o zjevný nesuslad s terminologií zákona č. 254/2001 Sb. [17]), ta je (zřejmě) rovněž stavbou. Zda jsou další technická zařízení stavbami (stavbou), není zřejmé – v každém případě však jsou věcmi v právním smyslu. Rybník se tedy skládá z více věcí – ze dvou staveb a popřípadě i několika dalších „zařízení“. V daném případě jde o tzv. hromadnou věc („universitas rerum“) – souhrn několika „věcí jednotlivých“, na které se hledí jako na věc jedinou (např. podnik), viz článek T. Kindla [5]. Tento pojem v současném českém občanském zákoníku definován není (pouze je zmiňován) – definice se dříve nacházela v § 302 ABGB [24]. K uvedené úvaze si dovolíme doplnit citaci rozhodnutí Nejvyššího správního soudu č. 7 Afs 142/2006 – 59: „V prvé řadě je tak nezbytné posoudit vlastní pojem „podnik“. Jedná se o věc hromadnou, tvořenou jednotlivými komponenty, jimiž je podnik jako celek utvářen, a kterými jsou hmotné, osobní a nehmotné složky podnikání, tj. např. movité věci, nemovitosti, zaměstnanci, pověst (good will), síť zákazníků, postavení podnikatele na trhu, know-how, pohledávky a jiná práva, pokud patří podnikateli a pokud slouží podle své povahy či pokud mají sloužit k provozování podniku.“

⁷ Ze začáteční formulace písmena c) rovněž vyplývá (před středníkem), že rybník je nádrž (určenou především k chovu ryb, ve které lze regulovat vodní hladinu, včetně možnosti vypouštění a slovení) – tj. v daném případě by naopak šlo o tzv. věc jednotlivou (viz poznámka pod čarou č. 6) – nikoliv hromadnou (rybník by byl pouze nádrž bez hráže a dalších zařízení).

⁸ S odstupem času lze zhodnotit, že uvedené ustanovení bylo výstižnější než současné. Bylo zřejmé, že zatopené pozemky patří do věci hromadné („universitas rerum“) (viz poznámka pod čarou č. 6) – spolu s hrází, dalšími technickými doplňky, přítokovou částí a odpadem.

⁹ Zákon č. 99/2004 Sb. [18] zrušil zákon č. 102/1963 Sb. [22] – tím i veškerá ustanovení jeho novely č. 410/2000 Sb. V době vydání zákona č. 99/2004 Sb. [18] byl už delší dobu v platnosti nový vodní zákon č. 254/2001 Sb. [17] – tedy i příslušná ustanovení obsažená v § 55 zákona. Při tvorbě novely č. 410/2000 Sb. zákona č. 99/2004 Sb. [18] bylo možné vycházet pouze z tehdy platného znění zákona č. 138/1973 Sb. [23]. V té době byl používán pojem vodohospodářské dílo – definice byla v tehdy platném § 38. Pojem hráz zavedl až § 55 zákona č. 254/2001 Sb. [17]; slovní spojení vodní nádrž se vyskytuje jak v § 38 zákona č. 138/1973 Sb. [23], tak v § 55 zákona č. 254/2001 Sb. [17] – jde zde o (samostatné) vodohospodářské/vodní dílo.

¹⁰ Zajímavé je především to, že rybník není v § 55 zákona č. 254/2001 Sb. [17] vyjmenován jako vodní dílo. Nepřímo je však stanoveno, že toto neplatí pro rybník – ten (ustanovení se věcně dotýká pouze vodních děl) proto jednoznačně nemůže být něčím jiným než vodním dílem. Paralelně vedle rybníka můžeme postavit rovněž pojem vodní nádrž. Ta je podle § 55 zákona č. 254/2001 Sb. [17] zcela jistě vodním dílem. Rybník je též vodním dílem podle zákona č. 99/2004 Sb. [18] a skládá se z vodního díla „nádrž“ a vodního díla hráz („nádrž“ uvádíme s ohledem na nesuslad s pojmem zákona č. 254/2001 Sb. [17] úmyslně v uvozovkách). V § 15 zákona č. 254/2001 Sb. [17] lze takto shledat (ne zcela logickou) „paralelu“ mezi vodní nádrží pro chov ryb a rybníkem – bez vzájemné provázanosti § 2 zákona č. 99/2004 Sb. [18] a uvedeného ustanovení.

ČSN 46 6800, podle které jsou soustavou rybníků funkčně navazující rybníky v jednom povodí¹¹. Vyhláška č. 3/2008 Sb., o provedení některých ustanovení zákona č. 151/1997 Sb., o oceňování majetku a o změně některých zákonů, ve znění pozdějších předpisů [21], zmiňuje dva typy soustav rybníků – kompaktní soustavu samostatně napájených a vypouštěných rybníků a soustavu navazujících rybníků bez obtokových stok (napouštění nebo vypouštění přes jiný rybník).

Pojmy vodní nádrž a rybník v dalších právních předpisech

Nejprve se zmíníme (v návaznosti na majetkoprávní otázky jde o zásadní právní předpis) o zákonu č. 344/1992 Sb. [15]. V § 2 odst. 3 zákon člení pozemky podle druhů na ornou půdu, chmelnicí, vinici, zahradu, ovocný sad, trvalý travní porost, vodní plochu, zastavěnou plochu a nádvorí a ostatní plochu. Prováděcím předpisem je vyhláška č. 26/2007 Sb., kterou se provádí zákon č. 265/1992 Sb., o zápisech vlastnických a jiných věcných práv k nemovitostem, ve znění pozdějších předpisů, a zákon č. 344/1992 Sb., o katastru nemovitostí České republiky (katastrální zákon), ve znění pozdějších předpisů (katastrální vyhláška), ve znění vyhlášky č. 164/2009 Sb. [20]¹².

V zákonu č. 114/1992 Sb. [13] je v § 3 odst. 1 písm. b) (uvádíme pouze úvodní část) rybník chápán jako tzv. významný krajinný prvek¹³:

„Významný krajinný prvek jako ekologicky, geomorfologicky nebo esteticky hodnotná část krajiny utváří její typický vzhled nebo přispívá k udržení její stability. Významnými krajinnými prvky jsou lesy, rašeliniště, vodní toky, rybníky, jezera, údolní nivy.“

S ohledem na tuto skutečnost je dále zapotřebí zdůraznit, že funkcí tohoto významného krajinného prvku není pouze akumulace vody v krajině, ale též řada dalších ekologicko-stabilizačních funkcí. Významný krajinný prvek je vždy zapotřebí chápat jako celý ekosystém (např. les, rašeliniště, mokřad, vodní tok – tedy i rybník).

Pojem rybník je zahrnut i do znění zákona č. 334/1992 Sb., o ochraně zemědělského půdního fondu, ve znění pozdějších předpisů [14]. Podle § 1 odst. 3 do zemědělského půdního fondu náleží též rybníky s chovem ryb nebo vodní drůbeže. S ohledem na restituce má zemědělský půdní fond významnou úlohu ve vazbě na zákon č. 229/1991 Sb. [11] (ten se totiž vztahuje pouze na půdu, která tvoří zemědělský půdní fond). Dále je ještě zapotřebí se zmínit o zákonu č. 252/1997 Sb., o zemědělství, ve znění pozdějších předpisů [16]. Ministerstvo zemědělství vede tzv. evidenci půdy podle § 3a tohoto zákona. Základní jednotkou je půdní blok o minimální výměře 0,1 ha. Kromě zemědělsky obhospodařované půdy se jedná i o souvislou vodní plochu využívanou pro účely chovu ryb, vodních živočichů a pěstování rostlin ve vodním útvary povrchových vod, pro účely provozování rybníkářství podle zvláštního právního předpisu (tj. zákona č. 99/2004 Sb. [18]).

Na závěr této části článku provedeme dílčí shrnutí – podle zvláštních právních předpisů je možné rybník pojímat jako pozemek (vodní plochu) nebo významný krajinný prvek. V případě existence rybníkářství je půdním blokem či je možné jej zahrnout do zemědělského půdního fondu. S ohledem na zákon č. 254/2001 Sb. [17], zákon č. 99/2004 Sb. [18] a zákon č. 183/2006 Sb. [19] je vodním dílem a stavbou (popř. i věcí hromadnou^{6,8} skládající se z vodního díla hráz, „nádrž“ (nikoliv vodní nádrž) a blíže neurčených dalších technických zařízení).

¹¹ Podle ČSN 75 0124 je soustava nádrží souborem vodních nádrží rozmístěných na jednom nebo více vodních tocích, mezi nimiž je funkční souvislost; podle ČSN 75 0124 je kaskáda nádrží řadou nádrží umístěných na jednom vodním toku, mezi nimiž je vzájemná funkční závislost.

¹² Podle § 4 odst. 4 této vyhlášky se v katastru jako parcela eviduje pozemek, na kterém je vodní nádrž, a pozemek tvořící koryto vodního toku, je-li jeho koryto široké nejméně 2 m. Dále pak se eviduje plocha zastavěná vodním dílem, včetně plochy funkčně související s tímto vodním dílem. V příloze vyhlášky je uvedena tabulka 2 – Způsob využití pozemku. S ohledem na vodohospodářskou problematiku jsou závazné položky označené kódem druhu pozemku č. 11. Pod kódem č. 6 (první sloupec tabulky) je uveden rybník. Ten je definován jako umělá vodní nádrž určená především k chovu ryb s možností úplného a pravidelného vypouštění. Dále je v tabulce uvedeno pod kódem č. 7 přirozené nebo upravené koryto vodního toku. Je definováno jako koryto vodního toku, které vzniklo působením tekoucí vody a dalších přírodních faktorů (bystřina, potok, řeka) nebo jehož přírodní charakter je změněn technickými zásahy (například břehovým opevněním) nebo ohrázováním. Dále následuje pod kódem č. 8 umělé koryto vodního toku. Jde o koryto vodního toku, které bylo vytvořeno uměle (například opevněné koryto vodního toku, průplav, kanál apod.). Pod kódem č. 9 je uvedena přírodní vodní nádrž. Jde o pozemek, na kterém je vodní nádrž, která nebyla vytvořena záměrnou lidskou činností (například jezero, přírodní deprese naplněná vodou apod.). Pod kódem č. 10 je uvedena definice umělé vodní nádrže. Jde o pozemek, na kterém je vodní nádrž vytvořená záměrnou lidskou činností – s výjimkou rybníku a bazény ke koupání (například velká vodní nádrž vytvořená přehradou, malá vodní nádrž, nádrž vytvořená zatopením vytěžených ploch apod.). Poslední definice se týká zamokřené plochy. Jde o zemský povrch trvale nebo po převážnou část roku rozbledlý (močál, mokřad, bažina).

¹³ Uvedená problematika je značně rozsáhlá – zasloužila by si zpracování samostatného příspěvku. Ve většině případů jde o úlohu vybraných rybníků v souvislosti s výskytem chráněných živočichů či rostlin, resp. i o podporu tzv. mimoprodukčních funkcí rybníka.

Majetkoprávní problematika rybníků – judikatura Nejvyššího soudu České republiky

Nejpočetnější judikaturu k dané problematice je možné nalézt ve sbírce rozhodnutí Nejvyššího soudu České republiky (přístupné v síti internet na www.nsoud.cz/rozhod.php). S ohledem na právní úpravu vymezující pojem rybník a činnost rybníkářství je vhodné provést časovou rozlišení na období:

- platnosti zákona č. 102/1963 Sb., o rybníkářství [22] do novely provedené zákonem č. 410/2000 Sb. (neexistovala legální definice rybníka)¹⁴,
- do nabytí účinnosti novely č. 410/2000 Sb. do data účinnosti nového zákona č. 99/2004 Sb. [18] (29. 11. 2000–31. 3. 2004),
- účinnosti zákona č. 99/2004 Sb. [18] po současnost (tj. od 1. 4. 2004).

První období je na uvedených internetových stránkách reprezentováno pouze několika judikáty (některá starší rozhodnutí jsou dostupná za pomoci systému ASPI). Nejvyšší soud České republiky v rozsudku z 28. 5. 1998, sp. zn. 2 Cdon 1192/97, uveřejněném ve Sbírce soudních rozhodnutí a stanovisek pod č. 23, ročník 1999, dovedl, že jestliže stavbu rybníka ve smyslu předpisů veřejného práva nelze oddělit od pozemku, který tvoří jeho dno a břehy, nemůže být rybník (tak, jak je chápán vodním právem) samostatnou věcí z hlediska práva soukromého, se kterou by mohlo být samostatně nakládáno (odděleně od pozemků tvořících rybníční těleso). Rybník v pojetí Nejvyššího soudu České republiky není samostatným objektem občanskoprávních vztahů a nemůže tedy být stavbou ve smyslu občanského práva¹⁵.

Po nabytí účinnosti novely č. 410/2000 Sb. zákona č. 102/1963 Sb. [22] se situace majetkoprávně stala přehlednější. Nová definice uváděla, že rybník se skládá z hráze a pozemku (na kterém je hráz postavena), dalších technických doplňků, přítokové části, odpadu a zatopených pozemků (po úroveň hladiny vody při návrhové průtoky). Rybník nebyl chápán jako vodní dílo (stavba) – tak jak je tomu u současného § 2 písm. c) zákona č. 99/2004 Sb. [18]. Vodním dílem, zvláště pak po vydání zákona č. 254/2001 Sb. [17], byla s ohledem na § 55 odst. 1 písm. a) téhož zákona především jeho hráz. Pojem nádrž – chápán jako vodní dílo – se pro rybníky aplikovat nemohl. Na základě toho byla v období od 29. 11. 2000 do 31. 3. 2004 rozhodovací činnost soudů při majetkoprávních sporech v dané oblasti mnohem snazší¹⁶.

Nový zákon způsobil ustanovením § 2 písm. c) zákona č. 99/2004 Sb. [18] soudům nemalé obtíže. Nicméně i tuto situaci se podařilo Nejvyššímu soudu České republiky v rozsudku z 16. 7. 2008, sp. zn. 22 Cdo 1121/2008 vyřešit. Dovolíme si uvést částečnou citaci některých úryvků ze závažných částí tohoto rozsudku:

„Až do nabytí účinnosti zákona o rybníkářství č. 99/2004 Sb. byly součástí rybníka i zatopené pozemky. Vlastník pozemku tak nebyl vyloučen z hospodaření na rybníku (§ 4 odst. 2 zákona č. 102/1963 Sb.).“

„Nový zákon oproti předchozímu stavu omezuje vlastnické právo. Text zákona ani důvodová zpráva k němu výslovně nezdůvodňují existenci veřejného zájmu na takovém omezení, zákon pak nestanoví náhradu pro takto omezené vlastníky pozemků, resp. způsob jejího určení.“

„Postavení vlastníka bylo bez splnění ústavních podmínek zákonem výrazně změněno k horšímu. Ve světle této skutečnosti je namísto chápat pojem „nádrž“ ve smyslu § 2 písm. c) zákona o rybníkářství jako objekt tvořený též dnem (zatopenými pozemky).“

„Pokud by zákonodárce sledoval jiné řešení, jistě by použil jasné

¹⁴ Uvedené období by bylo možné ještě „detailněji“ rozdělit na dobu účinnosti zákona č. 138/1973 Sb. [23] a na dobu účinnosti zákona č. 254/2001 Sb. [17]. S ohledem na obdobně definovaný vodního/vodohospodářského díla by tato dílčí periodizace postrádala smysl. V zákonu č. 138/1973 Sb. [23] nebyly v § 38 jmenovány hráze – protože však jde o výčet jen příkladný („zejména“), uvedenou okolnost lze označit za nepodstatnou.

¹⁵ Obdobně lze doložit, že podle nálezu Ústavního soudu České republiky sp. zn. Pl.ÚS 16/93 (publikovaného ve svazku 1. Sbírky nálezů a usnesení Ústavního soudu České republiky pod č. 25) rovněž meliorační zařízení, umístěná pod povrchem pozemku, nejsou stavbou ve smyslu § 120 odst. 2 občanského zákoníku, nýbrž součástí pozemku podle § 120 odst. 1.

¹⁶ Z rozsáhlé judikatury ocitujeme pouze část rozhodnutí Nejvyššího soudu České republiky z 26. 8. 2005, sp. zn. 22 Cdo 1221/2002: „V projednávané věci šlo o posouzení toho, zda je samostatnou věcí hráz rybníka. Zákon nevymezuje, co to je hráz rybníka. Podle § 4 odst. 1 zákona č. 102/1963 Sb., o rybníkářství, ve znění pozdějších předpisů, rybníkem se pro účely tohoto zákona rozumí umělé vytvořené vodohospodářské dílo určené především k chovu ryb s přírodním dnem a s technickou vybaveností nutnou k regulaci vodní hladiny. Rybník je tvořen hrází a pozemkem, na kterém je hráz postavena, a dalšími technickými doplňky, přítokovou částí, odpadem, zatopenými pozemky na úroveň hladiny vody při návrhové průtoky, popřípadě obvodovou stoku. Hráz je sice vodním dílem podle § 55 odst. 1 písm. a) zákona č. 254/2001 Sb., o vodách a o změně některých zákonů (vodní zákon), to ovšem ještě neznamená, že jde o samostatnou stavbu ve smyslu občanského práva. Vodním dílem jsou podle výslovného znění vodního zákona i některé objekty, o kterých je podle dosavadní judikatury zjevné, že samostatnými věcmi zpravidla nejsou (stavby, jimiž se upravují nebo mění koryta vodních toků, stavby vodovodních řádů, stavby k vodohospodářským melioracím, zavlažování a odvodňování pozemků). Proto samotná okolnost, že hráz rybníka je vodním dílem, ještě neznamená, že tato hráz může být samostatným předmětem právních vztahů.“

a přesně vymezené pojmy a také dbal na soulad úpravy s čl. 11 odst. 1 LPS, a tudíž definoval veřejný zájem na takovém postupu a upravil poskytování náhrady za omezení vlastnického práva. Vlastníka pozemku tvořícího dno rybníka tak nelze vyloučit z podílu na „vlastnictví rybníka“. Pokud soudy v nalézacím řízení vycházely z jiného právního názoru, spočívá jejich rozhodnutí na nesprávném právním posouzení věci.“

Z výše uvedeného je zřejmé, že v daném případě lze vznést (obecně) oprávněnou výtku k ustanovení § 2 písm. c) zákona č. 99/2004 Sb. [18] pro nepřehledný rozpor se základním dokumentem českého práva – zákonem č. 2/1993 Sb., Listinou základních práv a svobod. Podle názoru autorů tohoto článku by měl Ústavní soud České republiky toto ustanovení zrušit. Podkladů použitelných na základě judikatury Nejvyššího soudu České republiky je více než dost.

Rybníky o vodní ploše větší než 0,5 km² a vodní útvary povrchové vody stojaté vymezené podle směrnice 2000/60/ES

Zásadní změnou v komunitárním právu bylo vydání směrnice 2000/60/ES [26] (zkráceně též „rámcová směrnice“). V čl. 2 odst. 1 je definice povrchové vody:

„Povrchovými vodami“ se rozumí vnitrozemské vody s výjimkou vod podzemních, brakické a pobřežní vody; ve vztahu k problematice chemického stavu se též zahrnou teritoriální vody.¹⁷

Dále je zapotřebí uvést definice řeky a jezera z čl. 2 odst. 4 a 5:

„Řekou“ se rozumí útvar vnitrozemské vody tekoucí v převážné části po zemském povrchu, který ale může téci v části toku pod povrchem; „jezerem“ se rozumí útvar stojaté vnitrozemské povrchové vody.¹⁸

Na závěr uvedeme definici vodního útvaru z čl. 2 odst. 10:

„Útvarem povrchové vody“ se rozumí samostatný a významný prvek povrchové vody, jako jsou jezero, nádrž, tok, řeka nebo kanál, část toku, řeka nebo kanálu, brakické vody nebo úsek pobřežních vod.¹⁹

Je zřejmé, že (významné) rybníky patří též mezi útvary povrchové vody stojaté – ve smyslu směrnice 2000/60/ES [26] jsou „jezerem“. Vlastní vymezení významných prvků povrchové vody je upřesněno v příloze II směrnice – rozhodující je plocha útvaru. Nejnižší závazná hodnota byla stanovena na 0,5 km². S ohledem na tuto skutečnost se v České republice nacházejí následující vodní útvary stojaté povrchové vody (též ve smyslu § 2 odst. 4 zákona č. 254/2001 Sb. [17]), které jsou současně označovány jako rybníky:

Bezdrav, Břežňanský rybník, Dehtář, Hejtman, Heřmanický rybník, Hvězda, Lenešický rybník, Máchovo jezero, Ratmírovský rybník, Rožmberk, Staňkovský rybník, Svět, Vavřínecký rybník, Žehuňský rybník.

Definice povrchových vod a jejich majetkoprávní vymezení

Je právně doložitelné, že v rybnících se vyskytují povrchové vody²⁰ (v množném čísle). S ohledem na navazující článek „Vodoprávní problematika rybníků – II“ jsme proto rovněž provedli analýzu tohoto pojmu. Příslušná definice je v § 2 zákona č. 254/2001 Sb. [17]:

„Povrchovými vodami jsou vody přirozeně se vyskytující na zemském povrchu; tento charakter neztrácejí, protékají-li přechodně zakrytými úseky, přirozenými dutinami pod zemským povrchem nebo v nadzemních vedeních.“

Nepřehlednutelné je ustanovení obsažené v § 3 odst. 1 zákona č. 254/2001 Sb. [17]:

„Povrchové a podzemní vody nejsou předmětem vlastnictví a nejsou součástí ani příslušenstvím pozemku, na němž nebo pod nímž se vyskytují; práva k těmto vodám upravuje tento zákon.“

Zrušený zákon č. 138/1973 Sb., o vodách (vodní zákon) [23], definoval povrchové a podzemní vody v tehdejších § 2:

„(1) Povrchovými vodami jsou vody přirozeně se vyskytující na zemském povrchu; podzemními vodami jsou vody v zemských dutinách a zvodněných vrstvách zemských. Práva k těmto vodám upravuje tento zákon.“

¹⁷ Anglické znění je následující: „Surface water“ means inland waters, except groundwater; transitional waters and coastal waters, except in respect of chemical status for which it shall also include territorial waters.“

¹⁸ Anglické znění je následující: „River“ means a body of inland water flowing for the most part on the surface of the land but which may flow underground for part of its course. „Lake“ means a body of standing inland surface water.“

¹⁹ Anglické znění je následující: „Body of surface water“ means a discrete and significant element of surface water such as a lake, a reservoir, a stream, river or canal, part of a stream, river or canal, a transitional water or a stretch of coastal water.“

²⁰ Problémem je, zda povrchovými vodami jsou i po terénu stékající (v korytě či nádrži nesoustředěné) srážkové vody. Kromě povrchových vod zná zákon ještě podzemní vody. Dále pak jsou uváděny vody, které jsou podle zvláštního zákona (zákon č. 164/2001 Sb., o přírodních léčivých zdrojích, zdrojích přírodních minerálních vod, přírodních léčebných lázních a lázeňských místech a o změně některých souvisejících zákonů (lázeňský zákon), ve znění pozdějších předpisů) vyhrazenými nerosty či minerálními vodami. Jako další můžeme zmínit i tzv. vody důlní; v § 38 je uvedena definice vod odpadních. Důležité je rovněž ustanovení § 3 odst. 2, kde jsou uváděny ještě „další vody“ které vodami povrchovými či podzemními nejsou – po technické realizaci jejich odběru (jde o vodu v uživatelských systémech).

(2) Za povrchové ani podzemní vody se nepovažují přírodní léčivé vody a přirozeně se vyskytující minerální stolní vody, jakož i vody, které jsou podle horních předpisů vyhrazenými nerosty a vodami důlními (dále jen "zvláštní vody")."

S ohledem na současné pojetí povrchových vod v České republice je vhodné se také zmínit o důvodové zprávě vládního návrhu novely zákona o vodách (vodního zákona), parlamentním tisku 688/0 – II. (zvláštní části) [25]:

"Povrchovými vodami jsou ve smyslu definice zejména vody ve vodních tocích, včetně vod ve vodních tocích uměle vzdutých, vody odtékající po zemském povrchu v podobě dešťových srážek atd. Za povrchové vody se nepovažují vody, které byly z vod povrchových odebrány. Odebrané vody jsou mimo dosah působnosti tohoto zákona. Povrchové ani podzemní vody nejsou pro svou neovladatelnost předmětem vlastnických ani dalších soukromých práv s vlastnictvím spojených a jsou v tomto smyslu věcí bez pána (**res nullius**)."

Použití odborného právního termínu „res nullius“ vedlo k odborné diskusi, která nebyla do dnešních dnů zcela jednoznačně rozhodnuta (viz [2, 4, 6, 7]). Původ výše uvedeného pojetí (bohužel není dostatek prostoru na podrobné doložení) souvisí nepochybně s právním názorem publikovaným JUDr. Randou v roce 1891 [9] – na str. 5 autor uvádí²¹:

"Vlastnictví, s ohledem na svůj pojem, předpokládá samostatná prostorově vymezená tělesa podrobená lidské moci (§ 354 a 362 ABGB)²². Za takový předmět (těleso) je možné označit stojatou vodu ve studních, rybnících, pramenech a nádržích (cisternách) a přirozené prohlubeniny zemské s uzavřenou vodou – patří vlastníkům. Neplatí to však u moře v jeho celistvosti a též u tekoucí vody (zvláště vodního proudu) ve věcném nepřetržitém (souvislém) toku (aqua profluens). Tekoucí vodstvo (řeka) vytváří spíše souvislý (nepřetržitý) prostorově vymezený celek díky proláklíně (propadlíně). Z přirozených důvodů nelze tedy tekoucí vodu (vodní proud) pokládat za předmět vlastnictví, bez ohledu na to zda jde o velkou řeku²³, řeku či potok. Jde o to samé jako u vzduchu – tedy o „res omnium communis“ a patří s ohledem na možnost zmocnit se jednotlivých částí vody ke kategorii „res nullius“."

Uvedený pojem „res nullius“ (věc nikoho²⁴ – v Randově pojetí) souvisí s pojmem „aqua profluens“ (tekoucí voda) a „res omnium communes“ (věci všem společné). Této problematice se bude podrobněji věnovat jeden z autorů tohoto článku v chystané publikaci (vyd. VÚV T.G.M.)²⁵.

S pojetím důvodové zprávy [25] (a tím i se zákonem č. 254/2001 Sb. [17]) nesouhlasil např. M. Kindl [2 a 3]. Na základě znění § 3 odst. 1 lze věc shrnout tak, že povrchové vody nejsou (podle současného vodoprávního pojetí) předmětem vlastnictví²⁶, též se s nimi nepočítá jako se součástí či

²¹ Autoři článku se zde pokusili o překlad původního německého Randova textu: „Das Eigentum setzt seinem Begriffe nach selbständige und der menschlichen Herrschaft unterworfenen räumliche Körper voraus. (§§ 354, 362 a. b. G. B.) Einen solchen Gegenstand bilden zwar die in Brunnen, Teichen, Quellen, Behältern (Zisternen) und natürlichen Senkungen eingeschlossenen (stehenden) Gewässer, welche dem Grundeigentümer gehören, – nicht aber das Meer in seiner Totalität, noch auch die fließende Wasser welle in ihrem stätigen, zusammenhängenden Laufe (Aqua profluens). Das fließende Gewässer bildet vielmehr ein zusammenhängendes, nur durch die Bodensenkung räumlich verteiltes Ganzes. Aus natürlichen Gründen kann daher der ununterbrochene Wasserlauf nicht als Gegenstand des Eigentums angesehen werden, gleichviel ob es sich um Ströme, Flüsse oder Bäche handelt; derselbe ist vielmehr ebenso wie der Luftstrom eine wahre res omnium communis und gehört mit Rücksicht auf die Möglichkeit, einzelne Teile des Wassers (der Luft) zu okkupieren, zu der Kategorie der „res nullius“."

²² Jde o zkratku: „Allgemeines bürgerliches Gesetzbuch“ (Obecný občanský zákoník – byl vydán v roce 1811).

²³ Jde o překlad německého „Strom“. V Rakousku šlo jen o značně velké řeky – především Dunaj.

²⁴ V Obecném občanském zákoníku (resp. českém Šemberově překladu) je používán pojem „věc bez pána“.

²⁵ Uvedeme pouze kratší poznámku. Důležitá je především poslední věta v uvedené citaci: „a patří s ohledem na možnost zmocnit se jednotlivých částí vody ke kategorii „res nullius“.“ Autoři důvodové zprávy [25] pravděpodobně měli k dispozici pozdější Randovu publikaci o vlastnickém právu [10] (je už v češtině) a patrně „přehlédlí“ formulaci „možnost zmocnit se jednotlivých částí“. Je zřejmé, že „res nullius“ Randa chápal pouze ve smyslu odebrané (nepodstatné) části vody z vodního toku – tedy ve zkratce by dnes šlo jen o § 6 zákona č. 254/2001 Sb., tj. o tzv. obecně nakládání s povrchovými vodami (podrobněji – viz připravovaná publikace jednoho z autorů tohoto článku).

²⁶ Dovolíme si formulovat závažnou, i když poněkud podrobnou poznámku. To že „res“ (věc) je „res nullius“ (věc nikoho), neznamená, že nejde o (právní) věc. Navíc (a to je podstatné) ji nelze označit jako „res extra commercium“ (věc vyjmutou z tzv. právního obchodu (vztahů)), ale jako „res in commercio“ (věc zahrnutou do tzv. právního obchodu – viz rovněž publikace M. Kindla [3]). Velmi názorně je např. schematické znázornění uvedené v publikaci A. Hrdiny [1] (na str. 17). „Res nullius“ lze dále členit na „res derelictae“ (věci opuštěné), „res hostiles“ (věci nepříteli), „insula in mari nata“ (ostrovy vzniklé v moři, nikoliv v řece) a „ferae bestiae“ (divoká volně žijící zvířata). Vždy platilo, že za věci ničí byly považovány ty věci, které doposud nikdo neovládl (samozřejmě je následně mohl vlastnit – věci nikoho (bez pána – viz ABGB [24]) pak mohly neomezeně vstupovat „in commercio“). Vše lze shrnout tak, že pojem „res nullius“ (věc nikoho) nemůže být nikdy řazen do skupiny „res extra commercium“ (věci vyjmutých z právního obchodu). Do této skupiny patřila totiž především podskupina věcí vyloučených ze soukromoprávního obchodu z důvodů náboženských – „res divina iuris“ (věci božského práva, tj. chrámů a předmětů

příslušenstvím pozemku, na němž, nebo pod nímž, se vyskytují²⁷. Otázkou však zůstává, zda je nezbytné rovněž reflektovat právní názor obsažený v důvodové zprávě k parlamentnímu tisku 688/0 – II. (zvláštní část) [25], kde jsou označeny povrchové vody²⁸ jako „res nullius“ (věc nikoho)²⁶. S povrchovými vodami úzce souvisí pojem vodní tok. Ten je ve stávajícím platném zákonu č. 254/2001 Sb. [17] definován v § 43 následovně:

"Vodní toky jsou povrchové vody tekoucí vlastním spádem v korytě trvale nebo po převažující část roku, a to včetně vod v nich uměle vzdutých. Jejich součástí jsou i vody ve slepých ramenech a v úsecích přechodně tekoucích přirozenými dutinami pod zemským povrchem nebo zakrytými úseky."

Lze zaznamenat, že podmět (vodní tok) je ve větě uveden (poněkud neobvykle) v množném čísle²⁹. Koryto vodního toku³⁰ je definováno v § 44:

"Protéká-li vodní tok po pozemku, který je evidován v katastru nemovitostí jako vodní plocha, je korytem vodního toku tento pozemek. Protéká-li vodní tok po pozemku, který není evidován v katastru nemovitostí jako vodní plocha, je korytem vodního toku část pozemku zahrnující dno a břehy koryta až po břehovou čáru určenou hladinou vody, která zpravidla stačí protékat tímto korytem, aniž se vylévá do přílehlého území. V pochybnostech o hranici koryta vodního toku rozhodne místně příslušný vodoprávní úřad."

Na závěr této části se též zmíníme o poněkud odlišném pojetí pojmu „voda“ obsaženém v § 2 zákona č. 17/1992 Sb., o životním prostředí, ve znění pozdějších předpisů [12]:

"**Životním prostředím je vše, co vytváří přirozené podmínky existence organismů včetně člověka a je předpokladem jejich dalšího vývoje. Jeho složkami jsou zejména ovzduší, voda, horniny, půda, organismy, ekosystémy a energie.**"

Závěry a doporučení

Podle českých právních předpisů, judikatury soudů České republiky a platného komunitárního práva je rybník chápán následovně:

- je vodním dílem – podle ustanovení § 2 písm. c) zákona č. 99/2004 Sb. [18] (tedy stavbou v přímé návaznosti na § 55 odst. 1 zákona č. 254/2001 Sb. [17] – následně pak ve vazbě na § 2 odst. 3 zákona č. 183/2006 Sb. [19]);
- podle znění § 1 odst. 3 zákona č. 334/1992 Sb., [14] náleží do tzv. zemědělského půdního fondu rybníky s chovem ryb nebo vodní drůbeže (důležitá poznámka – jiné nikoliv!);
- podle zákona č. 344/1992 Sb. [15] a prováděcí vyhlášky č. 26/2007 Sb. [20] je rybník vodní plochou (chápanou jako druh pozemku);
- podle judikatury Nejvyššího soudu České republiky (která upozorňuje na zásadní rozpor (s ohledem na vlastnický pozemek – tedy i vlastnictví obecně) se zákonem č. 2/1993 Sb., Listinou základních práv a svobod) je rybník především pozemkem (nikoliv stavbou (vodním dílem));
- podle zákona č. 114/1992 Sb. [13] (není v žádném případě stavbou (vodním dílem)) je rybník zahrnován mezi významné krajinné prvky;

náboženského charakteru). Do uvedené podskupiny patřily „res sacrae“ (chrámy a věci bohoslužebné) (pozor není zde analogie s majetkem církve – viz Randa v publikaci [10]), „res religiosae“ (tj. náhroby a příslušné pomníky) a „res sanctae“ (věci pod záštitou bohů – nedotknutelné a neporušitelné, především to byly hradby a věže). Do skupiny „res extra commercium“ byly zahrnovány též věci patřící celému (římskému) národu „res publicae“ (věci veřejné – nepřímo patřící římskému státu) a nakonec „res omnium communes“ (věci všem společné). S poslední jmenovanou kategorií věcí vyňatých ze soukromoprávního obchodu se setkáváme až v justiniánském právu – jednalo se o vzduch, moře, mořský břeh a u některých římských právníků (viz Dig. 1.8.2.1, Marcianus) též o „aqua profluens“ (tekoucí vodu). Tento pojem bude jedním z autorů podrobně pojednán až v samostatné publikaci (jde o souvislost s tzv. „ius naturale“ – přirozeným právem). Je zřejmé, že historicko-právní (svým způsobem i filosofické) souvislosti by totiž zcela přesahovaly rámec tohoto příspěvku.

²⁷ Raději uvedenou formulaci nebudeme příliš komentovat. Pouze na okraj uvedeme, že „klasické“ pojetí podle ABGB [24] chápalo pozemek nejen jako část zemského povrchu, ale též jako určitý prostor „pod“ a „nad“ zemským povrchem (tj. jako prostor – viz též Kindl v článku [4]). Parcelou je naopak pouze geometrický (dvourozměrný) obraz pozemku na katastrálních mapách označený parcelním číslem.

²⁸ Chápané ve své „totalitě“, nikoliv v Randově pojetí s ohledem na možnost zmocnit se jejich částí (viz poznámka pod čarou č. 24).

²⁹ Jde o poněkud problémový typ definice. Logicky (teoreticky) by bylo přípustné (při použití množného čísla) dovodit slovní spojení: „vodní tok je povrchová voda“. Problémem však je, že definice v § 2 odst. 1 téhož zákona má znění: „Povrchovými vodami jsou vody...“ (opět množné číslo). Jsou možné tři varianty právně-logického výkladu. Pokud je míněno, že uvedený pojem logicky značí „povrchové vody uměle vzduté v tocích“ (definiendum je určeno definiens „tok“), pak jde zcela jednoznačně o definici typu „ignotum per ignota“. (Tok je totiž pojem, který má být určen pojmem „koryto“ a pojmem „povrchové vody“.) Pokud je míněno, že uvedený pojem logicky značí „povrchové vody uměle vzduté v povrchových vodách“ (definiendum je určeno definiens „povrchové vody“), pak jde zcela jednoznačně o definici typu „per idem“. Nejpravděpodobnější variantou je to, že jde o gramatickou chybu. Správně má asi znít: „včetně vod v něm (korytě) vzdutých“.

³⁰ Koryto vodního toku není zahrnuto do pojmu vodní tok. Pokud nějaká věc není součástí věci jiné, pak jde (v právním pojetí) o věci dvě. Jednou samostatnou věcí je pak koryto – druhou vodní tok. To, že „res“ (věc) je „res nullius“ (věc nikoho), neznamená, že nejde o (právní) věc. Navíc (a to je podstatné) nejde o „res extra commercium“ (věc vyjmutou z tzv. právního obchodu (vztahů)), ale o „res in commercio“ (věc zahrnutou do tzv. právního obchodu) – viz Kindlovo stanovisko dostatečně obhájené v jeho článku a publikaci ([2, 3 a 4]).

f) vybrané rybníky (ve smyslu směrnice 2000/60/ES [26]) jsou vymezovány jako útvary povrchové vody stojaté (které mj. musí splňovat příslušné environmentální cíle).

S ohledem na právní systémy sousedních zemí (vodní právo německé či rakouské) by bylo rovněž možné chápat tzv. průtočné rybníky (skrz které protékají vodní toky) jako neoddelitelnou součást vodstva České republiky.

Bez ohledu na výše uvedené rozdílné právní vymezení pojmu rybník platí, že v rybnících se vyskytují povrchové vody – proto jsme se pokusili rovněž o právní analýzu tohoto pojmu. Je zapotřebí zdůraznit, že podle § 3 odst. 1 zákona č. 254/2001 Sb. [17] tyto vody nejsou předmětem vlastnictví. Voda (obecně), tedy i povrchová voda, a to v souladu s § 2 zákona č. 17/1992 Sb. [12], je jednou ze složek životního prostředí³¹. Životním prostředím je, podle téhož zákona, vše, co vytváří přirozené podmínky existence organismů včetně člověka a je předpokladem jejich dalšího vývoje. Dále, podle zákona č. 114/1992 Sb. [13], je nezbytné chápat soustředění povrchové vody stojaté (vytvářející významný krajinný prvek rybník) též jako nedílnou a hodnotnou součást krajiny.

Na základě provedené právní analýzy (v souladu s tím, co bylo naznačeno již v úvodu tohoto článku) lze prohlásit, že povrchové vody, které jsou užívány při hospodaření v rybnících (při kterém bývají rybníkáři ovlivňovány), nemohou být považovány za majetek související s vlastnictvím rybníků. Jednoznačně jde v daném případě o „res extra commercium“³² (věc vyjmutou z tzv. právního obchodu). Z uvedené skutečnosti následně vyplývá především veřejnoprávní charakter všech požadavků, které je nezbytné stanovit vodoprávním úřadem s ohledem na příslušné standardy jakosti povrchové vody. Těto právní a technicko-odborné problematice se však budeme věnovat až v následujícím článku „Vodoprávní problematika rybníků – II“.

Zcela na závěr tohoto článku si autoři dovolu předložit možné legislativní doporučení – jde o případnou změnu v ustanovení § 2 písm. c) zákona č. 99/2004 Sb. [18]. Z provedené právní analýzy vyplývá, že by bylo vhodnější variantou ponechat původní znění zrušeného zákona č. 102/1963 Sb. [22], kde rybník (ve smyslu souhrnného celku³³) nebyl chápán jako stavba. Pravděpodobně ještě vhodnějším řešením by bylo začlenit jeho novou definici (plně kompatibilní se zákonem č. 114/1992 Sb. [13] a zákonem č. 17/1992 Sb. [12]) přímo do zákona č. 254/2001 Sb. [17] a zrušit současně jeho definici v zákonu č. 99/2004 Sb. [18].

Seznam literatury a dalších podkladů

- [1] Hrdina, A. Syllabus římského práva soukromého. 1. vyd. Dobrá Voda u Pelhřimova : Vyd. a nakl. Aleš Čeněk, 2002, 71 s. ISBN 80-86473-09-0.
- [2] Kindl, M. Poznámka k vlastnictví vod. *Právník*, 1997, č. 2.
- [3] Kindl, M. a David, O. Úvod do práva životního prostředí. Plzeň : Vyd. a nakl. Aleš Čeněk, 2005, 223 s. ISBN 80-86898-11-3.
- [4] Kindl, M. Jeskyně, rybníky a jiné problémy moderní právní úpravy. *Právník*, 2009, č. 10.
- [5] Kindl, T. Malá poznámka o věcech (o odpadech, jeskyních a rybnících jako věcech). *Právník*, 2010, č. 2.
- [6] Krecht, J. K vlastnictví vod. *Právník*, 1997, č. 10–11.
- [7] Maršnerová, V. Nabytí práva k vodě. *Právník*, 1998, č. 1.
- [8] Miller, B. Vodní právo (Sbírka nejdůležitějších zákonů a nařízení týkajících se vodního práva pro historické země Čechy, Moravu a Slezsko). Praha : Spolek československých inženýrů, 1934, 204 s.
- [9] Randa, A. Das österreichische Wasserrecht mit Bezug auf die ungarische und ausländische Wassergesetzgebungen. Dritte, umgearbeitete und vermehrte Auflage. Prag : Verlag von Fr. Růvňáč in Prag, 1891 (3. přepracované a rozšířené vydání), 210 s. (<http://dlib-pr.mpiet.mpg.de>, <http://www.archive.org>).
- [10] Randa, A. (red. Kasanda, V.) Právo vlastnické dle rakouského práva v pořádku systematickém. Praha : Česká akademie pro vědy, slovesnost a umění, 1922, 340 s.; reprint původního vydání – ASPI, 2008. ISBN 978-80-7357-389-8.
- [11] Zákon č. 229/1991 Sb., o úpravě vlastnických vztahů k půdě a jinému zemědělskému majetku, ve znění zákona č. 42/1992 Sb., zákona č. 93/1992 Sb., zákona č. 39/1993 Sb., zákona č. 183/1993 Sb., nález Ústavního soudu vyhlášeného pod č. 131/1994 Sb., nález Ústavního soudu vyhlášeného pod č. 166/1995 Sb., nález Ústavního soudu vyhlášeného pod č. 29/1996 Sb., zákona č. 30/1996 Sb., zákona č. 139/2002 Sb., zákona č. 320/2002 Sb., zákona č. 253/2003 Sb., zákona č. 354/2004 Sb., nález Ústavního soudu vyhlášeného pod č. 272/2005 Sb., nález Ústavního soudu vyhlášeného pod č. 531/2005 Sb., zákona č. 131/2006 Sb. a zákona č. 178/2006 Sb.
- [12] Zákon č. 17/1992 Sb., o životním prostředí, ve znění zákona č. 123/1998 Sb. a zákona č. 100/2001 Sb.
- [13] Zákon č. 114/1992 Sb., o ochraně přírody a krajiny, ve znění zákonného opatření Předsednictva České národní rady č. 347/1992 Sb., zákona č. 289/1995 Sb., nález Ústavního soudu České republiky vyhlášeným pod č. 3/1997 Sb., zákona č. 16/1997 Sb., zákona č. 123/1998 Sb., zákona

³¹ Lze jednoznačně dovodit, že životní prostředí se skládá ze složek, jednou složkou je voda. Má-li životní prostředí vytvářet přirozené podmínky existence organismů, pak uvedený požadavek platí i pro jeho složku – vodu. Ta (jako složka životního prostředí) má vytvářet prostředí umožňující přirozené podmínky pro život organismů i člověka. Určité organismy mohou existovat pouze ve vodním prostředí.

³² Bez ohledu na právně chybné (či bezchybné) stanovisko uvedené v důvodové zprávě vládního návrhu novely zákona o vodách [25], tj. oprávněnost koncepce vycházející z pojmu „res nullius“ (věc nikoho). Rozhodující je především vlastní znění platného zákona č. 254/2001 Sb. [17] – konkrétně pak ustanovení § 3 tohoto zákona.

³³ Viz poznámka pod čarou č. 6 (pojem věci hromadné).

- č. 161/1999 Sb., zákona č. 238/1999 Sb., zákona č. 132/2000 Sb., zákona č. 76/2002 Sb., zákona č. 320/2002 Sb., zákona č. 100/2004 Sb., zákona č. 168/2004 Sb., zákona č. 218/2004 Sb., zákona č. 387/2005 Sb., zákona č. 444/2005 Sb., zákona č. 186/2006 Sb., zákona č. 222/2006 Sb., zákona č. 267/2006 Sb., zákona č. 124/2008 Sb., zákona č. 167/2008 Sb., zákona č. 312/2008 Sb., zákona č. 223/2009 Sb., zákona č. 227/2009 Sb., zákona č. 281/2009 Sb., zákona č. 291/2009 Sb., zákona č. 349/2009 Sb. a zákona č. 381/2009 Sb. (úplné znění 18/2010 Sb.).
- [14] Zákon č. 334/1992 Sb., o ochraně zemědělského půdního fondu, ve znění zákona č. 10/1993 Sb., zákona č. 98/1999 Sb., zákona č. 132/2000 Sb., zákona č. 76/2002 Sb., zákona č. 320/2002 Sb., zákona č. 444/2005 Sb., zákona č. 186/2006 Sb., zákona č. 222/2006 Sb., zákona č. 167/2008 Sb., zákona č. 9/2009 Sb. a zákona č. 227/2009 Sb.
- [15] Zákon č. 344/1992 Sb., o katastru nemovitostí České republiky (katastrální zákon), ve znění zákona č. 89/1996 Sb., zákona č. 103/2000 Sb., zákona č. 120/2000 Sb., zákona č. 220/2000 Sb., zákona č. 98/2004 Sb., zákona č. 342/2006 Sb., zákona č. 186/2006 Sb., zákona č. 8/2009 Sb. a zákona č. 227/2009 Sb.
- [16] Zákon č. 252/1997 Sb., o zemědělství, ve znění zákona č. 62/2000 Sb., zákona č. 307/2000 Sb., zákona č. 128/2003 Sb., zákona č. 85/2004 Sb., zákona č. 317/2004 Sb., zákona č. 94/2005 Sb., zákona č. 441/2005 Sb., zákona č. 444/2005 Sb., zákona č. 230/2006 Sb., zákona č. 267/2006 Sb., nález Ústavního soudu vyhlášeným pod č. 409/2006 Sb., zákona č. 35/2008 Sb., zákona č. 95/2009 Sb., zákona č. 109/2009 Sb., zákona č. 227/2009 Sb. a zákona č. 291/2009 Sb. (úplné znění 385/2009 Sb.).
- [17] Zákon č. 254/2001 Sb., o vodách a o změně některých zákonů (vodní zákon), ve znění zákona č. 76/2002 Sb., zákona č. 320/2002 Sb., zákona č. 274/2003 Sb., zákona č. 20/2004 Sb., zákona č. 413/2005 Sb., zákona č. 444/2005 Sb., zákona č. 186/2006 Sb., zákona č. 222/2006 Sb., zákona č. 342/2006 Sb., zákona č. 25/2008 Sb., zákona č. 167/2008 Sb., zákona č. 181/2008 Sb., zákona č. 157/2009 Sb., zákona č. 227/2009 Sb., zákona č. 281/2009 Sb. a zákona č. 150/2010 Sb.
- [18] Zákon č. 99/2004 Sb., o rybníkářství, výkonu rybářského práva, rybářské stráž, ochraně mořských rybolovných zdrojů a o změně některých zákonů (zákon o rybářství), ve znění zákona č. 444/2005 Sb., zákona č. 124/2008 Sb., zákona č. 41/2009 Sb. a zákona č. 227/2009 Sb.
- [19] Zákon č. 183/2006 Sb., o územním plánování a stavebním řádu (stavební zákon), ve znění zákona č. 68/2007 Sb., zákona č. 191/2008 Sb., zákona č. 223/2009 Sb., zákona č. 227/2009 Sb., zákona č. 345/2009 Sb. a zákona č. 379/2009 Sb.
- [20] Vyhláška č. 26/2007 Sb., kterou se provádí zákon č. 265/1992 Sb., o zápisech vlastnických a jiných věcných práv k nemovitostem, ve znění pozdějších předpisů, a zákon č. 344/1992 Sb., o katastru nemovitostí České republiky (katastrální zákon), ve znění pozdějších předpisů (katastrální vyhláška), ve znění vyhlášky č. 164/2009 Sb.
- [21] Vyhláška č. 3/2008 Sb., o provedení některých ustanovení zákona č. 151/1997 Sb., o oceňování majetku a o změně některých zákonů, ve znění pozdějších předpisů, ve znění vyhlášky č. 456/2008 Sb. a vyhlášky č. 460/2009 Sb.
- [22] Zákon č. 102/1963 Sb., o rybářství (v současnosti neplatný – byl zrušen zákonem č. 99/2004 Sb.).
- [23] Zákon č. 138/1973 Sb., o vodách (vodní zákon), ve znění zákona č. 425/1990 Sb., zákona č. 114/1995 Sb., zákona č. 14/1998 Sb. a zákona č. 58/1998 Sb. (v současnosti neplatný – byl zrušen zákonem č. 254/2001 Sb.).
- [24] Allgemeines bürgerliches Gesetzbuch für die gesamten Deutschen Erbländer der Österreichischen Monarchie, o. O., aus der Kaiserlich-Königlichen Hof- und Staatsdruckerei, 1811 (<http://dlib-pr.mpiet.mpg.de>).
- [25] Vládní návrh novely zákona o vodách (vodního zákona), parlamentní tisk 688/O. II. Zvláštní část. Návrh zákona rozeslán poslancům dne 23. 8. 2000.
- [26] Směrnice Evropského parlamentu a Rady 2000/60/ES ze dne 23. října 2000 ustávající rámec pro činnost Společenství v oblasti vodní politiky.

Zpracováno s podporou výzkumného záměru MZP0002071101.

Ing. Věra Kladivová, Ing. Arnošt Kult
VÚV TGM, v.v.i., Praha
vera_kladivova@vuv.cz, arnost_kult@vuv.cz
Příspěvek prošel lektorským řízením.

Water rights issues of fishponds – I (Kladivová, V.; Kult, A.)

Key words

Water Act – surface water – water reservoir – construction – fishpond – watercourse

The article reflects on the legal definition of the concept of a fishpond – in direct relation to the Czech fish farming. Both the Act No. 254/2001 Coll., on water and on amendment to certain laws (Water Act) as amended, and the Act No. 99/2004 Coll., on fish farming, the exercise of fishing rights, fishing guard, protection of marine fishery resources and on amendment to certain laws (Fishery Act) as amended, have their specific definitions. However, there are many laws in which the concept of a pond or water reservoir is viewed differently. With regard to the need for establishing clear and enforceable requirements necessary to ensure the quality of surface water that is affected by fish farming, including a system of its control, it will be soon necessary to make legislative changes enabling the unification of fundamental legal concepts in this field.

MODELOVÁNÍ JAKOSTI V ŘECE LUČINĚ

Tomáš Luzar

Klíčová slova

řeka Lučina – modelování jakosti – znečištění vod

Souhrn

Lučina je malý, znečištěný tok na severovýchodě České republiky, přítok Ostravice. Pro vybraný úsek na tomto toku byl vytvořen v programu DESERT hydraulický a jakostní model pro čtyři vybrané ukazatele antropogenního znečištění. Model byl naplněn daty z celkem deseti vzorkovacích kampaní, hodnoty měřené v toku byly srovnávány s hodnotami modelovanými podle dvou mezních scénářů. Cílem práce bylo zjistit, jak jsou naměřené hodnoty jednotlivých ukazatelů v souladu s modelem, zda rozdíl mezi skutečností a modelem mají určitý trend a zda souvisí s předpokládaným difúzním znečištěním. Na základě výsledků bylo možno statisticky doložit, kde došlo k významným rozdílům mezi skutečností a modelem a ve kterých úsecích na toku dochází k signifikantnímu vlivu difúzních, popř. rozptýlených malých bodových (multipoint) zdrojů znečištění.

Úvod

Jakost vody v tekoucích i stojatých vodách je do velké míry antropogenně ovlivněna. Do vodního ekosystému vstupují zejména látky zvyšující organickou a trofickou zátěž, popř. látky s toxickým působením. Obecnými důsledky těchto faktorů může být zvýšení eutrofizace vodního prostředí vedoucí ke zvýšení primární a následně i sekundární produkce organismů a zvýšení intenzity rozkladu způsobující narušení kyslíkového režimu.

Zdroje antropogenního znečištění se tradičně rozdělují na bodové a difúzní. Bodové zdroje jsou zpravidla dostatečně velké a dobře definované a dají se pojímat jako přítoky ústící do recipientu v daném bodu. Difúzní zdroje mohou mít podobu souhrnu většího množství obtížně definovaných malých bodových zdrojů (multipoint sources) anebo se jedná o pravé difúzní zdroje ve smyslu pronikání přítékajícího zdroje v kontinuálním úseku podél recipientu. Převažujícím zdrojem difúzního znečištění je zemědělství, mohou to ale být také urbanizované plochy, vliv na projev difúzního znečištění mají atmosférické depozice.

Studovaným tokem byl úsek na malé řece Lučině, podnětem bylo zjištění významného nárůstu hodnot některých ukazatelů v rámci poměrně krátkého úseku toku s bodovými zdroji, které podle jednoduchých propočtů byly pouze částí zátěže znečišťujícími látkami. Množství difúzního znečištění není známo, základní myšlenkou bylo tedy modelování hodnot vybraných ukazatelů za využití vstupních dat z hlavních přítoků a bodových zdrojů. Rozdíl mezi simulovanými a naměřenými hodnotami lze poté interpretovat jako důsledek faktorů ležících mimo rámec modelu, tedy především difúzního znečištění.

Modelování jakosti se využívá převážně u větších toků, u kterých jsou známy jejich hydrologické i jakostní charakteristiky s malou odchylkou a dá se u nich předpokládat malý vliv difúzních zdrojů v rámci modelovaného úseku. Typický průtok v Lučině na jejím ústí do Ostravice je naproti tomu pouze kolem $3 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ a v průtoku i chemismu toku se dá předpokládat časová variabilita. Toky, popřípadě povodí srovnatelné velikosti jsou modelovány jen zřídka, jako příklad lze uvést práce (Marsilli-Libelli and Giusti, 2008; Seber and Wild, 1989; Paliwal et al., 2007). V rámci České republiky byla studována např. řeka Jihlava (Říha et al., 2000).

K modelování byl použit software DESERT, ve kterém byl vytvořen jednoduchý stacionární model základních objemových změn pro vybrané ukazatele související s antropogenním znečištěním. Byly srovnány naměřené a simulované hodnoty – jednak pro jednotlivé simulace a jednak jako průměrné hodnoty. Průměrné hodnoty byly posuzovány z hlediska koncentrací na profilech i z hlediska dynamiky v úsecích mezi profilem.

Popis studovaného toku a výběr profilů

Jako modelový tok byla vybrána řeka Lučina. Tento tok se nachází ve východní části České republiky. Celková délka toku Lučiny je přibližně 38,5 km. Řeka pramení na úpatí Beskyd, přibližně mezi říčními kilometry 30 a 24,5 na Lučině leží údolní nádrž Žermanice. Pod nádrží protéká Lučina zemědělsky využívanou krajinou a dotýká se hustě osídleného území města Havířov. Původně rychlejší tok zde zpomaluje a začíná meandrovat (část meandrů je chráněným územím). Meandrující charakter toku se udržuje ještě i v úseku pod městem. Dolní část toku je regulována a protéká průmyslovou oblastí města Ostravy. Lučina zde ústí do řeky Ostravice. Do Lučiny ústí řada toků, které jsou většinou velmi malé a z hlediska průtoku nevýznamné, ale mohou být významné z hlediska znečištění, protože přítékají ze zemědělských ploch, popřípadě z obcí. Podobně je to se

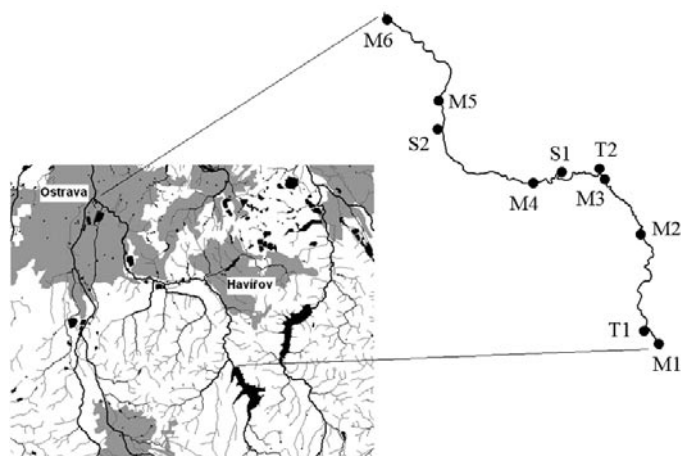
zdroji znečištění. Je jich více, ale jsou většinou málo významné (některé mohou být „multipoint“ charakteru). Tok je s ohledem na průtok mělký, s dobrou aerací.

Modelovaný úsek toku byl vymezen zdola ústím do Ostravice a shora měřicím profilem pod hrází údolní nádrže, celý úsek je dlouhý něco přes 24 km. Takto určená horní hranice modelu je důležitá, protože voda vytékající z přehrady má kontinuálně měřený průtok a má také poměrně stabilní chemické složení.

Pro použití v modelu bylo vybráno šest vzorkovacích profilů přímo na toku, označených jako M1 až M6. Profil M1 byl horním uzlem modelu. Jako další vstupy do modelu byly vybrány dva přítoky – T1 (Bruzovka) a T2 (Sušánka), které byly sledovány při ústí. Co se týče bodových zdrojů znečištění, byly po důkladném zvážení situace vybrány dva největší, označené jako S1 (komunální ČOV města Havířov) a S2 (průmyslová ČOV podniku Mittal Steel, a.s.). Situace je znázorněna na obr. 1 a profiley jsou prezentovány v tabulce 1.

Podle nepublikovaného materiálu podniku Povodí Odry, s.p., představují vybrané zdroje znečištění více než 90 % objemu přítékajících odpadních vod a přepočteno na zátěž polutanty jsou to zhruba následující hodnoty: 80 % BSK, 85 % CHSK, 90 % amoniaku a 90 % rozpuštěných solí.

Jako možné difúzní zdroje znečištění lze uvést drobné přítoky, přítékající z urbanizovaných území (v celém modelu), dále zemědělsky obdělávané plochy (mezi M1 a cca M4), rybníky (mezi M4 a M5) a četná drobná výústění kanalizace (mezi M5 a M6).



Obr. 1. Modelovaný úsek toku

Tabulka 1. Vzorkovací profiley modelu

Kód	Říční kilometr	Název	Popis
M1	24,1	Lučina-Žermanice	horní uzel modelu
M2	18,9	Lučina-Bludovice	referenční profil
M3	15,25	Lučina-nad Sušánkou	referenční profil
M4	11,05	Lučina-Šenov	referenční profil
M5	4,85	Lučina-Rudná	referenční profil
M6	0,5	Lučina-nad ústím	referenční profil nad závěrným uzlem
T1	23,5	Bruzovka	přítok
T2	15,1	Sušánka	přítok
S1	12,5	ČOV Havířov	bodový zdroj, komunální ČOV
S2	5,8	ČOV Mittal Steel	bodový zdroj, průmyslová ČOV

Pozn.: říční kilometr přítoků a zdrojů se vztahuje k recipientu

Data

Pro modelování byla použita data z deseti vzorkovacích kampaní, které se uskutečnily ve třech různých obdobích. Vzorkování probíhalo přednostně v obdobích s nízkými průtoky a v situacích, kdy bylo možno předpokládat stacionární (spíše kvazistacionární) průtokový stav v celém modelovaném úseku. Při vlastním vzorkování se vždy postupovalo od horního profilu po proud toku, vzorkování trvalo vždy cca 3 hodiny (voda protéká celým úsekem přibližně 5–10 hodin v závislosti na hodnotě průtoku). Vzorkováno bylo deset profilů (tabulka 1).

Veškeré hodnoty veličin byly považovány za ustálené. *In situ* byla změněna teplota vody, v laboratoři následovalo stanovení BSK_5 , CHSK_{Cr} , rozpuštěného amoniakálního dusíku a dusičnanového dusíku. Rozpuštěný amoniakální dusík byl několikrát detekován pod mezí stanovitelnosti, která činila $0,05 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$. Z praktických důvodů byla v těchto případech v modelu i ve srovnání použita hodnota 0,03.

Hodnoty průtoků v řece Lučině byly získány z webu podniku Povodí Odry (www.pod.cz). V modelovaném úseku leží tři profiley, na kterých tato orga-

nizace měří průtoky, přičemž horní profil je téměř totožný se vstupem do modelu (profil M1) a další dva sloužily ke kontrole. Průtoky jsou sledovány v hodinových intervalech, což umožnilo posoudit jejich ustálenost.

Aktuální hodnoty průtoků na bodových zdrojích byly získány ústně od provozovatele. Průtoky na přítocích byly nízké a nebylo možné je přímo měřit, byly tedy přibližně vypočítány podle terénního sledování.

Model

Byl vytvořen stacionární model v programu DESERT (Ivanov et al., 1996; De Marchi et al., 1999). Tok Lučiny je variabilní z hlediska geomorfologie, jakosti vody i charakteru přilehlé krajiny. Byl rozdělen na 15 úseků, pro modelování hydrauliky bylo proměřeno celkem 16 transektů korytem.

Model měl za úkol simulovat hodnoty sledovaných ukazatelů: konduktivita, BSK_5 , $CHSK_{Cr}$, $N-NH_4^+$ a $N-NO_3^-$. Konduktivita byla modelována pouze jako kontrolní konzervativní ukazatel, z jehož simulací bylo možné vytýpat případné výraznější odchylky v odhadu průtoků na malých přítocích. Jako vstupy do modelu byla použita data z profilů M1, T1, T2, S1 a S2.

DESERT počítá hydraulické charakteristiky modelu podle Saint-Venantových rovnic, zjednodušených pro ustálený stav toku (varianta Steady state, diffusion wave) (Ivanov et al., 1996). Rovnice popisující koncentrace komponent byly formulovány jednoduše jako rovnice prvního řádu (Chapra et al., 2003; Ivanov et al., 1996; Chapra, 1997). Změna BSK_5 a $CHSK$ je simulována poklesem hodnoty ukazatele podle příslušné rychlostní konstanty, vzájemná interakce těchto komponent nebyla uvažována. Postupná oxidace NH_4^+ na NO_3^- (dusitany jakožto meziproduct nebyly uvažovány) a dále na molekulární dusík je charakterizována příslušnými rychlostními konstantami objemových změn. Rovnice zahrnují teplotní korekci, kdy teplota v profilech M1 až M6 je načítána přímo z tabulky dat a mezi těmito profily je interpolována. Parametry a rovnice modelu jsou shrnuty v tabulce 2.

Skutečné hodnoty rychlostních konstant pro objemové změny komponent nebyly známy a nebylo možné je kalibrovat (model nezahrnoval veškeré faktory nutné pro kalibraci), model byl proto vytvořen ze dvou limitních scénářů. Nastavení hodnot rychlostních konstant vychází z (Brown and Barnwell, 1987), hodnoty pro oba dva scénáře jsou v tabulce 3.

Scénář A počítal s teoretickým nulovým odbouráváním BSK_5 a $CHSK$. U amoniakálního dusíku počítal s jeho nulovou oxidací a navíc s mírným nárůstem koncentrace vlivem rozkladu. Dusičnanový dusík byl naopak denitrifikován maximálně (s ohledem na charakter toku). Výstupem simulací byly proto nejvyšší modelované hodnoty ukazatelů (u dusičnanů nejnižší).

Scénář B naopak předpokládal teoretickou vysokou rychlost odbourávání BSK_5 a $CHSK$. Amoniakální dusík se oxidoval vyšší rychlostí (s ohledem na charakter toku) a kromě toho jeho koncentrace ještě mírně klesala asimilací do biomasy. Denitrifikace dusičnanového dusíku byla naopak nulová, k čemuž přistupovalo pomalé uvolňování dusičnanů z biomasy. Výstupem simulací podle tohoto scénáře byly nejnižší modelované hodnoty ukazatelů (u dusičnanů nejvyšší).

Grafické znázornění dat, nejistota hodnot

Naměřené a simulované hodnoty koncentrací byly srovnávány v profilech M2 až M6. Byly srovnávány průměrné hodnoty koncentrací, na jedné straně to byly naměřené hodnoty a na druhé straně hodnoty modelované podle scénářů A a B.

Zde je na místě uvést, že situace v počítání nejistot je v modelech poměrně složitá a je těžko popsateľná jednoduchými vzorci. Pro vyjádření nejistoty a střední hodnoty se v sofistikovaných modelech často používá metoda Monte Carlo. V tomto jednoduchém modelu byly vybrány scénáře A a B jakožto hranice rozmezí, v kterém leží modelovaná skutečnost. Rozložení pravděpodobnosti jejího výskytu uvnitř intervalu je neznámé, nicméně pravděpodobnost platnosti mezního scénáře A nebo B nebude vysoká. Zároveň by měla platit kongruence scénáře, tedy neznámé skutečné hodnoty parametrů by měly platit v celém modelu. Proto byla v grafech i ve statistické analýze použita hladina významnosti 0,1 místo standardních 0,05 (pravděpodobnost výskytu chyby prvního druhu je ve skutečnosti nižší než použitá hladina významnosti).

Do grafických výstupů byly zařazeny dvě sady plotů. Profil M1 až M6 je znázorněn indexem 1–6 na ose x, koncentrace a odpovídající konfidenční pásy jsou vyneseny na ose y.

První sada obsahuje grafy pro průměrné naměřené a modelované koncentrace ukazatelů. Naměřené hodnoty jsou znázorněny body a liniemi konfidenčního intervalu při hladině signifikance 0,1 odvozenou ze střední chyby průměru naměřených hodnot. Simulované hodnoty jsou znázorněny body (průměr hodnot ze scénářů A a B) a liniemi. Horní linie spojuje body horní hranice konfidenčního intervalu při hladině 0,1 pro vyšší hodnotu ze scénářů A a B. Dolní linie spojuje body dolní hranice konfidenčního intervalu pro nižší hodnotu ze scénářů A a B. Výhodou bylo rovněž střední chyba průměru. Hodnoty konfidenčních mezí byly počítány podle příslušného kvantilu t-rozdělení pro oboustrannou nulovou hypotézu ($t_{0,95,df}$).

Druhá sada grafů byla koncipována stejným způsobem s rozdílem, že hodnoty koncentrací jsou pojety jako relativní vůči předchozímu profilu, tedy například hodnoty pro profil M3 znázorňují rozdíl „M3 minus M2“.

Tabulka 2. Proměnné a parametry modelu

Komponenty modelu, jednotka a nejistota stanovení			
k_{ond}	konduktivita	$\mu S \cdot cm^{-1}$	0,05
BSK	biologická spotřeba kyslíku (5denní)	$mg \cdot l^{-1}$	0,2
$CHSK$	chemická spotřeba kyslíku	$mg \cdot l^{-1}$	0,25
N_4	rozpuštěný amoniakální dusík	$mg \cdot l^{-1}$	0,15
N_3	dusičnanový dusík	$mg \cdot l^{-1}$	0,1
Další parametry modelu			
k_{BSK}	rychlost odbourávání BSK		
k_{CHSK}	rychlost odbourávání $CHSK$		
k_{N4}	rychlost oxidace amoniakálního dusíku		
k_{ON4}	rychlost jiných vlivů na koncentraci amoniaku (rozklad, asimilace)		
k_{N3}	rychlost denitrifikace dusičnanů		
k_{ON3}	rychlost jiných vlivů na koncentraci dusičnanů (asimilace)		
T	teplota vody ($^{\circ}C$)		
Q	průtok ($m^3 \cdot s^{-1}$)		
Θ_1	koeficient teplotní korekce pro BSK_5 a $CHSK$		
Θ_2	koeficient teplotní korekce pro formy dusíku		
Rovnice pro objemové změny komponent			
$\frac{d(c_{BSK})}{dt} = -k_{BSK} \cdot \Theta_1^{(T-20)} \cdot c_{BSK}$			
$\frac{d(c_{CHSK})}{dt} = -k_{CHSK} \cdot \Theta_1^{(T-20)} \cdot c_{CHSK}$			
$\frac{d(c_{N4})}{dt} = k_{ON4} - k_{N4} \cdot \Theta_2^{(T-20)} \cdot c_{N4}$			
$\frac{d(c_{N3})}{dt} = k_{N4} \cdot \Theta_2^{(T-20)} \cdot c_{N4} + k_{ON3} - k_{N3} \cdot \Theta_2^{(T-20)} \cdot c_{N3}$			

Tyto grafy kladou důraz na dynamiku koncentrací v podélném profilu toku a zvýrazňují rozdíly mezi skutečností a modelem.

Statistická analýza dat

Statistická analýza dat byla provedena nadvrakrát v souladu s dvěma sadami grafů. Nejprve byly testovány rozdíly mezi soubory naměřených a modelovaných hodnot pro každý ukazatel a profil. Jestliže naměřená hodnota ležela v intervalu vymezeném hodnotami modelovanými podle scénářů A a B, test byl považován automaticky za negativní (symbol „x“ v tabulce 5). V opačném případě byl rozdíl testován vůči nule pomocí parametrického párového t-testu (paired t-test) nebo pomocí neparametrického Wilcoxonova pořadového testu (Wilcoxon signed rank test) při hladině významnosti 0,1 a oboustranné nulové hypotéze (Ott and Longnecker, 2008). Kriteériem volby testu byl výsledek Shapiro-Wilkova testu normality na souboru párových diferencí dat při hladině významnosti 0,05. Ze scénářů A a B byla použita vždy varianta bližší naměřené hodnotě. Statistické testy byly prováděny v programu R.

Poté byla data testována z hlediska rozdílů mezi profily. Byly provedeny stejné párové testy jako v prvním případě, jako vstupní soubory ale byly použity soubory rozdílů hodnot mezi sousedícími profily (podobně jako ve druhé sadě grafů). První statistická analýza měla za cíl srovnání naměřených a simulovaných koncentrací ukazatelů na jednotlivých profilech. Druhá analýza měla za cíl srovnat skutečnost a model na základě dynamiky ukazatelů mezi jednotlivými profily.

Výsledky

Podle výsledků naměřené hodnoty BSK_5 mezi profily M1 a M3 klesají, poté dochází ke zvýšení hodnot a jejich dalšímu růstu. Hodnoty $CHSK$ mají podobný průběh, přičemž poměr mezi hodnotami $CHSK$ a BSK_5 se pohybuje mezi 6–7 : 1. Koncentrace rozpuštěného amoniakálního dusíku pod přehradou rychle klesají na minimální hodnoty a následně výrazně rostou. Koncentrace dusičnanového dusíku plynule rostou.

Model byl naplněn vstupními daty a byly provedeny jednotlivé simulace na základě scénářů A a B. Průměrné naměřené hodnoty ukazatelů a odpovídající průměrné modelované hodnoty podle scénářů A a B jsou v tabulce 4. Podle již uvedeného postupu byly vytvořeny grafy na obr. 2 a obr. 3. V případě rozpuštěného amoniakálního dusíku byla na profilech M3 a M4 vyznačena také mez stanovitelnosti. Poté byly otestovány rozdíly mezi skutečností a modelem, výsledky testů jsou uvedeny v podobě hladiny významnosti v tabulce 5.

Z výsledků vyplývají následující fakta (při $\alpha = 0,1$):

BSK_5

Až do profilu M4 nevykazovaly průměrné naměřené a modelované hodnoty rozdíl. Mírně zvýšený růst naměřených hodnot mezi profily M3–M4 a následně vyšší hodnoty na M4 nebyly prokázány jako signifikantní. Následně vyšší profily M4–M5 i mezi M5–M6 došlo k signifikantnímu růstu naměřených hodnot oproti modelu a výsledné koncentrace na profilech M5 i M6 byly signifikantně výrazně vyšší (hodnota $p < 0,01$ ve všech čtyřech případech).

Tabulka 3. Hodnoty rychlostních konstant ve scénářích A a B

	A	B
k_{BSK}	0	0,6
k_{CHSK}	0	0,35
k_{NH_4}	0	1,4
k_{ON_4}	0,1	-0,1
k_{N_3}	0,5	0
k_{ON_3}	0	0,2

Tabulka 4 (vpravo). Průměrné naměřené a modelované hodnoty ukazatelů

		M1	M2	M3	M4	M5	M6
BSK ₅	měření	1,43	1,37	1,39	1,89	2,11	2,42
	scénář A	1,43	1,36	1,36	1,78	1,65	1,65
	scénář B	1,43	1,30	1,26	1,64	1,50	1,44
CHSK	měření	9,90	9,90	9,70	11,90	14,30	16,80
	scénář A	9,90	10,69	10,69	14,73	14,50	14,80
	scénář B	9,90	10,32	10,29	14,13	13,75	13,48
N-NH ₄ ⁺	měření	0,12	0,04	0,03	0,32	0,70	0,58
	scénář A	0,12	0,11	0,11	0,33	0,85	0,86
	scénář B	0,12	0,09	0,08	0,28	0,78	0,73
N-NO ₃ ⁻	měření	1,33	1,68	1,73	2,29	2,80	2,95
	scénář A	1,33	1,74	1,71	2,20	2,31	2,26
	scénář B	1,33	1,79	1,81	2,34	2,48	2,54

CHSK

Naměřené hodnoty byly poměrně rozkolísané. Statistické testy neodhalily ve většině případů signifikantní rozdíly, a to ani v případě relativního poklesu a následného vzestupu naměřených hodnot vůči modelu v úseku mezi profily M3 až M5. Nižší naměřená hodnota na M4 také nebyla signifikantní. Signifikantní byl pouze nárůst naměřených hodnot mezi profily M5–M6 a následná vyšší naměřená hodnota na profilu M6.

N-NH₄⁺

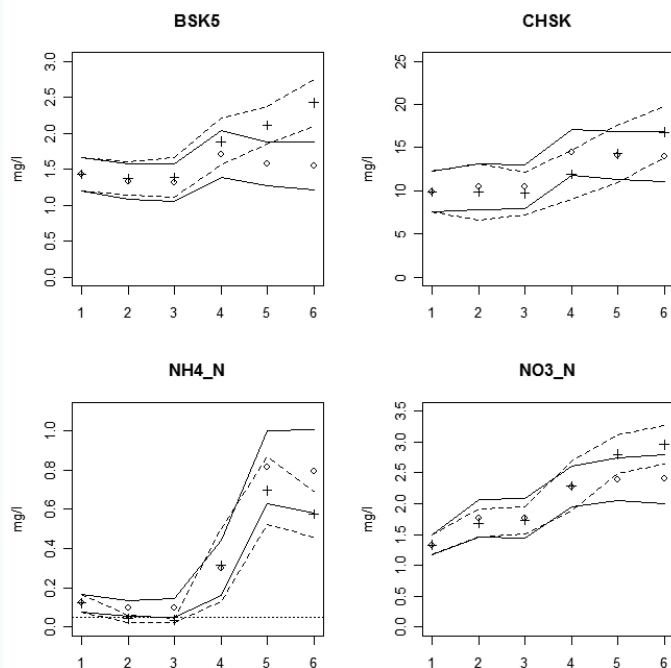
Hned mezi profily M1–M2 došlo k signifikantnímu poklesu naměřených hodnot, které byly poté signifikantně nižší na profilech M2 a M3, kde ležely v těsné blízkosti meze stanovitelnosti. Ve zbývajícím úseku toku byl jako signifikantní prokázán pouze pomalejší růst naměřených hodnot mezi profily M4–M5. Nižší průměrná naměřená hodnota na M6 nevykazovala signifikantní rozdíl.

N-NO₃⁻

Průměrné naměřené a modelované hodnoty nevykazovaly rozdíl až do profilu M4. Následoval signifikantní vzestup naměřených hodnot vůči modelu mezi profily M4–M5 a poté signifikantně vyšší průměrná naměřená hodnota na profilu M5. Obdobný rozdíl na M6 naproti tomu již signifikantní nebyl.

Diskuse

Ze srovnání naměřených a modelovaných hodnot obecně vyplývá význam odchylky měření a také význam vícenásobného opakovaného vzorkování, kdy dochází k určitému stírání rozdílů plynoucích z jednotlivých odběrů vzorků (odchylky měření i možné nestacionární stavy). Intervaly mezi hodnotami modelovanými podle scénářů A a B byly obecně úzké a k případům, kdy se naměřená hodnota nacházela přesně v daném intervalu, docházelo zřídka (tabulka 5). Následkem rozdílů mezi výsledky z jednotlivých vzorkovacích kampaní vznikla situace, kdy už pouhá variabilita naměřených dat převážila nad rozdíly v modelování vlivem rozdílnosti modelových scénářů. S tímto vědomím bylo nutné interpretovat získané výsledky.



osa x: indexy profilů M1 až M6
modelované hodnoty: kroužky a souvislé konfidenční pásy
naměřené hodnoty: křížky a přerušované konfidenční pásy

Obr. 2. Srovnání hodnot vybraných ukazatelů, rok 2009

Tabulka 5. Výsledky statistické analýzy

Testy pro jednotlivé profily (měření vs. model)

	BSK ₅	CHSK	N-NH ₄ ⁺	N-NO ₃ ⁻
M2	0,890 A	0,815 B	0,024 B	0,405 A
M3	0,841 A	0,552 B	0,025 B	x
M4	0,575 Aw	0,197 B	x	x
M5	0,002 A	x	0,369 B	0,099 B
M6	0,000 A	0,096 A	0,213 B	0,124 Bw

Testy pro rozdíly mezi profily (měření vs. model)

	BSK ₅	CHSK	N-NH ₄ ⁺	N-NO ₃ ⁻
M1–M2	0,890 A	0,815 B	0,024 B	0,405 A
M2–M3	0,904 A	0,920 B	x	0,173 Bw
M3–M4	0,570 A	0,254 B	1,000 Aw	0,575 Aw
M4–M5	0,004 A	0,203 A	0,049 Bw	0,037 B
M5–M6	0,007 A	0,049 Aw	0,390 B	0,194 B

Vysvětlivky:

čísla jsou výsledné p-values z párového t-testu

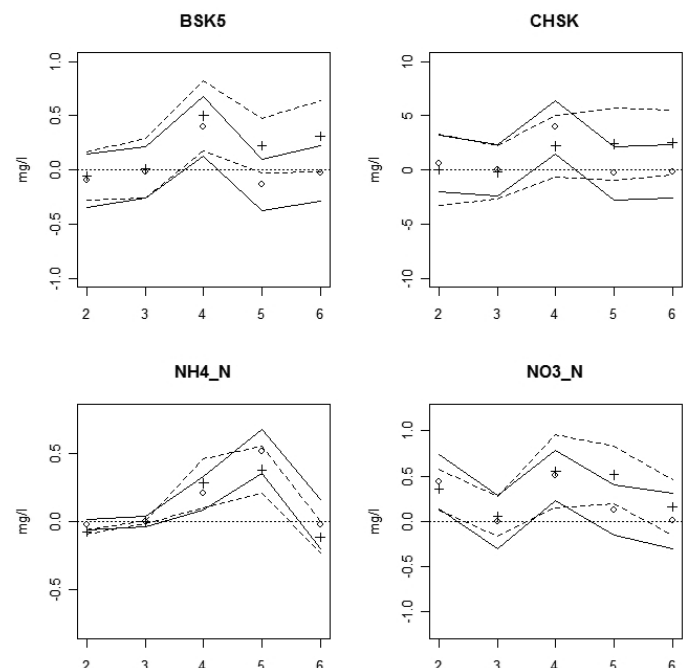
w – byl použit párový Wilcoxonův pořadový test

A, B – použitý scénář modelu

x – naměřená hodnota mezi modelovými hodnotami

Srovnání naměřených a modelovaných hodnot BSK₅ ukazuje zřetelný trend. Je možné, že ke zvýšenému nárůstu koncentrace BSK₅ vlivem difuzního (popř. „multipoint“) znečištění dochází již pod profilem M3, což ale nebylo možné na základě získaných dat prokázat. Nárůst pod profilem M4 je ale jednoznačný. Z charakteru území lze jako zdroj zvýšeného množství BSK₅ předpokládat zejména rybníky, drobné přítoky a vyústění kanalizací.

Naměřené hodnoty CHSK byly značně rozkolísané, tento ukazatel je rovněž zatížen relativně největší chybou měření (také z tohoto důvodu byla v testech použita jako mez „liberálnější“ hladina významnosti $\alpha = 0,1$). Na profilu M4 nebyl prokázán signifikantní rozdíl v hodnotách, stejně jako



osa x: indexy profilů, hodnota je rozdílem daného a předchozího profilu
modelované hodnoty: kroužky a souvislé konfidenční pásy
naměřené hodnoty: křížky a přerušované konfidenční pásy

Obr. 3. Srovnání hodnot vybraných ukazatelů, rok 2010

v souvisejících změnách hodnot mezi profily M3–M4 a M4–M5. Protože v těchto případech nebyla narušena normalita dat a hodnoty p jsou vysoké, můžeme předpokládat, že tyto výsledky jsou správné a lze je zdůvodnit variabilitou dat. Signifikantní růst hodnot CHSK pod profilem M5 je možné přičíst zejména vyústění kanalizací a možného průmyslového znečištění. Obecně je pravděpodobné, že tento ukazatel je ovlivněn podobně jako BSK_5 , nicméně data získaná a použitá v rámci této práce umožňují toto tvrzení považovat pouze za domněnku.

U rozpuštěného amoniakálního dusíku byl hned na počátku modelu odhalen signifikantní pokles naměřených koncentrací. V rámci modelu není možné tento jev zdůvodnit. Příčina tohoto jevu nebyla zjištěna, je ale možné, že ve skutečnosti nejsou problémem nízké hodnoty na profilech M2 a M3, ale spíše vysoká hodnota amoniaku na vstupním profilu M1. Voda vytékající z hypolimnia přehrady může být v důsledku zvýšeného hydrostatického tlaku a spíše redukčních poměrů nasycena vyšším množstvím amoniaku a jeho iontů (Pitter, 1999) a poté po snížení tlaku vody a aeraci dochází k jeho rychlému úniku do ovzduší. V tomto případě je příčinou rozdílu hodnot byla tedy nevhodnost počátečních podmínek modelu.

Na profilech M5 a M6 byly průměrné naměřené koncentrace rozpuštěného amoniakálního dusíku nižší oproti modelu. Signifikantní rozdíl byl však prokázán pouze v rozdílu hodnot mezi profily M4 a M5 (neparametrický test). Výsledky testů na okolních profilech byly zřetelně negativní, včetně rozdílu naměřených a modelovaných hodnot na M6 (zde parametrický test). Tyto výsledky mohou být do velké míry důsledkem vysoké variability nevelkého množství dat (vždy 10 párů hodnot) a celkově je vhodnější považovat rozdíly za neprůkazné. Pro přesnější interpretaci by bylo nutné mít k dispozici větší soubor vstupních dat. Vliv difuzních zdrojů na hodnoty amoniakálního dusíku lze celkově hodnotit jako neprůkazný. Je také možné, že znečišťující voda má podobnou koncentraci tohoto polutantu jako recipient.

Srovnání naměřených a modelovaných koncentrací dusičnanového dusíku ukazuje na určitý trend. Koncentrace se významně nelišily až po profil M4 včetně. Pod tímto profilem byl nárůst naměřených hodnot signifikantně vyšší. Další nárůst pod profilem M5 už nebyl signifikantní, ale celkově rozdíl hodnot podporoval. Na profilu M6 došlo k rozporu, kde byl rozdíl mezi naměřenými a modelovanými hodnotami větší než na M5, nicméně na základě neparametrického testu nebyl hodnocen jako signifikantní. Hodnota p podle Wilcoxonova testu je ale blízká limitní hodnotě a na základě celkových souvislostí se lze oprávněně domnívat, že došlo k chybě druhého druhu a výsledek ve skutečnosti signifikantní byl. Jako pravděpodobné zdroje dusičnanů můžeme předpokládat zejména drobné, zemědělsky znečištěné přítoky a kanalizace.

Využití modelování k vymezení bodového a difuzního znečištění má samozřejmě svá omezení, detekovat lze pouze takové difuzní znečištění, které má na hodnoty ukazatele významnější vliv. Jsou-li hodnoty ukazatele v přítékajícím znečištění blízké hodnotám v recipientu, v toku se projeví jen málo.

Závěr

Na vybraném úseku řeky Lučiny byly sledovány a modelovány vybrané profily. Výsledky ukázaly, že s výjimkou propadu koncentrace rozpuštěného amoniakálního dusíku nebyly mezi profily M1 až M4 zaznamenány statisticky významné odchylky mezi průměrnými naměřenými a modelovanými hodnotami sledovaných ukazatelů. Pod profilem M4 byl zaznamenán signifikantní vliv difuzního znečištění, kdy oproti modelu docházelo ke zvyšování koncentrace BSK_5 , dusičnanového dusíku a také CHSK.

Zpracovaný postup se od jednoduchých bilančních modelů liší v tom, že modeluje objemové změny ukazatelů a v případě jednotlivých simulací také umožňuje odhadovat průběh hodnoty daného ukazatele v podélném profilu studovaného toku. Použití modelu je náročnější, k jeho vytvoření jsou nutná nejen vstupní data o jakosti, ale také data potřebná pro základní

simulaci hydrauliky (vhodné volby profilů společně s nadmořskými výškami, průřez korytem a hodnoty Manningova koeficientu). Srovnáním reálných a modelovaných dat je poté možné na toku vymezit úseky, ve kterých dochází k výraznějšímu ovlivnění jakosti vlivem difuzního znečištění. Využití modelování k vymezení bodového a difuzního znečištění má samozřejmě svá omezení, detekovat lze pouze takové difuzní znečištění, které má na hodnoty v toku významnější vliv. Nicméně v praxi jsou právě takové zdroje znečištění významné.

Poděkování

Článek byl připraven s finanční podporou MŽP v rámci výzkumného záměru MZP0002071101.

Literatura

- Brown, LC. and Barnwell, T. (1987) The Enhanced Stream Water Quality Models, QUAL2E, QUAL2E-UNCAS – Documentation and User Manual. Athens (USA), 188 p.
- Chapra, SC. (1997) Surface Water-quality Modeling. New York : McGraw-Hill.
- Chapra, SC. and Pelletier, GJ. (2003) QUAL2K: A Modelling Framework for Simulating River and Stream Water Quality: Documentation and User's Manual. Civil and Environmental Engineering Dept., Tufts University, Medford.
- De Marchi, C. et al. (1999) Innovative tools for water quality management and policy analysis: Desert and streamplan. *Water Science and Technology*, 40(10), 103–110.
- Ivanov, P., Masliev, I., Kularathna, M., DeMarchi, C., and Somlyódy, L. (1996) Decision Support System for Evaluating River Basin Strategies – DESERT. User's Manual. IIAASA A-2361, Laxenburg (Austria).
- Marsili-Libelli, S. and Giusti, E. (2008) Water quality modelling for small river basins. *Environmental Modelling & Software*, 23, 451–463.
- Ott, RL. and Longnecker, MT. (2008) An Introduction to Statistical Methods and Data Analysis. Brooks/Cole, 1273 p.
- Říha, J. et al. (2000) Water quality in surface water and its mathematical modelling. (Jakost vody v povrchových tocích a její matematické modelování.) Brno : Noel.
- Paliwal, R., Sharma, P. and Kansal, A. (2007) Water quality modeling of the river Yamuna (India) using QUAL32E-UNCAS. *Journal of Environmental Management*, 83, 131–144.
- Pitter, P. (1999) Hydrochemie. Praha : VŠCHT, p. 568.

Mgr. Tomáš Luzar
VÚV TGM, v.v.i., Ostrava
tommil@centrum.cz

Příspěvek prošel lektorským řízením.

Water Quality Modelling in the Lučina River (Luzar, T.)

Key words

Lučina River – quality modelling – water pollution

Lučina is a small polluted stream in the north-west of the Czech Republic, a tributary of Ostravice. A hydraulic and quality model in the DESERT program was built up for a selected reach on this stream and for four selected parameters of anthropogenic pollution. The model was filled with data from ten sampling campaigns, the measured values were compared with the values modelled in two limiting scenarios. The objective of this work was to assess how the measured values agreed with the model in particular parameters, whether the differences between measurement and model had a trend and whether they were related to assumed diffuse pollution. Based on the results it was possible to prove statistically the occurrence of significant differences between measurement and model. It was also possible to identify river reaches in which significant influence of diffuse or multipoint pollution sources occurred.

Úvod

Umělou infiltraci předčištěných odpadních vod do horninového prostředí dnešní české právní předpisy umožňují pouze ve výjimečných případech (§ 38 vodního zákona [6]). V rámci tohoto projektu jsme se pokusili tuto problematiku zhodnotit jak z obecného hlediska právního rámce, probíhající přírodních procesů či rozšíření povoleného vsakování v České republice (ČR), tak i z hlediska konkrétního dopadu vsakování na podzemní a povrchové vody na vybraných lokalitách. Výsledky první fáze zpracovávaného úkolu byly popsány v [4].

Právní úprava

Zákon o vodách řeší mj. ochranu povrchových a podzemních vod před znečišťováním vypouštěnými odpadními vodami. Vypouštění odpadních vod do horninového prostředí (vsakování) bylo do 30. 6. 2010 v ČR povoleno pouze výjimečně pro vypouštění do půdních vrstev, z nichž mohou odpadní vody proniknout do podzemních vod, a to pouze u jednotlivých rodinných domů či objektů individuální rekreace (§ 38 odst. 4 vodního zákona [8]).

Dne 1. července 2010 vstoupila v platnost novela vodního zákona (č. 150/2010 Sb. [6]), kde je ustanovení pro vsakování odpadních vod

VLIV VSAKOVÁNÍ PŘEDČIŠTĚNÝCH ODPADNÍCH VOD NA POVRCHOVÉ VODY

Pavel Eckhardt, Kateřina Poláková

Klíčová slova

infiltrace – znečištění – podzemní vody – povrchové vody – odpadní vody – horninové prostředí

Souhrn

Článek uvádí výsledky výzkumu problematiky vsakování (infiltrace) předčištěných odpadních vod do horninového prostředí. Sledovány byly tři lokality s rozdílnými přírodními podmínkami. Využití této extenzivní technologie může za vhodných podmínek v některých případech výrazně snížit dopad vypouštění komunálních odpadních vod na kvalitu vod povrchových toků.

do horninového prostředí upraveno následovně (§ 38 odst. 7 [6]): „Přímé vypouštění odpadních vod do podzemních vod je zakázáno. Vypouštění odpadních vod neobsahujících nebezpečné závadné látky nebo zvlášť nebezpečné závadné látky (§ 39 odst. 3) z jednotlivých staveb pro bydlení a individuální rekreaci nebo z jednotlivých staveb poskytujících služby, vznikajících převážně jako produkt lidského metabolismu a činností v domácnostech přes půdní vrstvy do vod podzemních, lze povolit jen výjimečně na základě vyjádření osoby s odbornou způsobilostí k jejich vlivu na jakost podzemních vod, pokud není technicky nebo s ohledem na zájmy chráněné jinými právními předpisy možné jejich vypouštění do vod povrchových nebo do kanalizace pro veřejnou potřebu.“

Využití metody infiltrace odpadních vod

Nepřímé vypouštění odpadních vod do vod podzemních (vsakování) může mít opodstatnění u rozptýlené zástavby, kde není ekonomické budovat a provozovat kanalizační systém s centrální čistírnou odpadních vod, kde není v dosahu vhodný recipient nebo kde není vhodné odpadní vody přímo vypouštět (např. vody s výskytem citlivých vodních organismů). Vybudování domovní čistírny se vsakováním vyčištěných odpadních vod představuje v takové situaci, vedle pravidelného vyvážení jímky fekálními vozy, investičně i provozně přijatelné řešení, jehož vhodnost závisí na posouzení negativních vlivů na podzemní vody. Daleko běžněji prováděné vypouštění odpadních vod přímo do menších recipientů může mít podstatně výraznější negativní dopad na životní prostředí, zejména na vody povrchové.

Probíhající dekontaminační procesy

Dekontaminace odpadních vod při vsakování do horninového prostředí probíhá procesy přirozené atenuace, což je rozsáhlý soubor přirozených procesů vedoucích ke snižování koncentrací a celkového množství kontaminantů v horninovém prostředí. Zahnuje jak mechanismy destruktivní (transformační) jako oxidaci či hydrolyzu, tak nedestruktivní mechanismy jako např. sorbci, ředění a další. Velmi důležitý je typ prostředí (oxidační či redukční apod.), kromě transportních procesů (molekulární difuze, mechanická disperze, retardace či adsorbce) jsou při dlouhodobém vsakování odpadních vod rozhodující transformační procesy jako oxidace, biodegradace a fytořemediace (např. [1]). Pro eliminaci zejména fekálních bakterií je důležité zadržet odpadní vody a její pomalý odtok v horninovém prostředí na rozdíl od jejich rychlého šíření v povrchové vodoteči. Výsledky výzkumu závlah odpadní vodou popisuje např. [2], který uvádí, že k rozhodující části čisticích procesů dochází v provzdušněné orníční vrstvě, intenzita rozkladných procesů závisí na obsahu organické hmoty, teplotě a složení odpadních vod a na vlastnostech půdy. V rámci procesu závlah odpadní vodou dochází k intenzivní vazbě fosforu a amoniaku na půdy [2]. Další studie se věnují kromě sledování chování hlavních kontaminantů odpadních vod i chování virů či léčiv, např. [3] a [5].

Rozmístění lokalit vsakování v ČR

Podle poznatků získaných z jednotlivých vodoprávních úřadů jsou lokality s povoleným vsakováním odpadních vod v ČR rozmístěny výrazně nerovnoměrně. Rozdíly často nespočívají primárně v odlišných hydrogeologických podmínkách, ale v nejednotných výkladech odpovědných úředníků. V působnosti některých úřadů obcí s rozšířenou působností se nachází i několik desítek lokalit, nejběžnější byla tato situace v roce 2005 v působnosti městského úřadu Tanvald (cca 110 lokalit). Část úřadů obcí s rozšířenou působností v době dotazovací akce, která probíhala v roce 2005, dosud žádné vsakování nepovolilo či ani povolit nehodlalo. Samostatná evidence vsakování není většinou vedena.

Dalším zdrojem informací byl archiv ČGS-Geofondu v Praze. Pro povolení vsakování je třeba kladné vyjádření osoby s odbornou způsobilostí v hydrogeologii. I přes skutečnost, že ve většině případů neexistuje povinnost tato posouzení v uvedené instituci archivovat, bylo zde dohledáno přes 350 lokalit s kladným posouzením vsakování odpadních vod. Z těchto dvou hlavních zdrojů informací, které byly doplněny o vlastní průzkumy VÚV TGM, v.v.i., a o další informace, byla zpracována databáze lokalit vsakování v ČR. Do databáze nebyly zařazeny lokality, které by mohly představovat duplicitní záznam. Databáze nezahrnuje rozhodné všechny případy, obsahuje však přes 530 lokalit vsakování. Početní zastoupení lokalit vsakování v databázi na území jednotlivých okresů ČR znázorňuje obr. 1.

Patrné je významné zastoupení archivovaných lokalit vsakování v některých horských a podhorských oblastech (Krkonoše, Jizerské hory, severní Beskydy, Karlovarsko). K výraznějšímu uplatnění vsakování odpadních vod zde zřejmě přispívá rozptýlený typ zástavby území. V horských oblastech může být rovněž problémem nedostupnost vhodných, dostatečně vodných recipientů. Povolení či kladné posudky se většinou týkají odpadních vod z jednotlivých rodinných domů nebo objektů individuální rekreace, ojediněle bylo v minulosti povoleno i vsakování vyčištěných odpadních vod z celé obce či její části.

Stručná metodika výběru a sledování zájmových lokalit

V rámci úkolu byly k detailnějšímu sledování vybrány tři lokality se stabilním a dlouhodobým vsakováním vyšších průtoků odpadních vod (vsakování

z celých částí obcí). Výběr lokalit se řídil možností sledování za rozdílných přírodních podmínek. Z geologického hlediska tak bylo zastoupeno krystalinikum horské oblasti, karbonská sedimentární pánev ve středních nadmořských výškách a rovněž i lokalita v české křídové pánvi, položená nejnižší. Další důležitou podmínkou byla možnost sledování procesů bez zásahu do stávajících pozemků, a tím i bez zvýšené finanční náročnosti prací.

Sledování lokalit bylo zaměřeno zejména na hlavní kontaminanty komunálních vod. Stanovován byl mj. obsah rozpuštěných a nerozpuštěných látek, chemická spotřeba kyslíku, sloučeniny dusíku a fosforu či obsahy fekálních bakterií. Koncentrace těchto komponent procházejí v rámci průchodu horninovým prostředím značnými změnami. Chloridy byly pro sledování zvoleny jako typický konzervativní kontaminant, jelikož se neadsorbují ani nedochází k jejich vysrážení, a tak se šíří na značné vzdálenosti. Pro stanovení přítomnosti případných specifických organických látek byla část vzorků vod z lokalit analyzována na těkavé organické látky (mj. jednotlivé chlorované alifatické uhlovodíky, jednoduché aromáty a chlorbenzeny).

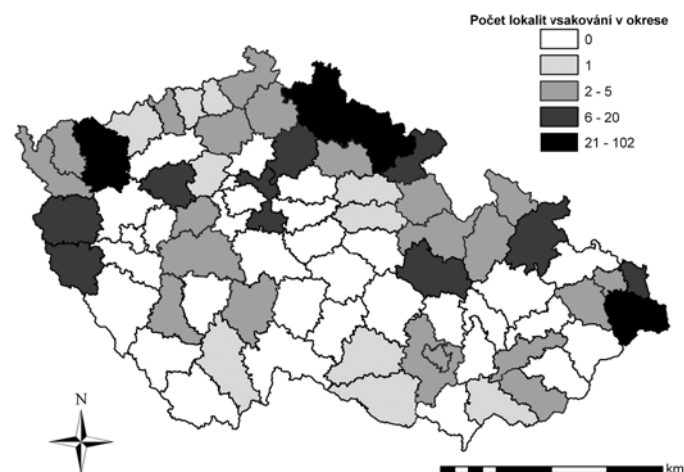
Značná část stanovení byla prováděna přímo v terénu (měření teploty, pH, vodivosti, koncentrace rozpuštěného kyslíku, oxidačně-redukčního potenciálu vod a průtoků). V rámci odběrů vzorků a terénních měření bylo postupováno podle příslušných ustanovení norem ČSN ISO řady 5667. Místa odběrů byla v terénu polohopisně zaměřována pomocí systému GPS. Vzorky odpadních vod byly většinou odebírány jako směsné dvouhodinové, vzorky vod povrchových a podzemních byly odebírány jako prosté. Vzorky byly analyzovány v laboratořích VÚV TGM, v.v.i., v Praze, kam byly dopraveny vždy v den odběru daného vzorku. Výsledky rozborů povrchových vod byly hodnoceny zejména ve vztahu k imisním standardům ukazatelů přípustného znečištění povrchových vod uvážením nařízením vlády ČR č. 229/2007 Sb. [7].

V rámci terénní rekognoskace byla vytipována místa odběrů vzorků tak, aby odběry reprezentovaly jak přirozené pozadí a vsakovanou odpadní vodu, tak i postupy procesů přirozené atenuace v rámci lokality. Vzhledem k ekonomickým možnostem probíhalo sledování na stávajících objektech (studny, pramenní vývěry, šachty kanalizačního systému, povrchové toky, stávající vrty apod.).

Charakteristika sledovaných lokalit se vsakováním

Obec Měděnec leží v západním cípu Ústeckého kraje, v okrese Chomutov. Počet ekvivalentních obyvatel (EO), jejichž odpadní vody jsou po předčištění vsakovány, činí cca 80. Vsakování předčištěných odpadních vod probíhá v údolí jihozápadně od obce v nadmořské výšce mezi 800 až 825 m n.m. Území geologicky náleží ke krystaliniku krušnohorské oblasti. Z hydrogeologického hlediska zde má dominantní úlohu mělká zvodně v kvarténních sedimentech a zóně připovrchového rozpojení puklin skalních hornin. Koeficient transmisivity tohoto kolektoru se pohybuje v rozmezí $1 \cdot 10^{-5}$ až $8 \cdot 10^{-5} \text{ m}^2 \cdot \text{s}^{-1}$. Odpadní voda je čistěna na tříkomorovém septiku. Do podmoku je vsakována na pozemku, který je využíván jako pastvina. Voda po zasáknutí prochází horninovým prostředím a cca 50 m od jejího úplného vsaku dochází k jejímu opětovnému vývěru na povrch, dále tvoří drobnou vodoteč, která protéká lesními pozemky a po cca 1 km ústí do Malodolského potoka, drobného přítoku Ohře. Povrchové ani podzemní vody nejsou ve směru toku v blízkosti vsakování využívány.

Obec Horní Beřkovic leží v jihovýchodní části Ústeckého kraje. Vlastní oblast vsakování se nachází na pomezí okresů Litoměřice a Mělník. Čistírna odpadních vod obce zpracovává odpadní vody od cca 1 800 EO, předčištěná odpadní voda je vedena do vsakovacích nádrží. Vsakování vod se realizuje východně od obce v nadmořské výšce okolo 175 m n.m. Území je intenzivně zemědělsky obhospodařováno, okolí vsakovacího území tvoří orná půda s sady. Území geologicky náleží k české křídové pánvi.



Obr. 1. Počty lokalit vsakování odpadních vod v ČR podle databáze VÚV TGM, v.v.i.

Z hlediska zaměření úkolu tu má naprosto dominantní vliv přípořchová mělká zvedeň v kvartérních sedimentech. Koeficient transmisivity tohoto kolektoru se pohybuje v rozmezí $2,7 \cdot 10^{-4}$ až $5,2 \cdot 10^{-3} \text{ m}^2 \cdot \text{s}^{-1}$. Hlubší zvedeň v cenomanských pískovcích křídle je od přípořchové zvedne oddělena izolátorem jílovitých sedimentů. Pod prostorem úplného zasáknutí odpadní vody existuje rozsáhlá oblast bez povrchové vodoteče, neboť kvartérní sedimenty tu jsou velmi dobře propustné. Nejbližším tokem ve směru proudění podzemních vod je tak až řeka Labe, vzdálená cca 6 km od prostoru vsakování. Podzemní vody jsou ve směru toku cca 1 km od lokality vsakování využívány domovními studnami v osadě Daminěves.

Obec Řevničov leží v západní části Středočeského kraje, vlastní oblast vsakování se nachází jižně od osady „Řevničov-nádraží“ v nadmořské výšce cca 440 m n.m. Okolí vsakovacího území tvoří lesní pozemky. Území geologicky náleží k permokarbonské rakovnické pánvi. Vsakovací území není pro tento účel zvláště upraveno. Vsakováním je zasažena zvedeň v karbonských sedimentech. Koeficient transmisivity tohoto kolektoru se pohybuje v rozmezí $1,5 \cdot 10^{-4}$ až $2 \cdot 10^{-3} \text{ m}^2 \cdot \text{s}^{-1}$. Lokalita je odvodňována vodárensky využívaným tokem Klíčava, tok tohoto potoka je od prostoru vsakování vzdálen cca 400 m. Podzemní vody ve směru toku v blízkosti vsakování nejsou využívány.

Interpretace stavu zájmových lokalit

Na vybrané horské lokalitě Měděnec dochází ke vsakování odpadních vod v relativně větším měřítku, průtoky odpadní vody dosahují cca $0,1 \text{ l} \cdot \text{s}^{-1}$. Vsakovaná odpadní voda má vyšší chemickou spotřebu kyslíku (CHSK), vysoký obsah nerozpuštěných látek, vysoký obsah amonných iontů, organického dusíku i celkového fosforu a vysoký obsah kolidiformních bakterií a enterokoků. Průchodem horninovým prostředím, kdy úplně vsáknutí vody z povrchu odpovídá cca 50 m, dochází k rapidnímu snížení obsahů sledovaných hlavních kontaminantů vlivem přirozené atenuace, u některých parametrů až o několik řádů. Příklad letních hodnot kontaminace dusíkatými látkami znázorňuje graf na obr. 2, příklad průběhu kontaminace vod celkovým a fosforečnanovým fosforem uvádí graf na obr. 3. Nejpátrnější jsou poklesy u obsahů bakterií, jednotlivých forem dusíku mimo dusičnanů a u chemické spotřeby kyslíku. Sledovaná samočisticí schopnost povrchového toku je řádově nižší, projevuje se většinou jen pozvolným poklesem sledovaných veličin. Patrná je značná účinnost procesů čištění vypouštěných odpadních vod při vsakování. Při srovnání jarních a letních kol analýz se projevuje vyšší účinnost procesů při letních odběrech – část živin je odebírána rostlinami, na odbourávání dusíkatých sloučenin z vod se za vyšších teplot zřejmě podílí i denitrifikace. Pro srovnání, např. v červenci 2008 docházelo vlivem vsakování k redukcí obsahu enterokoků o dva řády, obsahu kolidiformních bakterií o tři řády, obsahu celkového fosforu z $9,6 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$ na $0,5 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$, obsahu organického dusíku z $25 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$ na $1 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$ atp. Pouhých cca 300 m pod lokalitou vsakování tak kvalita povrchové vody v naprosté většině případů vyhovuje hodnotám přípustného znečištění povrchových vod (imisní standardy nařízení vlády [7]).

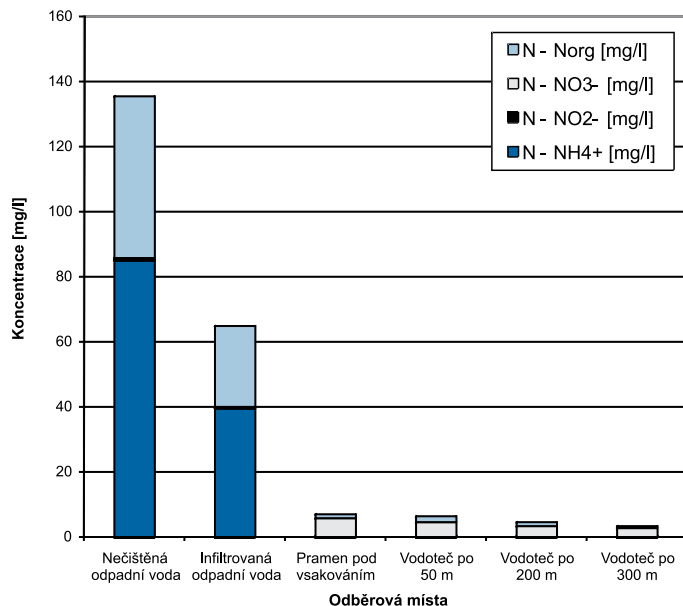
Na lokalitě Horní Beřkovic pod Řípem dochází ke vsakování odpadních vod ve velkém měřítku, průtoky vyčištěné odpadní vody se pohybují nejčastěji mezi 1 a $4 \text{ l} \cdot \text{s}^{-1}$. Vsakovaná odpadní voda má vyšší CHSK, vysoký obsah rozpuštěných látek, vysoký obsah amonných iontů, organického dusíku, dusičnanů, dusitanů, fosforečnanů a celkového fosforu a vysoký obsah kolidiformních bakterií a enterokoků. Průchodem horninovým prostředím dochází k silnému snížení obsahů významné části sledovaných hlavních kontaminantů vlivem přirozené atenuace. Přetrvávajícím problémem podzemních vod na lokalitě je vyšší mineralizace vod a vysoký obsah dusičnanů, způsobený vedle vsakování i zvýšeným pozadím a zemědělským využíváním pozemků. Problematické je rovněž následné využívání této vody domovními studnami. Hlubší zvedeň v pískovcích křídle není kontaminací ze vsakování odpadních vod zasažena. Povrchové vody, vzhledem k vysokým průtokům toku Labe v oblasti odvodnění podzemních vod lokality, nemohou být měřitelně vsakováním ovlivněny.

Ve vodách obou popsaných lokalit byly zaznamenány pouze minimální koncentrace vybraných specifických organických látek (chlorované alifatické uhlovodíky, jednoduché aromáty, chlorbenzeny).

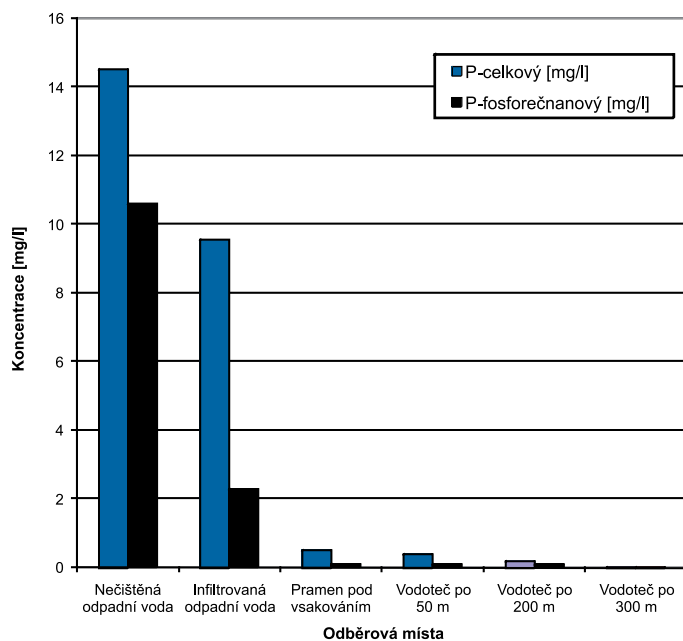
V rámci třetí vybrané lokality vsakování Řevničov-nádraží se množství vsakovaných odpadních vod pohybuje okolo $0,05 \text{ l} \cdot \text{s}^{-1}$. Infiltrovaná voda má zvýšenou konduktivitu a CHSK, značně zvýšený obsah fekálních bakterií, amonných iontů, dusičnanů, dusitanů, organického dusíku a celkového fosforu. Na blízký vodárenský tok Klíčava, i když se jedná o pramennou část toku a průtoky se v době odběru pohybovaly nejčastěji mezi $1,5$ a $5 \text{ l} \cdot \text{s}^{-1}$, však kontaminace ze vsakované odpadní vody nemá měřitelný vliv.

Vliv vsakování odpadních vod na povrchové vody

Ze tří sledovaných lokalit mají vsakované odpadní vody nejvyšší vliv na povrchové vody na lokalitě Měděnec. Zde vzniká povrchová vodoteč vývěry podzemních vod, které jsou ovlivněny přisunem kontaminace ze vsakování odpadních vod. Kvalita odtékající povrchové vody však již ve vzdálenosti cca 300 m od prostoru vsakování splňuje příslušné kvalitativní limity pro povrchové vody. V případě dvou dalších sledovaných lokalit nemají vsakované odpadní vody měřitelný vliv na kvalitu povrchových vod.



Obr. 2. Příklad průběhu letních hodnot kontaminace dusíkatými látkami ve vodách na lokalitě vsakování Měděnec



Obr. 3. Příklad průběhu koncentrací celkového a fosforečnanového fosforu ve vodách na lokalitě vsakování Měděnec

Z hlediska zastoupení jednotlivých atenuačních procesů se na lokalitách významně uplatňuje filtrace odpadní vody přes nenasycenou část horninového prostředí, ředění pozadovou podzemní vodou, ale i biodegradace, oxidace a další procesy. Na sledovaných lokalitách byla doložena redukce kontaminace a poměrně příznivý vliv vsakování odpadních vod na vody povrchové ve srovnání s možným přímým vypouštěním do toků.

Z hlediska ochrany povrchových vod působí příznivě i skutečnost, že zbytkové znečištění se do toků uvolňuje postupně a nikoli ve výrazných denních cyklech, jak je tomu u přímého vypouštění odpadních vod.

Diskuse

Pokud bychom měli navrhnout změny současného přístupu, pak se jako východisko jeví možné povolování i významnějších vsakování komunálních odpadních vod, než z jednotlivých domů či objektů individuální rekreace. Podmínkou by však bylo zachování individuálního přístupu k lokalitám vsakování (odborné posouzení dopadů vsakování, monitoring kvality vod atp.). Zejména by mělo být závaznou podmínkou nevyužívání podzemních vod pro zásobování obyvatel ve směru proudění od vsakování. Vsakované odpadní vody musí mít charakter komunálních odpadních vod zejména bez obsahu zvláště nebezpečných závadných látek. Vsakované vody by přes svrchní část horninového prostředí mohly pronikat pouze do mělké zvedne v oxidačním režimu. Sledovány by měly být reálné dopady takových významnějších vsakování. Možnost použití vsakování odpadních vod by mohla napomoci i tam, kde je v dosahu vodoteč, ale např. vzhledem

k nízkému průtoku, výskytu chráněných živočichů či vodárenskému využití není vhodné tyto odpadní vody vypouštět přímo do povrchových vod. Na druhou stranu jde v podmínkách ČR právně o výjimečné opatření, jehož legální využití lze určitým právním výkladem či dalšími podmínkami poměrně snadno zcela eliminovat.

Závěr

Sledováním lokalit vsakování předčištěných odpadních vod z menších obcí byla potvrzena velmi významná redukce znečištění odpadních vod hlavními kontaminanty vlivem procesů doprovázejících vsakování odpadních vod do horninového prostředí. Výsledky tříletého výzkumu mj. dokládají, že vsakování může být za vhodných podmínek ke kvalitě povrchových vod významně šetrnější než obvyklé přímé vypouštění odpadních vod do vod povrchových.

Poděkování

Výzkum byl realizován za finanční podpory výzkumného záměru MZP0002071101, který byl financován Ministerstvem životního prostředí.

Literatura

- [1] Šrámek, O., Datel, J. a Mls, J. (2000) Kontaminační hydrogeologie. Praha: Karolinum, 210 s.
- [2] Šálek, J. (1996) Vliv závlah odpadními vodami na životní prostředí – Studijní informace – rostlinná výroba. Praha: Ústav zemědělských a potravinářských informací, 51 s.
- [3] Schaub, S.A. and Sorber, C.A. (1977) Virus and Bacteria Removal from Wastewater by Rapid Infiltration through Soil. *Appl. Environ. Microbiol.*, p. 609–619.
- [4] Eckhardt, P. a Kučera, J. (2008) Vsakování odpadních vod – ano, či ne? *VTEI*, roč. 50, č. 4, s. 3–5, příloha *Vodního hospodářství*, 2008, č. 4.
- [5] Kreuzinger, N., Clara, M., Strenn, B., and Vogel, B. (2004) Investigation on the behaviour of selected pharmaceuticals in the groundwater after infiltration of treated wastewater. *Water Science and Technology*, 50, 2004 (2), p. 221–228.

RETENČNÍ SCHOPNOSTI MALÉHO HORSKÉHO POVODÍ PŘI EXTRÉMních SRÁŽKOOTOKOVÝCH UDÁLOSTECH

Jiří Pavlásek

Klíčová slova

retence – srážkoodtoková událost – objemový součinitel odtoku – objem povodňové vlny

Souhrn

Retenční schopnosti byly posuzovány na velmi malém povodí Modrava 2 (0,17 km²) v Národním parku Šumava. Pro vyhodnocení bylo z jedenáctiletého monitoringu vybráno devět srážkoodtokových událostí s kulminačním specifickým průtokem vyšším než 0,3 m³.s⁻¹.km², které nebyly ovlivněny sněhovými srážkami nebo táním sněhu. Jako ukazatel retence byl uvažován rozdíl mezi výškou srážky a výškou odtoku. V úvalu byly také brány srážkové úhrny v předchozích pěti dnech. Výsledky ukazují na vysoké hodnoty retence vody v horských oblastech Šumavy, které mohou přesáhnout hodnotu 100 mm. Objemový součinitel odtoku byl u všech vybraných událostí nižší než 0,5.

Úvod

Retence vody v krajině hraje důležitou roli při transformaci srážek na odtok. Voda dočasně zadržena na povodí je pak zdrojem vody v obdobích s nižšími srážkovými úhrny nebo v obdobích bez srážek. Velikost retence je závislá na předchozím nasycení povodí, resp. předchozích srážkových úhrnech. Jednou z používaných metod stanovení předchozího nasycení u malých povodí je vypočtení sumy srážek za předchozích pět dní [3].

Odhadované hodnoty retence lesních povodí se pohybují mezi 60–90 mm [2, 4]. Jednou z možností jak stanovit retenci povodí je vzájemné porovnání výšky srážek a výšky odtoku. Takto zjednodušený vztah lze použít v případech, kdy na povodích nejsou známy další retenční prostory, jako nádrže nebo inundace [1].

Účelem tohoto příspěvku je posoudit retenční schopnosti horských oblastí v NP Šumava na základě výsledků z jedenáctiletého monitoringu na malém horském povodí Modrava 2 pomocí jednoduché bilanční rovnice a posoudit míru závislosti vybraných charakteristik srážkoodtokových událostí při povodňových situacích.

- [6] Zákon č. 150/2010 Sb., o vodách a o změně některých zákonů (vodní zákon), ve znění pozdějších předpisů.
- [7] Nařízení vlády ČR č. 229/2007 Sb., kterým se mění nařízení vlády č. 61/2003 Sb., o ukazatelích a hodnotách přípustného znečištění povrchových vod a odpadních vod, náležitostí povolení k vypouštění odpadních vod do vod povrchových a do kanalizací a o citlivých oblastech.
- [8] Zákon č. 20/2004 Sb., kterým se mění zákon č. 254/2001 Sb., o vodách a o změně některých zákonů (vodní zákon), ve znění pozdějších předpisů, a zákon č. 239/2000 Sb., o integrovaném záchranném systému a o změně některých zákonů, ve znění pozdějších předpisů.

Mgr. Pavel Eckhardt, Ing. Kateřina Poláková

VÚV TGM, v.v.i.

Pavel_Eckhardt@vuv.cz, Katerina_Polakova@vuv.cz

Příspěvek prošel lektorským řízením.

Influence of pre-treated waste water infiltration on surface water (Eckhardt, P.; Poláková, K.)

Key words

infiltration – contamination – groundwater – surface water – waste water – rock environment

This article summarizes the results of the research of the influence of pre-treated waste water infiltration into the rock environment in the Czech Republic. Three localities with different natural conditions where this kind of infiltration was realized in relatively large measure were watched. Application of this extensive technology of treatment can – under suitable conditions – reduce the impact of communal waste water recharge on the surface water quality.

Metodika

Posouzení retenčních vlastností bylo provedeno na velmi malém horském povodí Modrava 2 (0,17 km²), které leží v centrální oblasti NP Šumava, 5 km jižně od Filipovy Hutě v nadmořské výšce 1188–1330 m n.m. Dominantním půdním typem na povodí je podzol modální na zvětralínách kyselých hornin – především žuly a migmatitu. Vegetačním pokryvem je postupně zarůstající lesní holina, která vznikla v roce 1994–95 při kůrovcové kalamitě. V povodí se uskutečnila umělá obnova, kdy byla paseka osázena smrkem, jeřábem a javorem. Částečně proběhla i přirozená obnova. V současné době převažuje v povodí mladý smrkový porost s řídkým zápojem, ve světlínách se vyskytují porosty borůvky, třtiny, metličky, biky, rašeliníku a ploníku.

Od roku 1998 jsou v uzávěrovém profilu povodí měřeny průtoky pomocí Thomsonova přelivu, kde je výška přepadového paprsku snímána tlakovým čidlem a srážky překlopným srážkoměrem o zachytné ploše 200 cm². Dále jsou zaznamenávány hodnoty teploty vzduchu a konduktivity vody.

Pro účely tohoto příspěvku byly naměřené hodnoty srážek a průtoků z období srpen 1998–prosinec 2009 upraveny do hodinového časového kroku. Z tohoto datového souboru byly vybrány jednotlivé srážkoodtokové události, které měly úplné záznamy a které nebyly ovlivněny sněhovými srážkami nebo táním sněhu. Kritériem pro výběr významných povodňových vln byl kulminační průtok větší než 51 l.s⁻¹ (0,3 m³.s⁻¹.km²).

Podle výše uvedených hledisek bylo následně vybráno devět významných srážkoodtokových událostí. U těchto událostí byly stanoveny následující parametry: počátek a konec hydrogramu a příčinného deště, výška srážky, doba trvání srážky, maximální intenzita srážky, úhrn srážek v předchozích pěti dnech od zvoleného počátku příčinné srážky, výška odtoku, kulminační průtok, doba od počátku příčinného deště k počátku hydrogramu, doba trvání hydrogramu. Počátek hydrogramu byl stanoven na hodinu, ve které začal průtok výrazně stoupat. Konec hydrogramu byl stanoven na dobu, kdy odtok z povodí již vykazoval minimální změny a byla jednoznačně ukončena rychlá odezva povodí. K počátku hydrogramu byl také stanoven počátek příčinného deště, který měl přímý vliv na vzrůst průtoků u uzávěrovém profilu.

Následně byly stanoveny vzájemné závislosti vybraných charakteristik a posouzeny retenční schopnosti povodí při extrémních situacích. Jako hlavní ukazatel retence povodí během vybrané srážkoodtokové události byl brán rozdíl mezi výškou srážky a výškou odtoku [1]:

$$RET = \sum P_i - \sum Ho_i \quad (1),$$

kde RET je retence povodí, P je úhrn srážek v dané hodině a Ho je výška odtoku v dané hodině.

Posuzovány byly také úhrny srážek v předchozích pěti dnech před počátkem příčinného deště, které u všech vybraných vln vyvolaly minimální odtokovou odezvu povodí v porovnání s objemem popisovaných vln. Celková

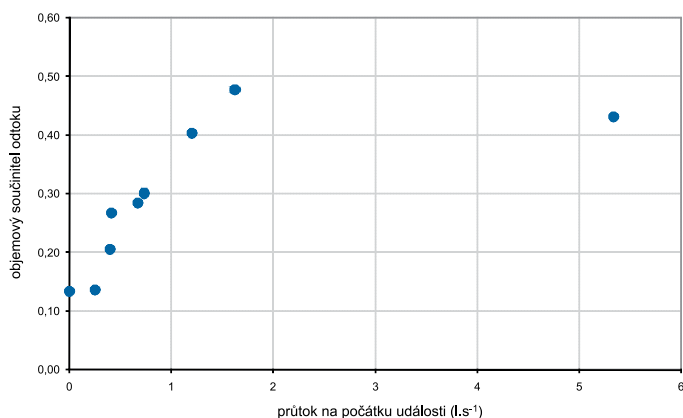
retence povodí byla vypočtena na základě vzorce (1), kdy byl k sumě srážek připočten srážkový úhrn za pět dnů předcházejících počátku příčinného deště. Dále byla vyhodnocena závislost objemového součinitele odtoku na předchozích úhrnech srážek a na průtoku v uzávěrovém profilu povodí na počátku události.

Výsledky a diskuse

Charakteristiky devíti vybraných odtokových událostí z povodí Modrava 2 z jedenácti let pozorování jsou uvedeny v *tabulce 1*. Charakteristiky srážkových událostí k vybraným odtokovým událostem jsou uvedeny v *tabulce 2*. Vypočtené hodnoty objemového součinitele odtoku, srážkového úhrnu v předchozích pěti dnech před počátkem příčinné srážky, retence povodí během události a celkové retence povodí a průtok na počátku hydrogramu jsou prezentovány v *tabulce 3*.

Vybrané srážkoodtokové epizody z povodí Modrava 2 za 11 let pozorování reprezentují celou část roku mimo období tání. Ze zjištěných údajů jsou patrné vysoké hodnoty rozdílů mezi výškou srážky a výškou odtoku, což ukazuje na významnou roli povodí při transformaci srážky a formování rychlé odpovědi povodí. Nejnižší hodnota takto vypočtené krátkodobé retence povodí byla zjištěna u události M2_20070119-03 z ledna 2007, kdy se na povodí nevyskytoval žádný sníh. Zimní období však mohlo významně ovlivnit předchozí stav na povodí nízkými teplotami a pomalou obnovou retenčních kapacit. Nezyklá pro zimní období byla také výška počátečního průtoku, která zde bývá v průběhu zimy minimální. Nízkými teplotami byla také ovlivněna událost M2_20011108 z listopadu roku 2001, kdy v předchozích dnech klesaly noční teploty pod bod mrazu. Výjimečnou událostí za dobu pozorování na povodí Modrava 2 je událost M2_20080808-01, která je typickým příkladem povodně z přívalem dešťů charakteristické velmi krátkou dobou trvání deště a vysokým srážkovým úhrnem.

Při posuzování celkové retence povodí nelze počítat pouze s příčinnou srážkou. Povodí je již částečně nasyceno srážkou předchozí, která u vybraných vln nevyvolala na povodí významné zvýšení průtoků. Pro posuzování celkové retence povodí byla proto k sumě srážek v rovnici (1) připočtena také hodnota srážkového úhrnu z předchozích pěti dnů před počátkem příčinné srážky. U takto stanovených výšek celkové retence povodí bylo dosaženo u všech vybraných událostí hodnot vyšších než 50 mm a pokud se zaměříme na události z vegetačního období, kdy není povodí ovlivněno nízkými teplotami, tak hodnoty přesahují výšku retence 80 mm s průměrnou výškou 106 mm. Při posuzování retence pouze během srážkové události (bez zahrnutí retence deště z předchozích pěti dnů) byly pro vegetační období zjištěny hodnoty vyšší než 50 mm s průměrnou hodnotou 84 mm. Na vysokou retenci povodí ukazují také hodnoty objemového součinitele odtoku, který ani při extrémních událostech nepřekročil hodnotu 50 %. I v případě extrémní



Obr. 1. Závislost objemového součinitele odtoku na počátečním průtoku u vybraných událostí na povodí Modrava 2

Tabulka 1. Charakteristiky vybraných odtokových událostí z povodí Modrava 2

Označení vlny	Datum a čas počátku hydrogramu	Doba trvání hydrogramu (hod)	Kulminace (m ³ .s ⁻¹ .km ²)	Výška odtoku (mm)
M2_19980915-11	14. 9. 1998 19:00	125	0,559	43,8
M2_19981027-23	27. 10. 1998 21:00	100	0,902	51,8
M2_20010908-15	7. 9. 2001 18:00	158	0,322	29,9
M2_20011108-11	7. 11. 2001 8:00	90	0,405	22,1
M2_20040923-22	22. 9. 2004 19:00	68	0,448	14,8
M2_20060527-03	26. 5. 2006 14:00	77	1,093	67,2
M2_20070119-03	18. 1. 2007 12:00	99	0,788	35,0
M2_20070906-18	6. 9. 2007 3:00	52	0,369	14,1
M2_20080808-01	8. 8. 2008 0:00	18	1,140	11,7
průměr		87,4	0,67	32,3

Tabulka 2. Charakteristiky příčinných srážkových událostí k vybraným odtokovým událostem z povodí Modrava 2

Označení vlny	Datum a čas počátku deště	Doba trvání hyetogramu (hod)	Maximální intenzita (mm.hod ⁻¹)	Výška srážky (mm)
M2_19980915-11	14. 9. 1998 19:00	102	8,2	164,0
M2_19981027-23	27. 10. 1998 21:00	52	9,0	128,4
M2_20010908-15	7. 9. 2001 18:00	123	4,6	105,2
M2_20011108-11	7. 11. 2001 8:00	45	5,8	73,6
M2_20040923-22	22. 9. 2004 19:00	55	7,4	110,8
M2_20060527-03	26. 5. 2006 14:00	47	12,4	156,0
M2_20070119-03	18. 1. 2007 12:00	73	8,8	73,4
M2_20070906-18	6. 9. 2007 3:00	52	5,6	68,6
M2_20080808-01	8. 8. 2008 0:00	2	73,6	85,6
průměr		61,2	15,0	107,3

Tabulka 3. Vybrané charakteristiky srážkoodtokových událostí pro posouzení retence povodí

Označení vlny	Objemový součinitel odtoku	Úhrn srážek v předchozích pěti dnech (mm)	Retence povodí během události (mm)	Celková retence povodí (mm)	Průtok na počátku hydrogramu (l.s ⁻¹)
M2_19980915-11	0,27	31,0	120,2	151,2	0,41
M2_19981027-23	0,40	29,0	76,6	105,6	1,20
M2_20010908-15	0,28	19,6	75,3	94,9	0,67
M2_20011108-11	0,30	3,2	51,5	54,7	0,73
M2_20040923-22	0,13	7,0	96,0	103,0	0,00
M2_20060527-03	0,43	21,8	88,8	110,6	5,33
M2_20070119-03	0,48	14,4	38,4	52,8	1,62
M2_20070906-18	0,21	39,6	54,5	94,1	0,40
M2_20080808-01	0,14	8,2	73,9	82,1	0,25
průměr	0,29	19,3	75,0	94,3	1,18

srážkové události z 8. 8. 2008, kdy během jedné hodiny byl srážkový úhrn vyšší než 74 mm, byla pozorována vysoká retenční schopnost povodí (74 mm při samotné události a 82 mm v součtu s úhrny srážek z předchozích pěti dnů) a velice nízký objemový součinitel odtoku 0,14. U ostatních událostí nepřesáhl objemový součinitel odtoku hodnotu 0,5. I tato hodnota je relativně nízká vzhledem k celkovým srážkovým úhrnům i době trvání srážek u vybraných událostí.

Při porovnávání vybraných charakteristik srážkoodtokových událostí nebyla na povodí pozorována významná závislost retence povodí během události a předchozích úhrnů srážek ani závislost výšky průtoku na počátku vlny a předcházejícím úhrnem srážek. Zajímavé porovnání bylo u závislosti objemového součinitele odtoku na průtoku na počátku vybraných událostí (*obr. 1*). Pro nižší hodnoty počátečních průtoků je zřejmý nárůst objemového součinitele odtoku se vzrůstající hodnotou počátečního průtoku. Událost, která měla vyšší hodnotu počátečního průtoku, byla zaznamenána na konci května 2008, kdy byl počáteční průtok výrazně ovlivněn odtokem zásob vody z období tání. Průtok na počátku události může být významným ukazatelem předchozí nasycenosti povodí, ale při posuzování závislosti retence povodí během události na počátečním průtoku nebyla tato závislost patrná. Při porovnání objemového součinitele odtoku a úhrnu předchozích srážek nebyla pozorována výrazná závislost.

Závěr

Z jedenáctiletého hydrologického monitoringu na povodí Modrava 2 je patrná významná funkce horských oblastí na retenci vody v krajině. Průměrná výška retence vody na povodí v rámci srážkoodtokové události ve vegetačním období byla odhadnuta na 84 mm. Pokud započteme i retenci srážek z předchozích pěti dnů, dosahovala retence hodnot vyšších než

100 mm. Výrazně nižší hodnoty retence, přibližně 50 mm i s úhrnem z předchozích pěti dnů, byly pozorovány pro období s nižšími teplotami. U všech vybraných událostí byl objemový součinitel odtoku nižší než 0,5 a jeho hodnota vykazovala závislost především na počátku hydrogramu. Z výsledků je patrné, že i přes vysokou retenční kapacitu nejsou vrcholové partie Šumavy schopny zachytit extrémní úhrny srážek. Významně však přispívají ke snížení extrémních odtoků z těchto oblastí.

Literatura

- [1] Czeliš, R. a Spitz, P. (2003) Retence vody v povodí při povodních. *Acta Hydrologica Slovaca*, 4(2), s. 233–241.
- [2] Eliáš, V., Tesař, M., Šír, M. a Syrovátka, O. (2002) Stabilita a extremalizace hydrologického cyklu pramenných oblastí. In Patera, A. (ed.) Povodně: prognózy, vodní toky a krajina. FSV ČVUT v Praze a ČVTVHS, Praha, s. 363–385.
- [3] Janeček M. aj. (2005) Ochrana zemědělské půdy před erozí. Praha: ISV nakl., 195 s.
- [4] Lichner, L., Šír, M. a Tesař, M. (2004) Testování retenční schopnosti půd. In Dvořák, L. a Šustr, P. (eds) Aktuality šumavského výzkumu II. Vimperk: Správa NP a CHKO Šumava, s. 63–67.

Poděkování

Tento příspěvek vznikl v rámci řešení grantového projektu Ministerstva zemědělství ČR – NAZV Možnosti zmírnění současných důsledků klima-

VLIV VYBRANÝCH INDUKTORŮ NA AKTIVACI JATERNÍCH ENZYMŮ PSTRUHA DUHOVÉHO

Jana Badurová, Přemysl Soldán

Klíčová slova

genotoxické látky – S9 mikrosomální frakce – cytochromy P450 – bakteriální testy mutagenity – pstruh duhový

Souhrn

Práce se zabývá možností náhrady induktorů typu polychlorovaných bifenyly (PCB) využívaných k indukci jaterních enzymů při přípravě S9 frakce, potřebné pro bakteriální testy genotoxicity s metabolickou aktivací. Jejich výroba byla pro vysoce toxické a karcinogenní vlastnosti zastavena. Jako jejich alternativa byla ověřována účinnost tří látek – β -naftoflavonu, albandazolu a 2,3,7,8-tetrachlordibenzo-p-dioxinu (TCDD). Látky byly aplikovány pokusným rybám druhu pstruh duhový. V získaných jaterních extraktech byl stanoven obsah bílkovin, cytochromu P450 a EROD aktivita. Zároveň byla jako ukazatel úrovně indukce provedena optimalizace se známou promutagení látkou 2-aminoantracenenem.

Ze získaných výsledků se jako nevhodnější induktor jevil β -naftoflavon. Frakce získaná z ryb aktivovaných tímto induktorem vykazovala vysoký obsah cytochromu P450 a také EROD aktivity. Ostatní zkoumané látky dosahovaly ve srovnání s literárními zdroji daleko menší úrovně indukce monoxygenázových enzymů S9 frakce.

Získané výsledky dokládají možnost úspěšné náhrady PCB induktoru vybranými látkami, které mají nižší úroveň nebezpečných vlastností (toxicita, karcinogenita). Na základě těchto výsledků byl postup přípravy S9 frakce zařazen jako příloha odvětvové technické normy vodního hospodářství (TNV 75 7769).

Úvod

Rozvíjející se průmyslová výroba a zavádění nových technologií přináší i řadu problémů ve formě kontaminace povrchových vod odpadními produkty. Kromě látek působících na organismy přímo se ve vodním prostředí vyskytují takzvané proximativní látky, jejichž účinek se projevuje až po biotransformačních procesech v organismu. Jedná se převážně o látky lipofilní povahy, které organismus není schopen bez předchozí metabolické přeměny z těla vyloučit. Během biotransformačních procesů těchto látek v těle někdy vzniknou meziproducty, které mohou být toxické, mutagenní nebo karcinogenní.

Zejména genotoxické látky mohou závažným způsobem poškodit organismus, a to změnou jeho genetické informace, která se projevuje v různých formách. Některé změny DNA se nemusí v organismu vůbec negativně projevit, mohou být opraveny reparačními mechanismy samotného organismu, v horších případech může dojít k rozvoji procesů vedoucích ke vzniku nádorových onemocnění. V případě mutací DNA pohlavních buněk je pozmeněná genetická informace přenášena na potomstvo a genotoxické účinky chemických látek se projevují až v následující generaci. Genotoxické látky vyskytující se v životním prostředí představují značná rizika a je velmi

tické změny zlepšením akumulační schopnosti v povodí Rakovnického potoka (pilotní projekt) (QH91247).

Ing. Jiří Pavlásek, Ph.D.

KVHEM, FŽP, Česká zemědělská univerzita v Praze

tel.: +420 224 382 134, pavlasek@fzp.czu.cz

Příspěvek prošel lektorským řízením.

Retention capacity of small mountain catchment during extreme rainfall-runoff events (Pavlásek, J.)

Key words

retention – rainfall-runoff event – runoff coefficient – flood wave volume

Retention capacity was assessed in a micro catchment Modrava 2 (0.17 km²) in the Bohemian Forest National Park (Šumava Mts.). For the analysis nine rainfall-runoff events with specific peak discharge higher than 0.3 m³.s⁻¹.km² and without influence of snow precipitation or snowmelt were chosen. The difference between rainfall depth and runoff depth was considered as an indicator of retention. Antecedent rainfall in previous five days was also evaluated. Results indicate large values of water retention in mountain areas of the Šumava Mts., which can be larger than 100 mm. Runoff coefficient was less than 0.5 for all chosen events.

důležité najít vhodné metody pro detekci genotoxických chemických sloučenin (Kajtová, 2000; Holoubek, 2004; Stiborová et al., 1999).

Jednou z metod, která se používá při získávání informací o genotoxických účincích nových látek i komplexních vzorků ze životního prostředí nebo potravního řetězce, je skupina bakteriálních testů genotoxicity. Jde o poměrně rychlý a levný nástroj určený k detekci genotoxického potenciálu látek a faktorů vyskytujících se v prostředí. Bakteriální testy jsou založeny na využití geneticky modifikovaných organismů, které jsou schopny reagovat na různé skupiny genotoxických látek. I když výsledky zjištěné bakteriálním testem nelze přímo extrapolovat na vyšší živočichy, protože jejich metabolismus se od bakteriálního značně liší, podávají tyto testy důležité informace o možném genotoxickém účinku neznámých látek. Řada studií potvrdila vysokou shodu mezi výsledky zjištěnými testy genotoxicity prováděnými na bakteriích a savcích. Proto pokud testovaná látka nebo směs látek vykazuje pozitivní výsledek v bakteriálním testu genotoxicity, je rovněž brána jako potenciální genotoxikant pro vyšší organismy včetně člověka.

V sedmdesátých letech minulého století byl vyvinut Amesův test, jedno z nejpoužívanějších biologických stanovení, která patří k rychlým screeningovým in vitro bakteriálním testům, určeným k detekci mutagenity řady chemických látek. Byl speciálně navržen k detekci potenciálních mutagenů. Rovněž je užíván k predikci možného karcinogenního účinku látek. Ke zkoušce se využívají geneticky modifikované kmeny mikroorganismů *Salmonella typhimurium*, auxotrofní k histidinu His. Tyto kmeny jsou schopny detekovat látky způsobující zpětné mutace (reverze) v DNA, což se projevuje návratem k prototrofii, to znamená, že u bakterií se vlivem účinku mutagenu obnoví schopnost syntetizovat histidin. Pokud ve zkoumaném vzorku nejsou přítomny mutageny, mikroorganismy nejsou schopny sama histidin tvořit a v prostředí, kde je ho nedostatek, nejsou schopny růstu.

Přestože bakterie mají oproti vyšším živočichům odlišné metabolické dráhy a enzymatické systémy, které se podílejí na přeměně xenobiotik (cizorodých látek), jsou pro zkoušky genotoxicity široce využívány. Fylogenetická odlišnost mikroorganismů, které jsou využívány v testech genotoxicity, a vyšších organismů, na které jsou výsledky extrapolovány, má zásadní vliv na průběh i výsledek změn charakterů testované látky. Proto jsou metabolické změny na úrovni živočichů v bakteriálních testech genotoxicity modelovány takzvanou metabolickou aktivací látek pomocí S9 frakce. Jde o homogenát připravený z jater živočichů, ve kterém byla prokázána vysoká aktivita bioaktivních enzymů monoxygenáz, katalyzující oxidaci xenobiotik. Důležitou roli plní enzymy systému cytochromu P450 (CYP), které katalyzují I. fázi biotransformace látek. Podílejí se na oxidaci, redukci a peroxidaci endogenních (steroidů, mastných kyselin, vitaminů, retinolu, prostaglandinů) a exogenních substrátů (léčiva, chemické látky, xenobiotika, karcinogeny) (Stiborová et al., 1999).

Sloučeniny, které jsou substráty těchto enzymů, jsou v organismu biotransformovány za vzniku polárnějších produktů, které mohou být z těla vyloučeny, a nedochází tak k bioakumulaci příslušných xenobiotik v organismu. Kromě detoxikace může docházet ke vzniku derivátů, které jsou biologicky aktivnější, některé z pozitivního hlediska (např. aktivní formy některých léčiv), jiné mohou být toxické, mutagenní, karcinogenní (Buhler and Wang-Buhler, 1998; Stiborová et al., 1999).

Tento systém je v různých podobách přítomen v buňkách všech živých organismů. CYP enzymy nacházíme u obratlovců, bezobratlých, hub, kvasinek a bakterií. V tělech živočichů jsou lokalizovány ve velké míře převážně v endoplazmatickém retikulu buněk jater, ledvin a dalších tkání (Buhler and Wang-Buhler, 1998).

Z rozsáhlé skupiny CYP enzymů, které se podílejí na biotransformaci xenobiotik ze životního prostředí, jsou u ryb nejvýznamnější enzymy CYP1A. Jde o enzymy odpovědné také za metabolickou aktivaci většiny známých promutagenů a prokarcinogenů (Buhler and Wang-Buhler, 1998; Williams et al., 1998; Van der Oost et al., 2003). Nejdůležitější induktory, které zvyšují katalytickou aktivitu těchto enzymů, jsou polycyklické aromatické uhlovodíky (PAH), polychlorované bifenyly (PCB), dibenzofurany (PCDF), dibenzo-p-dioxiny (PCDD) a některé pesticidy. Ryby, které nebyly vystaveny chemickým induktorům, mají nízkou úroveň proteinů CYP1A. Proto je indukce těchto enzymů široce využívána u řady druhů jako biomarker znečištění životního prostředí. Kvůli značné kontaminaci vodního prostředí průmyslovými polutanty byla exprese CYP1A kromě savců studována v první řadě u ryb (Råbergh et al., 2000). Indukce 7-ethoxyresorufin-O-deethylázové aktivity (EROD), za kterou jsou zodpovědné CYP1 enzymy, v rybách i vyšších obratlovcích se využívá jako biochemický marker kontaminace prostředí perzistentními organickými polutanty (Gonzalez et al., 2009).

CYP1 enzymy patří mezi inducibilní, proto lze jejich množství v játrech živočichů zvýšit indukci za využití některých chemických látek. Aplikací induktorů je nejen zvýšena aktivita enzymů, ale také ovlivněna kvalita metabolické činnosti (Kajtová, 1999). V předchozích letech se při přípravě S9 frakce využívaly v *in vitro* testech mutagenity pro své velmi silné indukční schopnosti induktory typu polychlorovaných bifenyly (PCB), například Aroclor 1254, Delor 103 (Franco et al., 1999). Jejich výroba je však v současné době pro jejich toxické a karcinogenní vlastnosti zastavena. Proto se i naše studie zabývala nalezením induktorů alternativních k PCB.

Materiál a metodika

Indukce jaterních enzymů

S9 frakce jsou získávány z různých živočichů, např. od myší, potkanů, opic, prasat, psů atd. Pro studium biotransformačních procesů u člověka jsou využívány lidské enzymy. Protože se u každého druhu liší cytochromy P450, je různá i substrátová specifita. V případě CYP1A enzymů je však substrátová specifita u různých druhů organismů velmi podobná.

Pro monitorování určitého prostředí je vhodné použít organismus, který se v něm přirozeně vyskytuje. Chceme-li stanovit riziko genotoxicity pro vodní organismy, je vhodné připravit S9 frakci z jater ryb. Tento typ jaterních enzymů není v České republice běžně dostupný, proto vznikla potřeba jeho vlastní přípravy. Vývojem metodiky přípravy se u nás zabývala Kajtová (1999, 2000). V současnosti tento postup využívá rutinně jako jediný Výzkumný ústav vodohospodářský TGM. Pro účely přípravy S9 frakce byl využit pstruh duhový. Jde o druh, který slouží desítky let jako modelový organismus pro potřeby endokrinologie, toxikologie a karcinogeneze. Je všeobecně užíván jako experimentální živočich při studiu fyziologických procesů nebo toxických účinků, které jsou ovlivněny metabolismem P450 systému. Kvůli značnému rozšíření pstruha duhového v mnoha zemích má tento druh také jeden z nejprozkoumanějších cytochromových systémů u vodních organismů (Buhler and Wang-Buhler, 1998).

Naším cílem bylo nalézt takový typ induktoru, který v co největším množství zvýší v buňkách jater pstruhů hladinu enzymů skupiny CYP1A. Jako náhrada induktorů typu PCB (Aroclor 1254, Delor 103) byly vybrány tři typy látek, které byly již v dřívějších letech aplikovány rybám v různých studiích zaměřených na sledování biotransformačních procesů (Franco et al., 1999; Escobar-Garcia et al., 2001; Gonzalez et al., 2009). Jednalo se o 2,3,7,8-tetraclordibenzo-p-dioxin (TCDD), β -naftoflavan a albandazol. Dioxin spolu s β -naftoflavonem patří k látkám, jejichž účinky na P450 komplex byly intenzivně zkoumány od přelomu devadesátých let. Třetí látka albandazol se běžně používá k indukcii enzymů krys, nepatří však mezi typické induktory ryb.

Přestože je některý typ induktoru označen za vhodný pro aktivaci cytochromu P450 pro určitý organismus, neznamená to, že se uplatní i při indukci monoxygenáz v buňkách ryb (pstruhů). Každý živočišný druh reaguje specificky na podaný induktor, a tím je ovlivněno i množství indukovaných biotransformačních enzymů.

Jedinci pstruha duhového (*Oncorhynchus mykiss*) byli získáni z rybích sádek v Dolním Benešově. Ke zkoušce bylo použito celkem 75 kusů ryb. Byly použity ryby stejného stáří, obou pohlaví, průměrné váhy 208,4 g, délky těla 225,9 mm a celkové délky těla 254,3 mm. Ryby byly po dobu zkoušek udržovány v průtočných laminátových nádržích (obr. 1), ve kterých byly sledovány kyslíkové poměry a teplota vody. Ryby nebyly po dobu pěti dnů před započítáním testů s induktory krmeny. Rovněž v průběhu zkoušek jim nebyla podávána potrava. Induktory byly rybám aplikovány jednorázově, intraperitoneálně v oblasti mezi prsními a břišními ploutvemi (obr. 2).

β -naftoflavan byl rybám aplikován v dávce 80 mg.kg⁻¹ ryb. Rybám bylo injikováno 0,5 ml roztoku β -naftoflavonu rozpuštěného ve slunečnicovém oleji. Doba expozice trvala 24 hodin. Pro albandazol byla zvolena koncentrace 50 mg.kg⁻¹ ryb. Byl stejný jako β -naftoflavan rybám podán v 0,5 ml roztoku slunečnicového oleje. Expozice trvala 24 hodin. TCDD byl injikován rybám v dávce 6,25 ng.kg⁻¹ ryb. Látka byla rozpuštěna v 0,5 ml dimethylsulfoxidu (DMSO). Ryby byly vystaveny účinkům TCDD po dobu 48 hodin.



Obr. 1. Chovné sádky pro ryby



Obr. 2. Aplikace induktoru do peritonea pstruha



Obr. 3. Játra pstruha duhového (označeno šipkou)

Každý z induktorů byl aplikován 20 jedincům pstruha duhového, kromě kontroly, kterou tvořilo 15 jedinců. Kontrolní skupina ryb nebyla injektována žádným induktorem, ani látkou, ve které byly induktory rozpuštěny (slunečnicový olej, DMSO).

Po ukončení expozice byly ryby na sádkách usmrceny, v termoizolačních boxech byly převezeny do laboratoří Výzkumného ústavu vodohospodářského, kde jim byla odebrána játra (obr. 3). Z jater a roztoku chloridu draselného byl připraven homogenát, který byl po dobu 15 minut centrifugován při 9 000 g a teplotě 4 °C. Po centrifugaci byl od vzniklého peletu opatrně odstraněn supernatant. Pelet obsahující některé buněčné organelly (včetně mikrosomální frakce) byl v objemech 0,5 ml zamražen v mikrozumavkách při teplotě -80 °C pro další testy. Pro ověření úrovně indukce byla zamražená játra dvou jedinců z každé testované skupiny včetně kontrol. V těchto vzorcích byl v Ústavu veřejného veterinárního lékařství a toxikologie Veterinární a farmaceutické univerzity v Brně stanoven obsah bílkovin, cytochromů P450 a EROD aktivita podle Lowryho (1951).

S výjimkou β -naftoflavonu, kdy jedna pokusná ryba uhynula a ostatní jedinci vykazovali sníženou aktivitu, nebyly u exponovaných ryb zaznamenány změny chování v porovnání s kontrolní skupinou.

Optimalizace množství S9 frakce

Provedení optimalizace pro nově izolované postmitochondriální frakce je významné vzhledem ke skutečnosti, že odpověď detekčního systému na specifický mutagen je závislá na množství frakce, která je aplikována v testu. Malé množství nebo naopak příliš velká dávka S9 frakce může významně snížit mutagenní efekt sledované látky (Sezimová, 2006).

V Amesově fluktuacním testu bylo pro účel optimalizace množství jaterních frakcí využito bakteriální kmeny *Salmonella typhimurium* TA98 a TA100. Použitým mutagenem způsobujícím reverze DNA v bakteriálních kmenech byl 2-aminoantracen (2AA) o koncentraci 10 µg na 100 µl dimethylsulfoxidu (DMSO). Pro kontrolu byly provedeny zkoušky s 2AA, ale již bez přídavku jaterní frakce. Touto zkouškou se kontrolovala správnost testu. Protože je 2AA nepřímým mutagenem, nemůže být ve variantě testu bez jaterní frakce detekován vyšší účinek spontánní mutace, než která se projeví v negativních kontrolách (detekční bakterie ve zkušebním médiu s přídavkem dané koncentrace S9 frakce, ale bez zkoušené látky).

Pro jednotlivé typy získaných jaterních frakcí byly v Amesově testu pro účely optimalizace jejich množství zvoleny objemy 0,01, 0,05, 0,07, 0,09, 0,1, 0,15, 0,2 a 0,5 ml.

Výsledky

Ve vzorcích jater pstruhů duhových, kteří byli exponováni různými typy induktorů, nebyly zjištěny výrazné rozdíly v obsahu cytochromů P450. K jejich nejvyšší aktivaci došlo ve skupině ryb injikovaných β-naftoflavonem, kde byla zjištěna hodnota cytochromů 0,050 nmol.mg⁻¹. Ve skupině ryb indukovaných TCDD byla stanovena hodnota 0,046 nmol.mg⁻¹ a u albendazolu bylo naměřeno 0,044 nmol.mg⁻¹ (tabulka 1). Nárůst obsahu enzymů cytochromů P450 byl u všech frakcí dvojnásobný v porovnání s kontrolní skupinou ryb, kde hodnota cytochromů dosáhla 0,018 nmol.mg⁻¹.

Hladiny EROD aktivity, jako specifického parametru hladiny hlavních enzymů metabolické aktivity cytochromů P450 1A, jsou zaznamenány v tabulce 1. Hodnota EROD 74,18 nmol.min⁻¹.mg⁻¹ u skupiny ryb indukovaných TCDD byla nízká v porovnání s hodnotami zjištěnými u kontrolní skupiny ryb (EROD 60,18 nmol.min⁻¹.mg⁻¹). U ryb indukovaných albendazolem vzrostla EROD aktivita trojnásobně oproti hodnotám u neindukovaných ryb kontrolní skupiny. V jejich jaterních frakcích byla zjištěna hodnota 184,70 nmol.min⁻¹.mg⁻¹. Nejvyšší nárůst EROD aktivity byl zjištěn u β-naftoflavonu. EROD aktivita zde vzrostla více než desetkrát oproti kontrolní skupině ryb (956,86 nmol.min⁻¹.mg⁻¹).

Dále bylo sledováno optimální množství jaterních S9 frakcí v Amesově testu. Signifikantní odezva na přítomnost metabolitů promutagenů 2-aminoantracenu, vzniklých činností enzymů S9 frakce, byla zaznamenána pro kmen *S. typhimurium* TA98 při použití 0,05 ml frakce indukované TCDD, 0,01 ml u β-naftoflavonu a 0,05 ml u albendazolu. U frakce získané z kontrolní skupiny ryb, která nebyla ovlivněna žádným induktorem, bylo potřeba použít v testech 0,09 ml frakce, aby bylo dosaženo signifikantní přeměny 2AA a potvrzení výskytu mutagenických látek.

U kmene *S. typhimurium* TA100 bylo třeba v testech použít větší množství S9 frakce než u kmene TA98. Signifikantní odezva na přítomnost metabolitů vzniklých přeměnou 2AA byla zaznamenána pro kmen *S. typhimurium* TA100 při použití 0,07 ml frakce u skupiny aktivované TCDD, stejné množství (0,07 ml) při použití S9 frakce ryb indukovaných β-naftoflavonem. V testech s frakcí aktivované albendazolem byla zaznamenána pozitivní odezva na přítomnost genotoxických látek až při použití 0,09 ml frakce. Stejná odezva na přítomnost metabolitů 2AA jako u albendazolu byla zaznamenána u jaterní frakce z kontrolní skupiny ryb. V tabulce 2 jsou zaznamenány výsledky optimalizace.

Diskuse

Všechny tři typy induktorů, které byly studovány z hlediska jejich využití pro aktivaci jaterních biotransformačních enzymů a přípravy S9 frakce, zvýšily EROD aktivitu v játrech pstruhů. V porovnání s dostupnými literárními zdroji, a to zejména v případě TCDD, byla dosažená EROD aktivita dosti nízká. TCDD je jedním z nejpoužívanějších induktorů cytochromů pro různé druhy živočichů. Řada studií zabývajících se funkcí cytochromového systému P450 potvrdila jeho výrazný vliv na aktivaci biotransformačních enzymů také u ryb (Hektoen et al., 1994). Uvádí se, že TCDD indukuje u některých rybích druhů EROD aktivitu až 200krát v porovnání s kontrolou (Gonzalez et al., 2009). V práci Kajtové (1999), která studovala účinky induktoru TCDD na pstruha duhového, došlo s podobným objemem aplikované látky ke zvýšení hladiny EROD třicetkrát oproti kontrole. V našich testech jsme po jeho aplikaci rybám nezaznamenali tak významný nárůst EROD aktivity v jaterní tkáni, jak jsme očekávali. EROD aktivita se blížila hodnotám zjištěným u kontrolní skupiny. Tuto skutečnost se nám nepodařilo objasnit. Hladinu enzymů v těle může ovlivnit mnoho vnitřních a vnějších faktorů, například environmentální variabilita teploty a pH, váha a věk ryb, jejich reprodukční fáze nebo fyzická manipulace během provádění samotných testů (Whyte et al., 2000). Haasch (1993) ve svých experimentech zjistil, že hladina jaterních enzymů může být ovlivněna i způsobem aplikace induktorů. Lepších výsledků než u intraperitoneálního podání induktoru dosahoval ve variantě testů s průtočnou metodou.

Tabulka 1. Výsledky stanovení bílkovin, cytochromů a EROD aktivity v játrech pstruhů duhových indukovaných β-naftoflavonem, albendazolem a TCDD

Induktor S9 frakce	Bílkoviny (mg.ml ⁻¹)	Cytochromy 450 (nmol.mg ⁻¹)	EROD (CYP1A) (nmol.min ⁻¹ .mg ⁻¹)
kontrola	12,41	0,018	60,18
β-naftoflavon	15,02	0,050	956,86
albendazol	10,87	0,044	184,70
TCDD	11,59	0,046	74,18

Tabulka 2. Optimalizace množství získané S9 frakce v Amesově testu pro detekční kmen *S. typhimurium* TA 98 a *S. typhimurium* TA 100

Použitý induktor	S9 jaterní frakce v ml pro detekční kmen v µl / 20 ml testovaných roztoků	
	<i>S. typhimurium</i> TA98	<i>S. typhimurium</i> TA100
Kontrola	0,09	0,09
TCDD	0,05	0,07
β-naftoflavon	0,01	0,07
albendazol	0,05	0,09

Albendazol, který je širokospektrálním antiparazitikem ze skupiny benzimidazolů často využívaným v humánní i veterinární medicíně, je označován také jako induktor CYP1A1 a CYP1A2. Zároveň tato látka vykazuje nižší toxicitu než ostatní P450 induktory (Hernandez-Martinez et al., 2007; Escobar-Garcia et al., 2001). I když je ALB znám jako induktor EROD aktivity, Baliharová (2005) ve své práci dokládá i jeho inhibiční účinky na aktivaci biotransformačních enzymů u testovaných potkanů. U ryb se větší měrou účinky ALB zabýval Gonzalez et al. (2009), který zkoumal jeho účinky u sumečka skvrnitého a pstruha duhového. Po aplikaci 10 mg na kg tohoto induktoru dosáhl 2,2 až 2,6krát vyšší indukci EROD aktivity oproti kontrole. Velmi podobné výsledky jsme dosáhli také v našich testech. Gonzalez et al. (2009) však považuje ALB za slabý induktor EROD aktivity ryb ve srovnání s účinky jiných užívaných induktorů. Jak již bylo zmíněno, v našich zkouškách s albendazolem došlo ke zvýšení hladiny cytochromů P450 a EROD aktivity, ale oproti β-naftoflavonu nebyla aktivace jaterních enzymů tak výrazná. V testech zaměřených na nalezení optimálního množství frakce pro použití v Amesově testu bylo k biotransformaci 2AA na mutagenní metabolity potřeba použít stejné množství frakce jako u kontrolní S9 frakce.

Poslední typ induktoru β-naftoflavon je stejně jako TCDD považován za velmi silný induktor EROD aktivity u ryb. Weber (2002) dosáhl s dávkou 25 mg na 250 gramů ryb 38násobné zvýšení EROD aktivity oproti kontrole. Haasch (1993) při pokusech s průtočnou metodou dosáhl při relativně malém množství použitého induktoru ještě daleko vyšší aktivity těchto enzymů. V našich testech ze všech hodnocených induktorů byly po expozici β-naftoflavonem zaznamenány nejvyšší hladiny cytochromů P450 a EROD. Ve srovnání s kontrolou jeho EROD aktivita vzrostla 16krát, ale v porovnání s výše zmíněnými studii jsme nedosahovali po aplikaci tohoto induktoru tak velkou aktivitu jaterních enzymů.

Obecně lze říci, že s výjimkou β-naftoflavonu jsme dosahovali ve srovnání s literárními zdroji daleko menší úrovně indukce monoxygenázových enzymů S9 frakce. To mohlo být způsobeno nevhodnými dávkami použitých induktorů, i když velikost dávky byla volena na základě údajů uváděných jinými autory. Ti však v mnoha případech používali jiné organismy, z těchto důvodů by práce na nalezení vhodné dávky induktoru pro pstruha duhového měly nadále pokračovat. Musíme upozornit, že hladina studovaných enzymů se může lišit v každé nové připravované šarži frakce (Escobar-Garcia et al., 2001). Rozhodujícím údajem vypovídajícím o účinnosti frakce jsou výsledky optimalizace v bakteriálním testu mutagenity se standardním promutagenem 2-aminoantracemem.

Závěr

Jako nevhodnější induktor se v našich testech s pstruhem duhovým jevil β-naftoflavon. Frakce získaná z ryb aktivovaných tímto induktorem vykazovala vysoký obsah cytochromů P450 a také CYP1-dependentní EROD aktivity. V bakteriálních testech genotoxicity s kmenem *S. typhimurium* TA98 již 0,01 ml frakce způsobila bioaktivaci 2AA na mutagenní metabolity.

Ostatní studované induktory nezpůsobily očekávané zvýšení hladin cytochromů P450 ani EROD aktivity. V případě TCDD to mohlo být způsobeno nedostatečným množstvím dioxinu, který byl rybám aplikován do peritonea, i když použitá koncentrace TCDD pro expozici ryb byla převzata z literárních zdrojů (Kajtové, 1999; 2000). Nepotvrdila se tato koncentrace jako dostačující k významné indukci mikrosomálních enzymů u pstruhů. Albendazol jako induktor cytochromů P450 a EROD nebyl dosud podrobněji

u ryb studován, kromě práce Gonzaleze et al. (2009). Albendazol se ze všech tří hodnocených induktorů jevil pro aktivaci mikrosomálních enzymů pstruha duhového jako nejméně vhodný. Výsledky hodnot indukovaných cytochromů a EROD aktivity byly ve srovnání s kontrolou více než dvojnásobné, ale výsledky optimalizace této frakce byly v porovnání s kontrolou a ostatními typy frakcí neuspokojivé.

Uvedené výsledky dokládají možnost úspěšné náhrady PCB induktoru vybranými látkami, především β -naftoflavonem, který vykazuje malou toxicitu. Na základě těchto výsledků byl postup přípravy S9 mikrosomální frakce zařazen jako příloha odvětvové technické normy vodního hospodářství (TNV 75 7769).

Poděkování

Projekt byl řešen v rámci výzkumného záměru MZP0002071101 s finanční podporou MŽP.

Literatura

- Baliharová, V., Velík, J., Fimanová, K., Lamka, J., Szoťáková, B., Šavlík, M. and Skálová, L. (2005) Inhibitory effect of albendazole and its metabolites on cytochromes P450 activities in rat and muflon *in vitro*. *Pharmacological Reports*, vol. 57, p. 97–106. ISSN 1734-1140.
- Buhler, DR. and Wang-Buhler, JL. (1998) Rainbow trout cytochrome P450s: purification, molecular aspects, metabolic activity, induction and role in environmental monitoring. *Comparative Biochemistry and Physiology*, Part C 121, p. 107–137.
- Escobar-Garcia, D., Camacho-Carranza, R., Peréz, I., Dorado, V., Arriaga-Alba, M., and Espinosa-Aguirre, JJ. (2001) S9 induction by the combined treatment with cyclohexanol and albendazole. *Mutagenesis*, vol. 16, No. 6, p. 523–528.
- Franco, SG., Dominguez, G., and Pico, JC. (1999) Alternatives in the induction and preparation of phenobarbital/naphthoflavone-induced S9 and their activation profiles. *Mutagenesis*, vol. 14, No. 3, p. 323–326.
- Gonzalez, JF., Shaikh, B., Reimschuessel, R., and Kane, AS. (2009) In vitro kinetics of hepatic albendazole sulfoxidation in channel catfish (*Ictalurus punctatus*), tilapia (*Oreochromis sp.*), rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*) and induction of EROD activity in ABZ-dosed channel catfish. *Journal of Veterinary Pharmacology and Therapeutics*, vol. 32, p. 429–435.
- Haasch, ML., Quardokus, EM., Sutherland, LA., Goodrich, MS., and Lech, JJ. (1993) Hepatic CYP1A1 induction in rainbow trout by continuous flowthrough exposure to β -Naphthoflavone. *Fundam Appl Toxicol*, vol. 20, p. 72–82.
- Hektoen, H., Bernhoft, A., Ingebrigtsen, K., Skaare, JJ., and Goksøyr, A. (1994) Response of hepatic xenobiotic metabolizing enzymes in rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*) and cod (*Gadus morhua*) to 2,3,7,8-tetrachlorodibenzo-p-dioxin (2,3,7,8-TCDD). *Aquatic Toxicology*, vol. 28, p. 97–106.
- Hernandez-Martinez, N., Caballero-Ortega, H., Dorado-Gonzalez, V., Labra-Ruiz, N., Espinosa-Aguirre, JJ., Gomez-Garduno, J., and Vences-Mejia, A. (2007) Tissue-specific induction of the carcinogen-inducible cytochrome P450 isoforms in the gastrointestinal tract. *Environmental Toxicology and Pharmacology*, vol. 24, p. 297–303.
- Holoubek, I. (2004) Využití testů genotoxicity pro kontrolu kontaminace zemědělských produktů, potravin a vzorků životního prostředí. Vědecký výbor fytosanitární a životního prostředí, Praha.
- Kajtová, H. (1999) Hydroekotoxikologické metody. Výzkumná zpráva za rok 1999, Výzkumný ústav vodohospodářský TGM, s. 4–38.
- Kajtová, H. (2000) Hodnocení genotoxických účinků znečištění povrchových vod. *Vodní hospodářství*, 50, č. 6, příloha VTEI, 42, č. 2, s. 1–3.
- Lowry, OH., Rosebrough, NJ., Farr, AL., and Randall, RJ. (1951) Protein measurement with folin phenol reagent. *J Biol Chem*, 193, p. 265–275.
- Van der Oost, R., Beyer, J., and Vermeulen, NPE. (2003) Fish bioaccumulation and biomark-

ers in environmental risk. *Environmental Toxicology and Pharmacology*, vol. 13, p. 57–149.

- Råbergh, CHML., Vrolijk, NH., Lipsky, MM., and Chen, TT. (2000) Differential expression of two CYP1A genes in rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*). *Toxicology and Applied Pharmacology*, 165, p. 195–205.
- Sezimová, H. (2006) Hodnocení genotoxických účinků kontaminantů životního prostředí. VŠB-TU Ostrava, ISBN 80-248-1041-7.
- Stiborová, M., Hudeček, J., Hodek, P. a Frei, E. (1999) Význam lidských cytochromů P450 pro lidské zdraví. *Chem. Listy*, 93, s. 229–237.
- TNV 75 7769 Jakost vod – Metoda stanovení chronických účinků znečištění povrchových vod.
- Weber, LP., Diamond, SL., Bandiera, SM., and Janz, DM. (2002) Expression of HSP70 and CYP1A protein in ovary and liver of juvenile rainbow trout exposed to β -naphthoflavone. *Comparative Biochemistry and Physiology*, vol. 131, p. 387–394.
- Williams, DE., Lech, JJ., and Buhler, DR. (1998) Xenobiotics and xenoestrogens in fish: modulation of cytochrome P450 and carcinogenesis. *Mutation Research*, 399, p. 179–192.
- Whyte, JJ., Jung, RE., Schmitt, CJ., and Tillitt, DE. (2000) Ethoxyresorufin-O-deethylase (EROD) Activity in Fish as a Biomarker of Chemical Exposure. *Critical Reviews in Toxicology*, vol. 30, No. 4, p. 347–570.

Mgr. Jana Badurová, RNDr. Přemysl Soldán, Ph.D.

VÚV TGM, v.v.i., Ostrava

jana_badurova@vuv.cz, premysl_soldan@vuv.cz

Příspěvek prošel lektorským řízením.

Impact of selected inducers on rainbow trout liver enzymes activation (Badurová, J.; Soldán, P.)

Key words

genotoxic substances – S9 fraction – cytochrome P450 – bacterial mutagenicity assay – rainbow trout

Article considers possibilities of replacement of PCB inducers, which are used for induction of liver enzymes for preparation of S9 fraction. This fraction is necessary for conducting of bacterial mutagenic assays with metabolic activation. Production of these substances was banned due to their toxic and carcinogenic properties. It was verified an applicability of the three generally accessible substances – β -naphthoflavone, albendazole and 2,3,7,8-tetrachlorodibenzo-p-dioxin (TCDD). These substances were applied to test fish rainbow trout. Content of proteins, cytochrome P450 and EROD activity was analysed in extracts of induced fish. At the same time the optimization with known promutagenic substance (2-aminoanthracene) as an indicator of level of induction was carried out in the Ames test using both TA98 and TA100 *S. typhimurium* strains.

From acquired results β -naphthoflavone seems to be the best inducer. Fraction extracted from livers of induced fish showed high content of cytochrome P450 and EROD activity. Other tested substances evoked lower level of induction of monooxygenase enzymes of S9 fraction in comparison with references.

Despite of presented evaluation our results document possibility of successful replacement of PCB inducers with selected substances, which have lower level of hazard (toxicity, carcinogenicity). On the base of these findings the approach of preparation of S9 fraction was included as an appendix of the Czech branch technical norm of water management (TNV 75 7769).

VYBRANÉ HYDROPEDEOLOGICKÉ CHARAKTERISTIKY PODZOLŮ V CENTRÁLNÍ OBLASTI NP ŠUMAVA

Lukáš Jačka, Jiří Pavlásek

Klíčová slova

podzol – Šumava – horské povodí – lesní půdy – nasycená hydraulická vodivost – Guelphský permeametr – výtopová infiltrace

Souhrn

V článku je prezentováno vyhodnocení terénních měření na povodí Modrava 2, které se rozkládá v centrální části NP Šumava. Na podzolvých půdách byly provedeny infiltrační pokusy jednoválcovou výtopovou metodou a v místě těchto pokusů byly odebrány vzorky z půdních horizontů Oh, Ep, Bhs a Bs pro laboratorní analýzy. Dále byly provedeny pokusy s Guelphským permeametr pro terénní stanovení nasycené hydraulické vodivosti. V laboratoři byly na vybraných vzorcích provedeny zrnitostní rozборы Casagrandeho hustoměrnou metodou a permeametr změřena nasycená hydraulická vodivost. Průměrná hodnota nasycené

hydraulické vodivosti odhadnutá z ustálené infiltrační rychlosti měla nejvyšší hodnotu, řádově stejnou jako odhad Guelphským permeametr. Průměrná hodnota nasycené hydraulické vodivosti měřená laboratorním permeametr měla o řád nižší hodnotu ve srovnání s použitými terénními metodami.

Úvod

Horské lesní oblasti svou infiltrační a retenční schopností významně ovlivňují srážkoodtokový proces. Jsou zásobárnou vody pro období bez srážek a mají zásadní vliv na průtoky ve vodních tocích při povodňových situacích v níže položených oblastech. Při odtoku z horských povodí se podstatnou měrou uplatňují podpovrchové půdní horizonty, které určují formu odtoku a rychlost odezvy na srážku. Informace o hodnotách nasycené hydraulické vodivosti vyjadřující schopnost těchto horizontů vést vodu je proto důležitá pro predikci odtoku z dešťů.

Podzolvé půdy v této oblasti jsou specifické svými půdními charakteristikami a mají stratigrafii O-Ah-Ep-Bhs-Bs. Po organickém horizontu nadložního humusu O následuje humusový horizont Ah, který bývá slabě vyvinut. Pod tímto horizontem se nachází výrazně vybělený či šedavý eluviální horizont Ep. Následují iluviální spodické horizonty černorezivý humusoseskvioidický Bhs obohacený o organominerální komplexy a rezivý seskvioidický horizont

Bs s nižším poměrem organických látek k Al a Fe. Humusovou formou je převážně surový nekvalitní humus [1]. Podzoly jsou typické pro oblasti horských poloh Šumavy s nižší úrovní hladiny podzemní vody [2]. Vyskytují se v horských oblastech s průměrnou roční teplotou pod 5 °C a srážkami nad 900 mm, které převažují nad výparem. Vznikají na kyselých horninách a zrnitostně lehkých matečných substrátech pod jehličnatými lesy s kyselým opadem. Určujícím procesem je podzolizace. Surový kyselý humus s nízkým pH a nepříznivé klimatické poměry vedou ke vzniku nízkomolekulárních organických kyselin s převahou fulvokyselin a nízkou kondenzovaných huminových kyselin. Tyto kyseliny intenzivně rozrušují minerály a vytvářejí v kyselém prostředí s uvolněnými Fe a Al komplexy – cheláty. Ve vlhkých poměrech jsou tyto sloučeniny translokovány a akumulovány v hlubších vrstvách profilu. K jejich vysrážení je potřeba zvýšení pH a změna poměru fulvokyselin k huminovým kyselinám [3].

Vzhledem k výše popsanému se v podzolech vyskytuje výrazné zvrstvení. Stejnzorná hornina se vlivem podzolizace rozruší. Ve svrchních eluviálních horizontech vzniká hrubší zrnitost, zatímco v hlubších iluviálních horizontech jemnější s výskytem sekundárních minerálů [4]. Protože vnitřní drenáž v půdním profilu je ovlivněna méně propustnými iluviálními horizonty Bs a Bhs, dochází často k laterálnímu proudění vody a vzniku zamokření [5]. Článek přináší odhad hodnot nasycené hydraulické vodivosti z terénních a laboratorních měření pro horizonty podzolových půd.

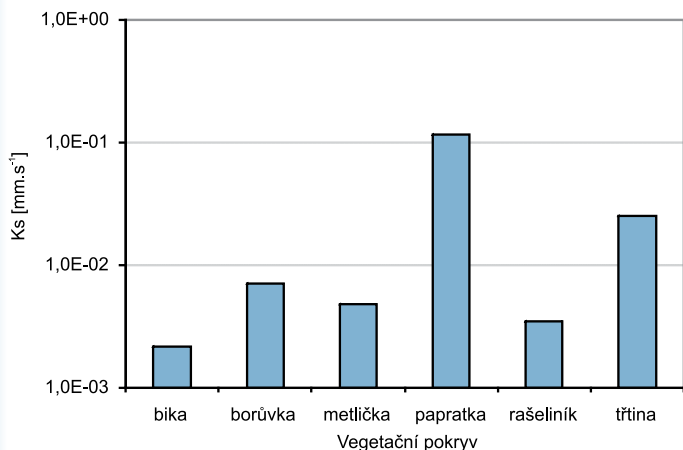
Charakteristika zájmového území

Měření nasycené hydraulické vodivosti bylo provedeno na podzolových půdách horského povodí Modrava 2. Povodí leží v Národním parku Šumava na severovýchodním svahu Malé Mokrůvky, cca 5 km jižně od Filipovy Hutě, v nadmořské výšce 1 188 až 1 330 m n.m. V povodí pramení potok Mokrůvka, na kterém je umístěn měrný profil.

Jsou zde zastoupeny horniny sillimanit (biotitický stromatitický migmatit s přechody do pararuly) a magmatické horniny moldanubického plutonu svrchního paleozoika. Granity jsou eisgarnského (číměřického) typu. Jedná se o světlé, jemnozrné až střednězrné dvojslídne horniny s vyrostlými tence tabulkovitým draselným živcem. Kvartérní sedimenty lze rozdělit na fluviální usazeniny Mokrůvky a periglaciální usazeniny (sutě). Fluviální sedimenty jsou písčito-šterkovité uloženiny s malým rozsahem výskytu vázané na tok Mokrůvky. Periglaciální usazeniny tvoří blokované sutě. Na blocích jsou patrné mrazové praskliny. Sněžná čára v období posledního kontinentálního zalednění byla v nadmořské výšce 1 000 až 1 100 m n.m. [6].

Převažujícím půdním typem je podzol, půdní subtyp podzol modální. Hloubka nadložního horizontu O je 8 až 15 cm, Ah – 1 až 5 cm, Ep – 5 až 15 cm, Bhs – 20 až 40 cm, Bs – 15 až 25 cm. Mocnosti horizontů byly stanoveny na základě kopaných a vpichových sond. Hloubka půdního profilu je 60 až 80 cm. Průměrná pórovitost horizontu O má hodnotu až 86 %, Ep – 51 %, Bhs – 38 %. Podle zrnitostních rozborů provedených Casagrandeho hustoměrnou metodou se jedná o půdy hlinito-písčité (horizont Ep) a písčito-hlinité (horizont Bhs). Celková skeletovitost dosahuje hodnoty 20 až 50 % (hor. Ep), 20 až 40 % (Bhs a Bs). Z rozboru jemnozrně vyplývá, že horizont Ep obsahuje okolo 1 % jílu a 25 % prachu. Horizonty Bhs a Bs obsahují cca 7 % jílu a 32 % prachu.

Monokulturní smrčina pokrývající plochu povodí byla odlesněna při likvidaci kůrovcové kalamity v letech 1994 až 1995. V povodí dochází k obnově lesa náletem ze smrku, břízy, jeřábu a umělým dosazováním. Povodí je v současnosti dále pokryto porostem borůvčí, metličky, třtiny, biky, rašeliníku a ploníku. Nacházejí se zde i plochy bez vegetace. Kořeny odumřelých stromů, rozkládající se zbytky dřeva po kůrovcové kalamitě a nově rostoucí mladé dřeviny mají podstatný vliv na hydrologický režim půd a formování odtoku z povodí.



Obr. 1. Hodnoty nasycené hydraulické vodivosti měřené Guelphským permeametrem na různých vegetačních pokryvech

Materiál a metody

Při stanovení hydropedologických charakteristik je zásadní výběr vhodných lokalit reprezentujících charakteristické vlastnosti povodí. Při výběru lokalit se rozhodovalo na základě předchozího hydropedologického průzkumu, hydrogeologického průzkumu a morfologie terénu. Rostlinný pokryv byl také významné kritérium, protože je důležitým ukazatelem vlhkostních poměrů v půdě. Další hledisko pro výběr lokalit bylo jejich rozmištění v povodí vzhledem k nadmořské výšce a vzájemné vzdálenosti. Byly vybrány tři reprezentativní lokality.

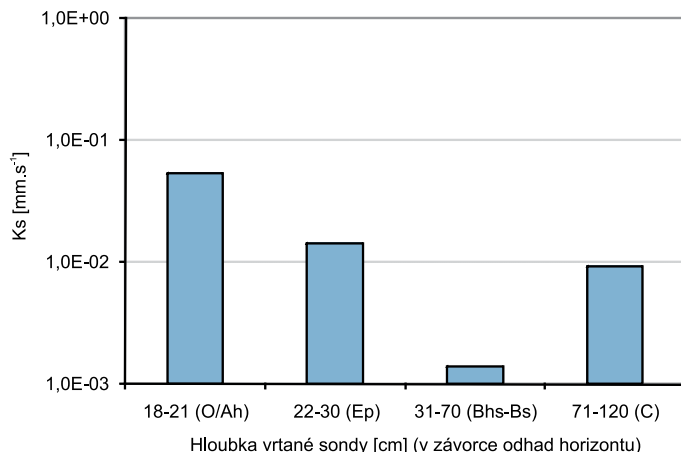
Pro měření ustálené infiltrační rychlosti, ze které lze odhadovat nasycenou hydraulickou vodivost Ks, byla použita výtopová metoda s jedním ocelovým válcem o průměru 28 nebo 30 cm. Tento válec byl zatlučen do půdy do hloubky 10 až 15 cm. Od použití vnějšího válce, jak doporučuje standardní dvouválcová metoda, bylo upuštěno vzhledem k náročnosti terénu, ve kterém bylo často obtížné zapustit do země i pouze válec vnitřní. Rostlinný pokryv a terén se před měřením upravoval jen minimálně (opatrné sestřihání nůzkami), aby bylo možné odečítat pokles hladiny. Počátek infiltračního experimentu byl natáčen kamerou pro eliminaci subjektivních chyb při odečtu výšky hladiny při jejím rychlém poklesu na začátku měření. Vzhledem k mírné rozkolísanosti hodnot byla ustálená infiltrační rychlost vypočtena jako aritmetický průměr posledních tří měřených hodnot.

V laboratoři katedry vodního hospodářství a environmentálního modelování Fakulty životního prostředí ČZU v Praze bylo provedeno měření Ks laboratorním permeametrem od firmy Eijkelkamp na vzorcích odebraných v místě terénních měření do ocelových válečků o objemu 100 cm³. Používaný permeametr umožňuje měření deseti vzorků najednou. Princip laboratorního permeometru spočívá ve vytváření rozdílné tlakové výšky na spodní a svrchní straně vzorku. Rozdíl tlakové výšky je dán rozdílem hladin vně a uvnitř držáku vzorku. Popis principu přístroje a jeho schéma je uvedeno např. v [7]. Při měření s konstantním spádem se měří rozdíl výšky hladin uvnitř a vně držáku na vzorky a čas, za který natekl objem vody. Při měření s proměnným spádem se v čase 1 měří rozdíl hladiny uvnitř a vně držáku na vzorky a v čase 2 se opět měří tento rozdíl hladin. Před měřením byly vzorky syceny v uzavíratelné nádobě 7 až 14 dní. V čase od odběru do sycení byly skladovány v lednici. Z měření byly vypočteny hodnoty Ks jako průměr z nejméně pěti pokusů.

Terénní měření Ks bylo realizováno pomocí Guelphského permeometru, který funguje na principu Mariottovy láhve. Pomocí přístroje byla udržována ve vrtu o průměru 6 cm konstantní hladina a byla měřena ustálená hodnota průtoku stěnami a dnem vrtané sondy. Popis principu a schéma přístroje uvádí např. [8]. Bylo měřeno v hloubkách vrtů od 18 cm do 116 cm, hloubka výtopy ve vrtu byla 16 cm. V horizontu O, popř. O/Ah v hloubkách 15 až 22 cm byly provedeny pokusy na dominantních vegetačních pokryvech biky (*Luzula sylvatica*), borůvky (*Vaccinium myrtillus*), metličky (*Avenella flexuosa*), papratky (*Athyrium distentifolium*), rašeliníku (*Sphagnum*) a třtiny (*Calamagrostis villosa*) pro odhad vlivu vegetace na Ks vrchních horizontů půdy O a Ah. Naměřené hodnoty ustáleného poklesu hladiny v přístroji v čase byly upraveny konstantou stanovenou z geometrických tvarů přístroje a vrtu. Hodnota Ks byla vypočtena vzhledem k mírnému kolísání jako průměr posledních tří hodnot.

Výsledky a diskuse

Na povodí Modrava 2 bylo v letech 2008–2010 na třech lokalitách provedeno a vyhodnoceno 23 infiltračních pokusů, 41 pokusů Guelphským permeametrem a bylo odebráno 67 půdních vzorků do Kopeckého válečků pro laboratorní rozbor. Ustálená infiltrační rychlost se pohybovala v rozmezí 1,1.10⁻³–3,3.10⁻¹ mm.s⁻¹. Její průměrná hodnota vypočtená aritmetickým průměrem z jednotlivých experimentů byla 7,3.10⁻² mm.s⁻¹. Průměrná



Obr. 2. Hodnoty nasycené hydraulické vodivosti měřené Guelphským permeametrem v různých hloubkách půdního profilu

Tabulka 1. Statistické vyhodnocení hodnot nasycené hydraulické vodivosti podzolů s různým vegetačním pokryvem

	Průměr	Minimum	Maximum	Percentil [25 %]	Percentil [75 %]
bika	2,2E-04	8,2E-06	5,2E-04	6,6E-05	3,2E-04
borůvka	7,1E-04	1,7E-04	1,9E-03	3,8E-04	7,3E-04
metlička	2,4E-04	4,5E-05	4,9E-04	8,8E-05	3,4E-04
papratka	1,2E-02	5,6E-04	2,9E-02	8,1E-04	2,3E-02
třtina	2,5E-03	6,2E-05	3,4E-02	1,2E-04	1,1E-03

naměřená hodnota nasycené hydraulické vodivosti K_s měřená Guelphským permeamrem byla $3,1 \cdot 10^{-2} \text{ mm} \cdot \text{s}^{-1}$, K_s se pohybovala v rozmezí od $1,0 \cdot 10^{-4}$ do $3,4 \cdot 10^{-1} \text{ mm} \cdot \text{s}^{-1}$. Laboratorně stanovená nasycená hydraulická vodivost se pohybovala v rozmezí $1,0 \cdot 10^{-5}$ – $1,0 \cdot 10^{-1} \text{ mm} \cdot \text{s}^{-1}$ a aritmetický průměr pokusů měl hodnotu $7,8 \cdot 10^{-3} \text{ mm} \cdot \text{s}^{-1}$. Hodnoty K_s pro jednotlivé pokrvy ukazuje obr. 1. Statistické vyhodnocení nasycené hydraulické vodivosti pro podzoly s různým vegetačním pokryvem je uvedeno v tabulce 1.

Nejvyšších hodnot dosahuje kapradina papratka horská a nejnižších bika lesní. Hodnoty K_s pro vymezené hloubky a odhadnuté horizonty na základě pedologických sond a hloubky výtopy ve vrtu jsou uvedeny v obr. 2. Nejvyšší hodnota K_s má horizont nadložního humusu O, do kterého částečně zasahuje mělký horizont Ah, směrem do hloubky nasycená hydraulická vodivost klesá. Nejnižší hodnoty mají spodické iluviální horizonty Bhs a Bs. Matečný substrát byl testován pouze dvěma vrty. Měření ukazují na výrazně vyšší hodnotu K_s matečného substrátu oproti spodickým horizontům a mírně nižší hodnotu v porovnání s vyběleným horizontem Ep.

Pro měření nasycené hydraulické vodivosti v terénu se Guelphský permeametr ukázal jako nejvhodnější z uvedených způsobů. Pokusy jsou srovnání s válcovou metodou méně pracné, nevyžadují dlouhou přípravu a spotřebuje se při nich méně vody. Nevýhodou oproti měření s infiltračními válci je možnost měření až v hloubce cca 15 cm pod povrchem, zatímco válcová metoda umožňuje odhad nasycené hydraulické vodivosti pro povrch půdy.

Výsledkem laboratorních měření byly o řád nižší hodnoty K_s . Zejména u organických horizontů bylo pozorováno po syčení bobtnání a výrazné snížení propustnosti. Při nejlepší snaze může při odběru vzorku dojít k jeho porušení nebo ztuhnutí, proto se laboratorní metody zdají být méně reprezentativní. Na měřeném vzorku v laboratorním permeamtru nedochází oproti terénnímu měření Guelphským permeamrem k roztékání do stran, které může být u podzolů výrazné vzhledem k zvrstvení horizontů. Tato skutečnost může také ovlivnit nižší hodnotu laboratorně stanovené K_s .

Závěr

Výsledky ukazují na řádový rozdíl hodnot nasycené hydraulické vodivosti stanovené laboratorním a Guelphským permeamrem. Průměrná hodnota nasycené hydraulické vodivosti odhadnutá z ustálené infiltrační rychlosti měřené jednoválcovou metodou měla nejvyšší hodnotu, řádově stejnou jako odhad Guelphským permeamrem. Rozmezí měřených hodnot u terénních metod je podobné. Měření prokázalo výrazné rozdíly hodnot nasycené hydraulické vodivosti u jednotlivých půdních horizontech podzolů. Spodické horizonty vykazovaly řádově nižší hodnoty nasycené hydraulické vodivosti než výše položený Ep horizont a níže položený matečný substrát.

Magdeburský seminář o ochraně vod 2010

V roce 1988 se v Magdeburku konal první Magdeburský seminář o ochraně vod. Od té doby se pořádá střídavě v České republice a v Německu. V průběhu let si Magdeburský seminář o ochraně vod získal pověst jedné z nejvýznamnějších odborných a vědeckých akcí v oblasti ochrany vod v povodí Labe. Pro zástupce z oblasti vědy, výzkumu, praxe a orgánů státní správy se stal platformou k výměně nejnovějších poznatků a zkušeností.

14. ročník Magdeburského semináře se uskutečnil 4.–6. října 2010 v Teplicích, a to pod záštitou ministra životního prostředí České republiky, ministra zemědělství České republiky, hejtmanky Ústeckého kraje a primátora města Teplice. Hlavním organizátorem akce byl státní podnik Povodí Ohře.

Seminář byl zaměřen na následující tři témata:

- Dopady klimatické změny na vodní režim včetně adaptačních opatření
- Jezera po těžbě uhlí a jejich vliv na vodní režim krajiny
- Správa povodí se zaměřením na hydromorfologické aspekty.

V rámci prvního tématu zazněly následující přednášky: Plánování v Mezinárodní oblasti povodí Labe (Dörr, R.-D.) Modelování dopadů klimatické změny v českém národním projektu Labe (Blažková, Š. a Beven, K.) Současné perspektivy povodí Labe v rámci scénářů klimatické změny (Wechsung, F.)

V současnosti probíhá vyhodnocování měřených dat infiltrace jednoválcovou metodou z léta 2010, které výrazně rozšíří počet provedených pokusů. Na měření budou navazovat laboratorní měření retenčních křivek na odebraných vzorcích a modelování infiltrace do zvrstveného půdního profilu podzolů.

Poděkování

Tento příspěvek vznikl s podporou Interní grantové agentury Fakulty životního prostředí ČZU (Projekt IGA, registrační číslo: 201042200053).

Literatura

- [1] Němeček, J., Macků, J., Voukoun, J., Vavříček, D. a Novák, P. (2001) Taxonomický klasifikační systém půd České republiky. Praha : ČZU, ISBN 80-238-8061-6.
- [2] Tomášek, M. (2007) Půdy České republiky. Praha : Česká geologická služba, ISBN 978-80-7075-688-1.
- [3] Kutílek, M. (1978) Vodohospodářská pedologie. Praha : SNTL.
- [4] Smolík, L. (1957) Pedologie. Praha : SNTL.
- [5] Kutílek, M. and Nielsen, DR. (1994) Soil hydrology. Cremlingen-Destedt (Germany) : Catena Verlag, ISBN 3-923381-26-3.
- [6] Levý, O. (2008) Geofyzikální průzkum povodí Modrava 2. INSET, Dep.: KVHEM FŽP ČZU, Praha.
- [7] Operating instructions 09.02 Laboratory permeameter (2008). Giesbeek (Netherlands) : Eijkelkamp, 14 p.
- [8] Kutílek, M., Kuráz, V. a Císlerová, M. (2004) Hydropedologie 10. Praha : ČVUT.

Ing. Lukáš Jačka, Ing. Jiří Pavlásek, Ph.D. KVHEM, Fakulta životního prostředí, Česká zemědělská univerzita v Praze tel.: +420 224 382 134, jacka@fzp.czu.cz
Příspěvek prošel lektorským řízením.

Chosen hydropedological characteristics of podzols in the central area of the Šumava National Park (Jačka, L.; Pavlásek, J.)

Key words

Podzol – Bohemian Forest – mountain catchment – forest soils – saturated hydraulic conductivity – Guelph permeameter – pressure infiltration

The article presents the evaluation of field measurements in the catchment Modrava 2, which is located in the central part of the Šumava National Park. Infiltration tests were performed on podzols using single-ring infiltrometer. Further experiments were carried out using Guelph permeameter for field measurement of saturated hydraulic conductivity. Soil samples were taken for laboratory analysis in horizons Oh, Ep, Bhs and Bs. Grain size analysis was performed on selected soil samples using Casagrande areometric method and values of saturated hydraulic conductivity were measured by laboratory permeameter. The estimated mean value of saturated hydraulic conductivity from steady infiltration rate had the highest value. This result was approximately the same as the average of values measured using Guelph permeameter. The average value of saturated hydraulic conductivity measured in the laboratory was much lower in comparison with in situ methods.

Aspekty klimatických změn v povodí Rýna – stav prací MKOR (Schulte-Wülwer-Leidig, A.)

Vliv klimatické změny na povodně v ČR (Daňhelka, J. et al.)

Dopady změny klimatu na minimální průtoky (Boháč, M.)

Dopad globálních změn na ekonomiku a společnost v povodí Labe při nedostatku vody: výsledky z projektu GLOWA-Labe (Meyer, V. et al.)

Důsledky globální změny v české části povodí Labe a možnosti adaptace (Koch, H. et al.)

Důsledky globální změny v německé části povodí Labe a možnosti adaptace (Kaltofen, M. et al.)

Adaptační opatření na změnu klimatu ve vodním hospodářství České republiky (Punčochář, P.)

Perspektivy plavby na Labi ve světle klimatických změn (Reincke, H.)

Povodí Ohře ve světle klimatických změn (Pail, T.)

Klimatická změna – možné dopady na vodní hospodářství v Bavorsku a strategie adaptace (Hausssel, E.)

Dopady klimatické změny na vodní režim a vývoj adaptačních opatření pro oblast Drážďan v projektu REGKLAM (Korndörfer, Ch. a Krebs, P.)

Hodnocení požadavků a zdrojů vod v oblasti povodí Ohře a dolního Labe (Vyskoč, P. et al.)

Potenciální adaptační opatření na snížení hydrologických extrémů na horních tocích. Studie povodí horní Vltavy, ČR (Kocum, J. et al.)

Ohrožení lužních lesů na Středním Labi v Německu v důsledku klimatické změny při zohlednění odtokových poměrů – odhad scénářů a adaptačních možností (Rast, G.).

Druhé téma zahrnovalo přednášky:
Zkušenosti při řízení jakosti vody důlních jezer v Německu (Schultze, M. et al.)

Zatápění zbytkových jam povrchových lomů ve vazbě na hospodaření s vodou v povodí (Svejkovský, V.)

Jezera po těžbě uhlí – přírodovědná a administrativní výzva při integraci do vodní krajiny a hospodaření s vodou v povodí (Fleischhannel, P. et al.)

Kvalita vody jezera Chabařovice na konci napouštění (Příkrýl, I.)

Kvalita vod v posttěžební krajině: jezera versus řeky? (Guderitz, I. et al.)

Ryby důlních jezer – nedílná součást funkčního ekosystému (Peterka, J. et al.)

Přírozená retenční a odbourávání skládkovaných znečišťujících látek na příkladu submerzní skládky Großkayna (jezero Runstedter See) (Reichel, M. et al.)

Hydrická rekultivace bývalého hnědouhelného lomu Ležáky – Most – jezero Most (Kružíková, L. et al.)

V rámci třetího tématu byly prezentovány přednášky:

„Směrný plán tažných ryb v Rýně“: Jak dosáhnout soběstačných, stabilních populací (Plum, N. a Schulte-Wülwer-Leidig, A.)

Zprůchodnění prioritních toků v povodí Labe pro ryby a kruhoústé (Gauert, T.)

Zprůchodnění migračních překážek na českém úseku Labe (Dohnal, K. et al.)

Studie proveditelnosti zprůchodnění migračních překážek na vodních tocích v povodí Vltavy (Hladík, M. et al.)

Rybí společenstvo jako indikátor degradace toku (Jurajda, P. et al.)

Nízké průtoky na malých a středních tocích z pohledu hodnocení ekologického stavu toků prostřednictvím biologických složek (Špaček, J. a Hájek, P.)

Problematika živin a sinic v nádrži Skalka – výsledky mezinárodního projektu (Zahrádka, V.)

Potřeby a možnosti ke snižování emisí a obsahu živin v povodí Labe (Venohr, M. et al.)

Antropogenní změny a hydromorfologický průzkum vodních toků. Studie povodí Bíliny (Matoušková, M. et al.)

Možnosti využití dat hydromorfologického monitoringu pro lokalizaci opatření na ochranu před povodněmi (Langhammer, J.)

Nezbytnost hydromorfologických opatření na Labi k dosažení cílů Rámcové směrnice o vodách – základy a příklady (Jährling, K.-H.)

Přednášky jsou ve stručné formě, včetně dalších příspěvků a posterových sdělení, zachyceny ve sborníku, který vydalo Povodí Ohře, s.p. (300 výtisků, 248 stran).

V průběhu jednání se uskutečnily také tři exkurze s vodohospodářskou problematikou severních Čech. První se zaměřila na hydrickou rekultivaci zbytkové jámy lomu Most-Ležáky (jezero Most), kde dochází k postupnému řízenému zatápění zbytkové jámy. Většina vody nepřitéká z přirozeného povodí jezera, ale je čerpána z řeky Ohře čerpací stanicí Stranná. Dále voda proudí Průmyslovým vodovodem Nechranice a také potrubím sloužícím pouze pro účely napouštění jezera a následné dopouštění v obdobích s nízkou srážkovou činností. Jezero má celkový objem téměř 70 mil. m³ a maximální hloubku okolo 70 m. Z prostoru, kde nyní dochází k rekultivaci zbytkové jámy, byl před zahájením těžby v roce 1975 přestěhován gotický kostel Nanebevzetí Panny Marie v Mostě, a to o plných 841,1 m. Jeho prohlídka byla též součástí exkurze.

Druhou možností byla návštěva vodního díla Fláje, jehož účelem je zejména akumulovat vodu pro zásobování obyvatelstva vodou. Údolní přehrada je pilířová typu Noetzi s délkou koruny hráze 459 m. Právě vlastní přehrada je jedinečným svého typu ve střední Evropě a díky tomu je zařazena mezi kulturní památky České republiky. Uvnitř přehrady jsou prostřednictvím pilířů vytvořeny prostory připomínající chrámovou loď. Vodní dílo Fláje bylo vybudováno v letech 1951–1963. V prvních letech byla ražena štola spojující flájskou nádrž s úpravnou vodou v Meziboří. Vlastní štola má délku 5 424 m, na ni

navazuje ještě 1 905 m dlouhé potrubí. V souvislosti s výstavbou vodního díla byla zrušena obec Fláje, přičemž dřevěný kostel svatého Jana Křtitele byl jako významná památka lidové architektury zachráněn. Byl rozebrán a v roce 1969 přemístěn do nedalekého Českého Jiřetína.

Poslední možností exkurze byla prohlídka vodního díla Újezd a Ervěnického koridoru. Vodní dílo Újezd spolu s dalšími vodohospodářskými stavbami bylo postaveno jako náhradní opatření za nádrž Dřínov, která byla zrušena rozvojem těžby hnědého uhlí mezi Jirkovem a Mostem. Hlavním účelem díla je ochrana území a zlepšování hydrologického režimu v Bílině pod vodním dílem. Hráz je sypaná, 1 768 m dlouhá s návodním membránovým těsněním krytým vrstvami šterkopisku a kamenného záhozu. Vodní dílo bylo vystavěno v letech 1978–1981.

Ervěnický koridor Bíliny začíná několik set metrů pod vodním dílem Újezd. Koryto řeky Bíliny v místě vnitřní výsypky hnědouhelného lomu přechází do čtyř potrubí, která převádějí průtok z vodního díla Újezd. Délka takto zatrubněného toku Bíliny překračuje 3 km. V současné době se zpracovává projektová dokumentace v podrobnostech pro stavební povolení na revitalizaci tohoto úseku Bíliny i přítékající části Podkrušnohorského přivaděče IV – spojovacího koryta. Jde o revitalizaci území postiženého těžbou hnědého uhlí.

14. ročník Magdeburského semináře, kterého se zúčastnilo více než 280 odborníků z České republiky, Spolkové republiky Německo, Slovenské republiky a Rakouska, přispěl k výměně názorů a zkušeností v oblasti ochrany vod v mezinárodním povodí řeky Labe.

redakce

Zasedání Rady GWP – střední a východní Evropa

Ve dnech 7. a 8. 10. 2010 proběhlo na pražském pracovišti VÚV TGM, v.v.i., zasedání Rady GWP (Global Water Partnership) pro střední a východní Evropu. Tohoto pravidelného zasedání se zúčastnili zástupci Bulharska, Česka, Estonska, Litvy, Lotyšska, Maďarska, Polska, Moldávie, Rumunska, Slovenska, Slovinska a Ukrajiny. Cílem GWP je podporovat udržitelný rozvoj a hospodaření s vodními zdroji na všech úrovních.

V součinnosti GWP, VÚV TGM, v.v.i., a České vědeckotechnické vodohospodářské společnosti je každoročně pořádán mimo jiné Národní dialog o vodě na Medlově – v letošním roce s podtitulem Hospodaření s vodou v období hydrologického sucha.



VTEI VODOHOSPODÁŘSKÉ TECHNICKO-EKONOMICKÉ INFORMACE

Water Management Technical and Economical Information

Odborný dvoměsíčník specializovaný na výzkum v oblasti vodního hospodářství

Redakční rada: RNDr. D. Baudišová, Ph.D., Ing. Š. Blažková, DrSc., Ing. P. Bouška, Ph.D., prof. Ing. A. Grünwald, CSc., doc. Ing. A. Havlík, CSc., prof. Ing. P. Pitter, DrSc., prof. RNDr. A. Sládečková, CSc., prof. Ing. J. Zetulák, DrSc.

Ročník 52

ISSN 0322 - 8916
MK ČR 6365

Kontakt: Mgr. S. Garciova
Tel.: 220 197 282, e-mail: garciova@vuv.cz

VÚV
TGM

Výzkumný ústav
vodohospodářský
T. G. Masaryka, v.v.i.
Podbabská 30
160 00 Praha 6
IČO 00020711