TRANSFORMÁCIA POVODŇOVEJ VLNY NA VYBRANOM ÚSEKU TOKU MORAVY

Michaela Danáčová

Na transformáciu povodňových vĺn v koryte toku na vybranom úseku toku Morava medzi Moravským Svätým Jánom a Záhorskou Vsou sa použil multilineárny model založený na časovej distribúcii modelových vstupov v kaskáde lineárnych nádrží. Lineárne submodely sú založené na rozšírení klasickej schémy modelu Kalinin-Miljukov. Riečny úsek sa modeloval kaskádou n rovnakých lineárnych nádrží s časovou konštantou k. Parameter časovej konštanty k je možno meniť vzhľadom na empiricky odvodené vzťahy medzi rýchlosťou vrcholov povodňovej vlny a prietokom. Model transformácie prietokových vĺn nebol priamo kalibrovaný. Kalibrované boli závislosti medzi postupovou dobou (rýchlosťou) vrcholov hydrogramov prietokových vĺn a vstupným prietokom do riečneho úseku pre obidva stavy koryta. Multilineárny model bol verifikovaný na významných povodňových vlnách na základe lineárnych závislostí postupovej doby od prietoku. Overenie bolo ako na historickej tak aj súčasnej prietokovej vlne. Prvotné porovnania rozdielnosti transformácie vybranej významnej povodňovej vlny preukázali známy fakt, že pri rozvinutej inundácii sa postup vĺn spomaľuje a kulminácia znižuje. Výsledky ukazujú, že bez porušenia jednoduchosti lineárneho modelu inklúzia dodatočnej empirickej informácie a premenlivosti rýchlosti vlny dovoľuje lepšiu predpoveď vývoja procesu povodne a kvantifikáciu vplyvov revitalizácie.

Kľúčové slová: prietoková vlna, kulminačný prietok, postupová doba, merná krivka prietokov

The discrete cascade of linear reservoirs is used to build a multilinear model based on the time distribution scheme of model inputs on the Morava River between Moravský Svätý Ján and Záhorská Ves. The linear sub-models are based on the discrete state space representation of the Kalinin-Miljukov model. The travel time parameter of the model is allowed to change according to empirically derived relationships between the flood wave speed and inflow to the reach. The performance of the multilinear model was verified on significant flood wave. Travel time discharge relationships were derived not only for the present state of the river but based on historical flood data from the period before extensive river training works took place. The routing of a large flood was performed with routing models referring to both states of the river and the efficiency of the eliminated flood planes on attenuation of the flood peaks was demonstrated. The results show, that without sacrificing the simplicity of the linear model, the inclusion of additional empirical information on the variability of the wave speed enables better prediction of the flood propagation process and the quantification of the effects of river training on the transformation of floods.

Key words: discharge wave, peak flow, travel time, stage discharge curve

---

Úvod

Úpravou koryta toku sa prietokové pomery dolného toku Moravy v minulom storočí značne zmenili. Dôsledkom týchto zásahov je aj zrýchlenie postupu povodňových vĺn riečnymi úsekmi a súčasné zníženie transformačného účinku koryta a inundačných území. Revitalizáciou koryta by sa dala časť jeho transformačnej schopnosti navrátiť do stavu blízkeho pôvodnému. V rámci riešenia projektu APVT - ***Ochrana revitalizáciou: Stratégia a management riečneho systému dolnej Moravy*** **sa** vykonáva modelové hodnotenie účinnosti pôvodného záplavového územia na zníženie kulminačných prietokov. Táto práca nadväzuje na riešenie uvedeného vedecko-výskumného projektu.

Celkovým cieľom riešenia bolo preukázať účinnosť pôvodného záplavového územia dolnej Moravy z hľadiska zníženia kulminačných prietokov pre vybrané významné povodňové vlny. V dôsledku toho boli analyzované súčasné a historické hydrologické podklady a porovnané zmeny vzťahu medzi postupovou dobou a prietokom. Pomocou lineárneho hydrologického modelu transformácie vĺn korytom toku sa skúmala schopnosť koryta transformovať vybrané prietokové vlny. Následne sa porovnali zmeny v transformácii súčasných prietokových vĺn v historickom a v súčasnom stave koryta.

Popis modelu transformácie povodňových vĺn

Popri nelineárnych hydrologických modeloch sa v transformácii prietokových vĺn stále uplatňujú aj lineárne modely. Používanie lineárnych modelov v riečnych úsekoch s premenlivou postupovou dobou prietokov je však problematické vzhľadom k tomu, že tieto modely implicitne predpokladajú konštantnú postupovú dobu. Ako východisko sa javí používanie niekoľkých lineárnych modelov odpovedajúcich rôznym odtokovým situáciám. V štúdiách Szolgay (1985, 1990 a 2003) sa navrhli rôzne parametrizácie takejto schémy. Tento princíp sa aplikujeme aj v tejto práci.

Riečny úsek sa modeloval kaskádou n rovnakých lineárnych nádrží s časovou konštantou k. Každá nádrž má okrem prítoku z hornej nádrže ešte samostatný vstup I_i. Vstupy do modelu sa považujú za konštantné počas vzorkovacieho intervalu *(a, a+1)* o dĺžke T. Vychádzajúc z rovnice kontinuity a statickej relácie lineárnej nádrže sa v Szolgay (2003) odvodili stavové rovnice modelu v tvare:

$$\underline{S}(a+1) = \underline{F}(a+1,a)\underline{S}(a) + \underline{G}(a+1,a)\underline{I}(a+1,a) \tag{1}$$

$$\underline{Q}(a+1) = \underline{H}(a+1)\underline{S}(a+1) \tag{2}$$

kde $\underline{S}(a)$, $\underline{S}(a+1)$ je vektor objemov jednotlivých nádrží v čase a a $a+1$,
$\underline{Q}(a+1)$ je výstup zo systému.

Pre prvky systémových matíc $\underline{F}$, $\underline{G}$, platí:

$$F(i,j) = \frac{T^{i-j} e^{-T/k}}{(i-j)!\,k^{(i-j)}} \tag{3}$$

$$G(i,j) = k - \sum_{f=0}^{i-j} \frac{T^{f} e^{-T/k}}{f!\,k^{f-1}} \tag{4}$$

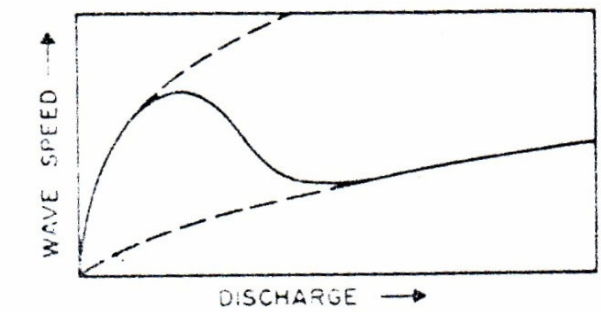
pre i väčšie alebo rovné ako j , inak sú rovné nule.
Matica $\underline{H}$ výstupnej relácie stavového modelu je v danom prípade vektor

$$\underline{H} = [0,0,0,\ldots\ 1/k] \tag{5}$$

Z rovníc modelu (1) a (2) priamo vyplýva, že stav modelu v každom časovom okamžiku obsahuje v sebe celú minulú históriu systému a spolu so vstupom postačuje na určenie stavu v ďalšom časovom kroku. V prípade použitia dvoch modelov s rovnakým rádom n a rozdielnou časovou konštantou k medzi dvoma modelovými časmi je možné jednoducho zostaviť multilineárny model. Požiadavka rovnakého rádu po sebe idúcich modelov nie je vzhľadom na malú citlivosť modelu na voľbu rádu obmedzujúca (Szolgay, 1985). Zmenu časovej konštanty je možné viazať na charakteristické zmeny prúdenia, ako vybreženie do inundácií, na zmenu postupovej doby s prietokom a pod. V prípade, že bude viazaná na vstup do modelu, je celkový model pozostávajúci zo série lineárnych modelov nelineárny.

V modeli, ktorý sa použil v tejto práci, sa viazala zmena parametra k priamo na zmenu postupovej doby charakteristických bodov hydrogramu. Price (1973) (1975) a Wong s Laurensonom (1984 a, b) sa pokúsili teoreticky odôvodniť pozorované zmeny postupovej doby s prietokom. Navrhli rôzne vzťahy, no k uspokojivému vysvetleniu neprišli. Preto navrhli postupovať v každom individuálnom prípade podľa empirických vzťahov zistených na základe analýzy vzťahu postupovej rýchlosti povodňových vĺn a priemerného prietoku v skúmanom úseku. Snažili sa získané body preložiť krivkou, ktorá najlepšie vystihuje správanie c = f(Q). Na základe rozsiahlych štúdií zistili, že postupová rýchlosť podľa nich na tokoch s inundáciami najprv stúpa s rastúcim prietokom, potom

nasleduje prechodná oblasť jej poklesu a následne po zapojení celého inundačného priestoru do odtoku je možný jej opätovný vzrast. Pre tento opísaný priebeh vytvorili všeobecnú grafickú závislosť (Obr. 1).



Obr. 1 Závislosť medzi rýchlosťou a prietokom (Wong a Laurenson (1984))

Experimentálne údaje z našich tokov v minulosti viackrát potvrdili vyššie uvedený priebeh. To sa využilo aj napr. v Szolgay (1985, 1990, 2003) na skonštruovanie viacerých závislosti postupovej rýchlosti charakteristických bodov hydrogramu od prietoku a uvedený princíp bol použitý aj v tejto práci.

Na určenie zhody medzi simulovanými a meranými prietokmi bol použitý Nashov koeficient ako štatistické kritérium vychádzajúce z meraných a simulovaných prietokov:

Nashov koeficient:

$$R^2 = \frac{\sum_{t=1}^{N}\left(Q_{mer(t)} - \overline{Q}_{mer}\right)^2 - \sum_{i=1}^{N}\left(Q_{mer(t)} - Q_{sim(t)}\right)^2}{\sum_{t=1}^{N}\left(Q_{mer(t)} - \overline{Q}_{mer}\right)^2} \qquad (6)$$

kde:
- $\overline{Q}_{mer}$ - aritmetický priemer meraných prietokov ($m^3.s^{-1}$)
- $Q_{sim(t)}$ - simulovaný prietok ($m^3.s^{-1}$)
- $Q_{mer(t)}$ - meraný prietok ($m^3.s^{-1}$)

Spracovanie podkladových údajov

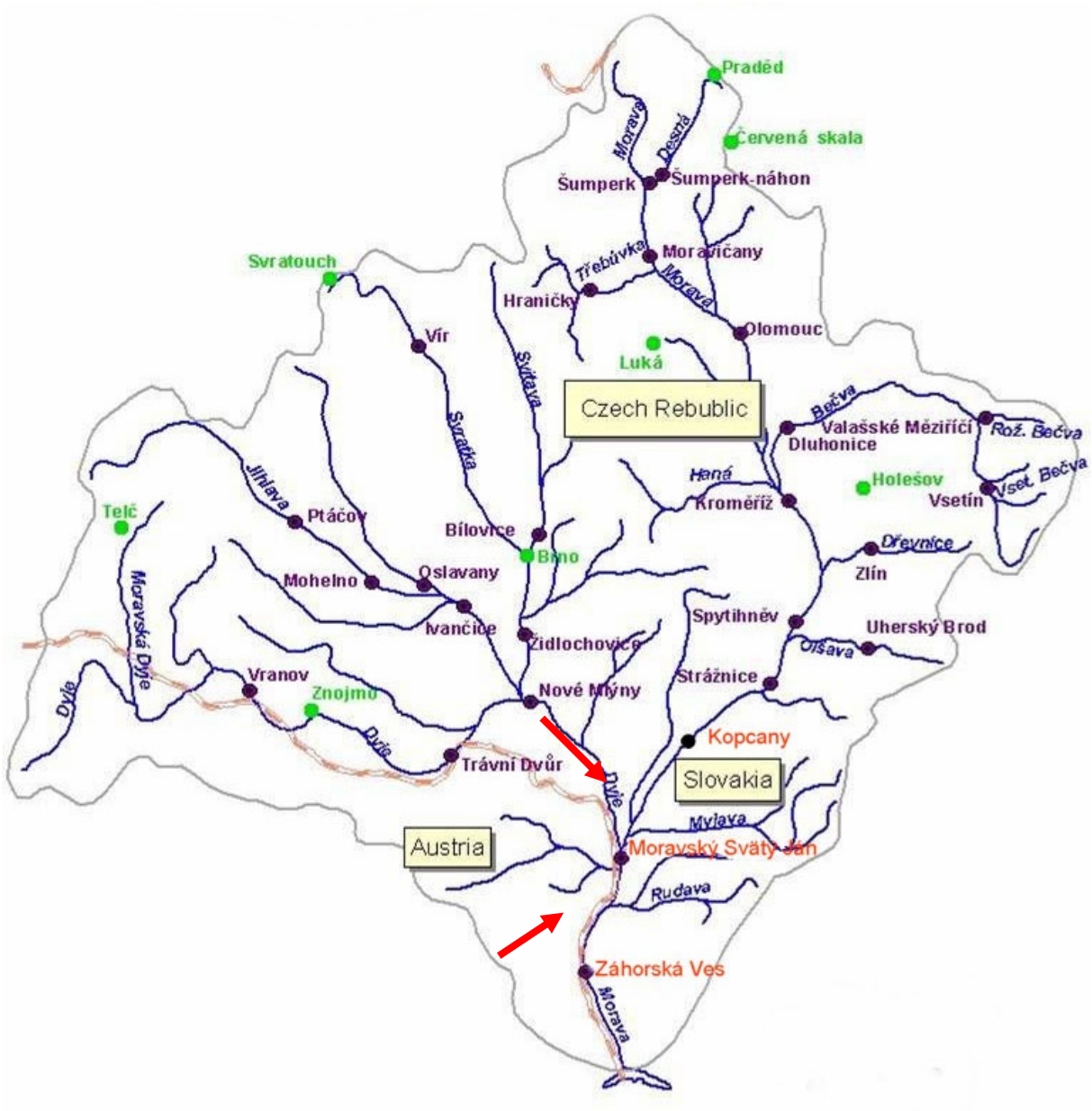
.

Predmetom prvej časti riešenia bola príprava podkladových údajov a kalibrácia modelu transformácie kulminačných prietokov územia dolnej Moravy pomocou hydrologického modelu v historických a súčasných podmienkach.

V riešení bolo potrebné zrekonštruovať historické priebehy povodní, odvodiť závislosti medzi postupovou dobou a prietokom ako pre súčasný, tak aj pre historický stav koryta. Cieľom je preukázať a kvantifikovať, že historické koryto predlžovalo postup povodňových vĺn resp. že úprava koryta urýchľuje prechod povodní.

Údaje boli získané z archívov SHMÚ, VITUKI Budapešť a Katedry vodného hospodárstva Technickej univerzity vo Viedni. Boli získané všetky dostupné hodinové prietoky a vodné stavy na všetkých vodomerných staniciach na toku Morava, denné a dvanásťhodinové vodné stavy z obdobia 1901 - 1916, súčasné merné krivky prietokov a historické merné krivky z obdobia 1886 až 1920, údaje o hydrometrovaniach na slovenskom úseku Moravy z obdobia okolo roku 1900, hydrologické podklady pre projektovanie úpravy koryta z prelomu predminulého storočia vrátane pozdĺžnych profilov viacerých hladín a záplavových čiar.

Po prvotnej analýze zmien inundačného územia a hydrologických dát, ktoré mali rôzne časové sledy, bol pre riešenie úlohy vybraný úsek na toku, ktorý mal v minulosti vyvinuté inundačné územie. Ide o úsek medzi vodomernými stanicami Moravský Svätý Ján (5040) – Záhorská Ves (5085) (10-ročný nepretržitý časový rad hodinových údajov). Dĺžka toku medzi stanicami je 34,76 km. Ide o úsek nížinného charakteru, kde sklon toku je 0,2‰. Mapa povodia Moravy s vyznačeným úsekom toku je na Obr.2. Iné úseky museli byť vylúčené z tejto práce v dôsledku krátkeho resp. prerušovaného časového radu hydrologických údajov ako aj pre nedostatok údajov (podkladov) z historického obdobia.



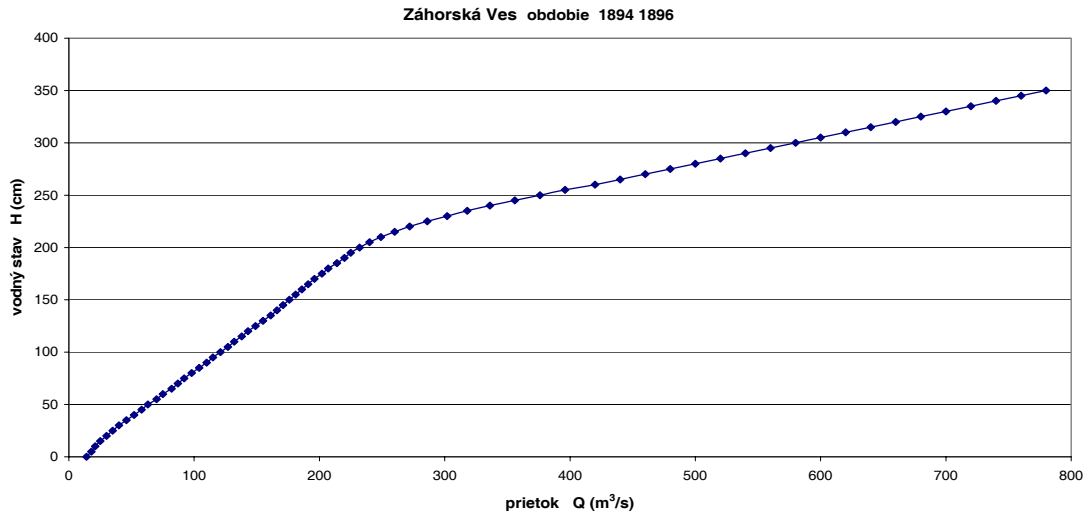
Obr. 2 Mapa povodia Moravy s vyznačeným úsekom toku

V príprave údajov boli vykonané nasledovné práce:

- spracovanie dostupných hodinových a denných vodných stavov a prietokov vo vybranom úseku Moravský Svätý Ján - Záhorská Ves,
- spracovanie historických archívnych materiálov z obdobia 1880 – 1920 z archívov maďarskej hydrologickej služby a okresného archívu v Myjave: vodné stavy, historické merania prietokov a merné krivky prietokov,
- spracovanie archívnych materiálov o vývoji inundačného územia,
- analýza konzistentnosti súčasných údajov a vierohodnosti merných kriviek prietokov,
- analýza konzistentnosti historických údajov a merných kriviek prietokov,
- odhad nemeraných prítokov z medzipovodia k spracovaným povodňovým vlnám pomocou údajov z rakúskej hydrologickej služby a jednoduchého modelu hydrologickej bilancie medzipovodia,
- odvodenie vzťahov medzi postupovou dobou a prietokov pre súčasné a historické obdobie spred úpravy koryta.

Ďalej boli dodatočne v týchto obdobiach získané hodinové prietoky dôležitého prítoku rieky Rudava. Z Rakúska boli získané údaje z významného prítoku Zaya. Chýbajúce údaje o ďalších prítokoch boli odhadnuté hydrologickou analógiou zo špecifického odtoku meraných prítokov a plochy jednotlivých čiastkových povodí, ktoré boli získané z GIS SVP, z literatúry a mapových podkladov. Hydrologická analógia bola preverená a viackrát korigovaná pomocou pozdĺžnej hydrologickej bilancie v úseku a následne aj modelovaním transformácie povodňových vĺn. Zároveň boli preverené súčasné merné krivky, ktoré sme nemuseli meniť.

Historické údaje o veľkých povodniach, historické merné krivky a údaje o denných a dvanásťhodinových vodných stavoch boli taktiež viacnásobne navzájom preverované. Štúdium historických textov ukázalo, že nie všetky údaje o povodiach pochádzajú z meraní, niektoré boli odhadnuté hydraulickým výpočtom. Pozdĺžna hydrologická bilancia a modelovanie transformácie prietokových vĺn tiež poukazovali na možnosť, že historická merná krivka v Záhorskej Vsi nadhodnocuje veľmi vysoké prietoky. Táto hypotéza bola potvrdené aj analýzou záplavových čiar a pozdĺžnych profilov významných historických povodí, ktoré poukázali na výrazný zlom sklonu hladiny v okolí bývalého vodomerného profilu v dôsledku hydraulického pôsobenia viacerých ostrovov v inundačnom území (viď príloha – Obr. 17, 18). Preto bola merná krivka mierne upravená. A to pri vyšších vodných stavoch resp. prietokoch bola znížená, aby už pri vizuálnej kontrole bol konzistentný priebeh prietokov tam, kde bol značný rozdiel medzi priebehom vstupných a výstupných prietokov v danom úseku. Na nasledovnom obrázku (Obr. 3) je uvedená zrekonštruovaná merná krivka pre historický stav.



Obr. 3 Zrekonštruovaná merná krivka pre historický stav koryta

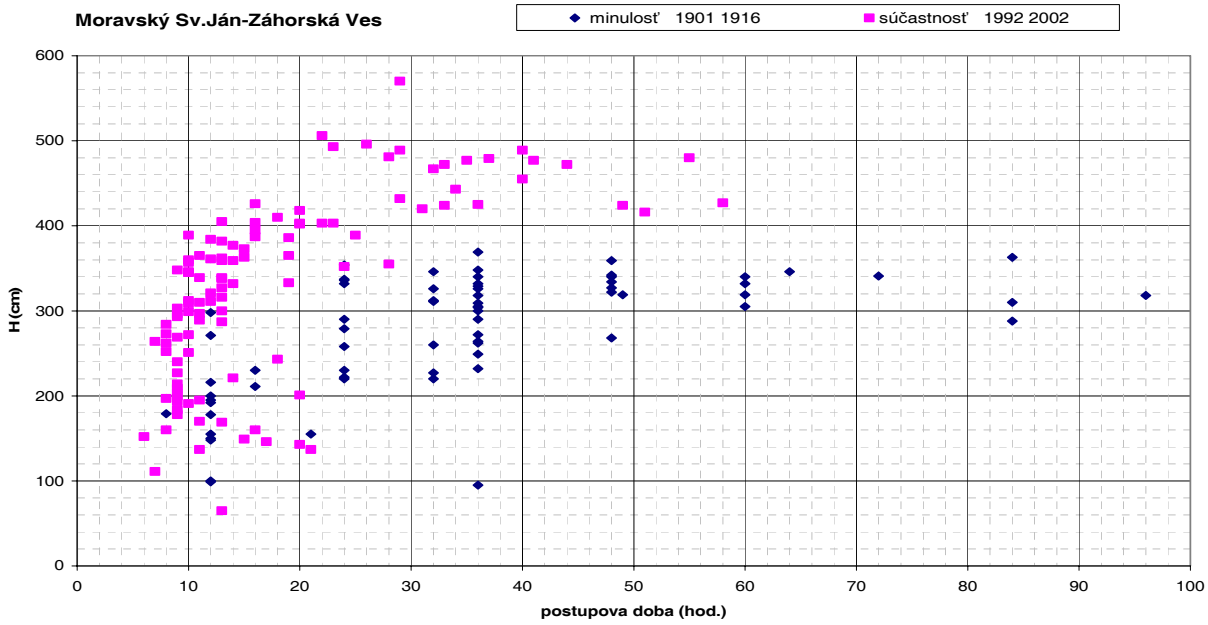
Postup spracovania postupových dôb povodní

V prvom kroku boli vykreslené priebehy vodných stavov v hodinovom, dennom a poldennom kroku vo vybranom úseku. Pre tento úsek bola vytvorená tabuľka, kde sa zaznamenávali jednotlivé prietokové vlny a postupové doby charakteristických bodov hydrogramov. Dôraz sa kládol na vrcholy vĺn, kde sa zaznamenal dátum, čas, vodný stav na vstupe a výstupe, postupová doba, prietok na vstupe, výstupe, aj kulminačný. Následne boli vykreslené vzťahy medzi postupovou dobou a vodným stavom t=f(H) vo vybranom úseku.

Tento vzťah bol pre súčasné údaje pre kontrolu porovnaný so v súčasnosti používaným na SHMÚ. Porovnanie bolo vykonané pre úsek Moravský Svätý Ján (5040) – Záhorská Ves (5085). Dosiahla som podobný vzťah (závislosť), len s rozdielom, že tu som sa zaoberala aj vlnami s kulminačnými vodnými stavmi nižšími ako 300 cm. V mojom prípade v nižších polohách prišlo k výraznejšiemu rozptylu postupovej doby v jednotlivých výškach vodného stavu.

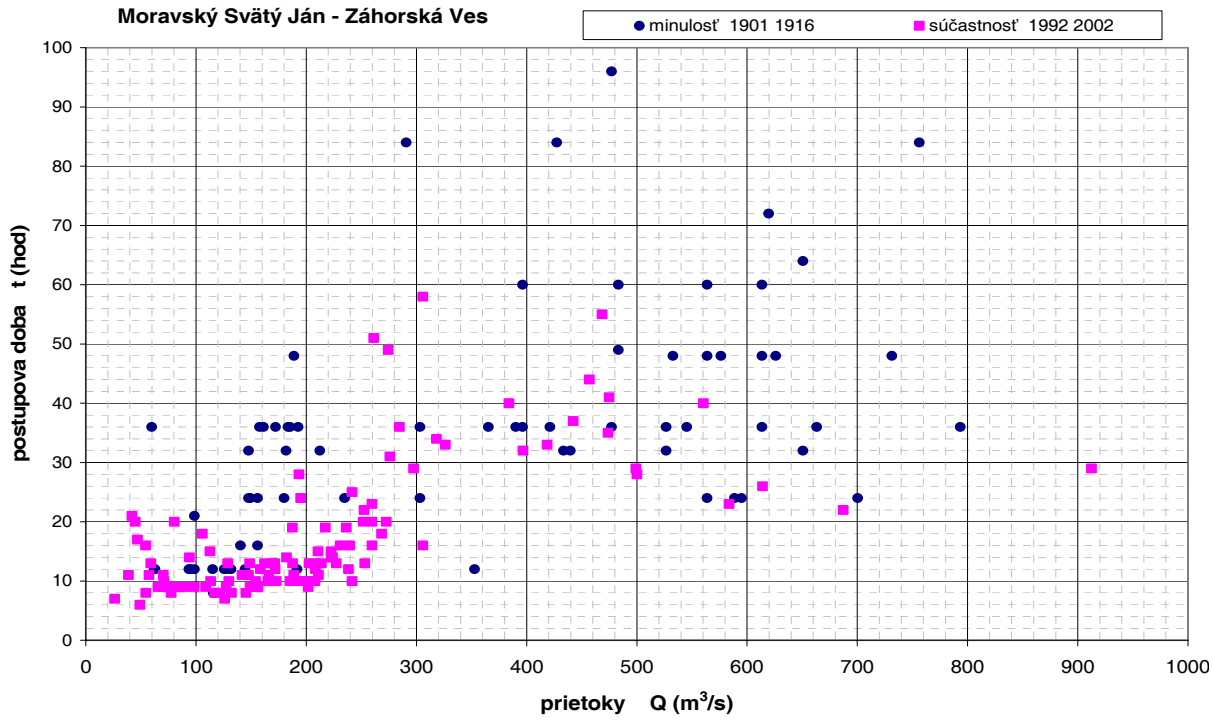
Následne bol vytvorený vzťah medzi rýchlosťou a kulminačným prietokom $c=f(Q_{kul})$ pre vybrané prietokové vlny. Pre historické údaje sa pri zostrojovaní vzťahov muselo obmedziť na obdobia, keď bol používaný dvanásťhodinový časový krok pri meraní vodného stavu, lebo s denným krokom sa v pozorovaní nedalo dosiahnuť potrebné rozlíšenie vzhľadom k postupovým dobám v úseku pri nižších vodných stavoch.

Na nasledovnom obrázku (Obr. 4) sú porovnané postupové doby vrcholov prietokových vĺn zo súčasného a historického stavu koryta v závislosti od vodného stavu, na ďalšom od prietoku. Jasne vidieť, že inundačné územie spomaľovalo postup prietokových vĺn.



Obr. 4 Závislosť postupovej doby vrcholov prietokových vĺn od vodného stavu pre obidva stavy koryta.

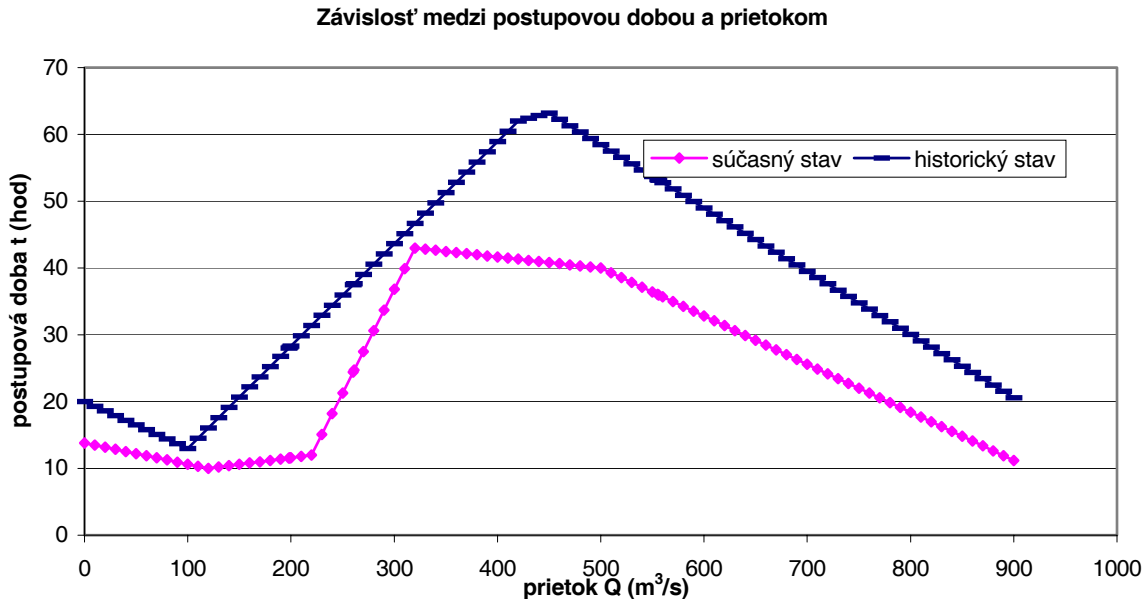
Ďalším dôležitým krokom bolo vykreslenie závislosti postupovej doby od prietoku (Obr. 5) vrcholov vĺn pre súčasné aj historické stavy.



Obr. 5 Závislosť postupovej doby vrcholov prietokových vĺn od prietoku pre obidva stavy koryta

Následne boli vytvorené dva jednoduché modely pre uvedené závislosti. V tejto fáze riešenia sú použité na kalibráciu hydrologického modelu transformácie prietokových vĺn pre súčasný a minulý stav koryta toku, na modelovanie a porovnanie transformácie vybranej prietokovej vlny a kvantifikáciu zmeny transformácie medzi súčasnými a minulými podmienkami koryta. Lineárne závislosti pre rôzne rozsahy prietokov pre obidva stavy koryta uvádzam na Obr. 6.

Treba však poznamenať, že uvedené závislosti sú v celku v súlade so zistením vo svetovej literatúre (Wong a Laurenson 1984). Aj z týchto dvoch modelov je vidieť rozdielne reakcie koryta v minulosti a súčasnosti. Jednotlivé lomy týchto modelov sa vykonali na základe štúdie závislosti postupovej doby vrcholov vĺn od prietoku. Dôležitosť a korektnosť voľby týchto lomov som korigovala aj vzhľadom na vzťah celkovej rýchlosti vrcholov vĺn a prietoku. Model súčasného stavu je zostavený z piatich lineárnych priamok, kde spomínané lomy nastali pri prietoku 120 $m^3.s^{-1}$, 220 $m^3.s^{-1}$, 320 $m^3.s^{-1}$ a 500 $m^3.s^{-1}$. Takto postupným lomeným priebehom som dosiahla najpresnejšiu transformáciu prietokových vĺn. V prvej fáze (7) išlo o mierny pokles postupovej doby v nižších prietokoch, so zvyšujúcim sa prietokom narastal aj čas postupovej doby (8). Dôležitý bod bol približne vo veľkosti vybrežovacieho prietoku cca 220 $m^3.s^{-1}$, kde došlo k prudkému nárastu postupovej doby. Pri veľkosti prietoku 320 $m^3.s^{-1}$ nastala prechodová oblasť (10) sa so zvyšujúcim prietok pozvoľna narastala rýchlosť (11) (znížila sa postupová doba). Krivky historického modelu (12,13,14,15) majú o niečo jednoduchší priebeh. Krivka (12) mala v nízkych prietokoch rastúci trend rýchlosti a krivka (13) mala prudký konštantný nárast postupovej doby až po prietok v hodnote 420 $m^3.s^{-1}$, kde nastala prechodová oblasť po hodnotu 450 $m^3.s^{-1}$. Tu nastal zlom a prišlo ku zrýchleniu priebehu vrcholov prietokových vĺn (14,15), (Obr. 6 a Tab.1).



Obr. 6 Lineárne závislosti postupovej doby vrcholov prietokových vĺn od prietoku pre obidva stavy koryta.

Tab.č.1

stav koryta	rozsah (m^3/s)	rovnica y =t (hod), x = Q($m^3.s^{-1}$)	číslo rovnice
súčasný stav	(0 - 120>	y=-0,0317x+13,8	7
	(120 - 220>	y= 0,2x+7,6	8
	(220 - 320>	y= 0,31-56,2	9
	(320 - 500>	y=-0,0167x+48,331	10
	(500 - 750)	y=-0,072x+76	11
historický stav	(0 - 100>	y=-0,0687x+20	12
	(100 - 420>	y= 0,1531x-2,3155	13
	(420 - 450>	y=0,04x+45,2	14
	(450 - 900>	y=-0,0947x+105,8	15

Modelovanie transformácie vybraných povodňových vĺn pre súčasný a minulý stav koryta

Pre hodnotenie zmeny prechodu povodní bol zostavený matematický model ich transformácie. Modelovanie pozostávalo z nasledujúcich krokov:

- zostavenie multilineárneho modelu transformácie povodňových vĺn, (voľba počtu nádrží „*n*“)
- parametrizácia modelov pomocou závislostí medzi postupovou dobou a prietokom pre súčasný a minulý stav koryta,
- verifikácia modelov pre starý a nový stav koryta na vybranej prietokovej vlne,
- preukázanie zmeny vybranej súčasnej prietokovej vlny dvoma modelmi a hodnotenie zmeny transformácie povodní v dôsledku úpravy koryta.

Voľba počtu nádrží vychádzala zo spomenutého projektu APVT, podľa ktorého sa v tejto práci zvolilo 6 nádrží. Model transformácie prietokových vĺn nebol priamo kalibrovaný. Kalibrované boli závislosti medzi postupovou dobou (rýchlosťou) vrcholov hydrogramov prietokových vĺn a vstupným prietokom do riečneho úseku pre obidva stavy koryta.

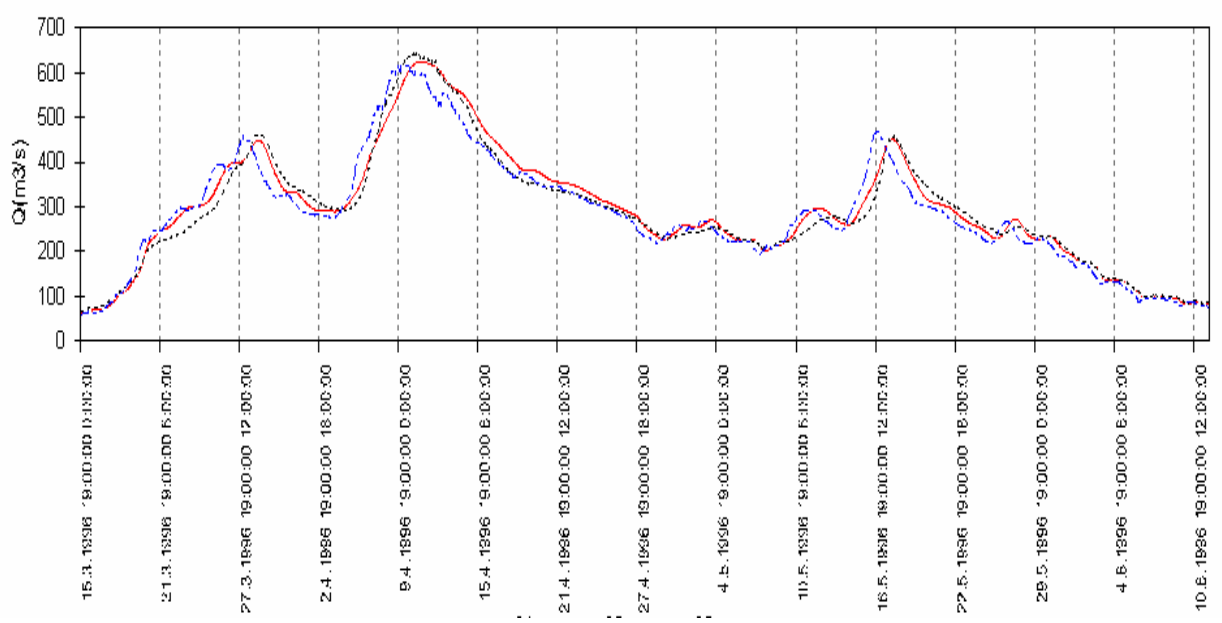
Verifikácia odvodených vzťahov

Pri verifikácii oboch modelov (historický a súčasný stav) sa dosiahli dobré výsledky. Ako príklad na dosiahnuteľnú presnosť transformácie povodňových vĺn uvedeným postupom uvádzam výsledky verifikácie obidvoch modelov (Obr. 7-12) v úseku Moravský Svätý Ján – Záhorská Ves pri transformácii prietokových vĺn z rôznych období a rôznych priebehov za použitia lineárnych vzťahov medzi postupovou dobou a prietokom. Je potrebné poznamenať, že vzhľadom k nezanedbateľnému bočnému prítoku môže byť výstupný prietok vyšší, ako vstupný. Na určenie zhody medzi simulovanými a meranými prietokmi bol použitý Nashov koeficient. V nasledujúcej Tab.č.2 som tento koeficient (ako štatistické kritérium) porovnala medzi mnou získaným vzťahom (verifikácia modelom) a pre optimálne nájdenou konštantou *k* pre jednotlivé prietokové vlny ako pre súčasný tak aj historický stav koryta. Ide o porovnanie iba troch náhodne vybraných prietokových vĺn zo súčasného i historického obdobia.

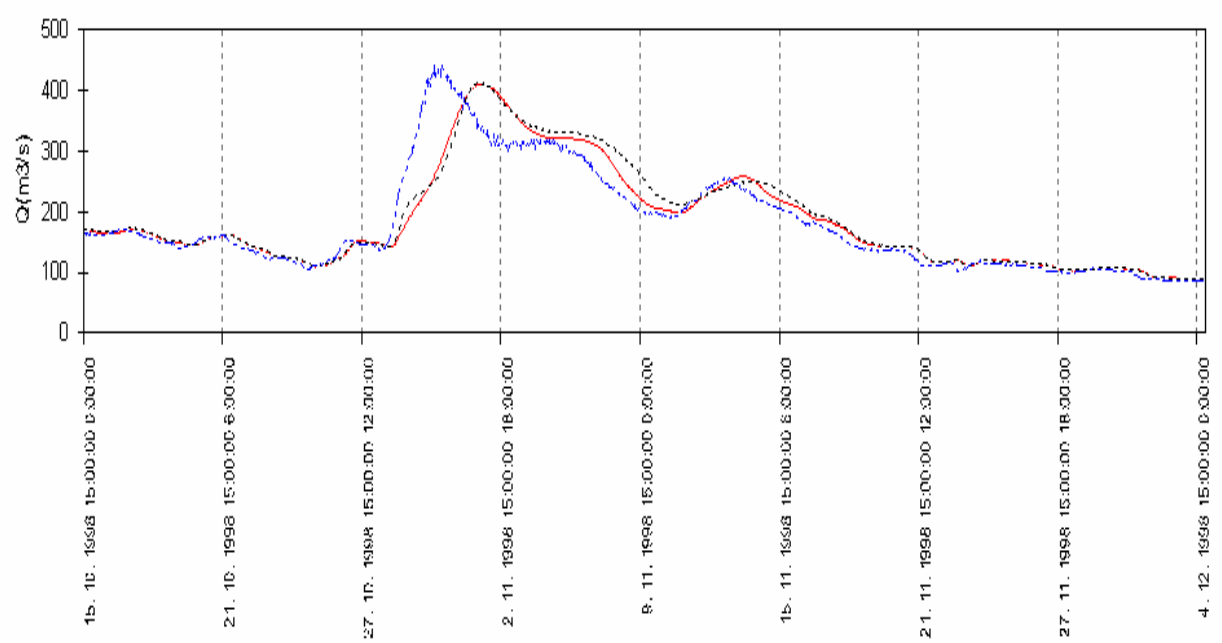
Tab.č.2 Porovnanie získaných koeficientov Nasha

obdobie	**Nashov koeficient**	
	konštantné *k* optimalizované pre každú vlnu genetickým algoritmom	modely z rovníc 7 - 15
15.03.1996 – 10.06.1996	0,99432	0,99694
15.10.1998 – 04.12.1998	0,99654	0,99714
29.06.1997 – 29.08.1997	0,99395	0,99756
16.10.1901 – 18,02.1901	0,99345	0,99547
04.02.1903 – 06.04.1903	0,98821	0,98942
07.07.1903 – 21.08.1903	0,99402	0,99419

Obr. 7 Verifikácia modelu pre súčasný stav koryta - obdobie 15.03.1996 – 10.06.1996



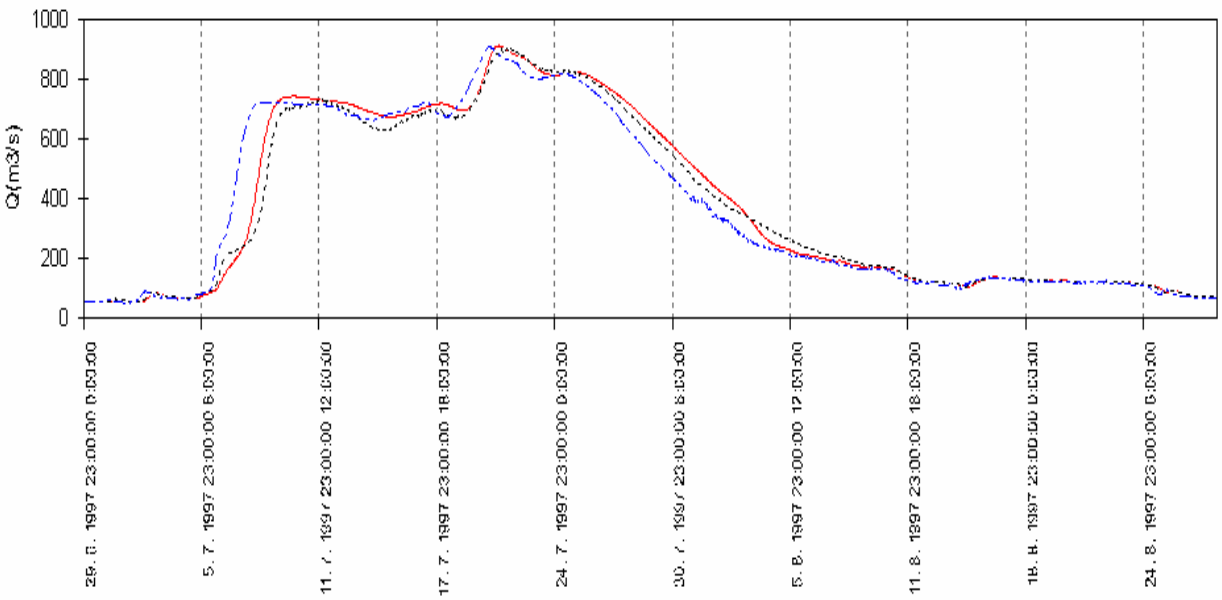
Obr. 8 Verifikácia modelu pre súčasný stav koryta - obdobie 15.10.1998 – 4.12.1998



LEGENDA:

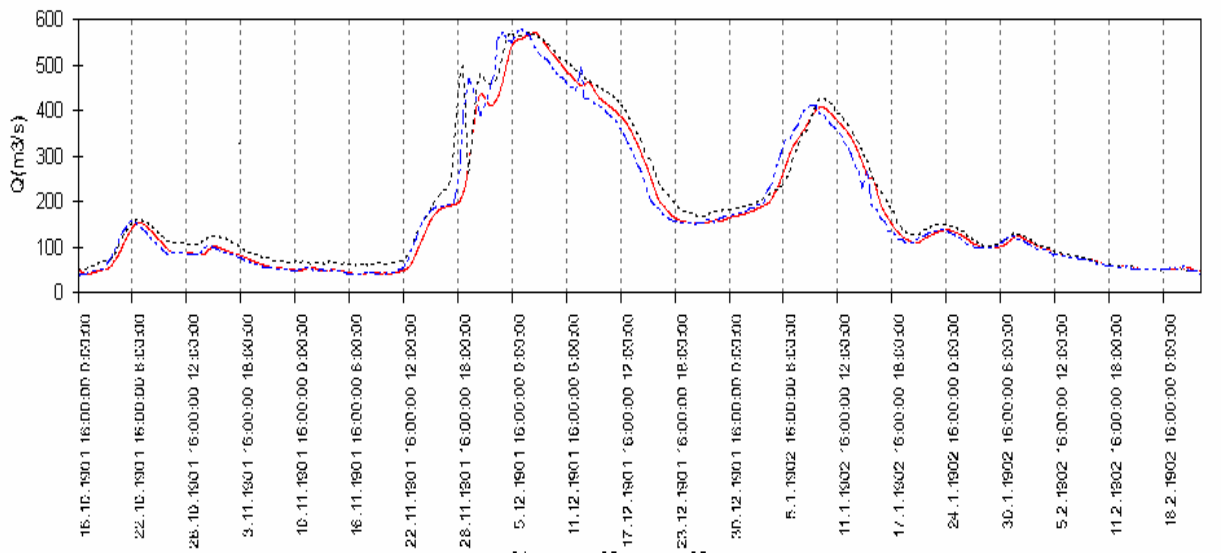
vstupný meraný prietok
výstupný meraný prietok
modelovaný výstupný prietok

Obr. 9 Verifikácia modelu pre súčasný stav koryta - obdobie 29.6.1997 – 29.8.1997



Vidieť, že model súčasného stavu koryta dobre vystihuje nástup, veľkosť a dobu kulminácie v celom rozsahu prietokov napriek jednoduchosti použitých vzťahov, čomu nasvedčujú hodnoty Nashovho koeficientu.

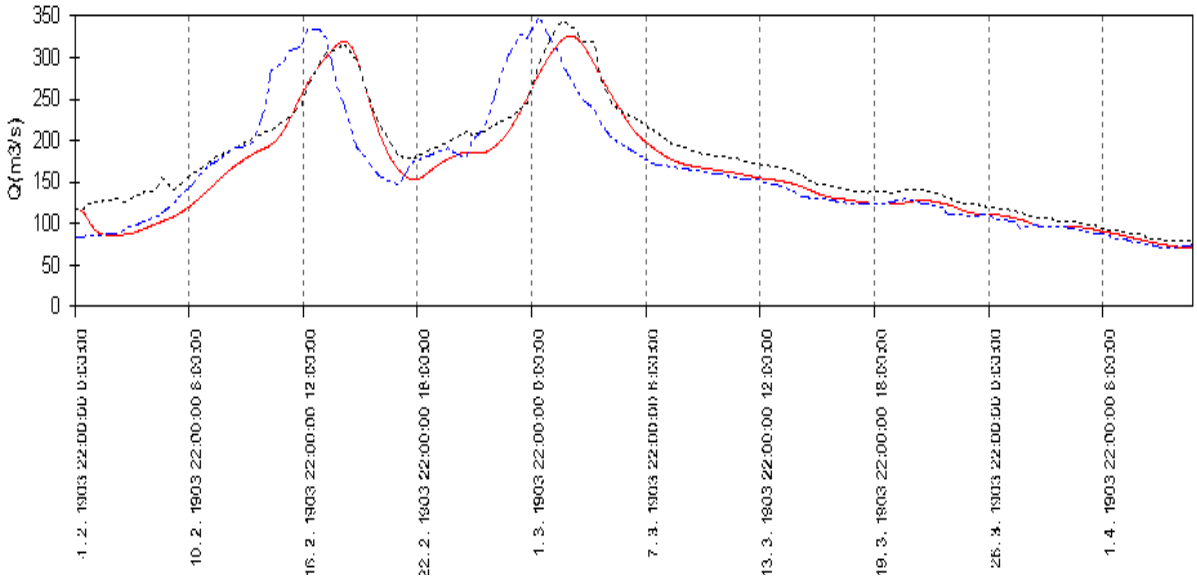
Obr. 10 Verifikácia modelu pre historický stav koryta – za obdobie16.10.1901 - 18.2.1902



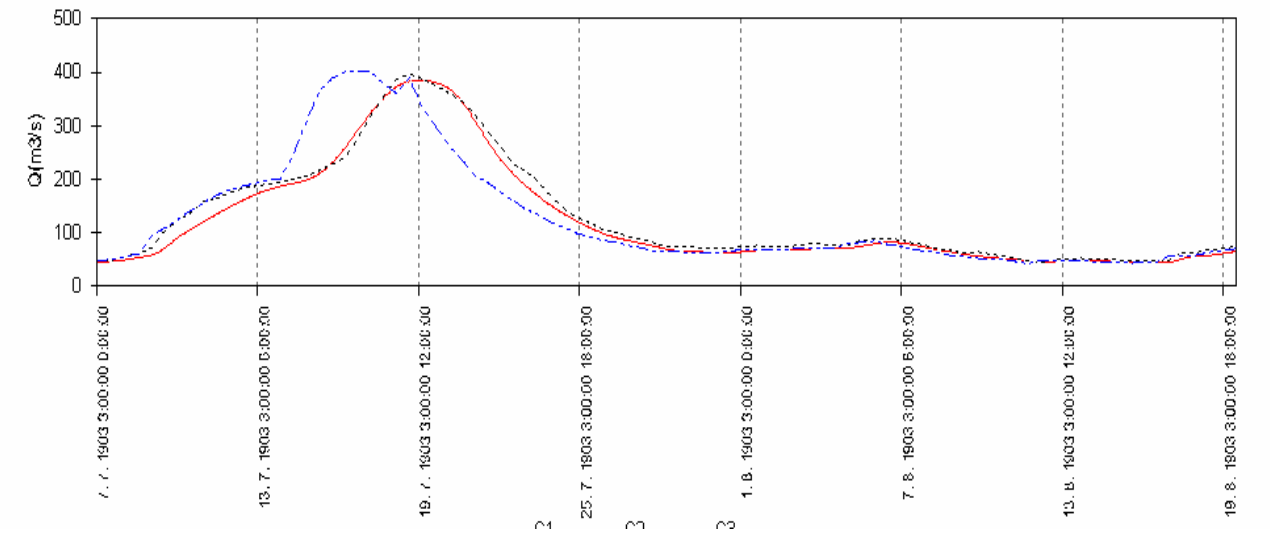
LEGENDA:

vstupný meraný prietok
výstupný meraný prietok
modelovaný výstupný prietok

Obr. 11 Verifikácia modelu pre historický stav koryta – za obdobie 4.2.1903 - 6.4.1903



Obr. 12 Verifikácia modelu pre historický stav koryta – za obdobie 7.7.1903 - 21.8.1903



LEGENDA:

vstupný meraný prietok
výstupný meraný prietok
modelovaný výstupný prietok

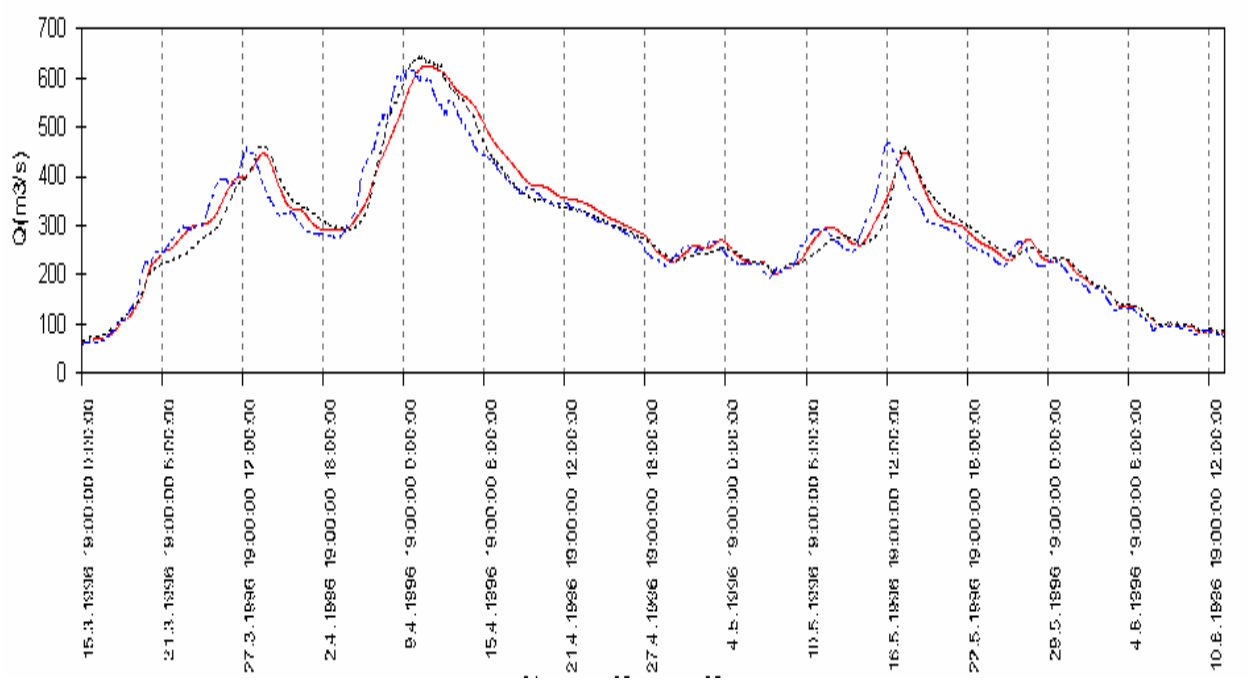
Model historického stavu koryta dobre vystihuje nástup a dobu kulminácie v celom rozsahu prietokov, čo bolo hlavnou úlohou. Veľkosť prietokov je o niečo nižšia z dôvodu zanedbania bočného prítoku (príčinou bola nedostupnosť údajov), kde boli aj hodnoty Nashovho koeficientu nižšie.

Je zrejmé, že použitím iných empirických vzťahov medzi postupovou dobou a prietokom by sa dostali rozdielne výsledky. Voľba typu vzťahu je subjektívna, čo je slabou stránkou prístupu. Na druhej strane odvodené funkcie zohľadňujú charakter správania sa prototypu a tým aj implicitne jeho hydraulické parametre ako pre súčasný, tak aj pre historický stav koryta.

Porovnanie zmien transformácie vybranej prietokovej vlny v oboch stavoch koryta

Posledným bodom tejto práce bolo porovnať transformáciu vybranej povodňovej vlny na základe odvodených transformačných modelov. Ako príklad kvantifikácie vplyvu inundácie na rozdielnosť transformácie prietokových vĺn pomocou odvodených modelov uvádzam porovnanie transformácie vlny z obdobia marec - jún 1996 pre obidva stavy koryta. Na Obr.13 je výstup z modelu pre súčasný stav koryta, na Obr.14 fiktívna transformácia tej istej vlny v historickom koryte. Treba poznamenať, že vzhľadom k nezanedbateľnému bočnému prítoku môže byť výstupný prietok vyšší v historickom stave, ako vstupný a časť nepresnosti simulácie súčasného stavu je spôsobená aj nepriamym odhadom bočného prítoku.

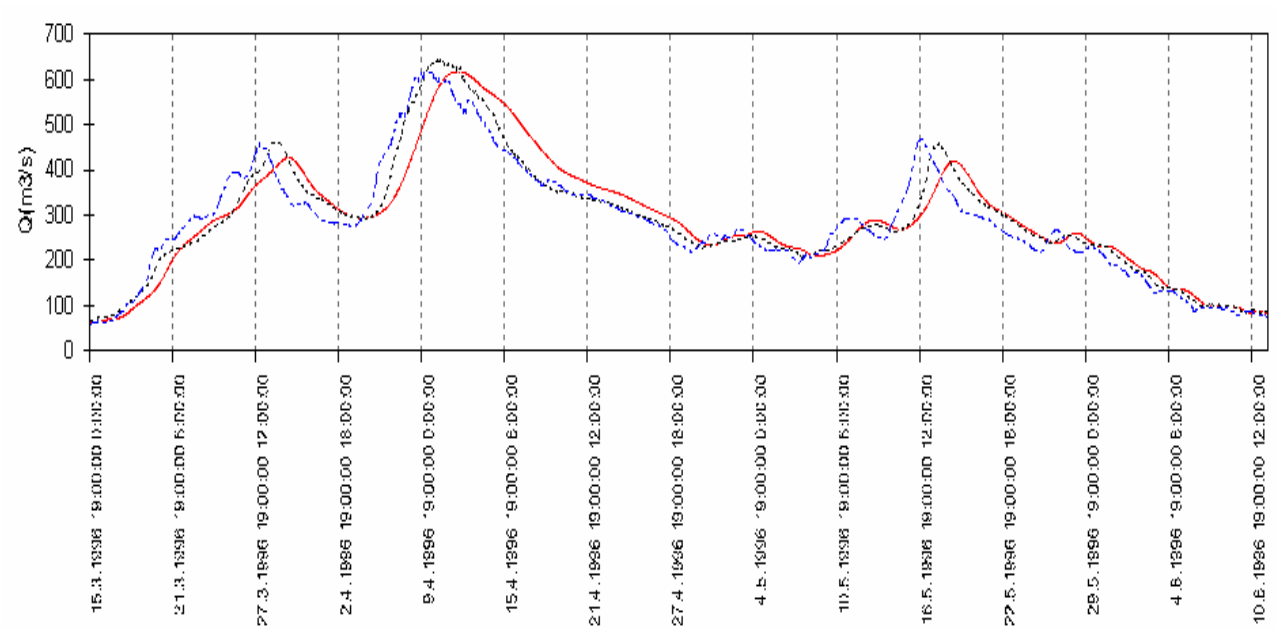
Obr. 13 Transformácia vybranej modelovanej povodňovej vlny – súčasný stav koryta obdobie 15.3.1996 – 10.6.1996



LEGENDA:

vstupný meraný prietok
výstupný meraný prietok
modelovaný výstupný prietok

Obr. 14 Transformácia vybranej modelovanej povodňovej vlny – historický stav koryta z obdobia 15.3.1996 – 10.6.1996



Z Obr.13 a 14 možno zreteľne vidieť rozdielnosť transformácie vybranej vlny pri obidvoch stavoch korýt. Na Obr. 13 je dobré simulovanie súčasného stavu. Dobre vystihuje veľkosť a dobu kulminácie v celom rozsahu prietokov. V historickom stave koryta má modelovaný výstupný prietok nižšiu veľkosť a oneskorenú dobu kulminácie v dôsledku otvorenejšieho inundačného územie. Zníženie kulminácie nastalo o 25 $m^3.s^{-1}$ v najvyššom bode modelovaného obdobia pri meranom výstupnom prietoku 659 $m^3.s^{-1}$. Spomalenie postupovej doby bolo cca 18 hodín na konkrétnej vybranej povodňovej vlne.

Záver

Cieľom tejto práce nebolo, a ani nemohlo byť, hľadanie optimálnych závislosti medzi postupovou dobou a prietokom a presné kvantifikácie účinnosti vybraného inundačného územia, ale vývoj a overenie metodiky, a preukázanie priechodnosti navrhovaného riešenia, čo sa v plnom rozsahu podarilo.

Optimálne závislosti pre celkové záverečné riešenie sa budú hľadať v ďalšej práci (spolu s teoretickou analýzou), napr. ako závislosť postupovej doby na hydraulických parametroch koryta. To sa zatiaľ nepodarilo uspokojivo vyriešiť, napr. aj Wong a Laurenson (1984) pristúpili k podobným empirickým závislostiam.

Doterajšie výsledky však ukázali schodnosť navrhnutého riešenia. Podarilo sa preukázať priechodnosť celej technologickej linky potrebnej pre dosiahnutie plánovaných cieľov riešenia projektu. Odvodené závislosti zovšeobecňujú hydraulické vlastnosti riečneho koryta a v prípade dostatočného súboru dát na ich odvodenie (a taký sme počas riešenia spracovali) sa dajú považovať za univerzálne pre daný tok.

V riešení sa podarilo preukázať, že koncepcia viacerých lineárnych modelov je použiteľná pre transformáciu povodňových vĺn aj na dolnej Morave. Parametrizácia modelu pomocou lineárnych závislostí medzi postupovou dobou a prietokom sa ukázala ako spoľahlivá metóda, čo potvrdila verifikácia modelu ako pre súčasný, tak aj pre historický stav koryta. Prvotné porovnania rozdielnosti transformácie vybraných prietokových vĺn zo súčasného obdobia preukázali známy fakt, že pri rozvinutej inundácii sa postup vĺn spomaľuje a kulminácia znižuje. Vyvinutý matematický model odtoku umožňuje kvantifikovať rozdielnosť transformácie v celom rozsahu povodňového režimu a pre všetky typy povodňových vĺn, čo bude využité v ďalšom riešení pri hodnotení celkového vplyvu inundácie na povodňový režim a hodnotení reálne dosiahnuteľnej miery zníženia kulminácie povodní pomocou umelých inundačných priestorov.

Po následnom spracovaní dostatočného počtu modelových situácií sa bude dať štatisticky vyhodnotiť zmena povodňového režimu v dôsledku úpravy toku.

Literatúra

Price, R.K.: 1975, Flood routing in natural rivers. In: Flood studies report. NERC, Londýn, 76s.

Szolgay, J.: 1982, Príspevok k diskretizácii spojitých lineárnych modelov transformácie povodňovej vlny. Vodohosp. čas., 30, , č.2, s.141-159.

Szolgay, J., (1985): Zohľadnenie vplyvu bočného prítoku a premenlivej postupovej doby v modeli KLN na regulovanom toku. In: Zborník Hydrologické a hydraulické procesy v krajine. Bratislava, UHH SAV, s 245–252.

Szolgay, J.-Minárik, B., (1990): Überlegungen zur Abflussvorhersage mittels einer mit Bayes'schen Fehlergliedmodell gekoppelten multilinearen Speicherkaskade auf Flussstrecken mit seitlichen zuflüssen. XV. Konferencia podunajských štátov o hydrologických prepovediach. Varna, BVMHP,1990, s.76–84.

Szolgay J. (2003): Multilinear discrete cascade model for river flow routing and real time forecasting in river reaches with variable speed. Proceedings of the ESF LESC Exploratory Workshop held At Bologna, Italy. 14 s.

Wong, T.H.F.- Laurenson, E.M.: 1984, A model of flood wave speed-discharge characteristics of rivers. WRR, Vol. 20, č.12, s. 1883-1890.

Wong, T.H.F.- Laurenson, E.M.: Wave speed-discharge relation in natural channels. WRR, Vol. 19, č.3, s 701-706.

Spracované historické podklady:

Historické archívne materiály z obdobia 1880 – 1932 (archív maďarskej hydrologickej služby a okresný archív v Myjave): vodné stavy, historické merania prietokov a merné krivky prietokov.

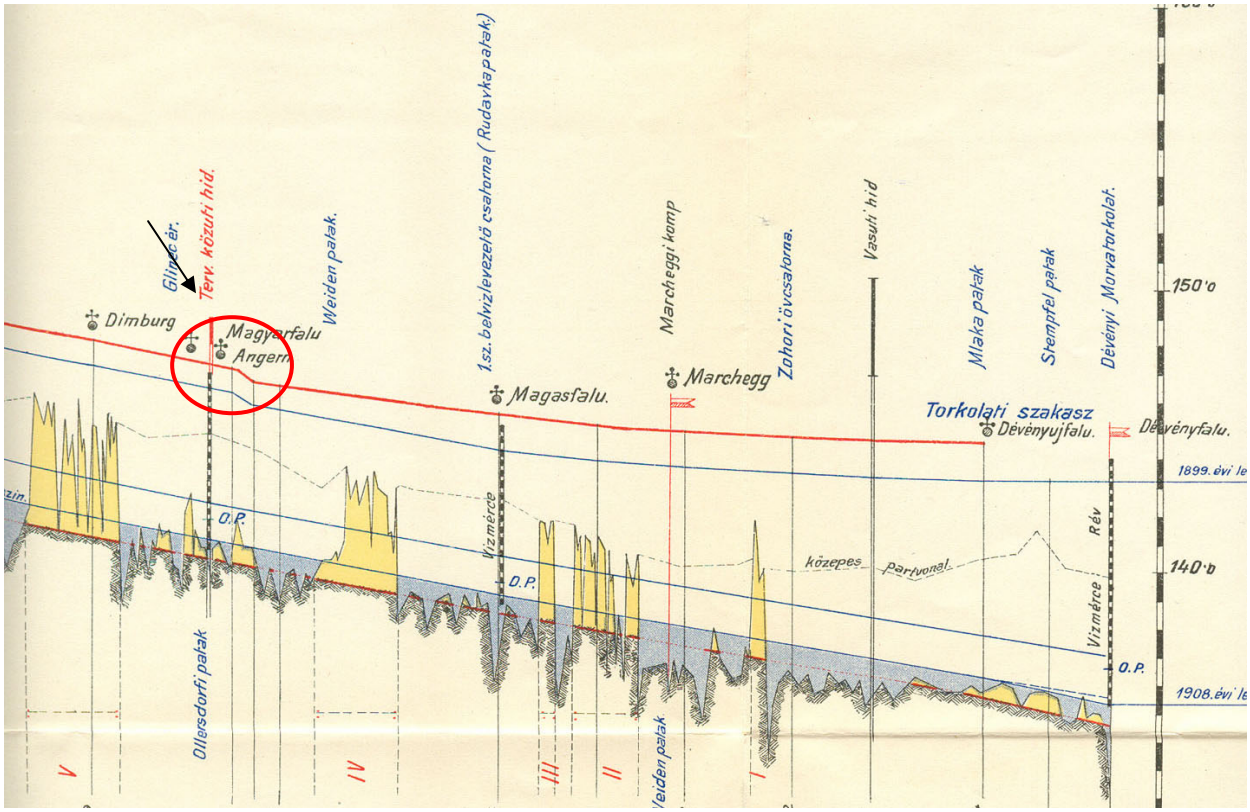
- prehľad najvyšších vodných stavov za významných povodní rieky Morava 1893 – 1932,
- výskyt veľkých vôd zoradených podľa vodočetnej výšky v Moravskom Svätom Jáne z obdobia 1893 – 1932,
- merná krivka prietokov v Moravskom Sv. Jáne 1889 – 1900,
- merná krivka prietokov v Záhorskej Vsi z obdobia 1894-1896,
- záznamy z hydrometrovaniach v stanici Moravský Sv. Ján z obdobia 1901 – 1916,
- záznamy z hydrometrovaniach v stanici Záhorská Ves z obdobia 1901 – 1916,
- záplavové územie medzi vodomernými stanicami Moravský Svätý Ján a Záhorská Ves,
- vývoj inundačného územia z obdobia.

Autor

Ing. Michaela Danáčová, Suf STU, Katedra vodného hospodárstva krajiny, Radlinského 11, Bratislava

Príloha

Obr. 17 Úsek pozdĺžneho profilu významných historických povodní – Záhorská Ves



Obr. 18 Mapa inundačného územia v okolí vodomernej stanice Záhorská Ves



NOVÉ TRENDY NÁVRHU RYBÍCH PRIECHODOV NA VODNÝCH DIELACH

Lea Hašková

Príspevok uvádza základné údaje a rozdelenia rybích priechodov, ktorých súčasťou sú aj biokoridory. Jedným z hlavných kritérií návrhu je prítomná rybia fauna, ako aj charakter pôvodného toku. V článku sa tiež uvádzajú základné návrhové parametre týchto zariadení. Na záver sú zhodnotené samotné biokoridory – ich výhody a nevýhody.

Kľúčové slová: biokoridor, návrhové parametre, migrácia

New design trends of fish passages on the water structures. *This article presents basic data and dividing of fish passages, to which belongs also biocorridors. The most important of the others criteria is existing fish fauna, as well as character of the natural stream. In the paper are the basic design parameters of these structures, too. In conclusion are summarized just biocorridors – their advantages and disadvantages.*

Key words: biocorridor, design parameters, migration

---

1. RYBIE PRIECHODY

Pojem rybie priechody zahŕňa všetky konštrukcie umožňujúce zdolať rybím organizmom značný výškový rozdiel hladín, vytvorený vodným dielom, t.j. obojsmernú migráciu [3]. U nás boli v minulosti budované najmä rybovody – betónové žľaby s komôrkami, či prepážkami. Súčasný trend je však spojiť interakcie technického riešenia, požiadaviek ekológov, ichtyológov, či miestnych rybárskych združení. Preto sa do popredia dostávajú prírode blízke riešenia, ktoré majú snahu kopírovať charakter prírodného toku a zahŕňajú aj možnosti a schopnosti prítomnej rybej fauny.

1.1 Umiestnenie, prevádzka a údržba rybích priechodov na vodných dielach

Rybie priechody sú neoddeliteľnou časťou vzdúvacích stupňov, pričom zaberajú len malú časť prietočného profilu. Ich vtok by mal byť vzdialený minimálne 5 m od vtoku do vodnej elektrárne, resp. hrablíc. Pritom je vhodné napojiť vtok na prirodzený dnový substrát pôvodného toku. Nevyhnutné sú tiež opatrenia zabraňujúce zanášaniu plávajúcimi nečistotami. Výtok z priechodu je vhodný na úrovni hate alebo odtoku z turbín, pod maximálnym uhlom 45^{o} [1]. Najlepšia poloha rybieho priechodu je pri tom brehu, kde sa nachádza vodná elektráreň, pri derivačnej schéme je tiež možné umiestnenie na hati, ako spojenie pôvodného koryta s hornou zdržou. Rybie priechody celkovo predpokladajú harmonické napojenie na okolitú krajinu, a to najmä využitím prírodných stavebných materiálov a výsadbou zelene. Odporúča sa denné osvetlenie priechodov – otvorené koryto, tienené len brehovou vegetáciou.

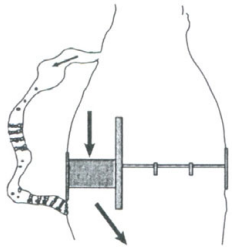
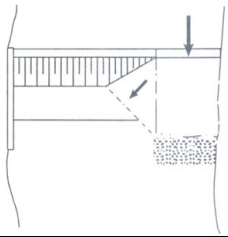
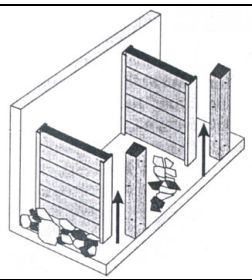
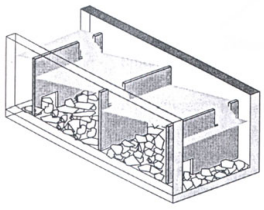
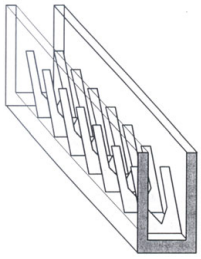
Prevádzková doba je podmienená prítomnou vodnou faunou. Zástupcovia kaprovitých druhov migrujú najmä na jar a v lete, lososovité druhy zas predovšetkým v zimnej polovici roka, kým u dnových bezstavovcov sa predpokladá celá vegetačná perióda. Z toho teda vyplýva potreba ich celoročnej prevádzky. Prípustná je obmedzená funkčnosť len počas extrémne nízkych, či vysokých stavov, kedy tiež klesá migračná aktivita rýb.

Na zabezpečenie údržby sa vyžaduje ich bezproblémová prístupnosť a bezpečná pochôdznosť. Prírode blízke typy majú výhodu samoregenerácie. Okrem toho oblasť priechodu by mala byť chránená zákazom lovu a obmedzením voľnočasových aktivít, ako sú kúpanie a člnkovanie. Preskúšanie funkčnosti takéhoto objektu sa odporúča vždy po prechode veľkej vody.

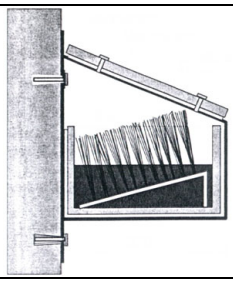
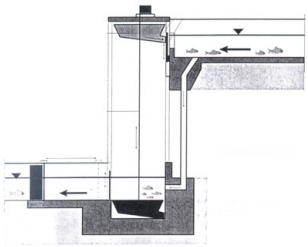
1.2 Rozdelenie rybích priechodov

Tab. 1 Prehľad konštrukcií rybích priechodov [1]

Tab. 1 Summary of the fish passages structures [1]

Konštrukcia	Schéma	Charakteristika	Min. rozmery a prietoky
Prírode blízke			
Dnové prahy a sklzy (priechodné pre celú vodnú faunu, obojsmerne)		Prahy a sklzy-v celej šírke toku, veľmi drsné, uprednostňované sú nezhutnené a členité	b = šírka toku, i < 1:15, h > 0,2 m, q > 100 $l.s^{-1}.m^{-1}$
Obtoková bystrina – biokoridor (priechodný pre celú vodnú faunu, obojsmerne, životný priestor pre reofilné druhy)		Obchvat vodného diela s prírodne vytvoreným tokom v derivácii	b > 1,2 m, i < 1:20, h > 0,2 m, q = 100 $l.s^{-1}.m^{-1}$
Rampy pre ryby (priechodné pre celú vodnú faunu, obojsmerne)		Drsné rampy v miernom sklone, integrované do opevnenia hate, teleso rampy-z kamenného násypu	b > 2 m, i = 1:20 a viac, h > 0,3-0,4 m, q = 100 $l.s^{-1}.m^{-1}$
Technické			
Štrbinový priechod (vhodný pre všetky druhy rýb, po realizácii dnového substrátu aj pre bezstavovce)		Betónový žľab s priečkami z betónu (dreva), s 1 (2) zvislými štrbinovými otvormi na boku žľabu	l_n > 1,9 m, b > 1,2 m, h > 0,5 m, s > 0,17 m, Q = 140 $l.s^{-1}$ a viac
Miskovitý priechod (vhodný pre všetky druhy rýb, ale pri min. prietoku nedostatočné prúdenie)		Betónový žľab s priečkami z dreva (betónu), so striedajúcimi sa otvormi na hornej hrane	l_n > 1,4 m, b > 1 m, h > 0,6 m, Otvory: b_o/h_o > 0,25/0,25 m, Q = 80-500 $l.s^{-1}$ a viac
Denilov priechod (vhodný pre malé a slabovýkonné ryby, neprekonateľný pre bentické organizmy)		Drevený (betónový) žľab, s drevenými lamelami tvaru U, sklonenými proti prúdu pod uhlom 45°	b = 0,6-0,9 m, h > 0,5 m, i < 1:5, Q > 250 $l.s^{-1}$, $l_ž$ = 6-8 m

b - šírka, i - sklon, h - výška, q - špecifický prietok, l_n - dĺžka nádržky, s – šírka štrbiny, Q – prietok, $l_ž$ - dĺžka žľabu

Konštrukcia	Schéma	Charakteristika	Min. rozmery a prietoky
	Iné		
Priechod pre úhory (vhodné len pre plody úhora)		Malý žľab (príp. rúra) so štetinami, krovinatými a štrkovými úsekmi	b = 30-50 cm, i = 1:5-1:10 a viac, h = 15-25 cm
Plavebná komora pre ryby (vhodné pre salmonidy, aj pre slabovýkonné druhy, menej vhodné pre dnovoorientované druhy a malé ryby)		Komora s uzávermi na strane hornej aj dolnej vody	Variabilné - šírka a hĺbka komory sú analogické s miskovitým priechodom, potreba vody závisí od veľkosti komory a cyklu preplavovania
Rybí výťah (vhodné pre salmonidy, aj pre slabovýkonné druhy, menej vhodné pre dnovoorientované druhy a malé ryby, nevhodné pre makrozoobentos a zostup rýb)		Transportné koryto so zdvíhadlom, ryby sa prepravujú z dolnej do hornej vody mechanickým pohybom	Variabilné - objem transportného koryta cca 2-4 m^3, potreba neustáleho prietoku

1.3 Rybia fauna a jej požiadavky

Výstavba vodných diel vytvára na tokoch vznik bariér, ktoré sú pre vodné živočíchy neprekonateľnou prekážkou. Ryby migrujú po i proti prúdu nielen kvôli nereseniu, ale aj kvôli potrave, či lepším stanoviskám. Pritom je mylná predstava, že takýto ťah absolvuje každoročne len losos [2]. Dôsledok rozdelenia rýb vodným dielom je zabránenie migrácie, pokles prirodzenej reprodukcie, možnosť genetickej erózie izolovanej rybej populácie, zmenšenie úlovkov v takto postihnutom úseku [4].

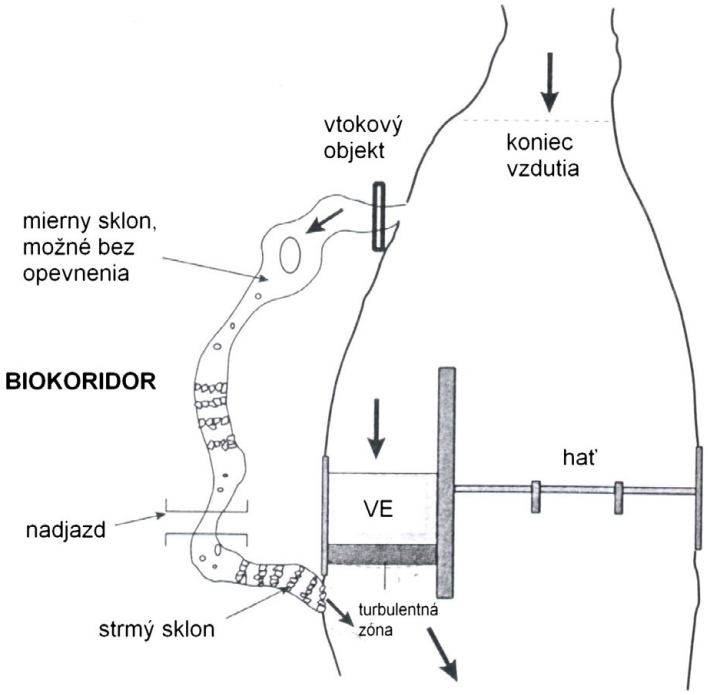
V zásade sa rozlišujú tieto druhy rýb [1]:
- v rýchlo tečúcej vode – pstruh potočný, čerebľa obyčajná, hlaváč obyčajný,
- v pomaly tečúcej vode – pleskáč vysoký, kapor, červenica obyčajná.

Pri návrhu rybieho priechodu treba v prvom rade poznať výskyt a druhové zloženie rýb, pretože na tomto základe možno potom o jednotlivých druhoch zistiť, akou maximálnou rýchlosťou plávajú, za aký čas sa unavia, akú potrebujú minimálnu hĺbku a takisto sklon dna a šírka pôvodného toku, v akom sa prirodzene vyskytujú.

Všeobecne možno hovoriť o týchto požiadavkách na rybie priechody:
- maximálna rýchlosť prúdenia: $v_{max} = 1{,}6 – 2$ m.s^{-1},
- maximálny prípustný rozdiel hladín: $\Delta h = 0{,}2$ m,
- maximálny prípustný sklon – pre technické konštrukcie: i = 1:5 – 1:10,
  – pre prírode blízke konštrukcie: i ≤ 1:15,
- upokojujúca nádržka po prekonaní 2 m výškového rozdielu hladín.

2. BIOKORIDORY

Biokoridor, z vodohospodárskeho hľadiska, sa definuje ako náhradná trasa s charakterom prírodného toku, ktorá tvorí dlhšie obtokové koryto s imitáciou prírodného povrchu – balvanité koryto s plynulým dnom, presypané štrkopieskom, so šikmými brehmi, pomaly prúdiacou kaskádovitou hladinou vytvorenou prepážkami s veľkým prepadovým otvorom, s dostatočnými oddychovými úsekmi s pokojnou, nezvírenou a nespenenou vodou [2].



Obr.1 Biokoridor ako súčasť vodného diela

Fig.1 Biocorridor as a part of the water scheme

2.1 Návrhové veličiny biokoridorov

Hlavným cieľom pri návrhu biokoridora je to, že sa má správať ako prirodzený tok, čiže sa má meniť priečny profil i sklon od miesta k miestu, žiaduce sú nánosy a výmole, ako aj tvorba brodov, či plytčín. Preto ako predloha pre jeho usporiadanie slúži sklonitá bystrina.

Odporúčajú sa nasledujúce minimálne rozmery a parametre koryta biokoridora [1]:

- šírka dna: $b > 0,8$ m
- prevládajúca hĺbka vody: $h > 0,2$ m
- stredná rýchlosť prúdenia: $v_m = 0,4 – 0,6$ m.s^{-1}
- pozdĺžny sklon dna sklon: $i = 1$ % – max. 5 %
- maximálna rýchlosť prúdenia: $v_{max} = 1,6 – 2$ m.s^{-1}
- špecifický prietok: $q > 0,1$ m^2.s^{-1}

(h, v_m, i – závisia od veľkosti a charakteru pôvodného toku)

2.1.1 Výhody biokoridorov

Biokoridor kopíruje prirodzené usporiadanie toku, z čoho plynú nasledujúce pozitíva [1]:

- priechodnosť aj pre malé ryby a bezstavovce,
- zabezpečenie celoročnej funkčnosti pri minimálnych nákladoch na údržbu,
- vytvorenie nového životného priestoru a sekundárnych biotopov pre vodnú faunu,
- vhodné na dostavbu existujúcich vzdúvacích stupňov, pretože ich obchádzajú paralelne s pôvodným tokom,
- dobré napojenie na existujúce biotopy a splynutie s okolitou krajinou.

2.1.2 Nevýhody biokoridorov

Z usporiadania, vedenia trasy a výstavby biokoridora vyplývajú aj relatívne negatíva [1]:

- veľký záber územia,
- pomerne veľká dĺžka,
- citlivosť na kolísanie vodných stavov hornej vody, čo si vyžaduje výstavbu vtokových objektov,
- napojenie na dolnú vodu častokrát možné len technickým rybím priechodom,
- nutné hlboké krajinné zárezy – podľa situácie,
- výstavba regulačných uzáverov a prevádzkových lávok, ktorá približne zdvojnásobí náklady na výstavbu biokoridora.

3. ZHODNOTENIE RYBÍCH PRIECHODOV

Spriechodnenie akejkoľvek bariéry na toku je veľkým prínosom nielen pre rybné hospodárstvo, ale aj pre ochranu životného prostredia a trvalo udržateľný rozvoj využívania vodných tokov [2]. Preto sa pri dimenzovaní rybích priechodov musí dbať na požiadavky prítomnej rybej fauny, aby tieto konštrukcie boli aj reálne využívané. Z uvedeného vyplýva potreba hydraulického výskumu rybích priechodov, ako aj ichtyologického prieskumu dotknutých tokov.

Literatúra

Kol. (1996): Fischaufstiegsanlagen – Bemessung, Gestaltung, Funktionskontrolle, Merkblätter zur Wasserwirtschaft 232/1996, Wirtschafts- und Verlagsgeselschaft Gas und Wasser mbH, Bonn. [1]

Druga, V.: Pripomienky k pripravovanej vyhláške MŽP SR. [2]

http://mve.energetika.cz/ vodnidilo/rybi-prechody.htm [3]

http://www.sazp.sk/slovak/periodika/chus/43/page8.html [4]

Autor

Lea Hašková, Ing., STU, Stavebná fakulta, Katedra hydrotechniky, Radlinského 11, 813 68 Bratislava, haskova@svf.stuba.sk

PROBLEMATIKA OCHRANNÝCH PÁSIEM VODÁRENSKEJ NÁDRŽE MÁLINEC

Tomáš Ič

Budovanie vodárenských nádrží je okrem realizácie samotnej vodnej nádrže a jednotlivých objektov vodnej stavby spojené aj s potrebou prijatia opatrení potrebných pre zabezpečenie čo najvyššej ochrany kvality vody v samotnej nádrži. Vodárenská nádrž Málinec bola vybudovaná v roku 1993 a jej účelom je zabezpečenie povrchovej vody pre pitné účely pre obyvateľstvo obcí v okrese Poltár. Odber a dodávku povrchovej vody do domácností zabezpečuje Stredoslovenská vodárenská spoločnosť a.s. Banská Bystrica.

Pre ochranu územia v okolí VN Málinec boli rozhodnutím Okresného úradu životného prostredia v Banskej Bystrici č. 1056/2/330/403.1/92-Š3 a rozhodnutím Ministerstva životného prostredia SR č. 265/752/93-OOV) vymedzené ochranné pásma (vtedy pásma hygienickej ochrany) v nadväznosti na vtedy platnú úpravu Ministerstva zdravotníctva a Ministerstva lesného a vodného hospodárstva č. 17/1979 o základných hygienických zásadách pre zriaďovanie, vymedzenie a využívanie ochranných pásiem vodných zdrojov určených pre hromadné zásobovanie pitnou vodou a úžitkovou vodou a pre zriaďovanie ochranných pásiem. V uvedených rozhodnutiach bol v členení podľa ochranných pásiem a podľa jednotlivých druhov činností stanovený spôsob hospodárenia v predmetnom území. Vo všeobecnosti možno konštatovať, že schválením horeuvedených rozhodnutí orgánmi štátnej správy došlo k obmedzeniu niektorých druhov činností, čo sa okrem iných skutočností prejavilo aj na migrácii obyvateľstva z danej oblasti do iných lokalít, resp. do okrajových častí ochranného územia alebo mimo neho.

Z hľadiska vodného hospodárstva bolo v čase budovania VN Málinec najdôležitejším faktorom vybudovanie žúmp k existujúcim rodinným domom a usadlostiam, čím sa malo zabezpečiť znečisťovanie odpadových vôd v jednotlivých sídelných častiach ochranných pásiem vodárenskej nádrže, prevažne v roztrúsených usadlostiach.

Obmedzenia v rámci jednotlivých druhov činností sa dotkli tak obyvateľstva, ako aj priemyselnej a poľnohospodárskej výroby, a to predovšetkým z hľadiska použitia nebezpečných látok ohrozujúcich kvalitu povrchovej a podzemnej vody v predmetnej lokalite ako sú motorové oleje, pesticídy, aplikácia postrekov a iné činnosti.

Najväčšia časť obyvateľstva je v súčasnosti sústredená v obci Látky v III. ochrannom pásme a v obci Málinec v II. ochrannom pásme. Dlhodobou snahou obce Látky je vybudovanie čistiarne odpadových vôd a kanalizácie, ktorých realizácia však viazne na nedostatku finančných prostriedkov. Atraktívna oblasť okolia obce Látky, ktorá je ideálna pre pestovanie letných a zimných športov a rekreácie, láka čoraz viac turistov zo Slovenska, ako aj zo zahraničia, čo má za následok snahu potenciálnych investorov o budovanie nových rekreačných objektov, penziónov a veľkokapacitných ubytovacích zariadení. Stavebná činnosť je rozhodnutiami o vymedzení ochranných pásiem obmedzená, táto skutočnosť však nie je rešpektovaná niektorými stavebníkmi, pričom v takých prípadoch sa jedná o nepovolenú stavebnú činnosť.

Prioritou Slovenského vodohospodárskeho podniku, š.p. OZ Banská Bystrica ako správcu a prevádzkovateľa VN Málinec je zabezpečiť ochranu kvality vody vo vodárenskej nádrži pre pitné účely so zosúladením požiadaviek stavebníkov a ostatných užívateľov ochranných pásiem, a to vytvorením podmienok pre plnohodnotné využívanie územia nad nádržou. V súvislosti s problematikou využívania vodárenskej nádrže vypracoval správca nádrže „Štúdiu ekologicky únosnej zástavby v ochranných pásmach VN Málinec“. Základným princípom uvedenej štúdie je stanovenie limitov ekologicky únosnej zástavby a ostatných činností realizovaných v lokalite ochranných pásiem vodárenskej nádrže a stanovenie k tomu zodpovedajúcich opatrení pre zabezpečenie ochrany kvality vody tak v samotnej nádrži, ako aj v celom jej povodí. Tento materiál by mal slúžiť ako podklad pre územnoplánovaciu dokumentáciu obcí Látky a Málinec a po jeho odsúhlasení orgánom štátnej vodnej správy by mal predstavovať záväzný podklad aj pre rozhodovaciu činnosť orgánov štátnej správy pri povoľovaní stavieb v predmetnej lokalite.

Súčasne správca a prevádzkovateľ VN Málinec pracuje na realizácii návrhu zmeny rozhodnutia o vymedzení ochranných pásiem a spôsobe hospodárenia v nich, do ktorého zapracuje závery uvedenej štúdie. Schválením nového rozhodnutia by malo dôjsť k efektívnejšiemu a pružnejšiemu riešeniu povoľovania stavieb a ostatných činností v ochranných pásmach s prioritou zachovania dostatočnej ochrany kvality povrchových a podzemných vôd v predmetnej lokalite. Tento postup bude následne aplikovaný pri riešení obdobných problémov aj na ostatných vodárenských nádržiach v správe SVP, š.p. OZ Banská Bystrica.

Kľúčové slová: vodárenská nádrž Málinec, ochranné pásma vodárenskej nádrže, ochrana kvality vody, žumpa, čistiareň odpadových vôd, odpadové vody, ekologicky únosná zástavba, územnoplánovacia dokumentácia, orgán štátnej správy

Problems in protection area of storage reservoir Málinec. *Building of water-supply reservoirs in addition to realization reservoirs and other objects of the water structure is connected also with recieving of necessity precautions to security high water quality protection in reservoir. Water-supply reservoir Málinec was built in 1993 and it´s destined also for potable purposes for population in villages of Poltár county. Water consumption and supplying to houses prevides Stredoslovenská vodárenská spoločnosť, a.s. Banská Bystrica.*

To water quality protection in water-supply reservoir Málinec and in it´s basin was marked boundaries of protection area by Decission of County enviroment office in Banská Bystrica num. 1056/2/330/403.1/92-Š3 and by Decission of Ministry of Enviroment of Slavak republic num. 265/752/93-OOV, with connecting to instruction of Ministry of Health and Ministry of Water management num. 17/1979 about basic hygienic rules to establishing, marking and utilization protection area of water resources destined for mass supplying by potable water. In this Decissions and rules was determined way of management in the locality of protection area. In generally it´s possible to note that passing of the rules and Decissions came to restriction of some activities. It revealed in migration of the people from area near water reservoir Málinec to more far, especially periphery parts of protection area or outside.

From standpoint of water management after the water reservoir Málinec was built the most important factor has been building casspits to existing houses and objects. This measure could reach make safe waste water in separately settlements of water-supply reservoir protection area, especially in alone parts.

Restrictions connected with activities in this location had influence not only to population, but also to industry and agriculture, especially from standpoint of using dangerous wastes, which threaten quality of surface and groundwater in location as motor oils, pestucides, cropspraying, insecticide application and other danger activities.

The most population is actually living in Látky village in III. Protection area and in Málinec village in II. protection area. A long-term effort of Látky village is building of sewage plant and sewerage system. Realizotion of this objects is stagnating, because the lack of money. The attractive locality of Látky village is ideal to do summer and winter sports and of course to recreation. This locality urges tourists from Slovakia and also from abroad. This cause aspirations potential investors to build a new recreation objects, pensions and hotels. But construction activity has been by Decissions of protection area boundaring restricted and this reality hasn´t been respected by some building investors and it means illegal building activity.

The priority of Slovenský vodohospodársky podnik, š.p. OZ Banská Bystrica as manager of water reservoir is to secure protection of water quality in reservoir for potable purposes and also allow requirements of builders, investors and the other protection area users. This could be reached by creation of possibilities to full using area over reservoir. In relating to problems of using water-supply reservoir OZ Banská Bystrica has developed „The Study of ecological acceptable building development in protection area of water-supply reservoir Málinec". The basic principle of the Study is to determine limits of ecological acceptable buildig development, determine limits of another activities, which are made in protection area territory and also determining of necessary precautions to security water quality in reservoir and it´s basin. This Study could help as source to make a territorial plan of Látky and Málinec villages. After it´s ratification by enviroment beraus it could mean an obligatory document also to decission activity of all state organs to allowing of building object in the territory.

Simultaneously OZ Banská Bystrica has been working on motion of change of Decission about protection area boundaries and activities in the territory. In the motion will be incorporated conclusions of the Study. Ratification of new decission could bring more effective solving problems connected with allowing of buildings and another activities in the area with priority to secure protection of water quality. This way will be applicated by OZ Banská Bystrica to solving the same problems also in other water-supply reservoirs destined for potable purposes.

Key words: water-supply reservoir Málinec, protection area of storage reservoir, water quality protection, casspit, sewage plant, waste water, ecological acceptable building development, territorial plan, state organs

---

Základné charakteristiky vodárenskej nádrže Málinec a jej ochranných pásiem

Vodárenská nádrž Málinec

Vodárenská nádrž Málinec je vybudovaná na vodnom toku Ipeľ v r. km 193,8 nad obcou Málinec v okrese Poltár v Banskobystrickom kraji. Vodná stavba bola dobudovaná v investorstve Vodohospodárskej výstavby, š.p. Bratislava v roku 1993 a v súčasnosti je v správe Slovenského vodohospodárskeho podniku, š.p. odštepný závod Banská Bystrica.

Účelom vodárenskej nádrže je zabezpečenie pitnej vody pre Stredoslovenskú vodárenskú spoločnosť a.s. a transformácia povodňovej vlny. Voda z vodnej nádrže sa využíva aj na výrobu elektrickej energie v MVE.

Povodie vodárenskej nádrže Málinec sa nachádza na južných svahoch Slovenského Rudohoria a administratívne spadá do dvoch okresov. Severná časť povodia je situovaná v katastrálnom území obce Látky v okrese Detva, južná časť spolu so samotnou vodárenskou nádržou spadá do katastra obce Málinec v okrese Poltár.

Celé povodie je odvodňované tromi väčšími povrchovými vodnými tokmi – Ipeľ, Chocholná a Smolná.

Ochranné pásma vodárenskej nádrže

Na ochranu kvality povrchových a podzemných vôd sú nad VN Málinec vyhlásené tri ochranné pásma (OP): I. ochranné pásmo s rozlohou 3,1412 km^2,
II. ochranné pásmo s rozlohou 33,50 km^2,
III. ochranné pásmo s rozlohou 46,4 km^2.

Ochranné pásma boli vymedzené príslušnými rozhodnutiami ešte pred uvedením vodnej stavby do prevádzky (rozhodnutie Okresného úradu životného prostredia v Banskej Bystrici č. 1056/2/330/403.1/92-Š3 a rozhodnutie Ministerstva životného prostredia SR č. 265/752/93-OOV). Uvedenými rozhodnutiami bol súčasne určený spôsob hospodárenia v ochranných pásmach.

Územie spadajúce do ochranných pásiem VN Málinec predstavuje malú retenčnú schopnosť. Dôvodom tohto stavu je málo priepustné podložie s prevahou ílov a ilimerizovaných pôd, ako aj nadmerné odlesňovanie svahov predmetného územia. Uvedené skutočnosti spôsobujú rýchly povrchový odtok vôd a intenzívnu vodnú eróziu.

Zásadné problémy v ochranných pásmach VN Málinec

Územie ochranných pásiem VN Málinec je z hľadiska využitia možné rozdeliť na:

1. prírodnú krajinu - prezentovanú zalesneným územím predstavujúcim súvislé lesy,
2. urbanizovanú krajinu - obec Látky spolu s pôvodnými osadami Mláky, Polianky, Paseky, Prašivá, Bykovo...
   - obec Málinec tvorená časťami Ipeľský Potok, Vlčovo a Dobrý Potok.

Po výstavbe VN Málinec počet obyvateľov v jednotlivých osadách začal pozvoľne klesať. V súčasnosti je osídlenie sústredené do obce Látky v III. ochrannom pásme. Osady zmenili svoj charakter prevažne na rekreačné víkendové využitie. Táto skutočnosť bola spôsobená tak vyššie uvedenými rozhodnutiami orgánov štátnej správy o vymedzení ochranných pásiem a spôsobe hospodárenia, ako aj stavebnou uzáverou v rokoch 1974 - 1995. V rozhodnutiach o vymedzení OP boli stanovené podmienky hospodárenia v ochranných pásmach so zákazom výstavby nových objektov, čo malo za následok stagnáciu týchto osád. Povolená bola len prestavba jestvujúcich objektov bez zmeny účelu ich využitia.

Až do súčasného obdobia nie je v obci Látky, ako aj ostatných sídelných útvaroch vybudovaná zodpovedajúca kanalizácia a čistiareň odpadových vôd. Odpadové vody sú zachytávané v septikoch a žumpách. Likvidácia týchto odpadových vôd mimo ochranných pásiem v súlade s platnými rozhodnutiami nie je preukázaná takmer u žiadneho vlastníka rodinného domu alebo rekreačného objektu, pričom sa mnohokrát jedná o vývoz odpadových vôd do chráneného územia.

Jednotlivé činnosti a ich vplyv na kvalitu povrchových a podzemných vôd

Slovenská republika v rámci životného prostredia, tak ako aj v ostatných oblastiach, pri snahe o začleňovanie sa do európskych štruktúr prijíma a upravuje legislatívne predpisy, ktoré spĺňajú podmienky vyspelých západných krajín a kritériá Európskej Únie.

Územnú ochranu vôd v rámci osobitnej ochrany prírody a krajiny ustanovuje zákon NR SR č. 543/2002 Z. z. o ochrane prírody a krajiny. Vstupom SR do európskych štruktúr bol prijatý systém ochrany prírody aj prostredníctvom vybudovania sústavy chránených území známych pod názvom

NATURA 2000. Tento program by mal vytvoriť nové podmienky ochrany vzácnych území a jeho cieľom je zachovanie a vytvorenie prírodného dedičstva významného tak pre Slovenskú republiku ako členský štát, ako aj pre EÚ ako celok. Táto sústava chránených území by mala zabezpečiť ochranu najvzácnejších a najviac ohrozených druhov voľne rastúcich rastlín, voľne žijúcich živočíchov a prírodných biotopov vyskytujúcich sa na území štátov Európskej únie. Ochranné pásma vodárenskej nádrže Málinec spadajú do chránenej vodohospodárskej oblasti horného toku Ipľa, Rimavice a Slatiny a program NATURA 2000 sa priamo dotýka aj ochranných pásiem VN Málinec, pričom v OP a v k. ú. obce Látky sa nachádza prírodná rezervácia Habáňovo, ktorá podlieha piatemu stupňu ochrany.

Už pred uvedením vodárenských nádrží do prevádzky boli orgánmi štátnej správy vyhlásené ochranné pásma (vtedy pásma hygienickej ochrany). V tejto súvislosti často dochádza k stretu záujmov v rámci jednotlivých činností, a to predovšetkým v chránených územiach.

Vplyvy jednotlivých druhov činností na kvalitu povrchových a podzemných vôd v ochranných pásmach vodárenskej nádrže Málinec:

Oblasť osídlenia

Najväčšia časť obyvateľstva sa sústreďuje v obciach Látky a Málinec. V osadách, prislúchajúcich do katastrálneho územia oboch obcí, sa počet obyvateľov z roka na rok zmenšuje. K tejto migrácii obyvateľstva prispievajú najmä obmedzenia vzťahujúce sa na II. ochranné pásmo VN Málinec, ako aj nedostatok pracovných príležitostí v tejto lokalite. V rozhodnutiach o vymedzení OP a spôsobe hospodárenia v nich sa zakotvili opatrenia, na základe ktorých sa z titulu ochrany kvality vody ďalšia výstavba nových objektov zakazuje a prestavba existujúcich stavieb obmedzuje. Povolené sú len také stavebné činnosti, pri ktorých nedôjde k zhoršeniu kvality povrchových a podzemných vôd v predmetnej lokalite.

Obec Látky až do súčasného obdobia nedisponuje zodpovedajúcou kanalizáciou, ani čistiarňou odpadových vôd, ktoré sú zachytávané do septikov a žúmp. Likvidácia týchto odpadových vôd mimo územie ochranných pásiem nie je preukázaná takmer u žiadneho vlastníka rodinného domu a mnohokrát sa jedná o vývoz do chráneného územia.

Obec sa usiluje riešiť aj problém divokých skládok odpadov, ktoré však nie je schopná z dôvodu nedostatku finančných prostriedkov likvidovať na vlastné náklady.

Separátny problém predstavujú trvalo osídlené usadlosti dvoch vlastníkov hospodárskych objektov v II. ochrannom pásme nádrže. Jedná sa o obyvateľov obce Ipeľ, ktorí pred výstavbou VN Málinec nepristúpili s Vodohospodárskou výstavbou š.p. Bratislava na dohodu o vybudovaní zariadení na likvidáciu odpadových vôd. Z toho titulu sú odpadové vody na oboch usadlostiach odvádzané priamo do okolitého terénu bez ochranných opatrení na zachytávanie extrementov a fekálií.

Oblasť rekreácie

Z hľadiska využívania predmetného územia na rekreačné účely sa ako najväčším problémom ukazuje likvidácia odpadových vôd. Po uvedení vodnej nádrže Málinec do prevádzky zostala väčšina objektov v jednotlivých osadách opustená a tieto sú obývané len ako rekreačné víkendové objekty.

SVP, š.p. OZ Banská Bystrica sa v súčasnom období čoraz viac stretáva s požiadavkami na výstavbu nových rekreačných objektov a prestavbu pôvodných objektov, zväčša hospodárskych budov na penzióny, rekreačné objekty a iné stavby s vyššou kapacitou, a to z dôvodov hospodárskych, zdravotných a kultúrnych ako spoločensky naliehavých odvetví.

V lokalite obce Látky sa nachádza aj niekoľko lyžiarskych stredísk, ktoré je potrebné funkčne integrovať a dobudovať vybavenosťou štandardu potrebného pre ich chod. V týchto strediskách je vybudovaných niekoľko veľkokapacitných zariadení slúžiacich pre rekreačné využitie.

Oblasť poľnohospodárstva

Aj v tejto oblasti prevládajú činnosti, ktoré priamo súvisia s kvalitou povrchových a podzemných vôd vo vodárenskej nádrži Málinec. Jedná sa predovšetkým o spásanie dobytka pri prameniskách vodných tokov, pričom pastvy nie sú oplotené a zvieratám je umožnený prístup priamo k vodným tokom.

Ďalší problém predstavuje skladovanie maštaľného hnoja, ktoré nie je v súlade s požiadavkami na ochranu kvality vody, pričom často dochádza k jeho aplikácii na poľnohospodársku pôdu. OZ Banská Bystrica ako správca ochranných pásiem VN Málinec pri vykonávaní pravidelných kontrol OP nachádza nové zdroje maštaľného hnoja, zvyšky ktorého stekajú do povrchových a podzemných vôd.

V ochranných pásmach VN Málinec sa realizuje aj uskladňovanie agrochemikálií s potenciálnou možnosťou splachu týchto látok do vodných tokov, prípadne priamo do vodárenskej nádrže.

Z hľadiska sústredenej poľnohospodárskej výroby pôsobí v predmetnej lokalite v súčasnosti Roľnícke družstvo Látky, poľnohospodárske družstvá Poltár a Málinec a Agro Rátka ktoré takisto predstavujú istú mieru ohrozenia kvality vody. Okrem ustajňovania hospodárskych zvierat a skladov maštaľného hnoja sa v objektoch uvedených družstiev skladujú aj chemikálie a umelé hnojivá. Súčasťou týchto poľnohospodárskych stredísk sú močovkové nádrže, sklady na benzín, naftu a iné ropné produkty, kyselinu sírovú, ako aj strojové parky. Ohrozenie kvality povrchových a podzemných vôd vzniká pri porušení funkčnosti a vodotesnosti žúmp a pri ich preplnení, pri aplikácii hnojív, ako aj pri pasení dobytka, kedy pri zrážkovej činnosti môže dôjsť k splachovaniu produktov z jednotlivých zariadení na kumuláciu odpadových vôd a prevádzkovej činnosti poľnohospodárskych družstiev do povrchového a podzemného odtoku.

Oblasť lesného hospodárstva

V oblasti lesného hospodárstva hlavný problém predstavuje ťažba drevnej hmoty a jej preprava zo svahov na prístupové komunikácie, pričom často dochádza k vstupu mechanizmov do prítokov VN Málinec a vytváraniu brodov bez premostení. Takýto spôsob odvážania drevnej hmoty zvyšuje riziko kontaminácie vody ropnými látkami.

Ropné látky na pohon mechanizmov by mali byť nahradené biologickými olejmi, prípadne mechanizáciu odvážajúcu drevo z blízkosti vodných tokov by mali nahradiť lanové systémy, čo je však v našich podmienkach ekonomicky nerealizovateľné.

Ďalším problémom z hľadiska lesného hospodárstva v minulosti predstavovala nekontrolovaná ťažba dreva a nadmerné odlesňovanie svahov, čo malo za následok zvýšenie erózie územia.

Oblasť dopravy

Z hľadiska dopravy je potrebné poukázať predovšetkým na cesty a komunikácie, z ktorých mnohé nie sú vybavené odlučovačmi ropných látok. To isté platí aj pre veľkokapacitné parkoviská v blízkosti rekreačných zariadení.

Isté riziko predstavuje aj komunikácia III. triedy z obce Látky do obce Málinec, ktorá v dĺžke 3,1 km tvorí hranicu medzi I. a II. ochranným pásmom a štátna cesta II/526 Hriňová – Kokava nad Rimavicou v severozápadnej časti III. ochranného pásma, ako zberná komunikácia ciest III. triedy.

Oblasť vodného hospodárstva

V lokalite ochranných pásiem VN Málinec rozptýlenosť zástavby nevytvára dostatočné podmienky pre hromadné zásobovanie vodou z verejných vodovodov. Vo väčšine osád je zásobovanie pitnou vodou riešené zo studní majiteľov chát, prípadne z miestnych prameňov.

Verejný vodovod je vybudovaný v obci Látky a v obci Šoltýska. Všetky veľkokapacitné rekreačné zariadenia využívajú pre pitné účely zdroje podzemnej vody. V osade Ipeľský potok sa používa dokonca závadná pitná voda.

Za účelom zneškodňovania odpadových vôd majú veľkokapacitné rekreačné zariadenia vybudované biologické septiky a vlastné ČOV, ktoré sú však vo väčšine prípadov nefunkčné. Vzniká tak riziko prenikania nepredčistených vôd do pôdnych štruktúr, kde spodnými vodami gravitujú do vodných tokov a samotnej vodárenskej nádrže.

V rámci obce Látky je vybudovaná kanalizačná sieť, ktorá je však t. č. nefunkčná. Všetky trvale osídlené objekty obce majú vybudované vlastné žumpy alebo suché hygienické zariadenia na

likvidáciu odpadových vôd, čo však nepredstavuje vhodný spôsob vzhľadom na súčasné požiadavky pre zneškodňovanie OV.

Prioritným cieľom obce Látky v súčasnom období je dobudovať kanalizačnú sieť s vybudovaním novej čistiarne odpadových vôd.

Zhodnotenie kvality vody vo vodárenskej nádrži a prítokoch VN Málinec

Sledovanie kvality vody vo vodárenskej nádrži Málinec a jej prítokoch vykonáva SVP, š.p. odštepný závod Banská Bystrica od vybudovania samotnej nádrže. Odbery vzoriek a ich následné vyhodnocovanie sa realizuje s početnosťou 24 x ročne, čo predstavuje odber vody 2 x za mesiac.

Sledovanie kvality vody pre odbery na pitné účely sa vykonáva so zohľadnením Smernice rady 75/440/EHS z roku 1975 o požiadavkách na kvalitu PV určenú na odber pitnej vody, ako aj podľa Smernice rady 7579/869/EHS z roku 1979, ktorá sa týka metód merania a frekvencie odberu vzoriek a analýz povrchovej vody určenej na odber pitnej vody. Cieľom hodnotenia kvality vody podľa uvedených dokumentov je zjednotenie odberov vzoriek a analýz povrchovej vody, čím sa vytvoria rovnaké podmienky sledovania v jednotlivých štátoch a zabezpečí sa zníženie znečistenia vôd.

Odber vzoriek povrchovej vody vykonáva OZ Banská Bystrica prostredníctvom Odboru ochrany kvality vôd. Odbery a vyhodnocovanie vzoriek sa zameriava na prítomnosť fekálnych koliformných, psychrofilných, ako aj iných druhov baktérií, výskyt dusičnanov a dusitanov, amoniaku, pH vody a iných biologických a mikrobiologických ukazovateľov.

Z meraní kvality povrchových vôd vyplýva, že najhoršie ukazovatele dosiahla kvalita vody v rokoch 1997 – 1998 na vodných tokoch Chocholná a Smolná ako prítokoch rieky Ipeľ nad vodárenskou nádržou, a to z hľadiska výskytu psychrofilných a koliformných baktérií bola nameraná trieda IV.

Na základe dlhodobých meraní a sledovaní kvality vody v predmetnej lokalite je zrejmé, že najviac koliformných baktérií ako indikátora znečistenia vody teplokrvnými živočíchmi (aj človekom) v povrchových vodných tokoch vtekajúcich do VN Málinec, sa vyskytuje v mesiacoch jún – september, kedy v povodí vrcholí sezóna pasenia hospodárskych zvierat, rastlinnej výroby a letnej rekreácie.

Odbery vzoriek a určovanie kvality vody v jednotlivých profiloch povodia napomáha prevádzkovateľovi – OZ Banská Bystrica aj pri vykonávaní pravidelných kontrol, kedy sa zameriava práve na lokality so zvýšenými koncentráciami znečistenia povrchovej vody.

Súčasné požiadavky v rámci jednotlivých činností v OP VN Málinec

V súvislosti s vydaním rozhodnutí orgánmi štátnej vodnej správy o vymedzení ochranných pásiem a spôsobe hospodárenia v nich došlo po vybudovaní VN Málinec k zmene štruktúry osídlenia posudzovanej oblasti. Väčšina obyvateľstva sa v súčasnosti sústreďuje v obci Látky, ostatné sídelné útvary vo forme osád sú trvalým osídlením zaťažené len minimálne, pričom sú v súčasnom období využívané predovšetkým na rekreačné účely.

V období posledných rokov správca VN Málinec zaznamenal zvýšený záujem o prestavbu jestvujúcich, ako aj o výstavbu nových objektov v III. ochrannom pásme VN Málinec. Súčasná ponuka ubytovacích kapacít v predmetnom území nepostačuje pokryť nároky na neustále sa zvyšujúce požiadavky turistov, a to z hľadiska kvantity, ako aj kvality poskytovaných služieb.

Neustále vzrastajúci počet žiadateľov o stavebné povolenie vytvára tlak na príslušné stavebné úrady, ako aj prevádzkovateľa VN Málinec. Stavebná činnosť je podľa rozhodnutí o vymedzení OP obmedzená, čo nie je rešpektované niektorými stavebníkmi. V takých prípadoch je na posúdení orgánov štátnej správy ďalšia existencia takýchto nepovolených stavieb, ktoré tieto objekty zväčša dodatočne legalizujú.

Naďalej zostáva otvorený problém dvoch vlastníkov hospodárskych objektov v obci Ipeľ v II. ochrannom pásme nádrže, z usadlostí ktorých sú odpadové vody odvádzané priamo do okolitého terénu bez ochranných opatrení.

V súčasnosti vypracovaný územný plán obce Málinec (II. ochranné pásmo) plne rešpektuje opatrenia uvedené v horeuvedených rozhodnutiach o vymedzení ochranných pásiem, pričom v rámci

katastrálneho územia obce Málinec sa predpokladá do roku 2015 využitie jestvujúcich objektov, a to len na rekreačnú činnosť.

V rámci obcí Ipeľský Potok, Málinec a Látky bola rozhodnutím ONV v Lučenci v roku 1974 vyhlásená stavebná uzávera s tým, že bola povolená výstavba len za podmienok splnenia hygienických opatrení daných okresným hygienikom Lučenec. Stavebná uzávera bola v roku 1995 zrušená s odvolaním sa na platné rozhodnutia o vymedzení ochranných pásiem a spôsobe hospodárenia v nich, v ktorých je stanovené, za akých podmienok je možné stavebnú činnosť v OP vykonávať.

V roku 1981 začali práce na vyhotovení Územného plánu obce Látky, ktorý bol dokončený v roku 1987 s tým, že nerešpektoval III. ochranné pásmo VN Málinec. V súčasnom období nie je v rámci obce Látky vypracovaný žiadny dokument, ktorý by rešpektoval opatrenia v ochranných pásmach vodárenskej nádrže.

Aktuálne Obecný úrad v Látkach pracuje na dopracovaní projektovej dokumentácie pre vybudovanie kanalizácie a ČOV vzhľadom na v súčasnosti kladené kvantitatívne požiadavky na zneškodňovanie odpadových vôd v predmetnej lokalite.

Návrh na riešenie problematiky ochranných pásiem VN Málinec

Na základe zvyšujúceho sa počtu žiadostí o prestavbu jestvujúcich, resp. výstavbu nových objektov, prevažne rekreačných chát a penziónov, SVP, š.p. OZ Banská Bystrica vypracoval „Štúdiu ekologicky únosnej zástavby v ochranných pásmach vodárenskej nádrže Málinec“, ktorá by mala predstavovať podklad pre územno-plánovaciu dokumentáciu obcí Látky a Málinec, pričom po odsúhlasení štúdie orgánom štátnej vodnej správy by táto mala predstavovať záväzný podklad pre rozhodovaciu činnosť a povoľovanie stavieb orgánov štátnej správy v ochranných pásmach nádrže.

Súčasne OZ Banská Bystrica ako správca a prevádzkovateľ VN Málinec vypracuje návrh na zmenu rozhodnutia o vymedzení ochranných pásiem a spôsobe hospodárenia v nich, do ktorého zapracuje aj závery uvedenej štúdie, v ktorej správca nádrže stanovuje limity zástavby, ktoré boli zo strany orgánov štátnej správy akceptované.

Záverom je potrebné uviesť, že prioritou prevádzkovateľa VN Málinec je zabezpečeniu ochrany kvality vody pre pitné účely, avšak aj zosúladenie požiadaviek potenciálnych stavebníkov a ostatných užívateľov ochranných pásiem, avšak s prioritou nezhoršiť, prípadne zlepšiť kvalitu povrchových a podzemných vôd v predmetnej lokalite a zároveň umožniť plnohodnotné využívanie územia v okolí vodárenskej nádrže Málinec aj na rekreačné účely, čo významnou mierou napomáha aj k hospodárskej udržateľnosti tejto turisticky atraktívnej oblasti.

Literatúra

SVP, š.p. odštepný závod Banská Bystrica, odbor vodohospodárskeho a technického rozvoja (2004): Štúdia ekologicky únosnej zástavby v ochranných pásmach vodárenskej nádrže Málinec,.

Bakaljarová M. (2005): Manipulačný poriadok pre vodnú stavbu Vodárenská nádrž Málinec, SVP, š.p. OZ Banská Bystrica.

Autor

Ing. Tomáš Ič, SVP, š.p. OZ Banská Bystrica, Partizánska 69, 974 01 Banská Bystrica, tomas.ic@svp.sk

VLIV DÉLKY ČASOVÉHO KROKU VÝPOČTU NA PŘESNOST ŘÍZENÉHO ODTOKU VODY Z NÁDRŽE ZA POVODŇOVÉ SITUACE S VYUŽITÍM FUZZY REGULACE

Lubomír Jaroš

Článek se zabývá řízením odtoku vody z nádrže za povodňových situací a analýzou získaných řešení při simulaci odtoku vody z nádrže s využitím fuzzy regulátoru jako řídícího subjektu. Byl sestaven matematický a numerický model nádrže, který byl programován v prostředí Matlab 6.5. Pro řešení základní rovnice nádrže byla zvolena numerická metoda Runge-Kutta 4. řádu. Dále byly provedeny dvě varianty řízení odtoku vody z nádrže, a to s konstantním řídícím odtokem 50,0 m^3s^{-1} a s proměnným řídícím odtokem vody z nádrže. Pro každou z těchto dvou variant byly zvoleny různé délky časového kroku výpočtu a výsledky byly analyzovány. Byl tím ověřen předpoklad citlivosti numerické metody na zvolenou délku časového kroku řešení.

Klíčová slova: řízený odtok, fuzzy regulátor, Matlab, povodňová situace, Runge-Kutta 4. řádu, nádrž

Accuracy of a Solution on Length of Time Step for Control Discharge of Water from Reservoir during a Flood Passage Using a Fuzzy Regulation: *The main content of this contribution is controlling of water discharge from the reservoir during flood passage and solution analysis from simulation of water discharge from reservoir using the fuzzy regulator as control subject. The mathematic and the numerical model were built up. This model was written in the Matlab 6.5. The Runge-Kutta method of the 4^{th} order was chosen for solution. Two simulations were solved: with constant value of water discharge (50,0 m^3s^{-1}) and with variable water discharge from the reservoir. The various length of time steps were chosen for these simulations and results were discussed. The sensitivity of the numerical method to length of time step was demonstrated.*

Key words: control, operational, fuzzy regulator, Matlab, flood, Runge-Kutta 4^{th} order, reservoir

---

ÚVOD

Stejně jako v řadě evropských zemí, které byly v průběhu devadesátých let postiženy rozsáhlými povodněmi, vyvolaly katastrofální povodně v roce 1997 a 2002 pozitivní obrat ve vnímání významu povodňové ochrany v České republice. Tento posun byl navíc umocněn značným rozsahem finančních prostředků, které bylo nutno vynaložit, především z veřejných rozpočtů, k odstranění škod způsobených povodněmi. Účinné řízení odtoku vody nádrží výrazně přispívá k ochraně území pod nádrží před povodňovými průtoky. Ochrana před povodněmi není nikdy absolutní. Lze však částečně snížit povodňové kulminační průtoky a příznivěji ovlivnit časový průběh povodní. Proto je snaha přistoupit k takovým opatřením, kterými bychom byly schopni snížit negativní účinky povodní na co nejnižší únosnou mez. Tato opatření můžeme rozdělit do dvou hlavních celků:

1. Strukturální opatření.

Mezi strukturální opatření můžeme zařadit takovou činnost, jejíž výsledný efekt vede ke snížení hydrogramu povodně, jako například snížení rychlosti odtoku vody z povodí (změna typu pokryvu, realizace zasakovacích pásů, svodných příkopů a jejich napojení na suché nádrže), výstavba poldrů, řízená inundace atd. Tyto opatření jsou převážně velmi finančně nákladné.

2. Nestrukturální opatření.

Jedná se o varovné protipovodňové systémy a efektivní operativní řízení odtoku vody z nádrží. Jedná se především o operativní řízení odtoku vody z povodí jednou a více nádržemi. Cílem je snaha o snížení kulminačních průtoků hydrogramu povodňové vlny na přijatelnou úroveň. Realizace těchto opatření jsou podstatně méně finančně náročné, neboť se jedná o zdokonalení chování již existující systémů.

Příspěvek se zabývá stanovením řízeného odtoku vody z nádrže pomocí fuzzy regulace pro předepsaný průběh řídící veličiny za povodňové situace a stanovením intervalů odchylek pro zvolenou délku časového kroku výpočtu. Jedná se o řízení in-line, bez přímé účasti člověka na řízení.

METODA

Matematický model toku vody nádrží

Základním podkladem pro řešení i provozování nádrží jsou údaje o přítoku vody do nádrže Q(t) a odtoku vody z nádrže O(t), které jsou funkcí času. Obě funkce jsou natolik složité, (zejména Q(t)), že je problematické je analyticky popsat. Pro jejich interpretaci volíme tabelární nebo grafické zpracování, kde mohou nabývat diskrétních nebo spojitých hodnot závislých na čase. Okamžitý vztah mezi Q(t), O(t) a V(t) popisuje základní rovnice nádrže

$$Q(t) - O(V(t)) = \frac{dV}{dt}. \qquad (1)$$

Numerický model toku vody nádrží

Pro numerický model byla zvolena metoda Runge-Kutta 4. řádu, která poměrně vysokou přesností, při hledání funkce $y(x)$ na intervalu $\langle a,b \rangle$, která je řešením obyčejné diferenciální rovnice prvního řádu

$$y' = f(x, y) \qquad (2)$$

s počáteční podmínkou $y(a) = c$. Hodnota proměnné x udává zpravidla buďto časový okamžik anebo prostorovou souřadnici a diferenciální rovnice vyjadřuje fyzikální zákon, podle kterého se studovaný proces řídí (Dalík, 1997).

V našem případě budeme touto numerickou metodou řešit základní rovnici nádrže, kde hledané řešení bude představovat průběh funkce $H(V(t))$. Základní rovnici nádrže můžeme přepsat tedy do tvaru

$$V'(t) = \frac{dV(t)}{dt} = Q(t) - O(H(V(t)), u), \qquad (3)$$

kde u je otevření spodních výpustí a je na časovém úseku dt konstantní. Rovnici (3) můžeme psát obecně ve tvaru

$$\frac{dV(t)}{dt} = f(t, H(V(t))), \qquad (4)$$

kde $f(t, H(V(t)))$ je konečně diferencovatelná. Označme v dalším textu $V(t)$ symbolem V_0 (objem vody v nádrži na začátku zvoleného časového intervalu) a $V(t + \Delta t)$ symbolem V_1 (objem vody v nádrži na konci zvoleného časového intervalu). Dále je uvedeno řešení základní rovnice nádrže metodou Runge-Kutta 4. řádu pro diferenciální rovnici 1. řádu (Starý, 1990)

$$V_1 - V_0 = \frac{K_1 + 2K_2 + 2K_3 + K_4}{6}, \qquad (5)$$

kde

$$\begin{aligned} K_1 &= \Delta t \cdot f(t, H(V(t))) \\ K_2 &= \Delta t \cdot f\left(t + \frac{\Delta t}{2}, H\left(V(t) + \frac{K_1}{2}\right)\right) \\ K_3 &= \Delta t \cdot f\left(t + \frac{\Delta t}{2}, H\left(V(t) + \frac{K_2}{2}\right)\right) \\ K_4 &= \Delta t \cdot f(t + \Delta t, H(V(t) + K_3)) \end{aligned} \qquad (6)$$

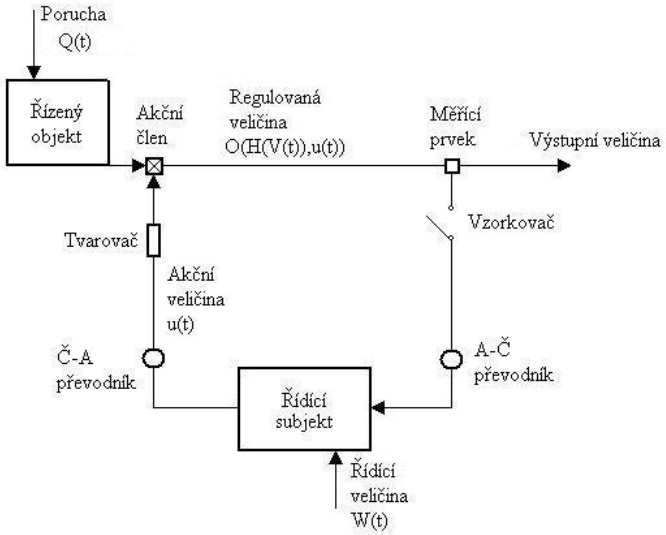
Užití metody Runge-Kutta 4. řádu pro aproximaci je zatíženo chybou $\theta(\Delta t^5)$. Proto má široké užití.

Regulační obvod

Schéma regulačního obvodu použitého pro řízení odtoku vody z nádrže je znázorněno na obr. 1. Úkolem regulátoru je udržovat hodnotu řízené veličiny $O(t)$ na předepsané hodnotě řídící veličiny $W(t)$. Jejich rozdíl vytváří regulační odchylku (Nacházel, Starý, Zezulák, 2004)

$$e(t) = W(t) - O(t), \qquad (7)$$

Z níž se určuje v regulátoru hodnota akčního zásahu $u(t)$ v čase t.



Obr. 1 Schéma regulačního obvodu.

Fig. 1 The control system figure.

Dynamické chování celého regulačního obvodu, kterým regulátor reaguje na změnu regulační odchylky, nazýváme regulačním pochodem. Obecně ho lze tedy vyjádřit příslušnými diferenciálními rovnicemi popisujícími vztah regulované veličiny a řídící veličiny nebo regulované veličiny a poruchy. Tyto vlastnosti závisejí na dynamických vlastnostech jednotlivých členů regulačního obvodu. Stabilita je jednou ze základních podmínek regulačního obvodu. Regulační obvod je stabilní, když při vzniku regulační odchylky dosáhne regulovaná (řízená) veličina v relativně krátkém čase hodnoty předepsané veličinou řídící. Regulační obvod musí být ve všech případech stabilní. Pro posouzení této stability byla odvozena řada kritérií, např. Hurwitzovo, Routh-Schuzovo, Nyquistovo a další.

Podmínka stability regulačního obvodu je podmínkou nutnou, ne však postačující. Podstatné je chování obvodu v přechodovém ději, který se obvykle oceňuje podle průběhu regulované veličiny při jednotkové skokové změně veličiny vstupní, např. poruchové. Je to jeden z nejméně příznivých jevů, které musí obvod zvládnout. Kvalitu regulačního jevu proto oceňujeme podle přechodové charakteristiky a oceňujeme ji dobou odezvy, za kterou je dosaženo předepsané odchylky (v procentech ustálené veličiny, např. 5%, 2%, 1%) a charakterem přechodového děje, jenž může být buď aperiodický, nebo kmitavý. Požadavky na kvalitu regulačního pochodu mohou být různé a protichůdné. Pak je nutné volit určitý kompromis.

Do regulovaného procesu je třeba zasahovat tak, aby se regulační odchylka neustále udržovala na své minimální, popř. nulové, hodnotě. Proto jsou důležité vztahy mezi akční veličinou a aktuální hodnotou odchylky. Podle nich se zpravidla rozlišují tři základní typy regulátorů (Kubík, Kotek, Strejc, Štěcha, 1982), (Nacházel, Starý, Zezulák, 2004):

- proporcionální regulátor (P), derivační regulátor (D), integrační regulátor (I).

Další typy pak získáme jejich kombinací:

- proporcionálně-derivační (PD), proporcionálně-integrační (PI), proporcionálně-integračně-derivační (PID).

V aplikaci byl použit proporcionálně-integrační regulátor (PI), který se zpravidla popisuje rovnicí

$$\Delta u_k = K_P \Delta e_k + K_I e_k , \qquad (8)$$

kde K_P je proporcionální konstanta, K_I je integrační konstanta a k představuje chronologickou posloupnost sledovaného období, kde $k = 1,2,..,n$.

Výsledný akční zásah v diskrétním kroku k lze zapsat ve tvaru

$$u_k = u_{k-1} + \Delta u_k . \qquad (9)$$

Popisující rovnice (8) proporcionálně-integrační regulátor (PI) byla nahrazena pravidly obsaženými v bázi pravidel ve tvaru

$$IF \quad e = \langle hodnota \rangle \quad AND \quad \Delta e = \langle hodnota \rangle \quad THEN \quad \Delta u = \langle hodnota \rangle \qquad (10)$$

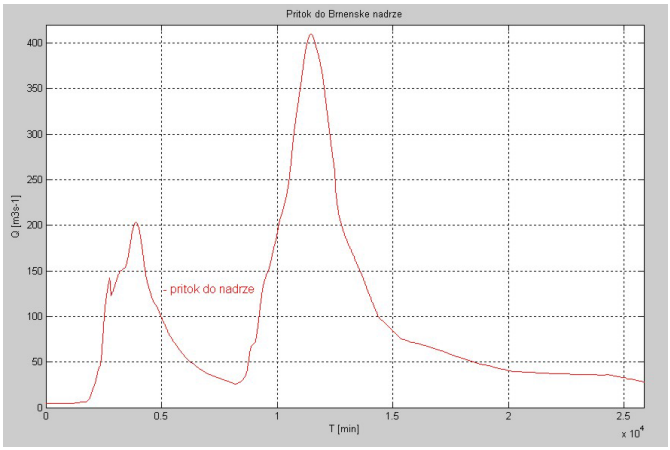
kde značí: e - regulační odchylku mezi řídicím a řízeným odtokem, Δe- změnu regulační odchylky, Δu - změnu akčního zásahu (např. změna otevření spodních výpustí). Nově určené změny akčního zásahu jsou tedy dány součtem akčního zásahu v předchozím časovém kroku a změny Δu. Je použit fuzzy inferenční systém Mamdani. Defuzzifikace je prováděna metodou středu plochy.

APLIKACE

Numerický model

Řešení využívá teorie fuzzy regulace pro řízení provozu nádrže za průchodu povodně. Na samostatné nádrži byl ve vývojovém prostředí Matlab 6.5 naprogramován numerický model průchodu povodňové vlny nádrží. Model využívá fuzzy regulátor. Ten je schopen (při zadaném spojitém časovém průběhu veličiny řídící a spojitě se měnícím stavu nádrže) po zadaných časových krocích postupně určovat hodnoty změny veličiny akční, kterou představuje změnu nastavení spodních výpustí.

Modelovaná nádrž je fiktivní, podklady pro sestavení čáry zatopených ploch a čáry zatopených objemů byly převzaty z Brněnské nádrže (některé základní údaje Brněnské nádrže byly pozměněny, jedná se především o nahrazení hrazených přelivů pevnými přelivy, spodní výpusť se uvažuje pouze jedna a nebere se v potaz odtok vody přes elektrárnu). Vstupní veličinou je přítok vody do nádrže, který byl zadán hydrogramem. Hydrogram (viz obr. 2) je charakteristický dvěmi povodňovými vlnami.



Obr. 2 Hydrogram přítoku vody do namodelované nádrže.

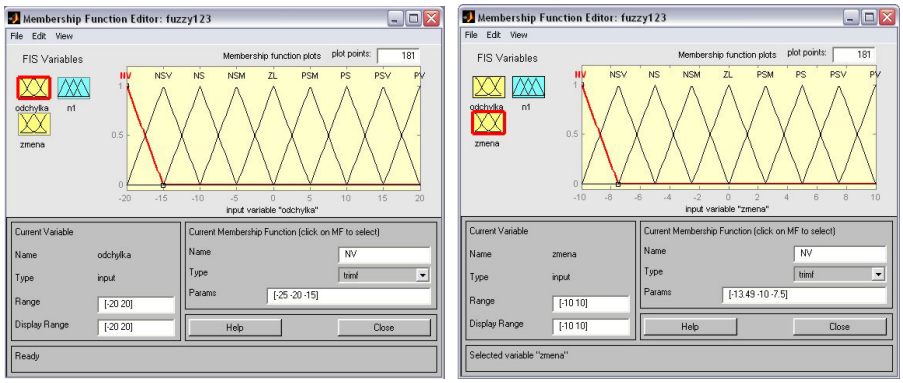
Fig. 2 Inflow hydrograph into the reservoir.

Délka časového kroku byla v počátečním stadiu výpočtu zvolena na hodnotu 1 minuta, a to především s ohledem na délku výpočtu. Později byly výsledky řešení obohaceny o získané výstupní hodnoty pro délky časových kroků 0,25; 0,5; 3,0; 5,0 a 10,0 minut.

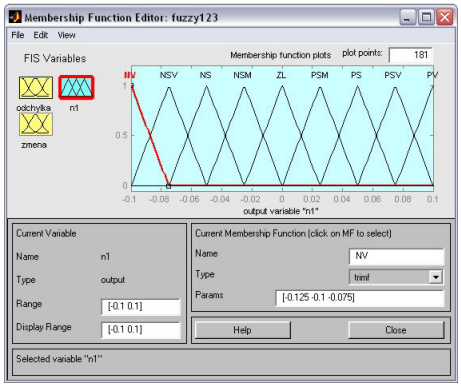
Na výstupu regulátoru (po provedení procesu fuzzifikace – inferenční mechanizmus – defuzzifikace) obdržíme pouze změnu akčního zásahu. Celkový akční zásah pak určíme jako $u_k = u_{k-1} + \Delta u_k$. Tento

vztah je realizován mimo fuzzy model, a to pomocí sumátoru, takže se v pravidlech neprojeví. Pro každou veličinu, ať už vstupní nebo výstupní, bylo zvoleno devět funkcí příslušnosti (viz obr. 3), ve kterých značí příslušný symbol odpovídající vágní ohodnocení: NV-záporná velká, NSV-záporná středně velká, NS-záporná střední, NSM-záporná středně malá, ZL-nulová, PSM-kladná středně malá, PS-kladná střední, PSV-kladná středně velká, PV-kladná velká. Z funkcí příslušnosti je sestavena matice, která se nazývá báze pravidel fuzzy regulátoru (viz tab. 1). První vodorovný řádek odpovídá vágnímu ohodnocení regulační odchylky, první sloupec odpovídá vágnímu ohodnocení změny regulační odchylky. Odpovídající kombinace příslušného řádku a sloupce odpovídá přiřazenému vágnímu ohodnocení změny otevření spodní výpusti.

a) b)



c)



Obr. 3 Funkce příslušnosti vstupních hodnot (viz. a) a b)) a výstupní hodnoty (viz. c)) fuzzy regulátoru.

Fig. 3 Membership functions of input quantities (viz. a) a b)) and output quantity(viz. c)) of the fuzzy regulator.

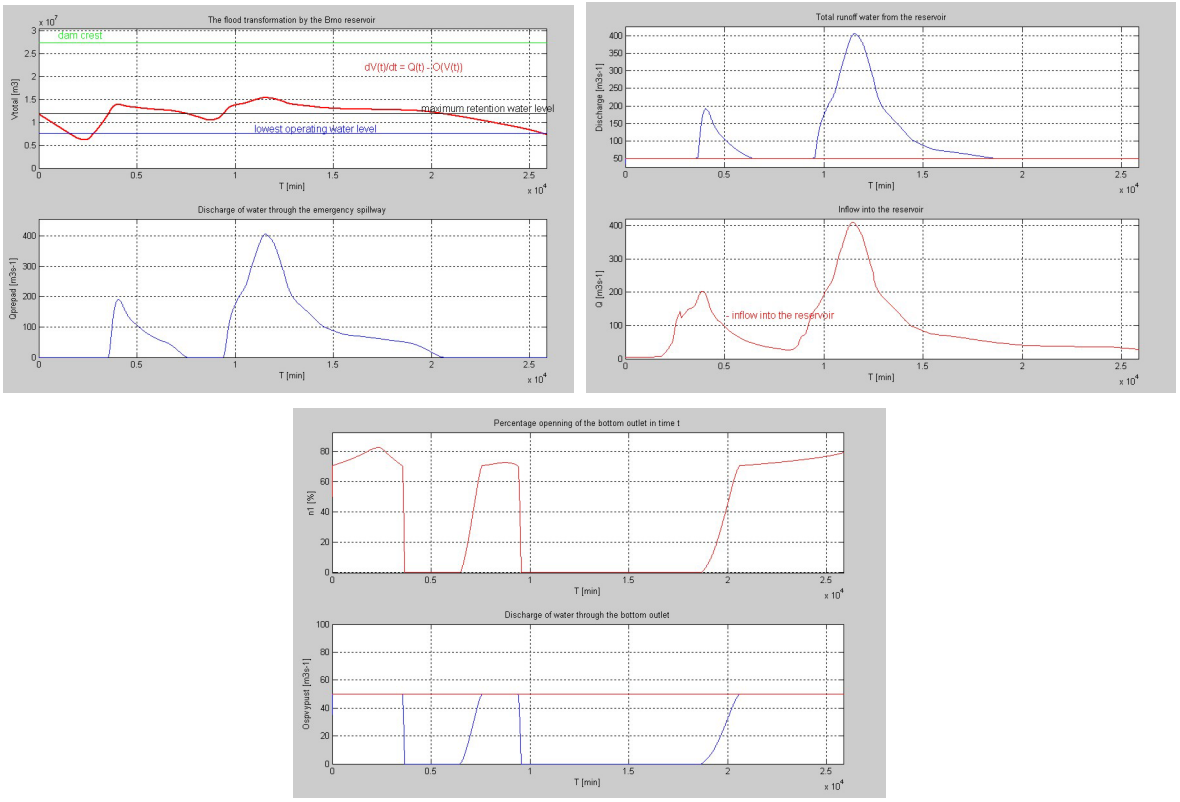
Tab. 1 Tabulka báze pravidel.

Tab. 1 The base rules table.

e\Δe	NV	NSV	NS	NSM	ZL	PSM	PS	PSV	PV
NV	PV	PV	PV	PV	PV	PSV	PS	PSM	ZL
NSV	PV	PV	PV	PV	PSV	PS	PSM	ZL	NSM
NS	PV	PV	PV	PSV	PS	PSM	ZL	NSM	NS
NSM	PV	PV	PSV	PS	PSM	ZL	NSM	NS	NSV
ZL	PV	PSV	PS	PSM	ZL	NSM	NS	NSV	NV
PSM	PSV	PS	PSM	ZL	NSM	NS	NSV	NV	NV
PS	PS	PSM	ZL	NSM	NS	NSV	NV	NV	NV
PSV	PSM	ZL	NSM	NS	NSV	NV	NV	NV	NV
PV	ZL	NSM	NS	NSV	NV	NV	NV	NV	NV

Realizované simulace řízení odtoku vody z nádrže

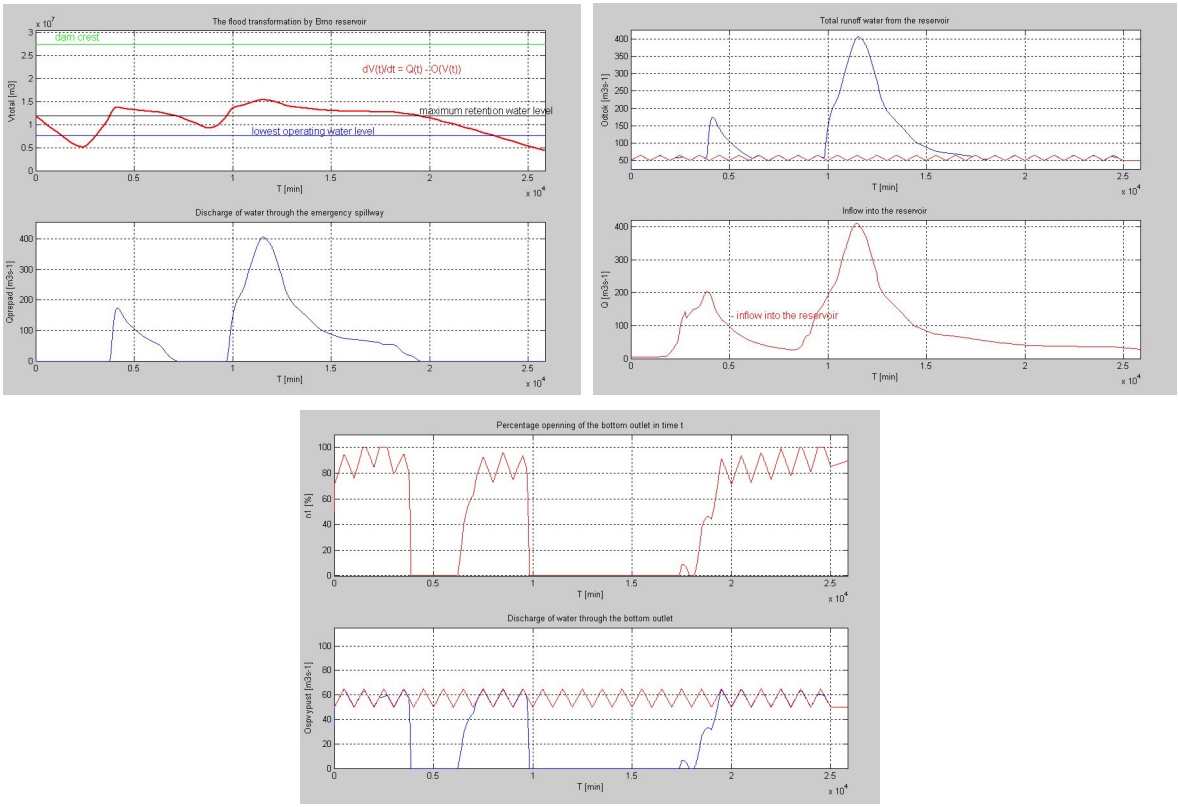
Na numerickém modelu byly doposud provedeny dvě simulace odtoku vody z namodelované nádrže. Byly zvoleny dva průběhy řízení odtoku vody z nádrže, a to v první variantě konstantní řízený odtok 50,0 m^3s^{-1} a v druhé variantě řízený odtok vody proměnný v čase t. Pro obě varianty byly provedeny výpočty s délkou časových kroků 0,25; 0,5; 1,0; 3,0; 5,0 a 10,0 minut. Výsledky jsou graficky znázorněné na obr. 4 pro první variantu řešení s $\Delta t = 0{,}5$ minut a na obr. 5 pro druhou variantu řešení také s $\Delta t = 0{,}5$ minut.



Obr. 4 Grafické znázornění výsledků pro řízený odtok 50,0 m^3s^{-1}.

Fig. 4 Graphical outputs for controlling discharge 50,0 m^3s^{-1}.

Na obrázcích 4 a 5 je vždy jako první graficky znázorněna závislost stavu objemu v namodelované nádrži na čase t. Pod tímto grafem se nachází hydrogram přítoku vody do nádrže, který je zadán 432 záznamy okamžitých hodinových průtoků ze srpna 2002. Na dalším grafu je znázorněn celkový řízený odtok vody z nádrže, na kterém si můžeme povšimnout, že tam kde je to možné se nám fuzzy regulátor snaží dodržet námi požadovaný řízený odtok z nádrže, ať už jde o první nebo druhou variantu řešení. Jen v případech, kdy hladiny vody v nádrži dostoupí kóty bezpečnostního přelivu a začne přes přeliv přepadat určité množství vody, začne fuzzy regulátor uzavírat spodní výpustě. V případě, kdy přepadové množství přepadající přes přeliv je rovno nebo větší požadovanému odtoku z nádrže, nezbude fuzzy regulátoru nic jiného, než uzavřít spodní výpustě a nechat tyto povodňové průtoky přejít přes bezpečnostní přeliv. V momentě, kdy přepadové množství přepadající přes přeliv poklesne pod požadované odtokové množství, začne fuzzy regulátor opět pozvolna otevírat spodní výpustě a reagovat tak na spojitě se měnící stav hladiny vody v nádrži. Na posledních třech grafech je postupně znázorněn průběh manipulace fuzzy regulátoru se spodními výpustmi, výtokové množství spodní výpustí z nádrže a přepadové množství přepadající přes přeliv.

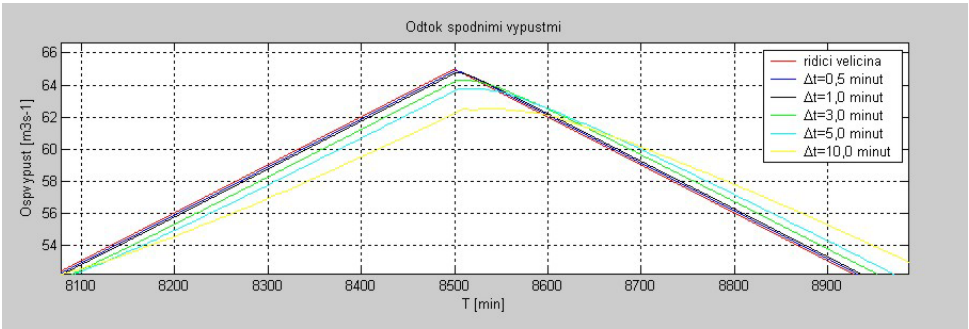


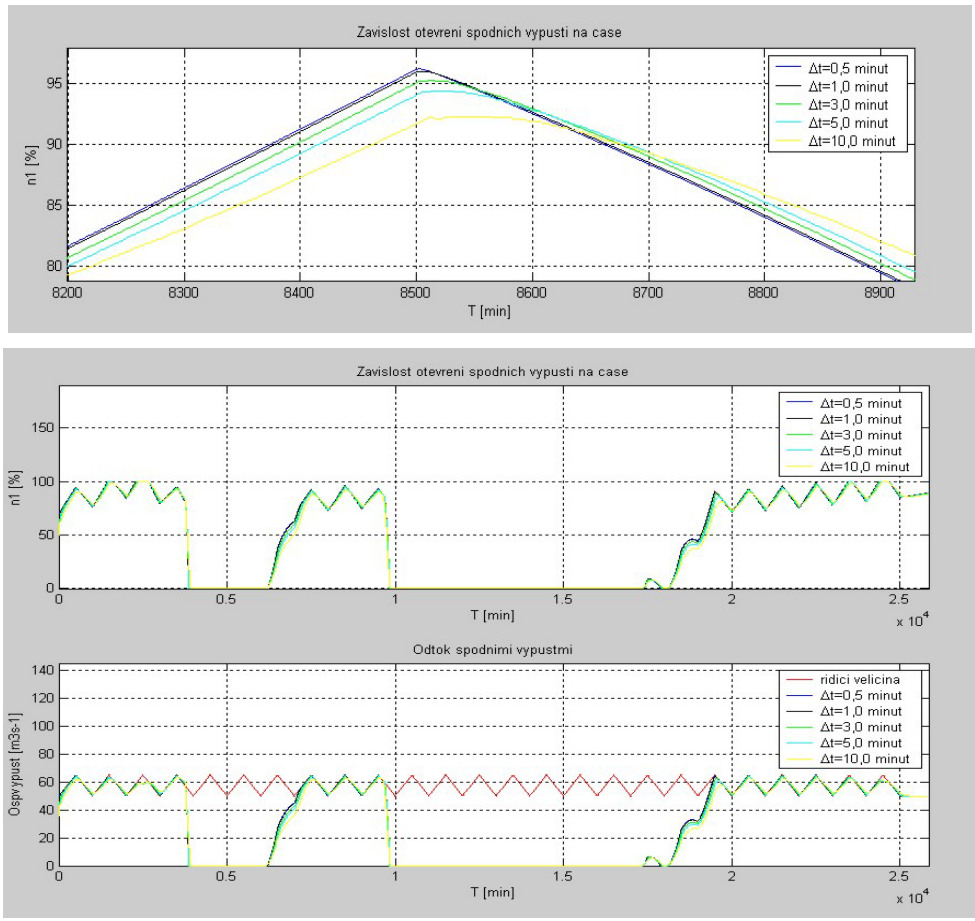
Obr. 5 Grafické znázornění výsledků pro řízený odtok měnící se v čase t

Fig. 5 Graphical outputs for controlling discharge variable in time t.

Vliv zvolené délky časového kroku výpočtu na přesnost řešení

Již v kapitole věnované popisu numerického modelu toku vody nádrží byla nastíněna problematika přesnosti výpočtu řešení zvolenou numerickou metodou na délce časového kroku výpočtu Δt. Na obr. 6. je na prvním obrázku znázorněna grafická závislost skutečného odtoku vody spodními výpustmi na čase t, při zvolené délce časového kroku výpočtu. Červená čára představuje předepsanou funkci odtok vody z nádrže. Ostatní čáry představují skutečný odtok v závislosti na délce časového kroku výpočtu Δt. Na následujícím obrázku je zobrazena grafická závislost procentuelního otevření spodní výpustě i na čase t, při zvolené délce časového kroku výpočtu. Celkový průběh jednotlivých výsledků řešení odtoku vody spodní výpustí a procentuelního otevření spodní výpustě na čase t je znázorněno na posledním obrázku. Z výsledků je patrné, že čím menší délka časového kroku výpočtu Δt, tím přesnější výsledky řešení. Je však potřeba podotknout, že však značně narůstá potřeba strojového času na samotný výpočet. Pro porovnání bylo řešení provedeno na dvou počítačových sestavách a byly do tab. 2 zaznamenávány hodnoty volených délek výpočtových kroků Δt a potřeba strojového času. Grafické znázornění je na obr. 7.





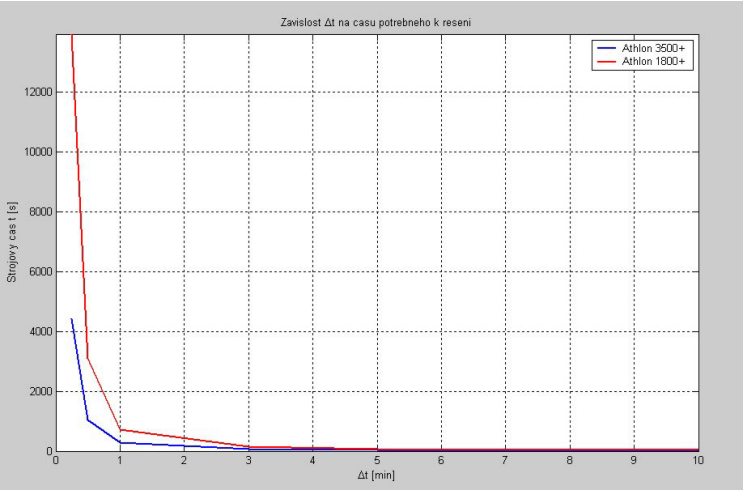
Obr. 6 Přesnost řešení na zvolené délce časového kroku Δt.

Fig. 6 Accuracy of the solution on the length of time step Δt.

Tab. 2 Potřeba strojového času.

Tab. 2 Computing time requirement.

Typ počítačové sestavy	Délka časového kroku Δt [min]	Strojový čas T [s]	Intervaly odchylek [m^3s^{-1}]
Procesor Athlon 1800+, 512 MB RAM	0.25	13941.3	<-0.06;0.02>
	0.5	3112.5	<-0.15;0.05>
	1.0	711.863	<-0.25;0.08>
	3.0	136.627	<-0.92;0.29>
	5.0	63.181	<-1.36;0.4>
	10.0	28.751	<-2.89;1.26>
Procesor Athlon 64 3500+, 1024 MB RAM	0.25	4425.8	<-0.06;0.02>
	0.5	1035.9	<-0.15;0.05>
	1.0	279.047	<-0.25;0.08>
	3.0	60.406	<-0.92;0.29>
	5.0	30.875	<-1.36;0.4>
	10.0	14.266	<-2.89;1.26>



Obr. 7 Graf potřeby strojového času na Δt.

Fig. 7 Graph of the computing time requirement depending on Δt.

ZÁVĚR

Činnost fuzzy regulátoru byla ověřena na dvou simulacích řízení odtoku vody z nádrže za povodňové situace. První simulace byla provedena pro konstantní řídící odtok vody z nádrže 50,0 m^3s^{-1} a druhá simulace pro proměnný řídící odtok vody z nádrže. Obě tyto varianty byly řešeny s délkami časových kroků 0,25; 0,5; 1,0; 3,0; 5,0; a 10,0 minut a jejich grafické výstupy byly porovnány s předepsaným řídícím odtokem vody z nádrže a stanoveny intervaly odchylek řešení od předepsaného řídícího odtoku vody z nádrže. Výsledky jsou patrné z tab. 2. Simulace byly provedeny na dvou počítačových stanicích různého hardwarového vybavení pro stanovení časové náročnosti výpočtu. Ze získaných výsledků vyplývá jeho velká časová náročnost u délek časových kroků menších než jedna minuta. Jejich potřeba strojového času zde rychle vzrůstá.
V současné době je snaha fuzzy regulátor nahradit natrénovanou umělou neuronovou sítí, kde očekáváme menší časovou náročnost na výpočet, ale větší intervaly odchylek, což představuje větší nepřesnost řešení.

Tento výsledek byl získán za finančního přispění MŠMT, projekt 1M6840770001, v rámci činnosti výzkumného centra CIDEAS.

Při řešení byly částečně využity teoretické výsledky dosažené v projektu GA ČR 103/04/0352 „Teorie operačního řízení vodohospodářských soustav za povodňových situací.“

Literatura

Dalík J.: Numerické metody. VUT v Brně, Akademické nakladatelství CERM, Brno 1997, 145 s., ISBN 80-214-0646-1

Kubík S., Kotek Z., Strejc V., Štěcha J.: Teorie automatického řízení. SNTL/ALFA, Praha/Bratislava, 1982

Nacházel K., Starý M., Zezulák J.: Využití metod umělé inteligence ve vodním hospodářství. Praha: Academia, 2004, 319 s., ISBN 80-200-0229-4

Starý M.: Nádrže a vodohospodářské soustavy. Brno: VUT FAST, 1990, 165 s., ISBN 80-214-0191-5

Autoři:

Ing. Lubomír Jaroš, Žižkova 17, 602 00 Brno, jaros.l@fce.vutbr.cz

VYUŽITIE IMUNOANALYTICKÝCH METÓD V STOPOVEJ ORGANICKEJ ANALÝZE VÔD

Skúsenosti s ELISA metódou a jej porovnanie s konvenčnou HPLC metódou

Zoltán Krascsenits, Mikuláš Bartal

V práci bola testovaná kompetitívna ELISA (Enzyme Linked ImmunoSorbent Assay) metóda na skupinové stanovenie triazínových herbicídov (atrazínu, prometrynu), alachlóru, isoproturónu a mikrocystínov vo vodách. Použili sa mikrotitračné dostičky s naviazanými protilátkami. Boli testované krížové reaktivity rôznych pesticídov a sinicových toxínov. Pritom sa vyhodnocovala tzv. hodnota IC_{50} (%) na základe odozvových kriviek látok. Boli zistené nasledovné hodnoty: ATRAZIN 0,25 $\mu g.l^{-1}$, ISOPROTURON 0,15 $\mu g.l^{-1}$,ALACHLOR 0,49 $\mu g.l^{-1}$, MCYST-LR 0,31 $\mu g.l^{-1}$, MCYST-RR 0,32 $\mu g.l^{-1}$, MCYST-YR 0,38 $\mu g.l^{-1}$. V ďalšej časti práce bol testovaný vplyv matrice vzorky. Výsledky potvrdili že obsah acetonitrilu významne neruší stanovenie ak je prítomný v množstve 0 – 10 % (v/v), resp. metanol v množstve 0 – 5 % (v/v). Kalibračné čiary sa vyhodnocovali v semilogaritmickom formáte, ktorým boli zistené regresné koeficienty v rozsahu r^2= 0,9985 až 1,0^2. Štatistickým vyhodnotením kalibračných kriviek boli určené hodnoty detekčných limitov pre jednotlivé látky. Tie dosahovali hodnoty rádovo desatiny až stotiny mikrogramov v litry vody bez predchádzajúceho zakoncentrovania analytov. ELISA metóda bola porovnávaná s konvenčnou HPLC metódou pomocou Youdenovho diagramu.

Kľúčové slová: ELISA, HPLC, pesticíd, mikrocystín, toxín, imunochémia, validácia metód

During the past years immunoassay became more and more important also as a method for environmental analysis, especially for the determination of pesticides and toxins. Comparison of conventional method (HPLC) with alternative ELISA method for the analysis of polar pesticides (atrazine, isoproturon, alachlor) and microcystins was done. The plate kit uses polyclonal antibodies, which bind both pesticides, microcystins and pesticide (microcystin)-enzyme conjugate. First the cross reactivity of the antibodies was evaluated. At the end also new, immunochemical method ELISA was compared with standard HPLC method. The value of correlation coefficient was 0,9318 which means, that also results obtained by immunochemical method are reliable.

Key wors: ELISA, HPLC, immunosensor, pesticide, algal toxin, method validation

---

ÚVOD

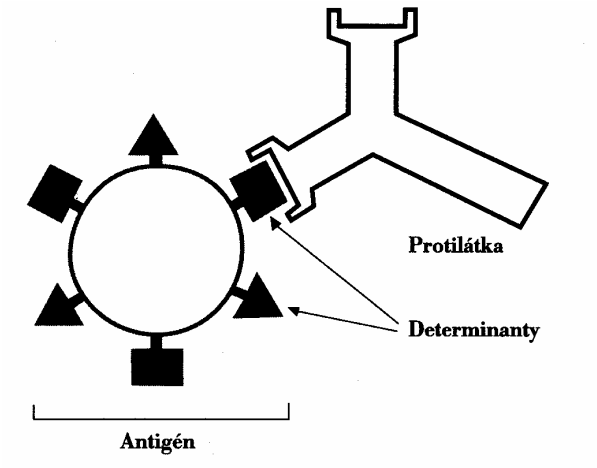
V súčasnosti rastie úsilie o monitoring zlúčenín nepriaznivo ovplyvňujúcich stav ekosystémov. Významnou skupinou týchto látok sú pesticídy, pri ktorých sa pozornosť zameriava na skúmanie ich vplyvu a transportu v životnom prostredí. Okrem vplyvov pesticídnych látok na zložky životného prostredia je zaznemenaná aj zvyšujúca sa eutrofizácia vôd. Príčinou eutrofizácie je hromadenie sa živín (dusík a fosfor) z poľnohospodárskej činnosti a nedokonale vyčistených komunálnych odpadových vôd. Použitie klasických analytických metód je časovo a z hľadiska technického vybavenia laboratórií veľmi náročné, čo má vplyv na obmedzenie počtu analyzovaných vzoriek. Zavedenie imunochemických metód na stanovenie rôznych organických látok umožnilo predchádzať niektorým z uvedených nedostatkov konvenčných metód. Vývoj imunochemických metód v environmentálnej analýze je relatívne nové. Prvé aplikácie boli komerčne dostupné pre stanovenie pesticídov v Európe v 90. rokoch 20. storočia, avšak využitie inunostanovení v predchádzajúcom období rapídne narástlo, vďaka vysokej špecifickosti a ďalším výhodám týchto stanovení v porovnaní s konvenčnými analytickými metódami. Tento trend je možné tiež pozorovať napr. v prijatí imunostanovenia US EPA ako skríningovej metódy na stanovenie celkového obsahu triazínov a iných organických kontaminantov. Imunostanovenia boli tiež zaradené medzi nové formy stanovenia ako sú multi-reziduálne metódy alebo flow-injection imunostanovenia. [1]

IMUNOCHÉMIA A IMUNOCHEMICKÉ METÓDY

Imunochemické metódy sú založené na interakciách antigén-protilátka, ktoré sa vyznačujú vysokou afinitou a špecifickosťou. Tieto vlastnosti umožňujú citlivé a selektívne stanovenie vybraných polutantov. Protilátky sú kľúčovými zložkami všetkých imunochemických metód. Sú charakterizované štruktúrou, ktorá umožní vytvorenie vysoko špecifickej interakcie s antigénmi. Priebeh reakcie antigénu s protilátkou sa meria na základe úbytku jedného z dvojice reaktantov alebo na základe tvorby reakčného produktu – antigén-protilátkového komplexu (imunokomplex). Pri vyhodnocovaní sa detekuje vznikajúci imunokomplex. [2, 3]

Antigény

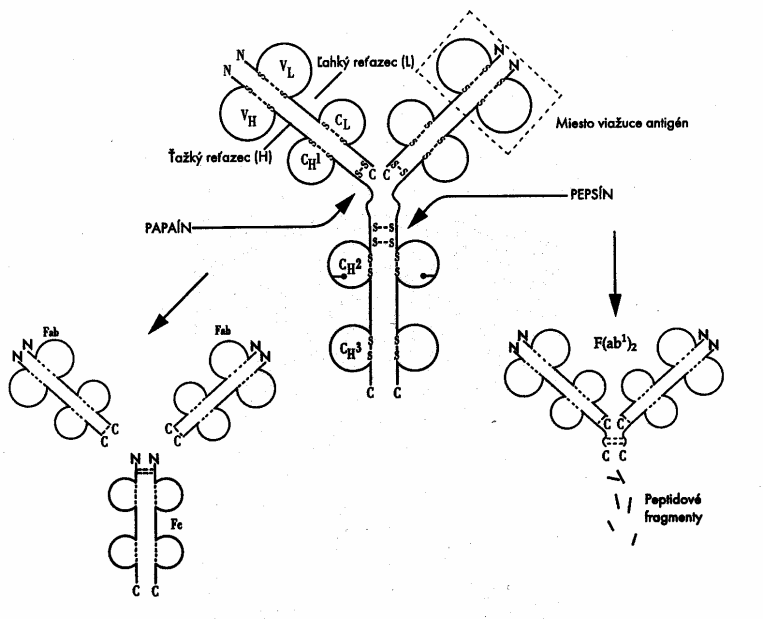
Ako **antigény** sa označujú makromolekulové látky prirodzeného alebo umelého (syntetického) pôvodu, ktoré imunitný systém rozpoznáva ako cudzie. Po vpravení do vhodného organizmu stimulujú tvorbu protilátok, čiže navodia *imunitnú odpoveď*. Takýto antigén označujeme ako kompletný antigén alebo **imunogén**. Veľmi malé molekuly samé osebe nie sú schopné indukovať imunitnú odpoveď, avšak nadviazaním sa na inú väčšiu molekulu, túto schopnosť získajú. Takáto látka sa označuje ako **haptén** a molekula, na ktorú sa nadväzuje sa označuje ako *nosič*. [4]. Antigén reaguje so svojou špecifickou protilátkou na spôsob „kľúč a zámka“, keď je jeho epitop ponorený do priehlbiny vytváranej variabilnými doménami ľahkých a ťažkých reťazcov protilátok (viď. obr. 1.).



Obr. 1 Schéma väzby antigénových determinantov s väzbovými miestami protilátky
Fig. 1 Scheme of the bindig of antigene with specific sites of antibody

Protilátky

Z chemického hľadiska protilátky patria medzi glykoproteíny čo bolo dokázané r. 1930 M. Heidelbergom. Hlavnou biologickou funkciou imunoglobulínov je protilátková aktivita, čo znamená, že molekula obsahuje *väzbové miesto*, ktoré sa môže špecifickým spôsobom nadviazať na determinantné skupiny antigénu, ktorý indukoval ich tvorbu. Základná molekula imunoglobulínu sa skladá zo štyroch polypeptidových reťazcov. Menší reťazec sa označuje ako ľahký (L - light), väčší reťazec sa označuje ako ťažký (H - heavy). L-reťazec sa viaže na ťažký reťazec prostredníctvom disulfidových väzieb a tvoria tvar písmena Y (viď. obr. 2.), podobné väzby spájajú aj oba ťažké reťazce. Na základe existencie rôznych ťažkých režazcov sa imunoglobulíny (Ig) delia do 5 základných tried - IgG, IgM, IgA, IgD, IgE. Ľahké reťazce sú dva, pričom ťažký reťazec sa kombinuje buď s jedným alebo druhým ľahkým režťazcom. [5]



Obr. 2 Schéma protilátky (odhalenie jej štruktúry pomocou papaínu a pepsínu)
Fig. 2 Scheme of the antibody (structure identification after enzymatic digestion with papaine and pepsine)

Z mechanizmu tvorby protilátok vyplýva, že každý antigénový determinant aktivuje len jeden klon buniek a ten potom syntetizuje len jeden druh imunoglobulínových molekúl. Keďže protilátky určitej špecifickosti sú výsledkom produkcie jedného klonu B-lymfocytov, imunitná odpoveď je **polyklonová**. [2] Myelómy sú nádorovo zvrhnuté B-lymfocyty, ktoré produkujú rovnaký typ protilátok, obyčajne ťažko zistiteľnej špecifickosti. Myelóm možno teda považovať za abnormálne veľký klon buniek a produkované protilátky sú **monoklonové**.

Termínom enzýmová imunoanalýza (EIA) sa označuje skupina imunoanalytických metód, ktoré v detekčnej alebo kvantifikačnej fáze používajú enzýmovú reakciu. Enzým je pritom kovalentne viazaný na niektorý z imunoreaktantov (antigén, haptén, protilátka, druhá protilátka) alebo v špeciálnom usporiadaní, napr. v homogénnej EIA sa pridáva priamo do reakčnej zmesi po vytvorení imunokomplexu. Citlivosť metód enzymových imunoanalýz limituje tvorba imunokomplexu, t.j. rovnovážna konštanta *K* reakcie antigénu s protilátkou. [6]

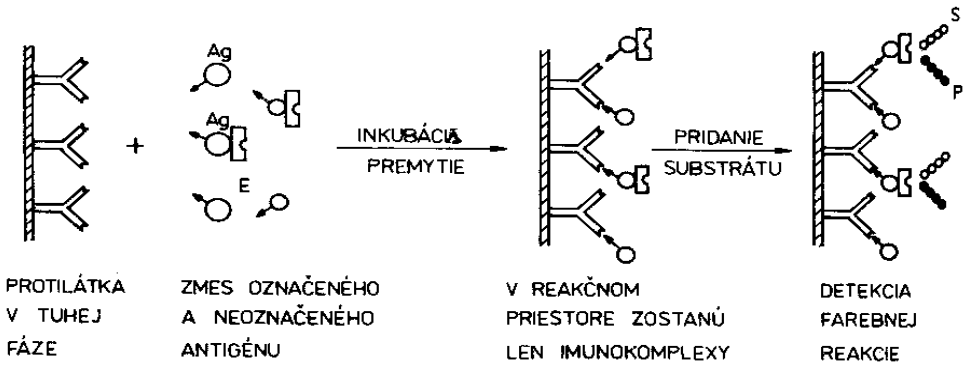
$$\mathbf{K = k_1 / k_2 = [Ab\text{-}Ag] / [Ab] . [Ag]}$$

K je rovnovážna asociačná konštanta, charakterizujúca silu väzby medzi antigénom a protilátkou. Asociačné konštanty komplexu antigén - protilátka majú pri optimálnych podmienkach hodnoty približne 10^{12} mol/l.

ELISA

Je to metóda heterogénnych enzýmových imunoanalýz, pričom jeden z reaktantov je na konci reakcie oddelený od imunokomplexu. Na oddelenie sa najčastejšie používajú tuhé povrchy – stena skúmavky alebo stena mikrotitračnej jamky. Najpoužívanejšou technikou v oblasti analýz životného prostredia je kompetitívna ELISA s imobilizovanými protilátkami: na tuhú fázu sa naviaže protilátka špecifická pre antigén, ktorý sa má stanoviť. Potom sa pridá známe množstvo enzýmom označeného antigénu a buď známe (štandardné) množstvo, alebo neznáme (analyzované) množstvo neoznačeného antigénu. Počas inkubácie súťaží označený antigén so štandardným alebo skúmaným (vzorka) neoznačeným antigénom. Po skončení inkubácie sa reakčný priestor (napr. jamka v mikrotitračnej doštičke) premyje tlmivým roztokom, čím sa odstránia voľné reaktanty. Zostanú len označené a neoznačené antigény

nadviazané na imobilizované protilátky. Potom sa pridá roztok substrátu, ktorý enzým prítomný v imunokomplexoch rozloží za vzniku farebného produktu. Intenzita zafarbenia roztoku s produktom enzýmovej reakcie sa meria spektrofotometricky. [2, 7]



Obr. 3 Schéma kompetitívnej ELISA pre antigén
Fig. 3 Scheme of the competitive ELISA reaction

V posledných piatich rokoch nastal intenzívny vývoj automatizovaných biosenzorov. Tieto prístroje fungujú na princípe kompetitívnej ELISA, namiesto enzýmov pri detekcii sú používané fluorescenčné farbivá. Pre monitorovanie chlórtriazínov vo vode bol vyvinutý imunosenzor, ktorý bol spojený s FIA systémom. Tento systém, označovaný ako RIANA (River ANAlyzer) s optickým imunosenzorom a bol použitý pre monitoring chlórtiazínov v povrchových vodách. [8,9,10]. Ďalším novovyvinutým biosenzorom je AWACSS - Automated Water Analyser Computer Supported System. Základom systému je prietoková injekčná analýza FIA spojená s nepriamou ELISA na stenách prietokovej cely. Tento senzor dosahuje nízke detekčné limity, môže súčasne stanovovať viac druhov kontaminantov vo vodách, môže pracovať priamo na mieste monitoringu a umožňuje diaľkové ovládanie internet. [11,12]

EXPERIMENTÁLNA ČASŤ

Cieľové analyty

Pesticídy

Z veľkého počtu pesticídov boli vybrané tie, pre ktoré boli dostupné ELISA súpravy a sú relevantné pre Slovenskú republiku, čiže sú registrované v SR a sú intenzívne používané v poľnohospodártve [13]. Tieto pesticídy boli zo skupiny tiazínových, fenylmočovinových a acetanilidových herbicídov. Hlavnými predstaviteľmi skupiny triazínových herbicídov sú atrazín, simazín a prometrýn. Ich cfyzikálno-chemické vlastnosti uvádza tabuľka 1.

Tab. 1 Triazínové pesticídy
Tab. 1 Triazine herbicides

Názov látky	Mol. Hmotnosť	Rozpustnosť vo vode (pH 7, 20 °C) $mg.l^{-1}$	Kow (log P) (25 °C)	Prípravok v SR
Atrazín	215,7	33	2,5	ATRANEX 50SC ZEAZIN S 40 GESAPRIM 90WG
Simazín	201,7	6,2	2,1	SIMAZIN 50SC GESAGARD 80WP
Prometrýn	241,1	33	3,1	PROMETREX 50SC

Zo skupiny fenylmočovinových herbicídov boli vybrané *diurón, isoproturón* lebo majú značné toxické účinky pre vodné organizmi, preto Európskou komisiou pre životné prostredie boli zaradené medzi prioritné polutanty (na Slovensku nie je registovaný žiadny prípravok s touto účinnou látkou) a *chlortolurón* ako najviac používaný močovinový herbicíd.
Zo skupiny chlóracetamidových herbicídov boli vybrané dva štruktúrne príbuzné látky - *metolachlór* a *acetochlór* nakoľko v posledných rokoch ich použitie má rastúcu tendenciu, sú pomerne pohyblivé v pôde a produkujú toxické degradačné produkty.

Tab. 2 Fenylmočovinové pesticídy
Tab. 2 Phenylureae herbicides

Názov látky	Mol. Hmotnosť	Rozpustnosť vo vode (pH 7, 20 °C) mg.l^{-1}	Kow (log P) (25 °C)	Prípravok v SR
Izoproturón	206,3	65 mg/l	2,5	TOLKAN FLO PROTURIN 500SC
Diurón	233,1	36,4 mg/l	2,8	-
Chlortoluón	212,7	74 mg/l	2,5	SYNCURAN 80DP LENTIPUR 500FW

Tab. 3 Chlóracetanilid pesticídy
Tab. 3 Anilidic herbicides

Názov látky	Mol. Hmotnosť	Rozpustnosť vo vode (pH 7, 20 °C) mg.l^{-1}	Kow (log P) (25 °C)	Prípravok
Alachlór	269,8	242mg/l	3,09	SALTO 50EC LASSO MTX
Metolachlór	283,8	488 mg/l	2,9	
Acetochlór	269,8	223 mg/l	3,03	ACENIT A 880EC GUARDIAN EC

Mikrocystíny

Cyanobaktérie a ich hlavné metabolity - cyanotoxíny , boli pozorované vo vodných telesách zahŕňajúcich aj vodné nádrže v celej Európe. Cyanotoxíny sú zahrnuté medzi prioritné nebezpečné látky v Rámcovej smernici o vodách (Water Framework Directive), ktoré môžu spôsobovať smrť zvierat a tiež vyvolať zdravotné ťažkosti alebo smrť u ľudí. Na Slovensku sa najčastejšie vyskytujú sinice z rodu Mycrocystis, ktoré produkujú hepatotoxíny – mikrocystíny (MCYST). Ich toxický účinok spočíva v inhibíci proteinových fosfatáz PP-1c a PP-2Ac, ktoré sú dôležitými enzýmami pri potlačení vzniku nádorov. Toxíny spôsobujú poškodenie štruktúry a funkcie pečene ako cieľového orgánu. Z tohoto dôvodu je potrebné ich kontinuálne monitorovanie v pitných vodách a tiež vo vodách pre rekreačné účely.

Chemikálie a materiál

Použili sa rozpúšťadlá čistoty pre organickú stopovú analýzu. Acetonitril, metanol, acetón, hexán, dichlórmetán a síran sodný, bezvodý, p.a. boli z Nemecka. Redestilovaná voda Milli-Q z USA bola pripravená ultrafiltráciou. Štandardy pesticídov (atrazín, alachlor, isproturon, ametryn, prometryn, propazin, simazin a terbutylazin) s čistotou najmenej 96 - 99 % boli zakúpené ako čisté látky z Nemecka a štandardy mikrocystínov MCYST-LR, MCYST-RR, MCYST-YR z Kanady. Z tuhých štandardov boli pripravené zásobné roztoky s koncentráciou 1000 µg.ml^{-1} v acetonitrile alebo v acetóne (simazín). Zriedením týchto roztokov sa pripravili pomocné a pracovné roztoky pesticídov s koncentráciou 25 µg.ml^{-1} v acetonitrile. Na prípravu mobilnej fázy pre HPLC experimentov bol použitý octan amónny najvyššej čistoty z Nemecka a kyselina trifluórooctová. Na izoláciu mikrocystínov z vody boli použité SPE kolónky STRATA SDB-L styréndivinylbenzén 100

μm, 500 mg zo Slovenska a pre pesticídy mikrokolónky plnené PLRP-S sorbentom. Na testovanie boli použité komerčné ELISA súpravy EnviroGard Plate Kit na stanovenie isoproturonu, alachlóru, triazinových pesticídov a mikrocystínov vo vodách z USA. Každá súprava obsahovala 96 jamkovú mikrotitračnú dostičku s naviazanými polyklónovými protilátkami, 1 vialku roztoku „negatívnej kontroly" (0,0 $\mu g.l^{-1}$), kalibračné roztoky, 1 vialku x-enzým konjugátu, 1 vialku substrátu, 1 vialku chromogénu a 1 vialku roztoku na ukončenie reakcie („stop solution").

Prístroje a zariadenia

HPLC

Kvapalinový chromatograf s diode-array UV detektorom

- UV- detektor diódového poľa
- chemostanica
- analytická kolóna 250 x 4,0 mm, 5μm (pesticídy)
- analytická kolóna 250 x 3 mm i.d., 5 μm (mikrocystíny)

Automatizovaná predkoncentračná SPE jednotka PROSPEKT

- SDU - solvent delivery unit
- SAMOS Win/SPE softwer

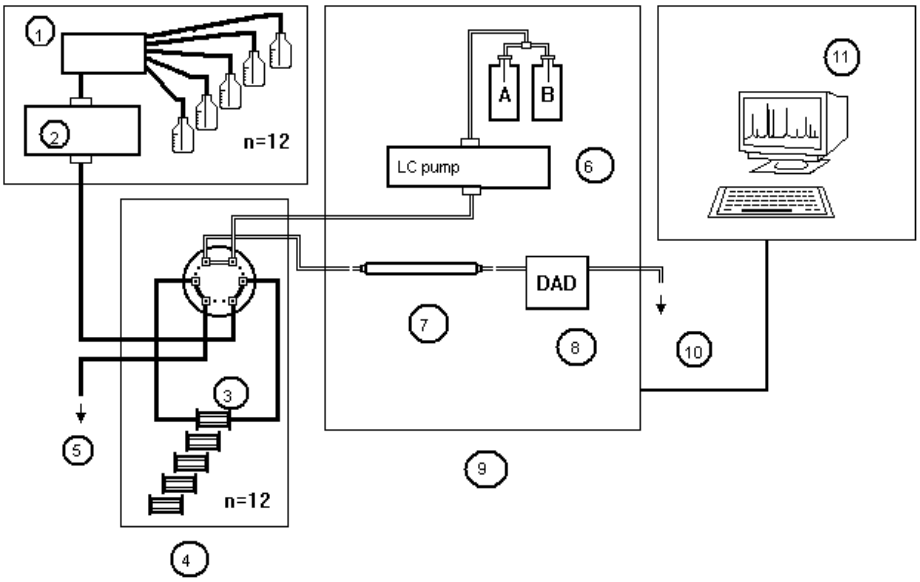
ELISA

Spektrofotometer pre mikrotitračné dostičky Plate Reader s počítačovým softvérom; automatická mikropipeta s nastaviteľným objemom.

Postupy

On-line SPE-HPLC/DAD-UV stanovenie pesticídov

Predkoncentrácia vzoriek bola uskutočnená pomocou automatizovaného systému PROSPEKT. Na zachytenie analytov boli použité SPE mikrokolónky s rozmerom 10 x 2,0 mm vnútorného priemeru. Kolónky boli pred analýzou kondicionované prečerpávaním 10 ml metanolu a 10 ml Milli Q vody pomocou SDU jednotky prietokovou rýchlosťou 5 $ml.min^{-1}$. Nasledovalo prečerpávanie 100 ml vzorky tiež rýchlosťou 5 ml/min. Zachytené analyty boli eluované priamo na analytickú kolónu gradientom mobilnej fázy. Mobilná fáza bola nasmerovaná na SPE kolónku pomocou automatického prepínania ventilov. Schému prístroja uvádza obrázok 8. Gradient mobilnej fázy bol nasledovný : lineárne z 10 % B na 50 % B za 30 minút a potom naspäť na 10 % B za 2 minúty s prietokom 1 $ml.min^{-1}$ (A - 1 $mmol.l^{-1}$ octan amónny s 2,5 % v/v acetonitrilu, B – acetonitril) Na detekciu bol použitý UV detektor diódového poľa, čo umožňuje kvantifikáciu v UV oblasti a identifikáciu látok pomocou UV-VIS spektier. Na kvantifikáciu pesticídov boli použité signály snímané pri vlnových dĺžkach 220 nm a 230 nm pre triazíny a 245 nm pre fenylmočoviny.



Obr. 4 Schéma zapojenia SAMOS SPE-HPLC/DAD-UV systému
1-SDU, 2-čerpadlo, 3-SPE kolónky, 4-PROSPEKT, 5,10-odpady, 6-HPLC pumpa, 7-analytická kolóna, 8-detektor, 9-HPLC HP 1090, 11-Chemostanica
Fig. 4 Scheme of the automatized SAMOS on-line SPE HPLC/DAD-UV system
1-SDU, 2-pump, 3-SPE column, 4-PROSPEKT, 5,10-waste, 6-HPLC pump, 7-analytical column, 8- detector, 9-HPLC HP 1090, 11-Chemstation

Off-line SPE -HPLC/UV analýza mikrocystínov

K extrakcii sa použilo 500 ml vzorky vody prefiltrovanej cez GF/C predfilter. Potom sa do vzorky pridal vodný roztok TFA a metanol. SPE kolónky boli kondicionované etylacetátom, metanolickým roztokom TFA, metanolom a utračistou vodou Milli-Q. Za tým nasledovala prekoncentrácia vzorky. Sorbent sa po prečerpaní vzorky vody s cieľom odstránenia balastných látok sa premýval postupne s 10 %, 20 %, 30 % vodnými roztokmi metanolu. Po vysušení v prúde vzduchu sorbované toxíny boli eluované s 0,1 % (v/v) metanolickým roztokom TFA. Extrakt sa zahustil odfúkaním so vzduchom a objem sa upravil metanolom na 150 μl. Chromatogram analýzy modelovej vzorky vody s koncentráciou mikrocystínov 1 μg.l-1 separované na analytickej kolóne Luna C-18, 250 x 3 mm i.d. so zrnitosťou 5 μm je uvedený na obrázku 5. Gradient mobilnej fázy bol nasledovný : lineárne z 20 % B na 70 % B za 30 minút a potom naspäť na 20 % B za 2 minúty s prietokom 0,6 $ml.min^{-1}$ (A – 5% v/v acetonitrilu a 0,05% v/v TFA vo vode, B – 0,05% v/v TFA v acetonitrile) Chromatografický proces separácie mikrocystínov bol monitorovaný UV detektorom pri vlnovej dĺžke 238 nm (na základe charakteristickej absorpcie UV žiarenia kyseliny ADDA pri 238 nm).

ELISA

Do vopred vyznačených jamiek bolo napipetované po 80 μl negatívnej kontroly, štandarných roztokov a vzoriek. Následne do každej jamky bolo pridaných 80 μl x-enzým konjugátu. Obsah jamiek bol premiešaný opatrným krúživým pohybom a jamky sa zakryli parafilmom. Takto pripravené jamky sa nechajli inkubovať po dobu 1 h pri laboratórnej teplote v tme. Po uplynutí inkubačnej doby jamky boli premyté 5 krát vodovodnou vodou. Potom do každej jamky sa pridalo 80 μl substrátu a 40 μl chromogénu, pričom sa vždy pridával najskôr substrát. Znova sa nechali inkubovať 30 minút pri laboratórnej teplote. Po uplynutí doby na ukončenie vyfarbovacej reakcie bolo pridaných 40 μl 2,5 $mol.l^{-1}$ kyseliny sírovej („stop solution“). Pôvodné modré zafarbenie roztokov v jamkách sa zmenilo na žlté. Na meranie intenzity prechádzajúceho svetla bol použitý spektrofotometer („Plate-reader“) pri 450 nm, a 650 nm ako referenčná vlnová dĺžka.

VÝSLEDKY A DISKUSIA

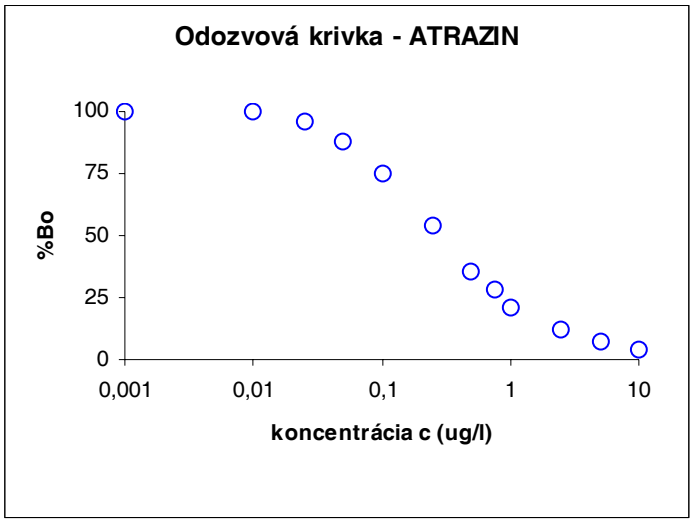
Charakterizácia ELISA súprav

Testovanie citlivosti

Pri hodnotení citlivosti ELISA súprav boli použité odozvové krivky jednotlivých analytov. Odozvové krivky boli merané pre laboratórne štandardné roztoky. Z nameraných hodnôt absorbancií sa vypočítala hodnota $\%B_0$ dosadením príslušných údajov do vzorca :

$$\%B_0 = (OD_{ŠT} / OD_{NC}) \cdot 100 \ \%$$

kde $OD_{ŠT}$ je absorbancia (optická hustota) jednotlivých štandardov, OD_{NC} je absorbancia negatívnej kontroly. Vynesením získaných hodnôt %Bo na y-ovú os a príslušných koncentrácií na x-ovú os v semilogaritmickej forme sa získali odozvové krivky pre cieľové analyty. Táto závislosť má sigmoidálny tvar s priamkovou časťou.



Obr. 5 Odozvová krivka pre atrazín v Milli-Q vode
Fig. 5 Response curve for atrazine in Milli-Q water

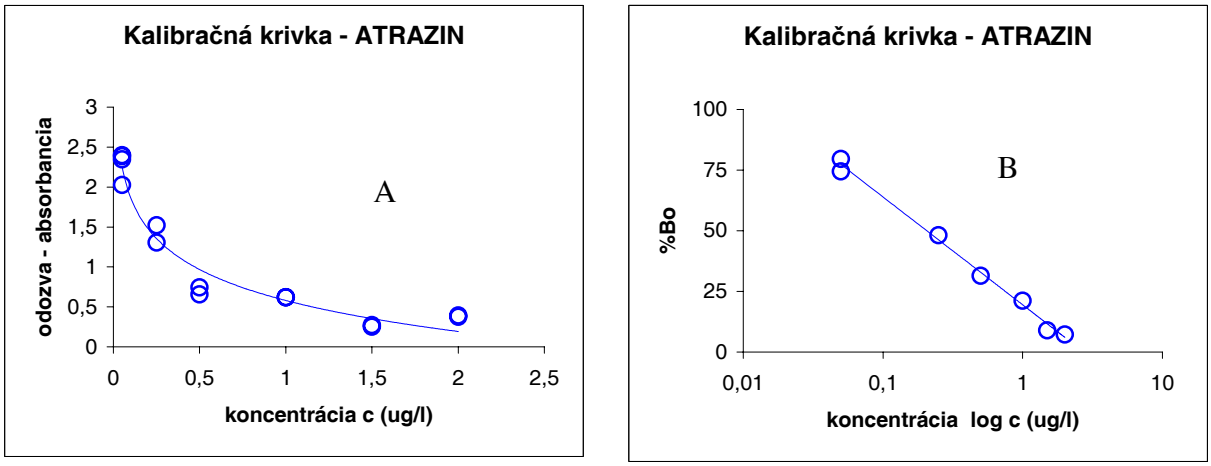
Zo získaných odozvových kriviek boli určené hranice lineárnej odozvy metódou derivácie.
Zistené koncentračné hranice pre lineárnu odozvu pre jednotlivé testované látky uvádza tabuľka 2.

Tab. 4 Koncentračné hranice linearity pre cieľové analyty
Tab. 4 Range of linear response for the target analytes

Analyt	Dolná hranica [µg.l^{-1}]	Horná hranica [µg.l^{-1}]
isoproturón	0,02	0,7
alachlór	0,06	2,5
atrazín	0,02	2,0
MCYST-LR	0,05	2,0
MCYST-RR	0,06	1,7
MCYST-YR	0,08	1,8

Roztoky použité v ďalších experimentoch boli z lineárneho rozsahu odozvovej krivky. Pred analýzou vzoriek vždy bola zostrojená kalibračná krivka. Závislosť absorbancie roztokov od koncentrácie analytu bola logaritmická, preto ďalším krokom bola linearizácia kalibračných kriviek, pričom bola

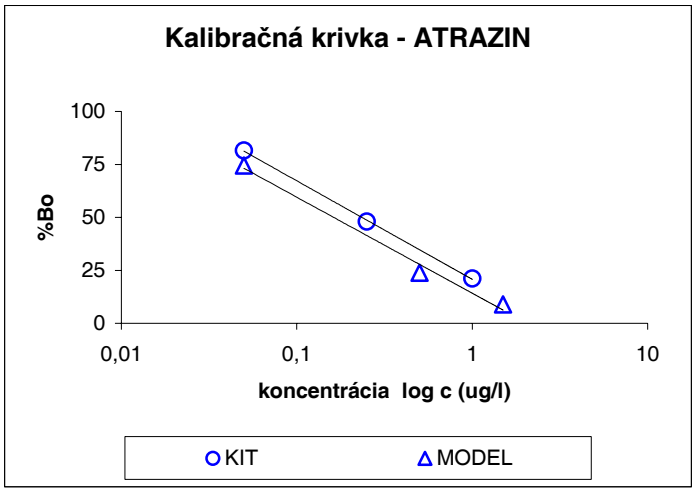
aplikovaná log-lin transformácia. V ďalších experimentoch na kvantifikáciu bola používaná % Bo = f (log c) kalibračná krivka, zostrojená v lineárnej odozvovej oblasti.



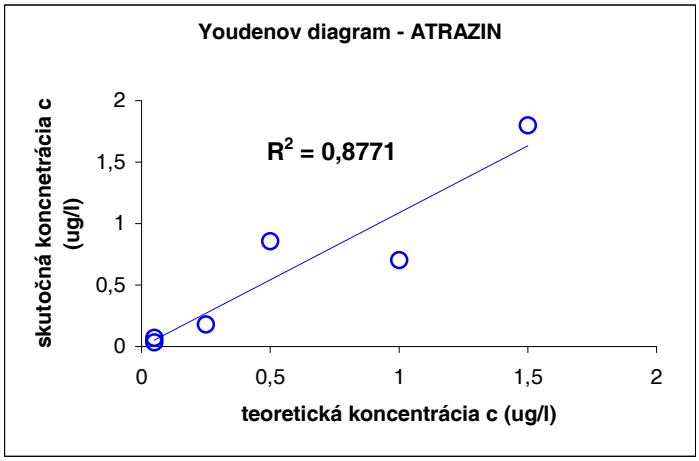
Obr. 6 Odozvová krivka pre atrazín v Milli-Q vode: A – OD = f (c); B - %B_0 = f (log c)
Fig. 6 Response curve for atrazine in Milli-Q water: A – OD = f (c); B - %B_0 = f (log c)

Vplyv matrice štandarných roztokov na presnosť výsledkov

Podkladom pre overenie tohto vplyvu bola skutočnosť, že standardné roztoky dodávané s ELISA súpravou sú pripravované v roztokoch pufrov s konzervačnými látkami. Pre hodnotenie tohto jednoduchého matricového efektu boli namerané kalibračné krivky pomocou súpravovými štandardnými roztokmi (ďalej označené ako KIT) a laboratórnymi štandardnými roztokmi (ďalej označené ako MODEL). Porovnaním týchto dvoch typov kalibračných kriviek vizálne zrejmé, že matrica kalibračných roztokov má vplyv na presnosť výsledkov pri analýze reálnych vzoriek. Najväčšia zhoda obidvoch kalibračných kriviek bola dosiahnutá v prípade súpravy pre stanovenie alachlóru a mikrocystínov, a naopak najnižšia zhoda v prípade súpravy na stanovenie isoproturónu. Pre presnejšie hodnotenie tohto matricového efektu bol použitý Youdenov diagram. Youdenovou metódou sa porovnávala teoretická koncentrácia analytu s vypočítanými koncentráciami, ktoré sa získali extrapoláciou z daných kalibračných kriviek. Hodnota korelačného koeficienta pre izoproturon bola R^2 = 0,5852. V prípade alachlóru korelačný koeficient mal hodnotu R^2 = 0,855. Podobný výsledok sme získali aj pre atrazín, kde R^2 = 0,8771 a 0,975 pre mikrocystín-LR. Preto je dôležité použiť matricové kalibračné roztoky.



Obr. 7 Kalibračné krivky pre atrazín – rôzne matrice
Fig. 7 Comparison of the calibration curves for atrazine



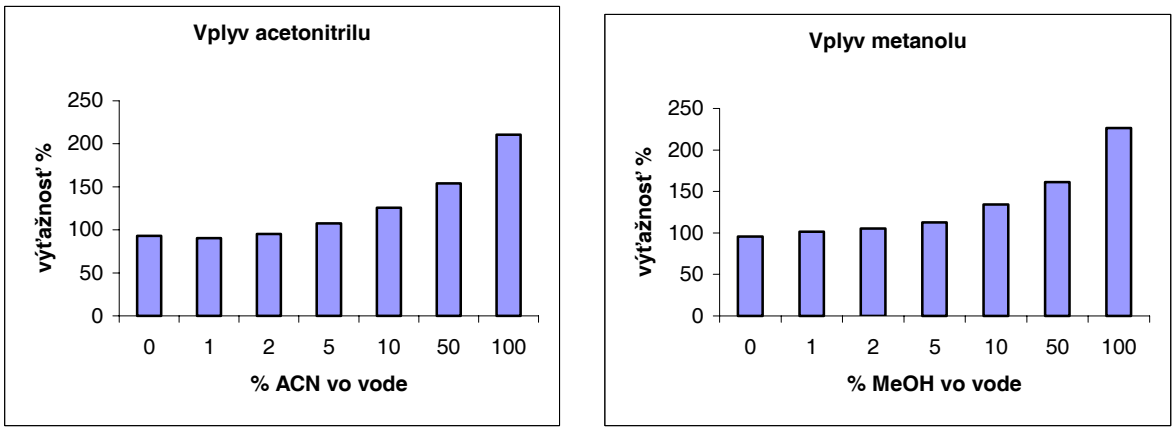
Obr. 8 Youdenov diagram pre atrazín – hodnotenie matricového efektu
Fig. 8 Youden chart for atrazine – evaluation of the matrix effect

Vplyv matrice vzoriek na presnosť výsledkov

Ako testované rozpúšťadlá boli vybrané také, ktoré sa najčastejšie používajú pri stanovení pesticídov a toxínov (sú používané na priamu extrakciu tuhých látok alebo ne rekonštitúciu odparkov pri zmene nepolárneho rozpúšťadla pre zabezpečenie kompatibilnosti so stacionárnymi fázami v HPLC). Hodnotili sme acetonitril a metanol. Pre hodnotenie matricového efektu spomínaných rozpúšťadiel boli testované všetky súpravy na jednej koncentračnej hľadine s hodnotou 0,5 $\mu g.l^{-1}$. Pracovný štandardný roztok bol pripravený v matrici Milli-Q voda s rôznym obsahom acetonitrilu alebo metanolu. Vodné roztoky obsahovali 0-1-2-5-10-50 % acetonitrilu resp. metanolu, pričom boli testované aj 100 %-né rozpúšťadlá. Merala sa absorbancia roztokov pri 450 nm. Z absorbancií boli vypočítané hodnoty % Bo, pomocou ktorých boli vypočítané skutočné koncentrácie analytov v daných roztokoch. Na jednoduchšie a exaktnejšie hodnotenie matricového efektu sme používali hodnoty výťažností, na ktorých výpočet bol použitý vzorec:

$$\eta = (C_{SKUT} / C_{TEOR}) * 100\ \%$$

kde η je výťažnosť v percentách, C_{SKUT} – koncentrácia vypočítaná pomocou kalibračnej krivky, C_{TEOR} – teoretická koncentrácia (0,5 $\mu g.l^{-1}$). Pre demonštráciu toho efektu sme vybrali výsledky získané testovaním roztokov atrazínu, nakoľko výsledky pre alachlór a isoproturon a mikrocystíny boli skoro identické.



Obr. 9 Vplyv acetonitrilu a metanolu na protilátky
Fig. 9 Effect of acetonitrile and methanol for the antibody

Výsledkom testu je, že relatívne nízke koncentrácie acetonitrilu resp. metanolu (do 5% obsahu) spôsobujú chybu od +3 % do +12 % výťažnosti, kým koncentrovanejšie roztoky rozpúšťadiel od +17 % do +130 %. Požiadavke, aby výťažnosť neprekračovala 120 % vyhovoval obsah acetonitrilu od 5 % do 10 % a metanolu do 5 % (metanol má silnejšie denaturačné vlastnosti ako acetonitril).

Testovanie krížovej reaktivity

Polyklonové protilátky majú affinitu aj voči iným hapténom, ktoré sa nepatrne líšia od pôvodného hapténu (štruktúrne blízke látky napr. triazíny, fenylmočoviny, acetanilidy alebo toxíny). Z týchto dôvodov je potrebné poznať a kvantifikovať túto bočnú reakciu, tzv. krížovú reaktivitu. Pre určenie koncentrácie krížového reaktantu, ktorá spôsobuje 50 %-nú inhibíciu, bola použitá tzv. Abrahamová metóda.. Pre hodnotenie krížovej reaktivity touto metódou, boli analyzované vodné (Milli-Q) roztoky cieľových analytov v širokom koncentračnom rozsahu. Z nameraných údajov boli zostrojené odozvové krivky pre každú látku. Pomocou regresnej analýzy priemkovej časti odozvovej krivky sa vypočítali koncentrácie zodpovedajúce IC_{50}.

Tab. 5 Hodnoty IC_{50} pre cieľové analyty
Tab. 5 Values of IC_{50} for the target analytes

Krížový reaktant	**Hodnota IC_{50} [µg.l^{-1}]**
ATRAZIN	0,25
ISOPROTURON	0,15
ALACHLOR	0,49
MCYST-LR	0,31

Tab. 6 Hodnoty IC_{50} pre krížové reaktanty
Tab. 6 Values of IC_{50} for the cross-reactants

Krížový reaktant	**Hodnota IC_{50} [µg.l^{-1}]**
PROMETRYN	0,29
SIMAZIN	1,3
DIURON	470
CHLORTOLURON	160
METOLACHLOR	34
ALACHLOR	37
MCYST-RR	0,32
MCYST-YR	0,38

Z výsledkov vyplýva, že najviac ovplyvňovanými krížovými reakciami sú anti-triazínové a anti-MCYST protilátky a najmenej ovplyvňovanými anti-isoproturónové protilátky. Veľmi blízke hodnoty krížovej reaktivity v prípade toxínových analógov nemusí znamenať nedostatok, skôr naopak výhodu. Zatiaľ žiadny legislatívny predpis zaoberajúca sa kvalitou vody z hľadiska obsahu mikrocystínov neurčuje limit pre jednotlivé analógy týchto toxínov, ale limitná hodnota je daná práve na sumárny obsah toxínov.

Stanovenie mikrocystínov a rezíduí pesticídov v reálych vzorkách

Analyzovali sme povrchové vody z povodia Dunaja a Nitry. Rôzne zdroje znečistenia privádzajú do tokov organické látky širokého spektra, čo sa týka štruktúry a chemických vlastností, ktoré môžu v rôznej miere vplývať na presnosť výsledkov získaných metódou ELISA. Pre kontrolovanie tohto javu vzorky boli súčasne analyzované aj metódou vysokoúčinnej kvapalinovej chromatografie (SPE-HPLC-DAD/UV). Pre stanovenie mikrocystínov sa odoberali vody z vybraných jazier, v ktorých bol počas letných mesiacov pozorovaný masový rozvoj siníc. Pred samotnou analýzou vzoriek

povrchových vôd pre jednoduchšie porovnaie použitých analytických metód boli analyzované modelové roztoky cieľových analytov. Ako matrica bola použitá voda Milli-Q. Na základe hodnôt R^2 ELISA metódu stanovenia vybraných pesticídov možno hodnotiť ako porovnávateľnú s konvenčnou analytickou technikou. Hodnoty R^2 sú blízke 1, v prípade atrazínu táto hodnota je 0,9887; pre isoproturon je 0,9832, pre alachlór je 0,914 a pre mikrocystíny je 0,9953. ELISA metóda produkuje najpresnejšie výsledky v koncentračnom rozsahu lineárnej odozvy.

Tab. 7 Výsledky analýz povrchových vôd
Tab. 7 Results of the analysis of surface water

Lokalita	ATRAZÍN [µg.l^{-1}]			ISOPROTURÓN [µg.l^{-1}]		ALACHLÓR [µg.l^{-1}]	
	ELISA	HPLC	GC	ELISA	HPLC	ELISA	HPLC
Nedožery	0,023	< 0,07	0,010	0,03	< 0,06	ND	< 0,08
ČOV Prievidza	0,084	< 0,07	0,062	0,03	< 0,06	0,087	< 0,08
Chalmová	0,078	< 0,07	0,068	0,03	< 0,06	0,107	< 0,08
Topoľčany	0,024	< 0,07	0,019	ND	< 0,06	0,055	< 0,08
Váh - Komárno	0,021	< 0,07	0,018	0,043	< 0,06	0,094	< 0,08
Hron -Kamenica	0,074	< 0,07	0,069	ND	< 0,06	ND	< 0,08
Dunaj - Sob	0,028	< 0,07	0,038	0,011	< 0,06	0,09	< 0,08
Malý Dunaj	0,021	< 0,07	0,018	ND	< 0,06	0,011	< 0,08
Ipeľ - Letkés	0,118	0,09	0,106	ND	< 0,06	ND	< 0,08

*Vysvetlivy : **NA** – neanalyzované (použitá iná technika), **ND** - nedetekovateľné*

V prípade niektorých vzoriek sa zitilo, že ELISA metóda dáva nadhodnotené výsledky, čo môže byť dôsledok krížových reakcií organických látok rôzneho charakteru resp. dôsledok denaturácie bielkovín týmito látkami. V silne zakalených vodách boli zistené výsledky podhodnotené, čo môže byť dôsledkom sorpcie analytov na povrch tuhých častíc (pred ELISA analýzou vzorky neboli filtrované – výhoda ELISA). Na potvrdenie pozitívnych nálezov atrazínu (ELISA) bola použitá tretia metóda – plynová chromatografia s hmotnostnou spektrometriou. Výsledky dokazujú vhodnosť ELISA metódy pre stanovenie vybraných pesticídov aj vo veľmi znečistených vodách, keď multireziduálna HPLC technika sa stáva málo dôveryhodnou. V takýchto prípadoch na konfirmáciu pozitívnych nálezov pesticídov z ELISA analýzy treba použiť inú inštrumentálnu metódu.

Tab. 8 Výsledky stanovenia mikrocystínov v jazerách
Tab. 8 Results of the analysis of microcystins in lakes

Lokalita	HPLC výsledky [µg.l^{-1}]				ELISA [µg.l^{-1}]
	MC-LR	MC-RR	MC-YR	suma MC	
Jazero Tomky	0,12	0,15	ND	0,27	0,32
Liptovská Mara	0,18	0,03	0,11	0,32	0,37
Železná studnička	0,32	0,45	0,09	0,86	0,85
Kuchajda	0,13	0,08	ND	0,21	0,17

Validácia ELISA metódy pre stanovenie atrazínu a mikrocystínov

Validácia ELISA metódy bola vykonaná súčasne s validáciou HPLC metódy pre stanovenie atrazínu a mikrocystínov v rôznych typoch vôd. Ako cieľový analyt validácie, zo študovaných pesticídov bol vybraný atrazín kvôli jeho intenzívnemu používaniu v poľnohospodárstve a mikrocystíny ako hlavné metabolity siníc. Základom porovnávania a validácie metód bola limitná koncentrácia pesticídov pre pitné vody 0,1 µg.l^{-1} a limitná koncentrácia toxínov pre pitné vody 1,0 µg.l^{-1}. [14, 15]

Tab. 9 Požiadavky pracovných charakteristík - atrazín
Tab. 9 Requirements for methods- atrazine

Pracové charakteristiky		Požiadavky
Limit detekcie	**LOD**	0,025 μg.l^{-1}
Zhodnosť	**PRE**	0,0125 μg.l^{-1}
Presnosť	**ACC**	70 – 130 %
Správnosť	**TRU**	± 0,025 μg.l^{-1}
Rozsah	**RAN**	0,03 – 0,15 μg.l^{-1}
Linearita	**LIN**	v celom rozsahu

Tab. 10 Požiadavky pracovných charakteristík - mikrocystíny
Tab. 10 Requirements for methods- microcystins

Pracové charakteristiky		Požiadavky
Limit detekcie	**LOD**	0,25 μg.l^{-1}
Zhodnosť	**PRE**	0,13 μg.l^{-1}
Presnosť	**ACC**	65 - 135 %
Správnosť	**TRU**	± 0,25 μg.l^{-1}
Rozsah	**RAN**	0,1 – 2,5 μg.l^{-1}
Linearita	**LIN**	v celom rozsahu

Validačný proces bol uskutočnený na syntetických a prírodných vzorkách. Ako prírodná vzorka bola použitá povrchová voda z Dunaja, a pitná voda odobratá v laboratóriu. Na prípravu syntetických vzoriek bola použitá Milli-Q voda. Ďalšie syntetické vzorky boli pripravené obohatením pitnej a povrchovej vody štandardným roztokom analytov. Limit detekcie bol určený ako trojnásobok smerodajnej odchýlky z desiatich meraní vzorky s najnižšou koncentráciou analytu. Presnosť a správnosť boli hodnotené pomocou výťažnosti z obohatenia. Na kvantifikáciu zhodnosti boli použité hodnoty štandardných odchýliek vypočítané vo vnútri série.

Tab. 11 Výsledky validácie pre pitnú vodu - atrazín
Tab. 11 Result of validation for drinking water - atrazine

metóda	LOD [μg.l^{-1}]	PRE [μg.l^{-1}]	ACC [%]	TRU [μg.l^{-1}]	RAN [μg.l^{-1}]	LIN
HPLC	0,009	0,002	95 - 102	0,004	0,01 – 0,5	RAN
ELISA	0,025	0,004	93 - 105	0,005	0,03 – 1,0	RAN

Tab. 12 Výsledky validácie pre povrchovú vodu - atrazín
Tab. 12 Result of validation for surface water - atrazine

metóda	LOD [μg.l^{-1}]	PRE [μg.l^{-1}]	ACC [%]	TRU [μg.l^{-1}]	RAN [μg.l^{-1}]	LIN
HPLC	0,012	0,009	87 - 112	0,005	0,01 – 0,5	RAN
ELISA	0,026	0,013	92 - 121	0,0015	0,03 – 1,0	RAN

Tab. 13 Výsledky validácie pre pitnú vodu – mikrocystíny- HPLC
Tab. 13 Result of validation for drinking water – microcystins- HPLC

HPLC metóda						
analyt	**LOD [μg.l^{-1}]**	**PRE [μg.l^{-1}]**	**ACC [%]**	**TRU [μg.l^{-1}]**	**RAN [μg.l^{-1}]**	**LIN**
MC-LR	0,05	0,04	78 - 98	0,01	0,34 – 2,5	RAN
MC-RR	0,09	0,13	88 - 133	0,21	0,80 – 2,5	RAN
MC-YR	0,11	0,03	70 - 94	0,04	0,70 – 2,5	RAN

Tab. 14 Výsledky validácie pitnú vodu – mikrocystíny- ELISA
Tab. 14 Result of validation for drinking water – microcystins- ELISA

	ELISA metóda					
analyt	**LOD [µg.l^{-1}]**	**PRE [µg.l^{-1}]**	**ACC [%]**	**TRU [µg.l^{-1}]**	**RAN [µg.l^{-1}]**	**LIN**
MC-LR	0,07	0,03	95 - 102	0,025	0,12 – 2,0	RAN
MC-RR	0,10	0,07	92 - 120	0,055	0,15 – 2,0	RAN
MC-YR	0,08	0,05	93 - 105	0,043	0,18 – 2,0	RAN

Metódy poskytujú správne a presné výsledky v pracovnom rozsahu a sú použiteľné na kvalitatívne a kvantitatívne stanovenie atrazínu a mikrocystínov v pitných a povrchových vodách.

ZÁVER

Pre kvantitatívne stanovenie rezíduí týchto cieľových analytov vo vodách boli použité mikrotitračné dostičky EnviroGard s ôsmymi radmi obsahujúcimi 12 jamiek s pevne naviazanými polyklónovými protilátkami. Analýzou štandardných roztokov v zistenej lineárnej oblasti bola zostojená kalibračná krivka. V ďalšej časti sme hodnotili matricový efekt a jeho vplyv na presnosť výsledkov. Významný matricový efekt môžu mať rôzne organické rozpúšťadlá polárneho charakteru. Z tohto dôvodu v ďalších experimentoch bol testovaný vplyv acetonitrilu a metanolu na odozvu ELISA metódy. Výsledom je, že acetonitril významne neruší stanovenie keď je prítomný vo vzorke v množstve 0 – 10% v/v, resp. metanol v množstve 0 – 5%. Významnou charakteristikou protilátok v imunoanalytických technikách sú ich krížové reaktivity, t.j. citlivosť pre rôzne organické látky, ktoré sú štrukturálne podobné cieľovým analytom. Významnú krížovú reaktivitu dosahoval iba prometryn, IC_{50} 0,29 µg.l^{-1}, kým atrazín 0,25 µg.l^{-1}, a pre všetky študované mikrocystíny boli zistené podobné hodnoty IC_{50}. Pre mikrocystínový test to znamená, že výsledky vyjadrujú sumárnu koncentráciu týchto látok, čo je výhodné z pohľadu legislatívy (limit určený pre sumu mikrocystínov). Pre možnosť porovnávania metódy ELISA s klasickou metódou, ktorou v tomto prípade je vysokoúčinná kvapalinová chromatografia (HPLC) boli analyzované vzorky povrchových vôd. Pre exaktnú prezentáciu študovanej ELISA metódy bola uskutočnená jej validácia súbežne s validáciou HPLC metódy. Imunochemické metódy boli vyvinuté ako rýchle, lacné a jednoduché metódy pre environmentálny monitoring, kde majú slúžiť hlavne ako skríningové metódy, na vylúčenie pozitívnych vzoriek, ktoré sa musia potvrdiť inou inštrumentálnou technikou – HPLC (GC). ELISA metóda je založená na špecifickosti biomolekúl. Vyvinuté protilátky sú špeciálne určené pre záujmové analyty.Väzba antigén-protilátka je veľmi silná a zaručuje selektivitu a citlivosť týchto metód.

Literatúra

1. Barceló, D., Hennion, M.-C. (1997): Trace determination of pesticides and their degradation products in water. Elsevier, Amsterdam.

2.Ferenčík, M. (1989): Imunochémia, Bratislava, Alfa.

3. Buc M., Ferenčík M., (1994): Imunogenetika, Bratislava, Alfa-plus,

4. Ferenčík M. (1993): Handbook of immunochemistry, London, Chapman and Hall,

5. Buc M. (1997): Klinická imunológia, Bratislava, Veda

6. Králová B., Fukal L., Rauch P., Ruml T. (2001): Bioanalytické metody,VŠCHT v Praze,

7. Knopp D. (1995): Application of immunological methods for the determination of environmental pollutants in human biomonitoring. A review. Analytica Chimica Acta, Vol. 311, 383 – 392

8. Mallat E., Gauglitz G., Barceló D. (1999): River analyzer for chlorotriazines with a direct optical immunosensor. Environ. Sci. Technol., Vol. 33, 965 – 971

9. Mallat, E., Barzen, C., Klotz, A., Brecht, A., Gauglitz, G., Barceló, D. (1999): River analyzer of chlorotriazines with a direct optical immunosensor. Environ. Sci. Technol., 33, 965-971.

10. Mallat, E., Barzen , C., Abuknesha, R., Gauglitz, G., Barceló, D. (2001): Immunosensors for pesticide determination in natural waters. Trends in analytical chemistry, Vol. 20, No. 3, 124 – 132.

11. Tschmelak J., Proll G., Slobodník J., Barceló D., Kozmenko H., Tóthová L., Krascsenits Z., Gauglitz G.: Automated Water Analyser Computer Supported System (AWACSS) - Part I: Project objectives, basic technology, immunoassay development, software design & networking. Biosensors & Bioelectronics, akceptované pre publikáciu 2004

12. Tschmelak J., Proll G., Slobodník J., Barceló D., Kozmenko H., Tóthová L., Krascsenits Z., Gauglitz G.: Part II. Intelligent, remote-controlled, cost-effective, on-line, water monitoring measurement system Biosensors & Bioelectronics, akceptované pre publikáciu 2004

13. Vestník Ministerstva pôdohospodárstva SR č. 14/2004 , Prehľad prípravkov na ochranu rastlín, mechanizačných prostriedkov na ochranu rastlín, ich výrobcov a držiteľov registrácie – 2004, www.zbierka.sk

14. Vyhláška MZ SR č.151/2004 Zb. ZÁK o požiadavkách napitnú vodu a kontrolu kvality pitnej vody, www.zbierka.sk

15. SNAS: Metodická smernica na akreditáciu, Validácia skúšobných metód MSA – L/06, Bratislava, Jún 2002

Autori

Zoltán Krascsenits
Výskumný ústav vodného hospodárstva, Národné referenčné laboratórium pre oblasť vôd na Slovensku, Nábr. L. Svoboduc 5, 812 49 Bratislava, tel.: 02/ 59 343 447, e-mail: krascsenits@vuvh.sk
Mikuláš Bartal
Výskumný ústav vodného hospodárstva, Národné referenčné laboratórium pre oblasť vôd na Slovensku, Nábr. L. Svoboduc 5, 812 49 Bratislava, tel.: 02/ 59 343 467, e-mail: baxtalmi@stonline.sk

ÚPRAVA ODTOKOVÝCH POMEROV V POVODÍ KABÁTOVSKÉHO POTOKA – VÝSTAVBA POLDROV DRÁBSKO A LÚČKY

Andrej Lipták, Alžbeta Patakyová

Príspevok hodnotí význam výstavby poldrov z hľadiska opakujúcich sa povodňových situácií v lokalite Brezno, ktoré boli spôsobené búrkovou činnosťou. Veľké povodne sa vyskytli v rokoch 1994, 1999 a 2002. Posledné spôsobili niekoľko miliónové škody. Prietokové kapacity Kabátovského potoka a jeho prítokov boli stálym nebezpečenstvom pre dotknutú mestskú časť Mazorníkovo. Povodne nastávajú po búrkových zrážkach v povodí, ktoré prichádzajú neočakávane a majú veľmi rýchly priebeh. V poslednom období je pozorovaný nárast intenzity aj frekvencie výskytu. Najefektívnejším spôsobom ochrany pred povodňami bolo vybudovanie suchých poldrov. Znížia kulminačné prietoky 100-ročnej povodne na Kabátovskom potoku v meste z 33,0 $m^3.s^{-1}$ na 20,0 $m^3.s^{-1}$. Výstavba obidvoch poldrov - Drábsko a Lúčky - bola realizovaná v rokoch 2003 až 2004. Finančné prostriedky boli poskytnuté z finančnej pomoci Švajčiarskej konfederácie. Z hľadiska ochrany územia malo vybudovanie poldrov pozitívny účinok na životné prostredie mesta.

Kľúčové slová: 1. protipovodňové opatrenie, 2. povodeň, 3. polder, 4. Drábsko, 5. Lúčky, 6. Brezno

Arrangement of discharge conditions in the basin of Kabátovsky creek – Drábsko and Lúčky polder construction. *The paper assesses importance of the polder construction from the point of view repeated flood situations caused by storms in Brezno locality. Huge floods were recorded in the years 1994, 1996 and 2002. The last ones caused damages about millions Slovak crowns. Insufficient discharge capacities of Kabátovský creek and its tributaries was permanent dangerous for suburb Mazorníkovo.Floods following storms in the basin area came unpredictable and have a quick progress. In the last period is observed an increase its intensity and frequency.The most effective way of flood protection has been designed construction of polders. Those decrease peak flow of Q_{100} discharge of Kabátovský creek in the urban area from 33, 0 $m^3.s^{-1}$ to 20, 0 $m^3.s^{-1}$.Construction of both polders – Drábsko and Lúčky – was realized in the years 2003 and 2004. Financial sources were provided from financial support of Switzerland.In term of area protection a polders construction has positive influence on city environment.*

Key words: 1. flood protection measure, 2. flood, 3. polder, 4. Drábsko, 5. Lúčky, 6. Brezno

---

DEFINÍCIA POLDROV

Polder je podľa Pracovnej verzie 3 - Smernica pre navrhovanie poldrov VÚVH (Čomaj, 2004) definovaný ako jednoúčelový vodohospodársky objekt, ktorý slúži na redukovanie povodňových prietokov na prijateľnú hodnotu pomocou krátkodobého zadržania časti objemu z vrcholu povodňovej vlny vo vyhradenom zátopovom území.
V zákone č. 666/2004 Z.z. sa v § 6 odst. 16 **Suchá nádrž** (ďalej len „**polder**“) definuje ako vymedzený priestor určený na zaplavenie vodou pre potreby transformácie povodňovej vlny.
Podľa nemeckej normy DIN 19 700 sú **poldre** objekty, ktoré slúžia na dočasné zadržanie povodňových prietokov v retenčných priestoroch s cieľom obmedziť možnosti vzniku škôd v úseku toku pod nimi, prípadne na vytvorenie oblastí bez ohrozenia povodňami. Sú to umelo vytvorené retenčné priestory, a tak ich možno zaradiť medzi prvky úprav tokov a aj krajiny. Na rozdiel od viacúčelových vodohospodárskych nádrží, ktoré zvyčajne majú aj protipovodňovú funkciu, sú poldre jednoúčelovými dielami. Ich základnou funkciou je vytvárať stály pohotovostný retenčný priestor. Pre ich prevádzku je charakteristické, že po každom naplnení nastáva rýchle vyprázdňovanie retenčného priestoru nádrže, samozrejme s ohľadom na povodňovú situáciu na území pod ňou.

CHARAKTERISTIKA DOTKNUTÉHO ÚZEMIA

Stavby sa nachádzajú v meste Brezno, miestna časť Mazorníkovo, okres Brezno, Banskobystrický kraj. Polder Lúčky sa nachádza na sútoku potoka Lúčky a potoka Chamarová, ktorý je prítokom Kabátovského potoka v čiastkovom povodí Hrona. Polder Drábsko sa nachádza na potoku Drábsko, ktorý je prítokom Kabátovského potoka v čiastkovom povodí Hrona, číslo hydrologického poradia: 4-23-01-078.
Poder Lúčky sa nachádza asi 130 m nad mestskou zástavbou v doline potoka Lúčky a Chamarová. Územie, ktorého sa výstavba poldra Lúčky dotýka, je poľnohospodárskou pôdou, evidovanou ako trvalý trávny porast. Popri potokoch sú brehové porasty, zväčša vŕby.
Stavba poldra Drábsko sa nachádza v blízkosti mestskej zástavby, 150 m nad sútokom Drábska s potokom Chamarová. Po ľavej strane je areál Mliekární, pod ním je areál stavebnej firmy. Zdrž sa vytvorí v doline potoka Drábsko.
Územie spadajúce pod výstavbu poldra Drábsko bolo evidované ako poľnohospodárska pôda, lúčny porast. Väčšia časť bola nevyužívaná, neobhospodarovaná, zamokrená, zarastená kríkovým a stromovým porastom. Menšia časť dotknutého územia boli lúky, na okraji zátopovej čiary sa nachádza orná pôda. Po výstavbe sa zachoval ráz krajiny, dočasne zabraté pozemky určené pre manipuláciu s mechanizmami a zemníky boli zrekultivované do pôvodného stavu..
Korytá obidvoch tokov boli málo vyvinuté. Potok Chamarová bol umelo napriamený, potok Lúčky bol prírodný, veľmi kľukatý. Pri každej väčšej povodni voda vybrežovala a zaplavovala priľahlé územie, ale len na malej šírke.
Uvedené toky sú upravované len miestne a v niektorých miestach nie na dostatočnú kapacitu pre prevedenie veľkých povodňových prietokov. V rozhodujúcej miere je prietoková kapacita koryta ovplyvňovaná premosťujúcimi objektami.
V intraviláne mesta z nachádzajúcich sa 15 objektov na požadovanú kapacitu vyhovujú len 4 mosty. Ostatné majú kapacitu len 30 až 60 %, a jeden z nich prevedie len 17% z návrhového prietoku. Spôsobujú tým zavzdutie vody pred mostom, zhoršené aj tým, že tieto malé otvory sa počas povodní upchávajú plávajúcimi predmetmi, čím sa ešte viac zmenší ich aj tak nedostatočná kapacita.

HLAVNÉ PARAMETRE

Ovládanie poldrov je neregulované. Nádrž poldrov sa plní len pri väčších povodniach. Frekvenciu výskytu povodne, ktorá aspoň z polovice zaplaví ich priestor možno odhadovať na 1x za 10 až 20 rokov. Pri 100 ročnej povodni sa nádržný priestor zaplaví a vyprázdni v priebehu 5-8 hodín.
Územie suchej nádrže môže byť normálne hospodársky využívané ako trvalý trávny porast, nie s väčším nebezpečím povodňových škôd, ako u bežných nivných lúk v blízkosti tokov.
Obsluha musí zabezpečovať funkčnú spoľahlivosť poldra, kontrolovať a udržiavať prietočnosť výpustného objektu čistením vtoku a hrablíc od nánosov.
Stavba sa realizovala na voľnom území, v blízkosti mesta. Plochy boli voľné, jedinú prekážku tvorilo elektrické vedenie, ktorého preložka bola vyvolanou investíciou.

Tab. 1 Parametre hlavných objektov pre polder Lúčky a polder Drábsko

Tab. 1 Parameters of the main structural objects for polder Lúčky and polder Drábsko

Parametre hlavných objektov	Polder Lúčky	Polder Drábsko
Max. prevádzková hladina	523,85 m n.m.	510,50 m n.m.
Max. retenčná hladina	524,51 m n.m.	511,20 m n.m.
Koruna priehradnej hrádze	524,75 m n.m.	511,40 m n.m.
Dno nádrže	517,50 m n.m.	505,50 m n.m.
Max. objem nádrže	69 000 m^3	46 000 m^3
Max. zatopená plocha	28 030 m^3	19 250 m^3
Max. kapacita bezpečnostného prietoku	23,90 m^3s^{-1}	23,90 m^3s^{-1}
Kapacita priepadu	Pri hladine 524,51 – 15 m^3s^{-1} Po úroveň koruny – 23,90 m^3s^{-1}	Pri hladine 511,20 – 16,40 m^3s^{-1} Po úroveň koruny – 23,90 m^3s^{-1}
Šírka koruny hrádze	3,50 m	3,50 m
sklony svahov	1:2	1:2
dĺžka hrádze	181,15 m	120,73 m

ZÁBERY POZEMKOV

Polder Drábsko
Zábery poľnohospodárskej pôdy:
Celkový trvalý záber: 7 093 m^2
Celkový dočasný záber: 7 115 m^2
Zábery nepoľnohospodárskej pôdy:
Celkový trvalý záber: 396 m^2
Celkový dočasný záber: 288 m^2

Polder Lúčky
Zábery poľnohospodárskej pôdy:
Celkový trvalý záber: 5 186 m^2
Celkový dočasný záber: 9 637 m^2
Zábery nepoľnohospodárskej pôdy:
Výstavba sa nedotýka nepoľnohospodárskej pôdy

EKONOMICKÉ ZDÔVODNENIE STAVBY

Účelom stavby je ochrana územia mesta pred povodňami. Túto ochranu môže zabezpečiť len celý komplex dvoch poldrov Drábsko – Lúčky a ďalšie úpravy na toku.
V takomto ponímaní bol hodnotený ekonomický účinok spomínaných investícií. Keď sa berú do úvahy spoločenské straty z povodňových škôd a zásahov pri nich, vychádza variant s poldrami lacnejší asi o 47% v priamych nákladoch, oproti variantu s úpravami a premostení na ten istý stupeň ochrany územia. Ešte výraznejší ekonomický efekt možno vyvodiť oproti variantu, kedy by sa v území nerobili ochranné opatrenia, len by sa platili príslušné poistenia a sanovali škody po povodniach.
Do mimoekonomických efektov investície nebolo započítané zníženie nepriaznivých vplyvov na životné prostredie mesta, spoločensko-morálny efekt spočívajúci v pocite istoty ochrany života a majetku pred povodňami. Prostredie chránené pred povodňami nadobúda na hodnote a stáva sa atraktívnym pre všestranný rozvoj a zveľadenie životného prostredia. Tieto aspekty sú zvýraznené aj blízkosťou k centrálnej časti mesta. Investícia do výstavby poldrov bola zo študovaných variantov na ochranu mesta pred povodňami, najefektívnejšou.

Územie poldrov je prístupné na krátkom úseku existujúcou mestskou a miestnou komunikáciou. V dotknutom území sa nenachádzali osobitne chránené prírodné spoločenstvá, ani stavebno – kultúrne pamiatky. Doterajší ráz prírodného prostredia sa zachoval, nenarušil ho svojou funkciou ani polder.

Tab. 2 Objekty stavieb pre polder Lúčky a polder Drábsko

Tab. 2 Structural objects for polder Lúčky and Drábsko

Polder Lúčky	Polder Drábsko
SO.01 Priehradná hrádza (objekt zemnej hrádze, bezpečnostný priepad na korune hrádze)	**SO.01 Priehradná hrádza** (objekt zemnej hrádze, bezpečnostný priepad na korune hrádze, zariadenie na pozorovanie a meranie pohybov hrádze, pravého zosuvného svahu a výtoku z drénov)
SO.02 Výpustný objekt a úprava koryta (betónový výpustný objekt, krátke úpravy koryta nad a pod hrádzou)	**SO.02 Ochranná hrádza** (ochranná hrádza popri Mliekárni, spevnená koruna pre poľnú cestu, v hrádzi sa nachádza výpust vnútorných vôd)
SO.03 Úpravy v nádrži (úpravy zemníka, úprava obvodu staveniska, náhradná výstavba zelene)	**SO.03 Výpustný objekt a úprava koryta** (betónový výpustný objekt, krátke úpravy koryta nad a pod hrádzou)
SO.06 Preložka elektrických vedení (vybudovanie nového vedenia 0,4 kV, likvidácia starého vedenia)	**SO.04 Úprava koryta na konci vzdutia** (preložka koryta a priepust popod poľnú cestu)
	SO.05 Úpravy v nádrži (sanácia zosuvného svahu v mieste zaviazania hrádze, úpravy zemníkov, úprava obvodu staveniska, náhradná výsadba zelene)
	SO.06 Preložka elektrických vedení (vybudovanie nového vedenia, novej prípojky k Mliekárni, likvidácia starého vedenia)

Tab. 3 Použité materiály pre polder Lúčky a polder Drábsko

Tab. 3 Applied materials for polder Lúčky and polder Drábsko

Typ zabudovaného materiálu s rozdelením po objektoch	**Polder Lúčky**		**Polder Drábsko**					**Spolu**
	SO.01	SO.02	SO.01	SO.02	SO.03	SO.04	SO.05	
Kamen. rozprestierka, nahádzka (m^3)	**413,0**	154,0	200,0	-	83,0	251,0	-	1 101,0
DK koše (m^3)	**95,0**	78,0	75,6	132,0	50,0	-	-	430,6
Štrk (m^3)	**25,0**	18,0	25,0	175,0	16,0	36,0	148,0	443,0
Železob. (m^3)	**43,0**	164,0	43,0	-	156,0	22,0	-	428,0
Násyp hrádzí (m^3) (hlinité zeminy)	10 500		9 000					19 500
Celkové náklady stavby (Sk)	**10 556 tis.**		**14 760 tis.**					**25 316 tis.**

POSTUP STAVEBNÝCH PRÁC:

Termín prípravy: 01/2003 – 11/2003
Termín realizácie: 11/2003 – 12/2004

Odovzdanie staveniska pre polder Lúčky sa konalo dňa 3.11.2003. Následne sa vykonal výrub drevín a skrývka ornice.

Práce na stavbe pokračovali v apríli 2004. Bol vybudovaný výpustný objekt svetlej šírky 1,0m a výšky 1,55m s použitím prostého betónu vodostavebného V4 B20 a betonárskej ocele. Na vtoku sú osadené šikmé hrablice, na výtoku je vývar spoločný aj pre sklz. Zrealizovala sa korytová úprava s použitím lomového kameňa s hmotnosťou do 200kg. Stredoslovenská energetika, a.s. Žilina vykonala v mesiaci 8/2004 preložku elektrického NN vedenia. Priehradná hrádza sa vybudovala s použitím zeminy z miestnych zdrojov. Jej maximálna výška je 7,8m, sklon svahov 1 : 2 a šírka koruny 3,5m. Návodný svah je opevnený štrkovou rozprestierkou a zahumusovaný. Na telese priehradnej hrádze bol zrealizovaný bezpečnostný prepad z betónového bloku, od ktorého bude v prípade naplnenia poldra odvádzaná voda do vývaru cez sklz. Sklz je z drôtokamenných matracov s rozmermi 1,0 x 2,0 x 0,3m uložených na geotextilnom filtri a z drôtokamenných košov 1,0 x 1,0 x 1,5m. Šírka sklzu je z 12m zúžená pri ústí do vývaru na 8m. Záverečné práce spočívali v dobudovaní prístupových ciest z lomového kameňa a terénnych úpravách. Dočasne zabraté poľnohospodárske pozemky boli rekultivované a 3.12.2004 odovzdané vlastníkom do užívania. Kapacita poldra je 69 000m^3. Preberacie konanie stavby sa konalo 13.12. 2004.

Odovzdanie staveniska pre polder Drábsko sa konalo dňa 3.11. 2003. Následne sa vykonal výrub drevín a zahájili práce na budovaní korytovej úpravy na konci vzdutia s použitím lomového kameňa s hmotnosťou do 200kg. Do konca roka 2003 sa vybudoval v mieste križovania úpravy toku a poľnej cesty priepust z rúr TZR DN 1000mm.
Práce na stavbe pokračovali v apríli 2004. Vykonala sa skrývka ornice a v mieste pravostranného zaviazania priehradnej hrádze boli zhotovené odvodňovacie drény z PVC rúr, štrkového obsypu a geotextílie. Bol vybudovaný výpustný objekt svetlej šírky 1,40m a výšky 1,55m s použitím prostého betónu vodostavebného V4 B20 a betonárskej ocele. Na vtoku sú osadené šikmé hrablice, na výtoku je vývar spoločný aj pre sklz. Korytová úprava pred a za výpustným objektom bola realizovaná s použitím lomového kameňa s hmotnosťou do 200kg. V rámci ochrannej hrádze sa v predstihu zrealizoval oporný múr z drôtokamenných košov s rozmermi 1,0 x 1,0 x 1,5m. Následne sa v jesenných mesiacoch 2004 vybudovala priehradná a ochranná hrádza s použitím zeminy z miestnych zdrojov. Maximálna výška priehradnej hrádze je 6,6m, sklon svahov je 1 : 2 a šírka koruny 3,5m. Návodný svah je opevnený štrkovou rozprestierkou a zahumusovaný. Ochranná hrádza má dĺžku 180m. Jeden úsek tvorí oporný múr z drôtokamenných matracov, ktorý je dosypaný zemným násypom so sklonom svahu 1:1,75. Druhý úsek tvorí zemná hrádza lichobežníkovho tvaru so šírkou koruny 3,0m. Stredoslovenská energetika, a.s. Žilina vykonala v septembri 2004 preložku elektrického VN vedenia. Na telese priehradnej hrádze bol zrealizovaný bezpečnostný prepad z betónového bloku, od ktorého bude v prípade naplnenia poldra odvádzaná voda do vývaru cez sklz. Sklz je z drôtokamenných matracov s rozmermi 1,0 x 2,0 x 0,3m uložených na geotextilnom filtri a z drôtokamenných košov 1,0 x 1,0 x 1,5m. Šírka sklzu je z 12m zúžená pri ústí do vývaru na 8m. Záverečné práce spočívali v dobudovaní prístupových ciest a rámp z lomového kameňa a terénnych úpravách. Dočasne zabraté poľnohospodárske pozemky boli zrekultivované a 3.12.2004 odovzdané vlastníkom do užívania. Kapacita poldra je 46 000m^3. Preberacie konanie stavby sa konalo 13.12. 2004.



Obr.1 Polder Drábsko a polder Lúčky

Fig. 1 Polder Drábsko and Lúčky

ZÁVER

Výstavba nezasiahla, okrem dočasne zabratých pozemkov, rušivo do prevádzky a obhospodarovania okolitého územia. Podstatná časť stavebnej činnosti: násyp hrádze, úpravy koryta, sa vykonal na samotnom stavenisku s miestnym materiálom, takže táto činnosť nezaťažila prístupové cesty.
Plocha nádrže sa môže využívať doterajším spôsobom. Ani činnosť prevádzkovateľa nádrže nebude mať vplyv na okolie.

Priestor nádrže nebude môcť byť využívaný na výstavbu nových objektov a zariadení ovplyvňujúcich funkciu poldra. Jeho územie bude mať zvýšené nebezpečenstvo výskytu záplav, oproti terajšiemu stavu. Z tohto dôvodu nebolo by vhodné meniť lúčny porast na ornú pôdu.

Na území poldra Drábsko je podstatná časť plochy nádrže nevyužívaná, zanedbaná pôda, porastená kríkmi, menšia časť je lúčna plocha. Obdobne, ako u predošlej nádrži jej prevádzkou nedôjde ku škodám majiteľom pôd, ale do zátopy sa nemôže umiestňovať zástavba.

Celkovo možno hodnotiť, že študovaným zámerom sa dosiahne veľmi významná ochrana životného prostredia mesta a prírodné prostredie v mieste výstavby poldrov neutrpí.

Literatúra:

Čomaj M. (2004): Smernica pre navrhovanie poldrov, Pracovná verzia 3, VÚVH Bratislava

Prof. Ing. J. Szolgay a kolektív (2004), Progresívne metódy riešenia problémov vodného hospodárstva, Učebné texty postgraduálneho kurzu, Vybrané problémy navrhovania poldrov v protipovodňovej ochrane, STU SvF Bratislava, Katedra hydrotechniky Bratislava

Zákon č. 666/2004 Z.z. o ochrane pred povodňami (2004)

LDC Zvolen (2003) Brezno, úprava odtokových pomerov Kabátovského potoka polder Lúčky, Projektová dokumentácia

LDC Zvolen (2003) Brezno, úprava odtokových pomerov Kabátovského potoka polder Drábsko, Projektová dokumentácia

LDC Zvolen (2003) Brezno, úprava odtokových pomerov Kabátovského potoka, Zámer na výstavbu pre posúdenie vplyvu stavby na životné prostredie

Autori: Ing. Andrej Lipták, Ing. Alžbeta Patakyová

Ing. Andrej Lipták, andrej.liptak@svp.sk, Ing. Alžbeta Patakyová, alzbeta.patakyova@svp.sk, Partizánska cesta 69, 974 98 Banská Bystrica

GAMASPEKTROMETRICKÉ STANOVENIE ^{228}Ra VO VODÁCH

Jana Merešová

Obsah rádionuklidu ^{228}Ra nebol na Slovensku v pitnej vode systematicky sledovaný, nakoľko bol dlhší čas považovaný za málo významný z hľadiska rádiotoxicity. Medzinárodná komisia pre rádiologickú ochranu (ICRP) prehodnotila v roku 1966 dávky obyvateľstvu z príjmu ingesciou a inhaláciou a z tohto hodnotenia vyplynula mimo iného tiež zvýšená rádiotoxicita spomínaného rádionuklidu. ^{228}Ra patrí do skupiny najtoxickejších rádionuklidov a jeho najvyššia prípustná hodnota (0,3 Bq.l^{-1}) vo vyhláške MZ SR č.12/2001 Z.z. v pitnej vode je o polovicu nižšia ako pri ^{226}Ra (0,6 Bq.l^{-1}).

Rádionuklid ^{228}Ra je členom tóriového premenového radu a prvým dcérskym produktom premeny ^{232}Th. Je to čistý beta žiarič. Možno ho stanovovať rôznymi metódami. Najčastejšie sa na jeho detekciu po ustálení rádioaktívnej rovnováhy (~ 60 hodín) využíva dcérsky rádionuklid ^{228}Ac, ktorý emituje elektróny a celý rad fotónov s rôznymi energiami. Takéto nepriame meranie aktivity ^{228}Ra je použité aj v gamaspektrometrickej metóde, ktorou sa zaoberá táto práca.

Veľkou výhodou gamaspektrometrickej analýzy je možnosť súčasnej identifikácie niekoľkých rádioizotopov emitujúcich gama žiarenie bez ich separácie zo vzorky. Je to jedna z najcitlivejších a najpresnejších metód stanovovania rádioaktivity. Vzhľadom na nízke koncentrácie rádia vo vodách je však potrebné zakoncentrovanie. Ja som zvolila zakoncentrovanie odparovaním s pridaním HNO_3, aby som zabránila zrážaniu solí z roztoku a zachytávaniu pevných látok na stenách nádoby.

Objemovú aktivitu ^{228}Ra som stanovila vo vybraných minerálnych a liečivých vodách, ktoré sú bežne dostupné v obchodnej sieti na Slovensku.

Kľúčové slová: ^{228}Ra, ^{228}Ac, rádioaktivita vody, pitná voda, gamaspektrometria

Determination of Radionuclide ^{228}Ra Using Gamaspectrometry. *The content of the radionuclide ^{228}Ra in drinking water was not systematically monitored believed not significant from the radiohygienic point of view. The International Commission on Radiological Protection (ICRP) reappraised in year 1966 the doses for population from ingestion and inhalation and according to this assessment the radiotoxicity of ^{228}Ra increased. The ^{228}Ra belongs to group of the most toxic radionuclides and its highest level (0,3 Bq.l^{-1}) in the regulation of Ministry of Health of Slovak Republic (MZ SR #12/2001) is half as less as for ^{226}Ra (0,6 Bq.l^{-1}).*

Radionuclide ^{228}Ra is the member of thorium decay chain and is the first daughter product of ^{232}Th. It is pure beta emitter. To determine ^{228}Ra are possible several different methods. Often is for its detection used the daughter product ^{228}Ac after stabilisation of equilibrium of radioactivity (~ 60 hours). ^{228}Ac emits several electrons and photons with different energies. That kind of determination is used also in the gamaspectrometric method described in this paper.

The big advantage of gamaspectrometric analysis is the ability to determine several gamma emitting radionuclides together without the separation. It is the one of the most sensitive and the most precise methods to measure radioactivity. Considering very low concentrations of radium in water is the pre-concentration of samples needed. I chose the pre-concentration via evaporation with addition of HNO_3 to prevent precipitation of solid matter.

The volume activity of ^{228}Ra was determined in bottled mineral and healing waters.

Key words: ^{228}Ra, ^{228}Ac, radioactivity of water, drinking water, gamaspectrometry

ÚVOD

V minulosti nebol na Slovensku obsah rádionuklidu ^{228}Ra v pitnej vode systematicky sledovaný, nakoľko bol dlhý čas považovaný za málo významný z hľadiska rádiotoxicity. Medzinárodná komisia pre rádiologickú ochranu (ICRP) prehodnotila v roku 1966 dávky obyvateľstvu z príjmu ingesciou a inhaláciou a z tohto hodnotenia vyplynula mimo iného tiež zvýšená rádiotoxicita izotopu ^{228}Ra (Vlček, 2003). Materiály ICRP boli prevzaté do bezpečnostných štandardov Medzinárodnej agentúry pre atómovú energiu (IAEA) a na Slovensku boli zohľadnené vo vyhláške Ministerstva zdravotníctva Slovenskej republiky (MZ SR č.12/2001 Z.z.).

^{228}Ra patrí do skupiny najtoxickejších rádionuklidov a jeho najvyššia prípustná hodnota vo vyhláške MZ SR č.12/2001 v pitnej vode je o polovicu nižšia ako pre ^{226}Ra. Najvyššie prípustné hodnoty obsahu izotopov rádia v pitných vodách sú v tabuľke 1. V doporučení Svetovej zdravotníckej organizácie (WHO) pre kvalitu pitnej vody z roku 2004 je pre rádionuklid ^{228}Ra uvedená doporučená referenčná úroveň 0,1 Bq.l^{-1} [Guidelines WHO, 2004].

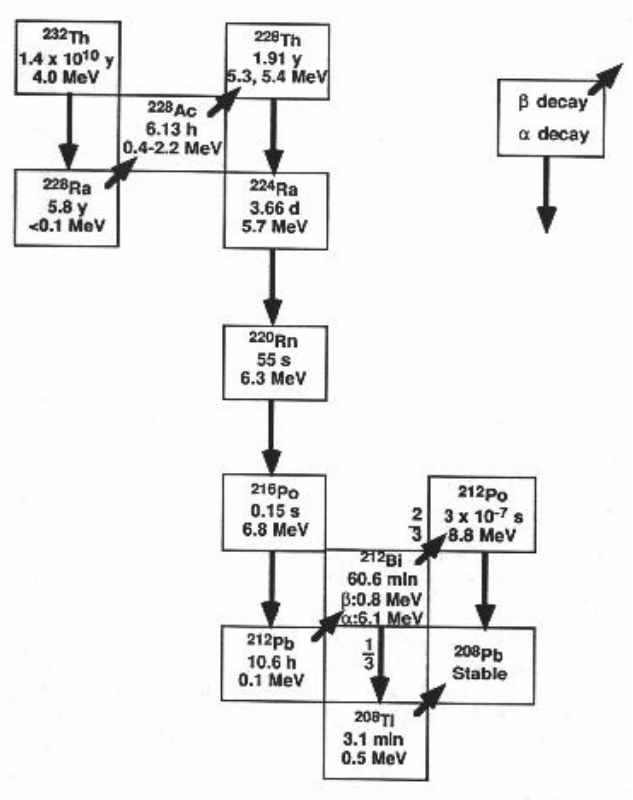
Tab. 1 Najvyššie prípustné hodnoty obsahu izotopov rádia v pitných vodách [MZ SR č.12/2001 Z.z.]

Tab. 1 The highest levels of activity of radium isotopes in drinking water [MZ SR č.12/2001 Z.z.]

Rádionuklid	Objemová aktivita v dojčenskej vode [Bq.l^{-1}]	Objemová aktivita v prírodnej minerálnej stolovej vode a ostatnej stolovej vode [Bq.l^{-1}]	Objemová aktivita v ostatnej balenej pitnej vode a vo vode dodávanej do verejných vodovodov [Bq.l^{-1}]
^{223}Ra	0,2	5,0	1,5
^{224}Ra	0,3	7,5	2,3
^{226}Ra	0,2	1,9	0,6
^{228}Ra	0,1	0,7	0,3

EXPERIMENTÁLNA ČASŤ

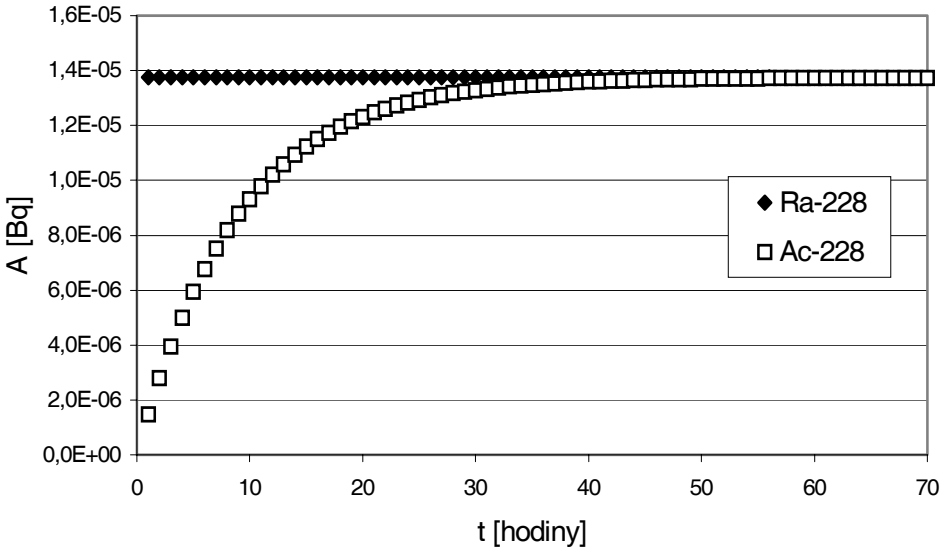
Veľkou výhodou gamaspektrometrickej analýzy je možnosť identifikovať súčasne niekoľko rádioizotopov emitujúcich gama žiarenie bez predchádzajúcej separácie zo vzorky. V súčasnosti je to jedna z najcitlivejších, najpresnejších a najpoužívanejších metód stanovovania rádioaktivity.



Obr. 1 Schéma tóriového premenového radu

Fig. 1 Thorium decay chain

Rádionuklid ^{228}Ra je členom tóriového premenového radu a prvým dcérskym produktom premeny ^{232}Th (Obr. 1). Samotné ^{228}Ra neemituje gama kvantum, ktoré by sa dalo použiť na stanovenie jeho aktivity pomocou gamaspektrometrie. Premieňa sa však beta premenou na ^{228}Ac, a keďže tento izotop emituje celý rad fotónov s rôznymi energiami, možno ho po ustálení rádioaktívnej rovnováhy využiť na nepriame meranie aktivity ^{228}Ra [Hanslík, 1992]. K ustáleniu rádioaktívnej rovnováhy v uzavretom systéme medzi materským ^{228}Ra a dcérskym ^{228}Ac dochádza približne za 60 hodín (Obr. 2). Problém však nastáva pri stanovení detekčnej účinnosti pre gama kvantá od ^{228}Ac, keďže v tomto prípade dochádza v detektore ku koincidenčným sumáciám emitovaných fotónov. Výpočet korekčných faktorov pre sumačný efekt je veľmi náročná úloha. Jednoduchším prístupom je použitie etalónu ^{232}Th respektíve ^{228}Ra na priame určenie potrebnej detekčnej účinnosti v píku úplnej absorpcie. Ja som stanovila detekčnú účinnosť pomocou štandardného roztoku $Th(NO_3)_4.5H_2O$ v Marinelliho nádobe.



Obr. 2 Ustaľovanie rádioaktívnej rovnováhy medzi ^{228}Ra a jeho dcérskym produktom premeny ^{228}Ac

Fig. 2 Reaching of radioactivity equlibrium between ^{228}Ra and its offspring ^{228}Ac

Vzhľadom na relatívne nízke koncentrácie rádionuklidov v prírodných matriciach, ktoré sú oblasťou záujmu, je nevyhnutné skoncentrovanie z veľkých objemov vzorky. Vzorky boli zakoncentrované z objemov 4,9 l až 6,0 l. skoncentrovanie som robila postupným odparovaním, pričom boli vzorky okyslené pridaním HNO_3, aby sa zabránilo zrážaniu solí z roztoku a zachytávaniu pevných látok na stenách nádoby.

Po skoncentrovaní na objem 450 ml sa vzorky preniesli do špeciálnych Marinelliho nádob a hermeticky sa uzatvorili. Po troch dňoch, kedy je už ustálená rádioaktívna rovnováha, sa vzorky zmerali na gamaspektrometri EG&G ORTEC GEM-30195, ktorý je uložený v tieniacom kryte. Doba merania bola približne 200 000 sekúnd. Rovnako bolo ohodnotené aj pozadie.

VÝSLEDKY A DISKUSIA

Najväčším problémom pri riešení tejto úlohy sa ukázal etalón rádioaktivity ^{228}Ra, ktorý nie je bežne dostupný. Napokon sa podarilo získať štandard $Th(NO_3)_4.5H_2O$, z ktorého bol pripravený zásobný roztok. Tento som použila na stanovenie detekčnej účinnosti v píku úplnej absorpcie. Na stanovenie ^{228}Ra som využila dve najintenzívnejšie gama čiary dcérskeho produktu premeny ^{228}Ac: 911,1 keV a 968,9 keV. Pri opísaných podmienkach prípravy a merania vzoriek bol dosiahnutý detekčný limit 0,013 $Bq.l^{-1}$ až 0,011 $Bq.l^{-1}$, v závislosti od objemu vzorky pred zakoncentrovaním.

Objemovú aktivitu ^{228}Ra som stanovila v šiestich vybraných minerálnych a liečivých vodách, ktoré sú bežne dostupné v obchodnej sieti na Slovensku. Stanovené výsledky sú v tabuľke 2. Objemová aktivita ^{228}Ra sa pohybovala od (0,16 ± 0,11) $Bq.l^{-1}$ pre minerálnu vodu Santovka do (0,82 ± 0,28) $Bq.l^{-1}$ v liečivej vode Vincentka. Najvyššia prípustná hodnota obsahu ^{228}Ra (Tab. 1) bola prekročená len v prípade liečivej vody Vincentka.

Neistota stanovenia objemovej aktivity ^{228}Ra sa pohybovala od 34 % až do 135 %. V prípadoch, keď neistota prekračuje 100 %, bude potrebné zvýšiť dobu merania alebo použiť väčší objem vzorky na skoncentrovanie.

Tab. 2 Objemové aktivity ^{228}Ra v balených minerálnych vodách

Tab. 2 Volume activities of ^{228}Ra in bottled mineral waters

Minerálka	Objemová aktivita ^{228}Ra [Bq.l^{-1}]	Neistota stanovenia [%]
Radenska – perlivá	0,38 ± 0,22	58
Radenska – tichá	0,19 ± 0,22	116
Čerínska	0,25 ± 0,22	88
Salvator	0,17 ± 0,23	135
Vincentka	0,82 ± 0,28	34
Santovka	0,16 ± 0,11	69

ZÁVER

Keďže v krátkom období možno očakávať zvýšený záujem o stanovenie objemovej aktivity ^{228}Ra v pitných vodách, ktorý je v súčasnosti v iných európskych štátoch, pokúsila som sa v práci zhodnotiť gamaspektrometrickú metódu na stanovenie tohto rádionuklidu. Ako reálne vzorky som si zvolila minerálne vody, u ktorých sa predpokladali rôzne objemové aktivity ^{228}Ra, vzhľadom na zvýšené hodnoty mineralizácie. Najvyššia prípustná hodnota obsahu ^{228}Ra pre prírodné minerálne stolové vody (0,7 Bq.l^{-1}) bola prekročená len v prípade liečivej vody Vincentka.

Výhodou gamaspektrometrického stanovenia je, že nevyžaduje náročnú predúpravu vzoriek, iba skoncentrovávanie odparením, a dosahuje potrebnú presnosť. Nevýhodou je jednak vysoká cena detekčného systému, ako aj dlhá meracia doba a potreba veľkých objemov vzoriek.

Tejto metóde je potrebné venovať sa aj naďalej a optimalizovať podmienky stanovenia s cieľom zefektívniť stanovenie objemovej aktivity ^{228}Ra vo vode. V blízkej budúcnosti plánujem vyskúšať odparenie vzoriek až dosucha bez použitia kyseliny, čo sa ukazuje ako jednoduchší spôsob úpravy. Ďalším cieľom je premerať väčšie množstvo vzoriek so štandardnými prídavkami, prípadne otestovať ďalšie separačné postupy, ktoré by mohli znížiť potrebný objem analyzovanej vzorky.

Literatúra

Vlček, J. (2003): Význam sledovania a požiadavky na stanovenie objemovej aktivity Ra-228 v pitnej vode, konferencia Radiologické metódy v hydrosféře 2003, Seč-Ústupky

Vyhláška Ministerstva zdravotníctva Slovenskej republiky č.12/2001 Z.z.

Guidelines for Drinking-water Quality, Third Edition, Volume 1 – Recommendations, World Health Organization, Geneva 2004, internet: http:/www.who.int/water_sanitation_health/dwq/gdwq3/en/

Hanslík, E., Mansfeld, A., Filip, J., Šimonek, P. (1992): Možnosti gamaspektrometrické analýzy při identifikaci zdrojů znečistění radioaktivními látkami, konferencia Hydrochémia ´92, Bratislava

Autor

Jana Merešová, Výskumný ústav vodného hospodárstva, Nábr. L. Svobodu 5, 812 49 Bratislava, e-mail: j.meresova@pobox.sk

MONITOROVANIE RÁDIOLOGICKÝCH UKAZOVATEĽOV V STUDNIČKÁCH V REKREAČNEJ ZÓNE BRATISLAVY

Františka Minčáková

Predmetom práce bol rádiologický rozbor podzemných vôd, ktoré reprezentujú vody v studničkách v rekreačnej zóne Bratislavy. Okolie Bratislavy je obľúbeným a často vyhľadávaným miestom oddychu mnohých Bratislavčanov pre svoju prístupnosť a atraktivitu prostredia. V horách Malých Karpát je veľké množstvo studničiek, ktoré sú zdrojom osvieženia pre turistov. Geologické podložie Malých Karpát má zvýšenú rádioaktivitu, ktorá sa následne prejavuje zvýšenými hodnotami rádiologických ukazovateľov vo vode. Vytipovali sme sedem často navštevovaných studničiek, ktoré sa vyskytujú pozdĺž riečky Vydrice, tiahnucej sa od Železnej studničky smerom na Biely kríž. Stanovovali sme v nich celkovú objemovú aktivitu alfa, beta a objemovú aktivitu ^{222}Rn.

Kľúčové slová: rádioaktivita, studničky v okolí Bratislavy, rádionuklidy, rybníky

Monitoring of radiology parameters of springs in recreation zone of Bratislava. *The aim of this study was to evaluate the radioactivity of underground water from springs in the recreation area Železná studnička in Bratislava. It is favourite locality of relaxation for many people. There are a lot of springs, which are used by people as source of water to drink.Geological subsoil of the mountains Malé Karpaty has increased radioactivity and it has an influence on the quality of the water. We had chosen seven often attended springs where we analysed the radiochemical indicators. We determined gross alpha, gross beta activity and activity of ^{222}Rn. The measured values of all parameters were lower than are the derived intervention levels in regulation of the Ministry of Health of the Slovak Republic. Only in two springs the activity of ^{222}Rn was exceeded.*

Key words: radioactivity, springs in recreation zone of Bratislava, radionuclides, lakes

---

ÚVOD

Okolie Bratislavy je obľúbeným a často vyhľadávaným miestom oddychu mnohých Bratislavčanov pre svoju prístupnosť a atraktivitu prostredia. V horách Malých Karpát je veľké množstvo studničiek, ktoré sú zdrojom osvieženia pre okoloidúcich turistov.

Geologické podložie Malých Karpát má zvýšenú rádioaktivitu, ktorá sa môže prejaviť zvýšenými hodnotami rádiologických ukazovateľov vo vode. Vytipovali sme sedem často navštevovaných studničiek, ktoré sa vyskytujú pozdĺž riečky Vydrice, tiahnucej sa od Železnej Studničky smerom na Biely Kríž. Miesta odberu sú znázornené na Obr.1.

STANOVENIE RÁDIOLOGICKÝCH UKAZOVATEĽOV ZNEČISTENIA VÔD

Pretože koncentrácie rádionuklidov vo vodách ležia väčšinou pod hranicou citlivosti chemických metód (s výnimkou prírodného uránu), musia sa k vlastnému stanoveniu použiť metódy rádiometrické, založené na detekcii a meraní účinku žiarenia.

Metódy stanovenia rádioaktívneho znečistenia vo vodách je možno rozdeliť na - stanovenie celkového obsahu rádionuklidov, charakterizovaného stanovením *celkovej objemovej aktivity alfa a beta* a stanovením jednotlivých rádionuklidov.

Celková objemová aktivita alfa – je skupinový ukazovateľ možného obsahu rádionuklidov s premenou alfa, stanovený podľa STN 75 7611. Vyjadruje sa súčtom objemových aktivít rádioizotopov uránu ^{234}U, ^{235}U a ^{238}U v ich prírodnej zmesi, ktorý dáva rovnakú odozvu ako meraná vzorka.

Celková objemová aktivita beta – je skupinový ukazovateľ možného obsahu rádionuklidov s premenou beta, stanovený podľa STN 75 7612. Vyjadruje sa súčinom objemovej aktivity izotopu ^{40}K prírodného draslíka a zastúpením jeho premeny beta s emisiou elektrónov (β^-), ktorý poskytuje rovnakú odozvu ako meraná vzorka.

Je potrebné si uvedomiť, že metódy stanovenia celkovej objemovej aktivity alfa a beta zahŕňajú rôzne rádionuklidy s rôznou presnosťou a niektoré rádionuklidy nezachytia vôbec. Z rádionuklidov alfa je to predovšetkým ^{222}Rn a z rádionuklidov beta ^{3}H. Z tohto dôvodu sa objemová aktivita radónu stanovuje zvlášť, inou špeciálnou metódou.

EXPERIMENTÁLNA ČASŤ

Vzorky vody na stanovenie celkovej objemovej aktivity alfa a beta sme odoberali do 2 l polyetylénových fliaš a nakoľko sme ich ihneď spracovávali, nebolo ich potrebné konzervovať. Vzorky na radón sme odobrali do sklených 250 ml fliaš so zábrusom a tiež sa ihneď spracovali.

Celkovú objemovú aktivitu alfa a beta sme stanovili meraním žiarenia alfa a beta, meranie sa uskutočnilo na nízkopozaďovom alfa – beta automate NRR 610. Stanovenie objemovej aktivity ^{222}Rn sme robili metódou kvapalinovej scintilačnej spektrometrie na prístroji TRICARB 2900TR .

VÝSLEDKY

V Tab.1 sú uvedené priemerné hodnoty z ôsmich odberov, ktoré sme vykonali v priebehu troch rokov. Merali sme aj približný prietok vody v studničkách, ktoré vo väčšine prípadov tvorila rúra, iba studnička Jarošov prameň mala kohútik.

Tab.1 Priemerné hodnoty ukazovateľov v studničkách

Tab.1 Average values of indicators in springs

Názov	prietok približný l.hod^{-1}	celková objemová aktivita alfa Bq.l^{-1}	celková objemová aktivita beta Bq.l^{-1}	objemová aktivita ^{222}Rn Bq.l^{-1}
Vydrica	204	0,220	0,137	15,1
Snežienka	56	0,087	0,088	12,7
Šmahy	129	0,081	0,082	4,8
Druhý Kameňolom	279	0,140	0,076	**99,8**
Mária Forraš	250	0,089	0,055	37,0
Zbojníčka	240	0,065	0,058	**275,5**
Jarošov prameň	kohútik	0,135	0,056	< 1,5

Namerané hodnoty *celkovej objemovej aktivity alfa* sa v studničkách pohybovali v rozmedzí od 0,065 Bq.l^{-1} do 0,220 Bq.l^{-1}. Porovnaním s hodnotou odvodenej zásahovej úrovne podľa vyhlášky MZ SR č. 12/2001 Z.z. pre pitnú vodu (hodnota < 0,2 Bq.l^{-1}) sa ukázalo, že len studnička Vydrica s objemovou aktivitou 0,220 Bq.l^{-1} prekračuje túto hodnotu. Zvýšená hodnota však bola v rámci neistoty merania celkovej objemovej aktivity alfa (0,2 ± 0,08 Bq.l^{-1}).

Hodnoty *celkovej objemovej aktivity beta* sa pohybovali v rozsahu od 0,055 Bq.l^{-1} do 0,137 Bq.l^{-1} a neprevyšovali povolenú odvodenú zásahovú úroveň pre pitnú vodu (< 0,5 Bq.l^{-1}).

Namerané hodnoty *objemovej aktivity radónu ^{222}Rn* boli v rozsahu od hodnoty 0,9 Bq.l^{-1} do 275,5 Bq.l^{-1}. Zaujímavá je najvyššia nameraná hodnota zo studničky Zbojníčka (275,5 Bq.l^{-1}), ktorá vysoko prekračuje hodnotu odvodenej zásahovej úrovne pre pitnú vodu 50 Bq.l^{-1}. Taktiež vzorka vody z Druhého kameňolomu je pomerne vysoká 99,8 Bq.l^{-1}.

Hodnoty celkovej objemovej aktivity alfa ani v jednom prípade nepoukazujú na prítomnosť U(nat) alebo ^{226}Ra vo vode, z ktorých ^{222}Rn vzniká. Z toho vyplýva, že ^{222}Rn sa absorboval vo vode pri prechode horninami. Hodnota ^{222}Rn v studničke Jarošov prameň je pod detekčným limitom a to z dôvodu, že voda sa zbiera v nádrži a odtiaľ sa vypúšťa kohútikom. ^{222}Rn ako plyn unikne.

Odobrali sme aj vzorky vody z rybníkov nachádzajúcich sa pozdĺž riečky Vydrice. Stanovovali sme v nich celkovú objemovú aktivitu alfa a beta. Výsledky sú zhrnuté v tab. 2.

Tab. 2 Rybníky v okolí Bratislavy

Tab.2 Lakes in vicinity of Bratislava

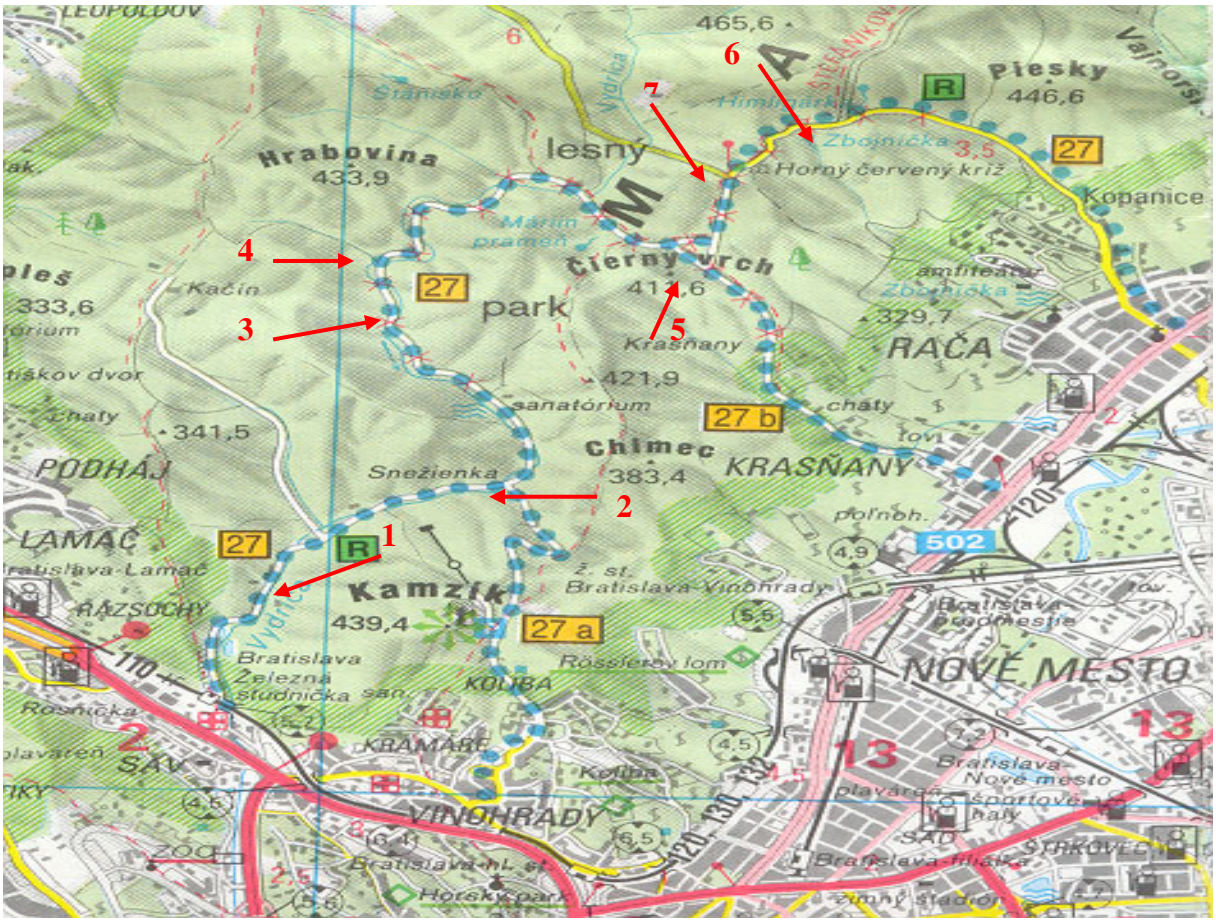
Názov	celková objemová aktivita alfa Bq.l^{-1}	celková objemová aktivita beta Bq.l^{-1}
Klepáč	0,155	0,204
Vydrica II	<0,06	0,216
Vydrica I	0,092	0,231
Potok pod Snežienkou	0,213	0,285
Druhý kameňolom	0,193	0,124

ZÁVER

V tejto práci sme sa zamerali na monitorovanie rádiologických ukazovateľov v podzemných a povrchových vodách.

Stanovovali sme celkovú objemovú aktivitu alfa, beta a objemovú aktivitu ^{222}Rn v studničkách a rybníkoch v rekreačnej zóne Bratislavy a výsledky možno zhrnúť nasledovne;

- vo všetkých sledovaných studničkách, okrem Zbojníčky a Druhého kameňolomu, je voda z rádiologického hľadiska nezávadná,
- v studničke Zbojníčka v dôsledku zvýšenej objemovej aktivity ^{222}Rn, nedoporučujeme vodu na pitie, hlavne pre deti;
- v rybníkoch Železnej studničky nie je zvýšená rádioaktivita.


1
2
3
4
5
6
7
Hrabovina
433,9
lesný
park
Kačín
Krasňany
421,9
sanatórium
Chimec
383,4
KRASŇANY
RAČA
329,7
Piesky
446,6
Kopanice
Horný červený kríž
Zbojnícka
Jarošov prameň
Snežienka
PODHÁJ
341,5
LAMAČ
Kamzík
439,4
RÁZSOCHY
KOLIBA
KRAMÁRE
VINOHRADY
NOVÉ MESTO
Železná studnička
Rössler- Orbán lom
Bratislava-Nové mesto
Bratislava-Vinohrady
Bratislava-Lamač
Bratislava-Petržalka
Bratislava-hl. st.
Horský park
ZOO
SAD
Štrkovec
Zimný štadión
Bratislava-Hlavica
Bratislava-Ružinov
Bratislava-Devínska Nová Ves
Bratislava-Staré Mesto
Bratislava-Rača
Bratislava-Vajnory
Bratislava-Dúbravka
Bratislava-Karlova Ves
Bratislava-Devín
Bratislava-Záhorská Bystrica
Bratislava-Jarovce
Bratislava-Rusovce
Bratislava-Čunovo
Bratislava-Podunajské Biskupice
Bratislava-Vrakuňa
Bratislava-Petržalka
Bratislava-Dúbravka
Bratislava-Karlova Ves
Bratislava-Devín
Bratislava-Záhorská Bystrica
Bratislava-Jarovce
Bratislava-Rusovce
Bratislava-Čunovo
Bratislava-Podunajské Biskupice
Bratislava-Vrakuňa
Bratislava-Ružinov
Bratislava-Staré Mesto
Bratislava-Rača
Bratislava-Vajnory

Literatúra

Minčáková, F., Vršková, M., Belanová, A., Merešová, J., (2004): Zhodnotenie obsahu rádionuklidov v pitných, balených minerálnych, liečivých a podzemných vodách Slovenska, Záverečná správa, VÚVH Bratislava.

Vyhláška MZ SR č.12/2001 Z.z. o požiadavkách na zabezpečenie radiačnej ochrany.

STN 75 7611 Kvalita vody (1988). Stanovenie rádionuklidov. Celková objemová aktivita alfa.

STN 75 7612 Kvalita vody (1988). Stanovenie rádionuklidov. Celková objemová aktivita beta.

Daniel, J., Lučivjanský, L., Sterz, M. (1996) : Geochemický atlas Slovenska. Prírodná rádioaktivita hornín, Bratislava.

TNV 75 7625 Jakost vod. Stanovení radonu 222 kapalinovou scintilační měřicí metódou.

Autor

Františka Minčáková, VÚVH, nábr. arm. gen. L. Svobodu 5, 812 49 Bratislava; mincakova@szm.sk

BILANČNÍ HODNOCENÍ VYBRANÝCH UKAZATELŮ JAKOSTI VODY NA VÝZNAMNÝCH PŘÍTOCÍCH DO NÁDRŽE

Nováková Petra, Procházková Pavla

Jakost vody byla hodnocena na nejvýznamnějších přítocích do vodní nádrže Vranov nad Dyjí – číslo hydrologického pořadí 4-14-02-051. Nádrž se nachází na jižní Moravě severozápadně od Znojma a Vranova nad Dyjí. Hydrologické povodí nádrže je velmi rozsáhlé (celkem 2 211,8 km^2, z toho v ČR 1159,0 km^2) a zasahuje do čtyř okresů – Znojmo, Třebíč, Jihlava, Jindřichův Hradec a tří krajů - Jihomoravského, Jihočeského a Vysočina. Velká část povodí leží v Rakousku (cca 47 %). Nádrž nepatří mezi vodárenské nádrže (není vyjmenovaná ve vyhlášce Ministerstva životního prostředí č. 137/1999 Sb.), avšak je zde zřízen vodárenský odběr a pitnou vodou z tohoto zdroje je zásobováno přibližně 85000 obyvatel. V bezprostřední blízkosti nádrže je silně rozvinuta rekreace a často dochází ke střetům zájmů mezi vodohospodářským a rekreačním využíváním nádrže a jejího okolí.

Vývoj jakosti vody byl sledován na hlavním toku – Dyji a na největším přítoku – na Želetavce. Údaje o koncentracích vybraných ukazatelů charakterizujících jakost vody (CHSK – Cr, dusičnany, dusitany, amonné ionty, fosforečnany,celkový fosfor, mangan, železo, chloridy, pH a koliformní bakterie) a hodnoty průtoků ve sledovaných profilech byly získány od ČHMÚ. Díky údajům o průtocích bylo možné bilančně vyhodnotit jednotlivé ukazatele a získat přehled o skutečném množství daných látek, které se do nádrže těmito přítoky dostávají.

Klíčová slova: jakost vody, vodní nádrž, znečištění vody

Balance evaluation of chosen water quality indicators on important reservoir tributaries. *The water quality was evaluated on the most important tributaries of Vranov nad Dyji water reservoir– hydrology number 4-14-02-051. The reservoir located in South Moravia, northeast of cities Znojmo and Vranov nad Dyji. The hydrology catchment is very extensive (total area 2211,8 km^2,where 1159 km^2 belong to the Czech Republic) and stretch far into four districts – Znojmo, Třebíč, Jihlava, Jindřichův and three regions - Jihomoravského, Jihočeského and Vysočina. The big part of the catchment is situated in Austria (47 %). The basin does not belong to the sources of water supply (it is not on the list in the regulation of the Department of Environment no. 137/1999 Sb.). However, there is the water uptake established and the drinking water from this source supplies 85 000 habitants. There are a lot of recreation objects nearby the basin so there must be solved conflicts between water management and recreation function of the basin and vicinity from time to time.*

The monitoring of water quality was done in the main tributary – Dyje river and in the biggest tributary – Želetavka river. The data of concentration of chosen water quality indicators (COD – Cr, nitrate, nitrite, ammonium ions, phosphates, total phosphorus, manganese, iron, chlorides, pH and numbers of thermotolerant coliform bacteria) and value of flow were getting of the monitoring net of ČHMU (Czech Hydrometeorological Institute). The balance evaluation of individual indicators and the grasp about real number of matters flowing into the reservoir were analysed thanks to the flows data.

Key words: water quality, water reservoir, water pollution

ÚVOD

Ochrana zdrojů pitné vody se stává nejen v České republice, ale téměř v každé zemi všech kontinentů, jednou ze základních otázek udržitelného rozvoje. Kvalitní zdroje vody, které ještě odolávají znečištění nejrůznějšího původu, je nutno chránit nejen pro náš vlastní život, ale zejména pro generace následující. Pro zabezpečení zásobování populace pitnou vodou se využívají odjakživa přednostně podzemní zdroje, stále více je však nahrazují zdroje povrchové a za tímto účelem se zřizují vodárenské nádrže. Na území České republiky existuje řada vodárenských nádrží, povrchová voda je odebírána rovněž z vodních toků nebo i z víceúčelových nádrží. Často potom dochází ke střetům zájmů při využívání nádrže, při manipulaci s vodní hladinou i při způsobu hospodaření nejen v blízkém okolí, ale i v celém povodí nádrže.

Problematika jakosti vody byla řešena pro nádrž Vranov nad Dyjí – číslo hydrologického pořadí 4-14-02-051. Délka vzdutí nádrže je 29,8 km a zatopená plocha při maximální hladině je 7,625 km^2.

Pozemky v povodí (na území ČR) jsou využívány především jako zemědělská půda – 60,2 % a lesní porosty – 31 %, vodní plochy (včetně plochy vlastní nádrže) tvoří 2,5 %, zastavěné plochy 0,9 % a ostatní pozemky 5,4 % (Nováková, 2004). Vodní nádrž byla vybudována ve 30. letech minulého století, avšak vodárensky začala být využívána až od roku 1982. V této době byl zřízen vodárenský odběr a vystavěn skupinový vodovod Vranov – Moravské Budějovice – Dukovany. Odebíraná surová voda musí být upravována v úpravně vody ve Štítarech. Kapacita zdroje povrchové vody i úpravny vody je 240 $l.s^{-1}$, povolený odběr je v současné době pro množství Q = 200 $l.s^{-1}$ dle rozhodnutí vodoprávního úřadu ve Znojmě. Odběrný objekt je umístěn na 179,4. km toku Dyje při levém břehu v Jelení zátoce, 3,9 km od hráze (Novák, 2000).

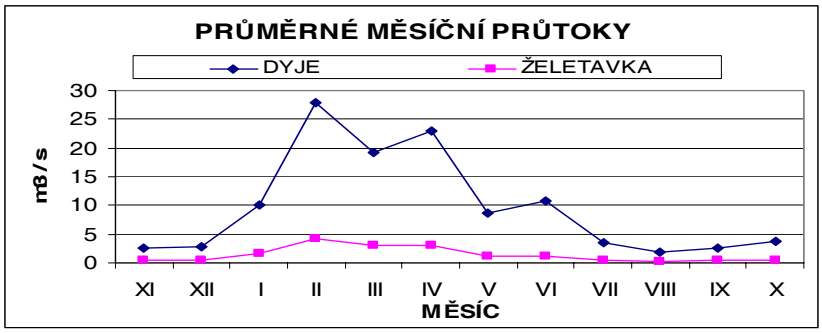
METODIKA

Cílem práce bylo vypočítat údaje o skutečném množství znečišťujících látek, které se dostávají do nádrže z přítoků. Bylo vybráno několik základních ukazatelů jakosti vody (CHSK – Cr, celkový fosfor, fosforečnany, dusičnany, dusitany, amonné ionty, mangan, železo, chloridy, pH a fekální koliformní bakterie).

Vzhledem k tomu, že se nejedná o vodárenskou nádrž, probíhá měření všech základních ukazatelů jakosti vody pouze na hlavním toku – Dyji, avšak na významném přítoku – Želetavce, jsou hodnoceny pouze některé ukazatele (z vybraných ukazatelů nejsou prováděny rozbory fosforečnanů, chloridů, manganu a železa). Na ostatních menších přítocích odběry prováděny nejsou. V daných profilech na Dyji a na Želetavce byly kromě koncentrací vybraných ukazatelů získány také údaje o průměrných měsíčních průtocích za hydrologický rok (listopad 2003 – říjen 2004). Údaje o koncentracích látek a průtocích na Dyji a Želetavce byly získány od ČHMÚ. Z hodnot koncentrací a průtoků byly spočítány hmotnosti jednotlivých látek za příslušné měsíce a dále suma za celý rok. Dále byl graficky vyjádřen vývoj koncentrací daných prvků za sledované období. Plocha povodí Dyje včetně území Rakouska je 1778 km^2 a plocha povodí Želetavky je 374 km^2. Z celkových sum jednotlivých látek za rok a z rozlohy povodí Dyje a Želetavky bylo vypočítáno množství každé látky na 1 km^2 povodí.

VÝSLEDKY

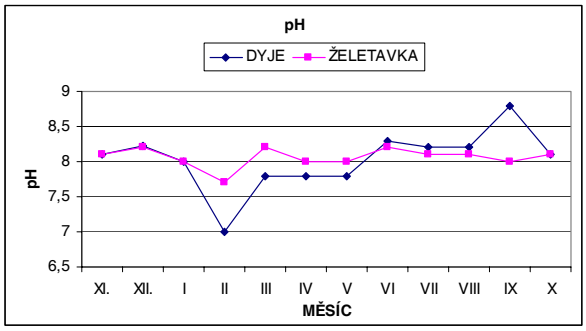
Hodnoty průměrných měsíčních průtoků jsou na hlavním toku přibližně sedmkrát vyšší než na Želetavce (Obr. 1). Průměrný průtok za sledovaný hydrologický rok je na Dyji 9,735 m^3/s a na Želetavce 1,421 m^3/s. Nejvyšší průtoky byly na obou tocích naměřeny v únoru a v dubnu 2004, nejnižší v srpnu 2004.

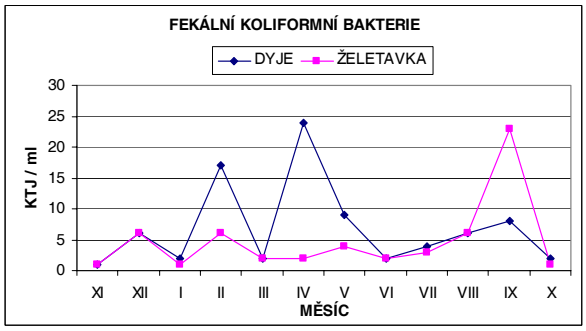


Obr. 1 Průměrné měsíční průtoky na Dyji a Želetavce (listopad 2003 – říjen 2004)

Fig. 1 Average month flow rate for Dyje and Želetavka river (November 2003 – October 2004)

U některých ze sledovaných látek byly velmi často naměřeny vyšší koncentrace na Želetavce než na hlavním toku (obr. 2,3,4,3,5). Jedná se především o celkový fosfor, dusitany, dusičnany a amonné ionty.

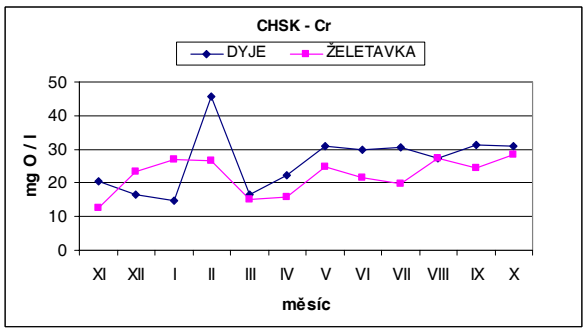


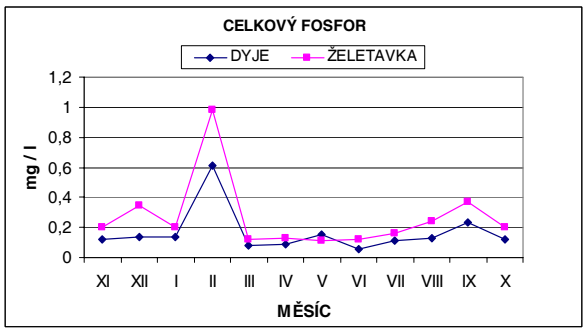


Obr. 2 pH a fekální koliformní bakterie na Dyji a Želetavce (listopad 2003 – říjen 2004)

Fig. 2 pH and thermotolerant coliform bacteria for Dyje and Želetavka river (November 2003 – October 2004)

Nejnižší hodnota pH byla naměřena na Dyji v únoru 2004, nejvyšší rovněž na Dyji v září 2004. Nejnižší pH na Želetavce bylo zjištěno také v únoru 2004, nejvyšší v listopadu 2003, březnu a červnu 2004.
Velmi vysoký počet fekálních koliformních bakterií byl zjištěn na Dyji v únoru a dubnu 2004 (až 24 KTJ / ml), na Želetavce v září 2004 (23 KTJ / ml) (Obr. 2).





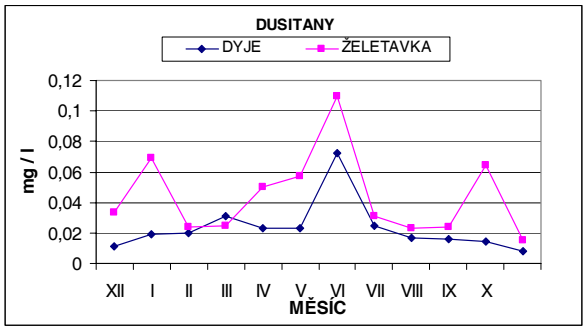
Obr. 3 koncentrace CHSK – Cr a celkového fosforu na Dyji a Želetavce (listopad 2003 – říjen 2004)

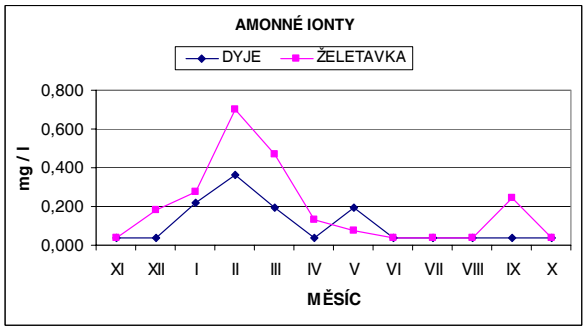
Fig 3 COD – Cr and total phosphorus concentration for Dyje and Želetavka river (November 2003 – October 2004)

Maximální hodnota CHSK – Cr (45,6 mg / l) byla naměřena na Dyji v únoru 2004. Na Želetavce nepřesáhla žádná hodnota 30 mg / l. Nejnižší hodnoty se na obou tocích pohybovaly od 12,5 mg / l do 15 mg / l.
Vývoj koncentrací celkového fosforu byl velmi podobný na obou sledovaných tocích. Nejvyšší hodnota byla zjištěna na Želetavce (0,98 mg / l) v únoru 2004, stejně tak na Dyji byla nejvyšší koncentrace v únoru 2004. Nejnižší hodnota (0,06 mg / l) byla naměřena na Dyji v červnu 2004, na Želetavce se nejnižší koncentrace pohybovaly kolem 0,12 mg / l (Obr. 3).

Nejvyšší koncentrace dusitanů (0,11 mg / l) byla zjištěna v červnu 2004 na Želetavce, v tomto měsíci byla maximální koncentrace naměřena i na Dyji (0,072 mg / l). Celkově nejnižší koncentrace kolem 0,01 mg / l se vyskytovaly na Dyji v zimních měsících.
U amonných iontů byly naměřeny nevyšší koncentrace na obou tocích v únoru 2004, na Želetavce 0,701 mg / l a na Dyji 0,364 mg / l. Nejnižší koncentrace kolem 0,04 mg / l se na obou tocích vyskytly několikrát (Obr. 4).

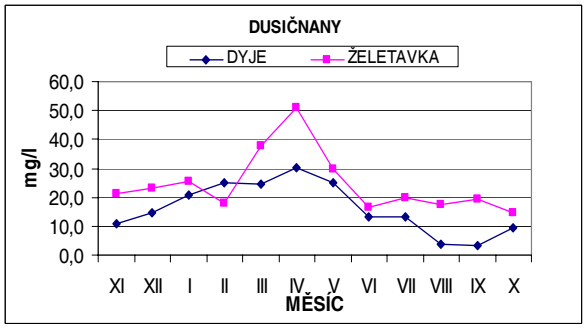
Stejně jako u dusitanů a amonných iontů, také u dusičnanů byly zjištěny nejvyšší koncentrace na Želetavce. Maximální hodnota (50,9 mg / l) byla naměřena v dubnu 2004. Ve stejném období byla naměřena nejvyšší hodnota i na Dyji (30,1 mg / l). Nejnižší hodnoty se pohybovaly na Dyji pod 10 mg / l, na Želetavce pod 20 mg / l. Koncentrace fosforečnanů byly měřeny pouze na hlavním toku, kde se nejvyšší hodnota vyskytla v únoru 2004 (Obr. 5).

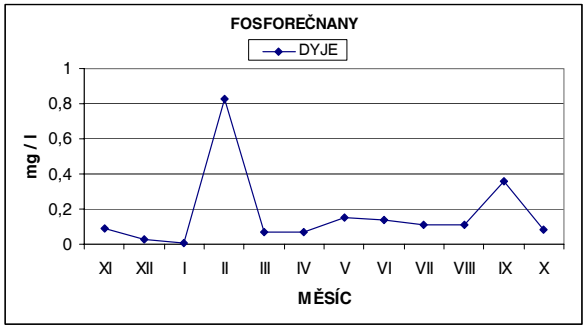




Obr. 4 Koncentrace dusitanů a amonných iontů na Dyji a Želetavce (listopad 2003 – říjen 2004)

Fig 4 Nitrite and amonium ions concentration for Dyje and Želetavka river (November 2003 – October 2004)





Obr. 5 Koncentrace dusičnanů Dyji a Želetavce a koncentrace fosforečnanů na Dyji (listopad 2003 – říjen 2004)

Fig. 5 Nitrate concentration for Dyje and Želetavka river and phosphate concentration in Dyje river(November 2003 – October 2004)

Výsledky měření celkového množství látek, které se dostávají do nádrže z obou přítoků za rok, vyjadřuje Tab. 1 a Obr. 5, 6, 7. Tab. 2 zobrazuje celkové množství látek, jejichž koncentrace jsou měřeny pouze na hlavním toku. U všech sledovaných ukazatelů kromě CHSK – Cr přináší hlavní tok třikrát až čtyřikrát větší množství látek do nádrže než Želetavka, z hodnot CHSK – Cr vyplývá, že celková spotřeba kyslíku na Dyji byla až osmkrát vyšší. Tato skutečnost souvisí s vyššími průtoky a větší rozlohou povodí řeky Dyje (průměrný roční průtok na Dyji je 6,9x vyšší a plocha povodí je 4,75x větší. Vzhledem k tomu, že se jedná o dva takto rozdílné toky, byla metodika zvolena tak, že průměrná množství jednotlivých látek byla vztažena k ploše 1 km^2 příslušného povodí (Tab. 3).

Tab.1 Suma látek za hydrologický rok (listopad 2003 – říjen 2004) na Dyji a Želetavce

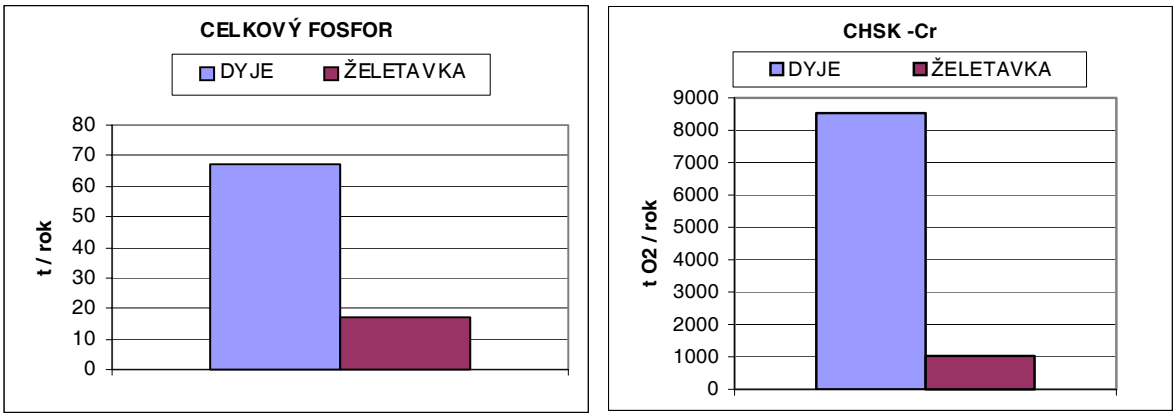
Tab. 1 Total substance for Dyje and Želetavka river per hydrological year (November 2003 – October 2004)

	CHSK-Cr	celk.fosfor	fekál.kolif.bakt.	dusičnany	dusitany	amonné ionty	pH
	(t O_2/ rok)	*(t / rok)*	*(ks / rok)*	*(t / rok)*	*(t / rok)*	*(t / rok)*	*prům./rok*
Dyje	8531,089	67,304	1088427542	6800,408	27,156	50,575	7,3
Želetavka	1030,277	16,995	472269139	1427,406	7,091	14,706	7,4

Tab.2 Suma látek za hydrologický rok (listopad 2003 – říjen 2004) na Dyji

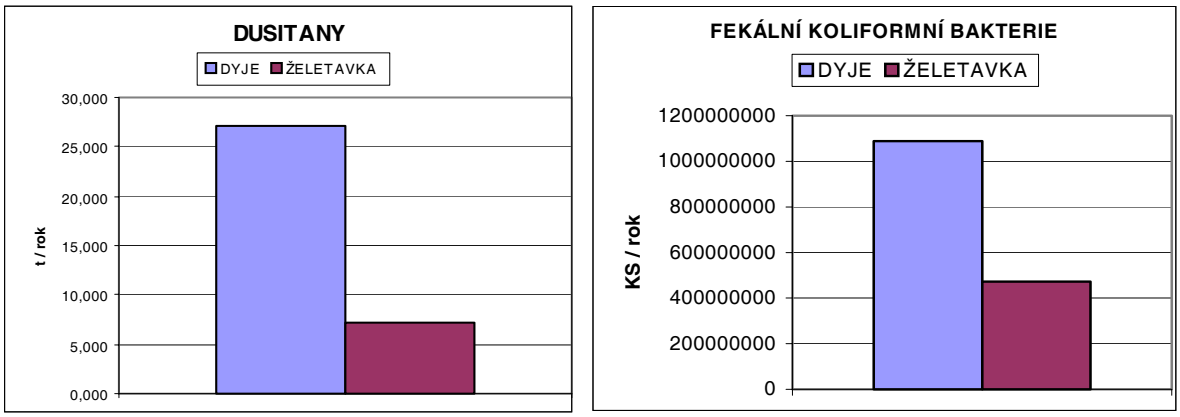
Tab. 2 Total substance for Dyje river per hydrological year (November 2003 – October 2004)

	Mangan	Železo	Chloridy	Fosforečnany
	(t / rok)	(t / rok)	(t / rok)	(t / rok)
Dyje	79,031	525,193	6900,669	79,031



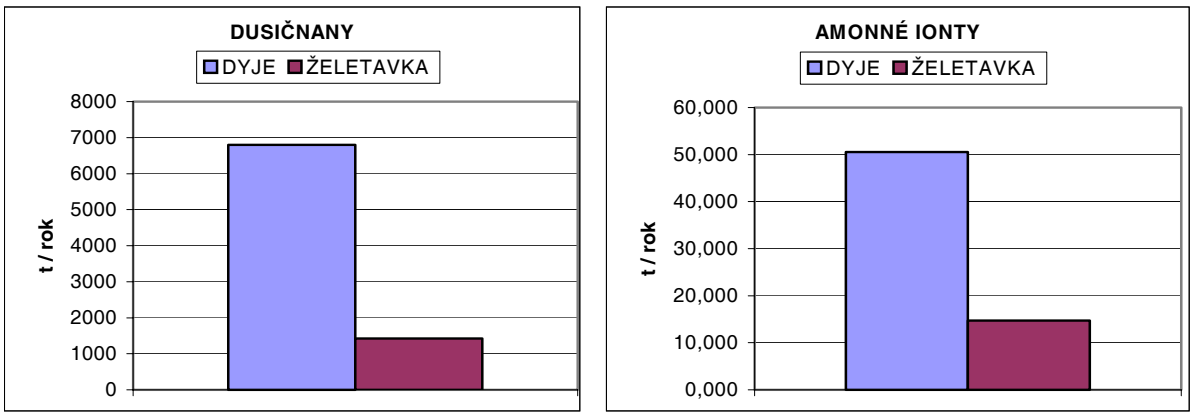
Obr. 5 Suma CHSK – Cr a celkového fosforu za rok na Dyji a Želetavce

Fig. 5 Total COD – Cr and phosphorus for Dyje and Želetavka river per year



Obr. 6 Suma dusitanů a fekálních koliformních bakterií za rok na Dyji a Želetavce

Fig. 6 Total nitrites and thermotolerant coliform bacteria for Dyje and Želetavka river per year



Obr. 7 Suma dusičnanů a amonných iontů za rok na Dyji a Želetavce

Fig. 7 Total nitrates and ammonium ions for Dyje and Želetavka river per year

Jak již bylo výše uvedeno, pro získání celkového přehledu o vlivu obou povodí na jakost vody v nádrži, byla množství jednotlivých látek vztažena k ploše jednoho km^2 povodí. U čtyř ze sledovaných ukazatelů bylo na Želetavce zjištěno vyšší množství látky z jednoho km^2 povodí. U celkového fosforu činí rozdíl 7 kg / km^2, u dusitanů 4 kg / km^2, u amonných iontů 11 kg / km^2 a u

fekálních koliformních bakterií byl rozdíl více než dvojnásobný – 650 588 KTJ / km^2. U dusičnanů byl tento rozdíl velmi malý (8 kg / km^2) a vzhledem k tomu, že se jedná o řády tisíců kilogramů, takřka zanedbatelný. Pouze u hodnot CHSK – Cr byla zjištěna vyšší spotřeba kyslíku na Dyji než na Želetavce (Tab. 3).

Tab. 3 Průměrné množství látky z 1 km^2 povodí Dyje a Želetavky

Tab. 3 Average substance quantity for 1 km^2 of the catchment for Dyje and Želetavka river

	CHSK - Cr	celkový P	dusičnany	dusitany	amonné ionty	fekál. kol. bakt.
	(kg / km^2)	*(kg / km^2)*	*(kg / km^2)*	*(kg / km^2)*	*(kg / km^2)*	*(KTJ / km^2)*
Dyje	4798	38	3825	15	28	612 163
Želetavka	2754	45	3817	19	39	1 262 751

ZÁVĚR

Ačkoliv povodí Želetavky není rozlohou rozhodující, znečištění, které se do nádrže dostává z jejího povodí, je dosti významné. V rizikové analýze celého povodí nádrže je nutné zaměřit se na povodí Želetavky a najít zdroje tohoto znečištění. Při návrhu ochranných pásem vodního zdroje navrhnout opatření na omezení dalšího znečišťování.

Vzhledem k tomu, že povodí Dyje zasahuje jak na území České republiky tak i na území Rakouska, bude nutné provést takovou analýzu, aby bylo zřejmé, z kterého území pochází více znečištění. V rizikové analýze a při stanovování limitujících opatření se pak zaměřit právě na to území, odkud by bylo zjištěno vyšší množství znečišťujících látek. Průtoky i koncentrace látek jsou sledovány na Moravské Dyji těsně před vtokem do Rakouska, proto by tato analýza mohla být snadno zpracována.

Vodní nádrž Vranov nad Dyjí nepatří mezi vodárenské nádrže, avšak je velmi významným zdrojem pitné vody. V současné době jsou prováděna opatření na omezení znečišťování vody v jejím bezprostředním okolí. V dalším kroku bude třeba se zabývat celým povodím nádrže. Podle získaných výsledků se pak zaměřit na konkrétní část povodí a tam vyhledat bodové zdroje znečištění.

Literatura

HLAVÁČ, J. et al. (2003): Učebnice vodárenství CD Rom, VODÁRENSKÁ AKCIOVÁ SPOLEČNOST, a. s., Brno

NOVÁK, J. (2000): OP ve smyslu zákona č. 14/1998 Sb. (novela zákona č. 138/1973 Sb. o vodách) a Vyhlášky č. 137/1999 Sb., VAS a. s., Brno

NOVÁKOVÁ, P. (2004): Zhodnocení vlivů vnějších činitelů povodí na jakost vody. Dizertační práce. Brno: MZLU v Brně,. 156 s.

PITTER, P. (1999): *Hydrochemie*. 2. vyd. Praha: VŠCHT, 568 s.

Zákon o vodách č. 254/2001 Sb. v platném znění

Autoři

Petra Nováková, Ústav aplikované a krajinné ekologie, MZLU v Brně, Zemědělská 1, Brno, 613 00, petra.novakova@uake.cz

Pavla Procházková, MZLU v Brně, Zemědělská 1, Brno, 613 00, pavcap@volny.cz

ZHODNOTENIE VPLYVU ZDRŽE ČUNOVO NA PRIETOKOVÝ REŽIM V MOŠONSKOM RAMENE DUNAJA OD ROKU 1993 PO SÚČASNOSŤ

Marián Supek, Balázs Fekete

Mošonské rameno tvorí súčasť dunajskej ramennej sústavy a na maďarskom území ohraničuje malý Žitný ostrov. Rameno je zásobované vodou predovšetkým z Dunaja. Okrem toho je do neho na maďarskom území zaústených aj niekoľko pravostranných prítokov s malou vodnosťou a pravostranný priesakový kanál zdrže Čunovo. Pred vybudovaním VD Gabčíkovo sa poloha vtoku z Dunaja do Mošonského ramena ustálila v rkm 1854,3 až 1854,4. Naspäť do Dunaja rameno ústi v rkm 1794,0 pri obci Kližská Nemá.

Množstvo vody vtekajúce do Mošonského ramena vždy záviselo od hladiny vody v Dunaji. Počas povodní sa zmenšovalo regulačným objektom, ktorý bol vybudovaný na maďarskom území. V obdobiach, kedy sa v Dunaji vyskytovali malé prietoky, vtekalo málo vody aj do ramena.

V technickom riešení zdrže Čunovo podľa variantu C od uvedenia VD Gabčíkovo do prevádzky bolo treba zvládnuť aj rovnocenný spôsob zásobovania Mošonského ramena. Odberný objekt do Mošonského ramena tvorí malá vodná elektráreň s jalovým výpustom. Objekt umožňuje vypúšťať do Mošonského ramena prietok prekračujúci veľkosť 50 $m^3.s^{-1}$. Za ním je priepich vedúci vodu do pôvodného Mošonského ramena. Podľa Zmluvy o výstavbe a prevádzke SVD Gabčíkovo – Nagymaros sa mal do Mošonského ramena vypúšťať prietok $Q \approx 20\ m^3.s^{-1}$. V roku 1995 bolo s Maďarskom dohodnuté zvýšenie vypúšťaného množstva na $Q \approx 43\ m^3.s^{-1}$.

Cieľom príspevku je porovnanie skutočných prítokov do Mošonského ramena cez odberný objekt zo zdrže Čunovo a hypotetického priebehu prítoku vody do ramena bez zdrže Čunovo. V prípade nevybudovania vodného diela by vplyvom morfologického vývoja koryta Dunaja pravdepodobne dochádzalo k postupnému znižovaniu prítokov do ramena. Simulácia hypotetického priebehu prítoku vody do ramena bez zdrže Čunovo od roku 1993 naznačila pravdepodobnosť častejšieho výskytu aj dlhšie trvajúcich porúch v zásobovaní ramena vodou z Dunaja. Úlohu zdrže Čunovo pri vytváraní potrebného režimu prietoku v ramene sme hodnotili pomerom možností Dunaja bez zdrže ku skutočne vypusteným prietokom. Manipulácia podľa Dohody z roku 1995 ($Q \approx 43\ m^3.s^{-1}$) sa začala uplatňovať počas hydrologického roku 1996. Odvtedy až po súčasnosť bola priemerná hodnota tohto pomeru približne 0,50.

Z riešenia úlohy vyplynulo, že zdrž Čunovo poskytuje optimálne podmienky na vytváranie vhodného režimu prietokov v Mošonskom ramene, pretože umožňuje v ktoromkoľvek čase dodávku potrebného množstva vody. Bez zdrže Čunovo by sa v Mošonskom ramene Dunaja postupne zvyšovala frekvencia výskytu nepriaznivých prietokových situácií.

Kľúčové slová: Mošonské rameno, zdrž Čunovo, skutočný prietok, hypotetický priebeh prietoku, manipulácia, nepriaznivé prietokové situácie

---

PÔVODNÉ A SÚČASNÉ ZÁSOBOVANIE MOŠONSKÉHO RAMENA DUNAJA VODOU

Mošonské rameno tvorí súčasť dunajskej ramennej sústavy a na maďarskom území ohraničuje malý Žitný ostrov (Szigetköz). Úprava koryta Dunaja na strednú vodu podľa Lafranconiho koncepcie, ktorá bola dokončená pred Prvou svetovou vojnou, ustálila polohu vtoku do Mošonského ramena v rkm 1854,3 až 1854,4. Rameno vedie cez maďarské mestá Mosonmagyaróvár a Győr a naspäť do Dunaja ústi v rkm 1794,0 oproti obci Kližská Nemá na ľavom brehu Dunaja.

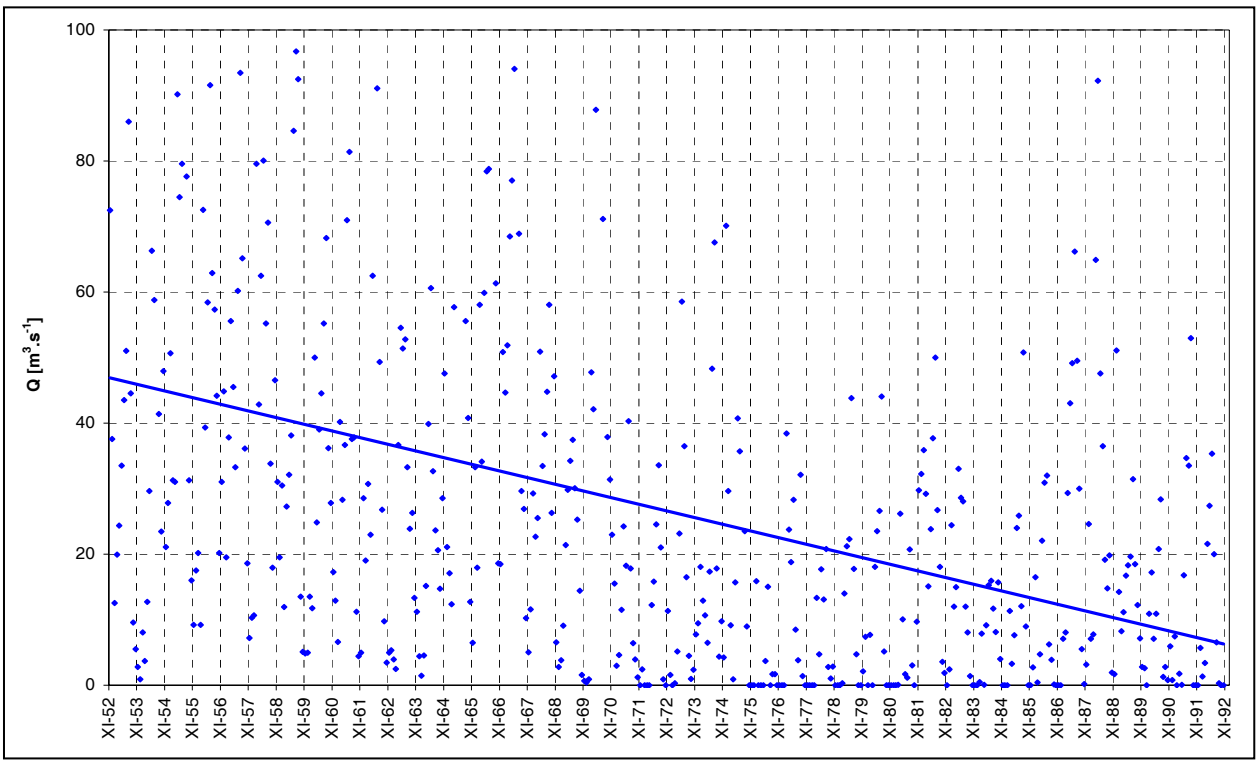
Dunaj je hlavným, ale nie jediným zdrojom vody prúdiacej v ramene. V súčasnosti je do ramena tesne za štátnou hranicou vyústený pravostranný priesakový kanál zdrže Čunovo. Pri obci Bezenye rameno prijíma vody pritekajúce z rakúskeho územia cez Wiesgraben (Leithakanal), ktorý je v Maďarsku evidovaný ako Rét–árok. Ďalším zdrojom vody je riečka Leitha, vtekajúca na územie Maďarska medzi obcami Nickelsdorf a Hegyeshalom, ktorá ústi do ramena v Mosonmagyaróvári. V Győri rameno priberá vody z prítokov Rábca a Rába. Žiadny z týchto prítokov nemá vodný režim porovnateľný s možnosťami Dunaja.

Množstvo vody vtekajúce do Mošonského ramena vždy záviselo od hladiny vody v Dunaji. Počas povodní sa zmenšovalo regulačným objektom, ktorý bol vybudovaný na maďarskom území. V obdobiach, kedy sa v Dunaji vyskytovali malé prietoky, vtekalo málo vody aj do ramena. V 50.

rokoch XX. storočia bolo koryto Dunaja až po rkm 1841 zväčša stabilné [1]. V dôsledku rozsiahlych zásahov pri úprave na malú vodu a morfologického vývoja koryta sa po začiatku 60. rokov na tomto úseku Dunaja začal prejavovať systematický pokles hladín v obdobiach výskytu malých a stredných prietokov. Tento trend sa nedarilo zastaviť ani podstatným sprísnením podmienok na bagrovacie práce v oblasti Bratislavy a poniže mesta, ktoré boli prijaté začiatkom 80. rokov. Vývoj hladín vody v Dunaji mal signifikantný priebeh smerom dolu, čo sa prejavovalo na postupnom zmenšovaní množstva vody vtekajúcej z koryta rieky do ramena.
Zásobovanie ramena vodou počas 40 hydrologických rokov 1953 – 1992 je znázornené na 1. obrázku, kde sú vynesené priemerné mesačné prietoky v Mošonskom ramene. V 1. tabuľke uvádzame priemerné ročné prietoky v Mošonskom ramene. Z obrázku a z tabuľky je vidieť zreteľný pokles prietokov najmä v posledných 20 rokoch a v tomto období aj častejšie nastávali situácie, kedy do ramena vôbec nepritekala voda z Dunaja.

Tab. 1 Priemerné ročné prietoky v Mošonskom ramene v hydrologických rokoch 1953 - 1992

Priemerný ročný prietok v Mošonskom ramene (1953 - 1992)							
Hydrologický rok	[$m^3.s^{-1}$]	Hydrologický rok	[$m^3.s^{-1}$]	Hydrologický rok	[$m^3.s^{-1}$]	Hydrologický rok	[$m^3.s^{-1}$]
1953	36.7	1963	25.7	1973	13.4	1983	13.7
1954	42.9	1964	21.5	1974	19.2	1984	7.4
1955	55.5	1965	81.4	1975	30.5	1985	12.0
1956	41.9	1966	62.8	1976	3.2	1986	10.0
1957	45.1	1967	55.2	1977	12.9	1987	24.0
1958	43.1	1968	32.8	1978	6.4	1988	28.3
1959	39.1	1969	18.0	1979	10.3	1989	17.5
1960	31.7	1970	53.6	1980	11.2	1990	8.8
1961	32.1	1971	14.2	1981	6.0	1991	12.8
1962	37.5	1972	9.2	1982	25.3	1992	10.1



Obr. 1 Trend priemerných mesačných prietokov v Mošonskom ramene (hydrologické roky 1952 – 1992)

V Spoločnom zmluvnom projekte Sústavy vodných diel Gabčíkovo – Nagymaros bolo zásobovanie Mošonského ramena Dunaja riešené napájaním priamo zo zdrže Hrušov – Dunakiliti. Preto je v pravostrannej hrádzi zdrže na maďarskom území vybudovaný nápustný objekt. V technickom riešení zdrže Čunovo podľa variantu C od uvedenia VD Gabčíkovo do prevádzky bolo treba zvládnuť aj rovnocenný spôsob zásobovania Mošonského ramena. Súčasná hrádza zdrže sa pri Čunove odkláňa od pôvodnej trasy pravostrannej hrádze zdrže Hrušov – Dunakiliti a v takmer kolmom smere križuje inundované územie. Vo vzdialenosti 850 m od pôvodnej hrádze zdrže je na novej hrádzi vybudovaný objekt na zásobovanie Mošonského ramena vodou. Objekt je 145 m vpravo od hate v pravostrannej inundácii Dunaja. Odberný objekt do Mošonského ramena tvorí malá vodná elektráreň s jalovým výpustom, ktorý má dve potrubia DN 1400 mm s kapacitou $Q = 25{,}6\ m^3 \cdot s^{-1}$. V malej vodnej elektrárni sú inštalované dve turbíny. Objekt umožňuje vypúšťať do Mošonského ramena prietok prekračujúci veľkosť $Q \approx 50\ m^3 \cdot s^{-1}$. Za ním je priepich vedúci vodu do pôvodného Mošonského ramena, ktorý je na slovenskom území dlhý 390 m a jeho koryto je na dne široké 20 m. Približne po 1,5 km prichádza k nápustnému objektu v pôvodnej hrádzi zdrže Hrušov – Dunakiliti. Voda preteká cez hrádzu dvomi otvormi so štvorcovými prierezmi rozmerov 3,75 x 3,75 m, ktoré sú hradené stavidlami.
Aktuálna veľkosť prietoku vypúšťaného zo zdrže nezávisí len od manipulácie na objekte VD Čunovo, ale aj od hladiny vody, ktorá sa nastavuje objektom v pôvodnej hrádzi zdrže Hrušov – Dunakiliti. Na zmenu prietočnej kapacity v otvoroch objektu reaguje s nevýznamným časovým oneskorením poloha hladiny vody na hornom konci priepichu pod objektom na VD Čunovo, čo si vynucuje úpravu vypúšťaného prietoku vody. Maďarská strana takto má bezprostrednú možnosť ovplyvňovať prietoky vypúšťané zo zdrže do Mošonského ramena a túto možnosť aj permanentne využíva podľa svojich potrieb.

SKUTOČNÉ PRIETOKY V RAMENE V OBDOBÍ OD 1. APRÍLA 1993 DO 31. MÁJA 2005 A SIMULÁCIA PRÍTOKU VODY Z DUNAJA DO RAMENA BEZ ZDRŽE ČUNOVO

Podľa Zmluvy o výstavbe a prevádzke SVD Gabčíkovo – Nagymaros sa mal do Mošonského ramena vypúšťať prietok $Q \approx 20\ m^3 \cdot s^{-1}$. V roku 1995 bolo s Maďarskom dohodnuté zvýšenie vypúšťaného množstva na $Q \approx 43\ m^3 \cdot s^{-1}$. Skutočne vypustené množstvo vody do Mošonského ramena Dunaja cez odberný objekt na VD Čunovo sme vyhodnotili z údajov v záznamoch, ktoré eviduje vodohospodársky dispečing Slovenského vodohospodárskeho podniku, š. p., OZ Bratislava. Aby sme dosiahli objektívne výsledky, začali sme až s hodnotením obdobia od 1. apríla 1993. V čase od prehradenia koryta Dunaja koncom októbra 1992 po tento termín ešte neboli príslušné objekty VD Čunovo v štandardnej prevádzke, lebo sa riešili otázky súvisiace s ich uvádzaním do prevádzky a s odstraňovaním povodňových škôd, ktoré spôsobila novembrová povodeň v roku 1992.
Ak by nebolo v roku 1992 uvedené do prevádzky VD Gabčíkovo, nezmenil by sa spôsob zásobovania Mošonského ramena vodou z Dunaja. Okrem povodňových stavov, kedy by voda zaplavovala pravostranné inundované územie, by do ramena vtekal len taký prietok, aký umožňovala kapacita jeho úseku od brehu rieky po objekt v hrádzi. Aktuálne prietoky vody v úseku Mošonského ramena za dunajskou hrádzou by ovplyvňovali tieto činitele:

1. Hladina vody v Dunaji v oblasti vtoku do ramena pri rkm 1854,3, ktorá by závisela od prietoku v rieke. Pritom možno predpokladať, že bez zdrže Čunovo by pri malých a stredných prietokoch aj naďalej pokračoval všeobecný trend poklesu hladín na tomto úseku.
2. Vtokový úsek ramena by sa mierne zanášal.
3. Počas povodní v Dunaji by sa prietok zmenšoval manipuláciou na objekte v hrádzi. Povodňové situácie si niekedy vynucujú zníženie prítoku aj z dôvodu vzdutia spôsobeného hladinou vody Dunaja v rkm 1794,0, ktoré zhoršuje odtokové podmienky v dolnom úseku ramena.

Na základe týchto predpokladov sa dal zostaviť vzťah medzi prietokom vody v Dunaji a prietokom vody, ktorá by vtekala do ramena. Z neho sme mohli zostaviť hypotetický rad prietokov vody v ramene bez zdrže Čunovo v období od 1. apríla 1993 do 31.mája 2005. Simulovaná postupnosť prietokov môže mať dobrú výpovednú hodnotu okrem období priebehu povodní, kedy by voda prúdila v pravostrannej inundácii a na objekte v pôvodnej hrádzi zdrže Hrušov – Dunakiliti by sa cielene manipulovalo.

Prehľad o skutočne vypúšťaných prietokoch cez objekt VD Čunovo do Mošonského ramena a simuláciou vypočítaných prietokoch poskytuje 2. tabuľka. V tabuľke uvádzame pre každý hydrologický rok aj mesiac, v ktorom sa vyskytol najmenší priemerný mesačný prietok v Mošonskom ramene. Logicky sa nezhodujú mesiace výskytu skutočne vypúšťaných a vypočítaných najmenších priemerných mesačných prietokov v ramene, lebo množstvo vody vypúšťané do ramena cez VD Čunovo nezávisí od prietoku v toku, ale iba od manipulácie na objektoch. Vzdutie hladiny vždy umožnilo reguláciu prietoku podľa očakávaných potrieb na maďarskom území a tie je zdrž Čunovo schopná nepretržite zabezpečovať. Na 2. obrázku uvádzame priebeh a trendy skutočne vypúšťaných a vypočítaných priemerných mesačných prietokov v Mošonskom ramene. Výsledky potvrdili pokračovanie trendu z obdobia rokov 1953 – 1992 (Obr. 1) a postupné zhoršovanie prietokových pomerov medzi ramenom a Dunajom.

Tab. 2 Skutočné a simuláciou vypočítané vypúšťané prietoky do Mošonského ramena v období 04/1993 – 05/2005

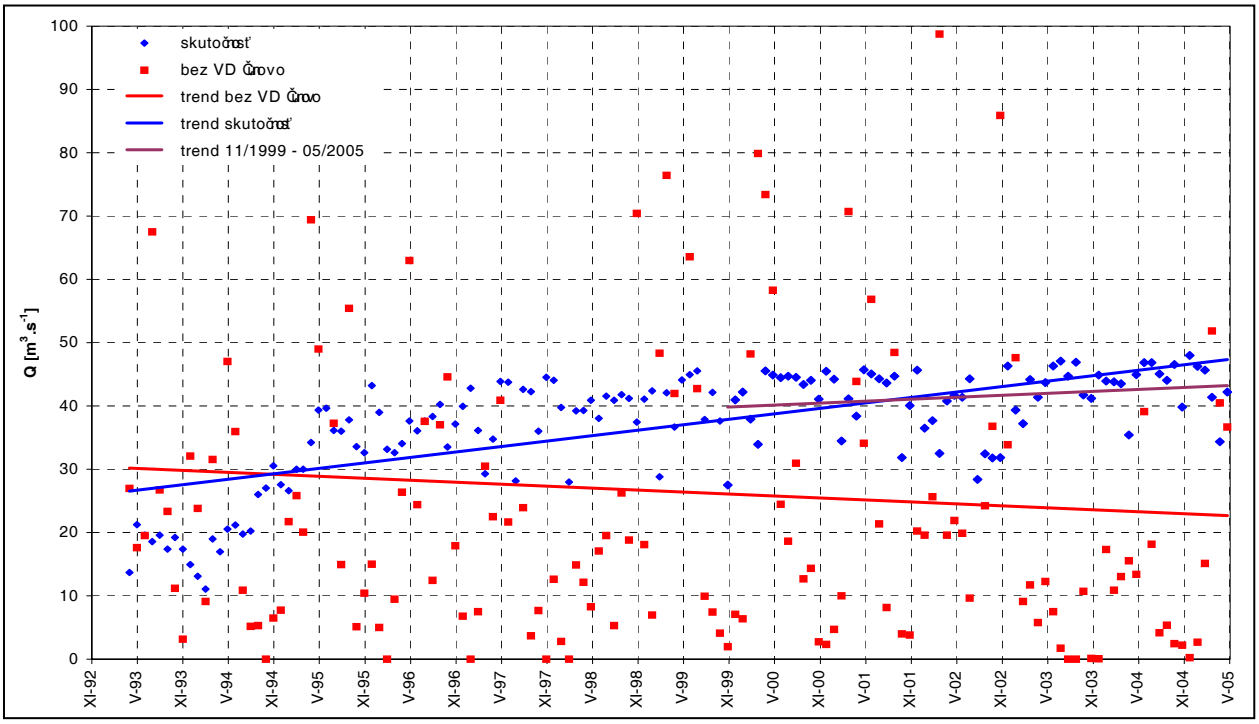
Hydrologický rok	Priemerný ročný prietok [$m^3.s^{-1}$]		Najmenší priemerný mesačný prietok [$m^3.s^{-1}$]			
	Skutočnosť	Bez VD Čunovo	Skutočnosť		Bez VD Čunovo	
1993 (od apríla)	18.5	27.6	13.7	IV.	11.2	X.
1994	18.9	24.1	11.1	II.	2.2	X.
1995	33.6	36.5	26.6	I.	5.1	X.
1996	36.5	24.0	32.6	XI.	1.4	II.
1997	38.1	28.7	28.2	VII.	1.2	I.
1998	40.0	11.7	28.0	II.	0.8	III.
1999	40.1	44.3	28.8	II.	5.4	X.
2000	41.2	31.3	27.5	XI.	2.0	XI.
2001	41.7	25.6	31.8	X.	2.3	XII.
2002	37.7	37.2	28.4	VIII.	3.8	XI.
2003	42.6	19.0	31.9	XI.	0.6	VIII.
2004	44.0	11.6	35.4	IV.	0.1	XI.
2005 (do mája)	42.5	21.4	34.3	IV.	0.2	XII.

V 3. tabuľke je prehľad o počtoch dní, počas ktorých by do ramena pritekali prietoky v intervaloch hodnôt uvedených v hlavičke tabuľky. Z tabuľky je jednoznačne zrejmý nárast počtu dní, kedy by z Dunaja do ramena vôbec nepritekala voda ($Q = 0\ m^3.s^{-1}$) a kedy by bol prítok veľmi malý z hľadiska funkcií, ktoré plní rameno na území Maďarska ($Q \leq 20\ m^3.s^{-1}$).

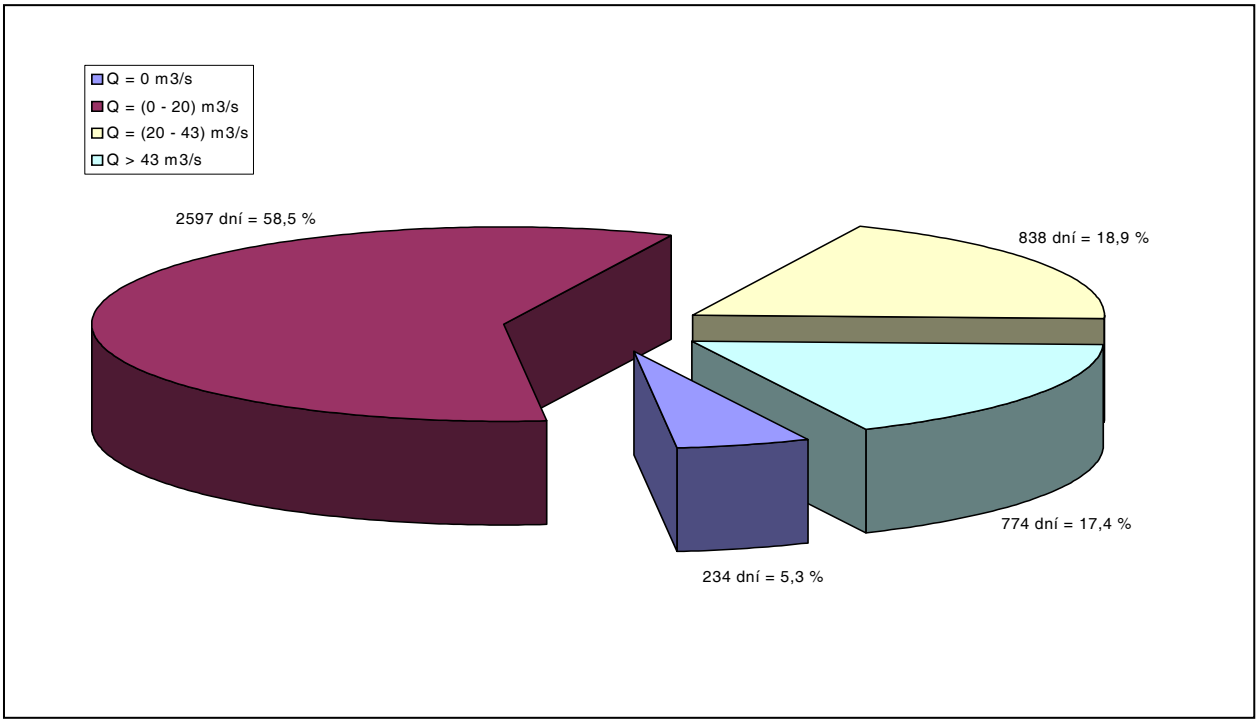
Tab. 3 Počty dní s výskytom simuláciou vypočítaných prietokov (bez zdrže Čunovo) v Mošonskom ramene vo zvolených intervaloch

Hydrologický rok	$Q = 0\ m^3.s^{-1}$	$Q = (0 - 20)\ m^3.s^{-1}$	$Q = (20 - 43)\ m^3.s^{-1}$	$Q > 43\ m^3.s^{-1}$
1993 (od apríla)	0	120	62	32
1994	5	225	76	59
1995	7	175	76	107
1996	4	223	86	53
1997	8	221	84	52
1998	14	304	27	20
1999	1	168	66	130
2000	3	186	88	89
2001	1	220	72	72
2002	3	214	88	60
2003	56	232	31	46
2004	79	221	46	19
2005 (do mája)	53	88	36	35

Na 3. obrázku je prehľadne zobrazené rozdelenie vypočítaných prietokov podľa zvolených intervalov za obdobie od 1.4.1993 po 31.5.2005. Z obrázku vyplýva, že počas viac ako 60 % dní tohoto obdobia by do ramena pritekal prietok menší ako $20\ m^3.s^{-1}$.



Obr. 2 Trend priemerných mesačných prietokov v Mošonskom ramene (obdobie 04/1993 – 05/2005)

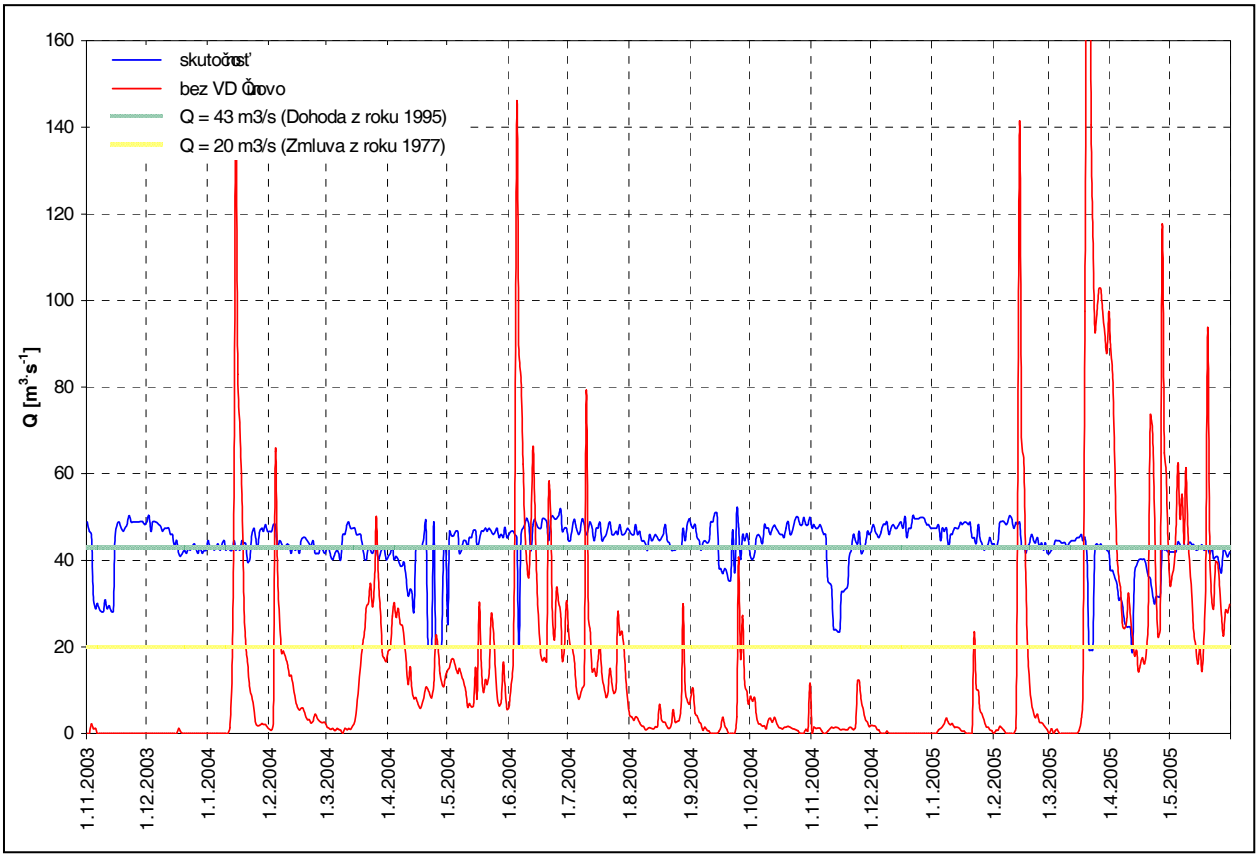


Obr. 3 Predpokladané rozdelenie prietokov v Mošonskom ramene v období od 1.4.1993 do 31.5.2005 bez VD Čunovo

Vodohospodársky významným ukazovateľom je aj celkový objem vody, ktorý pretiekol profilom vtoku Mošonského ramena. Vo 4. tabuľke uvádzame skutočne pretečené a simuláciou vypočítané objemy vody pre jednotlivé hydrologické roky. Z tabuľky vyplýva, že počas obdobia uplatňovania prietokového režimu podľa Dohody z roku 1995, okrem hydrologického roku 1999, do ramena vtieklo väčšie množstvo vody ako by dokázal zabezpečiť Dunaj bez VD Čunovo.

Tab. 4 Skutočný a simuláciou vypočítaný objem vody odvedený do Mošonského ramena (obdobie 04/1993 – 05/2005)

Hydrologický rok	Mošonské rameno - objem vody [mil. m^3]		
	Skutočnosť	Bez VD Čunovo	Rozdiel
1993 (od apríla)	341.71	510.61	-168.90
1994	599.83	760.37	-160.54
1995	1066.61	1149.62	-83.01
1996	1146.18	759.15	**387.03**
1997	1200.29	904.76	**295.54**
1998	1261.71	368.94	**892.77**
1999	1266.08	1398.07	-131.99
2000	1303.05	989.60	**313.45**
2001	1315.70	807.31	**508.39**
2002	1190.23	1172.09	**18.14**
2003	1343.71	599.43	**744.28**
2004	1390.09	365.99	**1024.10**
2005 (do mája)	778.80	392.04	**386.76**



Obr. 4 Skutočné prietoky v Mošonskom ramene a simulované prietoky bez VD Čunovo (obdobie 11/2003 – 05/2005)

VÝZNAM ZDRŽE ČUNOVO PRE ZÁSOBOVANIE MOŠONSKÉHO RAMENA VODOU

Úlohu zdrže Čunovo pri vytváraní potrebného režimu prietoku v ramene sme hodnotili pomerom možností Dunaja bez zdrže ku skutočne vypusteným prietokom, ktoré pravdepodobne zodpovedali potrebám. Manipulácia podľa Dohody z roku 1995 ($Q \approx 43\ m^3 \cdot s^{-1}$) sa začala uplatňovať počas hydrologického roku 1996. Odvtedy až do mája roku 2005 bola priemerná hodnota tohto pomeru 0,50. To znamená, že Dunaj by mohol v priemere iba na 50 % pokryť požiadavky na prietok vody v ramene.

V jednotlivých hydrologických rokoch by sa priemerná hodnota tohto pomeru pohybovala v rozpätí od 0,29 po 0,67.
Simulácia hypotetického priebehu prítoku vody do ramena bez zdrže Čunovo v období hydrologických rokov 1993 – 2005 naznačila pravdepodobnosť častejšieho výskytu aj dlhšie trvajúcich porúch v zásobovaní ramena vodou z Dunaja. Na 4. obrázku uvádzame priebeh skutočných a simuláciou vypočítaných prietokov v Mošonskom ramene od začiatku hydrologického roka 2004 po máj 2005. Z obrázka sa dajú určiť dlhšie trvajúce poruchy v zásobovaní ramena vodou - od novembra 2003 do polovice januára 2004, od februára do konca apríla 2004 a od polovice júla 2004 do polovice februára 2005. Celkovo by sa po roku 1992 podobných významných porúch vyskytlo viacero.
Zdrž Čunovo poskytuje optimálne podmienky na vytváranie vhodného režimu prietokov v Mošonskom ramene , pretože umožňuje v ktoromkoľvek čase dodávku potrebného množstva vody. Bez zdrže Čunovo by sa v Mošonskom ramene Dunaja postupne zvyšovala frekvencia výskytu nepriaznivých prietokových situácií so všetkými negatívnymi dôsledkami na životné i na prírodné prostredie.

Literatúra

[1] Szolgay, J. (1962): Úprava československého úseku Dunaja vzhľadom na hydrologický výskum splavenín a plavenín. Práce a štúdie 21. VÚVH. Bratislava.

Autori

Ing. Marián Supek, SVP, š. p., OZ Bratislava, Karloveská 2, 842 17 Bratislava, marian.supek@svp.sk
Ing. Balázs Fekete, SVP, š. p., OZ Bratislava, Karloveská 2, 842 17 Bratislava, balazs.fekete@svp.sk