PROCES ODVODZOVANIA REFERENČNÝCH PODMIENOK NA PRÍKLADE SAPRÓBNÉHO INDEXU BENTICKÝCH BEZSTAVOVCOV AKO SÚČASTI HODNOTENIA VÔD PODĽA RÁMCOVEJ SMERNICE O VODÁCH

Juliana Adámková, Marcela Dobiašová, Ferdinand Šporka

V minulých desaťročiach bolo hodnotenie kvality povrchových vôd založené na porovnaní hodnôt sledovaných ukazovateľov kvality vody vzhľadom k vopred stanoveným hodnotám limitov kvality vody. Tieto limity platili celoplošne pre celé územie SR bez rozlíšenia prirodzených rozdielov medzi rôznymi typmi tokov. Pritom tieto toky sa výrazne líšia fyzikálnymi a chemickými ukazovateľmi ovplyvňujúcimi druhové zloženie vodnej bioty.
V zmysle smernice 2000/60/ES (RSV) sa vyžaduje vyvinúť a uviesť do praxe systém hodnotenia stavu povrchových vôd založený na posúdení odchýlky existujúceho stavu oproti tzv. referenčnému stavu, ktorý reprezentuje stav vôd v určitom type povrchových vôd za podmienok žiadneho, alebo minimálneho narušenia vodného ekosystému.
Za účelom odvodenia referenčných podmienok pre bentické bezstavovce, ktoré predstavujú jeden z povinných prvkov kvality podľa RSV, bola prehodnotená a modifikovaná metodika odberu ich vzoriek z tokov, spôsob spracovania týchto vzoriek, a boli revidované autekologické charakteristiky druhov bentických bezstavovcov vyskytujúcich sa v SR.
Od r. 2003 sa uskutočňuje vzorkovanie bentických bezstavovcov vo vybraných referenčných lokalitách, výsledky z ktorých majú slúžiť ako základ pre odvodenie referenčných podmienok. Keďže existujú aj typy útvarov povrchových vôd, u ktorých vzhľadom na existujúce antropogénne vplyvy nie sú k dispozícii referenčné lokality – napr. veľké toky – v ich prípade bolo nutné v procese odvodenia referenčných podmienok využiť kombináciu existujúcich údajov z monitorovacieho programu a expertného posúdenia.
V prvej fáze procesu odvodzovania referenčných podmienok bola pozornosť zameraná na sapróbny index, ktorý má v SR dlhoročnú tradíciu, a napriek obmedzenému množstvu údajov bolo možné preň referenčné podmienky odvodiť. V príspevku uvádzame spôsob odvodenia referenčných podmienok pre sapróbny index bentických bezstavovcov, výsledky zo spracovania, ako i víziu ďalších aktivít, ktoré plánujeme uskutočniť za účelom prípravy systému hodnotenia bentických bezstavovcov ako významnej súčasti hodnotenia ekologického stavu povrchových vôd.

Kľúčové slová: Rámcová smernica o vodách (RSV), referenčné podmienky, bentické bezstavovce, sapróbny index, pomer ekologickej kvality (PEK), klasifikačná schéma

Establishing of reference conditions for saprobic index of benthic invertebrates in the process of water quality assessment according to Water Framework Directive.*. In the last decades the assessment of surface water quality for different purposes was based on values of water quality determinants comparison against before set limits of water quality. These limits were valid for whole Slovakia regardless natural differences among different water types. But the water types differ significantly with physical and chemical determinants influencing water biota.*
According to the Water Framework Directive (WFD) 2000/60/EC it´s necessary to develop and implement in praxis a system of surface waters quality assessment based on present status deviation from so called reference status which represents water status in certain water body type without or with minimal water ecosystem deterioration.
To establish reference conditions for benthic invertebrates which is one of by WFD required biological quality elements the sampling method was re-evaluated and modified as well as samples processing and the autecological characteristics of benthic invertebrates in Slovakia were actualized.
From the year 2003 on the benthic invertebrates sampling is running in reference localities, the sampling results will serve as a basis for reference conditions establishing. There are surface water body types without presence of reference localities because of human impacts – e.g. large rivers – in these cases it was necessary to combine the data from national surface waters monitoring network with the expert judgement to establish the reference conditions
In the first phase of reference conditions establishment process the benthic invertebrates saprobic index was of the concern because this indicator has a long tradition in Slovakia and despite of the limited data number it was possible to establish the reference conditions for this indicator. This article is about process how were the reference conditions established for benthic invertebrates saprobic index, the results as well as the next activities which are planned to be done to prepare the system of benthic invertebrates assessment as an important part of surface waters ecological status assessment.

Keywords: Water Framework Directive (WFD), reference conditions, benthic invertebrates, saprobic index, ecology quality ratios (EQR), classification scheme

ÚVOD

Hodnotenie kvality povrchových vôd, ktoré sa používalo v bývalom Československu, a neskôr aj v Slovenskej republike, vychádzalo z porovnania zistených ukazovateľov hodnôt kvality vody s vopred stanovenými tabuľkovými hodnotami určenými slovenskou technickou normou. Tieto hodnoty platili celoplošne pre celé územie štátu, bez ohľadu na charakter toho ktorého vodného útvaru. Pre vodnú biotu sa používal len jediný ukazovateľ, a to sapróbny index.

Smernica 2000/60/EC o vodách (RSV) zaviedla ako prioritu hodnotenie ekologického stavu vodných útvarov primárne na základe štyroch spoločenstiev vodných organizmov (fytobentos, makrofytá, makroevertebráta – bentické bezstavovce, ryby). Hodnotenie ekologického stavu vôd vychádza z porovnania stavu (kvalitatívneho – druhového zloženia a kvantitatívneho – početnosti) sledovaného spoločenstva v hodnotenom vodnom útvare voči referenčnému vodnému útvaru, ktorý reprezentuje nenarušený, prípadne len minimálne narušený vodný útvar s viac menej pôvodnými spoločenstvami vodnej bioty. Dôležitými kritériami pre zhodnotenie celkového stavu sú pritom aj ďalšie ukazovatele: fyzikálno-chemické, hydromorfologické a koncentrácie tzv. prioritných látok vo vodách.

Takéto hodnotenie si však vyžaduje vytvorenie typológie vodných útvarov, ktorá je založená spájaní tokov do typov na základe kritérií stanovených RSV ako sú ekoregióny, geologické zloženie, nadmorská výška, ako aj plocha povodia. V rámci každého typu sa potom porovnávajú odchýlky od referenčného stavu, nakoľko každý typ vodných útvarov má odlišné abiotické, a nimi podmienené biotické charakteristiky.

Pre pomoc implementácie RSV, ktorá detailnejšie nestanovuje spôsob vyhodnotenia ekologického stavu, sa riešili viaceré projekty financované EU, ako napr. AQEM, STAR, Fame. Tieto projekty mali ujednotiť jednak metodiky odberov biologických vzoriek, ako aj spôsob ich vyhodnotenia. Vyhodnotenie je založené na metrikách, ktoré vytvorením multimetrického indexu umožňujú získať komplexný ukazovateľ charakterizujúci stav biologického spoločenstva v danom vodnom útvare, ktorý po kalibrácii určí triedu ekologického stavu vyhodnocovaného vodného útvaru. Pre umožnenie stanovenia metrík bentických bezstavovcov bola vypracovaná publikácia, ktorá prináša autekologické charakteristiky u nás zistených druhov tohto spoločenstva živočíchov (Šporka, 2003). Na základe informácií v tejto publikácii sa dajú vypočítať rôzne indexy (metriky) vychádzajúce zo špecifík prostredia slovenských tokov.

Aby bolo možné dospieť k stanoveniu ekologického stavu vodných útvarov v zmysle RSV, je nevyhnutné získať dostatočne veľký súbor dát, ktorý umožní praktické vyhodnocovanie. Základným predpokladom je vytypovanie referenčných tokov, prípadne úsekov tokov, odber reprezentačných vzoriek organizmov, ich spracovanie, spoľahlivá determinácia špecialistami. Vzhľadom na celkovo nový prístup k vyhodnocovaniu nielen kvality povrchových vôd, ale aj ekologického stavu povrchových vôd, požadované súbory dát chýbajú. V predloženej práci dokumentujeme začiatočné kroky, ktoré boli dosiaľ uskutočnené pre skupinu vodných bentických bezstavovcov.

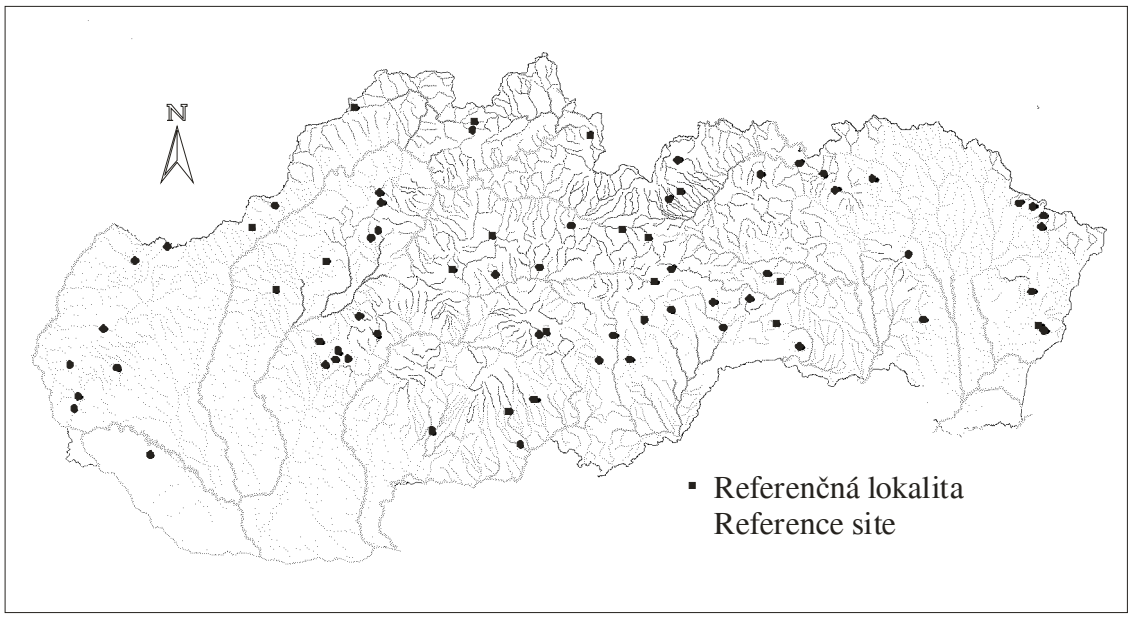
POSTUP PRI ODVODZOVANÍ REFERENČNÝCH PODMIENOK

Typológia vodných útvarov.

RSV vyžaduje pre hodnotenie stavu vôd zatriediť toky do typov podľa určených kritérií. Toky v jednom type majú rovnaké abiotické vlastnosti, ktoré podmieňujú výskyt podobných biologických spoločenstiev v nich. Do hodnotenia vodných útvarov v zmysle RSV boli zahrnuté toky s plochou povodia dosahujúcou minimálne 10 km^2.

RSV rozdeľuje územie Európy na ekoregióny, ktoré definovali Illies & Botosaneanu (1963). Podľa tohto delenia územie Slovenska zahŕňa dva ekoregióny: Panónska panva a Karpaty, ktoré však nezohľadňujú odlišné zoogeografické členenie nášho územia vyplývajúce z odlišného zloženia vodnej bioty, najmä bentických bezstavovcov a rýb vo Východných Karpatoch v porovnaní s ostatným územím. Preto bolo územie SR posudzované aj z hľadiska zoogeografického členenia určeného limnickým biocyklom (Atlas krajiny Slovenskej Republiky 2002). K rovnakým zisteniam dospeli napr. aj v Rakúsku, kde svoje územie rozdelili do tzv. vodných bioregiónov (Moog et al. 2001). Ďalšími kritériami, ktoré vyselektovali skupiny tokov s podobným charakterom boli: geologické zloženie, nadmorská výška, ako aj plocha povodia. V rámci vodných tokov sa podľa vyššie uvedených kritérií odvodilo 32 typov, pričom takáto abiotická typológia bola overená analýzami bentických bezstavovcov a nárastov (fytobentos).

Pre každý typ vodných útvarov sa hľadali existujúce referenčné lokality charakteristické pre dané územie, v ideálnom prípade sa v jednom type nachádzalo niekoľko referenčných lokalít. Problémy sú hlavne na veľkých tokoch v nížinných oblastiach, ktoré sú husto obývané a ich antropogénne zaťaženie je intenzívne. Referenčné lokality v týchto prípadoch reálne neexistujú, a je nutné referenčné podmienky hľadať spôsobmi odporúčanými RSV: odborné posúdenie, modelovanie, historické údaje. Miery odchýlok od stavu vodných útvarov v referenčných lokalitách daného typu určia triedu ekologického stavu vôd. Veľmi dôležitou a zložitou úlohou je teda zadefinovanie adekvátnych referenčných podmienok pre určené typy vodných útvarov, pričom jedným z ukazovateľov charakterizujúcich stav vôd sú bentické bezstavovce.



Obr. 1 Rozmiestnenie odberových referenčných lokalít na území Slovenska a typy vodných útvarov

Fig. 1 Map with reference sampling sites in Slovakia and typology of surface water bodies

Odber vzoriek a ich spracovanie.

Do roku 2003 sa odber vzoriek bentických bezstavovcov vykonával podľa technickej normy, ktorá nariaďovala semikvantitatívny odber a nezohľadňovala reprezentatívnosť miest odberov, ani proporčné zastúpenie substrátov v nich. Preto bola prehodnotená a modifikovaná metodika odberu vzoriek bentických bezstavovcov z tzv. „brodivých tokov“ (wadeable rivers), ako aj spôsob spracovania týchto vzoriek podľa výsledkov celoeurópskeho projektu AQEM zameraného na vyvinutie a testovanie integrovaného systému hodnotenia ekologickej kvality tokov využijúc bentické bezstavovce. Slovenská republika bola aktívne zapojená do uvádzaného projektu. Získanie reprezentačnej vzorky vodných makroevertebrát je založené na tzv. multihabitatovom vzorkovaní –

odbere organizmov zo všetkých substrátov na danom mieste, ktorých zastúpenie je väčšie ako 5%, pričom sa odbery vykonávajú z presne zadefinovanej plochy a počet vzoriek bioty z jednotlivých substrátov je priamo úmerný proporčnému zastúpenie substrátov v danom mieste. O dobrom výbere metodiky na národnej úrovni svedčia aj návrhy CEN noriem (CEN/TC 230 N 0503; CEN/TC 230 N 0504), ktoré nahradia pôvodné STN normy.

Podľa uvádzanej metodiky sa od roku 2003 uskutočňuje vzorkovanie bentických bezstavovcov vo vybraných referenčných lokalitách na celom území SR, výsledky z ktorých majú slúžiť ako základ pre odvodenie referenčných podmienok. Metodika AQEM sa aplikuje aj na miesta odberov patriacich do štátnej siete kvality povrchových vôd, ktoré sú sústredené prevažne v antropogénne ovplyvnených vodných útvaroch, aby sa dal zhodnotiť dopad ľudskej činnosti na kvalitu vôd. Tým je zabezpečená možnosť kalibrácie vybraných metrík, ako sa popisuje nižšie. Metodika AQEM sa používa aj v iných štátoch EÚ, výsledky z našich odberov sa teda budú môcť porovnať aj s výsledkami iných štátov v rámci interkalibračných cvičení.

Testovací súbor

Podklady pre výpočet rôznych metrík charakterizujúcich bentické bezstavovce boli čerpané z už spomenutej publikácie Šporka (2003), ktorá bola vypracovaná pre tieto účely. Pre nedostatočne rozsiahly súbor dát (1 vzorkovací cyklus v referenčných lokalitách a jeden v lokalitách patriacich do štátnej siete z r. 2003) však bolo odvodzovanie referenčných podmienok zamerané len na sapróbny index, ktorý má v SR dlhoročnú tradíciu, a napriek obmedzenému množstvu údajov bolo možné preň referenčné podmienky odvodiť. Sapróbny index bentických bezstavovcov nie je závislý od hodnôt geologického zloženia, ale vykazuje významnú závislosť od veľkosti povodia a nadmorskej výšky. Preto boli pre túto metriku vytvorené skupiny so zlúčením príslušných typov útvarov povrchových vôd, t.j. z 32 typov útvarov povrchových vôd sa vytvorili skupiny typov spojené veľkosťou povodia a nadmorskou výškou, v rámci ktorých sa stanovil spoločný sapróbny index.

Získali sa tak väčšie súbory dát, ktoré bolo možné použiť pri odvodzovaní referenčných podmienok.

Normalizácia metrík

Smernica 2000/60/ES požaduje, aby biologické prvky kvality boli vyjadrené vo forme pomeru ekologickej kvality (PEK), ktorý reprezentuje vzťah medzi hodnotami biologických ukazovateľov pozorovaných v určitom útvare povrchovej vody daného typu a hodnotami týchto ukazovateľov za referenčných podmienok v rovnakom type útvarov povrchových vôd. PEK takto dosahuje hodnoty od 0 – 1.

Pre normalizáciu biologických metrík pre bentické bezstavovce sa použil nasledovný vzťah podľa Böhmer, Rawer-Jost & Zenker, 2004:

$$EQR = \frac{\text{hodnota v testovanej lokalite} - \text{hodnota vyjadrujúca veľmi zlý stav}}{\text{referenčná hodnota} - \text{hodnota vyjadrujúca veľmi zlý stav}}$$

kde

referenčná hodnota je

- ⇒ 75. percentil z rozdelenia hodnôt metriky v 1. triede kvality ak *hodnota metriky klesá s antropogénnym ovplyvnením*
- ⇒ 25. percentil z rozdelenia metriky v 1. triede kvality ak *hodnota metriky stúpa s antropogénnym ovplyvnením*

hodnota vyjadrujúca veľmi zlý stav

- ⇒ 25. percentil z rozdelenia metriky v najhoršej triede, príp. hodnota 0, ak *hodnota metriky s antropogénnym ovplyvnením klesá*

⇒ 75. percentil z rozdelenia metriky v najhoršej triede, príp. teoretická maximálna hodnota ak *hodnota metriky s antropogénnym ovplyvnením stúpa*

Ak nie sú dostatočné údaje pre jednotlivé triedy kvality, možný je 5. percentil a 95. percentil zo všetkých dostupných hodnôt určitého typu tokov.

V prípade sapróbneho indexu, keďže ide o metriku, ktorej hodnota stúpa so vzrastom antropogénneho ovplyvnenia, bol referenčnou hodnotou 25. percentil z rozdelenia metriky v 1. triede kvality (tj. v testovaných referenčných lokalitách príslušného typu vodných útvarov), a hodnota vyjadrujúca veľmi zlý stav bola teoretická hodnota 3,5.

Z možností danými smernicou 2000/60/ES pre spôsob odvodenia referenčných podmienok sa využilo odvodenie na základe existujúcich údajov z referenčných lokalít a odborného odhadu, v niektorých prípadoch sa použila ich kombinácia, hlavne pri tokoch s plochou povodia nad 100 km^2.

Pri odvodzovaní referenčných podmienok sa v princípe postupovalo nasledovným spôsobom:

⇒ Všetky lokality – referenčné aj monitorovacie – boli predklasifikované do triedy 1-5 na základe odborného posúdenia ich stavu.

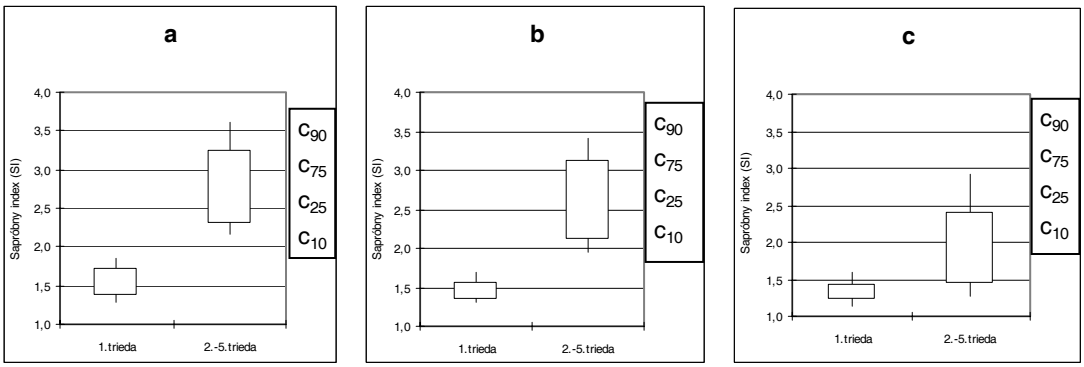
⇒ Hodnoty sapróbnych indexov boli normalizované podľa vyššie uvedeného spôsobu.

⇒ V prípade, že sa v danej skupine nachádzal dostatok referenčných lokalít, za hranicu medzi triedou 1-2 bol považovaný 75. percentil z hodnôt dosiahnutých v referenčných lokalitách.

⇒ V prípade, že sa v danej skupine nenachádzal dostatok referenčných lokalít, za hranicu medzi triedou 1-2 bol považovaný 10. percentil z hodnôt dosiahnutých v lokalitách predklasifikovaných do vyšších tried kvality (u skupín, kde sa ani v predklasifikácii nenachádzali lokality s predpokladanou 2. triedou, ale až s 3. triedou, 10. percentil vyjadroval hranicu medzi triedami 2-3). Takto získané výsledky boli následne posúdené s hodnotami v referenčných lokalitách a odborne posúdené.

Pre názornosť je na obr. 1.1, 1.2 a 1.3 znázornený rozdiel medzi hodnotami sapróbnych indexov v lokalitách zaradených do 1. triedy kvality (referenčné lokality) a v lokalitách zaradených do 2.-5. triedy kvality v r. 2003 u typov malých tokov pri rôznych nadmorských výškach. Na obrázkoch je jasne viditeľný rozdiel medzi neovplyvnenými a ovplyvnenými lokalitami, hodnoty sapróbnych indexov sú významne odlišné hlavne medzi 1. a ostatnými triedami kvality. Sapróbny index bentických bezstavovcov sa ukazuje týmto byť vhodnou metrikou, dostatočne citlivou na znečistenie vôd, je však indikátorom iba organického znečistenia biologického pôvodu, a teda citlivý iba na jeden typ znečistenia.

Výsledky sú zobrazené pomocou tzv. škatuľových grafov (Box plots), kde dolná hranica obdĺžnika predstavuje 25. percentil, horná hranica 75. percentil. Koniec dolnej čiary obdĺžnika je 5. percentil a hornej čiary 95. percentil.



Obr. 2a-c Škatuľové grafy s hodnotami sapróbneho indexu bentických bezstavovcov v referenčných lokalitách (1. trieda) a ostatných lokalitách (2. -5. trieda) malých tokov do nadmorskej výšky 200m (2a) v nadmorskej výške 200-500m (2b) a nadmorskej výške 500-800m (2c) na základe údajov z roku 2003.

Fig. 2a-c Box plots of Slovak Saprobic Index of benthic invertebrates on reference sites (1. class) and impacted sites (2. -5. class) in small rivers in altitude <200m a.s.l. ,(2a), 200-500 a.s.l. m(2b) and 500-800m a.s.l. (2c) according to the data from 2003.

Hodnoty pomeru ekologickej kvality pre sapróbny index pre všetky triedy ekologického stavu malých a stredných tokov sú uvádzané v tab. 1., na veľkých tokoch spolu s riekou Dunaj v tab. 2. Rieka Dunaj zaujíma osobitné postavenie, lebo pre jej významne upravené koryto tu chýbajú nenarušené referenčné úseky s pôvodnou bentickou faunou. Vzhľadom na významný pokles sklonu toku Dunaja pri Klížskej Nemej z 0,35‰ na 0,10‰ sme sa snažili stanoviť hranice tried oddelene pre horný úsek a dolný úsek. Pri stanovovaní referenčných podmienok sme si museli vypomôcť nepublikovanými dátami, ktoré nám poskytli Ústav zoológie SAV, ako aj VÚVH Bratislava, čím sme získali rozsiahlejší testovaný súbor. Takto získaný súbor sa použil pri tzv. expertnom posúdení – rekonštrukcii pôvodného druhového zloženia bentickej fauny. Hodnoty pomeru ekologickej kvality pre sapróbny index v rieke Dunaj uvádzané v tab. 2 preto pochádzajú z tzv. expertného posúdenia.

Tab. 1 Predbežná klasifikačná schéma pre sapróbny index bentických bezstavovcov malých a stredných tokov (PEK – pomer ekologickej kvality, SI – sapróbny index)

Tab*. 1 Preliminary classification scheme for benthic invertebrates saprobic index for small and medium rivers (PEK – EQR Ecological Quality Ratios, SSI Slovak Saprobic Index)*

	Malé toky Small rivers								Stredné toky Medium rivers					
Nadmorská výška (m) Altitude (m)	<200		200-500		500-800		>800		<200		200-500		500-800	
	PEK EQR	SI SSI	PEK EQR	SI SSI	PEK EQR	SI SSI	PEK EQR	SI SSI	PEK EQR	SI SSI	PEK EQR	SI SSI	PEK EQR	SI SSI
I-II	0,83	1,7	0,89	1,6	0,89	1,5	0,88	1,4	0,82	2,0	0,82	1,75	0,82	1,6
II-III	0,62	2,2	0,67	2,05	0,67	2,0	0,66	1,9	0,65	2,35	0,65	2,1	0,65	2,0
III-IV	0,41	2,6	0,45	2,5	0,45	2,5	0,44	2,4	0,43	2,7	0,43	2,6	0,43	2,5
IV-V	0,21	3,0	0,22	3,0	0,22	3,0	0,22	3,0	0,22	3,1	0,22	3,0	0,22	3,0

Tab. 2 Predbežná klasifikačná schéma pre sapróbny index bentických bezstavovcov veľkých rokov a rieku Dunaj (PEK – pomer ekologickej kvality, SI – sapróbny index)

Tab. *2 Preliminary classification scheme for benthic invertebrates saprobic index for large rivers and the Danube River (PEK – EQR Ecological Quality Ratios, SSI Slovak Saprobic Index)*

	Veľké rieky Large rivers						Dunaj horná časť Danube upper stretch		Dunaj dolná časť Danube lower stretch	
Nadmorská výška (m) Altitude (m)	<200		200-500		500-800		<200		<200	
Riečny km rkm							1880-1791		1791-1708	
	PEK EQR	SI SSI	PEK EQR	SI SSI	PEK EQR	SI SSI	PEK EQR	SI SSI	PEK EQR	SI SSI
I-II	0,82	2,2	0,82	2,0	0,82	1,8	0,85	2,1	0,85	2,1
II-III	0,65	2,5	0,65	2,35	0,65	2,2	0,70	2,3	0,70	2,35
III-IV	0,43	2,8	0,43	2,7	0,43	2,6	0,50	2,6	0,50	2,7
IV-V	0,22	3,2	0,22	3,1	0,22	3,0	0,30	3,0	0,30	3,0

ZÁVER

Vzhľadom na malý súbor údajov je potrebné považovať výsledky **P**omeru **E**kologickej **K**vality pre sapróbny index za predbežné, získaním ďalších dát budú tieto limitné hodnoty upravené (ukazuje sa napr., že osobitne sa možno budú musieť posudzovať typy vodných útvarov v popradskej oblasti, ktorá je vysoko položená a lokality v nej sú veľmi málo ovplyvnené, čo sa prejavuje aj na pomerne nízkom sapróbnom indexe v týchto referenčných lokalitách v porovnaní s ostatnými lokalitami). Treba tiež pozorne preskúmať dodržiavanie postupu pri odberoch vzoriek podľa metodiky AQEM, aby faktor nesprávneho odberu vzoriek nebol zanedbaný pri hodnotení výsledkov. V neskorších fázach, po získaní dostatočne rozsiahleho súboru dát z referenčných lokalít, bude nevyhnutné navrhnuté limity pre ekologické triedy kvality podľa sapróbneho indexu overiť, ako aj vyselektovať ďalšie metriky, ktoré sú citlivé pre jednotlivé typy povrchových vôd, a pre rôzne druhy znečistenia. U týchto metrík sa vykoná transformácia ich hodnôt do stupnice 0-1, čím sa stanovia hranice jednotlivých tried ekologického stavu. Z takto vyselektovaných metrík bude vytvorený multimetrický index. Zvýšené úsilie bude treba vynaložiť na stanovenie referenčných podmienok u vodných útvarov, kde nebude možné získať dostatočne veľký súbor dát z titulu malého počtu, resp. úplnej absencie referenčných lokalít. Výsledky z monitoringu bentických bezstavovcov budú musieť byť podporené aj výsledkami z monitoringu fytobentosu, makrofýt a rýb. Čo sa týka posledne spomínaného biologického prvku kvality, ryby neboli na území SR systematicky skúmané, je nutné uviesť do chodu ich monitoring, nakoľko sú relevantným prvkom v slovenských riekach.

Vzhľadom na uvedené fakty je jasné, že ide o odborne, aj časovo náročný proces vyžadujúci dôkladné overovanie s postupným nadobúdaním nových údajov.

Literatúra

Adamková J., Hensel, K., Grešková, A., Klozík, M., Lehotský, M., Oťahelová, H., Šporka, F., Štefková, E. and Valachovič, M. (2003): Príprava databázy hydromorfologických a biologických ukazovateľov pre proces výberu a charakterizácie referenčných miest podľa Smernice 2000/60/EC, Slovenský hydrometeorologický ústav, Bratislava.

AQEM Consortium (2002): Manual for application of the AQEM system. A comprehensive method to access European streams using benthic macroinvertebrates, developed for the purpose of the Water framework Directive, Version 1. (www.aqem.de)

Böhmer J., Rawer-Jost C. and Zenker A. (2004): Multimetric assessment of data provided by water managers from Germany: Assessment of several different types of stressors with macrozoobenthos communities, Hydrobiologia 516: 215-228.

CEN/TC 230 N 0503. Water quality – Guidance on pro-rata Multihabitat-Sampling of benthic invertebrates from wadeable rivers.

CEN/TC 230 N 0504. Water quality – Guidance standard on the design of Multimetric indices.

Illies, J. and Botosaneanu, L. (1963): Problemes et mèthodes de la clasification et de la zonation écologique des eaux courantes, consideré surtout du point vue faunistique. mitt. Internat. Verein. Limnol. 12: 1-57.

Moog, O., Nesemann, H. and Ofenböck, T. (2001). Österreichs Anteil and en europäischen Ökoregionen gemäß EU–Wasserrahmenrichtlinie – eine deduktive Analyse landschaftsprägender Milieufaktoren. Österr. Wasser.- und Abwallwirtschaft Wien. 52: 204-209.

Smernica 2000/60/ES Európskeho parlamentu a rady z 23. októbra 2000 ustanovujúca rámec pôsobnosti spoločenstva v oblasti vodnej politiky.

Šporka, F. (Ed.) (2003): Vodné bezstavovce (makroevertebráta) Slovenska, súpis druhov a autekologické charakteristiky, Slovenský hydrometeorologický ústav, Bratislava.

Autori

Juliana Adámková, Slovenský hydrometeorologický ústav, Jeséniova 17, 833 15, Bratislava, Slovenská republika

Marcela Dobiašová, Slovenský hydrometeorologický ústav, Jeséniova 17, 833 15, Bratislava, Slovenská republika, e-mail: Marcela.Dobiasova@shmu.sk

Ferdinand Šporka, Ústav zoológie, odd. hydrobiológie SAV, Dúbravská cesta 9, 845 06, Bratislava, Slovenská republika, e-mail: ferdinand.sporka@savba.sk

MOŽNOSTI VYUŽITIA LESA PRI PROTIPOVODŇOVEJ OCHRANE

Vladimír Čaboun

V príspevku sú stručne uvedené doterajšie súhrnné poznatky o vodnej bilancii lesných ekosystémov, o vplyve lesa, drevinovej skladby, ťažbových a dopravných technológií na odtokové a erózne pomery. Samostatná pozornosť je venovaná jednotlivým zložkám vodnej bilancie, vplyvu lesa na evapotranspiráciu, intercepciu, infiltráciu, retenciu, vplyvu lesa na odtok vody pri roztápajúcom sa snehu, ako aj konkrétnym výsledkom získaným na modelovom povodí rieky Kysuca a Predmieranka.

Uvedené sú určujúce faktory výsledného odtokového množstva a jeho časových zmien. Na záver je zhrnutá celá problematika vplyvu lesných ekosystémov na odtokové pomery povodia, uvedený je návrh vhodných metód obhospodarovania lesa z hľadiska plnenia protipovodňovej funkcie lesa a potreba ďalšieho výskumu v tejto oblasti.

Kľúčové slová: vodná bilancia, lesné ekosystémy, protipovodňová ochrana

Possibility of forest utilization for antiflooding protection *There are briefly introduced existing knowledge of water balance, hydric functions and influences of forest ecosystems and its structure on basin flow condition in the article. Special attention is addicted of individual components of water balance, forest influence on evapotranspiration, interception, infiltration, retention, of forest influence on water flow by snow melting and of forests effects on high-flood-water waves and of results raised on modeling basin Kysuca and Predmieranka.*

There is mentioned determining factors of final flow mass and its time changes there. In conclusion is summarized complete problems of influences of forest ecosystems on Basin flow condition, mentioned is proposal of applicable methods of forest management from point of view of forest antiflood function and necessarily of research continuality.

Key words: Water balance, forest ecosystems, antiflooding protection

---

1. ÚVOD - PRÍČINY POVODNÍ

Zrážkovo – odtokový režim v malých povodiach úzko súvisí s širokou škálou prírodných a miestnych podmienok. Väčšina podieľajúcich sa prvkov má veľkú variabilitu hodnôt. V malých horských povodiach, ktoré majú pomerne veľkú lesnatosť, bývajú príčinou povodní podľa M. JAŘABÁČA a A. CHLEBEKA (2000) dažde trojakého druhu:

1. *Búrkové prietrže mračien, zasahujúce pomerne malú plochu a trvajúce krátky čas – 1 až 2 hodiny, ktorých intenzita je často väčšia ako 2 mm.min^{-1}.*
2. *Búrkové dažde spojené so studeným frontom postupujúcim do Európy z Atlantického oceánu; tie môžu mať spočiatku podobnú intenzitu ako krátkodobé búrkové dažde, neskôr môžu zasiahnuť väčšie územie, kde sa vyskytne menej intenzívny dážď trvajúci i niekoľko dní. Vyskytujú sa prevažne v lete, len výnimočne začiatkom jari alebo v neskorej jeseni.*
3. *Regionálne dažde, nadväzujúce na cyklóny postupujúce do strednej Európy spravidla z juhu na sever po van Bebberovej dráhe V_b; súčasne s nimi prúdi od severu chladný vzduch. To podmieňuje v oblasti stretu síce menej intenzívne, ale dlhotrvajúce dažde zasahujúce často územie väčšie ako 10 tisíc km^2. Také dažde sa vyskytli koncom júna a začiatkom júla 1997 na viacerých miestach Slovenska a na území severovýchodnej Moravy, kde zapríčinili rozsiahle povodne na riekach Odra a Morava. Hoci tam intenzita dažďa dosahovala len 0,1 až 0,25 mm.min^{-1}, hodnoty špecifických odtokov z čiastkových povodí, v čase kulminácie boli 3 až 4 m^3.s^{-1}.km^{-2}.*

Ako uvádzajú spomínaní autori, najnebezpečnejšie povodne sú takmer vždy vyvolávané mimoriadne silnými dažďami, ktoré sa väčšinou vyskytujú v teplom ročnom období. Len ojedinele môžu byť povodne vyvolané náhlym topením snehu počas dažďa, čo je však pravdepodobnejšie v pahorkatinách a na nížinách.

Brechtel (1970) rozlišuje dva typy povodňových odtokov:

1. *Sú to predovšetkým miestne, prevažne krátkodobé povodne, ktoré vznikajú z povrchových odtokov vtedy, keď zrážky vysokej intenzity lokálne prevýšia infiltračné schopnosti pôdy.*

2. *Rozsiahlejšie a dlhšie trvajúce povodne, ktoré sú spôsobené výdatnými dažďami zasahujúcimi väčšiu plochu, alebo náhlym a intenzívnym topením snehu (vpád teplého vzduchu – dážď na sneh). V takomto prípade dochádza v celej oblasti k prekročeniu infiltračnej schopnosti a zadržiavaniu vody.*

Oba typy povodňových odtokov môžu byť redukované komplexnými úpravami povodí, ale v rôznej miere. Kým v prvom prípade je možné zlepšiť situáciu aj na poľnohospodársky využívaných pôdach opatreniami zvyšujúcimi zásak, v druhom prípade môže tlmiť povodňové maximá iba les (BRECHTEL 1970).

Extrémne dažde a nimi vyvolané odtoky majú pomerne malú početnosť opakovania, ale v nadväznosti na predpokladané globálne otepľovanie klímy, väčšina odborníkov predpokladá v budúcnosti ich častejší výskyt a intenzitu.

2. VPLYV LESNATOSTI NA ODTOK VODY PRI POVODŇOVÝCH VLNÁCH

Zovšeobecňujúce poznatky o vplyve celkovej lesnatosti povodia, ktoré uvádza VALTÝNI (1986) hovoria, že najvýraznejšie je ovplyvnený maximálny špecifický odtok vo flyšových oblastiach (čo sa potvrdilo aj v lete r.1997 - oblasť Kysúc, Torysy atď.), kde aj malý pokles v lesnatosti sa odrazí vo výraznom zvýšení maximálnych odtokových množstiev a ich rozkolísanosti. Najmenej je odtok ovplyvnený zmenou lesnatosti v povodiach na karbonátových podložiach, kde rozhodujúcu úlohu zohráva horninové prostredie a transformácia zrážok do podzemných vôd. Tam je účinok zmeny lesnatosti na odtok približne polovičný ako vo flyši.

Napriek mnohým často rozporným výsledkom štúdia vplyvu lesa na odtok vody je nesporné, že lesy síce nemôžu celkom zabrániť povodňovým vlnám, môžu však výrazným spôsobom zmierniť ich priebeh. Na základe Válkových meraní z Čiech z 2 porovnávacích povodí možno extrémny vodný stav na bystrine s lesnatým povodím, aký je tam pravdepodobný raz za 100 rokov ("storočná voda"), v zrovnávacom bezlesom povodí očakávať každých 16 rokov (MRÁČEK, KREČMER 1975).

2.1. Retenčná a ifiltračná kapacita lesných ekosystémov pri povodňových vlnách

Kľúčovým faktorom, ktorý zohráva rozhodujúcu úlohu pri modifikovaní odtoku z lesných porastov aj pri vysokých úhrnoch zrážok, je retenčná kapacita a infiltrácia lesných pôd. K prekročeniu retenčnej kapacity lesných pôd a v konečnom dôsledku aj lesných porastov môže dôjsť v zásade dvomi spôsobmi (MINĎÁŠ, ČABOUN 2002). Predstavme si, že máme fľašu, ktorá má určitý objem (retenčná kapacita) a určitý rozmer hrdla fľaše, ktorý limituje množstvo vody, ktoré môžeme do fľaše naliať (infiltračný koeficient). Ak do fľaše lejeme vodu, ktorá je schopná prejsť cez hrdlo fľaše tak naplníme celý obsah fľaše a ďalšie dodávané množstvo vyteká von. Tento prípad nastal napr. v lete roku 2001, keď menej intenzívne zrážky dokázali postupne nasycovať pôdu bez výraznejšej zmeny odtoku, ale nakoľko tento dážď trval niekoľko dní došlo k úplnému naplneniu retenčnej kapacity lesa a prebytková zrážková voda v celom objeme priamo prechádzala do odtoku a výrazne dynamizovala povodňovú vlnu až po určitom čase (rádovo desiatky hodín). V druhom prípade ak do fľaše lejeme naraz veľký objem vody, ktorý nestačí prejsť hrdlom fľaše časť z tejto vody sa dostáva mimo, aj keď je vo fľaši ešte voľný priestor. Tento druhý prípad nastal napr. v júli roku 2002, keď intenzita zrážok pri lokálnych búrkach bola taká vysoká, že retenčná kapacita lesnej pôdy a porastov sa nestačila napĺňať a prebytok zrážkovej vody prechádzal priamo povrchovým odtokom s minimálnym časovým posunom do riečnej siete.

Urobme si ešte predstavu aká je vlastne veľkosť retenčnej kapacity lesných ekosystémov. Kapacita nasýtenia korún lesných drevín zrážkovou vodou predstavuje hodnotu rádove 10 mm, čo pri úhrnoch zrážok pri povodňových situáciách zväčša nepredstavuje ani 10 % z celkového množstva spadnutých zrážok. Kapacita nasýtenia krovinatej, bylinnej vrstvy a vrstvy opadanky môže byť veľmi rozdielna a zväčša sa pohybuje na úrovni 5-20 mm. Pre najrozšírenejšie lesné pôdy na Slovensku môžeme podľa výsledkov výskumu uvažovať s retenčnou kapacitou 30-40 mm. Ak to zosumarizujeme tak celkovú retenčnú kapacitu lesných porastov môžeme odhadovať v rozsahu 45 - 70 mm. Táto hodnota platí pre stav 100 %-nej lesnatosti v krajine a pre zakmenenie 1,0 (resp. zápoj 100%). Súčasťou lesných komplexov sú však aj bezlesé plochy (lesné cesty, odvozné miesta, lúky, rúbaniská), ktorých retenčná

kapacita je oveľa nižšia, takmer až nulová (penetrované lesné cesty), čím sa celková retenčná kapacita lesnej krajiny znižuje. Pokles retenčnej kapacity krajiny pochopiteľne s klesajúcim percentom lesnatosti klesá, spočiatku pomalšie, do hodnoty 50-60 %-nej lesnatosti, pod touto hranicou je pokles s lesnatosťou oveľa výraznejší.
Problematika infiltrácie zrážkovej vody v pôde úzko súvisí so stavom vrstvy nadložného humusu. Ak v procese hospodárenia v lese dôjde k narušeniu tejto vrstvy okamžite dochádza k rapídnemu zvýšeniu povrchového odtoku a zvýšeniu erózneho odnosu, a tým aj k rozkolísanosti prietokov.
Aj VALTÝNI (2001) uvádza, že povodne sa vyskytli v povodiach rôznej lesnatosti. Hoci neboli publikované výsledky špecifických analýz vplyvu lesnatosti povodí na povodňové prietoky, vo viacerých publikovaných prácach sa autori vyjadrili k spomenutému problému. Zhodli sa v tom, že sa kritické dažde vyskytli spravidla v čase úplného alebo aspoň veľkého nasýtenia povodí vodou z predchádzajúcich zrážok. Potom lesné ekosystémy, predovšetkým lesné pôdy, ktoré majú v normálnom (nenasýtenom) stave veľkú retenčnú kapacitu, nedokázali úplne zadržať vodu z extrémnych zrážok, ani spomaliť odtok z povodia a rozdiel medzi odtokom zo zalesnených a bezlesích častí povodia v čase kulminácie povodne, bol relatívne malý. V takýchto prípadoch sa lesné porasty výrazne nepodieľali na retencii a retardácii odtoku z povodia bez ohľadu na zastúpenie drevín, vek, zakmenenie, spôsob obhospodarovania a iné charakteristiky.
VALTÝNI a KAZDA (2002) uvádzajú, že ak sa vyskytne extrémný dážď v krátkom časovom intervale s výdatnosťou napr. 100 mm, v našich prírodných podmienkach, po povrchu odtečie zo zalesnenej časti povodia len rozdiel medzi výškou dažďa a momentálnou retenčnou (zadržiavacou) kapacitou lesného ekosystému, čiže približne 40 % vody. Pri podobnej zrážke v povodí Malá Svinka v roku 1998 zadržali lesné porasty v hornej časti 68 mm vody, kým lúky a pasienky len 46 mm vody, teda približne 67 % z množstva vody zadržaného lesom. Výrazne horšiu schopnosť zadržiavania vody má však najmä orná pôda v období bez vegetačného krytu. Pôda ako rezervoár vody má úžasný potenciál a môže zadržiavať až 400 mm vody. V našich prírodných podmienkach je však voda stále čiastočne nasýtená vodou. Ak sa pôda úplne nasýti, dažďová voda odteká po jej povrchu a vzniká najnebezpečnejší odtok pre tvorbu povodne.

2.2. Vplyv lesa na odtok vody pri roztápaní sa snehu

Z hľadiska vplyvu vegetácie na odtokové pomery v povodí nie je možné zanedbať vplyv vegetácie na množstvo odtekajúcej vody z povodia pri roztápaní sa snehu. BRECHTEL (1970) uvádza výsledky meraní z horskej oblasti Vogelsberg (nad 600 m.n.m.), kde je jasne vidieť, že les má dôležitú funkciu pri zabraňovaní rýchlemu topeniu snehu. Kým z lúk odtieklo za 1 deň 5,8 – 11,8 mm - vzhľadom na expozíciu svahu, zo smrekového lesa odtieklo 5,0 mm a z bukového 4,3 mm vody z topiaceho sa snehu bez ohľadu na expozíciu svahu. Ukázalo sa, že druhová skladba a vek porastu sú pre ukladanie snehu a jeho topenie veľmi dôležité. Kým porasty zložené z listnatých drevín môžu (vzhľadom na intercepciu mnohých snežení) spôsobiť, že sa až o 20 % menej snehu dostane na pôdu ako v bezlesí, ale väčšinou je to 5 – 10 %; ihličnaté porasty znižujú kvantitu snehových zrážok dopadajúcich na pôdu o 20 – 40 % (WISLER a BRATER 1959 ex BRECHTEL 1970). Táto skutočnosť tiež môže zohrávať veľmi dôležitú úlohu pri kvantitatívnom útlme jarných povodní. Je teda možné povedať, že v oblastiach s veľkými snehovými zrážkami má les rozhodujúci vodohospodársky význam tým, že znižuje maximá povodňových odtokov na jar a rozkladá odtok na dlhšie obdobie.

2.3. Protipovodňový potenciál lesných geobiocenóz

Odtok z lesa i povodňový prietok je ovplyvňovaný nielen lesnatosťou povodia, ale tiež vekom a hustotou (zakmenením), zastúpením drevín, štruktúrou a inými charakteristikami lesných porastov.
Charakteristiku lesa vyjadrujeme jeho príslušnosťou do skupiny lesných typov (slt), čo sú podľa A. ZLATNÍKA (1976) súborné geobiocenologické jednotky, združujúce ekologicky podobné lesné typy a používajú sa ako súborné mapovacie jednotky lesnícko-typologických máp. Reprezentujú skupiny typov geobiocenóz, podobné podľa zastúpenia hlavných druhov drevín a štruktúry rastlinných spoločenstiev i klimatických, pôdnych a hydrických podmienok. Vzájomné vzťahy medzi jednotlivými komponentmi geobiocenózy založené na výmene látok a energie sú konštantné. Z toho

usudzujeme na špecifické účinky jednotlivých slt na odtok – výslednú zložku obehu vody v lese. Niektoré slt môžu ovplyvňovať odtok rovnako, kým iné sú od nich odlišné.
Hydrický protipovodňový potenciál chápeme ako potenciálny účinok lesa na zmenšenie kulminačných povodňových prietokov. Jednotlivé slt môžu mať z tohto hľadiska podobný, alebo navzájom odlišný význam.
Podľa výsledkov výskumu zameraného na zisťovanie hydrického potenciálu lesa bolo vyhodnotených 12 najvýznamnejších slt, zastúpených na 93,6 % plochy skúmaných lesov (244 tis. ha), pričom najmenšia skupina slt bola zastúpená na viac ako 2 tisíc ha; predpokladáme, že vyhodnotený súbor lesných porastov vhodne reprezentuje celkový stav lesov Slovenska.

3. VODNÁ BILANCIA LESNÝCH EKOSYSTÉMOV

Bilancia vody v lesnom ekosystéme vyjadruje vzájomný vzťah medzi príjmovými zložkami vody (atmosférické zrážky) a výdajovými zložkami vody (evapotranspirácia, odtok do povrchových a podzemných vôd). V prípade, že atmosférické zrážky (Z) sú jediným zdrojom vody pre lesný porast môžeme všeobecnú rovnicu vodnej bilancie vyjadriť nasledovne:

$$Z = \Delta W + ET + O$$

Z dlhodobého hľadiska preto platí, že priemerný úhrn zrážok sa rovná evapotranspirácii (ET) a odtoku (priesaku) vody (O). ΔW je zmena zásob vody v pôde a fytomase.
Z hľadiska posudzovania účinku lesov na transformáciu zrážok do povrchového (hydrologického) odtoku musíme osobitne zohľadňovať dva prípady. V prvom prípade ide o hodnotenie vplyvu lesa na celkovú vodnosť povrchových tokov, kedy rozhodujúcu úlohu zohráva veľkosť celkovej evapotranspirácie (celkový výpar) lesných ekosystémov, ktorá vo vzťahu k množstvu spadnutých zrážok udáva koľko vody opúšťa lesný ekosystém vo forme povrchového resp. podzemného odtoku. V druhom prípade ide o hodnotenie vplyvu lesa z hľadiska jeho protipovodňovej účinnosti, a to najmä vo vzťahu k tvorbe povrchového odtoku (stekanie zrážkovej vody po povrchu pôdy), kedy rozhodujúci význam má hodnotenie okamžitého záchytu zrážok v korunách lesných porastov (intercepcia) a stav bylinnej vrstvy a vrstvy nadložného humusu, ktoré majú rozhodujúci podiel na infiltráciu padajúcich dažďových kvapiek do pôdneho prostredia. Pozrime sa preto bližšie na rozhodujúce procesy, ktoré v konečnom dôsledku určujú akú úlohu bude lesný ekosystém zohrávať v hydrologickom režime krajiny.
Kantor (1984) študoval v experimentálnom dospelom smrekovom a bukovom poraste v Orlických horách (890 m.n.m.) všetky zložky vodnej bilancie. Z priemerných ročných zrážok volnej plochy 1296 mm pripadlo v smrekovom poraste na sumárny výpar 487 mm = 37,6 % (intercepcia 212 mm = 16,3 %, transpirácia 195 mm = 15,1 %, evaporácia z pôdy 80 mm = 6,2 %). V bukovom poraste 344 mm = 26,5 % (intercepcia 86 = 6,7 %, transpirácia 181 mm = 13,9 %, , evaporácia z pôdy 77 mm = 5,9 % zrážok z volnej plochy). Povrchový odtok bol v dôsledku značnej retenčnej schopnosti lesných pôd v obidvoch porastoch zanedbateľný. Rozhodujúca časť zrážkových vôd odtiekla v podzemnej forme. Zo smrekového porastu to bolo ročne priemerne 773 mm, z bukového 909 mm. Experimentálnym sledovaním v Orlických horách bola potvrdená nevýznamnosť rozdielu evaporačných hodnôt medzi zrovnávanými porastami. Celoročný priemer pri smreku bol 80,2 mm = 6,2 %, pri buku 76, 8 mm = 5,9 % zrážok.

3.1. Intercepčný proces v lesných porastoch

WEIHE (1970) uvádza výsledky meraní zadržiavania vody zmáčaním povrchu drevín (intercepciou) v smrekovom a bukovom lese pri rôznom množstve zrážok. Skropné straty závisia od veľkosti zmočiteľného povrchu. Pre svoj väčší povrch spôsobujú smrekové porasty väčšiu skropnú stratu než bukové porasty. Veľmi dôležité sú pre nás najmä údaje z horskej – smrekovej oblasti Nemecka pri priehrade Kerspe, s bohatými zrážkami. Pre porovnanie sú však významné aj údaje z teplejšej a suchšej bukovej oblasti pri Schapdettene. Z publikovaných výsledkov vyplýva, že v teplejšej oblasti pri 6 mm zrážkach dochádza k úplnému zmočeniu korún smreka, pričom sa na pôdu dostane 3 mm zrážok. V chladnejšej horskej oblasti je skropná strata o 1 mm väčšia a predstavuje 4 mm. K úplnému zmočeniu je potrebných 8 mm zrážok.

Úplne iná situácia je v bukových porastoch. Kým celkové skropné straty pri smreku boli 4 mm, pri buku boli iba 0,5 mm a zmáčanie bukov je ukončené už pri 1 mm zrážke. Pri bukových porastoch steká zrážková voda po kmeni, v smrekových porastoch sa dostáva na pôdu odkvapkávaním z ihličiek pdstatne rovnomernejšie po pocelej ploche.
Určujúcim faktorom, okrem meteorologických činiteľov (intenzita zrážok, celkový úhrn, výskyt horizontálnych zrážok), najmä pre celkovú hodnotu intercepcie, má charakter korunovej vrstvy lesného porastu, resp. lesného porastu ako celku. Na základe početných pozorovaní (INTRIBUS 1977, KANTOR 1983, KREČMER 1973, KREČMER *et al.* 1981, PETRÍK 1991, VALTÝNI 1986, MINĎÁŠ 1999, MINĎÁŠ, ČABOUN 2002) možno konštatovať, že celkovú intercepciu lesného porastu determinujú z pohľadu lesného porastu nasledovné faktory:

- drevinové zloženie
- zápoj, resp. zakmenenie lesného porastu
- vek porastu.

Záverom tejto časti je potrebné upozorniť, že všetky predchádzajúce konštatovania vo vzťahu k intercepčnému procesu sa vzťahovali na procesy vypadávania kvapalných zrážok. Intercepčný proces v období vypadávania tuhých (najmä snehových) zrážok má odlišný charakter, čo je spôsobené nasledovnými faktormi:

- *dlhodobá akumulácia snehu*
- *nízka intenzita evaporácie (nízka teplota) intercepčne zadržiavaného snehu v korunách*
- *výrazný vplyv vetra (sfúkavanie) a teploty vzduchu (skvapkávanie) na intercepčné straty snehu.*

Pri bilančných hodnoteniach intercepcie nemožno z úvah pri vodnej bilancii lesných porastov zanedbať význam stekania zrážkovej vody po kmeňoch stromov. Rozhodujúcim faktorom, určujúcim množstvo stečenej vody po kmeňoch, je uhol nasadenia konárov a charakter kôry (nepriamo teda druh a vek dreviny). Markantne je tento fakt viditeľný pri porovnaní stoku po kmeni u smreka a buka. KANTOR (1981) uvádza pre buk hodnotu stoku po kmeni vo vegetačnom období 19,9 % zo zrážok voľnej plochy, zatiaľ čo pre smrek táto hodnota predstavuje len 1,4 %. Veľké diferencie v stoku po kmeni pre rôzne dreviny zistil na lokalite Mláčik aj PETRÍK (1986). Ten istý autor poukazuje aj na výrazné rozdiely v stoku po kmeni pre buk v rôznom postavení v poraste, kde výrazne dominujú stromy úrovňové a predrastavé.

3.2 Evapotranspirácia lesných ekosystémov

Pojem evapotranspirácia lesných ekosystémov v sebe zahŕňa tri dôležité zložky, a to tzv. neproduktívny (intercepčný) výpar (výpar zachytenej zrážkovej vody najmä v korunách lesných drevín), ďalej je to výpar z pôdy a nakoniec výpar z lesných drevín, krovín a bylín (výdaj vody rastlinami prevažne cez prieduchy listov a ihlíc - transpirácia).
Podkorunové zrážky predstavujú tú časť zrážkovej vody, ktorá preniká na pôdny povrch buď priamo alebo odkvapom (BIOKLIMATOLOGICKÝ SLOVNÍK 1980). Interakciou korún lesného porastu (napr. krovinového a bylinného podrastu) dochádza k záchytu určitého množstva zrážkovej vody, ktorá sa vyparí a predstavuje stratovú položku v rovnici vodnej bilancie. Tento proces záchytu zrážkovej vody lesným porastom nazývame intercepcia. Intercepcia je najčastejšie vyjadrovaná ako rozdiel zrážok voľnej plochy a podkorunových, prípadne porastových zrážok. Spravidla sa intercepcia zhodnocuje za dlhšie časové obdobie (vegetačné obdobie, rok), vtedy hovoríme o úhrnnej intercepcii ako o množstve zrážok zadržaných v korunách za určité obdobie.
Početné merania v Čechách a na Slovensku poukázali na odlišný priebeh intercepčného procesu v rôznych nadmorských výškach. KREČMER (1973) na základe analýzy viacročných meraní podkorunových zrážok v Orlických horách dokumentoval význam konkrétnych meteorologických podmienok pre priebeh intercepčného procesu a to najmä v spojitosti s výskytom horizontálnych zrážok z hmly. Rozdiely v intercepčnom procese pri výskyte hmly a bez výskytu hmly môžeme dokumentovať krivkou (resp. priamkou) prepúšťania zrážok, ktorá sa v prípade bez výskytu hmlových zrážok nachádza pod krivkou maximálneho prepúšťania, naproti tomu v prípade výskytu zrážok z hmly sa namerané hodnoty prepúšťania zrážok nachádzajú nad maximálnou hladinou.
V tejto súvislosti je potrebné spomenúť aj otázku, aký je ďalší osud intercepčne zachytenej vody v korunách, nakoľko, ak hovoríme o intercepcii ako o strate časti zachytených zrážok, je namieste

poukázať, akými procesmi dochádza k tejto strate. Je zrejmé, že zachytená voda v korunovom priestore lesného porastu podlieha tzv. neproduktívnemu (intercepčnému) výparu podobného charakteru ako výpar z voľnej vodnej hladiny (BENETIN 1983). Intercepčný výpar je determinovaný prakticky len vonkajšími meteorologickými činiteľmi (teplota, vlhkosť, prúdenie vzduchu) pre daný lesný porast.

Aj napriek tomu, že transpirácia lesných porastov predstavuje vo vegetačnom období podstatnú časť z celkového výparu z lesa, v lesníckom hydrologickom výskume je stanovenie jej hodnôt stále nedoriešeným a otvoreným problémom. Ako uvádza KANTOR (1990), v strednej Európe sa podiel evapotranspirácie z celkového množstva zrážok odhaduje na 40–90 %. Podiel evapotranspirácie na vodnej bilancii povodia, či ekosystému závisí prevažne od:

1) *klimatických pomerov stanovišťa, tj. od množstva a rozloženia zrážok, vlhkosti pôdy a od tzv. evaporačných požiadaviek ovzdušia, ktoré predstavujú spolupôsobenie viacerých meteorologických prvkov (teplota, vlhkosť, prúdenie a tlak vzduchu),*
2) *vegetačného krytu a jeho vlastností, nakoľko výpar z vegetácie (transpirácia) je určovaný nielen fyzikálnymi zákonitosťami, ale i anatomickými, morfologickými a fyziologickými vlastnosťami rastlín.*

Množstvo vody vyparené z lesných porastov je určované najmä drevinovým zložením, vekom, štruktúrou i zdravotným stavom porastov, tj. vzájomnými vzťahmi medzi lesným porastom a okolitým prostredím.

Výsledky týkajúce sa transpirácie celých lesných porastov sú ťažko porovnateľné. Transpiráciu lesných porastov môžeme charakterizovať len určitým rozmedzím. BRECHTEL a LENHARDT (*ex* KANTOR 1989) zostavili údaje o transpirácii porastov európskych drevín z niekoľkých desiatok literárnych prameňov. Podľa nich sa pohybujú ročné hodnoty transpirácie v bukových porastoch v rozpätí 290–497 mm (v priemere 313 mm za rok) a v smrekových porastoch 100–516 mm (v priemere 286 mm za rok). Transpiráciou bukových a smrekových porastov sa v Orlických horách zaoberal KANTOR (1983, 1984, 1989). Podľa neho transpirácia dospelých bukových a smrekových porastov v oblasti stredoeurópskych stredohôr dosahuje 200 až 250 mm za rok. V zhode s týmto tvrdením sú i zistenia TUŽINSKÉHO (1987), ktorý stanovil evapotranspiráciu bukového porastu v Malých Karpatoch 223 mm za rok. Aktuálna transpirácia na hektár modelového bukového porastu vypočítaná na základe meraných hodnôt transpiračného prúdu v roku 1996 v lokalite Poľana – Hukavský grúň (850 m n. m.) na troch modelových stromoch buka je 258 mm za vegetačné obdobie (mesiace máj až október) pri potenciálnej evapotranspirácii 483 mm a zrážkovom úhrne 735 mm (STŘELCOVÁ & MINĎÁŠ 2000). Z úhrnu zrážok porast transpiroval 35 % a z potenciálnej evapotranspirácie to predstavovalo 46 %. Priemerná denná transpirácia za celé vegetačné obdobie bola 1,6 mm.

3.3 Infiltrácia zrážkovej vody do lesných pôd

Po prechode jednotlivými vrstvami nadzemnej časti lesného porastu sa zrážková voda dostáva do kontaktu s pôdnym prostredím, kde dochádza k výraznej transformácii jej ďalšieho pohybu. Značná vertikálna dynamika zrážok podmienená voľným gravitačným pohybom (čiastočne zmierňovaný kontaktom s vegetačným krytom) sa v styku s pôdou výrazne spomaľuje. Zrážková voda po dopade na pôdu steká po jej povrchu alebo vsakuje do pôdy, kde sa transformuje do jednej z foriem pôdnej vody. Z hľadiska vodnej bilancie má najväčší význam kapilárna (rastliny) a gravitačná voda (odtok do hydrogeologických štruktúr).

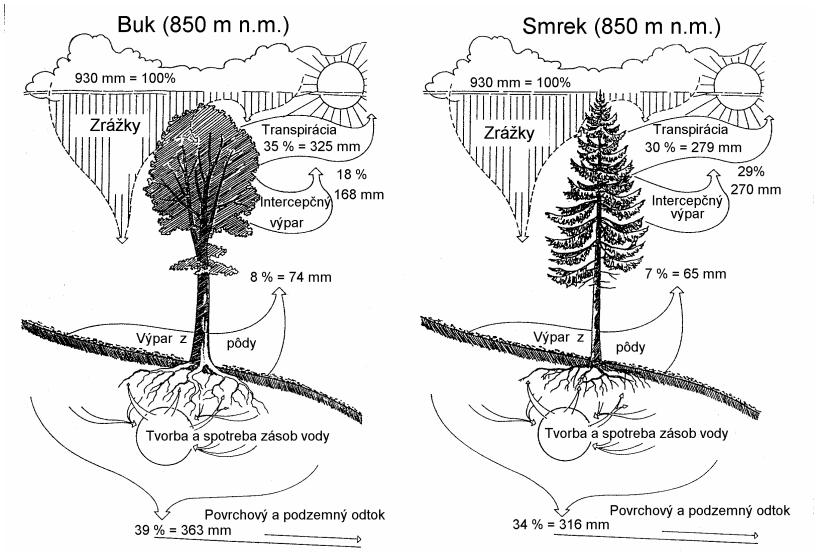
Proces infiltrácie je ovplyvnený jednak intenzitou a časovým trvaním zrážok a jednak charakterom pôdneho prostredia, najmä zrnitostným zložením pôdy a počiatočným vlhkostným stavom. Priepustnosť pre vodu je dôležitou vodno-fyzikálnou vlastnosťou, ktorá sa pri rovnakej pôde mení podľa jej vlhkosti, čím je pôda vlhšia, tým je menšia jej priepustnosť pre vodu (ŠÁLY 1988). Práve vzhľadom na rôzny vlhkostný stav pôd vykazujú experimentálne merané hodnoty aj na tom istom stanovišti značný rozptyl hodnôt. Ako príklad môžeme uviesť výsledky meraní KANTORA (1984) z obdobia 1977-81, kde sa hodnoty vertikálneho priesaku vody v hĺbke 70 cm pohybovali od 22,9 až do 51,6 % zrážok z voľnej plochy pre smrekový porast a od 39,9 % (v extrémne suchom roku) do 65 % zrážok z voľnej plochy pre bukový porast. Päťročný priemer priesaku vo vegetačnom období bol v smrekovom poraste 311,6 mm (42,6% letných zrážok) a 409,5 mm (56,3% zrážok). Uvedené výsledky zároveň dokumentujú rozdiely v kvantite priesakových vôd vplyvom rôzneho drevinového zloženia skúmaných porastov. Ešte väčšie rozdiely je možné vidieť z celoročných priemerných údajov

na experimentálných plochách v Orlických horách. V smrekovom poraste presiaklo pôdou a v podzemnej forme odtieklo 59,6 % zrážok z voľnej plochy. V bukovom poraste to bolo až 70,1 % zrážok. Pri buku tak došlo k zvýšeniu priesaku a podpovrchového odtoku o 10,5 % v porovnaní so smrekovým porastom. V absolútnych hodnotách bolo v sledovanom období z každého ha dospelého bukového porastu v Orlických horách k dispozícii ročne o 1350 m^3 vody viac než z porastov smrekových.

Ako miera vsakovania vody do pôdy slúži koeficient infiltrácie. Jeho analytické vyjadrenie pomocou rovníc na vyjadrenie pohybu vody v nenasýtenom pôdnom prostredí je pomerne zložité, preto sa na vyjadrenie časového priebehu infiltrácie používajú empirické vzťahy (VALTÝNI 1986). ŠÁLY (1988) uvádza hodnoty vsakovacích koeficientov v rozpätí 1-5 mm za hodinu pre ílovité pôdy, pre ílové hliny 10-50 $mm.h^{-1}$, pre hliny 50-100 $mm.h^{-1}$, pre piesčité hliny 100-150 $mm.h^{-1}$ a pre piesky viac ako 200 $mm.h^{-1}$.

V tejto časti je potrebné spomenúť aj problematiku povrchového odtoku, ktorý chápeme ako odtok vody, ktorá neinfiltrovala do pôdneho profilu a dosiahla vodný tok po pôvodnom pôdnom povrchu. Vznik povrchového odtoku a jeho množstvo sú hlavným faktorom, ktorý ovplyvňuje hydrologický režim povrchových tokov (maximálne prietoky) pri intenzívnych resp. dlhotrvajúcich zrážkach. Povrchový odtok je proces, na ktorého intenzitu v lese vplýva celkový úhrn i intenzita zrážok, sklon a expozícia svahu, drevinové zloženie, vek a štruktúra (zakmenenie, zápoj) lesného porastu i typ bylinnej vrstvy, hrúbka a forma nadložného humusu i pôdneho humusu a v konečnom dôsledku priepustnosť pôdy (teda jej zrnitostné a hydrofyzikálne vlastnosti) i stupeň jej premrznutia, čo rozhoduje o infiltrácii vody do pôdy (MIDRIAK 1992). Uvedený autor pre hospodárske podmienky lesných porastov ihličnatých drevín na Slovensku (smrek, jedľa, borovica, smrekovec) uvádza hodnoty od 22 do 782 (priemerne 255) $l.ha^{-1}$ za deň, čo je 0.07-2.52% (priemerne len 0.99%) z množstva zrážok, ktoré dopadli na voľnú plochu bez lesného porastu. V porastoch listnatých drevín (buk, dub, hrab) na Slovensku povrchove odteká 34 - 1080 (priemerne 323) $l.ha^{-1}.deň^{-1}$, t.j. 0.14-5.03% (priemerne 1.52%) zo zrážok na voľnej ploche (MIDRIAK 1992). Tieto údaje sa vzťahujú na lesné porasty s normálnym zápojom a nenarušeným stavom vrstvy pokryvného humusu.

Konkrétny prípad rozloženia zrážok a vodnej bilancie lesného porastu na príklade smrekového a bukového porastu v orografickom celku Poľana (850 m n.m.) ilustruje obr.1. Najväčšia časť vody z ročného úhrnu zrážok sa spotrebuje na fyzikálny a fyziologický výpar (intercepcia, transpirácia a evaporácia). Menšia časť vody infiltruje do pôdneho prostredia resp. odteká po povrchu pôdy. Len zanedbateľné množstvo vody sa akumuluje v pôde a fytomase vo forme zásob. Z predloženého obrázku (obr. 1) je zrejmý vplyv drevinového zloženia na distribúciu jednotlivých prvkov vodnej bilancie lesných ekosystémov.



Obr.1 Kolobeh vody a vodná bilancia dospelého bukového a smrekového porastu. (Poľana – Hukavský grúň) (STŘELCOVÁ, MINĎÁŠ 2000)

Fig. 1 Hydrologic cycle and *water balance of adult beech and spruce forest. (Poľana – Hukavský grúň)* (STŘELCOVÁ, MINĎÁŠ 2000)

4. SPRACOVANIE VÝSLEDKOV MERANÍ VODNEJ BILANCIE NA VÝSKUMNEJ PLOCHE GRÚNIK (POVODIE KYSUCE) Z HĽADISKA KVANTITY A KVALITY PRIESAKOVÝCH VÔD

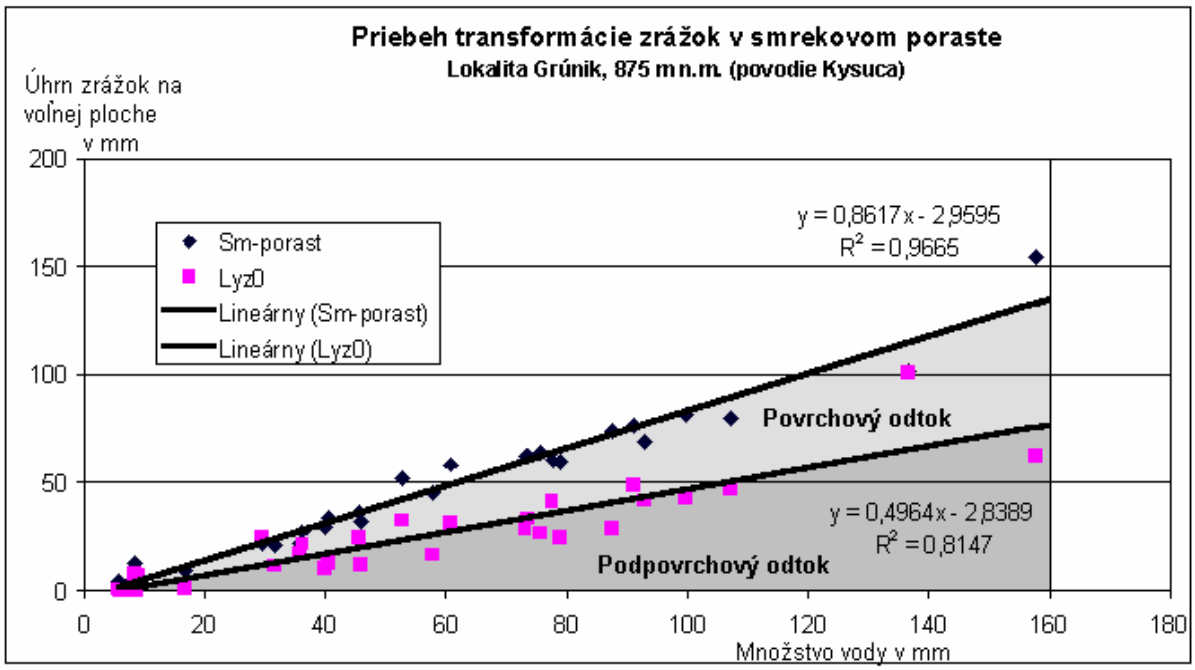
Na trvalej výskumnej ploche na Grúniku (horná časť povodia Predmieranky) v hrebeňovej časti Moravsko-sliezskych Beskýd sa v smrekovom poraste (vek 90 rokov, zápoj 75%) inštalovali platňové lyzimetre, a to na rozhraní nadložného humusu a minerálnej pôdy (celkove v 3 bodoch), v hĺbke 15 a 35 cm. Pôdnym predstaviteľom je modálny podzol, bylinný kryt je tvorený typickými druhmi kyslého radu (Vaccinium, Deschampsia a pod.) s pokryvnosťou 90%. Sklon svahu je 20-30°. Z lesníckeho hľadiska predstavuje tento porast typického predstaviteľa kyslých smrečín vonkajšieho flyšu.
V priebehu rokov 2000 až 2002 sa realizovali odbery lyzimetrických vôd v pravidelných dvojtýždňových periódach. Kumulatívne vzorky vôd sa analyzovali v laboratóriu LVÚ. Z nameraných údajov sa analyzovali kvantitatívne hodnoty a priebeh priesaku zrážkovej vody v jednotlivých pôdnych profiloch. Identifikoval sa významný vplyv vrstvy nadložného humusu a bylinného krytu na povrchový odtok (v zmysle Midriaka, odtok zrážkovej vody po povrchu pôdy) v závislosti od úhrnu zrážok. Pri analýze kvality priesakových vôd sa zistil dominantný vplyv pôdy na transformáciu chemického zloženia zrážkovej vody.

4. 1 Výsledky meraní podkorunových zrážok - intercepcia

Na tej istej lokalite sa realizuje aj sledovanie atmosférických zrážok na voľnej ploche a podkorunové zrážky v smrekovom poraste. Na základe nameraných údajov sa odvodili intercepčné krivky diferencovane podľa štruktúry porastu. Na základe veľkosti jednotlivých intercepčných strát sa identifikovali situácie s pravdepodobným výskytom hmlových zrážok (v zimnom období sa doplnkovo sledovali aj námrazové javy). V prípade kvality zrážkových vôd sa odvodili faktory obohatenia pre jednotlivé sledované ióny.
Podľa vypočítanej rovnice intercepčnej priamky môžeme konštatovať, že skropná kapacita korún sledovaného smrekového porastu predstavuje hodnotu 3 mm. Priemerná intercepcia tohto porastu reprezentuje hodnotu 14% z úhrnu zrážok voľnej plochy, 86% zrážok teda preniká korunovou vrstvou lesného porastu. Táto hodnota intercepcie je v porovnaní s hodnotami pre smrekové porasty (20-50%) pomerne nízka a dokladuje nezanedbateľný význam horizontálnych zrážok v tejto hrebeňovej časti Moravsko-sliezskych Beskýd. Ojedinele sa vyskytli aj prípady, kedy úhrny zrážok v poraste boli vyššie ako na voľnej ploche.

4. 2 Výsledky meraní lyzimetrických vôd - priesak

Obr.2 dokumentuje doterajšie výsledky hodnotenia procesu intercepcie a priesaku zrážkovej vody cez vrstvu nadložného humusu v horskom smrekovom poraste. Rozdiel medzi tými dvomi regresnými priamkami nám určuje množstvo vody, ktoré je transformované do zásoby vody (zvýšenia obsahu vody) vo vrstve nadložného humusu a do povrchového odtoku (v zmysle Midriaka: odtekanie zrážkovej vody po povrchu pôdy). Z tohto hľadiska sú zaujímavé výsledky pre dva odlišné prípady výskytu vysokého zrážkového úhrnu. Prvý prípad je zo začiatku augusta 2000, kedy v priebehu 2 týždňov spadlo 137 mm zrážok, toto množstvo zrážok však bolo spojené s cyklonálnymi zrážkami, preto dochádzalo k plynulému zasakovaniu zrážok do pôdy. Rozdiel medzi podkorunovými zrážkami a hodnotou priesaku na hornej hranici minerálnej vrstvy pôdy bol len 1,5 mm, zvyšných 102 mm sa dostalo do pôdy. Odlišný prípad bol z júla 2001, kedy v druhej polovici mesiaca spadlo 158 mm, avšak prevažne vo forme intenzívnych zrážok búrkového charakteru, čo spôsobilo, že rozdiel medzi hodnotou podkorunových zrážok a množstvom priesakovej vody pod vrstvou nadložného humusu bol až 92 mm, z čoho cca 85-90 mm sa transformovalo do povrchového odtoku a zapríčinilo vznik lokálnych povodní.



Obr.2 Priebeh transformácie zrážok v smrekovom poraste na TVP Grúnik (Minďáš, Čaboun 2002)

Fig. 2 Running of precipitate transformation in spruce forest on PRP Grúnik(Minďáš, Čaboun 2002)

5. OBHOSPODAROVANIE LESOV VO VZŤAHU K VODNEJ BILANCII POVODIA

Obhospodarovanie lesov vo vzťahu k vodnej bilancii povodia a celkovo k charakteru hydrickej účinnosti lesov prináša so sebou celý rad rizikových faktorov. Na druhej strane rozumne usmernená hospodárska činnosť vo vodohospodársky významných oblastiach môže priniesť kladné, často aj priamo ekonomicky vyčísliteľné úžitky (napr. zlepšenie kvality vody, a tým zníženie nákladov na jej úpravu). Z tohto hľadiska najrizikovejším prvkom sa javí ťažbovo-obnovná činnosť, a to najmä holorubná forma rúbaňového hospodárskeho spôsobu. Je potrebné poznamenať, že existencia samotného holorubu ešte nemusí znamenať výraznejšiu zmenu odtokových pomerov. Negatíva tejto činnosti sa objavujú až v súvislosti s poškodzovaním a narušením kompaktnosti povrchu pôdy pri odvoze dreva. Nadväzujúcim faktorom, ktorého význam je ešte stále podceňovaný, je lesná sieť približovacích a odvozných ciest. Výsledky z oblasti moravskej časti Beskýd ukázali, že založenie pásových holorubov nespôsobilo badateľné zmeny v odtoku. Ale následné zriadenie prístupových komunikácií pre otváranie porastov k ťažbe viedlo okamžite k ohromnému zvýšeniu erózneho odnosu pôdnych suspenzií z neupravených trás a nespevnených násypoch až o 300%.

5.1 Vplyv holorubov na vodnú bilanciu

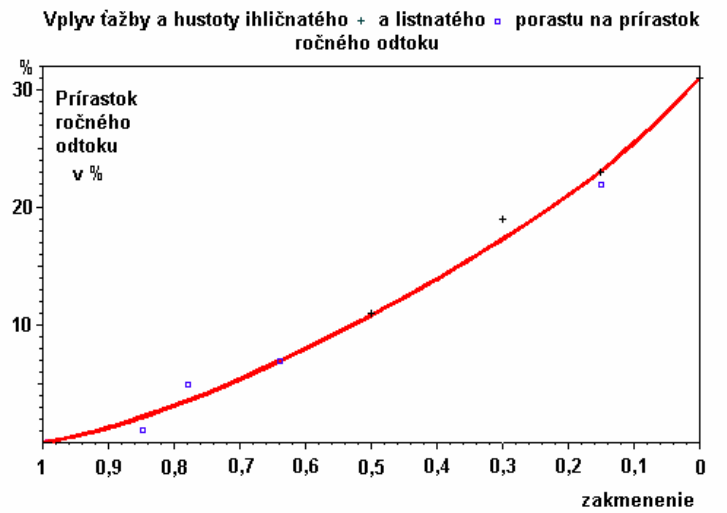
KANTOR (1992) uvádza, že na základe 10 ročných pozorovaní vodnej bilancie smrekového porastu v Orlických horách pred obnovou a po jeho obnove holorubom, že celkový výpar dospelého porastu bol v priemere 408 mm za vegetačné obdobie a nezaistená 1 – 5 ročná kultúra vykazovala 307 mm za vegetačné obdobie. Povrchový odttok bol úplne zanedbateľný nie len v dospelom poraste, ale aj v kultúre založenej na holorube. Už vo veku 15 – 20 rokov sa vodná bilancia smreku stabilizuje a dosahuje približne úroveň dospelých porastov.

V protiklade k dospelým porastom sú naše poznatky o hydrických účinkoch najmladších vývojových fáz lesných porastov dosiaľ veľmi malé. Nutnosť riešenia tejto otázky má veľký význam najmä v imisných oblastiach a na rozsiahlých kalamitných plochách, kde vznikajú nové pokolenia lesa.

Intercepcia a transpirácia kultúr v prvých rokoch po výsadbe je úplne zanedbateľná, takže z výdajových položiek ovplyvňuje vodnú bilanciu iba výpar z pôdy a z prízemnej vegetácie. Jeho hodnoty v úplne zaburinených kultúrach kolíšu od 270 do 390 mm za vegetačné obdobie (FEDOROV,

1977; RAEV a SERAFIMOV 1980 ex KANTOR 1987). Zvýšený odtok vody na odlesnenej časti povodia môže byť zaznamenaný v dôsledku nižšieho celkového výparu v prvých rokoch po ťažbe (KŘEČEK 1980), čo však čoskoro zaniká vzhľadom k skorému zarasteniu plochy burinou a novým porastom (KANTOR 1980).
Závažnou otázkou hydrickej účinnosti holorubu, resp. mladých porastov založených po holoruboch a kalamitách je možnosť vzniku povrchového odtoku zrážkových vôd s následnou eróziou. Väčšinou sa povrchový odttok aj na odlesnených plochách koncentruje len na transportnú sieť (odvozné cesty, zvážnice, približovacie cesty a linky v miestach, kde bola ťažkými mechanizmami poškodená vrchná vrstva pôdy. Poznatky o vplyve transportnej siete vrátane približovacích liniek na odtokové pomery imisných holorubov zhrnul ŠACH (1990). Dlhodobý a intezívny výskum síce priniesol množstvo výsledkov, aj kvalitatívne nových pohľadov. Napriek tomu sú naše znalosti o mimoriadne zložitých hydrických účinkoch lesa stále nedostatočné.
V súvislosti s odklonom od holorubnej formy rúbaňového hospodárskeho spôsobu v prospech podrastových foriem možno predpokladať najmä vo flyšovej oblasti kladné efekty na hydrické účinky lesov, čo však bude v značnej miere podmienené dodržiavaním technologickej disciplíny a ekologického prístupu najmä v procese ťažby a odvoze dreva a sprístupňovaní porastov. Ináč nebude možné znižovať riziko eróznych strát a rozkolísanosti prietokov.

5.2 Vplyv ťažby a hustoty porastu na odtok vody



Obr.3 Vplyv ťažby a hustoty lesných porastov na prírastok ročného odtoku

Fig.3 Influence of cuting and forests density on growth of annual waterflow

Vplyv ťažby a zakmenenia na ročný odtok z povodia bol sledovaný v ihličnatých aj listnatých porastoch najmä v USA. Na základe údajov WILMA a DUNFORDA (1948), REINHARTA, ESCHNERA A TRIMBLA (1963), ktoré uvádza BRECHTEL (1970) sme zostrojili graf vplyvu ťažby a hustoty ihličnatého a listnatého porastu na prírastok ročného odtoku.
V modelovom povodí horného toku Predmieranky (povodie Kysuce) sa v priebehu vegetačného obdobia uskutočnil terénny prieskum výskytu eróznych javov a to jednak v porastoch v štádiu obnovy (realizácia obnovných ťažieb) a jednak na lesnej dopravnej sieti. Urobila sa fotodokumentácia zistených javov a urobil sa aj ich priestorový výskyt. Z terénneho zistenia vyplynulo, že najrizikovejšími faktormi tvorby povrchového odtoku bola sieť približovacích ciest a pracovných polí spojených s realizáciou obnovných ťažieb príp. odstraňovaním následkov veľkoplošných kalamít (veterné, hmyzie). Tieto faktory priamo súvisia s aktivizáciou tzv. sekundárnej hydrickej siete, ktorá sa stáva aktívnou v čase väčších zrážkových udalostí. Primárne ju tvoria povrchovo narušené časti spravidla odlesnených plôch po ťažbe (jazdné linky približovacích mechanizmov), ktoré sa zbiehajú do jednej zbernice, ktorou je smer približovania dreva (približovacia linka). Tu už dosahuje povrchový odtok takú intenzitu, že v priebehu 1-2 rokov po ťažbe dochádza k značnému odnosu organickej aj

minerálnej zložky pôdy a obnažuje sa pôdny skelet. Tieto erózne ryhy ústia v určitom mieste na spevnené lesné odvozné cesty (penetrované asfaltom), čím sa povrchový odtok značne urýchľuje a rýchlo sa napája na primárnu hydrickú sieť (údolný tok).

6. ZHRNUTIE A NÁVRH VHODNÝCH METÓD OBHOSPODAROVANIA LESA Z HĽADISKA PLNENIA PROTIPOVODŇOVEJ FUNKCIE

Značné množstvo experimentov z povodí s rôznym stupňom lesnatosti, rôznym drevinovým zložením, spôsobom obhospodarovania lesov a pod., čo umožnilo určitý stupeň generalizácie poznatkov vzťahu lesa a odtoku. Všeobecne sa potvrdilo, že lesy majú (MRÁČEK, KREČMER, 1975):

- mimoriadnu schopnosť zadržiavať zrážkovú vodu v odtoku (*retenčnú schopnosť*),
- hromadiť zrážkovú vodu na rozsiahlom povrchu drevín, v pôdnej pokrývke a v samotnej pôde (*akumulačnú schopnosť*),
- spomaľovať odtok vody premenou povrchového odtoku v odtok podzemný (*retardačnú funkciu*).

Konkrétny účinok lesných porastov v určitom povodí môže byť veľmi špecifický, nakoľko odtok je determinovaný komplexom faktorov, z ktorých viaceré môžu pôsobiť protichodne a komplikujú tak správanie sa celého zrážkovo-odtokového systému v danom povodí. Určujúcimi faktormi výsledého odtokového množstva a jeho časových zmien sú najmä:

- *geomorfologická charakteristika reliéfu* (sklonitosť, reliéfova členitosť a pod.),
- *hydrogeologická stavba povodia* (charakter priepustnosti hornín, prítomnosť zvodnených vrstiev a pod.),
- *meteorologické podmienky* (dĺžka trvania a intenzita zrážok, spolupôsobenie horizontálnych zrážok a pod.),
- *vodná bilancia lesných porastov* (intercepcia, zásoby pôdnej vody, stav lesnej cestnej siete vo vzťahu k povrchovému odtoku a pod.),
- *celková lesnatosť povodia a štruktúra nelesnej krajiny povodia* (MINĎÁŠ a kol., 1998).

Ako uvádza aj Švihla (2001), nakoľko vplyv lesa na vodu v krajine nie je jednoduchý, je ťažké jeho zovšeobecnenie. Preto je dôležité venovať pozornosť úplnej hydrologickej charakteristike vplyvu lesa na odtokové pomery v malých povodiach. Veľké lesné komplexy zvyšujú celkový úhrn zrážok oproti bezlesiu maximálne o 5 - 6 %. Na horách lesy zvyšujú zrážkový úhrn zachytávaním horizontálnych zrážok. Úhrnný odtok z väčších lesních celkov je spravidla nižší než celkový odtok z bezlesia (z polí a luk). Celkový ročný objem odtoku z lesov predstavuje v priemere 0,75 - 1,04 odtoku z poľnohospodárskych kultúr. Nižší celkový odtok vody z lesných porastov oproti bezlesiu je spôsobený vyššou intercepciou lesných porastov oproti lúkam alebo poľným kulturam. Nedokázalo sa v našich podmienkach s dostatočnou štatisticky významnu preukaznosťou, že by holoruby, resp. kalamity v zalesnených povodiach významne ovplyvnili odtok z povodia. Spôsobuje to rýchla regenerácia nízkych porastov, ktoré pomerne rýchlo (za 2 – 5 rokov) prevezmú vo veľkej miere hydrickú funkciu lesného porastu. Už vo veku 15 – 20 rokov sa vodná bilancia smreku stabilizuje a dosahuje približne úroveň dospelých porastov.

Les vďaka vlastnostiam lesnej pôdy umožňuje infiltráciu vody do pôdy a znižuje povrchový odtok, a teda aj riziko erózie. Pretože vrstva pôdy je relatívne tenká a vodivá s vysokým sklonom nepriepustného podložia, tvorí sa podpovrchový odtok, ktorým sa napájajú podzemné vody, pramene a povrchové toky.

Vplyv vegetácie (lesa) na vodnú hodnotu snehu nie je vždy rovnaký, ale v zásade sa mení v období akumulácie a v období topenia snehu. V období akumulácie bývajú vplyvom zachytávania snehu v korunách stromov (intercepcie) zásoby snehu na otvorených plochách vyššie ako v lese. V období topenia snehu je v lese príkon energie oproti voľnej ploche nižší, takže snehová pokrývka sa tam topí pomalšie a dlhšie ako na otvorenej ploche.

Na záver je možné konštatovať, že lesné komplexy znižujú extrémity zrážok - znižujú veľkosť odtoku veľkých vôd a zvyšujú veľkosť odtoku nižších. V našich pomeroch môže lesný porast spôsobiť zníženie maximálneho odtoku až o 50 % (Dub 1959). Naopak v najsuchších mesiacoch bol odtok z lesa 1,43-krát vyšší než odtok z polí a 1,58-krát vyšší než odtok z trvalých trávnych porastov (Švihla 2001). K celkovému výparu uvádza Švihla (2001), že podľa prehľadu zverejneného KANTOROM a KLÍMOM (1997) pre oblasť pahorkatín centrálnej Evropy sa celkový výpar pohybuje v ihličnatých

porostoch mezi 506 - 687 mm.rok^{-1} s priemerom 554 mm.rok^{-1} a v listnatých porastoch 390 - 673 mm.rok^{-1} s priemerom 508 mm.rok^{-1}. Pre zrovnanie výpar z trvalých trávnych porastov sa v týchto podmienkach pohybuje mezi 350 - 550 mm.rok^{-1}, priemerne 450 mm.rok^{-1}. V horských oblastiach je to samozrejme o čosi menej, vzhľadom na príkon slnečnej energie.

V našich prírodných podmienkach môže zachytiť nadzemná časť dospelého lesa vo väčšine prípadov okolo 5 mm, maximálne 10 mm dažďovej vody. Kapacita nasýtenia krovinatej, bylinnej vrstvy a vrstvy opadanky môže byť veľmi rozdielna a zväčša sa pohybuje na úrovni 5-20 mm. Pre najrozšírenejšie lesné pôdy na Slovensku môžeme uvažovať s retenčnou kapacitou 30-40 mm. Spolu približne 60 mm. Celková retenčná kapacita lesných porastov pri krátkodobých intenzívnych zrážkach môže dosahovať až 70 mm. Táto hodnota platí pre stav 100 %-nej lesnatosti v krajine a pre zakmenenie 1,0 (resp. zápoj 100%). Súčasťou lesných komplexov sú však aj bezlesé plochy (lesné cesty, odvozné miesta, lúky, rúbaniská), ktorých retenčná kapacita je oveľa nižšia, prípadne až nulová (penetrované lesné cesty), čím sa celková retenčná kapacita lesnej krajiny znižuje. Ak sa teda vyskytne extrémny dážď v krátkom časovom intervale s výdatnosťou napr. 100 mm, po povrchu odtečie zo zalesnenej časti povodia len rozdiel medzi výškou dažďa a momentálnou retenčnou (zadržiavacou) kapacitou lesného ekosystému, minimálne 30 % vody, čo v tomto prípade predstavuje 30 mm. Uvedenej sumárnej kalkulácii zodpovedajú aj údaje VALTÝNIHO a KAZDU (2002), z podobnej zrážky v povodí Malá Svinka v roku 1998, kedy zadržali lesné porasty v hornej časti 68 mm vody, kým lúky a pasienky len 46 mm vody, teda približne 67 % z množstva vody zadržaného lesom. Výrazne horšiu schopnosť zadržiavania vody má však najmä orná pôda v období bez vegetačného krytu. Podobne na trvalej výskumnej ploche na Grúniku (horná časť povodia Predmieranky) v hrebeňovej časti Moravsko-sliezskych Beskýd sa v 60 ročnom smrekovom poraste v druhej polovici júla 2001, kedy spadlo 158 mm prevažne vo forme intenzívnych zrážok búrkového charakteru, sa v lesnom ekosystéme zachytilo a pretransformovala na podpovrchový odtok 66 mm zrážok.

Pokles retenčnej kapacity krajiny s klesajúcim percentom lesnatosti klesá. Spočiatku pomalšie, do hodnoty 50-60 %-nej lesnatosti, následne - pod touto hranicou je pokles s lesnatosťou oveľa výraznejší.

Problematika infiltrácie zrážkovej vody v pôde úzko súvisí so stavom vrstvy nadložného humusu. Ak v procese hospodárenia v lese dôjde k narušeniu tejto vrstvy okamžite dochádza k rapídnemu zvýšeniu povrchového odtoku a zvýšeniu erózneho odnosu, a tým aj k rozkolísanosti prietokov. Kľúčovým faktorom utvárania odtoku pri prívalovom daždi je vsak (infiltrácia), ktorý rozhoduje o retencii a tým aj o veľkosti efektívneho dážďa, ako aj o tom, či bude zrážková voda odtekať pomaly pôdou, či rýchlo po povrchu. Pri dlhotrvajúcich dažďoch s dobou trvania niekoľko dní, s veľmi malou intenzitou, zasahujúcou územie o rozlohe niekoľkých stoviek až tisíc km^2, sa rozhodujúcou mierou podieľa na veľkosti odtoku doba trvania dažďa a rýchlosť postupu zrážkovej vody k záujmovému profilu. Veľkosť povodia, ktoré se podieľa na odtoku, je tým väčšia, čím viac rastie doba trvania dažďa a jej zodpovedajúca doba koncentrácie.

Aj lesný ekosystém (v ideálnej štruktúre) má teda svoje kapacitné možnosti zachytávania zrážok (do 50 – 70 mm) a potom dochádza k povrchovému odtoku. Ak sa však vyskytnú opakované silné dažďe, môže dôjsť až k extrémnej situácii, že povrch drevín, pôdy a nedrevnej vegetácie je zmočený a pôda je nasýtená vodou, retenčná schopnosť lesa klesne na nulu a každá ďalšia zrážka odteká ako povrchová voda. V takomto prípade má les už iba spomaľujúcu funkciu pre odtekajúcu vodu. Z hľadiska záchytného v takomto prípade pomôžu už iba technické opatrenia.

Z flyšového súvrstvia voda vyteká v podobe bariérových alebo puklinových prameňov, alebo skryto napája povrchový tok. Problematika odtoku vody po svahu v malých povodiach, ako vyplýva aj z práce HLAVČOVEJ, HOLKU, SZOLGAYA (2001), nie je taká jednoduchá ako by sa zdalo. Preto si vyžaduje najmä v spojitosti s vplyvom vegetácie na odtokové pomery aj v budúcnosi podrobnejší systematický výskum.

Z hľadiska obhospodarovania je dôležité uvedomiť si, očakávanú dôležitú vodohospodársku a ďalšie hydrické funkcie lesa (ČABOUN 1996), čo môže uspokojivo a dlhodobo plniť iba les zdravý, zodpovedajúci daným stanovištným podmienkam, teda les ekologicky stabilný. Dôležita zásada pre vytvorenie ekologicky stabilného lesa je priblížiť ich štruktúru prirodzenej druhovej, vekovej a priestorovej štruktúre lesa. Aj z dlhodobej analýzy v povodí Červíku (LOCHMAN a kol. 1998 ex ŠVIHLA 2001) vyplynulo, že vekové a druhové rozrôznenie lesných porastov je pre veľkosť odtoku podstatné. Veľmi dôležitý je poznatok, že bezlesie dáva oproti zalesnenej pôde o 47 % vyššiu

kulmináciu veľkých vôd. Zalesnením bezlesia sa teda zníži kulminácia veľkých vôd približne 1,5-násobne.
Aj KREŠL (2001) uvádza, že celková retencia v zalesnenom povodí môže predstavovať priemerne 70 mm a viac. Je možné teda predpokladať, že správne obhospodarovaný lesný porast môže počas počiatočných 30 min. trvania dažďa zadržať a previesť do pôdy všetkú zrážkovú vodu (z prívalového dážďa) vyskytujúcej se s pravdepodobnosťou dosiahnutia, resp. i prekročenia raz za sto rokov. Pri dlhotrvajúcich dažďoch s intenzitou menšou, než je intenzita vsaku, se nemôže uplatniť vplyv rôznej kvality lesného porastu ani lesnej pôdy a v prvých hodinách dažďa je rozhodujúcim činiteľom iba retenčná kapacita pôdy. Nepriaznivo se pri retenčnej kapacite lesných pôd prejavuje narušovanie nadložného humusu a zhutňovanie pôdy pri ťažbe a sústreďovaní dreva. Podobne nepriaznivo sa prejavuje aj cestná sieť, která skracuje dĺžku nesústredeného odtoku, znižuje vsak, povrchovú akumuláciu a zárezmi prevádza podpovrchový odtok na povrchový, čím urýchľuje odtok.
Zachar (2001) uvádza, že výskumami bolo zistené, že les znižuje odtok z lejakových vôd najmä na nepriepustných pôdach. Čím je pôda a podložie menej priepustné, tým je rozdiel v odtoku medzi lesným a poľnohospodárskym územím väčší. Ďalej píše, že okrem lesa, trvalých trávnatých porastov a poľnohospodárskych kultúr má pri ochrane proti povodniam dôležitý význam sieť ciest, najmä ciest na lesnom a poľnom území. Ich hustota (dĺžka) rozmiestnenie a odvodňovacia schopnosť rozhodujú o rýchlosti odtoku vody z povodia, a tým o deštrukčnom účinku vody.
Spomínaný autor ďalej upozorňuje, že osobitná pozornosť by sa mala zamerať na hospodárenie v lesoch, vypracovať súbor protipovodňových a iných ochranných opatrení na lesnom území, ktoré by sa týkali spôsobu hospodárenia, zákazu holorubov na väčších plochách, zalesňovaním nechránených plôch vzniknutých ťažbou, pohromami, imisiami, zamedziť drancovaniu lesa a vylúčiť spôsoby porušovania pôdy ťažkými mechanizmami a inými.

Použitá literatúra:

Benetin, V. (1983): Analytické riešenie vzťahu medzi transpiráciou a výparom z intercepcie. Vodohospodársky časopis, 31, č. 3-4, s. 354-368.

Bioklimatologický slovník - terminologický a explikativní. Academia, (1980), Praha, , 244 s.

Brechtel, H.M. (1970): Komplexní úprava povodí. Nová hlediska při obhospodařování krajiny. Zprávy les. Výsk. 16, , 2, s. 1 – 8

Bucha,T. a kol. (1996): PHARE MERA Forest ecosystems Mapping Sub-Project. Záverečná správa projektu, LVÚ Zvolen, 137 p.

Bucha,T.- Vladovič, J. (1997): Teroretická a praktické východiská uplatnenia DPZ a GIS ako súčasti klasifikácie stanovištnej vhodnosti drevinového zloženia. Konferencia Les-drevo-životné prostredie 8 - 11.september 1997, Zborník referátov, sekcia č.3, s.71-78.

Bucha,T.Botár,I.,Vladovič,J.,Meňuš,M.,Machková,N.,Brunclíková,I. (1997):Drevinové zloženie Slovenska. Mapa 1:500000, SAŽP B.Bystrica,.

Čaboun, V. (1996): Ekológia lesa. Vysokoškolský učebný text pre FEE TU Zvolen, TU Zvolen, 194 s.

Čaboun, V. (2003)**:** Vplyv lesných ekosystémov na odtokové pomery z povodia. Výskum vplyvu antropogénnych faktorov na vodné systémy. VÚVH Bratislava, (elektronická forma), 17 str.

Chlebek, A., Jařabáč, M. (1996): Význam lesů pro ochranu před povodněmi. Lesnická práce, 3/96, s.80-81.

Dub, O. (1963): Hydrológia, hydrografia, hydrometria. SVTL Bratislava, 526 s.

Hlavčová, K.-Holko, L,- Szolgay, J. (2001): Tvorba a modelovanie odtoku na svahoch a z malých povodí. Život. Prostr., Vol. 35, No. 3, str. 126 - 132

Intribus, R. (1977): Bilancia zrážok v lesnom bióme Carpineto-Quercetum. Lesnícke štúdie VÚLH vo Zvolene, 28, 63 s.

Kantor,P. (1981): Intercepce horských smrkových a bukových porostů. Lesnictví, 27, č.2, 1981: 171-192.

Kantor, P. (1983): Výpar z půdy a přízemní vegetace ve smrkovém a bukovém porostu. *Práce VÚLHM* 63:165—199.

Kantor, P. (1984): Vodní bilance smrku a buku ve vegetačním období. *Práce VÚLHM* 64:219—262

Kantor. P. (1984): Vodohospodářská funkce horských smrkových a bukových porostú. Lesníctví, 30, 6. s. 471 – 490.

Kantor, P. (1987a): Kalamitní holiny a odtok vody z povodí. Zprávy lesn. Výzk., 32, 4, s.15 – 18

Kantor, P. (1987b): Evaporace z povrchu půdy a z přízemní vegetace ve smrkových a bukových lesích. Vodohosp. Čas., 25,

Kantor, P. (1989): Transpirace smrkových a bukových porostů. *Vodohosp. Čas.* 37:222—237.

Kantor, P. (1990): Základní vazby celkového výparu a odtoku vody ze smrkových a bukových lesů. Vodohosp. Čas. 38:327—348

Kantor, P. (1992): Změny vodní bilance smrkového porostu po jeho obnově holou sečí. Lesníctví – Forestry, 38, 9-10, s. 823-838

Kantor, P. (1995): Vodní režim bukového porostu před jeho obnovou holou sečí a po ní. *Lesnictví - Forestry* 41:1—10.

Kantor,P.-Klíma,S. (1997): Mikroklima a vodní bilance jedlo-bukového porostu v pahorkatině. Lesnictví-Forestry, 43, 1997 (8): 333-346.

Krečmer, V. (1973): Meteorologické podmínky výskytu kapalných srážek z mlhy a jejich význam pro intercepční proces ve středohorském lese. Meteorologické zprávy, 27, č.1, s. 18-25

Krečmer,V.-Fojt,V.-Hynčica,V. (1981): Intercepční proces ve smrkových porostech. Vodohospodářský časopis, 29, č.6, 1981: 593-614.

Krešl, J. (2001): Vliv lesa na utváření odtoku při přívalových a dlouhotrvajících deštích. Les. Práce, 2,.

Midriak, R. (1992): Výskum povrchového odtoku a eróznych pôdnych strát v lesných ekosystémoch. In: Ekologický a ekofyziologický výskum v lesných ekosystémoch. Zvolen, Poľana, s. 32-36.

Minďáš, J. (1999): Kvantitatívna a kvalitatívna charakteristika zrážkového režimu jedľo-bukového ekosystému. Dizertačná práca, LF TU Zvolen, Zvolen 1999, 153 s.

Minďáš, J., Čaboun, V. (2002):Výskum vplyvu antropogénnych faktorov na vodné systémy, E 02.03: Vplyv rastlinných spoločenstiev na odtokové pomery z povodia. ZS za etapu. LVÚ Zvolen, 30 str.

Minďáš,J.-Moravčík,M.-Stanovský,M. (1998): Význam lesov a ich obhospodarovania z hľadiska protipovodňovej ochrany krajiny. *In:* O povodniach v roku 1998. Zborník referátov. Práce a štúdie SHMÚ, Bratislava, s. 66-71.

Minďáš, J. - Škvarenina, J. – Střelcová, K. (2001): Význam lesa v hydrologickom režime krajiny. Životné prostredie, 35, s. 3.

Mráček, Z.-Krečmer, V. (1975): Význam lesa pro lidskou společnost. Státní zemědělské nakladatelství, Praha, 225 str.

Novák, V. (2001): Evapotranspirácia a jej rozdelenie na území Slovenska. Životné prostredie, 35, 3.

Petrík, M. (1986): Príspevok k zrážkovému režimu jedľobukového ekosystému. In: Poznatky z bioklimatológie, lesníckej ekológie a meliorácií. Zborník referátov z konferencie, Zvolen, Bratislava, s. 54-59.

Petrík, M. (1991): Regime of rain precipitation in a fir-beech stand. In: Šály, R., Križová, E., Petrík,M, Mihálik, A.: Ecosystem study of the fir-beech stand in the Mláčok State Nature Reserve. Vedecké a pedagogické aktuality, VŠLD Zvolen, 1, s. 85-124

Reinhart, K.G.- Eschner, A.R.- Trimble, G.R. (1963): Effect on streamflow of four forest practices in the mountain of West Virginia. U.S. Forest Service Res. Paper NE-1,

Střelcová, K., Minďáš, J. (2000): Transpirácia buka lesného vo vzťahu k meniacim sa podmienkam prostredia. Vedecké štúdie 2000, Technická Univerzita vo Zvolene, 64 str.

Šach, F. (1978): Vliv způsobu hospodaření na vsakování a povrchový odtok srážkových vod v lese. [Influence of management practices on infiltration and surface runoff of precipitations in forest]. Zprávy lesnického výzkumu, 24, , č. 3, s. 17 - 22.

Šach, F. (1990): Vliv lesní dopravní sítě na odtokové poměry imisních holosečí. [Impacts of the forest road network on runoff from immission clearcuts]. Lesnictví, 36, č. 2, s. 139 - 158. - Res. angl.

Šály, R. (1988): Pedológia a mikrobiológia. VŠLD Zvolen, 376 s.

Švihla, V. (2001): Vliv lesa na odtokové poměry na malem povodí. Lesnická práce, 2, s.66-68

Tužinský, L. (1987): Water Balance in Forest Ecosystems of the Small Carpathians. *Ekológia* 6:23—39

Valtýni, J. (1981): Príspevok na určenie hydrického potenciálu lesa. Lesnícky časopis, 27, č. 3, s. 227-241.

Valtýni, J. (1986): Vodohospodársky a vodoochranný význam lesa. Lesnícke štúdie VÚLH Zvolen, 38, 68 s.

Valtýni, J. (2001): Les a povodne. Vedecké práce, TU vo Zvolene, 5/2001/A, 46 str.

Valtýni, J.- Kazda, R. (2002): Lesy a povodne. Domino Fórum 31, s. 15

Wisler, C.O.- Brater, E.F. (1959): Hydrology. J. Willy and Sons, Inc., New York,

Weihe, J. (1970): Proč zkoumat ztrátu skropné vody v lese? Zprávy lesníckeho výzkumu, 16, 2, s. 9 – 14.

Wilm, H.G.- Dunford, E.G. (1948): Effect of timber cutting on water available for stream flow from a lodepole pine forest, U.S. Dep. Agr. Techn. Bull. 968

Vladovič, J. a kol. (1994): Lesné oblasti Slovenska. Lesoprojekt,.

Zachar, D. (2001): Vodohospodárska funkcia lesov – kľúčový problém dneška a zajtrajška. Enviromagazín, 5, s. 16 – 17.

Zlatník, A. (1976): Lesnická fytocenologie. Praha, SZN

Doc. Ing. Vladimír Čaboun, CSc.

Lesnícky výskumný ústav

T.G.Masaryka 22, 960 92 Zvolen

tel.: 045 5314205, fax: 045 5314192, e mail: caboun@fris.sk

HODNOTENIE STAVU TEČÚCICH VÔD NA SLOVENSKU PROSTREDNÍCTVOM BENTICKÝCH ROZSIEVOK

Marcela Dobiašová, Dáša Hlúbiková, Elena Štefková

S cieľom postupného naplnenia požiadaviek Rámcovej Smernice o vodách (2000/60/ES) v oblasti monitoringu útvarov povrchových vôd sa na Slovensku v roku 2003 začalo s prvým komplexným monitoringom bentických rozsievok. Tieto odbery prebiehajúce súčasne s odbermi bentických bezstavovcov sa v roku 2003 vykonali v 158-ich odberových miestach národnej monitorovacej siete v jarnom období. Cieľom monitoringu je sledovanie druhového zloženia spoločenstiev bentických rozsievok v tokoch Slovenska ako dôležitých indikátorov environmentálnych podmienok za účelom ich využitia na hodnotenie ekologického stavu povrchových vôd.

Národná monitorovacia sieť je zostavená tak, že zahŕňa najmä antropogénne ovplyvnené útvary povrchových vôd. Preto od r. 2003 prebiehajú odbery bentických rozsievok i na 70-ich vybraných referenčných lokalitách, predstavujúcich tzv. neovplyvnený, alebo minimálne ovplyvnený stav, výhľadovo dva razy ročne - v jarnom a jesennom období. Údaje z referenčných lokalít slúžia na prípravu referenčných podmienok pre bentické rozsievky formou vhodných metrík (ukazovateľov, indexov), ako i na zostavenie reprezentatívnej štruktúry spoločenstiev fytobentosu v jednotlivých typoch vodných útvarov.

Odbery vzoriek prebiehajú v súlade s normou pre rutinný odber rozsievok v tokoch STN EN 13946:2004 a laboratórne sa spracovávajú podľa STN EN 1440:2004.

Výsledky z týchto prác sa v r. 2004 začali vyhodnocovať, pričom proces pozostával z výpočtu vybraných metrík, posudzovania ich vhodnosti z hľadiska schopnosti rozlíšenia rôznych stupňov degradácie vodného prostredia a z odvodzovania referenčných podmienok formou testovaných metrík.

V práci prezentujeme prvé výsledky spracovania, pričom najväčší dôraz je kladený na výsledky sapróbneho indexu podľa Zelinku & Marvana, 1961, ktoré podľa našich poznatkov v porovnaní s výsledkami bentických bezstavovcov, ako aj s reálnym stavom vo vodných útvaroch, stav vody značne nadhodnocujú.

Kľúčové slová: Rámcová smernica o vodách, bentické rozsievky, referenčné podmienky, sapróbny index bentických rozsievok, klasifikačná schéma, ekologický stav povrchových vôd

***Assessment of status of the running waters in the Slovak republic expressed by the benthic diatoms**. To meet the requirements of the Water Framework Directive 2000/60/EC (WFD) in the field of surface waters monitoring in Slovakia the first comprehensive monitoring of phytobenthos (benthic diatoms) has been started in 2003. The diatoms sampling in 2003 was done on 158 sampling sites of the national surface water quality monitoring network together with macrozoobenthos sampling in the spring period. The aim of this biological monitoring is to determine the species composition of benthic diatoms in the streams of Slovakia as they are an important indicator of environmental conditions and can be used to assess the ecological status of the surface waters.*

The national surface waters quality monitoring network is focused on water bodies influenced by anthropogenic activities. Based on this from 2003 the benthic diatoms monitoring has been running also in 70 reference localities, which represent non-disturbed or by human activities minimally disturbed status. The results from reference localities monitoring will serve for establishing the reference conditions for benthic diatoms expressed by different metrics, as well as for establishing of the representative benthic diatoms structure for different water bodies types.

The sampling is done according to the standard for routine benthic diatoms sampling in streams EN 13946:2004 and the samples are processed in the laboratories according to the standard EN 1440:2004.

Sampling and analyses from the year 2003 has been evaluated from the year 2004 on and this evaluation process had next steps: calculation of chosen indices, judgement of their suitability for determination of several water ecosystem degradations and deriving the reference conditions expressed by chosen metrics.

In this article the first results of the process are presented, the main emphasis is put on saprobic index according to the Zelinka & Marvan, 1961, testing, which show compared with macrozoobenthos testing results and with the real surface waters status overestimation of surface waters status.

Key words: Water Framework Directive, benthic diatoms, reference conditions, saprobic index of the benthic diatoms, classification scheme, ecological status of surface waters

ÚVOD

S cieľom postupného naplnenia požiadaviek Rámcovej Smernice o vodách 2000/60/ES (RSV), ktorá určuje vodnú politiku v rámci európskeho spoločenstva, sa v oblasti monitoringu útvarov tečúcich povrchových vôd na Slovensku začalo v roku 2003 s prvým komplexným monitoringom bentických rozsievok (fytobentos, nárasty).

Tieto odbery prebiehajúce súčasne s odbermi bentických bezstavovcov sa v roku 2003 vykonali v 158-ich odberových miestach štátnej monitorovacej siete v jarnom období. Cieľom monitoringu je sledovanie druhového zloženia spoločenstiev bentických rozsievok v tokoch Slovenska ako dôležitých indikátorov environmentálnych podmienok za účelom ich využitia na hodnotenie ekologického stavu povrchových vôd. Spĺňa sa tým požiadavka RSV, ktorá za účelom zhodnotenia ekologického stavu vôd definuje 4 biologické prvky kvality pre kategóriu rieky: vodná flóra (fytobentos a fytoplanktón), bentické bezstavovce, makrofyty a ryby. Pre každý biologický prvok kvality sú zvlášť zadefinované ukazovatele charakterizujúce jednotlivé spoločenstvá. Jedná sa o charakteristiky zloženia a štruktúry spoločenstiev vodnej bioty.

Štátna monitorovacia sieť je zostavená tak, že sleduje kvalitu vôd najmä v antropogénne ovplyvnených útvaroch povrchových vôd, t.j. pod významnými bodovými a difúznymi zdrojmi znečistenia a v ústiach riek. Preto od r.2003 prebiehajú odbery bentických rozsievok i na 70-ich vybraných referenčných lokalitách, predstavujúcich tzv. neovplyvnený, alebo minimálne ovplyvnený stav, výhľadovo dva razy ročne - v jarnom a jesennom období. Údaje z referenčných lokalít slúžia na prípravu referenčných podmienok pre bentické rozsievky formou vhodných metrík, ako i na zostavenie reprezentatívnej štruktúry spoločenstiev fytobentosu v jednotlivých typoch vodných útvarov.

V zmysle smernice 2000/60/ES (RSV) je totižto potrebné vyvinúť a uviesť do praxe systém hodnotenia stavu povrchových vôd založený na posúdení odchýlky existujúceho stavu oproti tzv. referenčnému stavu, ktorý reprezentuje stav vôd v určitom type povrchových vôd za podmienok žiadneho, alebo minimálneho narušenia vodného ekosystému.

V prvej fáze uvedeného procesu sa preto pristúpilo k vytvoreniu typológie vodných tokov SR s plochou povodia minimálne nad 10 km^2. Územie Slovenska sa v zmysle RSV rozdelilo na dva ekoregióny: Panónsku panvu a Karpaty. Ďalšími kritériami, ktoré vyselektovali skupiny tokov s podobným charakterom boli: geologické zloženie, nadmorská výška, ako aj plocha povodia. Podľa uvedených kritérií sa odvodilo 32 typov vodných útvarov tokov, pričom takáto abiotická typológia bola overená analýzami bentických bezstavovcov a bentických rozsievok. Z hľadiska vodnej bioty, najmä bentických bezstavovcov a rýb sa muselo prihliadať na jej rozdielne druhové zloženie v jednotlivých povodiach, najmä na jej odlišné zloženie v tokoch povodia Tisy v porovnaní s ostatnými tokmi Slovenska.

Odvodzovanie referenčných podmienok

V ďalšej fáze sa pristúpilo k odvodzovaniu referenčných podmienok pre jednotlivé typy vôd. Kvôli porovnateľnosti výsledkov analýz z monitoringu odberových miest patriacich do štátnej siete s výsledkami analýz z referenčných lokalít, ako aj s výsledkami analýz iných členských štátov sa zvolila pre odber vzoriek norma pre rutinný odber rozsievok v tokoch STN EN 13946:2004, vzorky sa laboratórne spracovávajú podľa STN EN 1440:2004.

Výsledky z týchto prác (1 vzorkovací cyklus v referenčných lokalitách a jeden v lokalitách patriacich do štátnej siete z r. 2003) sa v r. 2004 začali vyhodnocovať, pričom proces pozostával z výpočtu vybraných metrík pre bentické rozsievky, posudzovania ich vhodnosti z hľadiska schopnosti rozlíšenia rôznych stupňov degradácie vodného prostredia a z odvodzovania referenčných podmienok pre testované metriky.

V práci sú prezentované prvé výsledky spracovania, pričom najväčší dôraz je kladený na výsledky sapróbneho indexu podľa Zelinku & Marvana, 1961, ktoré podľa našich poznatkov v porovnaní s výsledkami bentických bezstavovcov, ako aj s reálnym stavom vo vodných útvaroch, stav vody značne nadhodnocujú.

Normalizácia metrík

Smernica 2000/60/ES požaduje, aby biologické prvky kvality boli vyjadrené vo forme pomeru ekologickej kvality (PEK), ktorý reprezentuje vzťah medzi hodnotami biologických ukazovateľov pozorovaných v určitom útvare povrchovej vody daného typu a hodnotami týchto ukazovateľov za referenčných podmienok v rovnakom type útvarov povrchových vôd. PEK takto dosahuje hodnoty od 0 – 1.

Pre normalizáciu biologických metrík pre bentické rozsievky sa použil nasledovný vzťah podľa Böhmer, Rawer-Jost & Zenker, 2004:

$$EQR = \frac{\text{hodnota v testovanej lokalite} - \text{hodnota vyjadrujúca veľmi zlý stav}}{\text{referenčná hodnota} - \text{hodnota vyjadrujúca veľmi zlý stav}}$$

kde

referenčná hodnota je

- 75. percentil z rozdelenia hodnôt metriky v 1. triede kvality, ak *hodnota metriky klesá s antropogénnym ovplyvnením*
- 25. percentil z rozdelenia metriky v 1. triede kvality, ak hodnota metriky stúpa s antropogénnym ovplyvnením

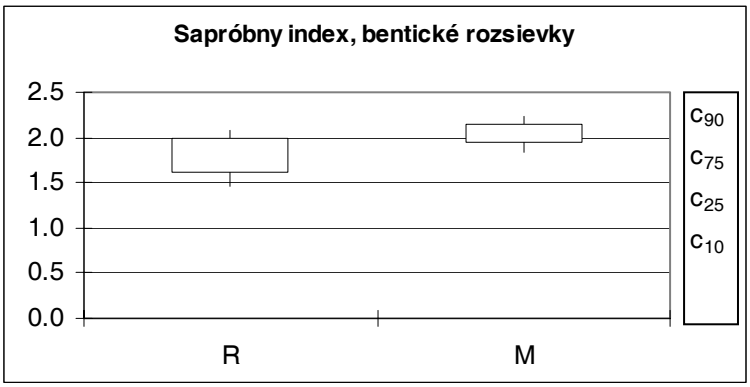
hodnota vyjadrujúca veľmi zlý stav

- 25. percentil z rozdelenia metriky v najhoršej triede, príp. hodnota 0, ak *hodnota metriky s antropogénnym ovplyvnením klesá*
- 75. percentil z rozdelenia metriky v najhoršej triede, príp. teoretická maximálna hodnota, ak hodnota metriky s antropogénnym ovplyvnením stúpa

Ak nie sú dostatočné údaje pre jednotlivé triedy kvality, možný je 5. percentil a 95. percentil zo všetkých dostupných hodnôt určitého typu tokov.

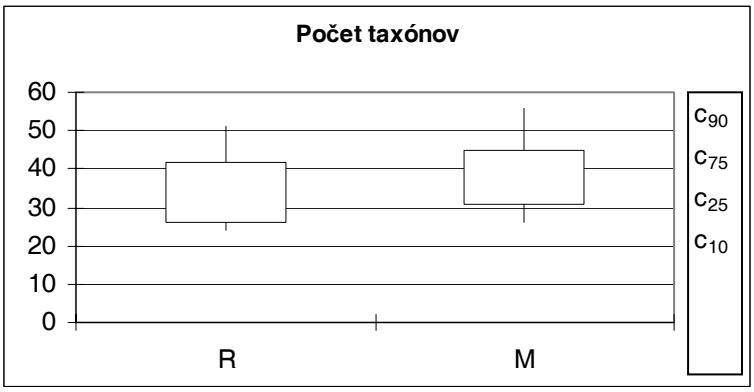
V prípade biologického prvku kvality fytobentos (nárasty) sa za reprezentatívnu skupinu organizmov v riekach zvolili bentické rozsievky, pretože tvoria dominantnú zložku fytobentosu rastúceho na rôznych substrátoch v tokoch. Do testovania metrík charakterizujúcich spoločenstvá bentických rozsievok boli v prvej fáze vybraté nasledovné ukazovatele (indikátory): sapróbny index, početnosť, počet taxónov a indexy diverzity ako: Simpsonov index, Shanon-Wienerov index a Margalefov index.

Zo súborov hodnôt jednotlivých metrík vypočítaných pre vzorky z referenčných miest a miest štátnej monitorovacej siete povrchových vôd (ovplyvnených antropogénnou činnosťou) sa vyrátali percentily c_{10}, c_{25}, c_{75} a c_{90}. Takto sa mohli posúdiť rozdiely medzi ľudskou činnosťou minimálne ovplyvnenými (referenčnými) a antropogénne zaťaženými lokalitami. Výsledky sú zobrazené na obrázkoch 1-5 pomocou tzv. škatuľových grafov (box plots) , kde dolná hranica obdĺžnika predstavuje 25. percentil, horná hranica 75. percentil. Koniec dolnej čiary obdĺžnika je 5. percentil a hornej čiary 95. percentil.



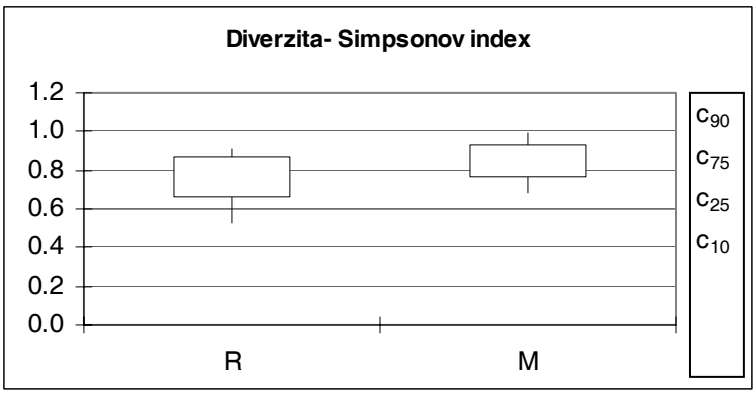
Obr. 1 Škatuľový graf vyjadrujúci hodnoty sapróbneho indexu bentických rozsievok nájdených na referenčných lokalitách a lokalitách patriacich do štátnej monitorovacej siete na základe údajov z roku 2003

Fig.1 Box plot expressing the values of sabrobic index of the benthic diatoms found on reference localities and localities that belong to the national monitoring network on the basis of the data from 2003



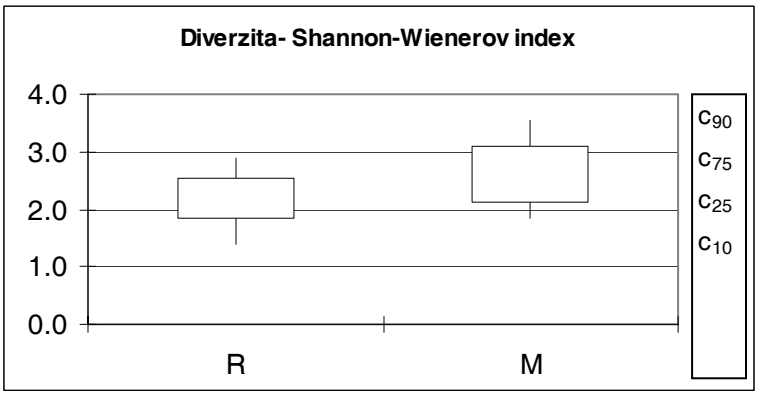
Obr. 2 Škatuľový graf vyjadrujúci počty taxónov bentických rozsievok nájdených na referenčných lokalitách a lokalitách patriacich do štátnej monitorovacej siete na základe údajov z roku 2003.

Fig.2 Box plot plot expressing the count of benthic diatoms taxons found on reference localities and localities that belong to the national monitoring network on the basis of the data from 2003



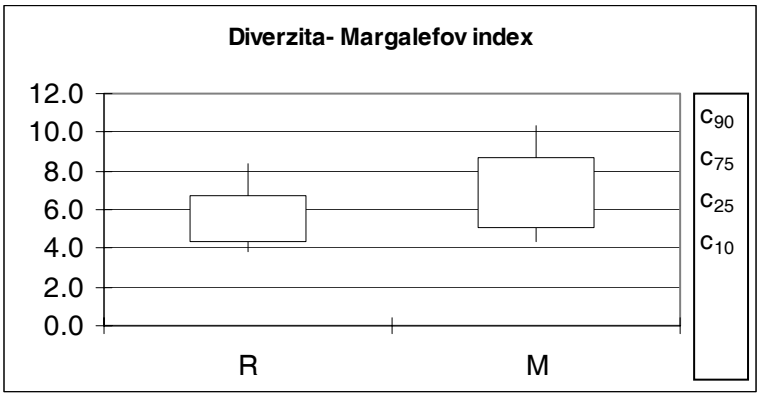
Obr. 3 Škatuľový graf vyjadrujúci hodnoty Simpsonovho indexu diverzity bentických rozsievok nájdených na referenčných lokalitách a lokalitách patriacich do štátnej monitorovacej siete na základe údajov z roku 2003

Fig. 3 Box plot expressing the values of diversity by Simpson-Index of benthic diatoms found on reference localities and localities that belong tothe national monitoring network on the basis of the data from 2003



Obr. 4 Škatuľový graf vyjadrujúci hodnoty Shannon-Wienerovho indexu diverzity bentických rozsievok nájdených na referenčných lokalitách a lokalitách patriacich do štátnej monitorovacej siete na základe údajov z roku 2003

Fig. 4 Box plot plot expressing the values of diversity by Shannon-Wiener-Index of benthic diatoms found on reference localities and localities that belong to the national monitoring network on the basis of the data from 2003



Obr. 5 Škatuľový graf vyjadrujúci hodnoty Margalefovho indexu diverzity bentických rozsievok nájdených na referenčných lokalitách a lokalitách patriacich do štátnej monitorovacej siete na základe údajov z roku 2003

Fig. 5 Box plot plot expressing the values of diversity by Margalef-Index of benthic diatoms found on reference localities and localities that belong to the national monitoring network on the basis of the data from 2003

Následne sa pristúpilo k ďalšiemu testovaniu uvedených ukazovateľov bentických rozsievok. Popis procesu odvodzovania referenčných podmienok a tvorby klasifikačnej schémy je totožný s prípadom odvodzovania referenčných podmienok a klasifikačnej schémy sapróbneho indexu bentických bezstavovcov opísaného v článku „Proces odvodzovania referenčných podmienok pre sapróbny index bentických bezstavovcov ako súčasti hodnotenia vôd podľa Rámcovej smernice o vodách“ autorov Ing. Juliana Adamková, Mgr. Marcela Dobiašová, RNDr. Ferdinand Šporka, CSc. uvedenom v tomto zborníku.

Ukázalo sa, že jediným potenciálnym kandidátom na určenie referenčných podmienok, vzhľadom na údaje, ktoré boli k dispozícii, je sapróbny index rozsievok, čo potvrdzujú aj obrázky č. 1-5. Problémom sapróbneho indexu bentických rozsievok je však jeho nedostatočná rozlišovacia schopnosť medzi ovplyvnenými lokalitami, čo veľmi obmedzuje možnosť vytvoriť limitné hodnoty pre triedy kvality 2-5. Z výsledkov analýz z roku 2003 bolo možné odvodiť limitné hodnoty pre hranicu medzi 1-2 triedou kvality pre jednotlivé typy tokov. V tabuľke 1 je uvedený návrh hodnôt pomerov ekologickej kvality (PEK) a im príslušných hodnôt sapróbneho indexu bentických rozsievok pre triedy kvality 1-2. Referenčné podmienky zodpovedajú 1.triede kvality, tzn. ich hranica je medzi 1.-2. triedou.

V ďalších krokoch bude nutné skontrolovať a zhodnotiť celý proces odberu a spracovania vzoriek, kým sa začne uvažovať o vylúčení ukazovateľa sapróbny index bentických rozsievok ako nevhodného pre účely hodnotenia ekologického stavu povrchových vôd. Ostatné testované ukazovatele neposkytli spoľahlivé výsledky a bude potrebné pokračovať v intenzívnom testovaní týchto i nových ukazovateľov (pre ktoré neboli k dispozícii potrebné podklady, napr. index trofického stupňa) po získaní väčšieho súboru údajov.
V rámci Európy sa pri monitoringu a hodnotení tokov na základe bentických rozsievok využíva software OMNIDIA (LECOINTE et al. 1993), ktorý bol vytvorený pre počítanie 14 rozsievkových indexov a je teda dobre využiteľný pri posudzovaní ich ekologického stavu. Použitie tohto programu pri spracovaní väčšieho súboru dát z odberu bentických rozsievok z tokov (jarné aj jesenné odbery, väčší počet odberových miest) a počítaní indexov bude teda vhodné využiť tento program aj v našich podmienkach a získať tak súbor viacerých rozsievkových indexov. Na základe následného testovania takto získaného väčšieho súboru hodnôt bude potrebné vybrať vhodný index alebo súbor indexov, ktoré budú najlepšie charakterizovať podmienky našich tokov na základe spoločenstiev bentických rozsievok.

Literatúra

Adamková, J., Hensel, K., Grešková, A., Klozík, M., Lehotský, M., Oťahelová, H., Šporka, F., Štefková, E., Valachovič, M. (2003): Príprava databázy hydromorfologických a biologických ukazovateľov pre proces výberu a charakterizácie referenčných miest podľa Smernice 2000/60/EC, Slovenský hydrometeorologický ústav, Bratislava.

Smernica 2000/60/ES Európskeho parlamentu a rady z 23. októbra 2000 ustanovujúca rámec pôsobnosti spoločenstva v oblasti vodnej politiky.

Böhmer, J., Rawer-Jost, C. a Zenker, A. (2004): Multimetric assessment of data provided by water managers from Germany: Assessment of several different types of stressors with macrozoobenthos communities, Hydrobiologia 516: 215-228.

Autori

Marcela, Dobiašová, Slovenský hydrometeorologický ústav, Jeséniova 17, 833 15 Bratislava, marcela.dobiasova@shmu.sk

Dáša, Hlúbiková, Výskumný ústav vodného hospodárstva, Nábr. arm. generála L.Svobodu 5, 812 49 Bratislava, Dasa_Hlubikova@vuvh.sk

Elena, Štefková, Slovenská akadémia vied, Dúbravská cesta 9, 845 06 Bratislava, Elena.Stefkova@savba.sk

Tab. 1 Návrh referenčných podmienok pre sapróbny index bentických rozsievok (PEK – pomer ekologickej kvality, SI – sapróbny index)

Tab.1 Proposal of the reference conditions for the saprobic index of benthic diatoms (PEK -ecological quality ratio, SI - saprobic index)

	malé toky								**stredne veľké toky**						**veľké toky**					
nadm. výška (m)	**< 200**		**200-500**		**500-800**		**>800**		**< 200**		**200-500**		**500-800**		**< 200**		**200-500**		**500-800**	
typ	**17a**		**1a, 6a, 9a, 10a, 15a, 18a, 19a**		**2a, 4a, 7a, 11a, 12a, 16a**		**3a, 5a, 8a, 13a, 14a**		**17b**		**10b, 15b, 19b, 9b, N1, S1**		**11b, 2b, P1**		**VP1**		**VK1**		**VK2**	
	PEK	**SI**	**PEK**	**SI**	**PEK**	**SI**	**PEK**	**SI**	**PEK**	**SI**	**PEK**	**SI**	**PEK**	**SI**	**PEK**	**SI**	**PEK**	**SI**	**PEK**	**SI**
I-II	0.61	2.0	0.73	2.0	0.74	1.9	0.87	1.6	0.70	2.0	0.80	1.9	0.80	1.7	0.80	1.9	0.80	1.7	0.80	1.7

PRÍSPEVOK GWP CEE K INTEGROVANÉMU MANAŽMENTU POVODNÍ

Katarína Hajtášová, Milan Matuška

Global Water Partnership Organization (GWPO) je nezisková medzivládna organizácia, ktorej poslanie zabezpečuje 14 regionálnych štruktúr na celom svete. Jednou z nich je GWP CEE (pre východnú a strednú Európu), ktorá má štatút mimovládnej organizácie. Úlohou tejto organizácie je uľahčovať implementáciu integrovaného manažmentu vodných zdrojov (IMVZ), berúc do úvahy systém povodí a všetky antropogénno-krajinné aspekty, ktoré režim vôd v povodí ovplyvňujú.

Základnou metódou práce GWP štruktúr je organizovanie dialógov o vopred identifikovanej problematike pre všetkých zainteresovaných účastníkov. Výhodou v tomto procese je nezávislé postavenie organizácie, ktorá má predpoklady, aby dialógy formulovala podľa ich skutočnej naliehavosti a aby objektívne aj tieto dialógy vyhodnocovala. Zároveň sú vytipovávané tie témy, ktoré nie sú dostatočne pokryté oficiálnymi štátnymi inštitúciami a organizáciami.

Jednou z najnaliehavejších tém súčasnosti sú prívalové povodne, pohľad na tieto povodne ako integrovaný výsledok všetkých aspektov, ovplyvňujúcich režim vôd v povodí a zároveň aj problematika účinnej krátkodobej predpovede vo vzťahu k jej užívateľom, ktorá sa v súčasnosti stále viac chápe ako dostatočne rýchla, spoľahlivá a zrozumiteľná komunikácia medzi profesionálnymi predpovednými centrami a ich užívateľmi.

V minulom roku bol odštartovaný spoločný projekt WMO a GWP CEE, ktorý je zameraný na uvedené problémy. Predpokladá sa riešenie v troch fázach, prvá fáza zameraná na historiografiu významných prívalových povodní v siedmich štátoch východnej a strednej Európy bola práve ukončená. V druhej fáze budú navrhnuté riešenia vyššie uvedených problémov v jednom, prípadne dvoch pilotných povodiach. Výsledky druhej fázy by sa mali v tretej fáze projektu postupne realizovať v celom regióne.

Kľúčové slová: Global Water Partnership, mimovládna organizácia, implementácia, integrovaný manažment vodných zdrojov, integrovaný manažment povodní, dialóg, prívalové povodne, komunikácia, predpovedné centrá, užívatelia, Svetová meteorologická organizácia, WMO, pilotné povodia, fázy projektu, opatrenia

GWP CEE contribution to integrated flood management. *Global Water Partnership Organisation (GWPO) is worldwide intergovernmental organisation actuating through its regional structures. One of them is GWP CEE (for Central and Eastern Europe) having statute of nongovernmental organisation. GWP CEE mission is to facilitate implementation of Integrated Water Resources Management (IWRM) taking into account river basin and all anthropogenic-landscape aspects influencing water regime in relevant river basin.*

Basic method of GWP is organising dialogues on specific topics identified in advance for all stakeholders involved. Independence of GWP in this process occurs as a great advantage in formulating significant topics of dialogues according to their real ranking and finally coming to fair-minded conclusions. Additionally, new vital topics are identified not sufficiently covered by official state institutes and organisations.

One of the most urgent task of today are flash floods recognised increasingly as integrated result of all aspects influencing water regime in relevant river basin. At the same time this phenomenon must be seen as subject of efficient short term forecasting coming to its users. This process must be understood as sufficiently fast, reliable and straightaway communication between professional forecast centres and users.

The last year a new joint WMO/GWP CEE project has been launched which is oriented on those questions. Three phase of the project are suggested; the first one focussed on historiography of significant flash floods of seven countries of the Central and Easter Europe has been just completed. In the next second phase in one-two pilot river basins the mentioned problems will be more specified and remedial measures should be suggested. The results achieved in the second phase should be used for broad implementation in the whole CEE region within the third phase of the project.

Key words: Global Water Partnership, Non Governmental Organisation, implementation, integrated water resources management, integrated flood management, dialogue, flash floods, communication, forecast centres, users, World Meteorological Organisation, WMO, pilot river basins, project phases, measures

POSLANIE ORGANIZÁCIE GLOBAL WATER PARTNERSHIP

Na globálnej úrovni

Využívanie vodných zdrojov v súlade s princípmi trvalo udržateľného rozvoja bude jednou z najvýznamnejších výziev ľudstva v budúcnosti. Čiastkové a krátkodobé prístupy spôsobujú dokonca katastrofy a vnášajú určite disharmóniu do sociálneho a ekonomického rozvoja v mnohých častiach sveta tak v súčasnosti, ako aj s dopadom na budúce generácie. Organizácia Global Water Partnership (GWP) bola založená v roku 1996 preto, aby pomohla zamerať pozornosť všetkých, ktorí sa angažujú v problematike vôd na potrebu rozvoja a riadenia vodných zdrojov integrovaným spôsobom. GWP sa okrem zvyšovania povedomia hlási k roli strategickej asistencie krajinám na ich ceste k integrovanému riadeniu vodných zdrojov (Integrated Water Resources Management – **IWRM**). V priebehu rokov GWP definovala seba ako *„medzinárodnú sieť organizácií, angažovanú v oblasti riadenia vodných zdrojov, ktorá podporuje IWRM vytváraním fór na globálnej, regionálnej a národnej úrovni, zameraných na uľahčovanie zmien a systematické vytváranie, zhromažďovanie a rozširovanie vedomostí, podporujúcich proces zmeny“*.

Po období rýchleho rastu a významných príspevkov v oblasti generovania vedomostí o IWRM, ich rozširovania, zvyšovania povedomia a zakladania neutrálnych platforiem širokého zamerania na rôznych úrovniach, je GWP na križovatke svojej existencie. Rok 2004 znamená začiatok nového plánovacieho obdobia, počas ktorého sa od GWP najviac očakáva práve v oblastiach vedúcej úlohy, akcieschopnosti a zlepšovania systémov riadenia vodných zdrojov. IWRM, považovaný za základnú kompetenciu GWP, je chápané ako hnací proces agendy národných reforiem v oblasti vôd. Očakáva sa, že krajiny významne pokročia na ceste k IWRM počas niekoľkých rokov a osobitne v národnom strategickom plánovaní do roku 2005 (Johannesburg, Svetový summit o trvalo udržateľnom rozvoji, 2002).

V tomto kontexte je definovaná strategická orientácia GWP pre nasledujúce obdobie: viac aktivít, väčšia decentralizácia činností v zmysle alokácie zdrojov, osobitne finančných zdrojov a zásadná požiadavka na excelentné riadenie celej siete. Najvyššie ašpirácie GWP sú zahrnuté v jej okamžitom cieli, ktorý si stanovila a v očakávaných výstupoch plánovacieho obdobia:

A) Okamžitým cieľom GWP je zabezpečiť aplikáciu integrovaného riadenia vôd v podstatne väčšom počte krajín a regiónov, dovoľujúceho a umožňujúceho trvalo udržateľné a spravodlivé využívanie vôd
B) Výstupmi budú:
    a. politické a strategické materiály pre oblasť vôd, založené na princípe integrovaného riadenia vodných zdrojov, vypracované za podpory GWP
    b. programy a nástroje integrovaného riadenia vodných zdrojov ako odozvy na potreby regiónov a krajín
    c. založená, stabilizovaná a efektívna sieť partnerov GWP, ktorých predstavujú významné organizácie a inštitúcie, zainteresované v problematike vôd

Jedna zo súčasných a dôležitých úloh GWP je komunikácia s tými, ktorí sú mimo „vodnej“ komunity. Pôsobenie v širšej sfére ekonomického rozvoja je podmienkou podstatného vplyvu a vyvolania významného a trvalo udržateľného procesu v progresívnom pohybe. Týka sa to samozrejme aj idey implementácie IWRM. GWP preto vynaloží potrebné úsilie v kontexte širšej ekonomickej perspektívy a zainteresovania relevantných subjektov, ktorí sú často ignorovaní „vodármi“. Sústredí sa na vytváranie reálnych komunít a partnerstiev, ktoré sú schopné zmien v pozitívnom zmysle.

Poslanie GWP CEE

Global Water Partnership Organisation (GWPO) je nezisková medzivládna organizácia, ktorej poslanie zabezpečuje 14 regionálnych štruktúr na celom svete, riadených príslušnými regionálnymi sekretariátmi. Jedným z nich je GWP CEE so sídlom v Bratislave (pre východnú a strednú Európu), ktorý koordinuje činnosť desiatich národných sietí GWPO so štatútom mimovládnych organizácií.

Zatiaľ sú národné siete GWPO etablované v desiatich krajinách regiónu, sú to: Česká republika, Slovenská republika, Maďarsko, Slovinsko, Rumunsko, Bulharsko, Poľsko, Estónsko, Lotyšsko a Litva. Úlohou týchto štruktúr je uľahčovať implementáciu integrovaného manažmentu vodných zdrojov, berúc do úvahy osobitosť regiónov a krajín, ako aj daných antropogénnych a krajinných aspektov, ktoré režim vôd v povodiach ovplyvňujú.

Základnou metódou práce GWP štruktúr je organizovanie dialógov o vopred identifikovanej problematike pre všetkých zainteresovaných účastníkov. Výhodou v tomto procese je nezávislé postavenie organizácie, ktorá má predpoklady, aby dialógy formulovala podľa ich skutočnej naliehavosti, pozývala na ne zainteresovaných účastníkov bez predpojatosti a aby objektívne aj tieto dialógy vyhodnocovala. Zároveň sú pre dialógy vyberané tie témy, ktoré nie sú dostatočne pokryté oficiálnymi štátnymi inštitúciami a organizáciami.

Doterajšie výsledky činnosti GWP CEE

Na regionálnej úrovni boli dohodnuté od roku 1996, kedy bolo GWP CEE etablované v organizačnej forme dočasnej a neskoršie od roku 2003 vo forme definitívnej, tieto témy pre dialógy: Finančné toky, Voda, potraviny, životné prostredie, Rovnosť rodových príležitostí, Riadenie vôd, Voda pre 21. storočie, Účasť verejnosti pri plánovaní v povodiach. Dialógy prebiehali v jednotlivých krajinách, správy o nich obsahovali závery a odporúčania. Sumarizácie týchto správ na regionálnej úrovni boli spracované vybratými expertmi a poskytnuté oficiálnym inštitúciám všetkých krajín v regióne CEE ako podklad pre uskutočnenie nevyhnutných reforiem v oblasti vodného hospodárstva. K dispozícii sú tieto dokumenty:

Finančné toky: Prijateľné finančné zaťaženia vo vodnom hospodárstve v regióne strednej a východnej Európy (CEE)
Regionálna správa o finančných tokoch vo vodnom sektore CEE

Voda, potraviny a životné prostredie
Druhá fáza dialógu o implementácii EÚ Rámcovej smernice pre vodu v poľnohospodárskej praxi v regióne CEE

Rovnosť rodových príležitostí
Zhodnotenie dotazníka o zapojení žien a mužov do aktivít GVP CEE

Riadenie vôd
Regionálna správa o riadení vôd v regióne CEE

Voda pre 21. storočie: Od vízie k akcii v regióne CEE
Regionálny dokument, pripravený pre 2. Svetové fórum o vode

Účasť MVO pri zostavovaní vodohospodárskych plánov v povodí Dunaja
Informácia, analýza a závery o účasti MVO pri implementácii EU Rámcovej smernice

Súčasné aktivity GWP CEE

Školenia v regióne GWP CACENA (Stredná Ázia)
Proces implementácie IWRM je podstatne ľahšie realizovateľný v tých krajinách, ktoré plnia úlohy, vyplývajúce z požiadaviek EÚ Rámcovej smernice pre vodu (RSV). Región GWP CEE už prešiel prvými fázami implementácie RSV a jeho skúsenosti sú zaujímavé pre región Strednej Ázie, ktorej tradícia vo vodnom hospodárstve má veľa spoločných čŕt ***a znakov*** s tradíciou vodného hospodárstva krajín strednej a východnej Európy. Preto aj komunikácia medzi obidvoma regiónmi o problematike vôd je bezprostredná, bezproblémová a vzájomne vyhľadávaná.
Na základe osobitnej požiadavky GWP CACENA pripravilo GWP CEE a postupne v tomto roku aj realizuje sériu školení, ktorých témou je výklad RSV a sprostredkovanie skúseností s implementáciou tejto najnáročnejšej a komplexnej smernice o vode. Ide o program, ktorý má nekoľkoročnú perspektívu. Školenia sa realizujú v rámci globálneho programu GWP s názvom Tool Box, ktorého cieľom je zozbierať prípadové štúdie o praktickom uplatňovaní

udržateľného manažmentu vodných zdrojov a sprostredkovať ich širokej odbornej verejnosti,. Viac informácií o Tool Box je na web stránke www.gwpforum.netmasters05.netmasters.nl/.

Komunikácia hydroprognóznych centier s užívateľmi počas prívalových povodní

Jednou z najnaliehavejších tém súčasnosti sú **prívalové povodne**, pohľad na tieto povodne ako integrovaný výsledok všetkých aspektov, ovplyvňujúcich režim vôd v povodí a zároveň aj problematika účinnej krátkodobej predpovede vo vzťahu k jej užívateľom, ktorá sa v súčasnosti stále viac chápe ako dostatočne rýchla, spoľahlivá a zrozumiteľná komunikácia medzi profesionálnymi predpovednými centrami a ich užívateľmi. Predovšetkým v horských oblastiach regiónu znamená v prípade prívalových povodní účinná komunikácia medzi predpovednými centrami a lokálnymi komunitami možnosť efektívnej ochrany životov a majetku obyvateľstva.

V minulom roku bol odštartovaný spoločný projekt WMO a GWP CEE, ktorý je zameraný na uvedené problémy. Predpokladá sa riešenie v troch fázach, prvá fáza zameraná na historiografiu významných prívalových povodní v siedmich štátoch východnej a strednej Európy bola práve ukončená. V druhej fáze budú navrhnuté riešenia vyššie uvedených problémov v jednom, prípadne dvoch pilotných povodiach. Výsledky druhej fázy by sa mali v tretej fáze projektu postupne realizovať v celom regióne. Druhá a tretia fáza projektu budú zohľadňovať špecifiká krajín a budú prispôsobené projektom a systémom, ktoré sa už realizujú. Ide o projekt dlhodobého charakteru, jeho realizácia v celom regióne CEE sa vzhľadom na výraznú odlišnosť geografických, technických a sociálno-ekonomických podmienok v jednotlivých krajinách predpokladá v horizonte piatich, až desiatich rokov.

Vzdelávanie mladej generácie v oblasti vôd

Pri zavádzaní postupných a náročných systémových zmien do vodohospodárskej praxe, ktoré umožnia reálnu a dôslednú implementáciu IWRM, je nevyhnutná čo najširšia účasť verejnosti. Podľa skúseností tých krajín, v ktorých sa účasť verejnosti dlhodobo a účinne uplatňuje, práve mladá generácia, ak je dostatočne vzdelaná v danej problematike, predstavuje ten najúčinnejší nástroj pre dosiahnutie verejne užitočného cieľa. Riadiaci výbor GWP CEE rozhodol na sklonku roka 2004 odštartovať osobitný program, zameraný na vzdelávanie mladej generácie v oblasti vôd.

Cieľom tohto programu je zhodnotenie a doplnenie súčasných školských osnov základných a stredných škôl z hľadiska ich obsahu, zodpovedajúcemu tematike vôd, s osobitným zreteľom na dostatočné pochopenie princípov integrovaného riadenia vôd, jeho uplatnenia v procese plánovania a nakoniec jeho aplikácie v praxi. Ide o pomôcku, manuál, pre učiteľov, ktorí ju vhodne využijú v súlade s celkovým učebným plánom pre základné a stredné školy v celom regióne strednej a východnej Európy. Predpokladá sa zhotovenie doplňujúcich textových a obrazových pomôcok, vo forme krátkych náučných filmov, videonahrávok, prípadových štúdií a ďalších obrázkov a textov, spracovaných v digitálnej forme, uložených na počítačových médiách a distribuovaných internetom. Ide opäť o dlhodobý program, ktorý sa bude realizovať v súlade s finančnými prostriedkami, ktoré budú pre GWP CEE k dispozícii.

Dlhodobý program GWP CEE do roku 2008

V dlhodobom programe, odsúhlasenom Riadiacim výborom GWPO má GWP CEE ďalšie témy, ktoré budú realizované postupne podľa financií, ktoré budú k dispozícii z centrálneho rozpočtu alebo od sponzorských subjektov v regióne. Ide napríklad o komplexné riešenie zásobovania vodou a odkanalizovanie odpadových vôd v lokalitách marginálnych etník v regióne, zavedenie ekoremediačných metód do revitalizačných programov a do programov čistenia odpadových vôd, účasť na monitorovacích programoch vôd a ich vyhodnocovaní, ako aj na vypracovávaní strategických dokumentov vlád v oblasti ochrany a zlepšovania stavu vôd.

Financovanie aktivít GWP CEE

GWPO nie je implementačná agentúra, svoje programy realizuje po dohode so sponzormi, financujúcimi aktivity GWPO na všetkých úrovniach – na globálnej, regionálnej a národnej. Nominovaní zástupcovia sponzorov sú členmi Riadiaceho výboru GWPO, ktorý schvaľuje tak dlhodobé programy, ako aj ročné plány jednotlivých regiónov. Keďže sponzori sú presvedčení o tom, že na úrovni regiónov sú podstatne lepšie kontrolovateľné výstupy a financovanie programov, dávajú prednosť priamemu financovaniu aktivít na úrovni regiónu, bez sprostredkovateľskej funkcie centrálneho GWPO sekretariátu, sídliaceho v Štokholme. V súčasnosti však komunikácia medzi sponzormi a regiónmi nie je na takej úrovni, aby bolo možné pokryť finančné potreby regiónov a zabezpečiť realizáciu ich programov, nevyhnutných pre realizáciu procesov, vedúcich k implementácii IWRM.

Podrobnejšie informácie o GWP CEE sú na web stránke www.gwpceeforum.org.

Asociované programy GWPO

GWPO založila niekoľko programov na pomoc svojim partnerom, ktoré uľahčia rozvoj a implementáciu správnej praxe v oblasti trvalo udržateľného riadenia vodných zdrojov.

Sú to témy, zamerané na ochranu a tvorbu vodných zdrojov, zlepšovanie podzemných vôd alebo riadenie povodní, hľadajúce zabezpečenie dostatku vôd pre potraviny a hygienu, definujúce potreby urbanizácie. Predovšetkým však ide o presadzovanie najmodernejších prístupov, ktoré by sa mali uplatňovať v každodennej praxi.

Rôzne typy asistencie poskytujú poradenstvo o metódach riadenia, o stratégii v zvyšovaní povedomia a organizovaní dialógov medzi záujmovými skupinami, výsledky práce expertných tímov a pomáhajú s výskumom, rozvojom a školeniami.

Tieto programy sa realizujú nezávisle, nie sú majetkom GWPO, ale sa uskutočňujú v rámci rôznych etablovaných organizácií na medzinárodnej úrovni, sú usmerňované príslušnými GWP technickými komisiami ako služba pre partnerov GWP, prípadne pre využitie rozbiehajúcich sa programov skôr, ako sa formálne potvrdia vo forme „GWP asociovaných programov“.

Asociovaný program o riadení povodní – spolupráca GWPO a WMO

Zabezpečenie projektu
Pre realizáciu tohto programu bolo vytvorené potrebné finančné, logistické a kapacitné zázemie na vrcholovej, regionálnej a národnej úrovni.

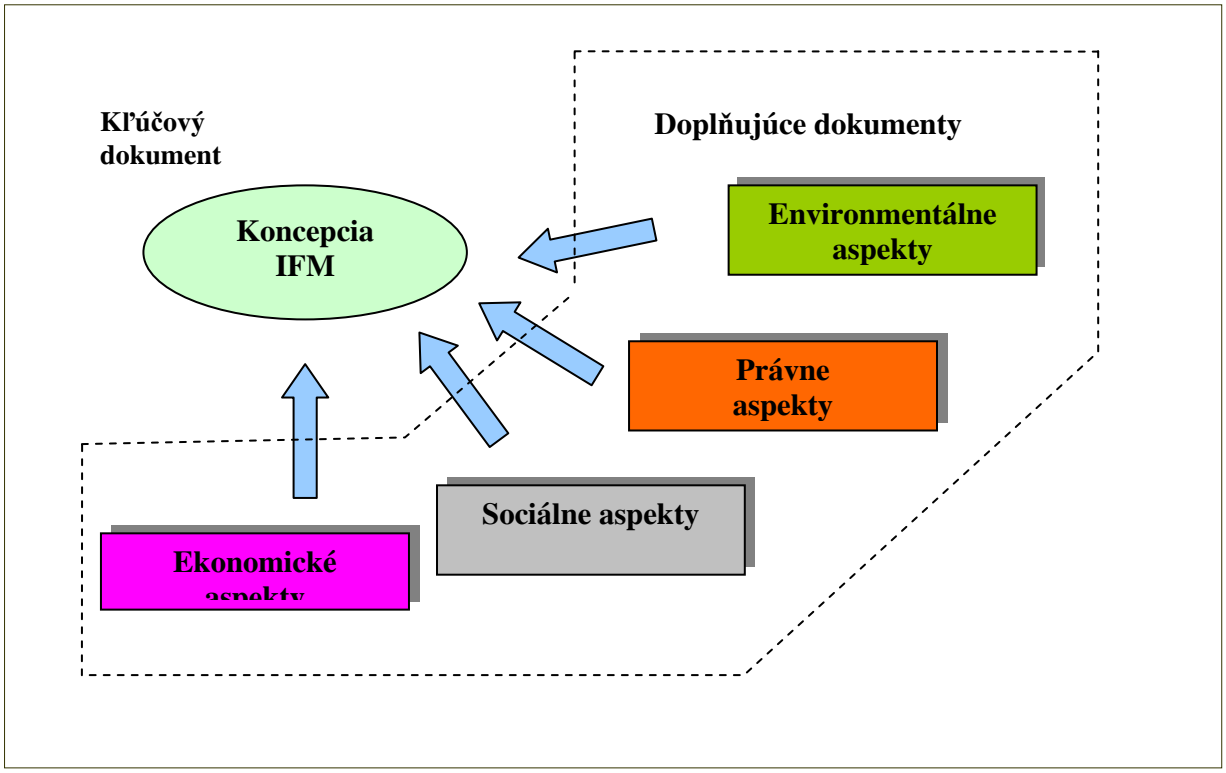
Technická podporná jednotka (Technical Support Unit – TSU) na WMO, ktorá je zodpovedná za usmerňovanie programu tak, aby bol užitočný z hľadiska poslania tejto organizácie. Stanovisko TSU je rozhodujúce pri uvoľňovaní financií sponzormi na tento program.

Financovanie programu je zabezpečené dvoma stabilnými sponzormi, holandskou a japonskou vládou. Program pozostáva z niekoľkých etáp a po ukončení každej sa vykoná jej zhodnotenie, odobrí sa jej konečné vyúčtovanie a a pripraví sa podrobný návrh ďalšej etapy, ktorý je znovu odsúhlasovaný Poradným a riadiacim výborom Programu. Etapovite prebieha tak technická príprava a realizácia jednotlivých fáz Programu, ako aj jeho financovanie.

Predsedom poradného a riadiaceho výboru Programu (Advisory and Management Committee – AMC) je zástupca GWPO, Torkil Jønch-Clausen z Dánska, jeden z autorov základných dokumentov GWPO o integrovanom manažmente vodných zdrojov. Členmi tohto výboru sú okrem zástupcov GWPO a WMO aj reprezentanti sponzorov Programu, japonskej a holandskej vlády.

Aktivity v rámci Programu

1. Kompilácia koncepcie Integrovaného riadenia povodní (Integrated Flood Management – IFM) vrátane doplňujúcich dokumentov
2. Implementácia regionálnych pilotných projektov
3. Kompilácia prípadových štúdií o riadení povodní
4. Vytvorenia prepojenia medzi partnermi a spolupracujúcimi subjektami Asociovaného programu o riadení povodní
5. Šírenie informácií v priebehu Programu a po jeho ukončení



Obr. 1 Kompilácia kľúčového a doplňujúcich dokumentov
Fig.1 Compilation of Key and Supplementary documents

Implementácia regionálnych pilotných projektov

- Pilotné projekty sa uskutočnia v Južnej Afrike, Južnej Amerike a Strednej a Východnej Európe v rámci GWP a WMO štruktúr
- Pilotný projekt v Strednej Amerike je už ukončený
- Cieľom pilotných projektov je demonštrovať rešpektovanie a realizáciu idey koncepcie integrovaného riadenia povodní v praxi

Charakteristika integrovaného riadenia povodní

- Integrované riadenie povodní (Integrated Flood Management – IFM) zohľadňuje integráciu riadenia v území s riadením vôd v povodiach, čo zodpovedá integrovanému riadeniu vodných zdrojov (Integrated Water Resources Management – IWRM)
- Rešpektuje, že povodie je dynamický systém s množstvom neustále sa meniacich interakcií medzi územím a vodnými útvarmi
- Integrácia sa týka aj inštitucionálneho zabezpečenia implementácie IWRM

Pilotný projekt v regióne Východnej a Strednej Európy

Desať štátov patriacich do regiónu Strednej a východnej Európy (Bulharsko, Česká republika, Estónsko, Litva, Lotyšsko, Maďarsko, Poľsko, Rumunsko, Slovensko a Slovinsko) sa k Asociovanému programu povodňového manažmentu (APFM) pripojilo na jeseň v roku 2002. Na odporúčanie WMO aktivity APFM v jednotlivých krajinách sú organizované prostredníctvom národných hydrologických služieb. Koordináciou APFM v rámci CEE regiónu bol poverený Slovenský hydrometeorologický ústav.

V prvom roku činnosti CEE APFM boli identifikované kontaktné osoby v jednotlivých štátoch, vymenili sa základné informácie o aktivitách národných hydrologických služieb nielen v oblasti predpovedania povodní, ale aj spolupráce s orgánmi a organizáciami zodpovednými za protipovodňovú službu a širokou verejnosťou.

Povodne patria k najčastejším prírodným katastrofam spôsobujúcim veľké materiálne škody ale aj straty na ľudských životoch. V regióne CEE sa v ostatných rokoch vyskytli rozsiahle povodne v dôsledku dlhotrvajúcich extrémnych zrážok zasahujúcich veľké oblasti, povodne spôsobené ľadovými zápchami a zátarasami, povodne v urbanizovaných oblastiach ako aj relatívne veľký počet prívalových povodní.

Prívalové povodne sú spôsobované krátkodobými intenzívnymi zrážkami konvektívneho charakteru trvajúcimi niekoľko desiatok minút až niekoľko hodín. Predpovedať zrážky s predstihom na niekoľko hodín, ako aj určiť ich začiatok, intenzitu, odhadnúť trvanie a priestorové rozloženie ich množstva je zatiaľ prakticky nemožné. Naviac okamžitá odozva povodia na prívalový dážď podstatne limituje možnosť včasnej predpovede povodní z prívalových dažďov a výstrah pred nimi. Priebeh povodne je zvyčajne veľmi rýchly, na organizáciu zabezpečovacích a záchranných prác nezostáva veľa času a následky v obývaných oblastiach môžu byť katastrofálne, čo potvrdzujú konkrétne prípady.

Na jeseň 2003 sa uskutočnilo v Bratislave úvodné stretnutie CEE APFM, na ktorom sa zúčastnili zástupcovia všetkých desiatich krajín.

Hlavným predmetom diskusie na uvedenom stretnutí bolo nájsť tému pre pilotný projekt v regióne, ktorá by pokrývala záujmy a potreby aspoň väčšiny zúčastnených krajín. Bolo navrhnutých niekoľko oblastí možnej spolupráce:

- Analýza historických povodní v regióne
- Identifikácia požiadaviek koncových užívateľov povodňových predpovedí
- Spôsob vyjadrenia nepresnosti predpovedí
- Štandardizácia povodňových výstrah a varovaní
- Analýza efektivity informácií o povodniach

Námety na spoluprácu boli predložené a diskutované na sekretariáte WMO s členmi TSU (Technical Support Unit) a výsledkom bol návrh na implementáciu pilotného projektu s názvom: „Progresívna integrácia povodňových varovaní v oblastiach postihovaných prívalovými povodňami“.

Navrhnutý pilotný projekt odsúhlasila na svojom zasadnutí aj Rada GWP CEE.

Implementácia projektu je rozvrhnutá do niekoľkých etáp. V minulom roku bola zahájená prvá etapa realizácie projektu pod názvom „Štúdia historických povodní z pohľadu integrovaného povodňového manažmentu“.

Podľa vypracovaných propozícií hlavnými cieľmi 1.etapy projektu sú:

- Analyzovať nedávne povodne v CEE regióne so zvláštnym dôrazom na prívalové povodne
- Na základe analýz identifikovať metódy a nástroje na vývoj komplexného varovného systému v oblastiach postihovaných prívalovými povodňami
- Vybrať pilotné povodie (povodia) na implementáciu varovného systému na základe dohodnutých kritérií

Predpokladalo sa, že každá zúčastnená krajina podrobne vyhodnotí jeden alebo dva prípady povodňových udalostí zo všetkých relevantných hľadísk v súlade s princípami Integrovaného manažmentu povodní :

a) Charakteristiky povodia
   - o *prírodné podmienky*
   - o *sociálne aspekty*

b) Hydrometeorologické podmienky vzniku povodne
   - o *meteorologické charakteristiky*
   - o *hydrologické charakteristiky*

c) Funkčnosť včasného varovného a záchranného systému počas povodne
   - o *vydané meteorologické a hydrologické predpovede*
   - o *funkčnosť včasného varovného systému (ak existuje)*
   - o *činnosť zložiek záchranného systému počas povodne*

d) Vzájomné pôsobenie prírodných zdrojov počas povodne
   - o *vplyv využívania pôdy na priebeh povodne*
   - o *vplyv povodne na pôdu, podzemné vody a kvalitu vody*

e) Protipovodňové opatrenia
   - o *ako existujúce protipovodňové opatrenia ovplyvnili priebeh povodne*
   - o *či boli vykonané dodatočné protipovodňové opatrenia tesne pred alebo počas povodne*

f) Správanie sa obyvateľstva počas povodne
   - o *schopnosť obyvateľstva vyrovnať sa so situáciou, pomôcť si sám sebe ako aj okoliu*
   - o *spolupráca s povodňovými orgánmi, rešpektovanie ich pokynov*
   - o *spolupráca so zložkami záchranného systému*

g) Povodňové škody
   - o *materiálne škody*
   - o *straty na ľudských životoch*

h) Odstránenie povodňových škôd
   - o *finančné aspekty*
   - o *technické aspekty*

i) Prijaté opatrenia protipovodňovej ochrany
   - o *štrukturálne opatrenia*
   - o *neštrukturálne opatrenia*

Do 1. etapy pilotného projektu sa zapojilo sedem krajín z regiónu s analýzou povodní, ktoré sa vyskytli od začiatku deväťdesiatich rokov, len Litva zaradila do štúdie jednu povodeň z roku 1958:

Krajina	Postihnuté povodia tokov	Rok (y) výskytu povodne
Bulharsko	Arda a Yantra	1990, 2002, 2003,1991
Česká republika	Svratka a Svitava	2002
Litva	Nemunas	1958, 1994
Poľsko	Visla a Klodzko	2001, 1997
Rumunsko	Slanic, Viseu, Crisul Alb	2002, 2001, 2000
Slovensko	Malá Svinka, Štrbský potok	1998, 2001
Slovinsko	Savinja	1990, 1998

Všetky štúdie boli vypracované v súlade s odporučeným scenárom a poskytujú mnoho hodnotných informácií. Na ich základe bola vypracovaná súhrnná správa, ktorá je v súčasnosti v pripomienkovom konaní.

Na získanie ďalšieho materiálu pre vypracovanie metodiky komplexného varovného systému pre prívalové povodne sekretariát WMO odporučil organizovať špeciálne semináre v jednotlivých krajinách za účasti meteorológov, hydrológov a vodohospodárov ako aj reprezentantov zložiek záchranných systémov a predstaviteľov miestnych správ a samospráv.

V troch štátoch (Bulharsko, Česká republika a Slovensko) boli v priebehu mája a júna 2005 usporiadané odporúčané semináre. V ostatných krajinách sa obdobné akcie konali v nedávnej minulosti. Závery seminárov sú zhrnuté v záverečných správach, ktoré sa v súčasnosti vyhodnocujú.

Vyššie uvedené materiály tvoria podklad pre vypracovanie propozícií pre 2. etapu projektu, ktorej hlavným cieľom je aplikovať princípy integrovaného manažmentu povodní pri vývoji komplexného varovného systému pre prívalové povodne a jeho implementácia v pilotnom povodí alebo povodiach.

Kritéria na výber pilotných povodí by mali zohľadňovať:

- Klimatické podmienky
- Charakteristiku povodia
- Sociálno-ekonomické podmienky lokality
- Citlivosť a zraniteľnosť povodia vzhľadom na prívalové povodne
- Schopnosť krajiny podieľať sa na spolufinancovaní projektu
- Podmienky na udržateľnosť prevádzky systému

V rámci projektu POVAPSYS boli v Slovenskej republike vybudované dva „Lokálne varovné systémy“ (LVS) v obciach Vrbovce (povodie Moravy) a Čierny Balog (povodie Hrona). Pri výbere povodí boli brané do úvahy závery ďalšej úlohy riešenej v rámci projektu POVAPSYS – Rizikovosť územia, ale aj ďalšie faktory ako napríklad pokrytie aspoň jedného povodia radarovým signálom. Rozhodujúcu úlohu vo výbere lokalít zohrala najmä ochota predstaviteľov miestnej správy spolupracovať na projekte.

Oba systémy pozostávajú z dvoch zrážkomerných a jednej vodomernej stanice, komunikačného systému, zberného počítača a zariadenia na príjem alarmov. LVS boli inštalované na jeseň minulého roku a v súčasnosti sa testuje ich spoľahlivosť.

Podobné systémy už existujú napríklad aj v Českej republike a Poľsku a predpokladáme, že vo výbere pilotných povodí pre APFM projekt bude aspoň jedno s existujúcim LVS.

Vybudovať komplexný varovný systém pre prívalové povodne isto nie je jednoduchá záležitosť, najmä ak v regióne s tým nie sú takmer žiadne skúsenosti. Na druhej strane každoročne empiricky potvrdzovaná skúsenosť s extrémnymi prejavmi počasia a narastajúce škody v dôsledku enormných zrážok zasahujúcich veľké oblasti alebo krátkotrvajúcich lokálnych intenzívnych búrok nútia odborníkov aj zodpovedných predstaviteľov krajín hľadať riešenia účinnejšej ochrany pred povodňami. Podobne aj očakávané klimatické zmeny s pravdepodobným narastaním extrémnych zrážok indikujú zvýšenie extremality aj v hydrologickom režime, a to ako možný zvýšený výskyt povodní tak súch. A z tohto pohľadu sa úloha vybudovať prototyp komplexného varovného systému pre prívalové povodne, ktorý bude možné v budúcnosti implementovať v rôznych oblastiach regiónu, javí ako nanajvýš aktuálna a potrebná.

Literatúra:

Lešková, D.(2003): POVAPSYS, Metodika úlohy: Lokálny varovný systém, SHMÚ, Bratislava
Majerčáková, O. (2003): POVAPSYS, Metodika úlohy: Rizikovosť územia, SHMÚ, Bratislava
Písomné materiály CEE APFM (2003-2005):
Study of the Historical Floods from Integrated Flood Management Viewpoint (Project Proposal)
Study of the Historical Floods from Integrated Flood Management Viewpoint (Progress Report)
Study of the Historical Floods from Integrated Flood Management Viewpoint (country reports: Bulgaria, Czech Republic, Lithuania, Poland, Romania, Slovakia, Slovenia)
Project Fiche (Phase 2)
Study of the Historical Floods from Integrated Flood Management Viewpoint (Summary Report)
Workshops´ reports

Autori: RNDr. Katarína Hajtášová, CSc., SHMÚ Bratislava, katarina.hajtasova@shmu.sk
Ing. Milan Matuška, GWP CEE Bratislava, milan.matuska@shmu.sk

VPLYV MORFOLOGICKÝCH ZMIEN UPRAVENÝCH MALÝCH VODNÝCH TOKOV V POĽNOHOSPODÁRSKEJ KRAJINE NA ÚROVEŇ PROTIPOVODŇOVEJ OCHRANY PRIĽAHLÝCH POZEMKOV

Peter Halaj, Viliam Bárek, Dušan Igaz

V metódach minulosti realizovaných úprav malých vodných tokov boli často preferované hlavne exploatačné hľadiská (protipovodňová ochrana, minimalizácia nákladov na údržbu, recipient odvodňovacích zariadení, atď.). Venovala sa pozornosť v prvom rade abiotickej zložke tokov a zároveň bol bežný určitý schematizmus v pohľade na procesy prebiehajúce v neupravenom toku (vplyv zmien v povodiach tokov na morfológiu koryta, podcenenie významu existujúcej dynamiky a charakteru morfologických procesov, vplyv inundačného územia). Návrhy sa zameriavali prioritne na riešenie otázok kapacity a stability koryta vodného toku. Vplyvom zmien vo využití okolia vodného toku, akceleráciou eróznych procesov na priľahlých pozemkoch a neperiodickej údržbe koryta dochádza k morfologickým zmenám, ktorých dôsledky sa prejavujú v zníženej prietočnosti koryta a tým i zmenou stupňa protipovodňovej ochrany priľahlých pozemkov. Príspevok je zameraný na zhodnotenie morfologických zmien dvoch malých vodných tokov v poľnohospodárskej krajine, analýzu ich vplyvu na hladinový režim povodňových prietokov vrátane zhodnotenia zmien v úrovni protipovodňovej ochrany priľahlých pozemkov.

Kľúčové slová: morfologické zmeny, malý vodný tok, protipovodňová ochrana, hladinový režim, poľnohospodárska krajina

Effect of morphological changes of small regulated streams in agricultural land on flood control level of surrounding areas. *River regulation measures often emphasized priority of exploitation aspects (flood control, low cost's maintenance, soil drainage requirements, etc.) and focused on abiotic elements of river ecosystem. The simplified approach used for natural stream processes (basin changes effect on channel geomorphology, simplified view on character and dynamics of geomorphological processes, floodplain areas influence etc.) often depreciates other important functions of natural rivers. Regulation measures have been focused on capacity design and stream channel stability analysis. Mainly by means of basin cover changes, acceleration of soil erosion processes and nonperiodical maintenance of stream channel result in channel geomorphological changes with decreasing of channel conveyance and level of flood control for surroundings areas. Article is focused on inventory of geomorphological changes for two small agricultural streams and their impact assessment on water level characteristics and level of decreasing flood control on surroundings areas.*

Key words: geomorphological changes, small stream, creek, flood control, water level regime, and agricultural land

---

ÚVOD

Ochrana a zabezpečenie trvaloudržaťelnosti akvatických ekosystémov je kľúčovou prioritou Rámcovej Smernice Európskej únie o vode. Jednou z úloh, ktoré sú v nej načrtnuté je mapovanie a hodnotenie hydromorfológie vodného toku, ktorá je jedným z dôležitých ukazovateľov kvality vodného toku. V nich má nezastupiteľné postavenie štúdium geomorfologických procesov, ktoré zahrňuje i stanovenie aktuálneho stavu morfológie koryta vodného toku, odhad trendu vývoja a v rozhodovacom procese vyúsťujú v prijatie adekvátnych opatrení. V podmienkach degradovaných vodných ekosystémov poľnohospodárskej krajiny dochádza k zmenám geomorfológie korýt upravených i prirodzených vodných tokov s dôsledkami pre ich biotickú i abiotickú zložku, ako aj pre terestrickú i akvatickú oblasť týchto biotopov. Pri upravených tokoch, ktoré majú paralyzované autoregulačné mechanizmy je situácia sťažená neperiodickou údržbou toku. Okrem, iných sa zmeny prejavujú i v zmenách stupňa ochrany okolitého územia. Keďže požiadavky v minulosti realizovaných úprav tokov sa líšia od súčasných trendov úprav prírode blízkych a zahŕňajú i problematiku prehodnocovanie stupňa ochrany okolitého územia a tým pádom aj intenzity jeho využitia, vo svojom príspevku sa zameriame na analýzu morfologických zmien dvoch upravených vodných tokov a dopad týchto zmien na hladinové režimy pri povodňových prietokoch.

MATERIÁL a METODIKA

Charakteristika toku Bocegaj

Potok Bocegaj (povodie 4-21-12-035) je pravostranným prítokom potoka Drevenica. Potok Bocegaj preteká stredom záujmového územia. Hydrografickú sieť povodia dopĺňa vodná nádrž Kolíňany. Riečna sieť v záujmovom území má hustotu $\rho = 0{,}52$ km.km^{-2}. Analýzou mapových podkladov sme stanovili plochu povodia toku Bocegaj k uzatvárajúcemu profilu v mieste mostného objektu cestnej komunikácie I. triedy F=9,75 km^2. Plocha lesov zaberá 2,63 km^2 , čo predstavuje lesnatosť Le = 27,0 %. Dĺžka údolnice je 4620 m, pričom vlastné koryto toku má dĺžku 3408 m. Sklon údolnice $I_ú = 8{,}9$ %. Súčiniteľ tvaru povodia $\alpha = 0{,}45$, čo zaraďuje povodie medzi vejárovité typy povodia. Dlhodobý ročný prietok dosahuje hodnotu $Q_a = 43$ l.s^{-1}

Morfologické charakteristiky toku Bocegaj

Dĺžka toku v skúmanom úseku: $L_t = 784$ m
Dĺžka údolnice $L_ú = 784$ m
Vlnitosť trasy $Si = \frac{L_t}{L_ú} = \frac{784}{784} = 1$
Relatívna šírka koryta: $\beta = \frac{B}{h} = \frac{4{,}6}{1{,}2} = 3{,}83$
Sklon dna: $i_o = 0{,}005 = 5$ ‰
Ohraničenosť inundačného územia: **< 1,4**
Materiál koryta: kamene dlažba
Podľa Rosgenovej klasifikácie vodných tokov sme zatriedili vodný tok do typu **A2.** Podľa Simonovej klasifikácie patrí vodný tok do **II.** evolučného stupňa.

Tab. 1 Hĺbky vody pre jednotlivé návrhové prietoky a úseky toku Bocegaj km 8,864 - 9,638

Tab.1 Water depths for given design discharges and reaches of stream Bocegaj km 8,864 - 9,638

Roky		**1**	**2**	**5**	**10**	**20**	**50**	**100**
Návrhový prietok [m^3.s^{-1}]		1,0	2,0	4,0	6,0	8,0	11,0	14,0
		Hĺbky pri návrhovom prietoku Q_n a sklone dna i_o						
Sklon [‰]	4,4	0,48	0,69	0,96	1,15	1,31	1,51	1,68
	7	0,43	0,61	0,86	1,04	1,18	1,37	1,52
	10	0,39	0,56	0,79	0,95	1,09	1,26	1,40

Analyzovaný bol úsek toku Bocegaj od km 8,864 až po km 9,638. Začiatok analyzovaného úseku sa nachádzal v blízkosti mostného objektu štátnej cesty I. triedy Nitra – Zlaté Moravce. Koniec úseku bol zvolený vo vzdialenosti 72 m od objektu stupňa v km 9,566. Tok Bocegaj bol upravovaný v 60-tych rokoch minulého storočia. Úprava mala za cieľ ochrániť okolité územie pred záplavami a zaistiť recipient pre pripravovanú odvodňovaciu stavbu Prietokový profil lichobežníkového tvaru má šírku dna b= 0,50 m, sklon svahov 1 : 1,5 a hĺbku minimálne 1,20 m, aby bolo umožnené zaústenie odvodňovacieho detailu. Dno koryta a svahy do výšky 0,5 m boli opevnené kamennou dlažbou na sucho. Hodnoty hĺbok pre jednotlivé návrhové prietoky a úseky toku Bocegaj pre projektovaný stav (súčiniteľ drsnosti n=0,030) sú uvedené v tabuľke 1.

Charakteristika Štitárskeho kanála

Štitársky kanál je ľavostranným prítokom potoka Selenec (povodie 4-21-12-055) patriaceho do základného povodia rieky Nitry (4-21-12). Z hľadiska geografického členenia patrí povodie

Štitárskeho kanála do Žitavskej pahorkatiny. Nadmorská výška v povodí je v rozpätí 160 až 220 m n.m., pričom výšková členitosť územia v juhovýchodnej a vo východnej časti vzrastá. Analýzou mapových podkladov sme stanovili plochu povodia Štitárskeho kanála k uzatvárajúcemu profilu v mieste mostného objektu cestnej komunikácie IV. triedy $F=3,35\ km^2$. Plocha lesov zaberá $1,01\ km^2$, čo predstavuje lesnatosť $Le= 30,1\ \%$. Okrem ornej pôdy, ktorej plocha zaberá v záujmovom území 1,24 km^2 (37%) sú v čiastkovom povodí zastúpené i vinice o ploche 1,1 km^2 (32,8 %). Dĺžka údolnice je 4350 m, pričom vlastné koryto toku má dĺžku *980 m*. Sklon údolnice $I_{ú} = 5,99\ \%$. Súčiniteľ tvaru povodia $\alpha = 0,18$, čo zaraďuje povodie medzi tvarovo pretiahnuté symetrické typy. Riečna sieť v záujmovom území je pomerne riedka a má hustotu ρ= 0,39 $km.km^{-2}$. Hydrografickú sieť povodia dopĺňajú dva umelé rybníky, do ktorých zaúsťuje Štitársky kanál, ktorý ich sústavne zanáša splaveninami. Intenzitu zanášania dokumentuje fakt, že pri poslednom čistení horného rybníka v r. 1983 bolo vybagrovaných 9 290 m^3 nánosov. Dlhodobý ročný prietok dosahuje hodnotu $Q_a = 16\ l.s^{-1}$

Morfologické charakteristiky Štitárskeho kanála:

Dĺžka toku v skúmanom úseku: L_t = 980 m
Dĺžka údolnice v skúmanom úseku: Lú = 980 m
Typ trasy koryta: priame koryto, jednoduché.
Vlnitosť trasy $Si = \frac{L_t}{L_{ú}} = \frac{980}{980} = 1$
Relatívna šírka koryta: $\beta = \frac{B}{h} = \frac{6,5}{1,5} = 4,\overline{33}$
Priemerný sklon dna: $i_o = 0,015 = 15\ ‰$
Ohraničenosť inundačného územia: **< 1,4**
Charakter splaveninového materiálu koryta: piesočnato-hlinitá zemina (obsah I. kateg. = 26 %)
Podľa Rosgenovej klasifikácie vodných tokov sme zatriedili vodný tok do typu **A6**. Podľa Simonovej klasifikácie patrí vodný tok do II. evolučného stupňa.
Začiatok analyzovaného úseku Štitárskeho kanála sa nachádza pred mostným objektom poľnej cesty spájajúcej usadlosť Malanta s obcou Pohranice a končí pod začiatkom objektu priepustu pod štátnou cestou I. triedy Nitra – Zlaté Moravce.

Tab. 2 Hĺbka vody pre jednotlivé návrhové prietoky a úseky Štitárskeho kanála km 0,000 - 0,980.

Tab.2 Water depth for given design discharges and reaches of stream Štitársky kanál km 0,000 – 0,980

Roky		**1**	**2**	**5**	**10**	**20**	**50**	**100**
Návrhový prietok [$m^3.s^{-1}$]		0,66	0,99	1,55	2,12	2,82	3,81	4,7
		Hĺbky pri návrhovom prietoku Q_n a sklone dna i_o						
Sklon [‰]	12	0,36	0,43	0,53	0,60	0,68	0,78	0,85
	18	0,32	0,39	0,48	0,55	0,63	0,71	0,78

Koryto kanála bolo v 80-tych rokoch minulého storočia upravené tak, aby umožnilo zaústenie odvodňovacieho detailu s hĺbkou drenáže H = 1,20 m. Upravený lichobežníkový prietokový profil má jednotnú šírku dna b = 0,50 m, hĺbka h = 1,50 m a sklon svahov je 1:2. Sklon kanála zhruba kopíruje sklonové pomery údolnice v sledovanom úseku a rozdeľuje kanál na dve časti s rozdielnym sklonom (i_o = 12 a 18 ‰). Hodnoty hĺbok pre jednotlivé návrhové prietoky a úseky Štitárskeho kanála pre projektovaný stav (súčiniteľ drsnosti n=0,030) sú uvedené v tabuľke 2.

Charakteristika softvérového prostriedku HEC-RAS

K skúmaniu hladinových režimov počas povodňových prietokov sme použili softvér HEC-RAS verzia 3.1.2, ktorý bol vyvinutý inštitúciou Hydrologic Engineering Center Army Corps of Engineers. Tento

1 D softvérový prostriedok využíva podrobne riešenú hydrauliku ustáleného a neustáleného prúdenia v otvorených korytách a objektoch umelých i prirodzených tokov. Výpočet vyžaduje zadanie troch hlavných kategórií dát:
− geometriu koryta a objektov,
− stratové súčinitele a drsnostné súčinitele,
− okrajové podmienky.
Pre hydraulické posúdenie kapacít systému otvorených korýt a objektov z hľadiska maximálnych odtokov sme použili schematizáciu na úrovni ustáleného nerovnomerného prúdenia, riešením ktorého sme stanovili pozdĺžne profily hladín, ktoré odpovedajú jednotlivým návrhovým N-ročným prietokom. Podrobné definovanie geometrických parametrov priečnych profilov, ako aj ich hydraulických charakteristík vrátane parametrov údolnej nivy nám umožnilo určiť rozsah inundácií.

VÝSLEDKY a DISKUSIA

Tok Bocegaj

Pri terénnych prácach bolo zameraných 7 priečnych profilov, ktoré zachytávajú nie len prietokovú plochu koryta, ale aj priľahlé inundačné územie. Zaznamenaný bol aj charakter povrchov v jednotlivých častiach omočeného obvodu koryta i inundačného územia. Z výsledkov meraní, ktoré sú dokumentované zobrazením aktuálnej morfológie priečnych profilov a ich porovnaním s projektovaným stavom na (obr. 1) vyplýva, že došlo k určitým morfologickým zmenám v tvare priečnych profilov. Výraznejšie, vzhľadom na charakter opevnenia (dlažba z lomového kameňa do cementovej malty) a pomerne veľkému pozdĺžnemu sklonu dna (4,4–7–10 ‰), sa nevytvárali podmienky pre vznik agradačných ani degradačných procesov, došlo však k markantnejším zmenám v prietokových profiloch priečnom smere, kolmo na smer prúdenia. V prietokových profiloch došlo k zmenám línie a úrovne brehov, k zmenám sklonu svahov a šírok toku v hladine. Tento fakt vyplýva z charakteru procesov, s ktorými je táto časť opevnenia v priebehu roka konfrontovaná. Hodnota návrhového prietoku podľa pôvodnej projektovej dokumentácie z roku 1960 boli Q = 2,58 $m^3.s^{-1}$ Q = 3,05 $m^3.s^{-1}$. Hodnoty kapacita prietokového profilu pre jednotlivé sklony úsekov a hodnoty návrhových prietokov sú uvedené v tab. 2. Významným negatívnym prvkom, ktorý hlavne vo vegetačnom období znižuje prietočnosť koryta, je zarastanie prietokového profilu vegetáciou.

Analýza hladinových režimov pri maximálnych prietokoch – tok Bocegaj

Pre porovnanie projektovaného a súčasného stavu koryta toku sme najskôr uskutočnili sériu simulácii pre pôvodný a projektovaný stav koryta. V tabuľke 3 sú zdokumentované výstupy zo simulácií pri prietokoch Q_{100}, Q_{10} a Q_1. Pri prietoku Q_{100} = 14,0 $m^3.s^{-1}$ je rozsah inundácií rozsiahlejší, pretože výška brehových čiar ani prirodzená geomorfológia potočného koridoru neumožňujú udržať prietok v úzkom páse inundačného územia. Rozsah ľavobrežnej záplavy počas prechodu povodňovej vlny v kulminácii predstavuje 6 210 m^2 s akumulovaným objemom vody 2 270 m^3. Pravobrežná inundácia zaplaví 7 300 m^2 s akumulovaným objemom vody 1 480 m^3.

Pri súčasnom stave koryta poznamenanom zmenami v morfológii i drsnostných charakteristikách pre 100-ročný prietok dochádza k nárastu plôch inundácií, pričom ľavostranná sa rozleje na ploche 7 390 m^2, čo predstavuje objem 3 310 m^3. Plocha zaplavená na pravej strane sa vyrovnáva veľkosti protiľahlej inundácie s hodnotou 7 780 m^2 s akumulovaným objemom 2 600 m^3. Koryto pri Q_1= 1,00 $m^3.s^{-1}$ vo všetkých profiloch prevádza prietok bezpečne až do problémových miest so zníženou brehovou čiarou t.j. km 9,106 a km 9,239 kde dochádza k ľavobrežným inundáciám v rozsahu 690 m^2. Pri prietoku Q_{10} = 6 $m^3.s^{-1}$ inundácia na ľavej strane vzrastá na 3 490 m^2 a na strane pravej dosahuje 3 590 m^2.

Tab. 3 Kumulatívny objem vody a plocha vodnej hladiny pre jednotlivé návrhové prietoky – Bocegaj stav v r. 1960

Tab.3 Cumulative water volume and water surface area for given design discharges – stream Bocegaj- year 1960

Návrhový prietok	Kumulatívny objem vody				Plocha vodnej hladiny			
	Koryto	Ľavostranná inundácia	Pravostranná inundácia	Celkom	Koryto	Ľavostranná inundácia	Pravostranná inundácia	Celkom
$m^3.s^{-1}$	1000 m^3				1000 m^2			
Q_1 = 1,0	0,499	0,000	0,000	0,499	1,650	0,000	0,000	1,650
Q_{10} = 6,0	1,918	0,502	0,000	2,421	3,231	1,859	0,000	5,091
Q_{100} = 14,0	4,013	2,273	1,482	7,768	4,579	6,211	7,301	18,091

Tab. 4 Kumulatívny objem vody a plocha vodnej hladiny pre jednotlivé návrhové prietoky – Bocegaj stav v r. 2004

Tab.4 Cumulative water volume and water surface area for given design discharges – stream Bocegaj- year 2004

Návrhový prietok	Kumulatívny objem vody				Plocha vodnej hladiny			
	Koryto	Ľavostranná inundácia	Pravostranná inundácia	Celkom	Koryto	Ľavostranná inundácia	Pravostranná inundácia	Celkom
$m^3.s^{-1}$	1000 m^3				1000 m^2			
Q_1 = 1,0	0,643	0,019	0,000	0,661	1,479	0,694	0,000	2,174
Q_{10} = 6,0	2,516	1,133	0,359	4,008	3,688	3,490	3,588	10,766
Q_{100} = 14,0	4,228	3,311	2,599	10,137	5,252	7,385	7,780	20,416

Štitársky kanál

V rámci terénnych prác bolo zameraných 6 priečnych profilov, ktoré zaznamenávajú aktuálnu morfológiu koryta Štitárskeho kanála. Taktiež bol zaznamenaný i charakter povrchov v jednotlivých častiach omočeného obvodu koryta a inundačného územia. Výsledky merania znovu poukazujú na výrazne zmeny v tvare priečnych profilov, pričom prevažujú agradačné procesy. V prietokových profiloch došlo k zmenám línie a úrovne brehov, k zmenám sklonu svahov a šírok toku v hladine. Je to dané charakterom procesov, s ktorými je táto časť opevnenia v priebehu roka konfrontovaná. Hodnoty kapacita prietokového profilu pre jednotlivé sklony úsekov a hodnoty návrhových prietokov sú uvedené v tabuľke 2. Negatívnym prvkom, ktorý počas celého roka znižuje prietočnosť koryta je zarastanie prietokového profilu vegetáciou. Veľmi hustú sprievodnú bylinnú vegetáciu reprezentovaná hlavne trsť obyčajná (*Phragmites communis TRIN.*). Je rozšírená hlavne v prietokovom profile vrátane dna a v tesnej blízkosti brehových čiar do vzdialenosti 2 m. Ďalšou je chrastnica trsťovitá (*Typhoides arundinacea L., MOENCH),* ktorá patrí medzi mezohygrofytné druhy obľubujúce stanovištia s dostatkom vlahy a živín. Nachádza sa hlavne v úsekoch km 0,000 až 0,320 a v úseku km 0,500 až 0,980, čo sú miesta, do ktorých je vďaka prirodzenej konfigurácii reliéfu, sústreďuje povrchový odtok a tým i dostatok, eróznym zmyvom spláchnutých živín. Negatívny vplyv na zmeny v morfológii koryta má prísun splavenín do koryta toku práve už spomenutým zmyvom pôdnych častíc z priľahlých pozemkov. V podmienkach zvýšenej drsnosti dna sa týmto spôsobom iniciujú procesy postupného zazemňovania koryta vodného toku.

Analýza hladinových režimov pri maximálnych prietokoch – Štitársky kanál

Z tabuľky 4.8 je vidieť, že vo všetkých skúmaných profiloch je odvádzanie prietoku Q_1= 0,66 $m^3.s^{-1}$ bez inundácií. To isté platí aj pre Q_{10} = 2,12 $m^3.s^{-1}$, pretože nedochádza k žiadnym inundáciám. Pri prietoku Q100 = 4,7 m3.s-1 je rozsah inundácií veľmi malý (len 15 m^2), i to len za pravostranným brehom. Pri súčasnom stave koryta poznamenanom zmenami v morfológii i drsnostných charakteristikách je Q_1= 0,66 $m^3.s^{-1}$ vo všetkých profiloch odvádzaný bezpečne bez inundácií. Pri prietoku Q_{10} = 2,12 $m^3.s^{-1}$ sa vyskytuje pravostranná inundácia v horných úsekoch toku (km 0,500 až km 0,980) s plochou 130 m^2. Pri 100-ročnom prietoku dochádza k nárastu plôch pravostrannej

inundácie, pričom ľavostranná sa nevyskytuje vôbec (vďaka vyššej úrovni brehových čiar). Zaplavovaná plocha má výmeru 7 560 m^2, s objemom 520 m^3 vody. Obrázok 2 znova potvrdzuje predpoklady o znížení, i keď nie tak výraznom pre nižšie hodnoty povodňových prietokov. Znova sa potvrdila skutočnosť o vyššej akumulácii vody v koryte toku a v inundačnom území. Inundácie sa vyskytujú len v miestach kde úroveň brehových čiar neumožňuje udržať prietok v prietokovom profile a ten sa vybrežuje a takisto v dolných úsekoch s miernejším sklonom (i_o = 12 ‰). Na základe zistených faktov môžeme konštatovať, že i napriek výrazným zmenám v morfológii priečneho profilu, v dôsledku neperiodickej údržby a spôsobu hospodárenia na okolitých pozemkoch si Štitársky kanál zachováva ešte dostatočne veľkú kapacitu na prevádzanie povodňových prietokov. Je to hlavne vďaka prirodzene vysokému priemernému sklonu údolnice (i_o = 15 ‰) a neprirodzenému zahĺbeniu dna upraveného koryta Štitárskeho kanála. Miera zazemnenia však dosiahla úroveň, pri ktorej sa stali nefunkčnými drenážne výusty, a tým i celý odvodňovací systém vybudovaný na pravej a ľavej strane Štitárskeho kanála.

Tab. 5 Kumulatívny objem vody a plocha vodnej hladiny pre jednotlivé návrhové prietoky – Štitársky kanál stav v r. 1980

Tab.5 Cumulative water volume and water surface area for given design discharges – stream Štitársky kanál - year 1980

Návrhový prietok	Kumulatívny objem vody				Plocha vodnej hladiny			
	Koryto	Ľavostranná inundácia	Pravostranná inundácia	Celkom	Koryto	Ľavostranná inundácia	Pravostranná inundácia	Celkom
$m^3.s^{-1}$	1000 m^3				1000 m^2			
Q_1 = 0,66	0,378	0,000	0,000	0,378	1,805	0,000	0,000	1,805
Q_{10} = 2,12	0,993	0,000	0,000	0,993	2,851	0,000	0,000	2,851
Q_{100} = 4,70	1,873	0,000	0,000	1,873	3,891	0,000	0,015	3,906

Tab. 5 Kumulatívny objem vody a plocha vodnej hladiny pre jednotlivé návrhové prietoky – Štitársky kanál stav v r. 1980

Tab.5 Cumulative water volume and water surface area for given design discharges – stream Štitársky kanál - year1980

Návrhový prietok	Kumulatívny objem vody				Plocha vodnej hladiny			
	Koryto	Ľavostranná inundácia	Pravostranná inundácia	Celkom	Koryto	Ľavostranná inundácia	Pravostranná inundácia	Celkom
$m^3.s^{-1}$	1000 m^3				1000 m^2			
Q_1 = 0,66	0,834	0,000	0,000	0,834	2,750	0,000	0,000	2,750
Q_{10} = 2,12	2,105	0,000	0,002	2,107	4,619	0,000	0,130	4,749
Q_{100} = 4,70	3,556	0,000	0,522	4,077	5,884	0,000	4,564	10,447

ZÁVER

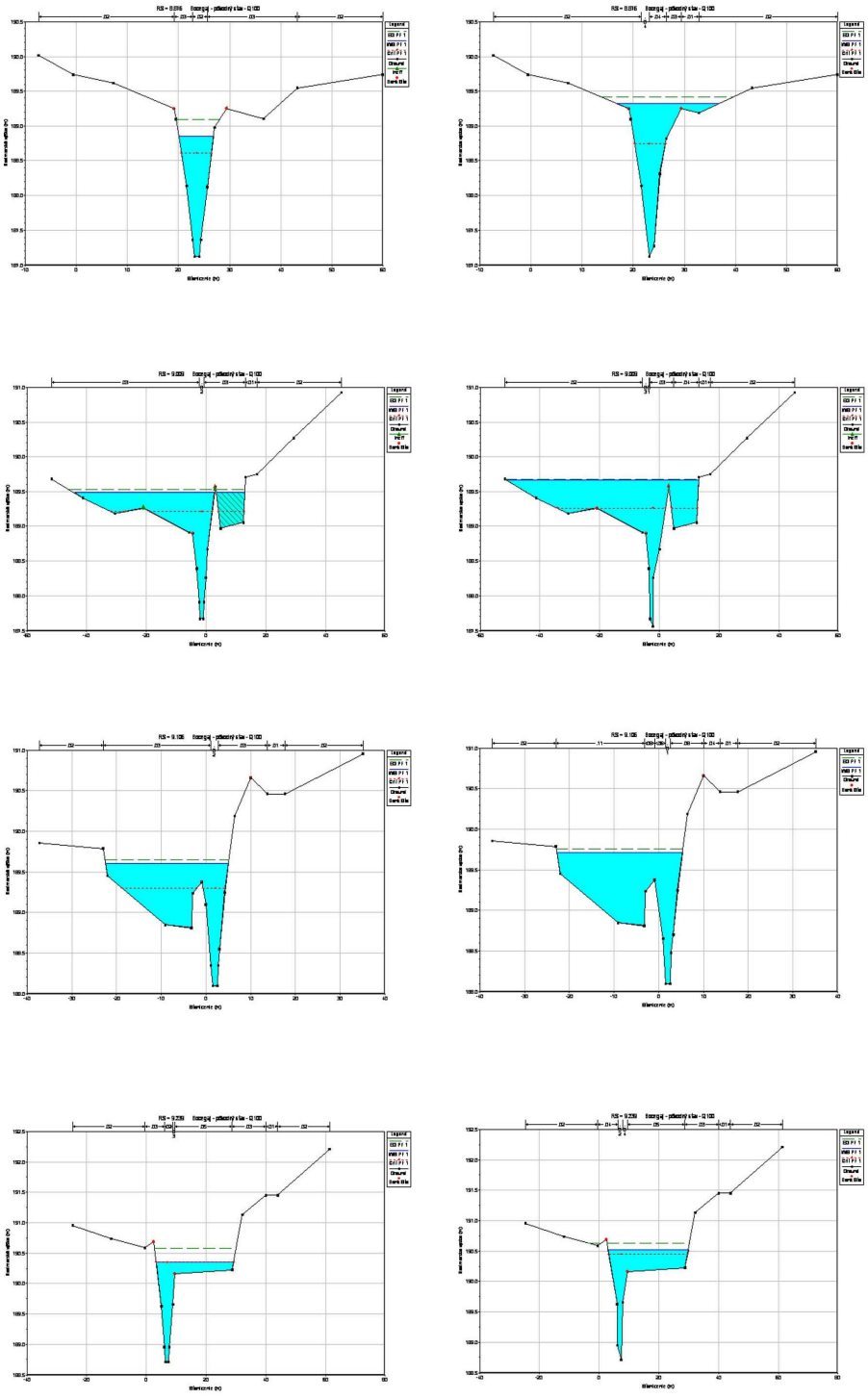
Tok Bocegaj

Výsledky terénneho prieskumu preukázali určité, i keď nie výrazné (berúc v úvahu obdobie, ktoré uplynulo od realizácie úpravy) zmeny v morfológii koryta. Ako potvrdili i terénne merania v skúmanom úseku k zmenám úrovne dna došlo len v úseku nad mostným objektom (km 8,864 – km 8,885)v dôsledku akumulácie jemnozrnných splavenín. Pomerne vysoké hodnoty pozdĺžneho sklonu dna (4,4; 7 a 10 ‰), sprievodná vegetácia, hlavne v strednej časti skúmaného úseku, ako aj rozšírenie potočného koridoru v strednom a hornom úseku toku kladne vplývajú na zachytávanie eróznych zmyvov. Charakter materiálu dna (kamenná dlažba) a kvalitne realizované stavebné práce pri

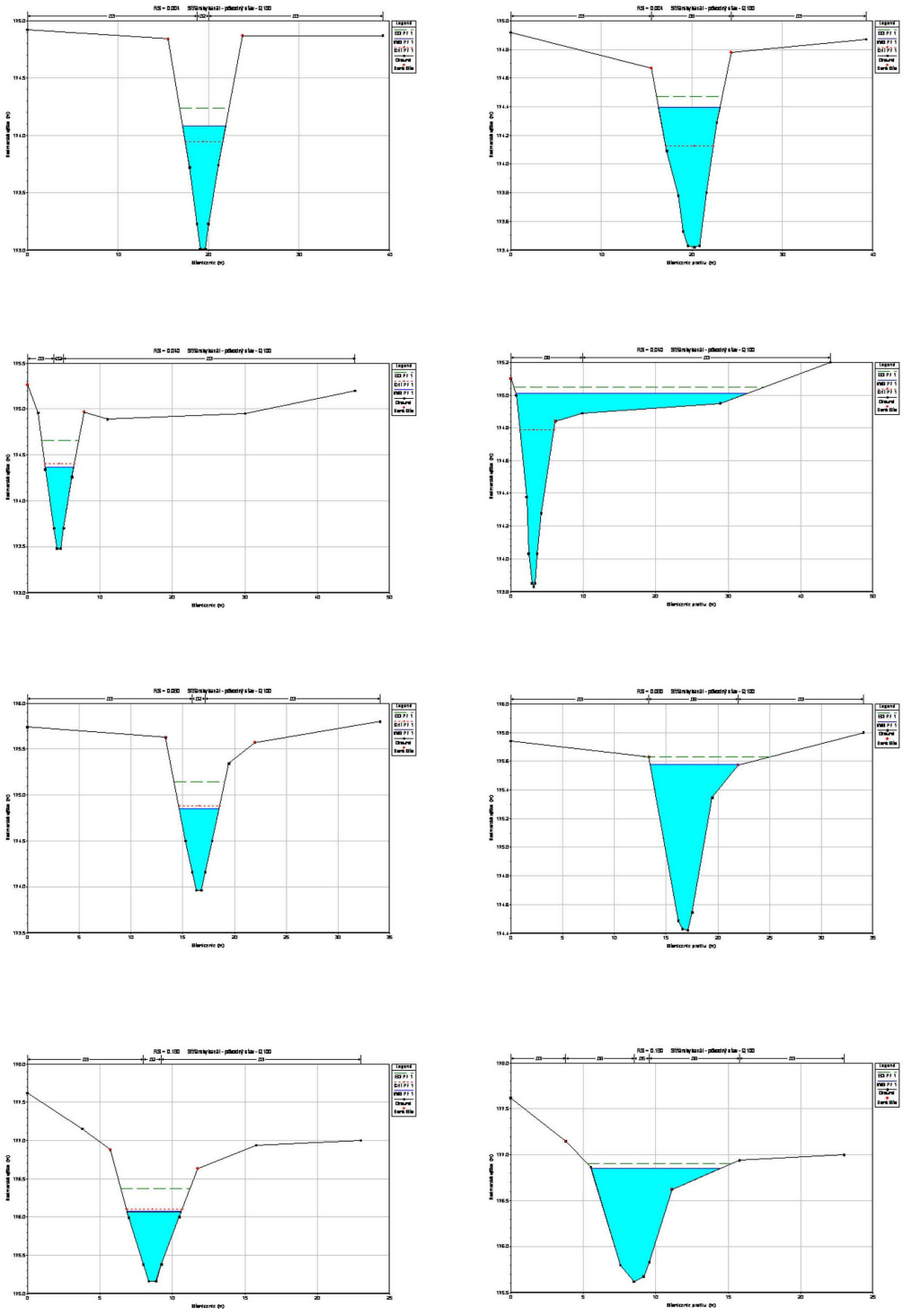
budovaní opevnenia neumožnili vznik hĺbkovej erózie. Zmeny morfológie sa dotkli hlavne brehových častí omočeného obvodu koryta nad opevnením. Prejavili sa zúžením prietokového profilu v časti opevnenej vegetačným materiálom v dôsledku zachytávanie splaveninového materiálu pri zvýšených prietokoch a eróznych zmyvov z okolitého územia. Na základe výsledkov terénnych meraní a realizovaných simulácií povodňových situácií sme došli k záveru, že tok si i napriek zanedbávanej údržbe plní funkciu protipovodňovej ochrany územia. Koryto je schopné bezproblémovo, len s malými lokálnymi inundáciami previesť prietok Q_{10} = 6 $m^3.s^{-1}$. Túto funkčnosť si zachovalo najmä vďaka kvalitnému opevneniu dna (kamenná dlažba), ktoré takmer vylučuje vznik hĺbkovej erózie a degradácie dna, relatívne veľkému pozdĺžnemu sklonu dna (4,4; 7 a 10 ‰), značnému až neprirodzenému zahĺbeniu upraveného koryta a prirodzenému terénnemu ohraničenie potočného koridoru. Z hľadiska plnenia si komplexných ekologických funkcií má tok niekoľko zásadných nedostatkov, ktoré vyplývajú z charakteru a cieľa realizovanej úpravy t.j. protipovodňová ochrana územia a zaistenie recipientu pre zaústenie drenážnych vôd z odvodňovacích stavieb. Výrazne zahĺbené koryto, neprirodzený pomer šírky a hĺbky koryta, uniformný tvar pozdĺžneho profilu, charakter opevnenia dna, nízka morfologická členitosť mikrohabitatu a migračné prekážky v podobe vysokých stupňov (výška stupňa s= 1,0 m) vytvárajú nepriaznivé podmienky pre biotu toku.

Štitársky kanál

Štitársky kanál, upravený v osemdesiatych rokoch, prejavoval vyššiu úroveň degradácie ako tok Bocegaj. Výraznejšie zmeny v morfológii koryta sú zapríčinené bezprostrednejším kontaktom toku s okolitými intenzívne využívanými poľnohospodárskymi plochami. Vyššia sklonitosť svahov, stopercentné zastúpenie ornej pôdy v čiastkovom povodí skúmaného úseku Štitárskeho kanála spôsobili zintenzívnenie agradačných procesov koryta vodného toku. Ako je to zdokumentované na obrázku 2, agradačné procesy sa prejavili v zmene morfológie priečnych profilov, v zanášaní dna vo zvýšenej intenzite zarastania prietokového profilu a príbrežnej zóny mezohygrofytnými druhmi rastlín. Tie veľmi intenzívne zarastajú prietokový profil (úsek km 0,000-0,320 a km 0,500- 0,980), znižujú prietočnosť koryta a podporujú proces jeho zazemňovania. Tým istým postupom ako v predchádzajúcom prípade sme prišli k záveru, že Štitársky kanál si i napriek zanedbávanej údržbe stále zachováva funkcie súvisiace s protipovodňovou ochranou územia. Koryto v skúmanom úseku, ako ukazujú výsledky simulácií, taktiež bezproblémovo prevádza prietok Q_{10} = 2,12 $m^3.s^{-1}$. Znovu môžeme konštatovať, že i napriek veľmi zanedbanej údržbe a značnému zazemneniu koryta je koryto funkčné a plní funkcie spojené s ochranou okolitých pozemkov. K tomuto stavu prispieva hlavne značné zahĺbenie upraveného koryta (1,5 – 2,0 m) a veľké pozdĺžne sklony nivelety dna kanála (12 a 18 ‰). Z hľadiska plnenia si komplexných ekologických funkcií má tok nedostatky, ktoré podobne ako v predchádzajúcom prípade vyplývajú z charakteru a cieľa realizovanej úpravy t.j. protipovodňová ochrana územia a zaistenie recipientu pre zaústenie drenážnych vôd z odvodňovacích stavieb. Výrazne zahĺbené koryto, neprirodzený pomer šírky a hĺbky koryta, uniformný tvar pozdĺžneho profilu, charakter opevnenia dna a nízka morfologická členitosť mikrohabitatu majú nepriaznivé podmienky pre biotu toku v čase minimálnych prietokov. Situáciu zhoršuje i narušenie trofickej rovnováhy vodného prostredia zvýšenou koncentráciou živín vo vodnom prostredí i v splaveninovom materiále.



Obr. 1 Úroveň hladín toku Bocegaj pri Q_{100}. Projektovaný tvar koryta (vľavo) a aktuálny stav (vpravo)
Obr.1 Water level for design discharge Q_{100} . Channel state in 1980 (left), recent state in 2004 (right)



Obr.2 Úroveň hladín pre Štitársky kanál pri Q_{100}. Projektovaný tvar koryta (vľavo) a aktuálny stav (vpravo)

Obr.2 Water level for design discharge Q_{100} . Channel state in 1980 (left), recent state in 2004 (right)

Literatúra:

Antal, J. , Igaz, D. (2003): Aplikovaná agrohydrológia. Nitra: SPU, 173 s. ISBN: 80-8069-163-0

Halaj, P., (2004): Revitalizácia vodných tokov. Nitra : Vydavateľstvo SPU, 2004. 204 s. ISBN 80-8069-424-9

Halaj, P. (2004): Revitalizácia vodných tokov – prehľad metód návrhu koryta. In: Zborník z medzinárodnej vedeckej konferencie Bioklimatické dni 2004. [CD-ROM]. Viničky: Medzinárodná bioklimatická spoločnosť, 2004 ISBN 80-8069-402-8.

Leopold, L.B. et al. (1964): Fluvial Processes in Geomorphology. W.H. Freeman and Co. : San Francisco, 522 s.

Autori:

Peter Halaj, Katedra krajinného inžinerstva, FZKI, SPU v Nitre, Hospodárska 7, 949 76 Nitra, Peter.Halaj@uniag.sk

Viliam Bárek, Katedra krajinného inžinerstva, FZKI, SPU v Nitre, Hospodárska 7, 949 76 Nitra, Viliam.Bárek@uniag.sk

Dušan Igaz, Katedra krajinného inžinerstva, FZKI, SPU v Nitre, Hospodárska 7, 949 76 Nitra, Dusan.Igaz@uniag.sk

Táto práca bola podporovaná Agentúrou na podporu vedy a techniky na základe Zmluvy č. APVT-51-019804.

VPLYV VYBRANÝCH MORFOMETRICKÝCH VLASTNOSTÍ POVODÍ NA DYNAMIKU ODTOKU

Ján Hanušin

Cieľom príspevku je vyhodnotiť základné morfometrické vlastnosti povodia vo vzťahu k dynamike odtoku, na súbore 30 malých povodí. Veľkosť dynamiky odtoku je vyjadrená ako počet mesiacov, v ktorých bol Qmes>1,5-násobok $\overline{Q}$mes počas sledovaného 25-ročného (300-mesačného) pozorovacieho radu obdobia 1976-2000. Zaviedli sme hodnotu koeficienta reagencie povodia (Rp) ako pomer počtu prekročení 1,5-násobku $\overline{Q}$mes na 1000 mm spadnutých zrážok, vypočítaných z priemeru zrážkových úhrnov za 25-ročné obdobie. Týmto spôsobom sme získali pre všetky povodia porovnateľnú hodnotu vyjadrujúcu reagenciu systému povodia na jednotkový objem spadnutých zrážok. Ťažiskovým problémom štúdie je hodnotenie vzťahu koeficienta Rp ku štyrom vybraným morfometrickým charakteristikám povodí: k priemernej nadmorskej výške, rozdielu maximánej a minimálnej výšky v povodí, priemernému sklonu hlavnej doliny a ku hustote riečnej siete. Závislosť medzi koeficientom Rp a morfometrickými charakterisitkami sme vyhodnocovali graficky a analýzou korelačného koeficientu. Výsledné zistenia ukázali, že koeficient Rp, a teda aj pravdepodobnosť dosiahnutia nadpriemerného prietoku, meranom v záverečnom profile, je dobre skorelovaný (zostupne, podľa veľkosti koeficienta korelácie) s priemernou nadmorskou výškou povodia, rozdielom maximálnej a minimálnej nadmorskej výšky v povodí a s hustotou riečnej siete. Závislosť Rp na priemernom sklone hlavnej doliny sa nepreukázala ako významná.

Kľúčové slová: morfometrické vlastnosti povodia, dynamika odtoku, povodne

The impact of chosen morphometric basin parameters on runoff dynamics. The goal of the paper is to assess basic *morphometric basin parameters in relation to the runoff dynamics on sample of 30 small basins. The runoff dynamics was defined as number of months in which the Qm >1,5 multiple of $\overline{Q}$m from the 25 year period 1976 – 2000 (300 months). The coefficient of basin response (Rp) was set up as ratio between the exceedance of 1,5 multiple of $\overline{Q}$m on 1000 mm of precipitation falled on respective basin as calculated from the 25 year precipitation record. In this way a comparable value of basin system response on unit precipitation volume for all investigated basins has been obtained. The key issue of the paper is to asses the relations among Rp value and the 4 chosen morphometric basin parameters: mean basin altitude, difference between maximum and minimum altitude within basin, mean main valley slope and river network density. The dependance between Rp value and morphometric parameters was set up in graphic form and by use of correlation coefficient as well. The final results revealed that the Rp value, and therefore probability of above average discharge in final profile at the same time, is well correlated to (downlink according to correlation coefficient) mean basin altitude, difference between maximum and minimum altitude within basin and river network density. The relation between Rp and mean main valley slope were revealed as not important.*

Key words: morphometric basin parameters, runoff dynamics, floods

---

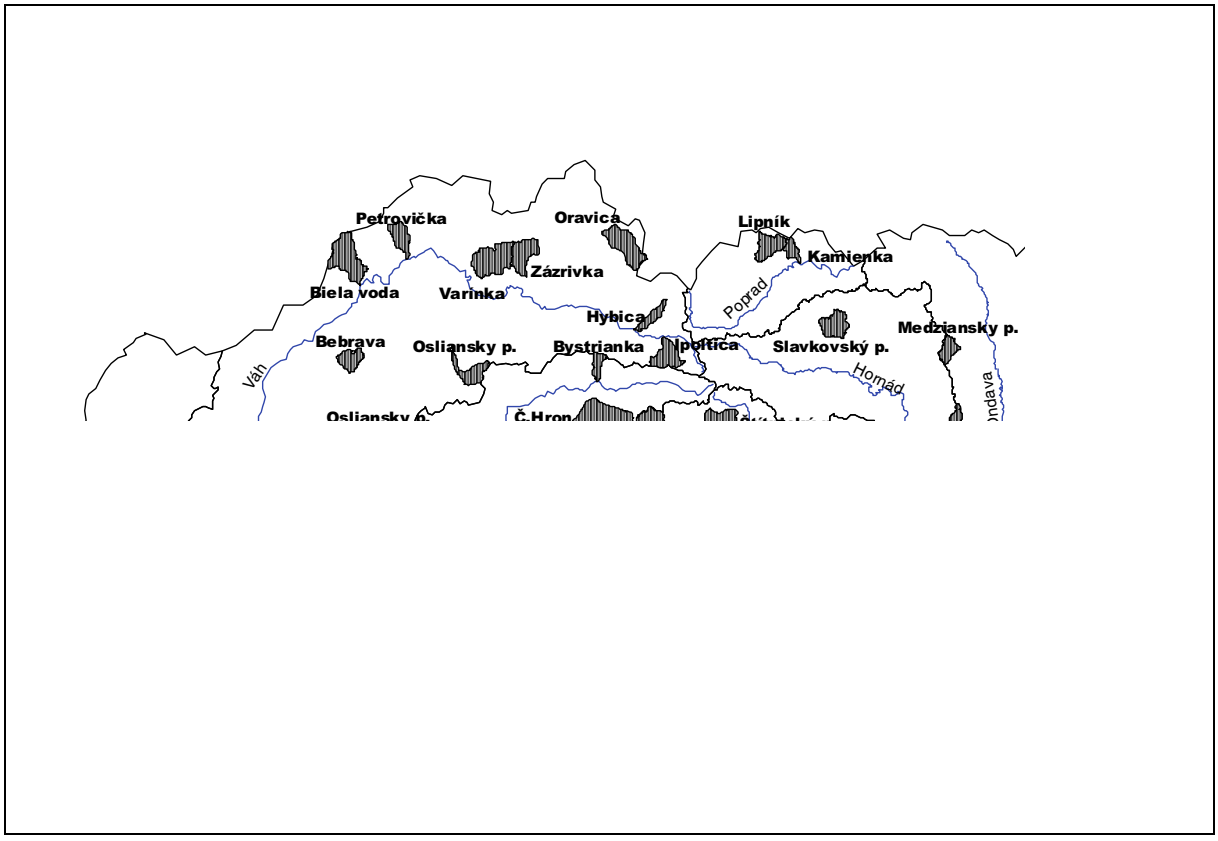
ÚVOD A CIEĽ

Rozsiahle povodne v strednej Európe v poslednom desaťročí podmienili záujem o ďalšie štúdium príčin ich vzniku, šírenia a dopadu na spoločnosť i prírodnú krajinu. Popri klimatických podmienkach vzniku povodní, z ktorých má jednoznačne najväčší význam množstvo, charakter a režim spadnutých zrážok sa na transformácii odtokového (povodňového) procesu podieľa množstvo faktorov, z ktorých významnú úlohu hrajú aj morfometrické vlastnosti povodia.

Toky ako línie odnosu hmoty z krajiny za stálych klimatických, hydrologických a tektonických podmienok sa snažia vytvoriť systém založený na rovnováhe medzi procesmi odnosu a akumulácie. Procesy hľadania rovnováhy sa premietajú do viacerých hydrografických a hydromorfologických charakteristík (parametrov) tokov akými sú pozdĺžny sklon, kľukatosť, tvar a hustota riečnej siete.
Problematika štúdia vzťahu medzi morfometrickými vlastnosťami povodia a charakteristikami odtoku je vo svetovej literatúre pomerne široko rozpracovaná. Prehľad s odkazmi na rozsiahlu literatúru po-

dávajú napr. Mosley a McKerchar (1992, prehľad názorov na závislosť medzi hustotou riečnej siete a vlastnosťami krajinných zložiek podáva napr. Vogt et al. (2003). Detailne je študovaná problematika popísaná v práci Zavoianu (1985), aj keď je viac zameraná na hodnotenie vzťahu jednotlivých morfologických charakteristík voči rádu tokov.

Cieľom príspevku je vyhodnotiť základné morfometrické vlastnosti povodia vo vzťahu k dynamike odtoku definovanej nižšie uvedeným spôsobom. Problematiku sme sledovali na súbore 30 malých povodí (obr.1), z ktorých s výnimkou troch, je zvyšných 27 povodí úplne alebo v rozhodujúcej časti v geomorfologickej provincii Západné Karpaty. Výber povodí bol limitovaný dostupnosťou a úplnosťou pozorovacieho radu prietokov v záverečnom profile. Snahou bolo vybrať čo najmenšie a čo najautochtónnejšie povodia. Priemerná rozloha povodia je približne 86 km^2, priemerná nadmorská výška je 635 m n.m., priemerný rozdiel maximálnej výšky a nuly vodočtu je 780 m. Posledné dve priemerné hodnoty naznačujú, že súbor obsahuje viac horské povodia, preto ho nemožno považovať vzhľadom na celé územie Slovenska za reprezentatívny. Základné morfometrické údaje o povodiach boli odčítané z databázy malých povodí v prostredí GIS spracovanej na GÚ SAV (Solín et al. 2000), dĺžku a hustotu tokov sme spracovali v ArcView GIS, rozsah riečnej siete zodpovedá rozsahu "blue lines" na Vodohospodárskej mape SR 1:50 000, údaje o prietokoch poskytol SHMÚ.



Obr. 1 Rozloženie hodnotených 30 malých povodí v rámci Slovenska

Fig.1 Distribution of 30 small basin on the Slovak territory

METODIKA

Termín dynamika odtoku je pomerne široký, na pohľad vágny, a preto nie všetkými autormi akceptovaný. Dynamika odtoku v našom ponímaní by mala istým spôsobom syntetizovať dva rozhodujúce parametre odtoku, a to veľkosť a režim. Dynamiku odtoku sme definovali ako početnosť výskytu nadpriemerného prietoku nad konvenčne stanoveným limitom, a to počtom mesiacov, v ktorých bol Q_{mes} väčší ako 1,5- násobok $\overline{Q}_{mes}$ počas sledovaného 25-ročného (300-mesačného) pozorovacieho radu

obdobia 1976-2000. V takto chápanom vyjadrení syntetizuje dynamika odtoku veľkostnú zložku (Q_{mes}>1,5- násobok $\overline{Q}_{mes}$) a režimovú zložku (počet mesiacov, v ktorých bola stanovená hodnota prekročená). Hodnoty n-ročnej vody ako pravdepodobnostný ukazovateľ sme kvôli neúplnosti údajov i kvôli diskutabilite tejto hodnoty vylúčili. Vzhľadom na cieľ, ktorým bolo hodnotiť vplyv morfometrických parametrov na dynamiku odtoku museli sme hľadať spôsob ako odfiltrovať vplyv rozdielnych zrážkových úhrnov, ktoré sú hlavným činiteľom ovplyvňujúcim dynamiku odtoku. Z tohto dôvodu sme zaviedli hodnotu koeficienta reagencie povodia (Rp) ako pomer počtu prekročení 1,5-násobku $\overline{Q}_{mes}$ na 1000 mm spadnutých zrážok, vypočítaných z priemeru zrážkových úhrnov za 25-ročné obdobie. Týmto spôsobom sme získali pre všetky povodia porovnateľnú hodnotu vyjadrujúcu reagenciu systému povodia na jednotkový objem spadnutých zrážok. Inými slovami takýto prístup umožňuje porovnať reakciu povodí s odlišnými fyzickogeografickými vlastnosťami ak na ne spadne rovnaké množstvo zrážok, čo je jedným z predpokladov pre stanovenie vplyvu jednotlivých fyzickogeografických vlastností povodia na charakter odtoku. Prirodzene, v tomto kontexte nemožno zabudnúť, že 1000 mm spadnutých resp. nameraných zrážok spadne v rôznom časovom režime v rôznej forme (tekuté, pevné zrážky) a bilančne sa transformuje v každom povodí odlišným spôsobom, a teda následne režim a veľkosť efektívnych zrážok zo spadnutých (nameraných) 1000 mm budú v každom povodí iné. Koeficient Rp je nepriamo skorelovaný s počtom prekročení 1,5-násobku $\overline{Q}_{mes}$, (r_{xy}= -0,62), teda povodia, v ktorých je vysoký koeficient Rp majú nižší počet prekročení. Povodia s najvyšším počtom prekročení 1,5-násobku $\overline{Q}_{mes}$ ležia temer všetky úplne alebo sčasti v pohoriach budovaných neogénnymi vulkanickými horninami (Tisovník, Sobranský potok, Kľak, Kamenica, Svinický potok a i.).

Ťažiskovým problémom štúdie je hodnotenie vzťahu koeficienta Rp ku štyrom vybraným morfometrickým parametrom povodí:

- priemernej nadmorskej výške
- rozdielu maximánej a minimálnej výšky v povodí
- priemernému sklonu doliny hlavného toku
- hustote riečnej siete
- hustote tokov.

Popri sledovaní závislosti Rp voči morfometrickým parametrom sme sledovali aj vzťah morfometrických parametrov voči vybraným hydrologicko-bilančným parametrom: priemernému ročnému úhrnu zrážok (v mm), priemernému ročnému prietoku (v $m^3.s^{-1}$), a voči priemernému špecifickému odtoku (v $l.s^{-1}.km^{-2}$).

Vzťah koeficienta Rp voči vybraným parametrom ako aj vzťah morfometrických a hydrologicko-bilančných parametrov sme hodnotili na základe vyhodnotenia spoľahlivosti korelačného koeficientu r_{xy} medzi sledovanými parametrami. Hranicu spoľahlivosti r_{xy} sme pre 99%-nú hladinu spoľahlivosti určili na základe vzťahu (Pavlík, Kűhnl 1981):

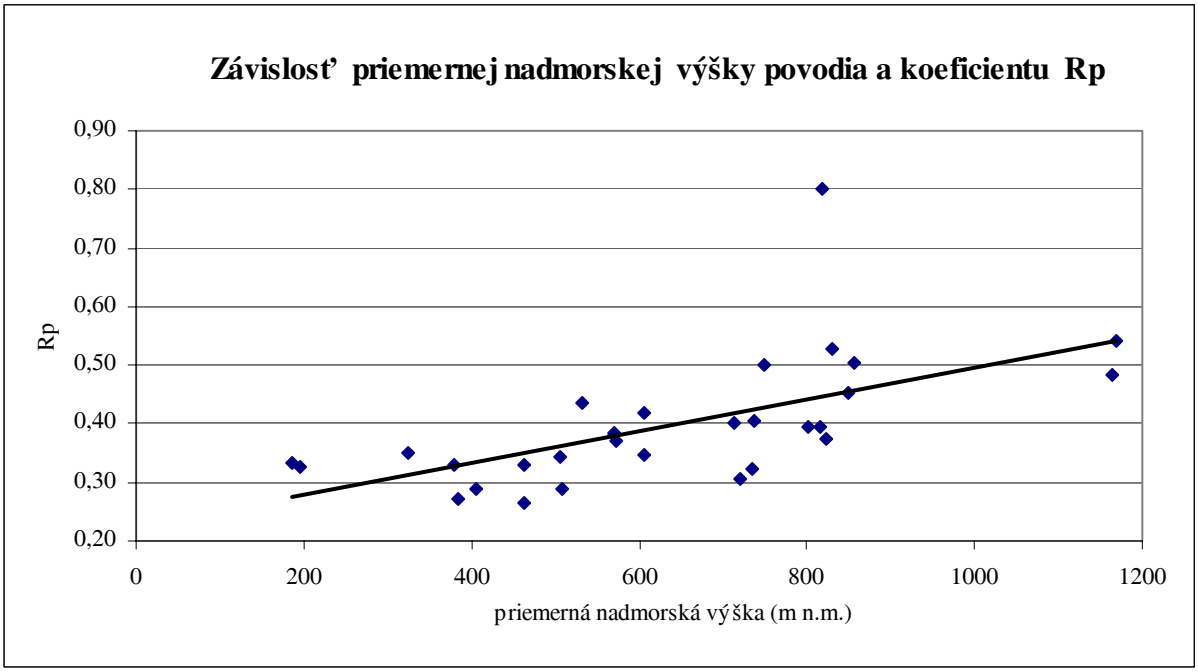
$$r_{xy} = \pm \frac{2,58}{\sqrt{n-1}} \qquad (1)$$

Pre n = 30 je 99%-ná spoľahlivosť vymedzená hodnotou $r_{xy} = \pm 0,48$.

VÝSLEDKY

Priemernú nadmorskú výšku povodia považujeme zo súboru nami vybraných morfometrických parametrov z dôvodu svojej syntetizujúcej povahy za najvýznamnejší parameter vo vzťahu k dynamike odtoku. Bola odvodená na základe výpočtu z DEM územia Slovenska (Solín et al.2000). Priemerná nadmorská výška je významne pozitívne skorelovaná (r_{xy}>0,48) s priemernými zrážkami, špecifickým odtokom, rozdielom maximánej a minimálnej výšky v povodí a s hustotou riečnej siete. Tento parameter je najlepšie skorelovaný s hodnotou Rp. (obr. 2). Rozloženie súboru povodí voči vzťahu k priemerným hodnotám skúmaných parametrov vykazuje určité regionálne väzby na typy reliéfu, litologickú stavbu či polohu v rámci Slovenska. Treba ich však považovať za veľmi rámcové a

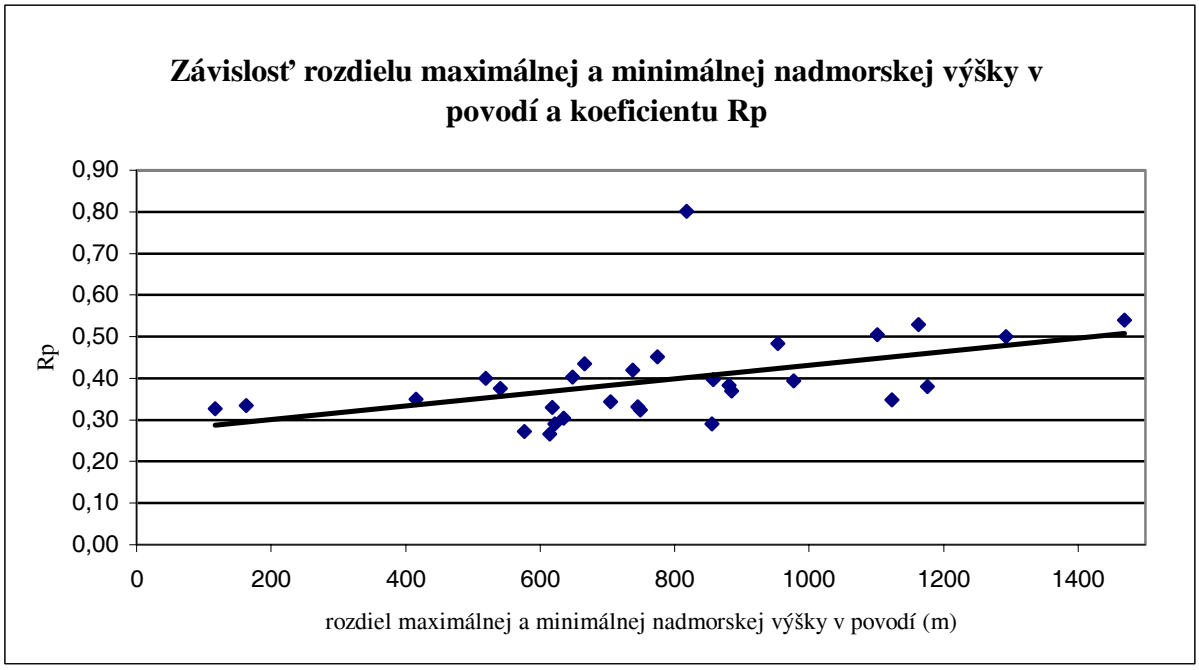
vzhľadom na rozsah skúmaného súboru možno hovoriť o systémovej väzbe medzi hodnotenými parametrami a vlastnosťami či polohou povodí len veľmi opatrne. Ak je hodnota obidvoch skúmaných parametrov väčšia ako ich priemerné hodnoty, potom sú takéto povodia regionálne viazané na vrchoviny a hornatiny jadrových pohorí stredného a severného Slovenska (Bystré, Ipoltica, Zázrivka, Kamienka, Varínka, Čierny Hron) a na podvrchoviny a kotlinách severného a stredného Slovenska (Hybica, Oravica). Ak sú obidve hodnoty parametrov pod priemernou hodnotou povodia sú koncentrované prevažne na nížinách alebo v nižších jadrových pohoriach juhozápadného Slovenska (Andač, Búr, Vydrica, Hostiansky p.), alebo v pohoriach budovaných prevažne vulkanitmi (Kľak, Neresnica, Svinica, Medziansky potok, Sobranecký potok).



Obr.2 Závislosť priemernej nadmorskej výšky povodia a koeficientu Rp

Fig. 2 Relation between mean basin altitude and Rp

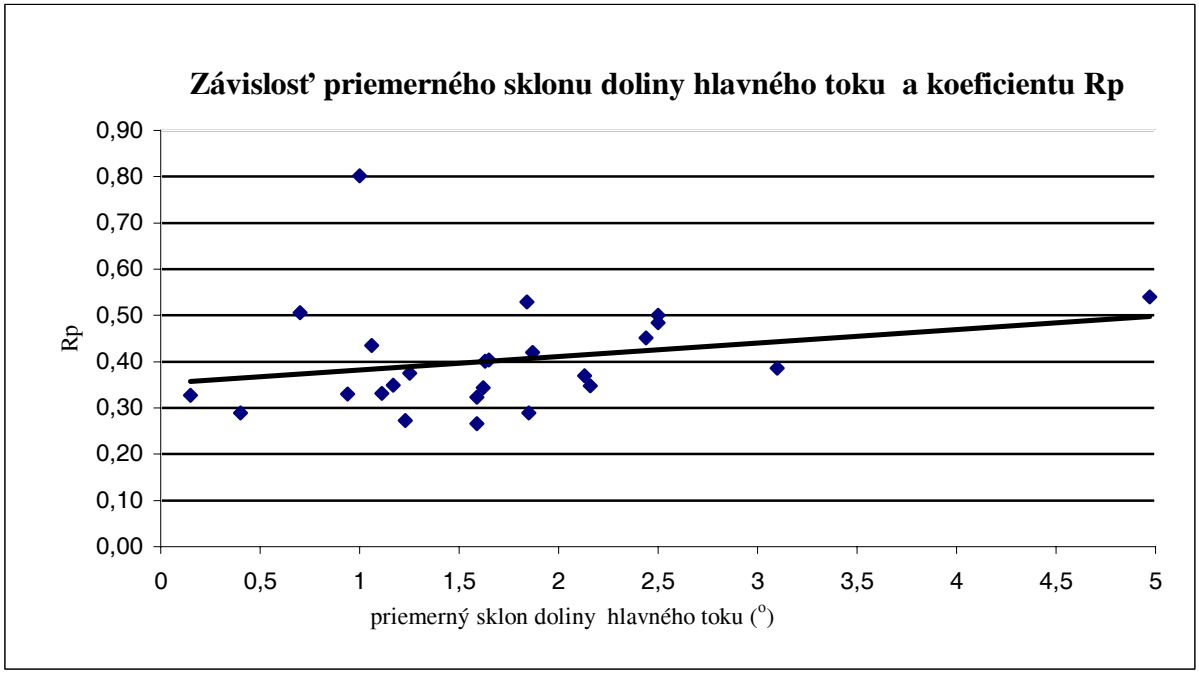
Rozdiel maximánej a minimálnej výšky v povodí v obecnej rovine vyjadruje hodnotu energie reliéfu v povodí. Od tohto parametra sa odvíja charakter procesov geomorfologického vývoja povodia a dynamika procesov odtoku. Je najlepšie skorelovaný s priemernými zrážkami, špecifickým odtokom, priemerným sklonom a s priemernou nadmorskou výškou povodia menej s hustotou riečnej siete. Závislosť s hodnotou Rp je tesne pod hladinou významnosti (r_{xy} = 0,46) (obr. 3). Rozloženie jednotlivých povodí vzhľadom na nadpriemerné a podpriemerné hodnoty sledovaných parametrov sa v porovnaní s rozložením pri priemernej výške povodia v zásade nezmenilo. Výnimkou sú autochtónne povodia vo vysokopoložených kotlinách, v ktorých je rozdiel nadmorských výšok relatívne malý (Hybica), resp. na opačnej strane povodia s nižšou priemernou nadmorskou výškou, ale s veľkým rozdielom nadmorských výšok medzi vysočinovým reliéfom v pramennej časti a podvrchovinným reliéfom pri ústí (povodie Kľakovského potoka na prechode z Vtáčniku do Žiarskej kotliny alebo povodie Štítnického potoka na prechode zo Stolických vrchov do Štítnického podolia).



Obr.3 Závislosť rozdielu maximálnej a minimálnej výšky v povodí a koeficientu Rp

Fig. 3 Relation between the difference maximal – minimal basin altitude and Rp

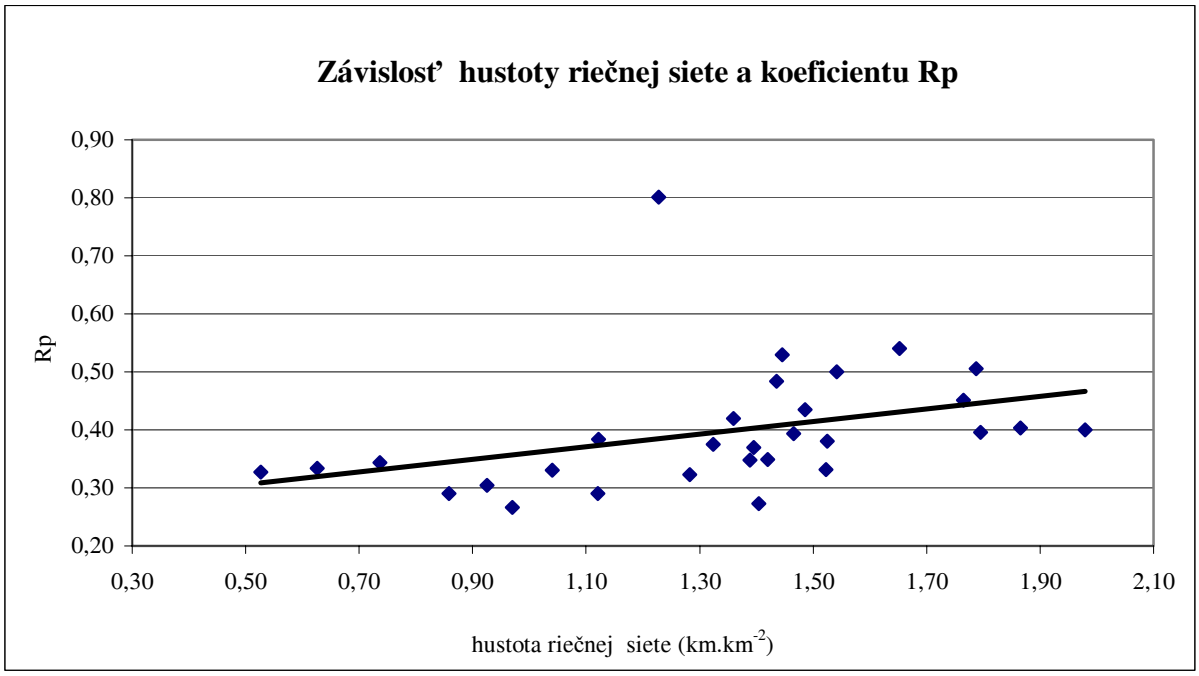
Priemerný sklon doliny hlavného toku (v stupňoch) bol stanovený trigonometricky z trojuholníka s dvoma vrcholmi v prameni a v profile ústia (vodočtu) hlavného toku a so základňou rovnou dĺžke osi doliny hlavného toku v úseku od ústia (vodočtu) po prameň. Priemerný sklon je významne skorelovaný s rozdielom nadmorských výšok, priemernými zrážkami a s priemernou nadmorskou výškou povodia (obr. 4). Korelácia s koeficientom Rp je zo všetkých morfometrických parametrov povodí najmenšia, je výrazne pod hranicou významnosti (r_{xy} = 0,20) .



Obr.4 Závislosť priemerného sklonu doliny hlavného toku a koeficientu Rp

Fig. 4 Relation between mean main valley slope and Rp

Hustota riečnej siete je výsledkom vzájomného pôsobenia prakticky všetkých krajinných zložiek a času t, z ktorých za najvýznamnejšie môžeme všeobecne považovať klimatické a litologické faktory. Hustota riečnej siete je najlepšie skorelovaná so špecifickým odtokom, priemernými zrážkami a s priemernou nadmorskou výškou. Korelácia s hodnotou Rp je menej významná (obr.5). Potvrdzuje sa závislosť konštatovaná viacerými autormi, že hustota riečnej siete je nepriamo úmerná priepustnosti pôdno-horninového komplexu. Na súbore študovaných povodí to dokumentuje posun povodí budovaných prevažne slabo priepustnými flyšovými horninami do úrovne nadpriemerných hodnôt parametra hustoty riečnej siete (Kamienka, Lipník, Pčolinka).

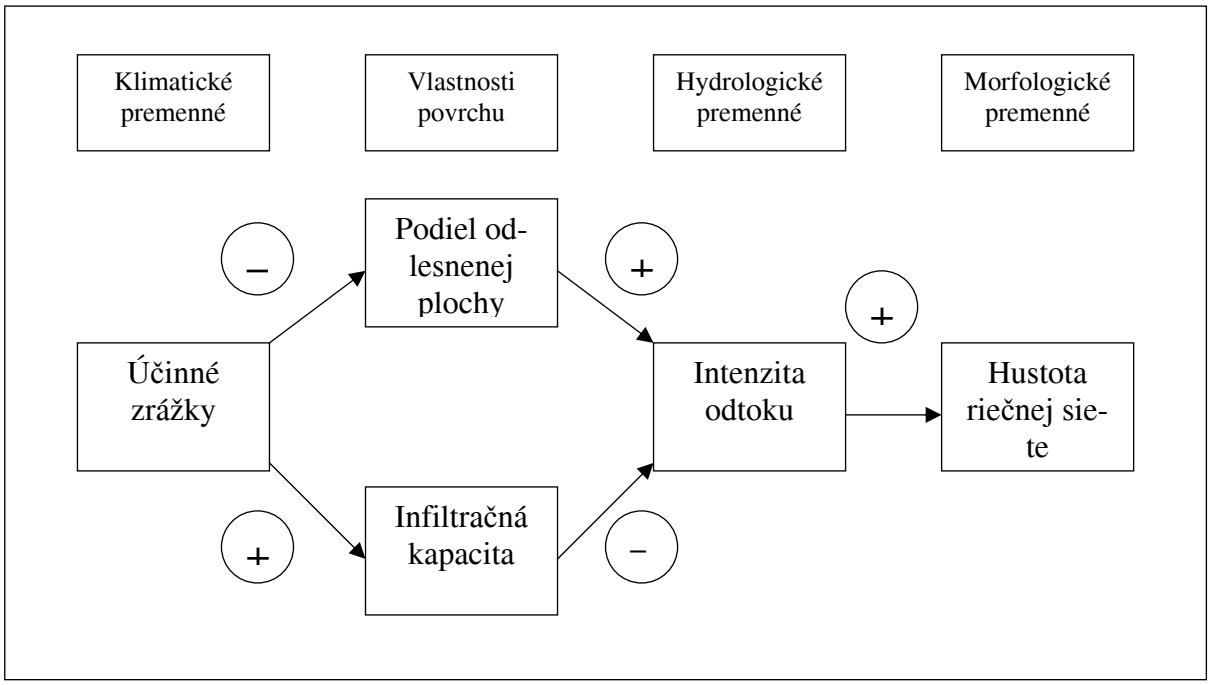


Obr. 5 Závislosť hustoty riečnej siete a koeficientu Rp

Fig. 5 Relation between river network density and Rp

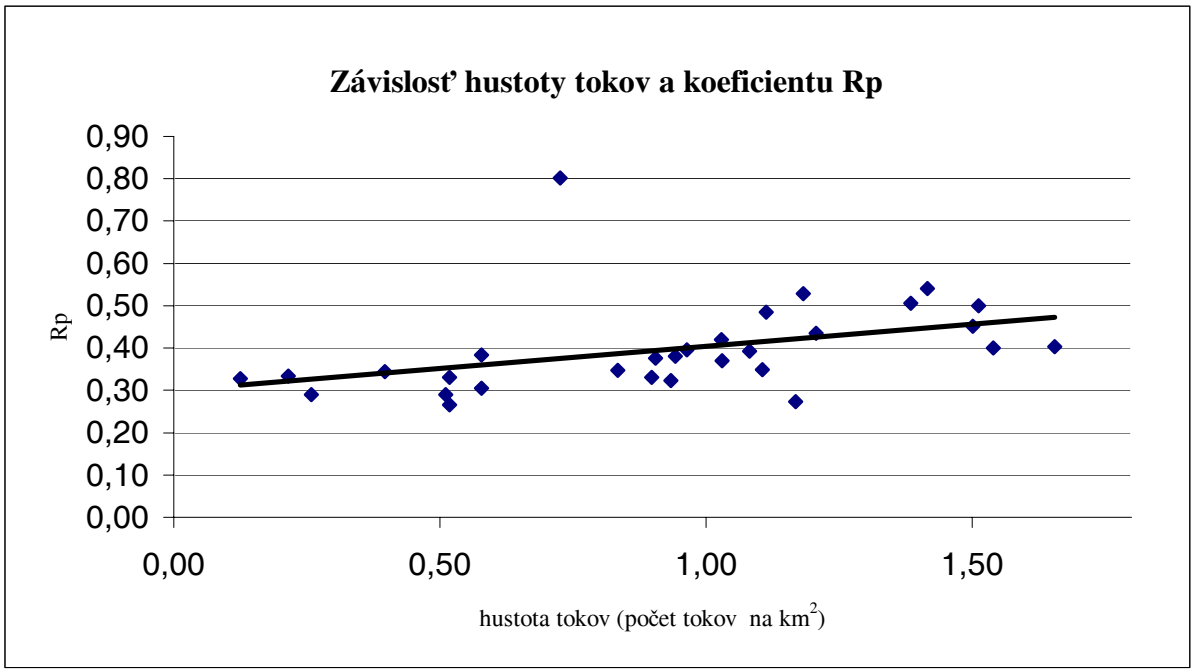
Korelačnú štruktúru medzi efektívnymi zrážkami, vlastnosťami povrchu povodia, odtokom a hustotou riečnej siete vyjadruje schéma znázornená na obr. 6. (Upravené podľa Meltona, in Richards 1982). Z nej sa dá vyčítať, že korelácia medzi efektívnymi zrážkami (zrážky spadnuté – výpar) a podielom odlesnenej plochy je negatívna, medzi podielom odlesnenej plochy a intenzitou odtoku pozitívna, atď.

Odvodeným morfometricko-hydrografickým parametrom, ktorý sme hodnotili je hustota tokov (stream density). Je to počet tokov na jednotku plochy v danom povodí. Túto veličinu zaviedol už Horton v 30. rokoch 20. storočia (Zavoianu 1985). Ak hodnotíme tento parameter je dôležité, ktorý zo systémov vyjadrujúcich rád toku použijeme. Ak použijeme Strahlerov systém, počet tokov je vyšší v porovnaní s Hortonovým systémom. Na rozdiel od hustoty riečnej siete (drainage density), ktorá indikuje celkovú dĺžku dolinovej (riečnej) siete, hustota tokov indikuje počet nodov (uzlov), v ktorých sa dolinová (riečna) sieť spája. V našom hodnotení sme použili Hortonov systém. Hustota tokov je najlepšie skorelovaná s hustotou riečnej siete, so špecifickým odtokom, priemerným úhrnom zrážok, priemernou nadmorskou výškou, priemerným prietokom a rozdielom maximálnej a minimálnej výšky. Korelačná závislosť s priemerným sklonom hlavnej doliny a s koeficientom R_p je pod stanovenou hodnotou spoľahlivosti r_{xy} (obr. 7).



Obr.6 Schéma korelačnej štruktúry medzi efektívnymi zrážkami, vlastnosťami povrchu povodia, odtokom a hustotou riečnej siete

Fig.6 The scheme of correlation structure among efficient precipitation, basin surface properties, runoff and river network density



Obr. 7 Závislosť hustoty tokov a koeficientu Rp

Fig. 7 Relation between stream density and Rp

Najvyššiu priemernú mieru závislosti (priemerná hodnota r_{xy}) z morfometrických parametrov vykazuje priemerná nadmorská výška a rozdiel nadmorských výšok, najnižšiu priemerný sklon. Ak hodnotíme takýmto spôsobom celý súbor parametrov, vrátane hydrologicko-bilančných, potom najvyššiu priemernú mieru závislosti vykazujú zrážky a špecifický odtok.

Z hodnôt r_{xy} sa potvrdilo, že priemerné úhrny zrážok sú najdôležitejším parametrom podmieňujúcim vznik nadpriemerných prietokov. Ak pripustíme, že zrážky sú do veľkej miery funkciou priemernej nadmorskej výšky a rozdielu maximálnej a minimálnej nadmorskej výšky, a ak význam týchto dvoch parametrov potlačíme, potom z ostatných morfologických parametrov majú významný vplyv na nadpriemerné prietoky hustota riečnej siete a hustota tokov.

ZÁVER

Závislosť medzi koeficientom Rp a jednotlivými morfometrickými parametrami sme vyhodnocovali analýzou korelačného koeficienta a graficky. Výsledné zistenia ukázali, že koeficient Rp, a teda aj pravdepodobnosť dosiahnutia nadpriemerného prietoku, meranom v záverečnom profile, je skorelovaný (zostupne, podľa veľkosti r_{xy}) s priemernou nadmorskou výškou povodia a rozdielom maximálnej a minimálnej nadmorskej výšky v povodí, s hustotou riečnej siete a s priemerným sklonom hlavnej doliny, pričom však len korelácia s priemernou nadmorskou výškou je nad úrovňou 99%-nej spoľahlivosti r_{xy}.

Príspevok vznikol v rámci riešenia vedeckého projektu č. 2/3084, finančne podporeného grantovou agentúrou VEGA.

Literatúra

Mosley, P.M, McKerchar A.I. (1992): Streamflow. In: Maidment, D.R (ed.): Handbook of hydrology McGraw-Hill, NewYork, pp 8.1- 8.39.

Pavlík, Z., Kűhnl, K. (1981): Úvod do kvantitativních metod pro geografy. Fakulta přírodovědecká UK, SPN Praha.

Richards, K. (1982): Rivers. Forms and process in alluvial channels. Methuen, London and New York.

Solín, Ľ., Cebecauer, T., Grešková, A., Šúri, M. (2000): Small basins of Slovakia and their physical characteristics. National report 2000 of the IHP UNESCO project 1.1.FRIEND. Bratislava, Geografický ústav SAV a Slovenský výbor pre hydrológiu.

Vogt, J.V., Colombo, R., Bertolo, F. (2003): Deriving drainage networks and catchment boundaries: a new methodology combining digital elevation data and environmental characteristics. Geomorphology, 53, pp 281-289.

Zavoianu, I. (1985): Morphometry of drainage basins. Developments in water science, 20. Elsevier, Amsterdam.

Autor

RNDr.Ján Hanušin, CSc., Geografický ústav SAV, Štefánikova 49, 814 73 Bratislava, SR, hanusin@savba.sk

KVANTITATÍVNE METÓDY INTEGROVANÉHO MANAŽMENTU POVODIA

Kamila Hlavčová, Ján Szolgay, Silvia Kohnová

Článok sa zaoberá problematikou integrovaného manažmentu povodia pre zabezpečenie trvalo udržateľného rozvoja vodných zdrojov. Spracovaný je tu prehľad o progresívnych metódach, ktoré sa v súčasnosti v IMP vo svete využívajú, resp. zavádzajú do praxe. Dôraz je kladený najmä na sektorálne nástroje a modely na simulovanie procesov v povodiach a integrované systémy, ktoré integrujú v sebe nástroje pre modelovanie, rozhodovanie a plánovanie v oblasti integrovaného manažmentu povodí. Ako príklad možností využitia nástrojov IMP v praxi sú tu uvedené výsledky prípadovej štúdie na povodí Hrona, v ktorej bolo na určenie možných zmien odtokových procesov, spôsobených zmenou manažmentu povodia, využité modelovanie odtoku fyzikálne orientovaným hydrologickým modelom s rozčlenenými parametrami.

Kľúčové slová: integrovaný manažment povodia (IMP), trvalo udržateľný rozvoj vodných zdrojov, sektorálne nástroje a integrované systémy IMP, hydrologický model s rozčlenenými parametrami

Progressive methods in integrated river basin management. *In the paper progressive methods in integrated river basin management are reviewed with emphasis on tools and integrated systems for sustainable development of water resources. As an example of using such methods in the practice, the results of a case study in the Hron river basin are presented. A physically based hydrological model with distributed parameters was used for the assessment of changes in runoff regime due to changes in basin management.*

Key words: integrated river basin management (IRBM), sustainable development of water resources, sectoral tools and integrated systems in IRBM, hydrological model with distributed parameters

---

1. ÚVOD

Podľa Rámcovej smernice EÚ o vodách základnú jednotku, v ktorej by sa malo realizovať hospodárenie s vodnými zdrojmi, predstavujú povodia. Zabezpečenie trvalo udržateľného hospodárenia s vodnými zdrojmi v povodiach je možné iba ich integrovaným manažmentom (IMP), na ktorom sa zúčastňujú ako správcovia, tak aj užívatelia vodných zdrojov a ktoré zahŕňa plánovanie, využívanie a manažment krajiny, a všetky oblasti hospodárenia s vodou z hľadiska jej kvantity aj kvality (vodné hospodárstvo, zásobovanie obyvateľstva pitnou vodou, priemysel, poľnohospodárstvo, lesníctvo, ako aj sociálno-ekonomické a politické hľadiská a záujmy spoločnosti).

Mnohé zo základných princípov pre integrovaný manažment vodných zdrojov boli sformulované v roku 1992 v Dubline na medzinárodnej konferencii o vode a životnom prostredí. Cieľom týchto princípov bolo urýchliť zmeny v tých oblastiach a aktivitách, ktoré sú považované za základné pre zdokonalenie manažmentu vodných zdrojov. Dublinské princípy prispeli značnou mierou k vytvoreniu odporúčaní Agendy 21- kapitoly 18 o vodných zdrojoch, ktorá bola prijatá na konferencii o životnom prostredí a rozvoji OSN v de Janiero v roku 1992. Tento prístup k vodným zdrojom známy ako Dublin-Rio Principle (Thomas, 2003) zdôrazňuje, že zásoby pitnej vody sú obmedzené a náchylné na ohrozenie, preto sú prvoradé z hľadiska udržania života, populácie, ekonomického rastu a životného prostredia. V nasledujúcom období boli tieto princípy rozpracované na rokovaniach viacerých medzinárodných konferencií o vode napr. v Harare a v Paríži 1998, a venovala sa im aj komisia OSN pre trvaloudržateľný rozvoj na svojom zasadnutí v Rio de Janiero „Rio+5“ roku 1998.

V článku sme spracovali prehľad o kvantitatívnych metódach, ktoré sa v súčasnosti vo svete využívajú, resp. sú v štádiu zavádzania v integrovanom manažmente povodí. Zamerali sme sa pritom na projekty podporované Európskou úniou v oblasti integrovaného manažmentu povodia, sektorálne nástroje, ktoré sa v súčasnosti používajú na modelovanie rôznych procesov v povodiach a integrované systémy pre modelovanie, rozhodovanie a plánovanie v oblasti integrovaného manažmentu povodí. Ako príklad možností využitia nástrojov IMP v praxi sú tu uvedené výsledky prípadovej štúdie na

povodí Hrona, v ktorej bolo na určenie možných zmien odtokových procesov, spôsobených zmenou manažmentu povodia, využité modelovanie odtoku fyzikálne orientovaným hydrologickým modelom s rozčlenenými parametrami.

2. DEFINÍCIE INTEGROVANÉHO MANAŽMENTU POVODIA (IMP)

Na vyjadrenie pojmu integrovaný manažment vodných zdrojov v povodí, resp. integrovaný manažment povodia (IMP) existuje v súčasnosti množstvo definícií, ktoré sa navzájom dopĺňajú a upresňujú. Ako príklad tu uvádzame niektoré z nich.

Integrovaný manažment povodia zohľadňuje multisektorálnu podstatu v kontexte celkového spoločensko-ekonomického rozvoja, ako aj rôznych záujmov týkajúcich sa využívania a ochrany vodných zdrojov, a to v oblasti zásobovania vodou a kanalizačných sietí, poľnohospodárstva, priemyslu, sídelného rozvoja, vodných diel, ako aj v oblasti dopravy, rekreácie, rybárstva a ďalších činností.

Integrovaný manažment vodných zdrojov je proces, ktorý podporuje koordinovaný rozvoj a riadenie vodných zdrojov, krajiny; a ďalších súvisiacich zdrojov, v snahe maximalizovať výsledné ekonomické a sociálne blaho, bez porušenia trvalej udržateľnosti ekosystému. Táto definícia bola neskôr rozšírená o integráciu vo využívaní vodných zdrojov aj v zmysle technickom, sociálnom i politickom a zahŕňa aj riešenie konfliktov v potrebe vody (Global Water Partnership Technical Advisory Comittee, 2000).

Podľa Ballweber (1995); Bulkley (1995); Deyle (1995) integrovaný manažment povodia znamená zlúčenie a zohľadnenie sociálnych, environmentálnych a technických aspektov pri využívaní vodných zdrojov. Tento proces zahŕňa vytvorenie diskusného fóra, zmeny v procesoch plánovania a riadenia vodných zdrojov, vytypovanie nových vodných zdrojov, kontrolu kvantity a kvality vôd, ochranu a revitalizáciu prírodných systémov, prehodnotenie súčasných projektov, výchovu, vzdelávanie, hľadanie spolupráce s verejnosťou a pod. Snahou je smerovanie vodohospodárskych rozhodnutí smerom k flexibilnému holistickému a environmentálnemu riadeniu.

Mitchell (1990) hovorí, že integrovaný manažment povodia predstavuje komplex, ktorý zahŕňa prvky celého hydrologického cyklu, prechádza cez hranice povodí a krajiny a spája vodu so širšími politickými otázkami regionálneho, ekonomického a environmentálneho rozvoja. Rovnako aj Grigg (1996) poukazuje na to, že integrovaný manažment povodia zahŕňa politické, geografické a hydroekologické vedné hľadiská.

Združenie American Water Works Association (AWWRA) sa pokúsilo spracovať definíciu konceptu tzv. „Celkového manažmentu vôd“, ktorý tiež v sebe zahŕňa definíciu integrovaného manažmentu povodia. „Celkový manažment vôd“ predstavuje taký spôsob riadenia vodných zdrojov, snahou ktorého je zabezpečiť prosperitu spoločnosti a nenarušiť životné prostredie. Je založený na princípe trvalo udržateľného rozvoja. Tento spôsob riadenia podporuje plánovanie a využívanie vodných zdrojov na princípe prírodného dynamického procesu, ktorý sa prispôsobuje zmeneným podmienkam, zahŕňa spoluúčasť všetkých zložiek riadenia, užívateľov a riadiacich pracovníkov, prostredníctvom procesu koordinácie a riešenia konfliktov, zvyšuje využívanie vody, recykláciu, ochranu zdrojov, a podporuje riadenie kvality a kvantity vôd, podporuje zdravie, bezpečnosť, a prosperitu spoločnosti.

3. EURÓPSKE PROJEKTY V OBLASTI INTEGROVANÉHO MANAŽMENTU POVODIA

Európska únia si plne uvedomuje dôležitosť problematiky integrovaného manažmentu vodných zdrojov v povodí a snaží sa všestranne podporovať vývoj v tejto oblasti. V súčasnosti podporuje množstvo projektov, ktoré pokrývajú vývoj a využívanie nástrojov a integrovaných systémov v oblasti manažmentu, rozhodovania a plánovania vodných zdrojov, ich štandarizáciu a harmonizáciu, testovanie v pilotných povodiach, ako aj rozširovanie výsledkov a vzdelávanie v tejto oblasti.

K takýmto projektom patrí napr. Rhine Network pre lepšie spoločné riadenie rieky Rýn, výskumný projekt Water Strategy Man pre vyhodnotenie alternatívnych stratégií pre riadenie vodného hospodárstva, projekt IRBM (Európska pracovná skupina pre definovanie podmienok zavádzania Rámcovej smernice EÚ o vodách v jednotlivých európskych štátoch), projekt IWRM Net (sieť na rozširovanie výsledkov výskumu v oblasti integrovaného manažmentu povodí) a projekt WEST (Water EconomicS Training pre spracovanie prehľadu o výskume v oblasti vody v Európe). Európska únia podporuje aj vzdelávanie v oblasti integrovaného manažmentu povodia, a to napr. projektmi Leonardo da Vinci, v ktorom sú podporované projekty Limousin Water a Tech III, a projekt WFD - Community – virtual community for training of water professionals. V rámci 6. RP EÚ sa tiež rieši rozsiahly projekt CATCHMOD Cluster, obsahujúci 10 projektov zameraných na integrovanie fyzicko-chemických, ekologických a sociálno-ekonomických aspektov a vytvorenie univerzálne akceptovateľného a prepojeného modelovacieho nástroja. Súčasťou CATCHMOD Cluster je projekt HarmoniCA zameraný na harmonizáciu nástrojov na modelovanie procesov v povodí pre ciele IMP, so svojimi zložkami - HarmonIT pre tvorbu nástrojov pre modelovanie životného prostredia, HarmoniQuA pre zabezpečenie kvality modelovania a Harmoni COP pre plánovanie (Refsgaard, 2001). Do oblasti skúšobného modelovania patria napr. EUROHARP pre optimalizáciu modelovania nutrientov, CLIME pre modelovanie vplyvu klimatickej zmeny na jazerá a prípadové štúdie Tisza River Project, HarmoniRiB, a TRANSCAT. Podobné projekty ako CATCHMOD sú aj projekty ARID, CITY-NET - Cluster, a projekt ACTIF.

4. NÁSTROJE A SYSTÉMY POUŽÍVANÉ PRE INTEGROVANÝ MANAŽMENT POVODIA

V súčasnosti sa v mnohých krajinách využívajú rôzne sektorálne nástroje a modely na modelovanie jednotlivých procesov v povodiach, a to v oblasti podzemných vôd, zrážkovo-odtokových procesov, hydrodynamických procesov, protipovodňovej ochrany, kvality vody, ekológie, bioty, a v sociálno-ekonomickej oblasti. Tieto oblasti modelovania sú často prepojené do integrovaných systémov na analýzu, rozhodovanie a plánovanie hospodárenia s vodnými zdrojmi s ohľadom na všetky možné záujmy a aspekty. Aj keď niektoré z týchto systémov sú prioritne zamerané iba na niektoré hľadiská hospodárenia s vodnými zdrojmi, všetky sa snažia poskytnúť ucelené nástroje pre potreby riadenia a rozhodovania. Ako príklady takýchto systémov možno uviesť (podľa Water Strategy Man, 2003) napr.: DSS (Podporný rozhodovací systém pre plánovanie vodných zdrojov na základe environmentálnej bilancie), SDSS (Priestorový systém pre podporu rozhodovania v hodnotení schém riadenia spotreby a dodávky vody), IQQM (Integrated Quantity and Quality Model - Integrovaný model kvantity a kvality), systém Basins (Better Assesment Sience Integrating Point and Non-Point Sources), model Mike Basin (komplexný podporný systém rozhodovania v integrovanom manažmente vodných zdrojov a plánovaní) (DHI, 1996), model RIBASIM (RIver BAsin SImulation), model ENSIS (Enviromental Surveillance and Information System - nástroj na environmentálny monitoring a ochranu), model REALM (the Resorce Allocation Model - model pre simuláciu systémov zásobovania vodou), model MULINO (MULtisektorálny, INtegrovaný a Operatívny systém pre udržateľné využívanie vodných zdrojov v povodiach (La Jeunesse, a kol., 2003), model WEAP (Water Evaluation and PLanning System – model pre podporu rozhodovania pri zásobovaní vodou a pri manažmente potreby vody), systém WaterWare (systém pre podporu rozhodovania pre integrované plánovanie a manažment riečnych povodí), systém Aquatool (zovšeobecnený systém pre plánovanie zdrojov vody a prevádzkový manažment povodia) a model Iras (Interactive River-Aquifer Simulation – nástroj pre simuláciu zdrojov povrchových a podzemných vôd).

4.1 Štandardizácia a zabezpečenie kvality modelovania v nástrojoch pre IMP

Vzhľadom na to, že integrované systémy, používané pre IMP integrujú modelovanie zložitých prírodných, ako aj sociálno – ekonomických procesov, okrem rozvoja a zavádzania týchto nástrojov sa začína klásť dôraz ich štandarizáciu a na zabezpečenie kvality pri ich využívaní. V mnohých krajinách sa kvalita modelovania zabezpečuje rôznymi smernicami a štandardami, ktorými by sa mali modelovacie projekty riadiť. Príkladom je napr. holandská príručka Good Modelling Practice Handbook (Waveren a kol., 2000), určená pre plánovanie a navrhovanie, operatívne riadenie,

ohodnotenie, optimalizáciu, verejné informácie, vzdelávanie a pod. vo všetkých oblastiach vodného hospodárstva. Pokrýva modely podzemných vôd pre nasýtenú a nenasýtenú zónu, zrážkovo-odtokové modely, modely distribúcie vody, hydrodynamické modely, modely na predpoveď povodní a včasného varovanie pred nimi, modely kvality povrchovej vody, modely čistenia odpadových vôd, ekologické modely, modely pre ekonomické odvetvia týkajúce sa vody a modely záťaže odpadmi a emisiami. Príručka sprevádza modelujúcich počas celého modelovacieho cyklu a poukazuje aj na mnohé zradné a chúlostivé miesta všeobecného charakteru a na mnohé podľa špecifickej oblasti. Príručka tiež poskytuje návody, ako zaznamenať a popísať všetky aktivity spojené s modelovaním, ktoré môžu byť využité pri rekonštrukcii projektu.

Podobné príručky boli spracované aj v iných európskych krajinách, aj keď mnohé z nich sú kladú dôraz iba na niektoré oblasti alebo aspekty integrovaného manažmentu povodia, napr. na modelovanie podzemných vôd. Aj vzhľadom na uvedené vzniká rad ďalších projektov (napr. projekt HarmoniQua, Refsgaard, 2001), ktoré sa zameriavajú na porovnanie skúseností v oblasti modelovania a na harmonizáciu uvedených príručiek v rámci Európy, ako aj v rámci jednotlivých oblastí modelovania.

Smernice na zabezpečenie kvality spĺňajú špecifické požiadavky z hľadiska ozrejmenia postupov modelovania a odporučení pre jasné aktivity modelovania. Vyplýva z nich však aj to, že istá časť modelovania je stále založená na skúsenostiach modelujúceho, jeho intuícii a tvorivosti. Tieto schopnosti nikdy nemôžu byť nahradené žiadnymi smernicami, takže mnohé detaily práce s modelmi nemôžu smernice zabezpečenia kvality zahŕňať. Smernice na zabezpečenie kvality by mali slúžiť prinajmenšom na štandardizáciu postupov práce s modelmi a spracovania údajov, zadefinovanie minimálnych požiadaviek na údaje pre rôzne účely modelovania, zadefinovanie minimálnych požiadaviek a funkčnosti matematických modelov (schematizácia, použité rovnice, pomocné výpočty, prezentácia výsledkov), definovanie možných postupov pri kalibrácii a overení modelu a pri odhade presnosti výsledkov modelovania.

4.2 Hodnotenie situácie na Slovensku

U nás sa zatiaľ modely v úlohách súvisiacich s integrovaným manažmentom povodí dostatočne neuplatňujú, modelovacie postupy sa vo vodnom hospodárstve síce využívajú sektorálne pri riešení parciálnych problémov, ale nezahŕňajú problematiku v celej komplexnosti. Tieto nástroje sa využívajú v aplikovanom výskume, špičkových pilotných štúdiách a v rámci zahraničných projektov, ale nie sú bežnou súčasťou vodohospodárskej praxe ani v plánovacom procese a ani v operatívnom riadení. Je zrejmé, že doterajšie práce na implementácii RS EÚ si nasadenie takýchto nástrojov nevyžadovali, no realizácie metodík kapitol RS si ich vyžadovať bude. Rovnako sa bez nich nezaobídeme pri integrácii krajinného plánovania a hospodárenia s vodou, keď bude nevyhnutné vedieť kvantitatívne odhadovať dopady rozvojových koncepcií a spôsobov využívania krajiny na stav vôd.

Ani pri aplikácii modelovacích nástrojov sa u nás nedá hovoriť o koordinácii alebo riadení podmienok ich nasadenia. Manažment kvality modelovania nie je zatiaľ pojem, ktorý by sa pri ich doterajšom nasadení uplatnil. V tejto súvislosti je potrebné si uvedomiť, že modely sú v istých súvislostiach používané ako analytické nástroje na hodnotenie stavu vodného prostredia a jeho zmien rovnako ako chemické alebo biologické laboratórne postupy. Ich výstupy zaujímajú v procese plánovania a riadenia podobné postavenie ako napr. výstupy chemických analýz a biologických prieskumov (i keď sa jedná väčšinou o rádovo rozdielne presnosti, prípadne časové a priestorové rozlíšenia). V prípade chemických laboratórií je však hodnotenie ich kvality bežných javom, resp. akceptovanou nutnosťou. Táto tendencia sa v zahraničí už uplatňuje aj pri používaní matematických modelov vo vodnom hospodárstve. Je to prirodzené, pretože s ohľadom na existenciou veľkého množstva modelovacích koncepcií (najmä v hydrológii) je potrebné riadiť podmienky ich používania, aby boli dosiahnuté porovnateľné a interpretovateľné výsledky.

5. PRÍPADOVÁ ŠTÚDIA VYUŽITIA NASTROJA IMP NA POVODÍ HORNÉHO HRONA

V tejto časti ako príklad využitia modelovacieho nástroja v integrovanom manažmente vodných zdrojov v povodí opisujeme aplikáciu fyzikálne orientovaného zrážkovo-odtokového modelu s rozčlenenými parametrami pre analýzu vplyvu možných zmien vo využívaní územia na odtokové procesy. Zamerali sme sa na hodnotenie odtoku zo zrážok a topenia snehu na povodí horného Hrona a zmenu spôsobu využívania územia sme vyjadrili rôznymi scenármi, pri ktorých sme simulovali a porovnávali zmeny odtoku oproti súčasnému stavu (Szolgay, a kol., 2004). Dôraz sme pritom kládli na porovnanie zmien objemu odtoku a jeho zložiek, zmien extrémnych fáz odtoku a zmien priestorového rozloženia odtoku a jeho zložiek na povodí.

5.1 Opis zrážkovo-odtokového modelu s rozčlenenými parametrami

Pri tvorbe zrážkovo-odtokového modelu sme vychádzali zo štruktúry fyzikálne orientovaného modelu WetSpa (Wang a kol., 1996), ktorého zložky a programovú štruktúru sme upravili tak, aby bol vhodný na modelovanie odtoku zo zrážok a topenia snehu na povodí horného Hrona (Szolgay a kol., 2004). Fyzikálne orientovaný zrážkovo-odtokový model s rozčlenenými parametrami rozdeľuje povodie štvorcovou sieťou na rovnomerné priestorové jednotky, v ktorých počíta hydrologickú bilanciu a simuluje pohyb vody do záverečného profilu povodia. Jednotlivé zložky hydrologickej bilancie tvoria tekuté a tuhé zrážky, intercepcia, pôdna vlhkosť, infiltrácia, aktuálna evapotranspirácia, povrchový odtok, podpovrchový odtok a podzemný odtok. Transformácia povrchového odtoku v povodí sa simuluje na základe difúznej vlny a hydraulických charakteristík prúdenia vody na svahoch a v riečnej sieti. Výpočet podpovrchového odtoku vychádza z Darcyho zákona a metódy kinematickej vlny. Základné vstupy do modelu tvoria rastrové digitálne vrstvy (digitálny model reliéfu, mapa využitia územia a mapa pôdnych druhov) a hydrologické a klimatické vstupné údaje v dennom alebo hodinovom kroku. Okrem rozsiahleho množstva fyzikálne orientovaných parametrov, odvodených na základe fyzicko-geografických vlastností povodia, vstupuje do modelu 11 globálnych parametrov, ktoré sú kalibrovateľné.

Model bol nakalibrovaný a validovaný na povodí horného Hrona po Banskú Bystricu v dennom kroku pre vybrané časové úseky z disponibilného obdobia 1981-2000. Miera zhody medzi meranými a simulovanými priemernými dennými prietokmi bola posudzovaná koeficientom Nash-Sutcliffe, ktorého dosiahnutá hodnota pre celé 20-ročie bola 0,732.

5.2 Scenáre zmeny využívania územia na povodí horného Hrona

Na vyjadrenie zmien vo využívaní územia na povodí horného Hrona sme vytvorili niekoľko scenárov, za predpokladu ktorých sme simulovali odtok zo zrážok a topenia snehu v dennom kroku pre obdobie 1981-2000. Zmeny odtoku sme vyhodnotili porovnaním simulovaných priemerných denných prietokov a ich štatistických charakteristík pre súčasný stav využitia územia a scenáre zmeny využitia územia, ako aj priestorovo v podobe máp. Vo vyhodnocovaní zmien sme sa zamerali aj na zmeny jednotlivých zložiek odtoku, ktoré tvorí povrchový, podpovrchový a podzemný odtok. Na vyjadrenie zmeny využitia územia sme vytvorili nasledovné scenáre : 1/ prirodzený stav – scenár, ktorý vyjadruje spôsob využitia územia najbližší prirodzenej krajine, takmer celé povodie je zalesnené; 2/ zmena druhovej skladby lesa – spôsob využitia územia, ktorý je možné zrealizovať na povodí pri rešpektovaní súčasného využívania územia (urbanizované územie, orná pôda a pod.); 3/ zatrávnenie lesa – scenár, pri ktorom sa predpokladá, že sa zalesnené plochy zmenia na trávnaté porasty; 4/ zmena nepriepustných plôch – scenár, pri ktorom sa predpokladá, že na urbanizovanom území bude podiel nepriepustných plôch 100 %; 5/ zatrávnenie ornej pôdy – scenár, pri ktorom sa predpokladá, že sa zatrávnia plochy, v súčasnosti využívané ako orná pôda; 6/ zalesnenie kritických hydrotopov – scenár, pri ktorom sa predpokladá zalesnenie území, ktoré predstavujú kritické územia s možnosťou tvorby najväčšieho povrchového odtoku.

5.3 Zhodnotenie výsledkov

Porovnanie zmeny celkového, povrchového, podpovrchového a podzemného dlhodobého priemerného ročného odtoku [mm.rok^{-1}] pre uvažované scenáre zmeny využitia územia oproti súčasnému stavu (za obdobie 1981-2000) je uvedené v tab. 1.

Tab. 1 Zmena dlhodobého priemerného ročného odtoku [mm.rok^{-1}] a jeho jednotlivých zložiek pre uvažované scenáre zmeny využitia územia oproti súčasnému stavu (za obdobie 1981-2000)

Tab.1 Changes in the long-term mean annual runoff [mm.year^{-1}] and its components for different land use change scenarios as opposed to the reference state (1981-2000 period)

	Povrchový odtok	Podpovrchový odtok	Podzemný odtok	Celkový odtok
	[mm.rok^{-1}]	[mm.rok^{-1}]	[mm.rok^{-1}]	[mm.rok^{-1}]
prirodzený stav	-63.3	-72.2	-0.7	-136.2
zmena skladby lesa	2.7	3.8	1.8	8.3
zatrávnenie lesa	0.6	-4.2	15.2	11.6
zmena nepriepustných plôch	66.3	-3.9	-17.7	44.7
zatrávnenie ornej pôdy	-36.6	1.1	3.2	-32.3
zalesnenie kritických hydrotopov	-2.9	-0.2	-1.8	-4.9

Zo zhodnotenia zmeny odtoku pre jednotlivé scenáre vyplývajú nasledovné závery:

Z porovnania zmeny priemerných denných prietokov pre scenár „prirodzený stav“ oproti súčasnému stavu vyplynulo, že takmer úplné zalesnenie povodia môže spôsobiť výrazné zníženie priemerných denných prietokov. Priemerná ročná odtoková výška sa znížila približne o 140 mm za rok, čo predstavuje rozdiel oproti súčasnému stavu približne o -30 %. Najvýraznejšie z jednotlivých zložiek odtoku sa znížil povrchový odtok, a to o 63 mm za rok (-91 % oproti súčasnému stavu) a podpovrchový odtok, ktorý sa znížil o 72 mm za rok (-53 % oproti súčasnému stavu). Zmena podzemnej zložky odtoku sa pri tomto scenári neprejavila.

Z porovnania zmeny priemerných denných prietokov pre scenár „zmena skladby lesa“ oproti súčasnému stavu vyplynulo, že zmena skladby lesa by sa na povodí horného Hrona na zmene odtoku takmer neprejavila. Zmena celkovej priemernej ročnej odtokovej výšky v mm za rok je 8,3 mm, čo je zanedbateľná hodnota. Podobne sa nepatrné zmeny prejavili aj pri jednotlivých zložkách odtoku.

Posúdenie zmeny priemerných denných prietokov pre scenár „zatrávnenie lesa“ oproti súčasnému stavu ukázalo, že pri takomto scenári môže nastať iba mierne zvýšenie celkového odtoku, ktoré sa prejaví v zvýšení priemernej ročnej odtokovej výšky asi o 12 mm (+2,5 %). Zvýšenie celkového odtoku spôsobí najmä zvýšenie podzemného odtoku, a to asi o +15 mm (+6 %). Povrchový odtok sa takmer nezmení a podpovrchový odtok sa zníži asi o -4 mm (-3 %).

Z porovnania zmeny priemerných denných prietokov pre scenár „zmena nepriepustných plôch“ oproti súčasnému stavu vyplynulo, že zmena všetkých plôch urbanizovaného územia na nepriepustné plochy môže spôsobiť zvýšenie priemerných denných prietokov na celom povodí. Priemerná ročná odtoková výška sa zvýšila o približne 45 mm za rok, čo predstavuje rozdiel oproti súčasnému stavu približne o +10 %. Najvýraznejšie z jednotlivých zložiek odtoku sa zvýšil povrchový odtok, a to o 66 mm za rok (+96 % oproti súčasnému stavu). Podpovrchový odtok sa pritom nepatrne znížil, a to o -4 mm za rok (-3 % oproti súčasnému stavu) a znížil sa aj podzemný odtok, a to o -18 mm za rok (-7 % oproti súčasnému stavu).

Z porovnania zmeny priemerných denných prietokov pre scenár „zatrávnenie ornej pôdy“ oproti súčasnému stavu vyplynulo, že pri tom scenári možno očakávať pokles odtoku, ktorý sa prejavil v poklese priemerných denných prietokov v jednotlivých mesiacoch aj v celom roku, ako aj v poklese priemernej ročnej odtokovej výšky. Celková priemerná odtoková výška sa znížila o 32 mm, čo

predstavuje pokles oproti súčasnému stavu o -7%. Tento pokles spôsobil najmä pokles povrchového odtoku, ktorého priemerná ročná odtoková výška sa znížila o 37 mm (-53 % oproti súčasnému stavu). Ostatné zložky odtoku sa zmenili len veľmi nepatrne.

Z porovnania zmeny priemerných denných prietokov pre scenár „zmena zalesnenie kritických hydrotopov“ oproti súčasnému stavu vyplynulo, že pri tomto scenári sa zmena odtoku takmer neprejavila. Zmeny celkovej priemernej ročnej odtokovej výšky sa prejavili v jej znížení oproti súčasnému stavu asi o 5 mm, čo predstavuje zníženie asi -1 % oproti súčasnému stavu. Uvedené výsledky sú spôsobené tým, že kritické oblasti (vysoké sklony svahov, nepriepustné pôdy) sú na povodí horného Hrona prevažne zalesnené, a preto uvedený scenár je veľmi podobný súčasnému stavu na povodí.

6. ZÁVER

Prezentované výsledky ukazujú na možnosti využitia hydrologického modelovania s priestorovo rozčlenenými parametrami pri analýze odtoku a jeho zmien pri rôznom manažmente povodia, vyjadrenom spôsobom využívania územia. Takýto prístup je možné využiť v integrovanom manažmente povodia, a to najmä pri organizovaní spôsobu využívania povodia a posudzovaní jeho vplyvu na odtokové procesy. Zmena odtoku sa dá vyjadriť porovnávaním priemerných denných, mesačných, ako aj ročných prietokov, ich štatistických charakteristík, ako aj priestorovým rozložením odtoku. Okrem toho je možné zhodnotiť aj zmeny jednotlivých zložiek odtoku – povrchového, podpovrchového a podzemného a zmeny zložiek prvkov hydrologickej bilancie, ako je evapotranspirácia a infiltrácia.

Na druhej strane, pri využívaní výsledkov distribuovaného hydrologického modelovania je potrebné uvedomiť si aj mnohé neistoty uvedeného prístupu, ktoré treba v integrovanom manažmente povodia zohľadňovať. Spoľahlivosť výsledkov modelu veľmi úzko súvisí s disponibilnými vstupnými údajmi, s mierou schematizácie hydrologických procesov v modeli, s parametrizáciou vlastností prostredia v simulovaných fyzikálnych procesoch a s určením dostatočne spoľahlivých fyzikálnych, ako aj kalibrovaných parametrov modelu.

Uvedený prístup predstavuje len časť možností, ktoré v integrovanom manažmente povodí ponúka využitie modelov a integrovaných systémov. S ohľadom na v článku dokumentovaný zahraničný vývoj, existenciu veľkého množstva modelovacích nástrojov v oblasti integrovaného manažmentu povodí by pre zlepšenie situácie na Slovensku bolo v prvom rade potrebné vyjasniť pojem a záber integrovaného manažmentu povodí a legislatívne ho zakotviť, vrátane zodpovednosti jednotlivých organizácií činných vo VH a súvisiacich sektoroch. Ďalej by bolo potrené vybrať okruh nástrojov (modelov) potrebných pre podporu realizácie integrovaného manažmentu, resp. plánovacích procesov vo vodnom hospodárstve a v pilotných povodiach preveriť výpovednú schopnosť týchto nástrojov v našich fyzicko-geografických podmienkach. Pri nasadení modelov alebo nástrojov by bolo vhodné zamerať sa najskôr na nástroje, s ktorými už sú u nás čiastočné skúsenosti, t.j. na zrážkovo-odtokové a hydraulické modely s rozčlenenými parametrami na hodnotenie vplyvu využívania územia na hydrologický režim a na obdobné modely hodnotenia kvality vôd. Následne sa bude treba pripraviť na nasadenie modelov v oblasti integrovaného hospodárenia s vodou na báze povodí, ktoré sa u nás zatiaľ v plánovacom procese vôbec neuplatnili, uskutočniť ich pilotné testovanie pre úlohy, ktoré vyplynú z vyjasnia zodpovednosti a úloh jednotlivých organizácií činných vo vodnom hospodárstve a súvisiacich sektoroch.

Poďakovanie
Autori ďakujú agentúre VEGA za podporu grantu 2/5056/25 a Agentúre na podporu vedy a techniky za podporu projektu APVT-51-017804.

7. LITERATÚRA

Ballweber, J.A. (1995): Prospects for Comprehensive, Integrated Watershed Management Under Existing Law. Water Resources Update, Universities Council on Water Resources, Issue No. 100, 19-23.

Bulkey, J.W. (1995): Integrated Water Management: Past, Present and Future. Water Resources Update, Universities Council on Water Resources, Issue No. 100, 7-18

Deyle, R.E. (1995): Integrated Water Management: Contending With Garbage Can Decision making in Organized Anarchies. Water Resources Bulletin, AWRA, Vol. 31, No. 3, 387-398.

DHI (1996): NAM - MIKE 11. Documentation and User's Guide. Danish Hydraulic Institute, 50 s.

La Jeunesse, I., Rounsevell, M., Vanclooster, M. (2003): Delivering a decision support system tool to a river contract: a way to implement the participatory approach principle at the catchment scale? Physics and Chemistry of the Earth, 28, 547-554.

Mitchell, B., ed. (1990): Integrated Water Management: International Experiences and Perspective, Belhave Press, London.

Refsgaard, J.CH. (2001): HarmoniQuA. State-of-the-Art Report on Quality Assurance in modeling related to river basin management. Contract EVK2-CT201-00097.

Water Strategy Man, EVK1-CT-2001-00098. (2003): Deliverable 10. Report on models, tools and DSS for water management. Progea s.r.o.

Szolgay, J., **Hlavčová, K., Kohnová, S., Kubeš, R., Zvolenský, M., Papánková, Z., Horvát, O.** (2004): Analýza možných zmien odtoku zo zrážok a topenia sa snehu na povodí rieky Hron vplyvom využívania územia a jeho retenčných vlastností. Záverečná správa. SvF STU, Bratislava, 132 s.

Thomas, J. S., Durham, B. (2003): Integrated Water Resource Management: looking at the whole picture. Desalination, 156, 21-28.

Van Waveren, R.H., Groot, S., Scholten, H., Van Geer, F.C., Wösten, J.H.M., Koeze, R.D. and Noort, J.J. (2000): Good Modelling Practise Handbook, STOWA Report 99-05, Utrecht, RWS-RIZA, Lelystad, The Netherlands. http://waterland.net/riza/aquest

Wang Z., Batelaan, O., De Smedt, F. (1996): A distributed Model for Water and Energy Transfer between Soil, Plants and Atmosphere (WetSpa). Phys. Chem. Earth, 21(3): 189-193.

PŘÍSPĚVEK PROJEKTU TRANSCAT PRO INTEGROVANÝ MANAGEMENT POVODÍ V POHRANIČNÍCH OBLASTECH

Jiří Horák, Jan Unucka, Josef Stromský, Antonín Orlík

Hlavním cílem projektu TRANSCAT (Integrated Water Management of Transboundary Catchments) je vytvoření operativního a integrovaného komplexního systému podpory při rozhodování, který by měl prospět optimálnímu managementu vodního hospodářství v příhraničních povodích v kontextu zavádění Rámcové směrnice EU pro vodní politiku. Pilotními oblastmi projektu jsou povodí Bělé (číslo 2-04-04, III. řád, pravostranné přítoky Kladské Nisy v Jeseníku), horního toku Vltavy (Šumava), Pasviku (Norsko – Rusko), Guadiany (Španělsko – Portugalsko) a Mesta/Nestos (Bulharsko – Řecko).

V rámci projektu byl vytvořen distribuovaný a platformně nezávislý systém TDSS, který pracuje v prostředí Internetu s využitím Open Source technologií jako je např. University Minessota Map Server v roli mapového serveru.

TDSS staví na otevřené a plně distribuované architektuře. Pro podporu integrovaného rozhodování v pohraničních oblastech je schopen využít různé typy dat a plnohodnotně pracuje s jejich jazykovými verzemi. Evidence a správa dat je podpořena uloženými metadaty, všechny parametry nastavení aplikace jsou uloženy v databázi a to dovoluje snadno modifikovat a upravovat vzhled a činnost výsledné aplikace.

TDSS může být využit při operativním i strategickém řízení; je schopen poskytovat řadu aktuálních informací pro rozhodování (mapy, hyperlinky, informační panely).

TDSS se rovněž snaží integrovat GIS, hydrologické (HEC-HMS, GRASS GIS), hydrogeologické (MODFLOW) a geoekologické modely v jednotném systému. Předpokládá výstavbu a kalibraci jednotlivých modelů a jejich zapojení do sítě, která bude umožňovat řízené využívání těchto modelovacích nástrojů při široce orientované podpoře rozhodování. Novou kvalitu modelování nabízí integrovaný systém v možnosti využití vzájemné interakce jednotlivých modelů.

Vedle toho nabízí TDSS vazbu i na systémy podpory rozhodování pracující komplexním způsobem nejenom s hydrologickými, ale i s ekonomickými, demografickými či ekologickými faktory. Takovým nástrojem je např. mDSS z evropského projektu MULINO, které využívá DPSIR metodiku. TDSS zde podporuje rozhodování v konceptuální, návrhové i výběrové fázi.

Klíčová slova: vodní hospodářství, přeshraniční povodí,OpenSource, distribuovaná architektura,hydrologické modelování, systém pro podporu rozhodování

The TRANSCAT Project Contribution to Integrated Water Management of Transboundary Catchments. *The main goal of the TRANSCAT project (Integrated Water Management of Transboundary Catchments) will be to create an operational and integrated comprehensive Decision Support System (DSS) for optimal water management of catchments in borderland regions, in context of the implementation of the EU Water Framework Directive.*

Pilot areas for the project are Bela catchment (Czech - Poland), high part of the Vltava river catchment (Sumava), Pasvik catchment (Norway – Russia), Guadiana catchment (Spain – Portugal) and Mesta/Nestos catchment (Bulgaria – Greece).

It was developed the distributed and platform independent system TDSS, running in Internet environment using Open Sources technologies, like University Minnesota Map Server in the role of map server.

TDSS is based on open and fully distributed architecture. To support of integrated management in transboundary catchments, it is able to utilise different types of data and deal with their language versions. The evidence and data management is supported by stored metadata, all parameters for setting of the application are stored in the database and it allows to easy modify the design and functionality of the resulting application.

TDSS can be used during the management on both operational and strategic levels; it is able to provide the set of actual information needed for decision taking (maps, hyperlinks, info-panels etc.).

TDSS is aimed to integration of GIS, hydrologic (HEC-HMS, GRASS GIS), hydrogeological (ModFlow) and geo-ecological models in the unified system. The construction and calibration of individual models are assumed, their integration into the network, which will enable the controlled application of these modelling tools in widely oriented decision support. The new quality of modelling is offered on the base on mutual integration individual models.

TDSS also offers the connection to decision support systems working complex way not only with hydrologic but also with economic, demographical or ecological factors. Such tool is e.g. mDSS (MULINO project), which applies DPSIR methodology. TDSS supports her the decision taking in conceptual, design and choice phases

PROJEKT TRANSCAT

Hlavním cílem projektu TRANSCAT (Integrated Water Management of Transboundary Catchments) je vytvoření operativního a integrovaného komplexního systému podpory při rozhodování, který by měl prospět optimálnímu managementu vodního hospodářství v příhraničních povodích v kontextu zavádění Rámcové směrnice EU pro vodní politiku.
TRANSCAT je projektem 5.rámcového programu EU řešeným v letech 2003-2006, na kterém se podílí 12 partnerů z 8 zemí. V rámci projektu je vymezeno 5 pilotních oblastí: povodí Bělé (číslo 2-04-04, III. řád, pravostranný přítok Kladské Nisy v Jeseníku), horní tok Vltavy (Šumava), Pasvik (Norsko – Rusko), Guadiana (Španělsko – Portugalsko) a Mesta/Nestos (Bulharsko – Řecko). Základní informace o projektu TRANSCAT je možné nalézt na webových stránkách http://www.transcat-project.net/, vývoj systému a jeho uživatelé je popsán v (Horák J. et al. 2004).

TRANSCAT DSS (TDSS) staví na otevřené a plně distribuované architektuře. Pro řešení byla zvolena internetová technologie, kde základ tvoří mapový server (University Minessota Map Server UMMS). Na straně uživatele se nic neinstaluje a k provozu postačí běžný internetový prohlížeč. O vše ostatní (HW, SW, data, správa systému) se stará poskytovatel služby.

Funkčnost vytvořené klientské aplikace je v oblasti GIS poměrně vysoká. Uživatel musí být schopný nalézt co nejvíce údajů pro potřeby rozhodovacího procesu, data vizualizovat a vyhodnocovat. Přitom by měla aplikace mít jednoduché rozhraní pro koncové uživatele.
Klient nabízí běžné funkce GIS, jako např. zobrazování mapových vrstev, zvětšování a zmenšování, posun, definice měřítka, vyhledávání a kurzorový dotaz, navíc i automatické popisování vrstev.
Rozhodně by to ale neměl být jen vizualizační nástroj, ale systém propojený s modelovacími nástroji pro podporu rozhodování především v oblasti vodního hospodářství.

TDSS se snaží integrovat GIS, hydrologické, hydrogeologické a geoekologické modely v jednotném systému. Předpokládá výstavbu a kalibraci jednotlivých modelů a jejich zapojení do sítě, která bude umožňovat řízené využívání těchto modelovacích nástrojů při široce orientované podpoře rozhodování. Novou kvalitu modelování nabízí integrovaný systém v možnosti využití vzájemné interakce jednotlivých modelů.
Vedle toho nabízí TDSS vazbu i na systémy podpory rozhodování pracující komplexním způsobem nejenom s hydrologickými, ale i s ekonomickými, demografickými či ekologickými faktory. Takovým nástrojem je např. mDSS z evropského projektu MULINO.

Vzhledem k zaměření systému je možné se napojovat i na aktuální meteorologické a hydrologické informace (především předpovědi a varování).

TDSS může být díky výše uvedeným vlastnostem využit při operativním i strategickém řízení vodního hospodářství.

SPECIFIKA SYSTÉMU PRO PŘESHRANIČNÍ OBLASTI

TDSS byl jako distribuovaný systém navržen zejména s ohledem na prostředí, v němž měl být implementován. Tímto prostředím jsou přeshraniční povodí, kde je třeba uspokojovat řadu požadavků, v běžných informačních systémech těžko řešitelných.

Problémy můžeme rozdělit do několika skupin:

1) rozdílný jazyk a znaková sada
2) datová nekompatibilita
   - rozdílné formáty dat
   - rozdílné souřadnicové systémy a zobrazení
   - rozdílná sémantika
3) rozdíly v kartografických a informačních zvyklostech

ad 1) Prvním zjevným problémem je jazyková bariéra mezi uživateli zúčastněných stran. Přesto, že v normálně fungujících pohraničních oblastech jsou tyto bariéry dlouhodobě snižovány díky spolupráci obou (či více) stran, není možné spoléhat, že budou uživatelé dobře rozumět druhé straně a to může být zásadní např. při krizových situacích, pokud má systém i k takovým účelům sloužit.

Vzdálené řešení může být v použití automatizovaných překladačů, v současnosti a v blízké budoucnosti však za jediné spolehlivé řešení považujeme tlumočnické překlady. Tento závěr nás vedl k návrhu systému, který nespoléhá na překlady on-the-fly (tedy průběžné překládání termínů a textů během práce aplikace), ale ukládání více jazykových mutací ke každému textu, kde to může být zapotřebí. Tyto další jazykové verze jsou naplňovány off-line, ať už s pomocí automatických překladačů (což nevyužíváme) nebo tlumočnicky.

To vede samozřejmě k problémům jak v datové struktuře tak i vlastního ovládání aplikace.

Ukládání jazykových verzí musí být samozřejmě řešeno správně i s ohledem na používanou znakovou sadu.
Připravené multijazyčné prostředí je schopno adekvátním způsobem publikovat data (ať už běžná či prostorová) v různých jazycích, řeší ale také jejich integritu, relevantnost a korektnost. Vytvořené prostředí dovolí i řešit samostatně některé problémy spojené s lokalizací dat, především překlady a verifikace.

ad 2) Datová nekompatibilita se v nejjednodušší formě projevuje rozdílnými formáty dat. Zpravidla není problémem najít způsob transformace datových souborů, nemusí se to ale dařit se 100% zachováním informací (např. texty v CAD systémech). Rovněž transformace rozdílných datových typů při změně databázového prostředí vede ke stejným závěrům.

V projektu TRANSCAT zatím největším problémem bylo zpracování tzv. SOSI souborů (národní standard prostorových dat Norska, formát Norské kartografické služby).

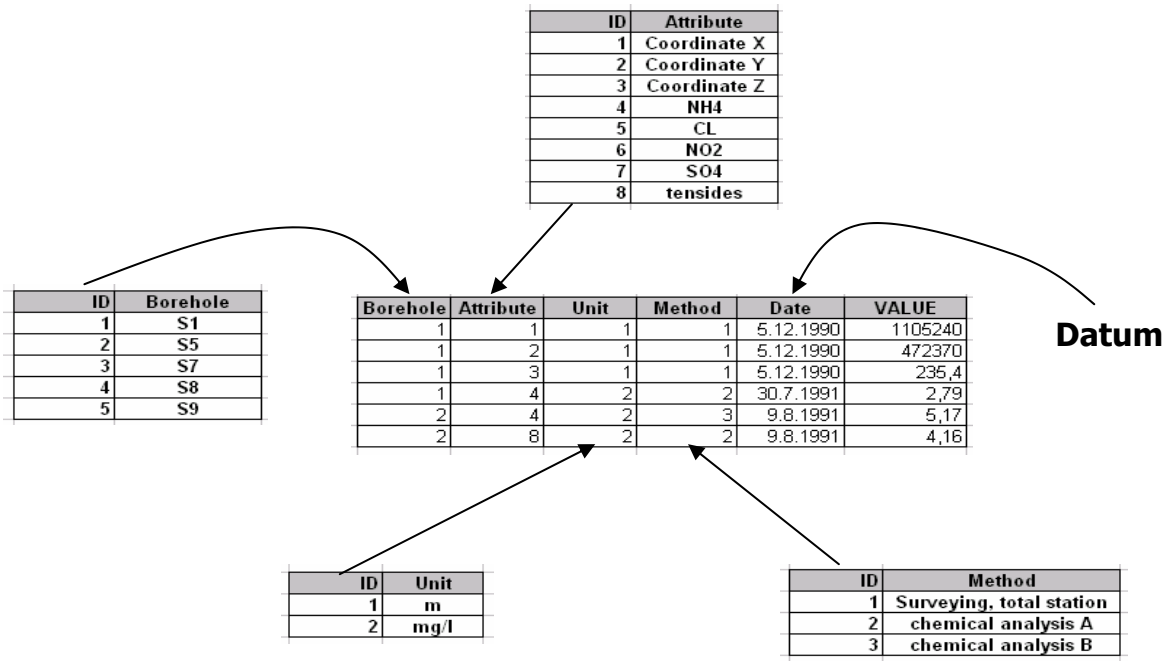
Druhý v pořadí z hlediska náročnosti je problém rozdílných souřadnicových systémů, které popisují lokalizaci prostorových dat. Je známo, že většina především evropských zemí používá své národní souřadnicové systémy. Česká a Slovenská republiky používají nadále S-JTSK, který je velmi specifickým systémem, u kterého není jednoduché provádět transformace do a z jiných systémů. V případě centralizovaného přeshraničního systému je nezbytné data transformovat do jednoho systému, což ovšem není příliš výhodné pro místní uživatele, kteří jsou nuceni se dívat na geografická data na své straně v jiném systému než na jaký jsou zvyklí a především tím ztrácí možnost integrace s jinými národními systémy.

Systém TDSS k zachování kompatibility lokálně ukládá geografická data a zobrazuje ve WGS-84/NUTM33. Vzdálená geografická data (tedy uložená na jiném serveru) jsou dostupná především pomocí služby WMS (web mapping services) a před zobrazením na pozadí jsou transformována do systému WGS-84/NUTM33 pomocí programové knihovny PROJ 4.

Nejhorší problém představuje řešení rozdílné sémantiky dat. Na tento problém poukazuje řada teoretických prací a zabývá se jím i několik aktuálních evropských projektů (např. HarmonIT http://www.harmonit.org/).
V systému TDSS se nepokoušíme unifikovat data při jejich sběru, ale naopak se snažíme, aby při pořizování dat byla tato zapsána v primární, co nejméně změněné podobě a současně aby se zapisovala řada metadat, která umožňují následné správné využití dat. Kromě jiného jsou tato metadata také základem pro provádění unifikace dat, pokud je jí z důvodu přeshraniční analýzy zapotřebí.

Data jsou uložena v datovém skladu s multidimenzionální strukturou. To umožňuje zapisovat měřená data s plnými metadaty, popisujícími kdy, kde, co a jak bylo měřeno (obr.1). Plná sestava dimenzí zahrnuje:

- čas (datum a čas)
- metoda (např. identifikace analytické metody)
- datová sada (potřebné kvůli vazbě na plná metadata, copyright)
- jednotka měření
- kvalifikátor (=, >,<, stopy apod.)
- hodnocení neurčitosti
- klasifikační schéma (v případě ukládání kódů hornin, typů vrstev, půdy, vegetace, apod.)
- zdroj
- jazyk



Obr.1 Princip ukládání dat v multidimenzionální struktuře

Vzniklá struktura je sice relativně málo srozumitelná pro běžného uživatele, ale má řadu výhod při přístupu aplikace k datům a především jsou data zachována v podobě, která by neměla omezovat budoucí využití.

ad 3) Je potřebné si uvědomit, že multinárodní systém (tento termín považujme za vhodnější než nadnárodní, který vyvozuje představu unifikovaného systému, např. s jedním „univerzálním“ jazykem) není možné omezit jen na řešení jazykové stránky věci. Každý stát a dokonce i řada komunit má určité zvyklosti, které očekává, že bude používaný systém také mít. Dobrým příkladem mohou být třeba kartografické zvyklosti, kdy se určitými značkami vyznačují významné objekty v terénu. Pokud máme hovořit o multinárodním systému, je potřebné, aby systém zobrazoval uživateli symboly, na které je zvyklý.

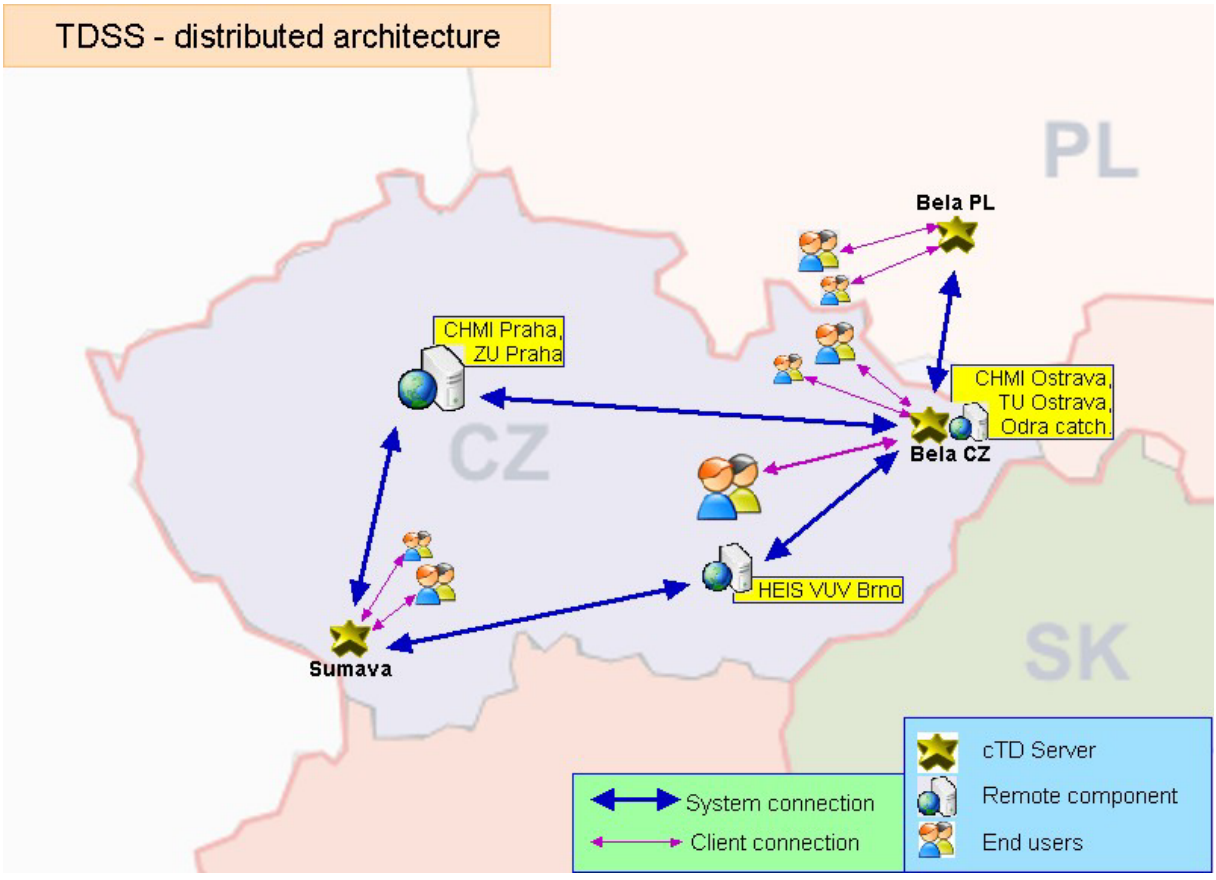
Pravděpodobně bychom mohli nalézt i jiné případy „národního“ prostředí, které zobecňujeme jako informatické zvyklosti.

Systém TDSS je plně konfigurovatelný v tomto směru a je možné nastavit jednotlivým skupinám, či celému národnímu prostředí, preferované způsoby zobrazení, včetně jiných symbolů. Tento rys je popsán při dynamickém generování systému.

DOSTUPNOST DAT

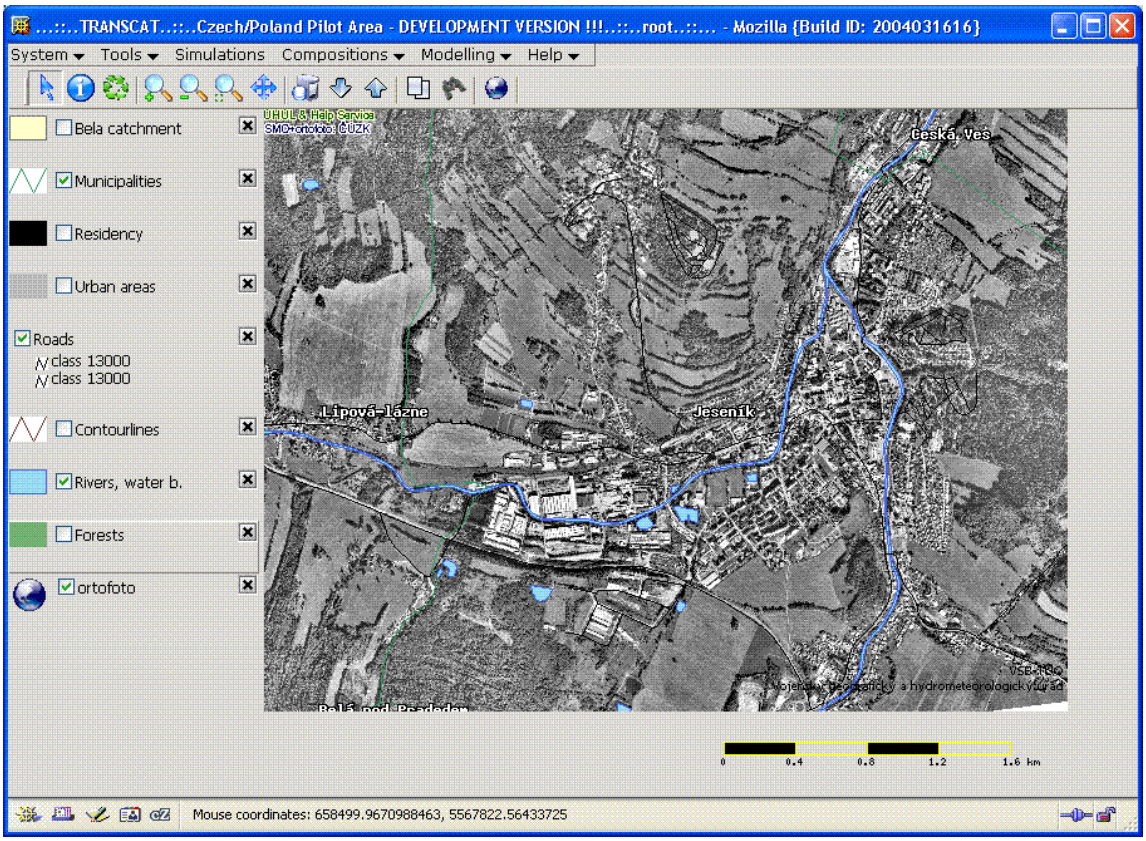
Autoři jsou si vědomi četných problémů se zdroji potřebných dat, s jejich cenou, autorskými právy, dostupností a aktuálností.
Významnou změnu v tomto směru (minimálně v dostupnosti a standardizaci pravidel poskytování) by měl přinést evropský projekt INSPIRE (viz např. Dufourmont et al. 2004).

Tato problematika je v návrhu systému řešena právě distribucí jednotlivých komponent (uzlů) v síti Internet. Umístění softwarových komponent tak reflektuje rozložení organizací v této síti a umožňuje zpřístupňovat, publikovat či dále užívat data a informace z nich extrahované, aniž by musela původní data opustit organizaci, ke které jsou právně vázána.
Centrální komponenta systému je pak vždy umístěna do organizace schopné personálně a technicky garantovat její provoz (v současnosti VŠB-TU Ostrava, Správa národního parku Šumava, Polská akademie věd).



Obr.2 Princip distribuovaného systému v současné implementaci

Systém tato vzdálená data poskytuje prostřednictvím mapových služeb (především WMS https://portal.opengeospatial.org/files/?artifact_id=8798).



Obr. 3 Ortofoto jako WMS vrstva (vzdálená data, poskytnutá servem UHUL)

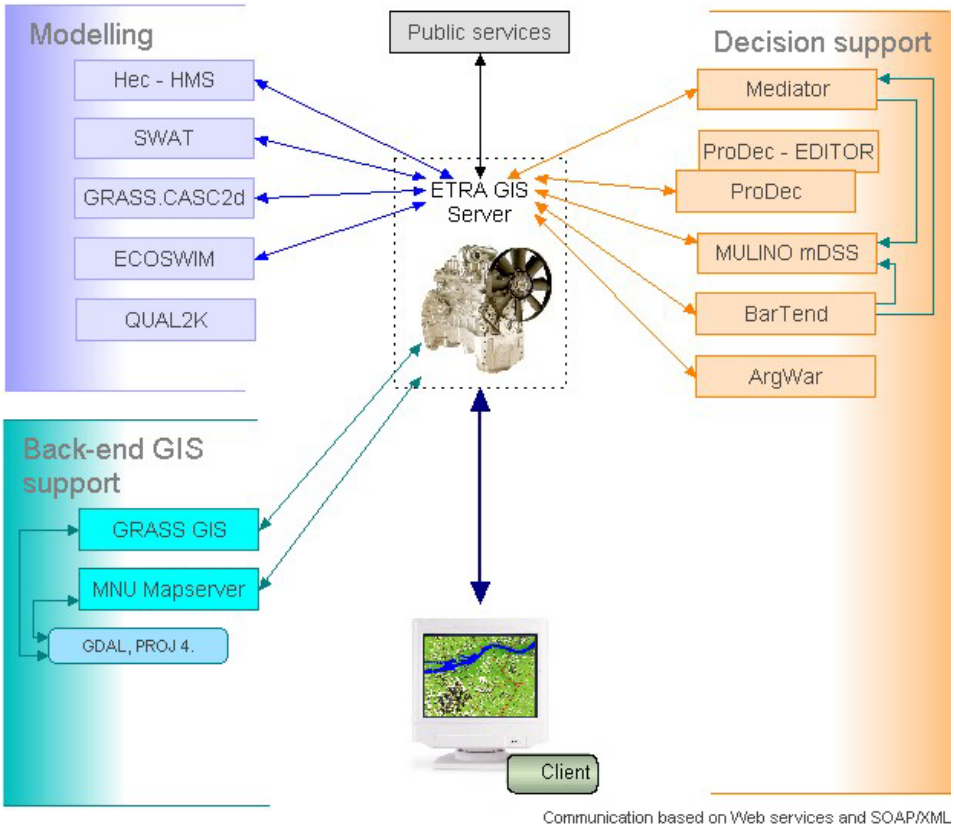
V rámci České republiky lze takto uvažovat perspektivně o využití služeb

- geoportál ČUZK (http://geoportal.cuzk.cz/),
- dálkový přístup ke katastru nemovitostí (http://www.cuzk.cz),
- portál veřejné správy (http://portal.gov.cz/wps/portal)
- mapové služby ePUSA (administrativní hranice) (http://www.epusa.cz),
- mapový server České informační agentury životního prostředí (http://geoportal.cenia.cz),
- mapový server VUV (http://heis.vuv.cz/),
- mapový server UHUL (http://www.uhul.cz/carto/) (viz obr. 3)

Kromě mapových podkladů systém nabídne odkazy na legislativní dokumenty (nebo odkazy na příslušné portály, jako portál veřejné správy) a také odkazy na místní vyhlášky, projekty, publikované místní samosprávou, příp. státní správou.

ARCHITEKTURA SYSTÉMU

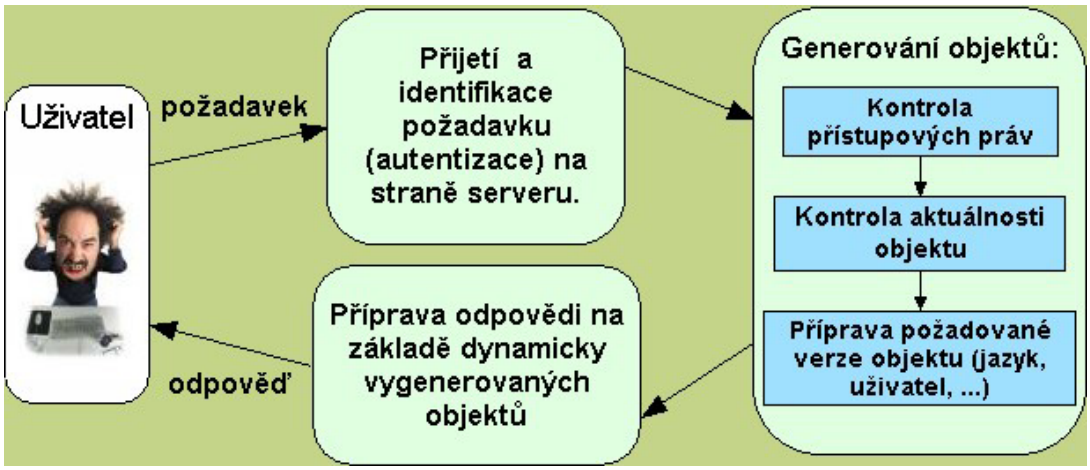
Systém TDSS byl vybudován integrací distribuovaného geografického informačního systému s řadou výkonných systémů pro podporu v rozhodování, modelovacích serverů (především hydrologických a hydrogeologických), datových skladů a relevantních informačních služeb. K tvorbě distribuovaného GIS byl využit systém ETRA GIS (jehož vývoj je z velké části veden v rámci projektu TRANSCAT) sloužící k tvorbě právě takto orientovaných informačních systémů. Představuje centrální prvek integrující komponenty distribuované v síti.



Obr. 4 Architektura TDSS

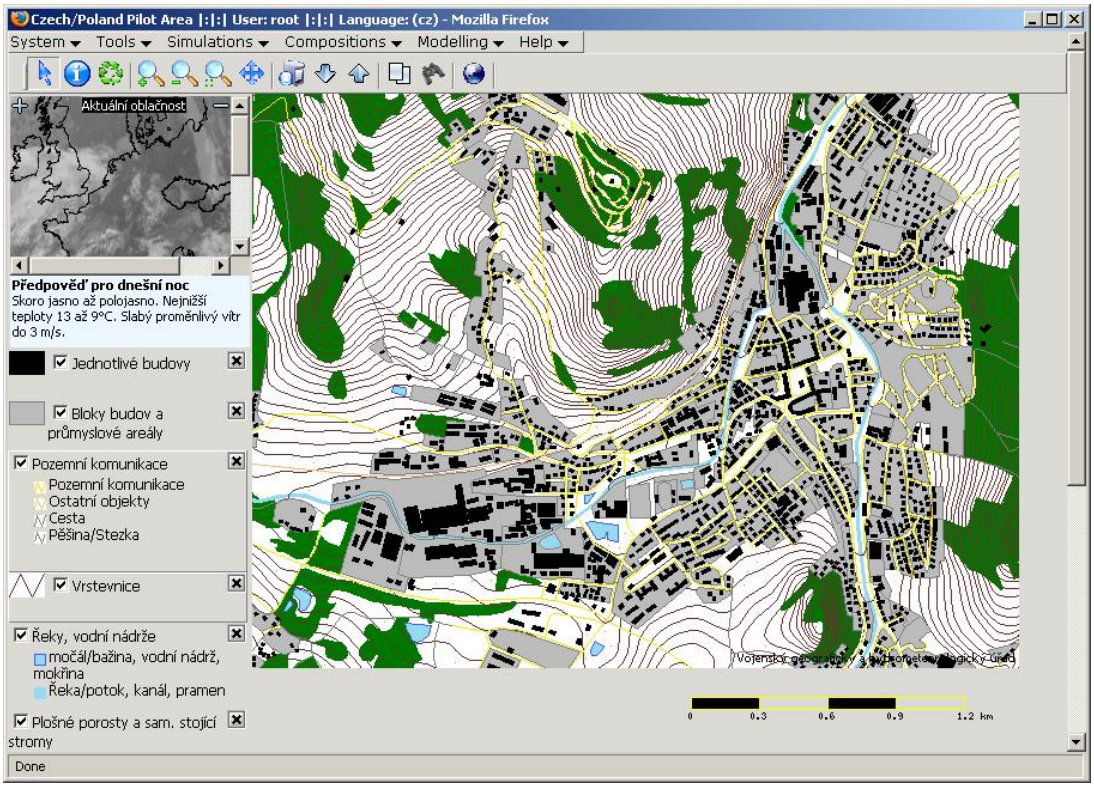
ETRA GIS (Extensible gisToolkit with Remote Access) zajišťuje komunikaci s mapovým serverem a databázovým rozhraním realizujícím ukládání, správu a výběr objektů na požádání (objektově relační mapování systému řízení báze dat). Toolkit dále zásadně rozšiřuje možnosti mapového serveru (UMMS), zejména v oblasti metadat, definice a autorizace uživatelů, multijazyčnosti atd.

Další podstatnou vlastností je schopnost dynamického generování vzhledu klientské aplikace. Znamená to, že klientská aplikace je dynamicky vytvořena v závislosti na právě přihlášeném uživateli a jeho přístupových právech, roli v systému, zvoleném jazyce (gisToolkit pak požaduje od datového skladu a vzdálených komponent data v tomto jazyce) a aktuálním datu (gisToolkit kontroluje, zda-li jsou požadovaná data ke konkrétnímu datu platná).



Obr. 5 Princip dynamického generování odpovědi klientské aplikace

Dynamické generování vzhledu klientské aplikace je důležité pro plné přizpůsobení pro předpokládané využití systému různými skupinami uživatelů. Ty se budou lišit různými požadavky na funkčnost, způsobem zobrazení vybraných geoprvků (např. podnik Povodí bude používat více technického způsobu zobrazení než uživatel z vodoprávního úřadu).
Tento rys nabývá zásadního významu při zajištění hladké přeshraniční komunikace – způsob zobrazování geografických vrstev, jejich pojmenování, volba atributů může být definována i v závislosti na jazykovém a kulturním prostředí.



Obr. 6 ETRA GIS Web klient

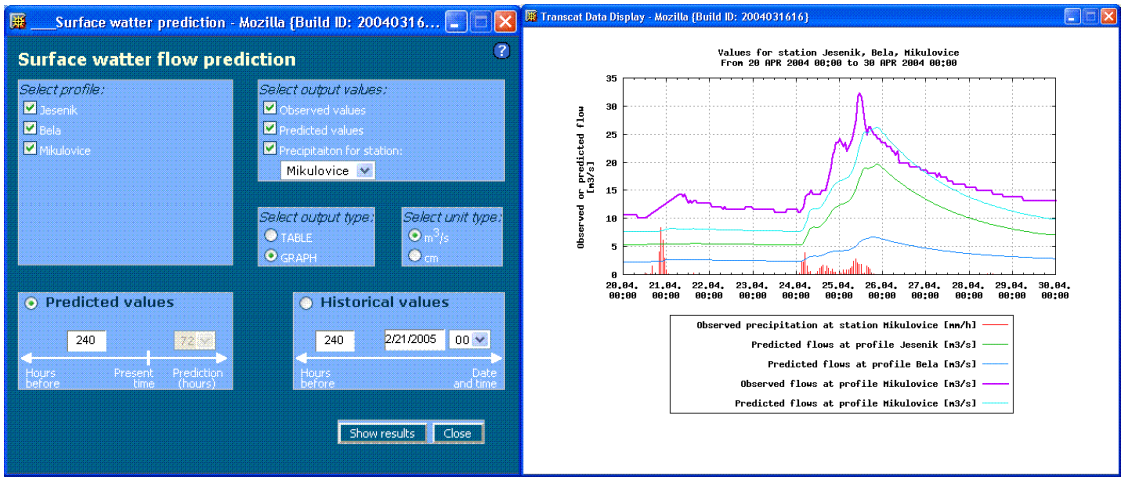
Většina dat, se kterými systém pracuje, má prostorový charakter, proto je základní funkcí zobrazení mapového okna, vizualizace geografických vrstev a běžné funkce pro práci s interaktivní digitální mapou (dokumentovány např.v Horák J., Owsinski J.W. (2004)). Méně obvyklou je funkce popisování vrstev, která do mapy vloží popisky pro vybraný atribut a nastavení. Připravená nastavení je možno uložit jako mapovou kompozici (a opět k ní definovat práva jako k ostatním objektům).
K dotazování připojených atributových dat je k dispozici kurzorový nástroj, kde je možné definovat (a opět plně personalizovat), které atributy a v jakém jazyce se mají konkrétnímu uživateli zobrazovat při kliknutí do mapy.
Větší možnosti nabízí nástroj pro vyhledávání, který zobrazí seznam dostupných atributů pro vybranou vrstvu včetně operátorů SQL pro konstrukci dotazu a přesné zadání hledané podmínky.
Dále umožňuje zobrazovat vybrané informace v informačním okně – typicky výřez snímku nebo předpověď počasí pro dané stanice či oblast.
Pro demonstraci využití systému jsou k dispozici simulace, které ukazují např. použití v případě modelování transportu kontaminace ve vodě, postupové doby kulminačních průtoků, odtávání sněhu, změna čerpání podzemní vody, havárie s kontaminací podzemní vody, hodnocení zranitelnosti území, hodnocení ekologické kvality v rámci WFD a další.
V provozu jsou již vybrané funkce, které využívají především připravený srážkoodtokový model. Jde o předpověď průtoku na několik dní dopředu, povolování odběru vody v tomto období a doplňkově zobrazování informací o profilech na vodním toku a sledování srážek z radaru.

Jak již bylo uvedeno, srážkodtokový model byl připraven v prostředí HEC-HMS. Program HEC-HMS (http://www.hec.usace.army.mil/default.html) simuluje srážkoodtokové procesy v povodích. Jeho bližší popis a výsledky testování lze najít v Tylčer O. et al. (2004).
Další funkce budou postupně doplňovány. Připravuje se také hydrogeologický model proudění podzemní vody v nasycené zóně pro kvartérní sedimenty u Mikulovic, který bude využívat i simulaci komunikace s povrchovým tokem Bělé. Model je vytvářen v prostředí GMS a využívá podobně jako HEC-HMS preprocessingu dat z ArcGIS.

VYUŽITÍ SYSTÉMU

TDSS představuje systém použitelný pro velké množství koncových uživatelů s různorodými požadavky na činnost systému. Primárně je určen pro podporu rozhodování v oblasti vodního hospodářství. Může být využit při operativním i strategickém řízení.
V rámci operativního řízení poskytuje řadu aktuálních informací potřebných pro rozhodování (mapy, grafy, tabelární data, hyperlinky, informační panely). Jeho významným rysem je propojení s modelovacími nástroji především v oblasti vodního hospodářství (aktuálně HEC-HMS, ModFlow a jednotlivé moduly GRASS GIS).
V oblasti modelování se předpokládá především:

1. Modelování (simulace odtoku a precipitace, sledování změn zásob vody ve vztahu k požadavkům)
2. Modelování proudění podzemní vody v saturované i nesaturované zóně včetně komunikace s povrchovou vodou
3. Modelování transportu kontaminace v podzemní vodě,
4. Modelování proudění v povrchové vodě,
5. Modelování transportu kontaminace v povrchové vodě,



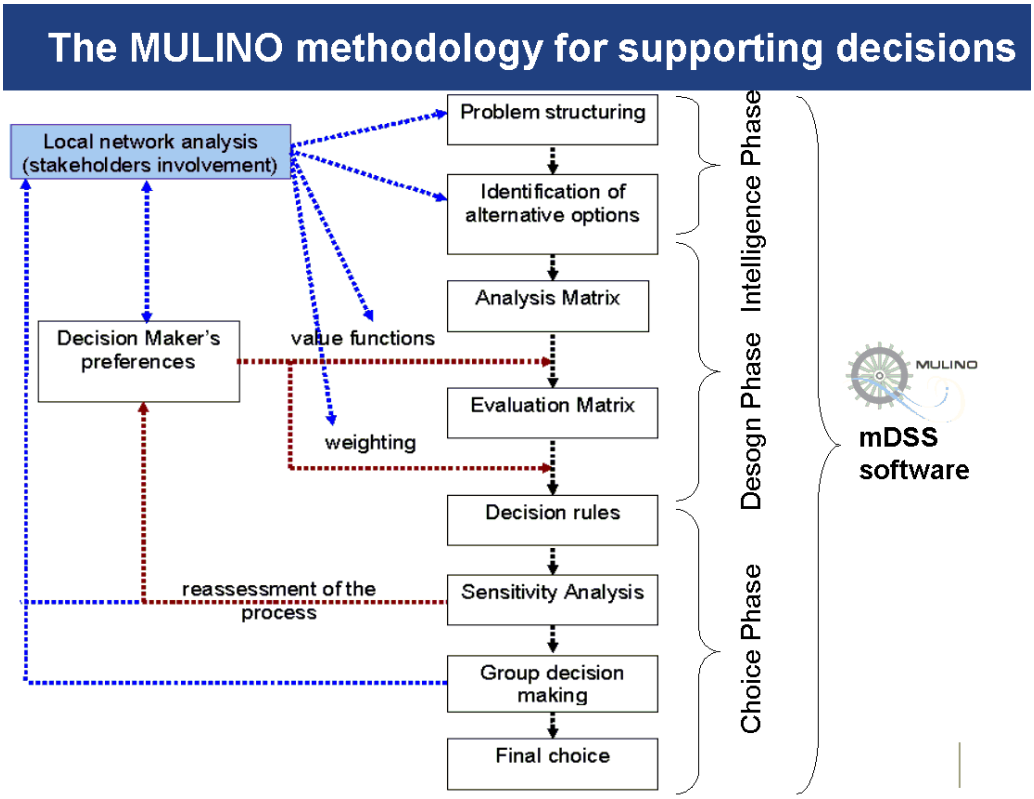
Obr. 7. Grafický výstup z HEC-HMS – historie a predikce průtoku na vybraných profilech

DSS systém by nemohl být plně rozvinout bez integrace specifických aplikací pro rozhodování, které podpoří především oblast strategického rozhodování. Pro tyto systémy je vytvářeno patřičné rozhraní a zajištěna jednosměrná nebo obousměrná komunikace, principielně stejným způsobem jako u modelovacích systémů.
Tyto aplikace slouží typicky při zvažování určitých alternativ aktivit ve sledovaném území a rozhodování, která z nich je vhodnější z hlediska komplexního hodnocení a možných dopadů.
Následující systémy jsou připravovány pro integraci v rámci TDSS:

Systém mDSS je jedním z výstupů projektu MULINO (Multisectoral Integrated and Operational Decision Support System for sustainable use of water resource at the catchment scale), 5.rámcový program EU. Využívá metodiku DPSIR, doporučenou EEA pro environmentální monitoring a reporting. Tato metodika popisuje na konceptuální úrovni

(potřebné pro pochopení vazeb mezi jednotlivými faktory ovlivňující rozhodování) – řídící síly (Driving forces), tlaky (Pressure), stavy (Status), indikátory (Indicators). Jednotlivé aktivity vyvolají příslušné odpovědi (Responses), které zpětně ovlivňují jednotlivé DPSI ukazatele.

Je nasazován v případech výběru mezi konkrétními opatřeními v povodí. K hodnocení alternativ používá multikriteriální analýzu (MCA), která je doplněna citlivostní analýzou a analýzou udržitelnosti režimu řízení. Přiřazené váhy jednotlivým faktorům jsou prověřeny, kombinovány a následně použity ve výpočtu určitého skóre jednotlivých variant. Přitom je podporováno skupinové rozhodování. Více informací je na http://siti.feem.it/mulino/index1.htm.



Obr. 8 Postup metodiky MULINO při rozhodování (http://siti.feem.it/mulino/index1.htm)

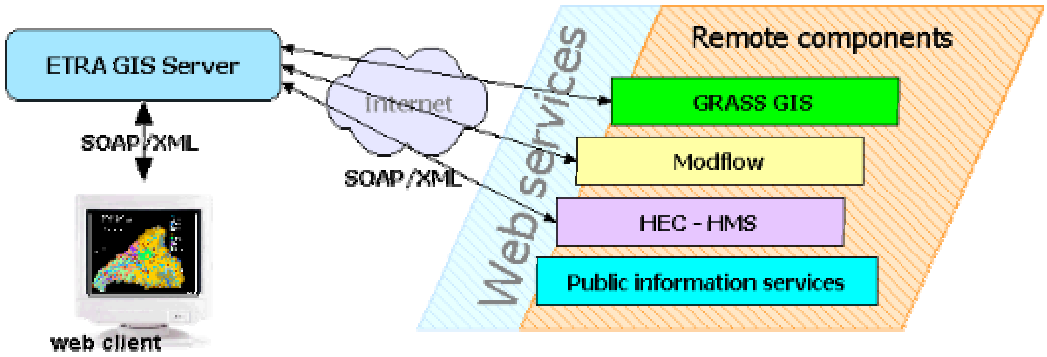
Mediator reprezentuje nástroj pro skupinové rozhodování. Pro zvolený problém je nabízeno několik variant řešení, u kterých uživatel vyjadřuje svoje preference. Tyto preference jsou následně agregovány podle sady pravidel. Systém následně ukáže výsledky agregací při aplikaci různých pravidel a umožňuje iteračním způsobem při vzájemné komunikaci partnerů dospět k cílové variantě (http://oxygene.ibspan.waw.pl/mediator/cgi-bin/mediator.cgi).

ProDec usnadňuje vytváření rozhodovacích stromů a dovoluje aplikovat fuzzy logiku v jednotlivých pravidlech.

BarTend představuje jednoduchou aplikaci pro situace, kdy realizaci a naopak nerealizaci jistých opatření lze finančně hodnotit.

Pro každý modelovací subsystém v rámci TDSS musí být navržen speciální interface (wrapper). Tyto interface jsou vytvářeny v podobě webových služeb a SOAP protokolu, aby byla zajištěna maximální přístupnost a nezávislost jednotlivých částí systému.

Prostřednictvím webových služeb je umožněno připojovat libovolné systémy a výrazně tak rozšiřovat základní možnosti komponenty gisToolkit (obr.9). V konkrétním případě implementace TDSS se jedná o systém GRASS GIS, modelovací platformy Modflow a HEC-HMS a celou řadu hydrologických informačních služeb



Obr.9. - Příklady vzdálených komponent systému

IMPLEMENTACE

V současnosti je systém implementován pro povodí Bělé (číslo 2-04-04) v Jeseníkách (pravostranný přítok Kladské Nisy) na české i polské straně, dále pro oblast Národního parku Šumava (srážkoodtokový model pro oblast horního toku Vltavy nad Lipnem) a pro povodí řeky Pasvik na pomezí Finska, Norska a Ruska. Předpokládají se další implementace pro povodí Guadiana (Španělsko – Portugalsko) a Mesta/Nestos (Bulharsko – Řecko).
Ve spolupráci s ČHMU se řeší způsob zajištění operativního provozu pro české modely.

ZÁVĚR

Systém TDSS je ve vývoji, nicméně je již implementován v pilotních verzích na prvních místech. Architektura systému je otevřená a plně distribuovaná, využívající webových služeb pro různé činnosti.
TDSS byl jako distribuovaný systém navržen zejména s ohledem na přeshraniční prostředí, v němž měl být implementován. Přitom je schopen zabezpečit provoz i v podmínkách rozdílného jazyka a znakových sad, datové nekompatibility a rozdílů v kartografických a informačních zvyklostech
Systém je schopen pracovat nejen s daty uloženými lokálně, ale i uloženými na jiných serverech prostřednictvím webových služeb. Obdobně je systém schopen využívat i služeb (výpočetních modelovacích, vizualizačních apod.) vzdálených strojů. Tohoto principu je také využito při řešení propojení na některé modelovací systémy, především pro řešení úloh modelování proudění podzemní vody v saturované i nesaturované zóně, modelování proudění v povrchové vodě a modelování transportu kontaminace.
Ve vývoji je rozhraní k dalším modelovacím systémům (např. SWAT, ECOSWIM) a především rozhraní pro komunikaci s DSS nástroji pro podporu strategického rozhodování, jako je mDSS, Mediator, Bargain a další.

Adresa prototypu je: http://transcat.vsb.cz
Přístupové jméno guest, heslo guest.

Literatura

Dufourmont H., Annoni A., Groof H (2004).: INSPIRE Work Programme Preparatory Phase. http://www.ec-gis.org/inspire/. 2004, 78 stran.

Horák J., Maršík V., Stromský J., Hanzlová M. (2004): Prototyp TRANSCAT systému pro podporu rozhodování v oblasti vodního hospodářství. In Sbor. ref. konference GIS Seč 2004 9.-11.6.2004, Seč, 2004, 12 s. ISBN: 80-86143-28-7 , ISSN: 1213-4163

Horák J., Owsinski J.W. (2004): TRANSCAT PROJECT AND PROTOTYPE OF DSS. In Proceedings of 10th EC-GIS workshop. http://wwwlmu.jrc.it/Workshops/10ec-gis/papers/25june_horak.pdf. Varšava, Polsko, 23.-25.6.2004. 11 stran.

Tylčer O., Chaussée D., Ďuráková D., Eleftheriadou E., Horák J., Kochanek K., Marsik V., Mieseler T., Owsinski J., Rapantova N., Rubbert T., Unucka J., Vojtek D. (2004): Analysis of selected DSS for the water management. Public report. Projekt TRANSCAT, 5FP, EVK1-CT2002-00124, Ostrava 2004, 134 s.. http://gis.vsb.cz/transcat/ php/archives/english/index.php?lang=cz.

Internetové odkazy

Elektronický portál veřejné správy: http://portal.gov.cz/wps/portal

Elektronický portál územních samospráv: http://www.epusa.cz

Geoportál ČUZK: http://geoportal.cuzk.cz/

Hydroekologický informační systém VÚV T.G.M.: http://heis.vuv.cz/

Informace o dálkovém přístupu do Katastru nemovitostí: http://www.cuzk.cz

Mapový server České informační agentury životního prostředí: http://geoportal.cenia.cz

Mapový server Ústavu pro hospodářskou úpravu lesů, Brandýs nad Labem
http://www.uhul.cz/carto/

Mediator project: http://oxygene.ibspan.waw.pl/mediator/cgi-bin/mediator.cgi

MULINO projekt: http://siti.feem.it/mulino/index1.htm.

Projekt IT Frameworks – HarmonIT http://www.harmonit.org/

TRANSCAT centrální server: http://www.transcat-project.net/

TRANSCAT VŠB-TU Ostrava: http://transcat.vsb.cz

Web Map Services – specifikace
https://portal.opengeospatial.org/files/?artifact_id=8798

Autoři

Doc. Dr. Ing. Jiří Horák, VŠB-Technická univerzita Ostrava, Institut geoinformatiky, 17.listopadu 15, 70833 Ostrava-Poruba, jiri.horak@vsb.cz

Mgr. Jan Unucka, ČHMU, pobočka Ostrava, K Myslivne 3, 70800 Ostrava-Poruba, unuckaj@chmi.cz

Ing. Josef Stromský, VŠB-Technická univerzita Ostrava, Institut geoinformatiky, 17.listopadu 15, 70833 Ostrava-Poruba, josef.stromsky.hgf@vsb.cz

Ing. Antonín Orlík, VŠB-Technická univerzita Ostrava, Institut geoinformatiky, 17.listopadu 15, 70833 Ostrava-Poruba, antonin.orlik.hgf@vsb.cz

ZLEPŠENIE PRIRODZENÝCH FUNKCIÍ MŔTVEHO RAMENA TOKU REVITALIZÁCIOU

Ľuboš Jurík, Viliam Bárek, Peter Halaj

Využívanie prirodzených vodných tokov a plôch na Slovensku v posledných desiatich rokoch je stále populárnejšie a atraktívnejšie. Pre využívanie týchto plôch na rekreáciu je podmienené splnením viacerých požiadaviek. K najdôležitejším patrí Európska smernica 76/160/EEC, týkajúca sa kvality vody na kúpanie a jej aplikácie v slovenskej legislatíve. Fyzikálne a chemické ukazovatele spravidla nie sú nadlimitné, problematická je biologická kvalita vody. Praktických skúseností s riešením je na Slovensku málo. Naša práca má za cieľ hľadať riešenia v konkrétnej lokalite.

Kľúčové slová: revitalizácia stojatých vôd, kvalita vody, hydrobiologický rozbor, sapróbny index

Improvement of Natural Functions of Death Stream Segment by Revitalisation. *The utilisation of water streams and areas in Slovakia is more and more popular and attractive in the last ten years. To utilise these areas for recreation is necessary to fulfil more requirements. The most important is the European Directive 76/160/EEC concerning to water quality for swimming and its application in Slovak legislation. Physical and chemical parameters are usually not over limit, the problem is biological quality of water. Practical experiences with solution are usually less in Slovakia. Our goal is to find the solutions in concrete locality.*

Key words: stagnant surface waters revitalisation, water quality, hydrobiological analyse, saprobic index

---

1. ÚVOD

Medzi Komárnom a Sereďou sa na lokalitách v okolí Váhu zachovali v celkove človekom intenzívne využívanej krajine zvyšky jej pôvodných prvkov. Sú to hlavne vodné, mokraďové, lesné i trávovo-bylinné biotopy s charakteristickou, často aj veľmi vzácnou a zraniteľnou flórou a faunou. Svojou činnosťou rieka Váh v rozhodujúcej miere modelovala okolitú časť Podunajskej nížiny. Výsledkom dlhodobého vývoja je súčasný charakter alúvia Váhu, značne poznamenaný zásahmi človeka. V jeho južnej časti má vplyv na prírodné prostredie aj rieka Dunaj.

2. METODIKA PRÁCE

Lokalita mŕtveho ramena sa nachádza severne od mesta Komárno po pravom brehu Váhu. Ide o meander odrezaný od hlavného toku tesniacou hrádzou s 15 cm hrubým ílovitým jadrom, siahajúcou do hĺbky 11 m. Má tvar písmena „Z“, vytvára približne 90^0 uhol, vrchná časť ramena je rozdelená na dve vetvy. Do pravej vetvy ústi prívodný kanál určený na závlahy Žitného ostrova, tzv. Komárňanský kanál, oddelený od mŕtveho ramena dvojitou haťou. Hradiace segmenty hate sú tvorené hradidlovými valcovými doskami s prispôsobeným sedlom na spojenie. Priepustnosť hate je napriek tomu pomerne veľká, kontakt obidvoch hladín a vôd je neustály. Ďalší prítok cudzích vôd do ramena je na južnej časti lokality, a to z kanálu, ktorý zberá drenážne vody z územia medzi novou hrádzou na Váhu a pôvodným ohrádzovaním na okraji mestských hradieb. Tento kanál privádza tiež vody z povrchového splachu po intenzívnych zrážkach.

Prieskumy súčasného stavu kvality vody

Lokalita je využívaná predovšetkým na rekreačné a rybárske aktivity. Kvalita vody je veľmi premenlivá, v minulosti sa prejavili sa nežiadúce vlastnosti vody. Mesto Komárno v záujme zlepšenia možnosti rekreácie v tejto oblasti objednalo niektoré prieskumy zamerané na kvalitu vody. Tieto spolu s prieskumom dna a brehov sú zároveň podkladom pre navrhovanie možných revitalizačných opatrení. Na zistenie súčasného stavu kvality vody boli vykonané tieto prieskumy :

Prieskum brehov a brehových porastov

Prieskumom bolo zistené, že brehy mŕtveho ramena sú na väčšine brehovej čiary nevhodne tvarované. Len veľmi malá časť brehov je prispôsobená rekreácii a vyprofilovaná tak, že súčasne nedochádza

k ich erózii. Časť je porastená krovinami a stromami a časť je voľná, resp. porastená len bylinnými porastami.

Prieskum dna a dnových sedimentov

Pri prieskume sedimentov dna bolo zistené, že rozsah kalov zahŕňa takmer celé slepé rameno. V južnej užšej časti pokrývajú celú plochu s výnimkou asi 3 m od brehu na oboch stranách. Pobrežné časti sú husto porastené dnovými rastlinami vodomoru kanadského (Elodea canadensis) a rožkatca ponoreného (Ceratophylum demersum). Na južnej časti stredného širšieho úseku sa tiahne pás úplne zarastený vegetáciou od jedného brehu po druhý v šírke cca 3 – 5 m. Ďalej nasleduje podobne ako v južnej časti súmerná vrstva čierneho organického kalu v celej ploche. Kal sa nevyskytuje v blízkosti brehov vo vzdialenosti asi 3 – 4 m, brehy sú tiež porastené vodnými rastlinami. V severnej časti ramena je situácia podobná iba v jednej časti, druhá časť smerujúca ku Váhu je plytká a prakticky v celej ploche porastená vodnými rastlinami.

3. VÝSLEDKY

Z odobratých vzoriek kalov z dna mŕtveho ramena bol urobený mechanický rozbor. Vzorky sú zrnitostne rôzne podľa miesta odberu. Z brehových častí sú zrnitostne piesčité až hlinitopiesčité. Vzorky zo stredu sú zložené z jemných hlinitých až ílovitých častíc, s úhrnným obsahom častí I. a II. kategórie od 80 do 90 %. Tomu zodpovedá i súčiniteľ hydraulickej vodivosti k – 0 – 1,05 m.deň$^{-1}$, čo je malá priepustnosť.

Pôvod nánosov je predovšetkým organická hmota z odumretých rias a vodných rastlín, čiastočne premiešaná s ílovitými časticami, odplavenými z brehovej časti vplyvom erózie. Dokazuje to ich takmer čierna farba so svetlejšími škvrnami ílov.

Výsledky prieskumu poukazujú na zaujímavé zvrstvenie sedimentov. Vrchná vrstva je tvorená organickými kalom, pod ktorým je tenšia, asi 7 – 10 cm hrubá vrstva jemných ílovito-hlinitých materiálov. Pod touto je opäť vrstva organického kalu. Možným vysvetlením takéhoto rozloženia vrstiev je povodeň na Dunaji z roku 1965, z ktorej pochádza stredná ílovitá vrstva sedimentu. Tento predpoklad sa dá zdôvodniť tým, že táto vrstva by nemohla do takej hrúbky prirodzene sedimentovať z materiálu brehov mŕtveho ramena ani z jeho blízkeho okolia. Navyše aj vrstva organického kalu pod ňou obsahuje väčšie množstvo častíc I. a II. kategórie. Kvalitu vody v mŕtvom ramene poznačili regulácie na rieke Váh, pri ktorých bolo rameno oddelené od hlavného roku tesniacou hrádzou. Tým mohlo dochádzať k výmene vody len prirodzeným prúdením podzemnej vody cez mŕtve rameno. Avšak vznik dosky ílu na dne počas povodní na Dunaji znemožnil i tento proces výmeny, čo zrejme spôsobilo súčasný stav kvality vody.

Rozbor kvality vody v zmysle STN 75 7221

Rozbor vody bol zameraný na fyzikálno-chemické, mikrobiologické a biologické ukazovatele

Výsledky a ich hodnotenie na základe tejto normy vykazujú značné rozdiely pre jednotlivé skupiny ukazovateľov. Podľa väčšiny fyzikálno-chemických ukazovateľov sa kvality vody v ramene radí do I. a II. triedy kvality. Na rozdiel od fyzikálno-chemických ukazovateľov zaraďujú mikrobiologické ukazovatele vodu v priebehu prieskumu vodu do V. triedy. Toto zaradenie ovplyvňuje najmä veľké množstvo fekálnych a koliformných baktérií stanovených vo vzorke. Ide predovšetkým o baktérie Plesiomonas shigelloides, Citrobacter freundi, Aeromonas sobria, Aeromonas hydrophila, Enterobacter aerogenes, Pseudomonas aeruginosa, Bacillus ceresu, Escherichia coli, E. coli haemolytica a i. Výskyt veľkého množstva týchto baktérií je spôsobený nevhodným zaobchádzaním s odpadovými vodami z priľahlých rekreačných zariadení, domov a chát. Mikrobiologické znečistenie je následkom prieniku splaškových vôd do vôd mŕtveho ramena.

Hydrobiologický rozbor vody

Rozbor vody vykonala Hydrotechnológia s.r.o., Bratislava. Rozbor vody bol zameraný na stanovenie biosestónu a abiosestónu.

Vo vode prevládajú producenti (sinice a riasy. V najväčšom kvantitatívnom zastúpení boli vo vzorkách zelené riasy (Volvox globator) a žltohnedé riasy (Dinobryon divergens). Kým zelené riasy tvoria v niektorých vodách vodný kvet, zatiaľ žltohnedé riasy sú zodpovedné za vegetačné sfarbenie vody. Oba druhy sú z hľadiska rekreácie nevítané tiež preto, že spôsobujú rybací pach vody. Ostatné organizmy nedosiahli počtu 100 v 1 ml. Neprijateľný z nich je ale zástupca siníc rod Phormidium, ktorý je hlavne producent alergénov.

Z hľadiska hydrobiologického má horšiu kvalitu voda v ramene nad dnom. Vo vode nad dnom majú prevahu sinice zastúpené rodom Phormidium, ktoré ešte nemali možnosť v danom ročnom období preniknúť do voľnej vody. Boli zistení aj zástupcovia rodov Aphanizomenom a Microcystis, ktoré môžu v letnom období vytvárať typický vodný kvet, produkujúci toxíny a zhoršujúci pach vody. Zvýšený výskyt siníc v tomto mieste súvisí s ich metabolizmom a s tým, že v zimnom období prežívajú v kľudovom štádiu nad dnom ramena. Vo vode nad dnom sa nenašli zelené riasy, ktorých životný cyklus má iný charakter ako majú sinice. Vo všetkých vzorkách boli okrem siníc a rias z voľnej vody aj zelené riasy zastúpené rodom Spirogyra, Pediastrum a Scenedesmus.

Výsledky hydrobiologického rozboru možno hodnotiť podľa STN 83 0532 Biologický rozbor povrchovej vody. Sapróbny index S zaviedli Pantle a Buck (1955), ktorý zahŕňal 4 triedy saprobity s hodnotami od 1 do 4 vždy ako celé čísla. Nevýhodou bolo, že sa pre každý organizmus predpokladala príslušnosť len k jednému stupňu saprobity. Nevýhodou pôvodnej metódy podľa Pantleho a Bucka i po zlepšení Sládečkovou modifikáciou je fakt, že zanedbáva rôznu indikačnú hodnotu jednotlivých druhov. Indikačná váha druhu vyjadruje číselne, či je organizmus výborný, stredný alebo zlý indikátor saprobity. Na odstránenie tohto nedostatku navrhol Marvan (1969) ďalšiu modifikáciu výpočtu, takže v konečnej forme je vzorec na výpočet sapróbneho indexu takýto :

$$S = \frac{\sum S_i \,.h_i.I_i}{\sum h_i.I_i}$$

kde S_i je individuálny sapróbny index organizmu,
h_i je abundancia daného organizmu v skúmanej vzorke,
I_i je individuálna indikačná váha organizmu.

Tab. 1 Hodnotenie hydrobiologického rozboru vody mŕtveho ramena Váhu na základe výpočtu sapróbneho indexu

Table 1 The evaluation of hydrobiological analyse of water from death stream segment

Voľná voda pod hladinou	Vzorka č. 1	Vzorka č. 2	Vzorka č. 3
Podľa Sládečka	1,9	1,8	1,9
Podľa Marvana	1,9	1,8	1,9
Voľná voda nad dnom	Vzorka č.1	Vzorka č. 2	Vzorka č. 3
Podľa Sládečka	1,8	1,8	2,0
Podľa Marvana	1,8	1,8	2,0

Na základe vypočítaných hodnôt sapróbneho indexu možno vodu mŕtveho ramena klasifikovať do β-mezosapróbneho stupňa čistoty.

Podľa normy STN 75 7221 je voda mŕtveho ramena Váhu najmä v letnom období zaradená do IV. a V. triedy kvality vody. Toto zaradenie ovplyvnil vysoký počet koliformných a fekálnych baktérií. Ich pôvod je v prieniku splaškových vôd z priľahlých rekreačných zariadení domov a chát do vôd mŕtveho ramena. Úpravu tohto stavu nie je možné zabezpečiť vhodným spôsobom vo vode mŕtveho ramena, ak sa vylúči použitie chemických dezinfekčných prostriedkov. Preto je potrebné riešiť tento problém priamo v mieste vzniku. Vhodným riešením sú malé čistiarne odpadových vôd (ČOV).

Návrh revitalizačných opatrení

Príbrežné čistiace zóny

Problémom štrkoviska je i prítok cudzích vôd, ktoré majú rôzny pôvod. Jediným riešením na odstránenie znečistenia z týchto zdrojov je zvýšenie samočistiacej schopnosti vody v mŕtvom ramene. Jednou z efektívnych možností je vytvorenie príbrežných čistiacich zón. Ich účelom je vytvoriť optimálne podmienky na usadenie mikroorganizmov, zabezpečujúcich čistenie vody od organických látok. Konštrukcia čistiacej zóny je z prirodzených materiálov, ktoré sa zabudujú do priestoru v brehovej časti mŕtveho ramena. Najvhodnejšie je použiť porast trste obyčajnej (Phragmites communis), ktorej výskyt je pre lokalitu prirodzený. Plocha týchto čistiacich zón by mala zodpovedať veľkosti znečistenia. Predpokladá sa znečistenie na úrovni cca 130 EO. Na 1 EO je potrebná plocha 3 – 5 m^2. Plocha čistiacich zón by mala byť 390 – 650 m^2. Účelom čistiacich zón bude zachytenie vznikajúceho znečistenia a zabránenie jeho rozširovania do ďalších častí mŕtveho ramena. Účinnosť čistenia sa prejaví v odbúraní organického znečistenia, väzbou výživných látok (N, P) na masu organickej hmoty mokraďných rastlín a čiastočnou elimináciou i rôzneho bakteriálneho znečistenia.

Odstránenie sedimentov z dna

Súčasný stav kvality vody je spôsobený predovšetkým nedostatkom prúdenia vody v ramene. Prečerpávania vody v rámci ramena, alebo vody z Váhu a jej spätné odvádzanie sú energeticky i nákladovo problematické riešenia. Vhodným riešením by preto bolo odstránenie sedimentov z dna, vrátane ílovitej dosky, ktorá svojimi vlastnosťami zamedzuje premiešavaniu povrchovej vody v ramene s prúdiacou vodou podzemnou.

Plocha mŕtveho ramena je 22,9 ha. Priemerná hrúbka sedimentov dna bola zistená 0,9 m. Podľa týchto údajov je teda objem odťaženej hmoty sedimentov 164 880 m^3. Odťažená hmota sa môže použiť na vyrovnanie mnohých terénnych depresií najmä v rekultivovanej časti blízko Váhu. Organické zvyšky sa v aeróbnom prostredí rozložia. Jediným vhodným miestom pre uloženie odťažených sedimentov v blízkosti vodnej plochy mŕtveho ramena je územie na pravom brehu porastené topoľmi a vrbinami.

Zlepšenie kvality vody v ramene biomanipuláciou

K zhoršeniu kvality vody v mŕtvom ramene došlo tiež po výraznom zredukovaní makorfýt bylinožravými rybami. Takto uvoľnené živiny sa začali aktívnejšie využívať fytoplanktónom, najmä sinicami, ktoré sa natoľko premnožili, že vznikol sinicový vodný kvet. Biomanipulácia je cieľavedomé využitie vzťahov medzi jednotlivých zložkami vodného ekosystému tak, aby vytvorená biomasa fytoplanktónu bola nižšia, než odpovedá množstvo živín vo vodnej nádrži. Teoretickým základom pre biomanipulácie je model trofickej kaskády alebo regulácia potravného reťazca zhora. To znamená menej rýb, viac zooplanktónu, menej rias.

4. ZÁVER A DISKUSIA

V mŕtvom ramene Váhu pri Komárne je pre zaistenie kvality vody potrebné :

- Eliminovať počet amurov bielych, ktorých dospelé jedince sú jednoznačne herbivorné, uprednostňujúce mäkké vodné rastliny. Rýchlosťou rastu amur biely ďaleko predstihuje všetky naše druhy rýb, preto sa používa ako biologický likvidátor nadmerného vodného rastlinstva. V tomto prípade pôsobí negatívne, pretože úbytkom vegetácie dochádza k menšiemu odčerpávaniu živín, najmä dusíka, čo sa prejavuje silným rozvojom siníc. Amury je vhodné eliminovať pomocou intenzívneho a neobmedzeného odlovu.
- Uprednostňovať odchov tolstolobikov bielych, ktoré hoci sa v mladosti živia zooplanktónom, veľmi skoro prechádzajú na konzum fytoplanktónu. Tým sa líši od našich rýb, ktoré fytoplanktón prakticky nevyužívajú. Je vhodný do nadmerne eutrofizovaných vôd i nádrží s rekreačným využitím a prejavuje sa minimálnou konkurenciou voči ostatným druhom.
- Rybiu obsádku doplniť o vyšší podiel dravcov, ktoré žijú v nenarušených prírodných podmienkach.
- Udržiavať optimálny pomer medzi dravcami a ostatnými rybami.

Úprava brehov ramena

Toto opatrenie je veľmi potrebné, keďže väčšina brehov je silne erodovaná. Erozny odnos spôsobuje zanášanie dna, vytvárajú sa plytké miesta s nadmerným rozvojom vodného hmyzu, najmä komárov. Úprava by pozostávala z prečistenia a svahovania do sklonu 1 : 5 (1 : 6), zahumusovania a zatrávnenia. V určitých miestach by bolo možné povrchovo upraviť brehy štrkopieskom, pričom vrchnú vrstvu by tvorili zrná s veľkosťou 4 – 16 mm, spodnú vrstvu zrná 0 – 32 mm.

Literatúra

Gábriš, Ľ. A kol.(1998): Ochrana a tvorba životného prostredia. 1. Vyd. SPU Nitra, 1998, 461 s. ISBN 80-7137-506-3.

Hartman, P., Přikryl, I., Štědronský, E. (1998): Hydrobiologie. 1. Vyd. Praha : Informatorium, 1998. 335 s. ISBN 80-860 73-27-0.

Heteša, J., Sukop, I. (1994): Ekologie vodního prostředí. Brno: VŠZ, 1994. 132 s. ISBN 80-7157-131-8.

Holobradý, K., Chraneková, E., Vollmanová, A. (1991): Chémia vody. SPU Nitra, 1991, s. 80.

Hyánek, Ľ. et al. (1991): Čistota vôd. Bratislava : ALFA, 1991, s. 264. ISBN 80-05-00700-0.

Jurík, Ľ. (2000): Trvalo udržateľné vodné hospodárstvo a čistota vody. In : Využitie vodných zdrojov v poľnohospodárskej krajine a ich kvalita – odborný seminár ÚKIS Bratislava, december 2000.

Húska D., Jurík Ľ. (1999) : Technické opatrenia na zlepšenie kvality povrchových vôd metódami krajinného inžinierstva, In Hydromeliorácie Slovenska na prahu 21. stor., Bratislava 1999.

Klopček,A., Bárek, V. (1999): Hydromechanika, 2. nezmenené vyd. - Nitra : Slovenská poľnohospodárska univerzita, 1999. - 226 s. : Grafy, obr., tab., lit. 38. ISBN 80-7137-643-4.

Lundin, Lars-Christer , Water In Society, Uppsala University, Uppsala, printed by: Ditt Tryckeri i Uppsala AB, First edition: (1999), ISBN: 91-973579-1-X.

Rončák, V., Vančová, Z., Domeniová, J. (1997): Potencionálna eutrofizácia Nitry a dolného Toku Váhu.: Váh - rieka, ktorá spája, 1997, s. 403-415.

Sládeček, V. a kol. (1981): Biologický rozbor povrchové vody. Komentář k ČSN 830532 – časti 6: stanovení saprobního indexu. Praha: Vydavateľství úřadu pro normalizaci a měření, 1981. 186 s.

Sládečková, A., Sládeček, V.(1997): Hydrobiologie. 1. vydanie. Praha: ČVÚT, 141 s. ISBN 80-01-01298-0.

STN 757221: 1999: Kvalita vody. Klasifikácia kvality povrchových vôd.

Šútor, J.(1999): Voda ako súčasť hydrologického cyklu. In: Vodohospodársky spravodajca, č.3, 1999, s. 20-25

Zákon č. 364/2004 Z. z. o vodách a o zmene a doplnení niektorých zákonov (vodný zákon), SNR 2004

Ing. Ľuboš Jurík PhD., Ing., Viliam Bárek, CSc., Ing. Peter Halaj, CSc., Katedra krajinného inžinierstva, Fakulta záhradníctva a krajinného inžinierstva, Slovenská poľnohospodárska univerzita v Nitre, Hospodárska 7, 949 76 Nitra, tel.: 037 6 514 527, e-mail: Lubos.Jurik@uniag.sk., Peter.Halaj@unaig.sk, Viliam.Barek@uniag.sk.

STRUKTURÁLNÍ ZMĚNY KVALITY VODY V POVODÍ LABE V KONTEXTU APLIKACE EVROPSKÉ ENVIRONMENTÁLNÍ LEGISLATIVY

Jakub Langhammer

V české části povodí Labe jsme byli v průběhu posledního století svědky mimořádně dynamických změn zátěže přírodního prostředí včetně jeho vodní složky. Rozvoj průmyslových aktivit, intenzivní zemědělství, nárůst osídlení, dopravy a dalších lidských aktivit v krajině vyvolaly v průběhu 20. století enormní nárůst zátěže vodních toků znečištěním. Od počátku 90. let naopak dochází k mimořádně intenzivnímu snížení objemu emisí zejména díky zesílenému tlaku na ochranu přírodního prostředí ze strany národních i evropských institucí, díky mezinárodním programům a přijatým systémovým opatřeními na ochranu vod před znečištěním. Rychlost a rozsah těchto změn jsou unikátní v národním i evropském měřítku; přesto změny jakosti vody v celku povodí Labe není možno hodnotit jako bezvýhradně pozitivní.

Příspěvek hodnotí časovou a prostorovou dynamiku změn v intenzitě znečištění hydrografické sítě povodí Labe v průběhu období 1970 – 2002 a souvislost charakteru změn s implementací evropské environemtnální legislativy, zejména Rámcové směrnice o vodě.

Analýza, provedená na základě nové metodiky geostatistické klasifikace ukázala, že pozitivní změny v látkové bilanci jsou soustředěny především na největší toky – Labe a Vltavu a nejsou doprovázeny obdobným vývojem v celém povodí. Přes pozitivní vývoj jakosti vody v hlavních sídelních a průmyslových regionech v 90. letech zaznamenává převážná většina říční sítě povodí Labe ve většině ukazatelů stálý nárůst znečištění. Na řadě zejména drobných toků navíc po poklesu z počátku 90. let dochází v posledních letech k opětovnému nárůstu zátěže. Těchto oblastí, které představují prioritu z hlediska ochrany před znečištěním, se však zároveň nejintenzivněji dotkne přechodné období pro výstavbu ČOV u drobných a středních komunálních zdrojů do roku 2010, které zde představují hlavní zdroj zátěže.

Klíčová slova: Hydrologie, kvalita vody, znečištění, Labe, GIS, geostatistická analýza

Spatial trends of water quality changes in Elbe river basin in the context of application of EU environmental legislation. *With regard to the water quality changes, the area of the Czech part of the Elbe river basin is extraordinarily dynamic. In the 20th century it experienced an enormous increase of load of pollution. Since the beginning of the 1990´s due to the political and economical changes we have witnessed a particularly intensive decrease in the emission volume and a related increase in water quality of watercourses.*

However, positive changes in the pollution load balance have occurred mainly in the biggest watercourses and these changes have not been accompanied by similar development in the whole river system.

Using a newly created classification methodology the basic models of dynamics of water quality changes in the Elbe river basin have been derived. Based on GIS geostatistical analysis, regions with analogous water quality development trends have been defined for selected parameters and critical areas have been identified. It has become apparent that the prevailing part of the Elbe river basin has been experiencing a gradual increase in pollution. In addition, after a previous decrease, a number of watercourses experienced a recurrence of the increase in load. These areas are priorities for further development and the control of surface water protection against pollution. However, their actual protection is limited by postponement of application of EU directive concerning the waste water treatment at small and medium communal sources until year 2010.

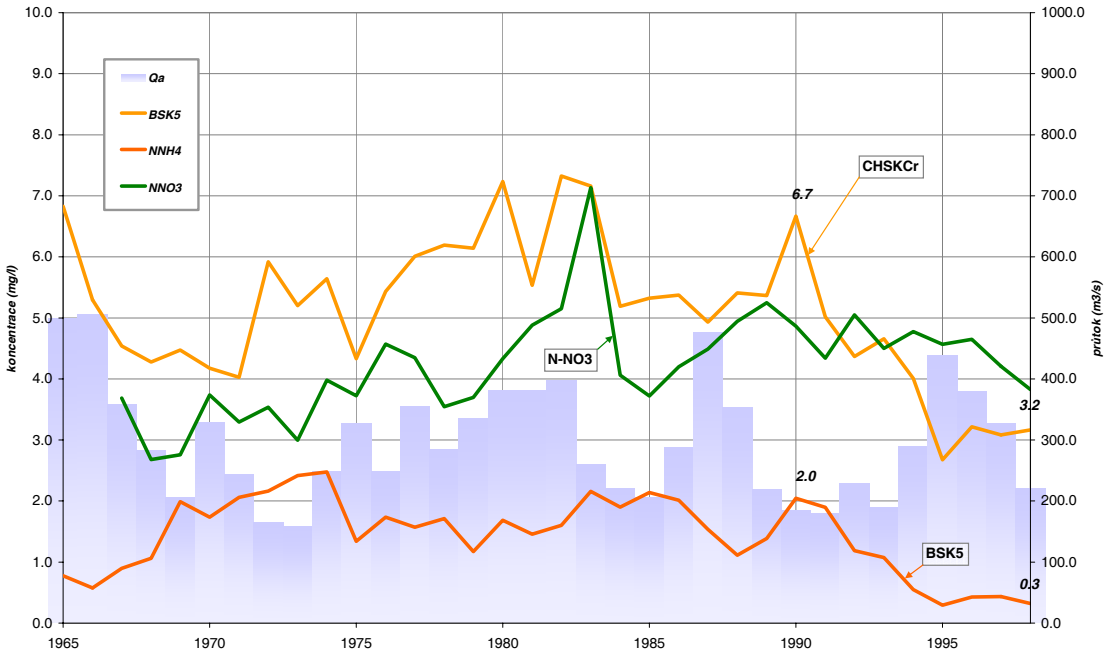
Key words: Hydrology, Water quality, Pollution, Elbe, GIS, Geostatistical analysis

---

1 ÚVOD A CÍL

V průběhu 20. století došlo k několika významným změnám kvality povrchových vod v evropských řekách, včetně toků v rámci povodí Labe. Zatímco ještě na počátku století byla kvalita vody českých toků vhodná pro většinu běžných aktivit, s nástupem rozvoje průmyslu spolu s minimálním ohledem na životní prostředí tak zejména v období po 2. světové válce se situace radikálně změnila. Voda byla postupně degradována na surovinu a řeky postupně byly nuceny absorbovat větší množství odpadů. Stejný vývoj zaznamenala většina vyspělého světa. Dekády 60. a 70. let tak celosvětově představují

období nejvyšší úrovně do té doby prakticky nekontrolovaného znečišťování vod. V západní Evropě i v Severní Americe se od 70. let začaly postupně řešit nejnaléhavější problémy související se znečišťováním toků (De Wit, 1999, EEA, 2002) . V ČR obrat ve vývoji nastal až se změnou politických poměrů po roce 1989. Během jednoho desetiletí se podařilo díky systematickým investicím do čistíren odpadních vod největších průmyslových zdrojů a sídel rychle a významně snížit do té doby kritickou úroveň znečištění našich nejvýznamnějších toků. (viz Langhammer, 2000).
Přelomovým obdobím přitom byla první polovina 90. let, kdy byly zprovozněny nové čistírny odpadních vod (dále ČOV) u největších přímých zdrojů emisí na toku Labe a Vltavy. V důsledku masivní výstavby a intenzifikace ČOV u hlavních zdrojů znečištění poklesly v průběhu deseti let koncentrace hlavních bilančních ukazatelů jakosti vody ve výústním profilu Labe na úroveň, která v řadě ukazatelů byla dokonce nižší než na počátku období sledování v 60. letech (obrázek 1).



Obr.1 Vývoj základních ukazatelů jakosti vody ve profilu Labe - Děčín v období 1970-2000. Data ČHMÚ
Fig. 1. Water quality changes in Czech Elbe mouth profile (Labe-Děčín) in period 1970-2000 for parameters BOD-5, COD and N-NO_3. Data CHMI.

K pozitivním změnám však nedošlo v rámci celé říční sítě. Při bližším pohledu na dynamiku vývoje zátěže celé hydrografické sítě českého povodí Labe naopak zjišťujeme, že na řadě toků v různých ukazatelích kvalita vody stagnuje nebo se dokonce zhoršuje.
Příspěvek se zabývá klasifikací dynamiky vývoje kvality vody v povodí Labe z kvalitativního, časového a prostorového hlediska, identifikací kritických aspektů vývoje a možností jejich řešení v kontextu implementace environmentální legislativy EU v ČR. Výsledky ukazují na současný charakter é priority

2 MATERIÁL A METODY

Pro potřeby objektivní klasifikace prostorové a časové dynamiky vývoje kvality vody v ploše povodí byla v rámci výzkumného projektu autorem vytvořena nová metoda klasifikace dynamiky změn jakosti vody. Řešení je založeno na využití metod geostatistické analýzy za využití nástrojů GIS, přičemž navazuje na předchozí analýzy změn jakosti vody v toku Labe a jeho povodí za využití metod matematického modelování a prostorové analýzy (Langhammer, 2000, 2004). Hodnocení je prováděno na komplexním souboru profilů kvality vody v české části povodí Labe v období hodnocení pokrývající hlavní etapy změn jakosti vody

2.1 Metodika hodnocení

Pro analýzu prostorových aspektů vývoje kvality vody je použita metodika klasifikace základních modelů změn kvality vody (Langhammer, 2005), založená na kombinaci metod geostatistické analýzy na datech dlouhodobých časových řad koncentrací vybraných ukazatelů kvality vody v profilech sítě ČHMÚ.

2.1.1 Metodika klasifikace dynamiky změn kvality vody

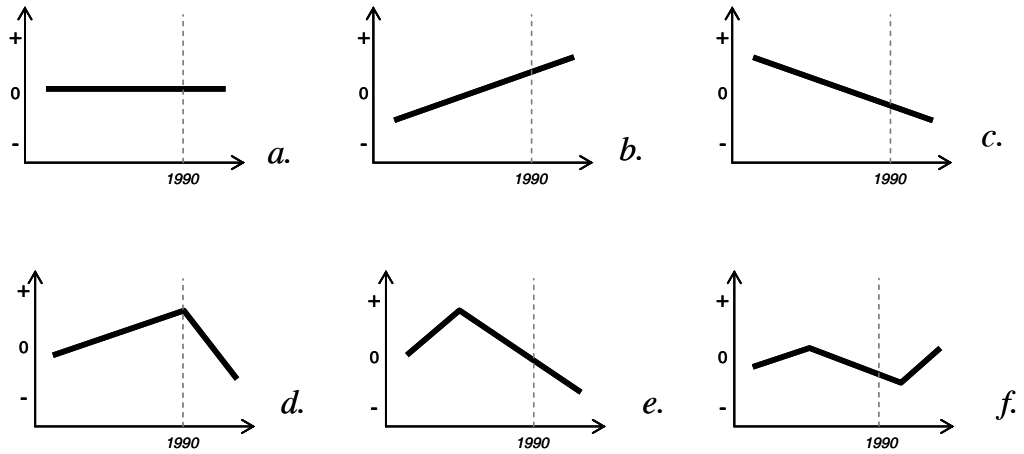
Princip hodnocení spočívá v odvození charakteristik trendů vývoje kvality vody na všech hodnocených profilech, následné identifikaci příbuzných rysů vývoje a jejich seskupení do základních modelů pomocí metod regresní a shlukové analýzy.
Časové řady ročních průměrných koncentrací vybraných ukazatelů pro jednotlivé profily jsou rozděleny do homogenních časových úseků, korespondujících s významnými obdobími změn jakosti vody. Pro jednotlivá hlavní období vývoje kvality jsou pomocí regresní analýzy vypočteny směrnice trendu změny. Tyto směrnice vstupují jako zdrojová data do clusterové analýzy, jejímž výstupem je klasifikace typů dynamiky změn kvality vody na základě vývoje v hlavních obdobích. Výsledná data jsou transportována do GIS, kde jsou analyzována z hlediska prostorového rozložení. Výpočet je postupně opakován pro všechny hodnocené ukazatele jakosti vody.
Jednotlivé typy průběhu změn kvality vody, vygenerované pro hodnocené ukazatele pomocí clusterové analýzy, jsou přiřazeny k základním modelům dynamiky změn kvality vody, vyskytujícím se napříč spektrem hodnocených ukazatelů, vygenerovaným pro celé povodí Labe (obrázek 3). Clustery jsou k těmto modelům přiřazeny podle charakteru průběhu trendu změny v jednotlivých obdobích – pozitivního, neutrálního nebo negativního.

2.1.2 Základní modely vývoje kvality vody

Základní modely vývoje kvality vody (obrázek 3), popisují klíčová schémata dynamiky změn kvality vody v povodí Labe. Modely odrážejí hlavní příčinné faktory změn a navzájem se zároveň liší jak prostorově – pro různá povodí a vodní toky, tak strukturně – pro jednotlivé ukazatele znečištění.

- **Model A** popisuje vývoj bez výrazného trendu změny kvality vody v celém pozorovaném období. Tento typ rozložení změn jakosti vody pozorujeme na řadě toků střední velikosti, zejména u ukazatelů organického znečištění. Za nevýrazným trendem stojí zpravidla celkově nízká ekonomická aktivita v povodí, kdy vodní toky nejsou pod vlivem výrazných zdrojů bodového znečištění a které neprošly intenzivními změnami.
- **Model B** popisuje postupný nárůst zátěže v celém hodnoceném období. Ze statistického a prostorového hlediska je jednoznačně nejčetnějším modelem vývoje u všech hodnocených parametrů jakosti vody. Vyskytuje se napříč spektrem hodnocených ukazatelů i geografických regionů. Odráží celkově vysokou intenzitu využití území bez odpovídajících opatření na ochranu vod před znečištěním.
- **Model C** naopak vyjadřuje kontinuální pokles úrovně zátěže toku v celém období. Jde zpravidla o oblasti s tradičním osídlením i ekonomickými aktivitami, kde dochází k soustavnému zpracování a čištění odpadních vod a kde vodní toky nebyly zasaženy intenzivní industrializací.
- **Model D** popisuje výrazný pokles znečištění v devadesátých letech 20. století. Tento model charakterizuje nejvýraznější změny v jakosti vody, ke kterým došlo v české části povodí Labe po roce 1990. Jde především o ukazatele a oblasti, ovlivněné významnými bodovými zdroji znečištění.
- **Model E** odráží situaci poklesu zátěže před rokem 1990. Radikální změny kvality vody na tocích v 70. a 80. letech je třeba připisovat prvovýstavbě čistíren odpadních vod zejména u velkých průmyslových a komunálních zdrojů jako nástroj pro odstranění havarijního stavu, způsobeného vypouštěním zcela nečištěných nebo pouze minimálně upravených odpadních vod do vodních toků.
- **Model F** popisuje situaci opětovného nárůstu zátěže toků v devadesátých letech 20. století po předchozím období poklesu. Opětovný nárůst znečištění povrchových vod po období předchozího poklesu indikuje vývoj, který nastal zpravidla v důsledku změny struktury ekonomických aktivit. Pokles zátěže toku na počátku 90. let byl vyvolán útlumem výroby, nikoliv systematickými opatřeními na ochranu vod. Současné ekonomického oživení proto působí nárůst zátěže toků

znečištění. Z hlediska budoucího vývoje jde o kritický model změn, jehož výskytu v hodnocených povodích je nutno věnovat maximální pozornost.



Obr. 2 Hlavní modely změn kvality vody v povodí Labe
Fig. 2 Main models of water quality trends in Elbe river basin

2.2 Použitá data

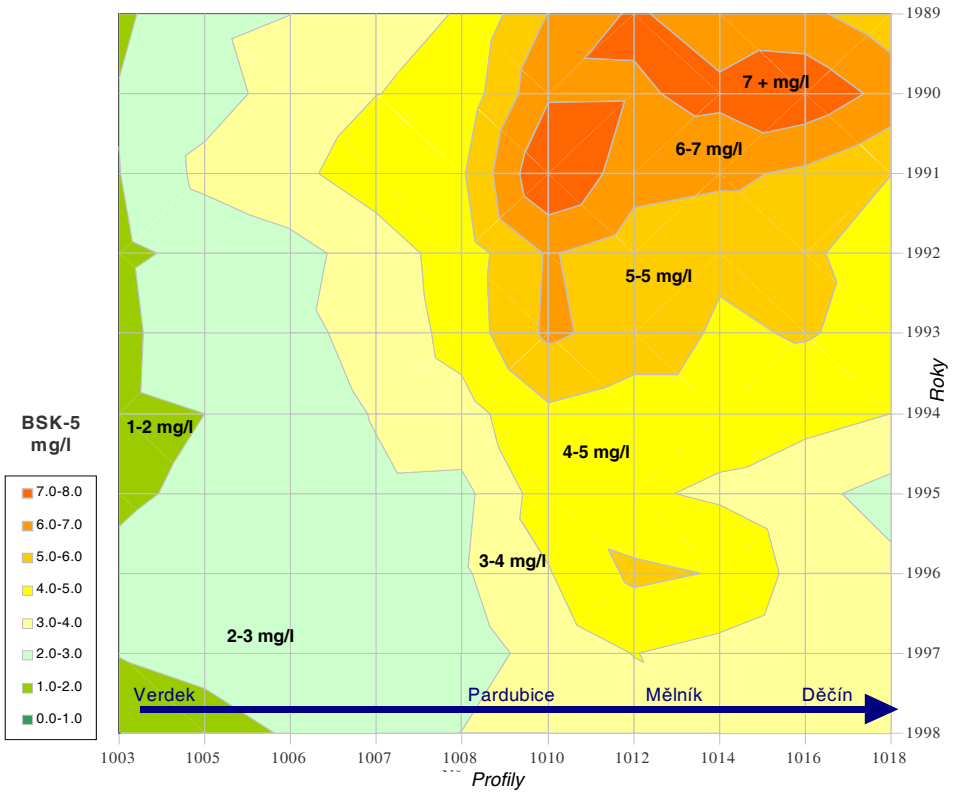
Pro analýzu vývoje jakosti povrchových vod v povodí Labe byl jako základ použit soubor dat ze sítě celkem 160 profilů státní sítě sledování kvality vody za období 1970-2002, poskytnutých ČHMÚ a dostupných na internetových stránkách www.chmi.cz . Použity byly roční průměrné koncentrace za celé uvedené období pro 12 vybraných jakostních parametrů – BSK_5, $CHSK_{Cr}$, $N\text{-}NH_4$, $N\text{-}NO_3$, Pcelk, RL, NL, saprobita, konduktivita, Pb, Cd, Hg. Pro vlastní analýzu byly vyřazeny ty ty ukazatele, které hodnocené období pokrývaly nedostatečně. Šlo zejména o parametry zátěže těžkými kovy, kde datové řady začínají až v průběhu 90. let a i zde jsou v řadě profilů nekompletní. Vyřazen byl i ukazatel celkový fosfor, pro který byly u většiny profilů řady nekompletní, s přerušeným sledováním a často opět začínající až v 90. letech.

3 VÝSLEDKY

3.1 Vývoj kvality vody v Labi

Povodí Labe v průběhu devadesátých let zaznamenalo výrazný pokles objemu emisí znečišťujících látek z evidovaných bodových zdrojů znečištění. Díky výstavbě a intenzifikaci čistíren odpadních vod u velkých průmyslových i komunálních zdrojů emisí postupně došlo k razantnímu poklesu vypouštěného množství emisí v ukazatelích, odrážejících tento typ zátěže. U ukazatele organického znečištění BSK_5 tak došlo ke snížení celkových evidovaných emisí mezi roky 1990 a 1999 až na pětinu počátečního množství. Objem zátěže, vypouštěné na konci devadesátých let v ukazateli $CHSK_{Cr}$ představuje jednu třetinu a v ukazateli $N\text{-}NH_4$ polovinu množství, emitovaného do povodí Labe na počátku tohoto období.

Změny v emisní situaci a struktuře zdrojů emisí v povodí Labe, ke kterým v průběhu 90. let došlo, se výrazně projevily na jakosti vody v hlavním toku říční soustavy – Labi. U většiny sledovaných ukazatelů došlo k poklesu koncentrací znečištění i ke snížení celkového látkového odnosu zátěže.
Tento vývoj dokumentuje obrázek 4, ukazující změnu průměrných ročních koncentrací organického znečištění v ukazateli BSK_5 v podélném profilu toku Labe. Od poloviny 90. let na Labi dochází k odbourání kritické úrovně zátěže na středním a dolním toku a jakost vody se na konci tohoto období dostává na celém toku na úroveň, která na přelomu 80. a 90. let byla dosahována pouze na horním toku Labe.



Obr. 3 Vývoj koncentrací BSK_5 v podélném profilu Labe v období 1989-1998. Data ČHMÚ.
Fig. 3. Changes of BOD-5 concentrations in logitudinal profile of the Elbe between 1989-1998. Data CHMI.

Obecně lze v průběhu devadesátých let na Labi pozorovat jasný pokles jak koncentrací, tak látkového odnosu u základních parametrů jakosti vody a to zejména u ukazatelů, odrážejících zátěž z bodových zdrojů znečištění. Týká se to ukazatelů, odrážejících celkové organické znečištění sledované ukazateli CHSKCr a BSK5, stejně jako amoniakálního dusíku. U těchto ukazatelů došlo zejména ve druhé polovině devadesátých let k zásadnímu poklesu zátěže Labe a jeho povodí v důsledku radikálního omezení emisí u významných průmyslových a komunálních zdrojů.
Odlišný je vývoj znečištění Labe celkovým fosforem. V tomto ukazateli, odrážejícím zátěž z průmyslových, ale především komunálních bodových zdrojů, totiž v průběhu devadesátých let dochází nejen ke stagnaci, ale v určitých úsecích toku i k nárůstu úrovně znečištění. Pozvolný nárůst zátěže fosforem se přitom netýká jen toku Labe, ale především dílčích povodí jeho jednotlivých přítoků. Tento trend je nutno vidět v souvislosti se nárůstem emisí fosforu z komunální sféry a s nízkou vybaveností zejména malých a středních obcí čistírnami odpadních vod a jejich technickým stavem. Poklesy emisí fosforu, ke kterým došlo u velkých průmyslových a komunálních zdrojů na Labi a jeho hlavních přítocích tak v celkové bilanci nebyly schopny absorbovat rostoucí zátěž z celého povodí.
U ukazatelů odrážejících zátěž z plošných zdrojů znečištění, jmenovitě u dusičnanového dusíku, se v průběhu devadesátých let neprojevuje výraznější kvalitativní posun. Přísun živin ze zdrojových ploch povodí neklesá i přes evidentní útlum zemědělské činnosti a snížení aplikace hnojiv, ke kterému v České republice v průběhu devadesátých let došlo.

3.2 Prostorové trendy změn kvality vody v povodí Labe

Zatímco vývoj kvality vody ve většině ukazatelů v závěrovém profilu povodí Labe i jeho podélném profilu ukazují na jednoznačně pozitivní tendenci, vývoj v celku hydrografické sítě povodí je méně příznivý. Pro klasifikaci prostorových aspektů dynamiky vývoje kvality vody byla použita metodika popsaná v kapitole 2.1. Jako vstupní data byly použity údaje o průměrných ročních koncentracích vybraných ukazatelů jakosti vody ze všech profilů sítě ČHMÚ v rámci povodí Labe od roku 1970 do roku 2002 (ČHMÚ, 2004, Rieder a kol, 2000).
Datová řada byla rozdělena do tří období, která v povodí Labe z hlediska vývoje kvality vody klíčová:

- 1971-1980: počáteční období sledování, nástup intenzivního znečišťování povrchových vod.

- 1981-1990: období vrcholící zátěže toků ze zdrojů průmyslového a komunálního znečištění
- 1991-2000: změny po roce 1989, které odrážejí jak systémová opatření (výstavba ČOV u velkých zdrojů znečištění), tak změny v ekonomickém a sociálním prostředí (uzavírání řady výrob a budování nových provozů, rozvoj sídel, změny v zemědělství).

Pro každé období byla z hodnot průměrných ročních koncentrací hlavních ukazatelů znečištění pro všechny profily vypočtena směrnice trendu lineární regrese, ukazující na trend změn kvality vody v daném ukazateli pro toto období. Kombinace trendů vývoje v těchto třech období byla použita jako vstupní údaj pro clusterovou analýzu. Výsledky jsou prezentovány na příkladu tří ukazatelů, odrážející rozdílné mechanismy znečišťování povrchových vod - parametr BSK_5, odrážející organické znečištění zejména z bodových komunálních zdrojů, amoniakální dusík ($N\text{-}NH_4$), reprezentující zátěž z průmyslových bodových zdrojů znečištění a dusičnanový dusík ($N\text{-}NO_3$) charakterizující zátěž z plošných zdrojů znečištění, majících původ zejména v zemědělství.

Tab. 1 Výsledky clusterové analýzy klasifikace změn kvality vody pro hodnocené ukazatele
Tab. 1 Results of cluster analysis – classification of water quality changes for selected parameters

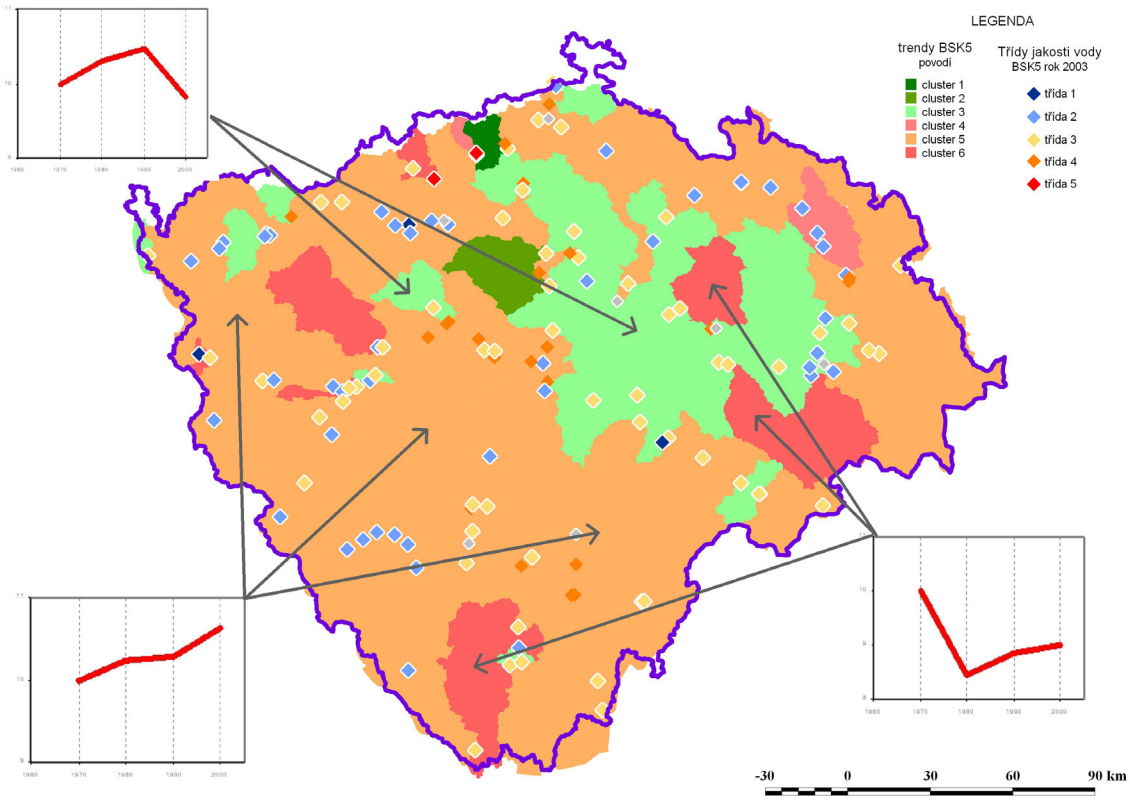
	BSK_5				$N\text{-}NO_3$				$N\text{-}NH_4$			
	71-80	***81-90***	***91-00***	***Počet profilů***	***71-80***	***81-90***	***91-00***	***Počet profilů***	***71-80***	***81-90***	***91-00***	***Počet profilů***
Cluster 1	-5.47	4.51	-7.83	1	-0.62	-0.75	0.10	61	0.08	0.27	-1.64	9
Cluster 2	1.49	-4.15	-4.51	2	0.43	-0.38	1.94	16	0.27	0.17	0.39	105
Cluster 3	0.31	0.16	-0.65	34	1.84	0.36	-1.53	15	0.17	0.19	-0.37	29
Cluster 4	-4.16	-3.25	0.28	4	-0.55	0.53	-0.23	41	-5.25	-5.11	-4.75	4
Cluster 5	0.22	0.07	0.34	109	0.55	3.85	-1.78	3	-0.56	0.44	0.12	7
Cluster 6	-1.56	0.42	0.13	10	1.01	0.54	0.02	24	-1.43	-1.40	0.45	6

3.2.1 Biochemická spotřeba kyslíku (BSK_5)

Pomocí shlukové analýzy byl vývoj kvality vody v ukazateli BSK_5 v období 1970-2000 na jednotlivých jakostních profilech rozdělen do šesti skupin podle vzájemné příbuznosti.
Jednotlivé clustery (viz Tab. 1) mají rozdílnou četnost, přičemž dominantní zastoupení má cluster 5, clustery 3 a 6 lze brát jako významné, ostatní jako okrajové.
Clustery, představující vygenerované typologické skupiny vývoje jakosti vody, můžeme následně podle četností zastoupení a podle charakteru průběhu trendů změn zredukovat do tří skupin, odpovídajících hlavním modelům vývoje (viz kap. 2.1):

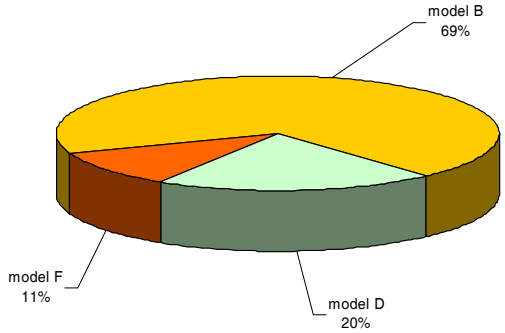
- *Model B*, charakterizující kontinuální nárůst zátěže v celém hodnoceném období (cluster 5, celkem 109 profilů)
- *Model D*, reprezentující pokles koncentrací BSK_5 po roce 1990 (clustery 3,2,1, zahrnující celkem 37 profilů)
- *Model F*, představující nárůst zátěže po předchozím poklesu (clustery 6 a 4, zahrnující celkem 14 profilů)

Základní modely vývoje kvality vody v ukazateli BSK_5 vykazují výrazné prostorové uspořádání. Nejčetnějším zastoupeným typem vývoje je *model B*, zobrazující kontinuální nárůst zátěže organického znečištění v celém hodnoceném období. Tento typ vývoje převažuje v oblasti jihozápadních a severozápadních Čech – v povodí Vltavy, Otavy, Berounky a Ohře. K nárůstu zátěže toků v ukazateli BSK_5 dochází z prostorového hlediska na převážné většině území. Jedná se zpravidla o drobné až středně velké toky v urbanizovaných a antropogenně transformovaných oblastech, které zaznamenávají ekonomický rozvoj.
Oblasti s výrazným poklesem zátěže organickým znečištěním po roce 1990 (*model D)* jsou soustředěny v regionech středních a dolních úseků velkých toků, zahrnujících významné sídelní a průmyslové oblasti zejména na toku středního a dolního Labe a dolní Vltavy (Obr. 4).
Třetím typem změn jakosti vody je *model F*, který označuje toky, ve kterých po předchozím poklesu dochází k opětovnému nárůstu zátěže. Jde zejména o sídelní a průmyslové oblasti na středních tocích – tok Berounky, stejně jako oblast severovýchodních Čech.



Obr. 4 Prostorové rozložení trendů změn kvality vody v povodí Labe v ukazateli BSK_5
Fig. 4. Spatial distribution of trends of water quality changes in parameter BOD-5

Z hlediska plošného rozsahu jednotlivých povodí podle příslušnosti k jednotlivým modelům dynamiky změn (obrázek 5) vidíme jednoznačně dominující podíl ploch s negativními rysy vývoje. Pouze na 20 % plochy povodí Labe dochází k pozitivním změnám, celých 80 % zaznamenává kontinuální nárůst nebo nárůst v 90. letech. Z plošného rozdělení však můžeme vidět i vysokou efektivitu realizovaných opatření. Zásadní pokles objemu imisního zatížení povodí Labe ve výústním profilu byl umožněn vhodným výběrem sanačních lokalit. Analýza zároveň ukazuje na potenciál pro další snižování zátěže povrchových vod organickým znečištěním.



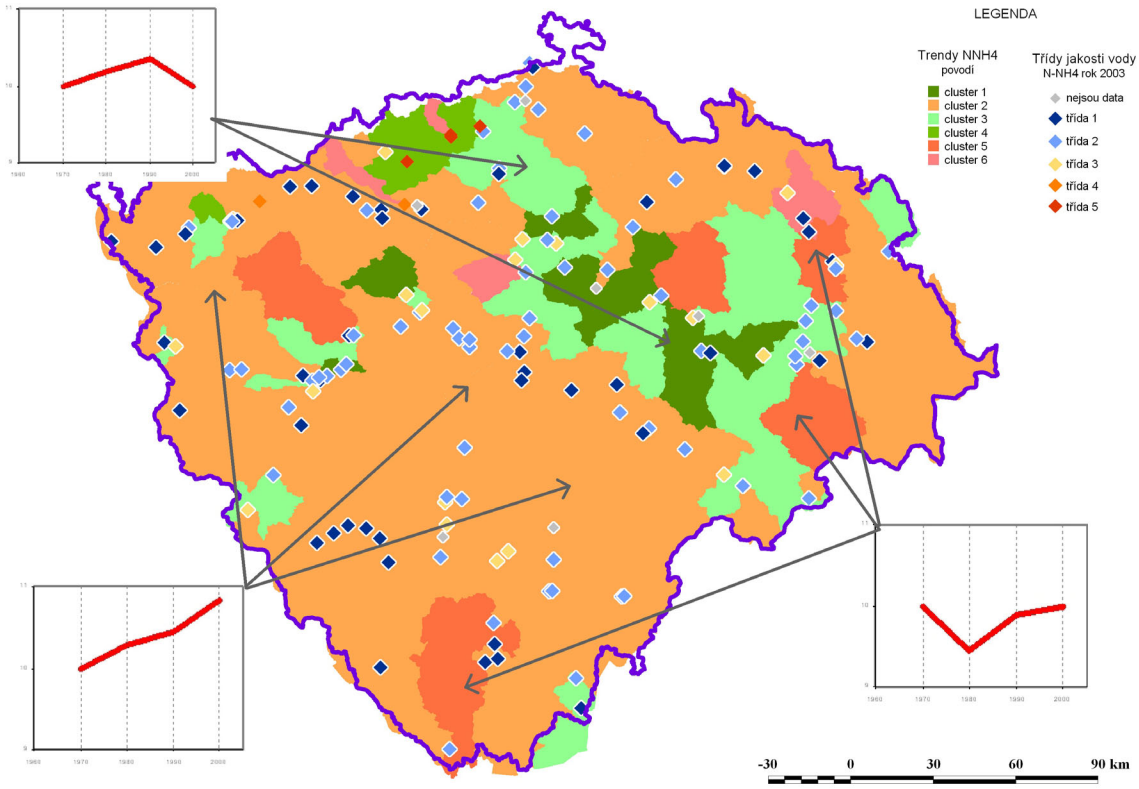
Obr. 5 Podíl ploch dílčích povodí Labe podle příslušnosti k modelu dynamiky změn BSK_5
Fig. 5 Shares of basin area corresponding to the main water quality change models in BOD-5 parameter

Za rozdíly ve vývoji jakosti vody, popisovaném jednotlivými modely můžeme vidět zásadní systémové odlišnosti působící na změny imisní zátěže toků. U modelu D, kdy pozorujeme prudký pokles zátěže zejména v období po roce 1990, u některých profilů ovšem i dříve, jsou hlavním hnacím motorem změn jakosti vody systémová opatření, zejména výstavba a intenzifikace ČOV u významných zdrojů znečišťování. Model F, popisující nárůst zátěže po předchozím poklesu naopak odpovídá situaci, kdy předchozí pokles byl vyvolán spíše útlumem výroby než systémovými kroky na ochranu vod a současný růst zátěže je tak vyvolán oživením ekonomických aktivit v regionu. Společně s modelem B, představujícím stále rostoucí zátěž, tak povodí s tímto typem vývoje představují oblasti rizikové a oblasti, které by z hlediska směrování péče o ochranu vod měly být prioritní.

3.2.2 *Amoniakální dusík ($N\text{-}NH_4^+$)*

Kvantitativní i prostorové vyhodnocení dynamiky změn jakosti vody v ukazateli $N\text{-}NH_4$ vykazuje výrazně asymetrické rozdělení. Vygenerovaným skupinám (viz tabulka 1) dominuje cluster 2 zahrnující 105 z celkových 160 jakostních profilů. Druhým nejčetnějším typem je cluster 3, který spolu s geneticky příbuzným clusterem 1 zahrnuje celkem 38 profilů. Zbylé clustery jsou vzhledem svojí velikostí hodnoceny jako doplňkové.
Při zařazení vygenerovaných clusterů do hlavních modelů vývoje můžeme jejich počet redukovat na 4 hlavní skupiny:

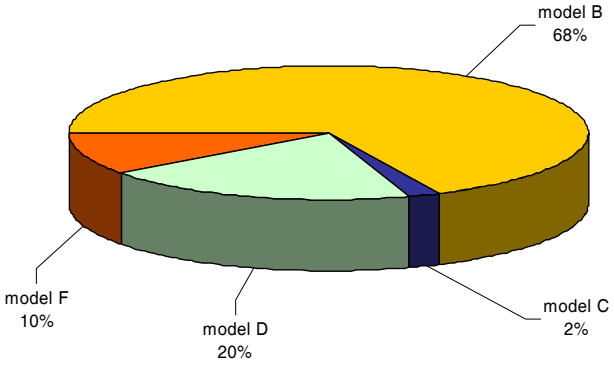
- *Model B* – kontinuální nárůst zátěže v celém období (cluster 2, celkem 105 profilů)
- *Model C* – pokles zátěže v celém období (cluster 4, 4 profily)
- *Model D* – pokles zátěže v 90. letech (clustery 1 a 3, celkem 38 profilů)
- *Model F* – nárůst zátěže v 90. letech po předchozím poklesu (clustery 5 a 6, celkem 13 profilů)



Obr. 6 Prostorové rozložení trendů změn kvality vody v povodí Labe v ukazateli $N\text{-}NH_4$
Fig. 6. Spatial distribution of trends of water quality changes in parameter $N\text{-}NH_4$

Dynamika změn jakosti vody v ukazateli $N\text{-}NH_4$ je ze všech hodnocených ukazatelů prostorově nejsilněji diferencovaná (obrázek 6). Pozitivní změny související především s poklesem zátěže toků po roce 1990 jsou totiž soustředěné téměř bezvýhradně na oblasti toků pod vlivem velkých zdrojů průmyslového znečištění – středního a dolního Labe, dolní Vltavy, Berounky a Bíliny.
Převažující část povodí Labe naopak zaznamenává postupný nárůst zátěže v ukazateli $N\text{-}NH_4$ v průběhu celého hodnoceného období. Celkem jde o 105 jakostních profilů, na dalších 13 profilech potom dochází k nárůstu zátěže v 90. letech po předchozím zaznamenaném poklesu.
Prostorová diferenciace dynamiky změn jakosti vody v tomto ukazateli souvisí s charakterem a prostorovou koncentrací zdrojů přičinného znečištění. Nejvýznamnější zdroje znečištění $N\text{-}NH_4$ v povodí Labe představují průmyslové zdroje, koncentrované do oblasti dolních úseků toků Labe, Vltavy a do povodí Bíliny. Deset největších producentů emisí $N\text{-}NH_4$ v těchto oblastech (databáze SVHB,VÚV, 2000) představuje přes 55 % celkového objemu vypouštěného $N\text{-}NH_4$ v povodí Labe. Výrazný pokles objemu vypouštěného znečištění z těchto zdrojů v průběhu 90. let byl umožněn právě díky masivním investicím těctho podniků do čištění odpadních vod v rámci národních a mezinárodních projektů.

V rámci povodí Labe však tento vývoj nebyl následován i v ostatních částech povodí, které se tak dodnes potýkají nejen s celkově vysokou úrovní zátěže toků, především však s nepříznivým trendem vývoje, který nedává možnosti rychlého zlepšení situace bez přijetí radikálních opatření.



Obr. 7 Podíl ploch dílčích povodí Labe podle příslušnosti k modelu dynamiky změn N-NH_4
Fig. 7 Shares of basin area corresponding to the main water quality change models in N-NH_4 parameter

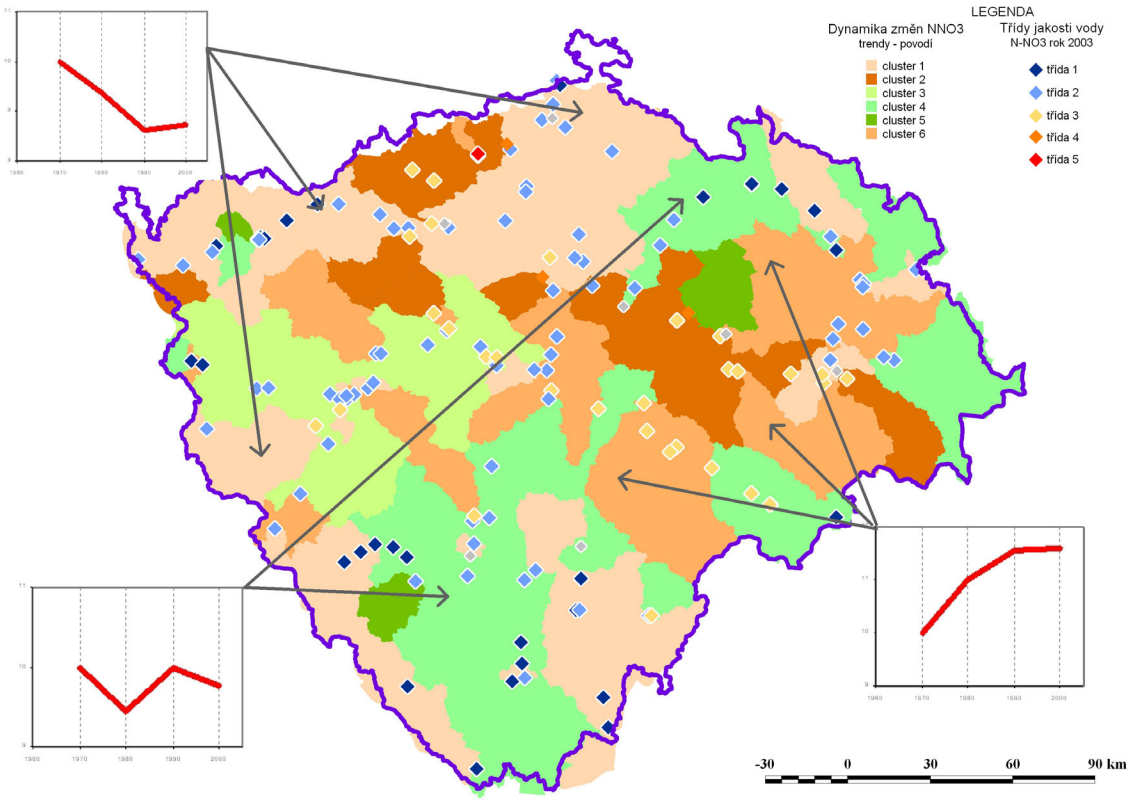
Podíly ploch dílčích povodí s analogickou dynamikou vývoje zátěže v ukazateli N-NH_4 (obrázek 7) potvrzují výše uvedený mechanismus vývoje. Pouze necelá čtvrtina plochy povodí Labe zaznamenává pokles úrovně zátěže, na více než dvou třetinách plochy povodí dochází ke kontinuálnímu nárůstu koncentrací, dalších 10 % plochy povodí potom zaznamenává nárůst zátěže v 90. letech. I v případě znečištění amoniakálním dusíkem jsou patrné obrovské rezervy pro řízení kvality vody, stejně jako je zřejmá efektivita výběru lokalit pro sanační opatření v 90. letech.

3.2.3 Dusičnanový dusík (N-NO_3^-)

Zátěž povrchových toků dusičnanovým dusíkem vyjadřuje oproti předchozím ukazatelům odlišný mechanismus znečišťování. Zatímco u ukazatelů BSK_5, $CHSK_{Cr}$ a N-NH_4 jsou primárním zdrojem emisí bodové zdroje znečištění, u dusičnanového dusíku jde především o znečištění z plošných zdrojů, zejména zemědělství.
Výsledky klasifikace dynamiky vývoje zátěže vodních toků dusičnanovým dusíkem (viz tabulka 1) i jejich prostorového rozložení mají proto odlišný charakter.
Vygenerované clustery, popisující dynamiku změn jakosti vody v povodí Labe bylo možno přiřadit do tří hlavních skupin vývoje jakosti vody, konstatovaným pro povodí Labe:

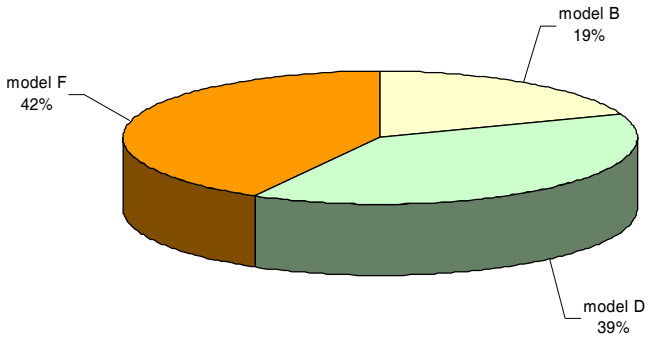
- *Model B* – kontinuální nárůst zátěže (cluster 6, celkem 24 profilů)
- *Model D* – pokles zátěže v 90. letech (clustery 3, 4 a 5, celkem 59 profilů)
- *Model F* – nárůst zátěže v 90. letech (clustery 1 a 2, celkem 77 profilů)

Změny zátěže povrchových vod povodí Labe dusičnany jsou ze statistického i prostorového hlediska nepříznivé. Statisticky nejčetnější charakter změny představuje typ F, reprezentující nárůst zátěže v průběhu 90. let, do kterého můžeme řadit clustery 1 a 2, tj. celkem 77 jakostních profilů. Jde o prostorově rozsáhlé oblasti okrajových částí povodí v severozápadních Čechách, střední a dolní tok Labe, a oblasti jižních a jihovýchodních Čech (obrázek 8).
Celkem 24 profilů patří do typu B, ukazujícího na kontinuální nárůst zátěže toku v daném ukazateli. Jmenovitě jde o zemědělské oblasti Vysočiny, stejně jako o oblasti v povodí Berounky a střední Vltavy.
Oba modely, které odrážejí velice negativní trend aktuálního nárůstu znečištění, jsou pozorovány na téměř dvou třetinách profilů – celkem 101 profilů ze 160 hodnocených.
K poklesu zátěže v 90. letech po předchozím nárůstu znečištění naopak došlo na 59 dílčích povodí, představujících 39 % rozlohy českého povodí Labe. Jde o povodí, soustředěná do oblasti středního povodí Vltavy, povodí Jizery a do oblasti severovýchodních Čech. Na celkem 15 jakostních profilech (cluster 3) je přitom konstatovaný pokles zátěže velmi mírný. Z dlouhodobého hlediska je zde celková úroveň zátěže stabilní a současný pokles tak nemusí indikovat pozitivní trend.



Obr. 8 Prostorové rozložení trendů změn kvality vody v povodí Labe v ukazateli N-NO_3
Fig. 8. Spatial distribution of trends of water quality changes in parameter N-NO_3

Z prostorového hlediska je pro vývoj v ukazateli N-NO_3 příznačný nárůst zátěže v okrajových oblastech povodí Labe, zachování trendu kontinuálního nárůstu úrovně koncentrací v tradičních zemědělských oblastech a pokles zátěže v oblasti jižních a části severovýchodních Čech.
Dlouhodobý nárůst zátěže pozorujeme především v oblastech středního Polabí, Vysočiny a částečně i v západních Čechách. Jde o oblasti s intenzivní zemědělskou výrobou, přičemž při hodnocení časové dynamiky změn je pozitivním faktem zmírnění dynamiky růstu zátěže v posledních deseti letech. Snížení intenzity zemědělské výroby představuje hlavní faktor poklesu úrovně zátěže toků dusičnany v oblastech jižních Čech, horní Sázavy či Jizery.
Nárůst zátěže povrchových vod dusičnanovým dusíkem pozorujeme v rozsáhlých okrajových oblastech povodí Labe – v severozápadních Čechách, pokrývajících prakticky celé povodí Ohře, v oblastech Šumavy, jihovýchodních Čech či horního a středního Labe. Pro interpretaci těchto změn je důležité brát v úvahu heterogenitu prostředí jednotlivých povodí. Jde o oblasti s výrazně odlišnými fyzickogeografickými charakteristikami, rozdílnou intenzitou antropogenních aktivit a v neposlední řadě i s odlišnou mírou stávající zátěže toků.



Obr. 9 Podíl ploch dílčích povodí Labe podle příslušnosti k modelu dynamiky změn N-NO_3
Fig. 9 Shares of basin area corresponding to the main water quality change models in N-NO_3 parameter

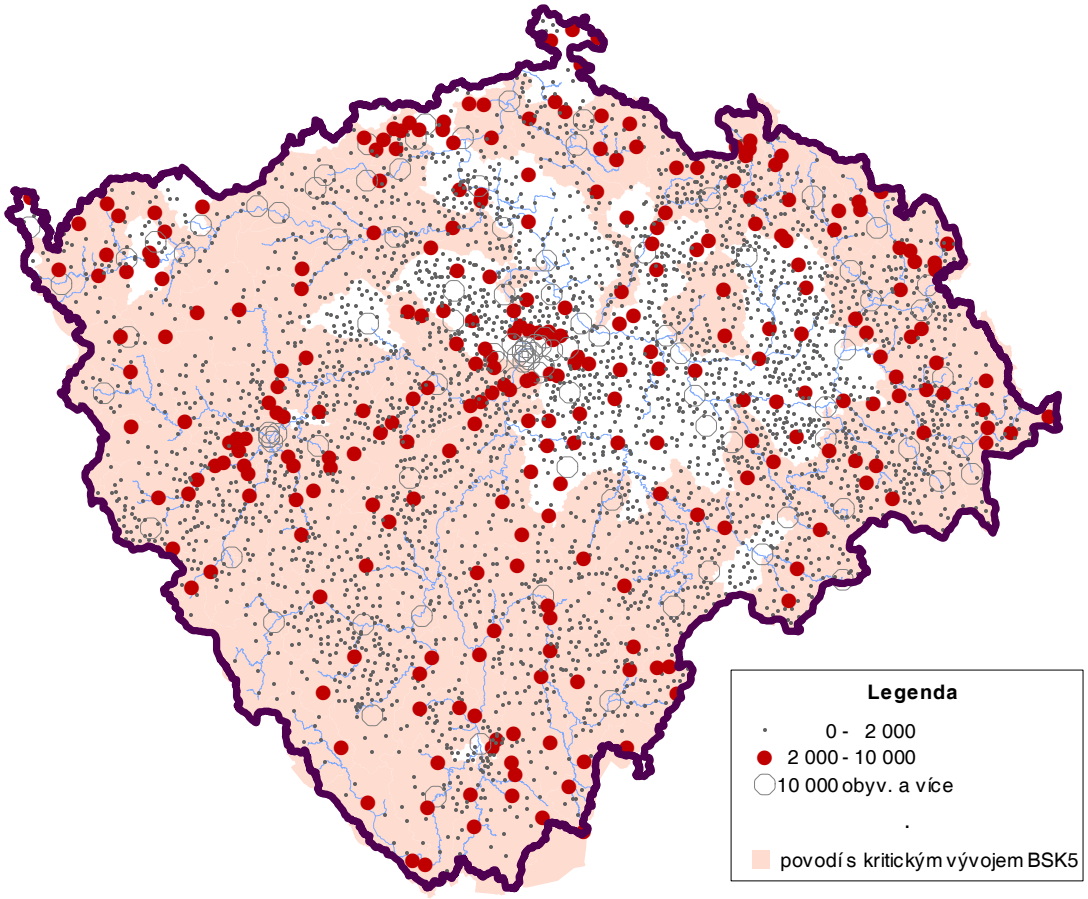
Z hlediska podílu plochy povodí posle příslušnosti k danému modelu dynamiky vývoje kvality vody (obrázek 9) je zřejmý celkově nepříznivé prostorové rozložení. pouze 29 % plochy povodí Labe patří do oblastí, ve kterých dochází k poklesu koncentrací dusičnanového dusíku v toku. Na zbylých oblastech dochází k více či méně intenzivnímu nárůstu, přičemž na celých 42 % rozlohy povodí českého povodí Labe pozorujeme nárůst zátěže v průběhu 90. let.

4 ZMĚNY KVALITY VODY V POVODÍ LABE V KONTEXTU IMPLEMENTACE ENVIRONMENTÁLNÍ LEGISLATIVY EU

Pro řízení kvality vody v prostředí environmentální legislativy EU představuje zásadní dokument Rámcová směrnice o vodě (Water Framework Directive, dále WFD). WFD, schválená Parlamentem a Radou Evropy v roce 2000 zastřešuje dílčí směrnice, které byly pro jednotlivé oblasti vodního hospodářství v EU od 70. let postupně přijímány.
Celkovým cílem WFD je dosáhnout "dobrého stavu" všech vod do roku 2015, přičemž "dobrý stav" je určen dobrým ekologickým a dobrým chemickým stavem. Tento integrální přístup představuje v českém pojetí ochrany vodního prostředí významný posun, zejména díky posunu vnímání povrchových vod směrem k holistickému pojetí. Konečná podoba směrnice je však výsledkem kompromisu v průběhu dlouhodobého procesu diskuse a konfliktů mezi odbornými hledisky a politickými zájmy. WFD jako nejvýznamnější nástroj, který u nás v současné době upravuje environmentální politiku v oblasti ochrany vod, tak sice mimořádně komplexní dokument, který je však v řadě oblastí obecný a nekonkrétní a pozitiva, plynoucí z jeho striktní aplikace jsou pro jednotlivé členské země navíc oslabena existencí výjimek a přechodných období.
Pro ochranu a vývoj jakosti povrchových vod v ČR ve střednědobém horizontu představuje klíčový moment přijetí přechodného období pro implementaci směrnice 91/271/EHS o čištění městských odpadních vod. Jmenovitě jde o posun termínu splnění některých požadavků směrnice, konkrétně pro výstavbu čistíren městských odpadních vod a kanalizačních systémů v sídlech velikostní kategorie 2 000 – 10 000 EO a na intenzifikaci (odstraňování dusíku a fosforu) čistíren městských odpadních vod u sídel s velikostí nad 10 000 EO v tzv. citlivých oblastech do roku 2010.
Přestože u tohoto přechodného období jsou zřejmé ekonomické důvody, vycházející z rozložení investic do výstavby ČOV do delšího časového horizontu, jeho dopad na vývoj kvality vody v ČR je jednoznačně negativní. Z prostorových trendů vývoje (viz kap. 3.3) je zřejmé, že k negativnímu vývoji kvality vody v tocích dnes dochází právě v těch oblastech, kde je uplatňováno toto přechodné období na čištění komunálních odpadních vod – v oblastech drobných vodních toků, které jsou pod vlivem zátěže z malých a středních sídel, lokálního průmyslu a zemědělství.
GIS analýza (viz. Obr.10, Tab. 2) porovnala prostorové rozložení povodí s kritickým vývojem v ukazateli BSK_5 (model B a F), odrážející zátěž z komunálního znečištění a rozložením sídel velikostních kategorií, spadajících do přechodného období. Z výsledků vyplývá, že z obcí s počtem obyvatel mezi 2-10 tis. obyvateli, kterých se odklad aplikace legislativy EU v oblasti čištění komunálních odpadních vod týká, leží přes 73 % v oblastech s kritickým vývojem kvality vody v ukazateli BSK_5 a žije v nich bezmála 75% obyvatel této velikostní kategorie sídel. U obcí s velikostí do 2 tis. obyvatel, u kterých je vybavenost kanalizací a ČOV nejnižší, tento poměr stále přesahuje 70 %.
Odklad aplikace environmentálních cílů WFD formou přechodného období na čištění komunálních odpadních vod z drobných a středních zdrojů se tak na vývoji kvality vody projeví nejvíce negativně zejména v těch oblastech, které jsou z hlediska potřeby ochrany před znečištěním prioritní.

Tab. 2 Podíl obyvatel v sídlech ležících v oblastech s kritickým vývoje kvality vody v ukazateli BSK_5
Tab. 2 Shares of inhabitants in communities in regions with critical water quality trend in BOD-5 parameter

	sídla s 2-10 tis. obyv.		sídla pod 2 tis. obyv.	
	počet sídel	počet obyvatel	počet sídel	počet obyvatel
všechna sídla v dané kategorii	275	1154994	3665	1528595
sídla v povodích s kritickým vývojem kvality vody v ukazateli BSK_5	202	861507	2641	1082645
podíl	73.5%	74.6%	72.1%	70.8%



Obr. 10 Rozložení obcí v povodích s kritickým vývojem kvality vody v ukazateli BSK_5
Fig. 10 Spatial distribution of communities in basins with critical water quality trend in BOD-5 parameter

Charakter změn v kontextu aplikace evropské environmentální legislativy a evropského shrnuje SWOT analýza, hodnotící základní rysy dynamiky časového a prostorového vývoje jakosti povrchových vod v povodí Labe a jejich význam s ohledem na cíle a závazky, vyplývající z evropského integračního procesu a aplikace environmentální legislativy EU. Cílem analýzy je identifikace *silných stránek*, představujících pozitivní aspekty vývoje, a naopak *slabých stránek*. Tyto dva aspekty hodnotí proběhlý vývoj a současný stav procesu. Potenciál směrem do budoucna je potom shrnut v kategorii *příležitosti*, promítnutí negativních aspektů změn a možných rizik vývoje v oblasti *ohrožení*. Z analýzy jsou patrné hlavní obrysy možných přístupů k následnému managementu a ochraně jakosti vody v povodí Labe.

Silné stránky

- Realizace koncepčních opatření na ochranu vod v 90. letech.
- Radikální snížení emisí znečištění u velkých průmyslových a komunálních zdrojů na hlavních tocích průběhu 90. let.
- Pokles objemu aplikovaných umělých hnojiv na zemědělské plochy v 90. letech.
- Pokles zátěže toků v oblasti středního a dolního Labe a Vltavy v 90. letech.
- Pokles podílu délky toků zařazených do nejhorších stupňů jakosti vody.

Slabé stránky

- Převažující celkový podíl povodí s trendem kontinuálního nárůstu úrovně zátěže v průběhu hodnoceného období.
- Koncentrace pozitivního vývoje pouze do prostorově omezené oblasti středního a dolního toku Labe a Vltavy, Bíliny a střední Berounky.
- Velmi pomalé pozitivní změny kvality vody v okrajových částech povodí.
- Neklesající zátěž z difúzních a plošných zdrojů znečištění.

Příležitosti

- Možnost snížení zátěže z difúzních zdrojů, zejména drobných sídel a malých průmyslových zdrojů.
- Prostor pro intenzifikaci stávajících ČOV u komunálních a průmyslových zdrojů na drobných a středních tocích.
- Prostor pro implementaci dlouhodobých systémových ochranných programů v zemědělské krajině.
- Využití zkušeností z oblastí, které prošly podobnými změnami.

Ohrožení

- Pokles celkového objemu investic do oblasti ochrany vod před znečištěním.
- Nárůst zátěže v důsledku ekonomického oživeni bez předchozích systémových opatření na ochranu vod před znečištěním.
- Omezené možnosti pozitivního řízení emisí z oblasti plošných zdrojů znečištění.
- Odklad aplikace legislativních norem EU v oblasti čištění odpadních vod z drobných a středních komunálních zdrojů.

5 DISKUSE

Zkušenosti z analogického vývoje ve velkých evropských povodích, zejména v povodí Rýna (Behrendt, 1996, De Wit, 1999, Thyssen, 2001, Langhammer, 2002b, aj.), ukazují, že komplexní změny jakosti povrchových vod v celku povodí představují dlouhodobý proces. Odstranění prioritních zdrojů znečištění, které v české části povodí Labe proběhlo v poslední dekádě minulého století je přitom pouze počátečním krokem, za kterým musí následovat řada systémových, méně viditelných, ale z dlouhodobého hlediska nevyhnutelných opatření v celé ploše povodí (Jurča, 1997, Mohaupt et al., 1998, Rosendorf et al., 1998, Janský, 2002, Langhammer, 2002a).

Poznání časové a prostorové dynamiky vývoje celého systému, které přináší provedená analýza, umožňuje přesněji definovat strukturu priorit v řízení ochrany vod před znečištěním a nalézt odpovídající nástroje pro řešení jednotlivých problémů.

Zkušenosti z analogického vývoje v evropském prostoru, zejména v povodí Rýna, ukazují, že proces změn kvality vody je dlouhodobý a že opatření, realizovaná v povodí Labe, jakkoli byla mimořádná svoji intenzitou a rychlostí, představují pouze první krok k dlouhodobému zlepšení kvality vodní složky prostředí povodí.

Za sanací klíčových bodových zdrojů znečištění musí následovat řada systémových, méně efektních, ale z dlouhodobého hlediska nevyhnutelných opatření v celé ploše povodí.

V tomto procesu budou vedle přímých opatření, zaměřených na zprovoznění a intenzifikaci ČOV u malých a středních zdrojů emisí, hrát významnou úlohu zejména nepřímé nástroje, vycházející z legislativy a programů EU. Na základě zkušeností z analogického vývoje v evropských povodích by se budoucí opatření měla opírat o tři hlavní pilíře:

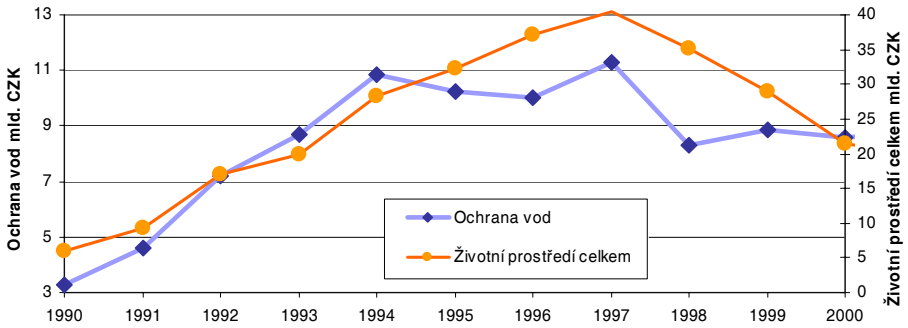
- legislativní nástroje
- ekonomické nástroje
- vzdělávací programy

V oblasti *legislativních nástrojů* je díky harmonizaci národní legislativy se systémem environmentálních norem a cílů EU položen kvalitní základ. Pro účinnost těchto nástrojů je však nezbytná rychlejší a důslednější aplikace jednotlivých legislativních nástrojů a jejich účinnější vymahatelnost.

Pro efektivnější zainteresování podnikatelských subjektů a investorů do ochrany vod je nezbytné nastavení *ekonomických nástrojů* tak, aby důsledná péče o ochranu vod představovala i z ekonomického hlediska konkurenční výhodu a ne jednostrannou zátěž. Zde představuje významný prvek možnost přístupu k evropským fondům, přičemž role státu by měla vedle přímé finanční spoluúčasti spočívat mimo jiné právě v usnadnění a podpoře přístupu jednotlivých subjektů k vnějším zdrojům financování.

Rizikový faktor zde představuje setrvalý pokles objemu investic do oblasti ochrany vod, ke kterému v ČR dochází od poloviny 90. let a který se týká jak prostředků ze státního rozpočtu, tak investic ze soukromého sektoru a zahraničí. Má-li ČR zabezpečit nejen plnění stávajících cílů v ochraně vod,

plynoucích ze závazků v rámci EU a mezinárodních programů, ale i strategicky podporovat ochranu vodní složky životního prostředí, je nezbytné investice do oblasti ochrany vod systematicky podporovat. Jde jednak o stimulaci růstu celkového objemu investic, tak o strukturální změny ve složení zdrojů financování, zejména o zvýšení podílu prostředků ze zahraničních zdrojů, které v současné době mají na celkovém objemu veškerých investic do ochrany životního prostředí minimální podíl.



Obrázek 11 Investice na ochranu vod před znečištěním. Data MŽP, 2004

Nezbytným prvkem, podmiňujícím dlouhodobě udržitelný rozvoj při zachování přijatelné kvality životního prostředí jsou *vzdělávací programy*. Jejich cílem by mělo být obecné přijímání a sdílení spoluzodpovědnosti zainteresovaných jednotlivců a organizací za stav jimi ovlivňovaných složek životního prostředí. V oblasti ochrany vod před znečištěním jde o zvýšení úrovně znalostí o stavu a možnostech ochrany jakosti vody, především však o cílené šíření konkrétních poznatků, doporučení a zásad hospodaření s ohledem na charakter provozu. Přestože jde o cíl dlouhodobý s prakticky obtížně měřitelnými výsledky, zkušenosti z EU ukazují, že není možné tuto složku podcenit, protože právě dobrovolné přijímání spoluzodpovědnosti za stav životního prostředí na úrovni jednotlivce či podnikatelského subjektu je podmínkou harmonického a dlouhodobě udržitelného rozvoje vodní složky prostředí.

6 ZÁVĚR

Zkušenosti z analogického vývoje ve velkých evropských povodích, zejména v povodí Rýna ukazují, že komplexní změny jakosti povrchových vod v celku povodí představují dlouhodobý proces. Sanace prioritních zdrojů znečištění, ke které v české části povodí Labe proběhlo v poslední dekádě minulého století, přinesla mimořádně rychlý pokles zátěže povrchových vod největších toků českého povodí Labe – středního a dolního Labe a Vltavy a dalších silně zatížených toků – Bíliny, Berounky. Většina hydrografické sítě, zejména drobných a středních toků, však i v současné době trpí nadměrným znečištěním ve většině základních sledovaných ukazatelů a prostorové i časové trendy dynamiky vývoje neukazují na možnost rychlého zlepšení.
Analýza prostorové a časové dynamiky změn jakosti vody přinesla následující zjištění:

- Převažující část povodí Labe ve většině hodnocených ukazatelů zaznamenává v průběhu posledních 30 let kontinuální nárůst úrovně znečištění.
- Velká část pozitivních změn v oblasti jakosti povrchových vod je soustředěna do oblasti velkých toků jako důsledek systémových opatření u dominantních zdrojů znečištění.
- Pozitivní vývoj, který byl nastartován v první polovině 90. let a který vedl k razantnímu snížení úrovně zátěže našich největších toků se výrazně zpomalil. Systémová investiční opatření do čištění odpadních vod se v prvním období logicky soustředila na největší průmyslové a komunální zdroje znečištění. Tento trend však nebyl následován u zdrojů regionálního a lokálního významu v celé ploše povodí Labe. V řadě oblastí naopak od druhé poloviny 90.let pozorujeme opětovný nárůst zátěže.
- V řadě oblastí za dočasným poklesem úrovně zátěže na počátku 90. let stojí prostý útlum průmyslových a zemědělských aktivit bez systémových opatření na ochranu vod před znečištěním.

Současné ekonomické oživení v těchto regionech tak je provázeno nárůstem zátěže toků znečištěním.

- V organickém znečištění z komunálních zdrojů představuje závažný problém dlouhodobá absence ČOV u malých a středních sídel. Současný odklad aplikace požadavků legislativy EU na čištění odpadních vod z těchto zdrojů oddaluje možnosti efektivního zlepšení jakosti vody v povodí Labe jako celku.
- Výrazným problémem zůstává zátěž z difúzních a plošných zdrojů znečištění, kdy ani po razantním poklesu aplikace strojených hnojiv nedochází k poklesu úrovně vyvoleného znečištění recipientů.
- Odklad aplikace environmentálních cílů WFD v oblasti čištění odpadních vod u malých a středních sídel přinese zhoršení stavu kvality vody v oblastech, které byly analýzou identifikovány jako kritické z hlediska současného stavu a vývoje kvality vody.

Poznatky o kvalitativních, kvantitativních, časových a prostorových aspektech vývoje kvality vody jsou významné pro management a řízení kvality vody v povodí Labe. Ukazují nezbytnost pokračování investic do oblasti ochrany povrchových vod před znečištěním a zejména na nutnost cíleného a prostorově selektivního přístupu, který může přispět k účinnějšímu zvyšování jakosti vody v tocích i k vyšší efektivitě vynakládaných investic.

7 PODĚKOVÁNÍ

Příspěvek vznikl za podpory Výzkumného záměru MSM 0021620831 „Geografické systémy a rizikové procesy v kontextu globálních změn a evropské integrace“.

8 LITERATURA

Behrendt, H. (1996): Inventories of point and diffuse sources and estimated nutrient loads - a comparison for different river basins in Central Europe. Water Science and Technology 33(4-5), 99-107.

ČHMÚ (2004): Databáze jakosti povrchových vod v povodí Labe v období 1970-2003.

De Wit, M. (1999): Nutrient Fluxes in the Rhine and Elbe basins. Utrecht, Faculteit Ruimtelijke Wetenschappen Universiteit.

EEA (2002a): Phosphorus concentrations in Rivers. http://themes.eea.eu.int/.

EEA (2002b): Total oxygen in river stations by river size. http://themes.eea.eu.int/.

Janský, B. (1990): Bilance specifického látkového odnosu v českém povodí Labe. Závěrečná zpráva samostatné etapy státního úkolu Bilance specifického látkového odnosu v českém povodí Labe (II-5-7/8-4). Praha: PřF UK.

Janský, B. (2002): Changing Water Quality in the Czech Part of the Elbe Catchment Area in the 1990s. Geografie – Sborník ČGS. 107 (2), 74-93.

Jurča, V., Damaška, J., Damašková, H. & Jurča, V. (1997): Látkový transport z plošných zdrojů v České republice. Praha: VÚMOP.

Langhammer J. (2000): Trends of water quality of the Elbe River. Acta Universitatis Carolinae - Geographica 35.1 127-138.

Langhammer J. (2002a): Evaluation of the non-point sources of pollution of surface water. Acta Universitatis Carolinae - Geographica 2000.2. 67-82.

Langhammer, J. (2002b). Strukturální změny kvality povrchových vod v povodí Labe. Proměny krajiny a udržitelný rozvoj, eds. Balej, M. et Kunc, K., UJEP, Ústí nad Labem. p. 41-56.

Langhammer, J. (2004): Water quality changes in the Elbe River Basin. Geografie - Sborník ČGS 109(2), 93-104.

Langhammer, J. (2005): Geostatistická klasifikace změn kvality vody v povodí Labe. Geografie - Sborník ČGS 2005(1), 7-21.

MŽP ČR (2004): Indikátory životního prostředí. http://indikatory.env.cz/

Rieder, M. a kol.(2000): Jakost vody v tocích 1998-99 – ročenka. Praha,

Rosendorf P. et al. (1998): Omezování plošného znečištění povrchových a podzemních vod v ČR, etapová zpráva za rok 1998. Praha: VÚV TGM.

Thyssen, N. (2000): Rivers in the European Union: Water Quality, Status and Trends. River Restoration in Europe Ed. Cals, M.J.R.; Nijland, H.J. Wageningen: 63-71.

Van Dijk, P. (2001): Soil erosion and associated sediment supply to rivers. Amsterdam: University of Amsterdam.
VÚV (2000): Databáze Státní vodohospodářské bilance.

Autor

RNDr. Jakub Langhammer, Ph.D.
Univerzita Karlova v Praze, Přírodovědecká fakulta,
Katedra fyzické geografie a geoekologie
Albertov 6, Praha 2, 128 43
langhamr@natur.cuni.cz
http://www.natur.cuni.cz/~langhamr

PRIESKUM A HODNOTENIE MORFOLÓGIE VODNÝCH TOKOV AKO SÚČASŤ INTEGROVANÉHO MANAŽMENTU POVODIA

Milan Lehotský, Anna Grešková

Rieky predstavujú dynamické geosystémy, ktoré menia svoju morfológiu, hydrauliku a charakter sedimentácie následkom prirodzených alebo človekom zmenených podmienok povodia. Ich odozva zahŕňa zmeny geometrie koryta, pôdorysnej vzorky, štruktúry geomorfologických jendotiek, zvýšenú degradáciu alebo agradáciu, rozširovanie alebo zužovanie koryta ako aj zmeny kvality a charakteru sedimentov. Príspevok prezentuje metodológiu prieskumu, hodnotenia a náčrt tzv. „geomorfologického projektu rieky“ .

Kľúčové slová:morfológia riek, prieskum, hodnotenie, manažment

Survey and assessment of river morphology as part of integrated river basin management. Rivers are dynamic geosystems that can readily alter aspects of morphology, hydraulics, and sedimentology in response to altered river basin natural and man induced conditions. River response include changes of river channel geometry, their planform, geomorphic units pattern, progressing degradation or aggradation, channel widening or narrowing, and changes in the character of sediments. The paper presents the methodology of river morphology survey, assessment and the draft of so called “River Geomorphic Project”.

Key words: river morphology, survey, assessment, management

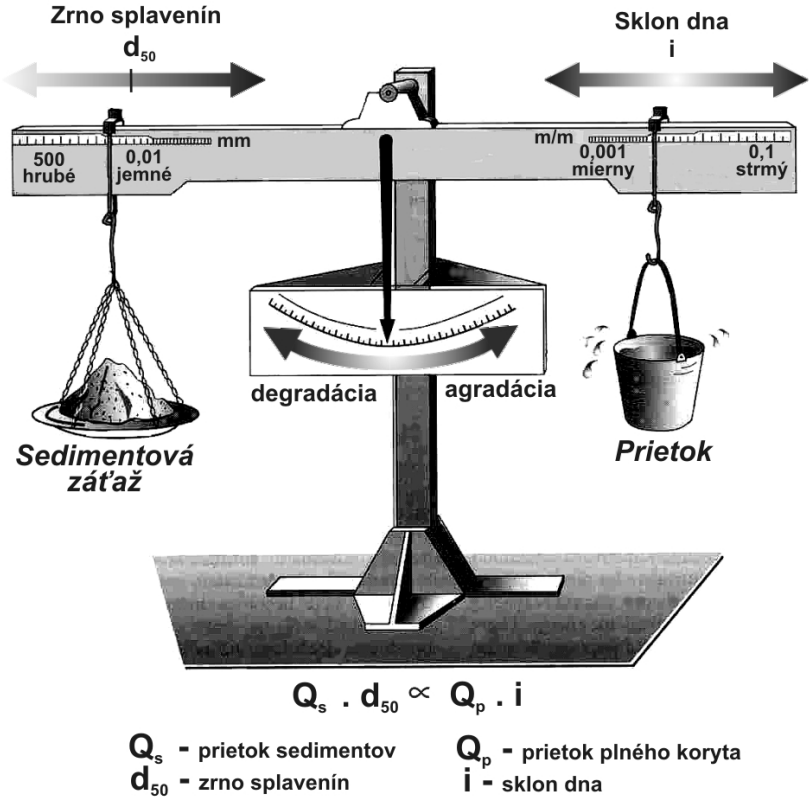
Úvod

Poznávanie a hodnotenie vodných tokov v intenciách integrovaného manažmentu povodia za účelom zachovávania a zvyšovania ich prírodnej diverzity, pochopenia spávania sa počas záplav, riešenia problémov renaturácie, revitalizácie (obnovy) sú trendom vo všetkých vyspelých krajinách. Tento trend sa zrkadlí aj v programoch v rámci Európskej únie, kde sa komplex aktivít zameraných na zlepšenie stavu všetkých povrchových tokov a nív v povodí sústreďuje v „Rámcovej smernici o vodách“ (RSV). Mimo EÚ sú to manuály a práce predstavujúce konkrétne procedúry hodnotenia, resp. monitoringu, opierajúce sa najmä o morfologické klasifikačných schémy vodných tokov Rosgen-a (1994) a Montgomery a Baffington-a (1997), resp, ich modifikácie. Takéto práce predstavuje napríklad hodnotenie vodných tokov Vermontu (Kline 2003), Britskej Kolumbie (Channel Assessment Procedure Guidebook 1996, Toews a Chalwin eds. 2000), „Habitat Assessment and Physicochemical Parameters“ (1999) a ochranu brehov (Cremer ed. 2003) v štáte Washington, manuál hodnotenia povodí a vodných tokov štátu Oregon (Kuzis 1999), maunály rehabilitácie a manažmentu vodných tokov (Koehn 2001, Bennett et al. 2000) a príbrežnej zóny (Lovett a Prince eds. 1999) v Austrálii a iné. Prieskum morfológie tokov je súčasťou metodiky prieskumu riečnych habitátov (RHS-verzia 2003) vo Veľkej Británii. Metodika ekomorfologického prieskumu s dôležitým obohatením o jej modifikácie pre veľké vodné toky bola vyvinutá v Nemecku (Fleischhacker a Kern 2002). V Juhoafrickej republike bola spracovaná metodika stanovenia tzv. geomorfologického indexu vodných tokov (Rowntree a Zirvogel 1999). Morfologickému produktu činnosti a pôsobenia vodných tokov sa v minulosti u nás venovala len malá pozornosť. Boli to hlavne práce a projekty realizované na VÚVH riešiace problematiku plavenín a splavenín vybraných tokov Slovenska a revitalizácie Moravy. V súčasnosti sa situácia mení. Výskumu morfológie vodných tokov - korytovo-nivnému geosystému chápanému ako *„prirodzené mierne jednostranne sklonené pozdĺžne a priečne diferencované dynamické ploché dno doliny s v ňom vloženým korytom s brehmi a dnom formovaným trvalým alebo občasným prúdením vody, ktorá sa periodicky vylieva mimo objekt a zaplavuje a formuje mikroreliéf dna doliny“* sa venuje pozornosť na Geografickom ústave SAV (viaceré práce M. Lehotského a A. Greškovej). Súčasne sa v prácach Jakubisa (2002, 2004, 2005) začali rozvíjať aj myšlienky práce Macuru (1987) dotýkajúce sa problematiky regionálnych rovníc, režimových kriviek a ustálenosti koryta. Na SHMÚ sa začalo monitorovanie morfológie vodných tokov v rámci RSV EÚ. Cieľom príspevku je poukázať na nový, u nás málo rozvinutý, no vo svete spoločensky žiadaný trend

výskumu morfológie vodných tokov, fluviálnych geosystémov a geomorfologickej bázy riečnej krajiny a prezentovať hrubé črty ich prieskumu, poznávania a hodnotenia.

Teoreticko-metodologické východiská

Poznávanie vodných tokov a okolitej krajiny vývojovo nimi podmienenej je predmetom záujmu viacerých vedných disciplín a jednou z nich je aj fluviálna geomorfológia. Táto prešla vo svete za posledných dvadsaťpäť rokov rýchlou transformáciou čo sa týka teoreticko-metodologického aparátu i

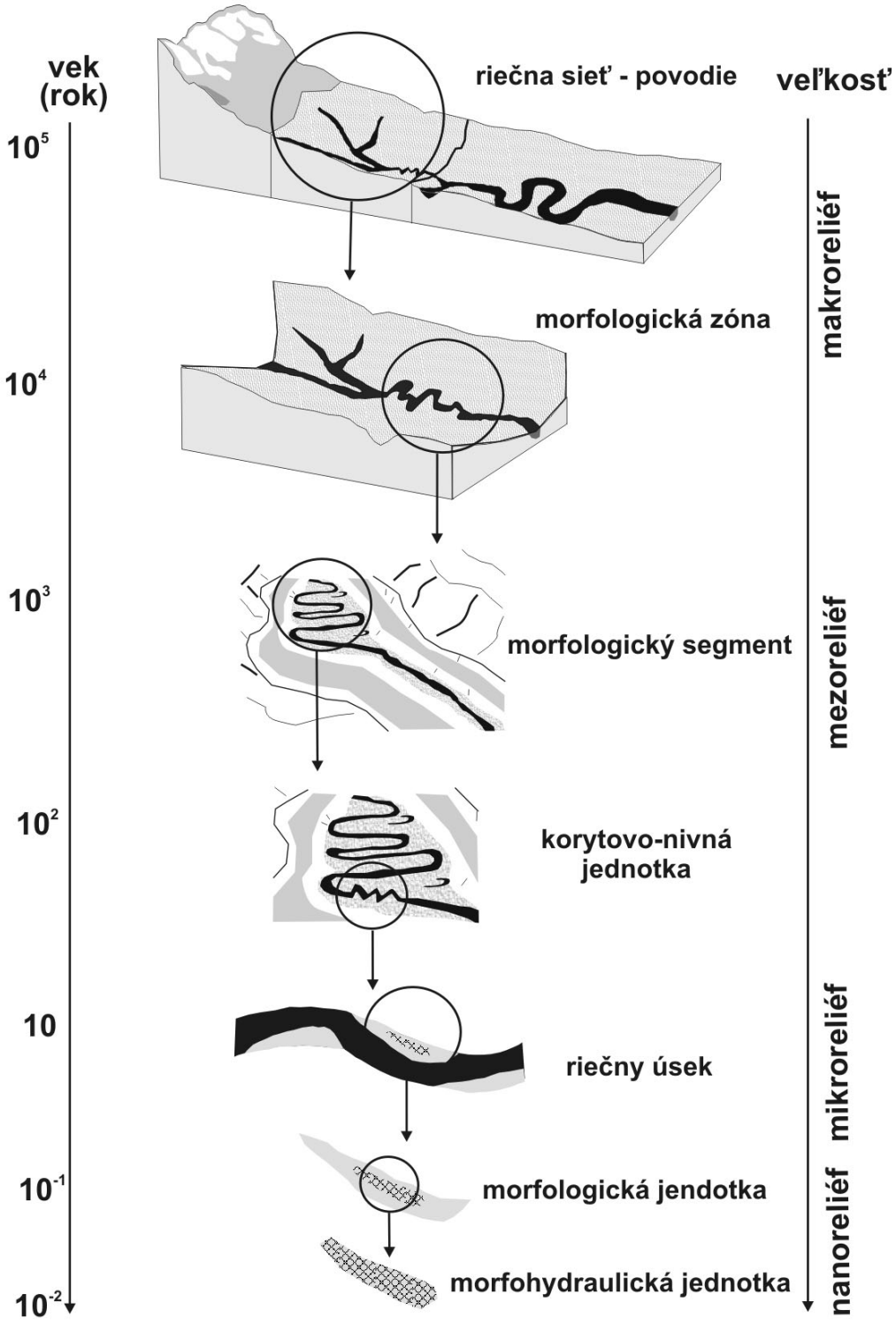


Obr. 1. Faktory podmieňujúce rovnovážny stav koryta (modifikované podľa Lane 1955)

Fig. 1. Factors affecting channel equilibrium

aplikačnej polohy. Výrazný metodologický posun sa prejavil v podobe holistického chápania riečnych geosystémov, v presune ťažiska ich výskumu do veľmi podrobných mierok, zintenzívnenia štúdia vzťahov medzi fyzikálnymi procesmi a formami reliéfu sprevádzaného odklonom od deskripcie foriem k vysvetľovaniu mechanizmov ich vývoja a dynamiky a napokon v polohe ich hodnotenia a monitorovania. Za poslednú dekádu, hlavne vďaka holistickému chápaniu geomorfologickej reality a mimoriadnemu množstvu exaktných experimentálnych meraní v teréne a laboratóriách, ako aj dôkladných analýz takto získaných dát z rôznych kútov sveta (hlavne z USA, Kanady, Austrálie, Juhoafrickej republiky a Veľkej Británie) značne vzrástla aj aplikačná sila fluviálnej geomorfológie. Jej posilňovanie je zároveň umocňované aj tvorbou databáz v prostredí GIS-u a vývojom softwérov na ich elektronické spracovanie. Problematika výskumu fluviálnych geosystémov a tým aj nárast významu fluviálnej geomorfológie je takto v súčasnosti, v období globálnych klimatických zmien zvlášť vysoko aktuálny. Na moderný aplikačný environmentálne ladený charakter fluviálnej geomorfológie propagujúci myšlienky, že morfologický výskum riečnej krajiny predstavuje základnú stavebnú a lokalizačnú bázu poznávania, hodnotenia a manažmentu vodných tokov poukazujú mnohé vedecké práce, ako aj práce aplikačného charakteru. Z nich spomenieme aspoň Gurnell, Petts (1995), Thorne et al. (1997), Thorne (1998), Brierley et al. (2002), Brierley, Fryirs (2005).
Morfológia rieky je odrazom dynamickej rovnováhy medzi objemom vody a sedimentov v prostredí povodia regulovanej eróznymi, transportnými a akumulačnými procesmi (Obr.1). Výsledkom je

formovanie morfológie koryta, brehov, dna a nivy, ale súčasne aj formovanie priečneho profilu, sklonu pozdĺžneho profilu, kľukatenie, vetvenie a pôdorysná vzorka a hierarchická štruktúra (Obr. 2).

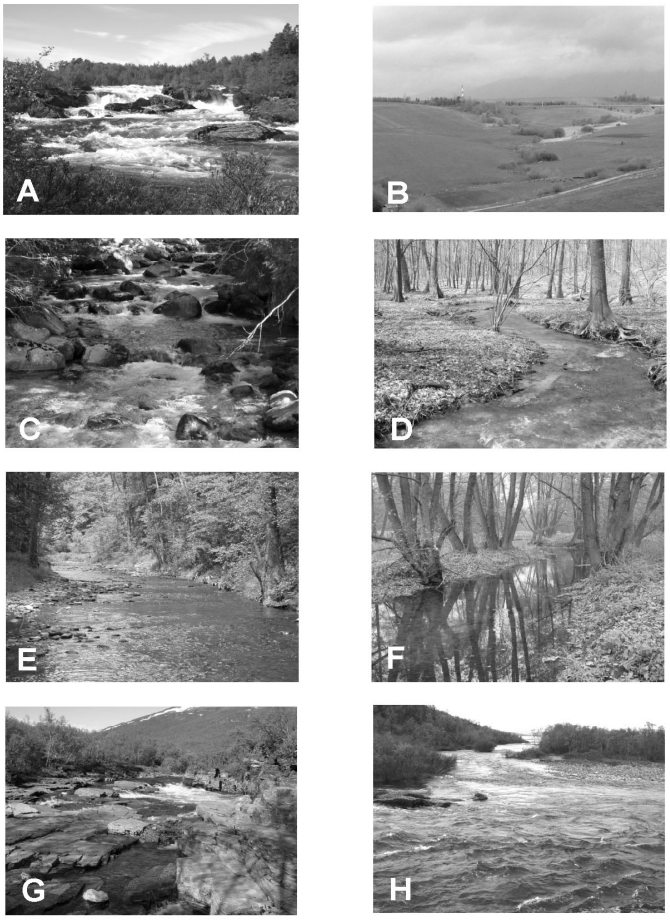


Obr. 2. Model hierarchickej klasifikácie morfológie riek

Fig. 2. River morphology hierarchical classification model

Získavanie informácií o morfológii korytovo-nivného geosystému a jeho terénny prieskum

Fluviálno-morfologický výskum je možné uskutočňovať v rôznych priestorových mierkach a časových dimenziách a môže byť zameraný na riešenie širokého spektra problémov základného výskumu ako aj problémov súvisiacich s aplikáciou poznatkov geomorfológa v praxi. K tomu je v prvom rade potrebné mať dostatočné teoretické poznatky, zvládnutú fluviálno-geomorfologickú terminológiu a v podobe konceptuálneho modelu sformulovaný vedecký problém. Potom nasledujú



Obr. 3. Typy riečnych úsekov (A – kaskádový, B – koluviálny, C – stupeň/priehlbina, D – plytčina/priehlbina, E – planárny, F – vráskovo/dunový, G – skalného dna, H – sútokový).

Fig. 3. Types of river reaches (A – cascade, B – colluvial, C – step/pool, D – riffle/pool, E – plane bed, F – ripple/dune, G – bed rock, H – confluence).

sofistikovane zozbierané informácie. Hlavnými zdrojmi informácie pre povodie a väčšie toky sú rôzne druhy máp, letecké snímky doplnené údajmi z terénu a iných zdrojov (kroniky, dotazník a pod.). Analýzou topografických, geologických, pôdnych máp, hydrologicko-klimatických údajov, podkladov o využívaní povodia a krajinnej pokrývke, analýzou leteckých, resp. satelitných snímok získavame charakteristiku podmienok produkcie sedimentov, hydrologického režimu toku, konfliktov vyplývajúcich zo štruktúr krajinnej pokrývky a využitia zeme. Určujú sa základné geomorfologické vzťahy medzi korytovo-nivným systémom a ostatnými systémami doliny, t. j. príčinné vzťahy medzi regionálnym charakterom fluviálnych procesov a ich lokálny dopadom. Súčasne sa identifikuje pôdorysný typ vodného toku, typ doliny, stupeň kľukatosti a základné problémy nestability fluviálneho systému ako je napríklad degradácia a agradácie koryta, erózia brehov, stavebné zásahy a pod.. Uvedené analýzy sa väčšinou vykonávajú kamerálne. Túto úroveň poznania je vhodné doplniť aj o základné výsledky získané predbežnou rekognoskáciou povodia. Pre malé a stredné toky (o šírke do 30 m) a pre úseky veľkých tokov je dominantným zdrojom pre získavanie informácie terén, pričom

podľa všeobecne platných skúseností je efektivita ich získanie tým úspešnejšia, čím jasnejšie je definovaný zámer, cieľ celého výskumu ako aj plán práce v teréne. Tieto aspekty získavania informácie musia byť ujasnené pred začatím prác a zohľadnené pri zostavovaní terénneho protokolu – tabuliek zostavených tak, aby umožňovali zaznamenať prítomnosť fenoménu, jeho vlastnosti, resp. hodnotu. Súčasne je potrebné uvedomiť si všetky logistické detaily pohybu v teréne ako sú terénna výstroj (rybárske čižmy, odev odolný proti nepriaznivému počasiu a roztrhaniu), nástrojové a prístrojové vybavenie (sklonomer, diaľkomer, zápisník, GPS), prepravu a pod.. Čo sa týka stratégie terénnych prác existuje mnoho variantov, avšak vo všeobecnosti platí, že ak skúmame neznáme územie jeho výskum začíname tzv. predbežnou rekognoskáciou. Pri prieskume využívame vopred vybraté miesta s dobrým výhľadom, mosty a lokality s ľahkým prístupom k vodnému toku. V relatívne známom území prieskum predstavuje obnovenie, overenie, resp. zdetailizovanie poznatkov o fluviálnych systémoch. Po tejto, malo-mierkovej úrovni terénnych prác nasledujú práce vo veľkých mierkach. Na tejto úrovni výskumu spracovávame buď vybraté profily, resp. kratšie riečne úseky o dĺžke rovnajúcej sa približne 5 až 10 násobku šírky vodného toku, resp. také dlhé aby vyhovovali postihnutiu jeho špecifických parametrov. Kľúčovým krokom terénneho výskumu je identifikovanie geomorfologických jednotiek - foriem reliéfu koryta a nivy ako stavebných kameňov riečnych systémov reprezentujúcich špecifické prejavy väzby medzi formami a procesmi. Veľkosť jednotiek odpovedá veľkosti toku. Na veľkých tokoch nachádzame spravidla veľké morfologické formy a ich menšiu diverzitu na jednotku dĺžky, malé vodné toky naopak sú charakteristické menšími morfologickými formami a ich väčšou diverzitou na jednotku dĺžky. Získanie poznatkov o týchto parametrov je veľmi dôležité, pretože predstavujú bázu, na základe ktorej sa geosystém analyzuje a klasifikuje v polohe príčinných vzťahov medzi fluviálnymi a sedimentačnými procesmi. Ich poznanie poskytuje významný kľúč k detailnejšiemu odhaleniu pôvodu nestability koryta a indikovaniu senzitivity koryta na destabilizáciu a vývoj nivy, ako aj k identifikovaniu typov riečnych úsekov (Obr. 3). Okrem týchto parametrov sa pri opise koryta a nivy sústreďujeme aj na charakteristiku sedimentov v zmysle určenia ich typu, stratigrafie a hĺbky. Všímame si charakter eróznych procesov, geotechnických vlastností brehov, ich porúch, charakter vegetácie, bilanciu podbrehových sedimentov a pod.. Treba upozorniť, že pravý a ľavý breh sa skúmajú a popisujú osobitne. Neodmysliteľnou súčasťou terénneho prieskumu je popis hydraulických vlastností koryta vodného toku a sedimentačných vlastností jeho dna. Okruh zahrňuje informácie o štandartných parametroch hydraulickej geometrie vodného toku, typu – morfohydraulických jednotiek. Takto získané komplexné a dôkladné poznanie vlastností nivy a koryta a ich dynamiky predstavuje kardinálnu bázu pre pochopenie „života“ vodného toku v zmysle vývoja jeho pôdorysu a mechaniky zahlbovania a presúvania brehovej línie. Tieto informácie súčasne slúžia ako podklad pre výber a aplikovanie rôznych modelových prístupov, klasifikačných a hodnotiacich schém, monitorovacích stratégií, ako aj pre rozhodovací proces pri hľadaní vhodných stratégií manažmentu korytovo-nivných geosystémov a riečnej krajiny.

Hodnotenie morfológie vodných tokov - súčasný aplikačný prúd fluviálnej geomorfológie

Základom pre úspešné prispievanie fluviálnej geomorfológie do plánovacej praxe je v prvom rade poznanie štruktúry vodného toku ako aj v ňom prebiehajúcich procesov v rôznych časových horizontoch. Nemenej je však dôležité aj posúdenie stavu, t. j. hodnotenie štruktúry a procesov. Tieto myšlienky, ako vyplýva aj z práce Petts (1995), môžeme zhrnúť v podobe výzvy fluviálnej geomorfológie do budúcnosti a táto spočíva, podobne ako je to vo vyspelých krajinách, v troch oblastiach, a to:

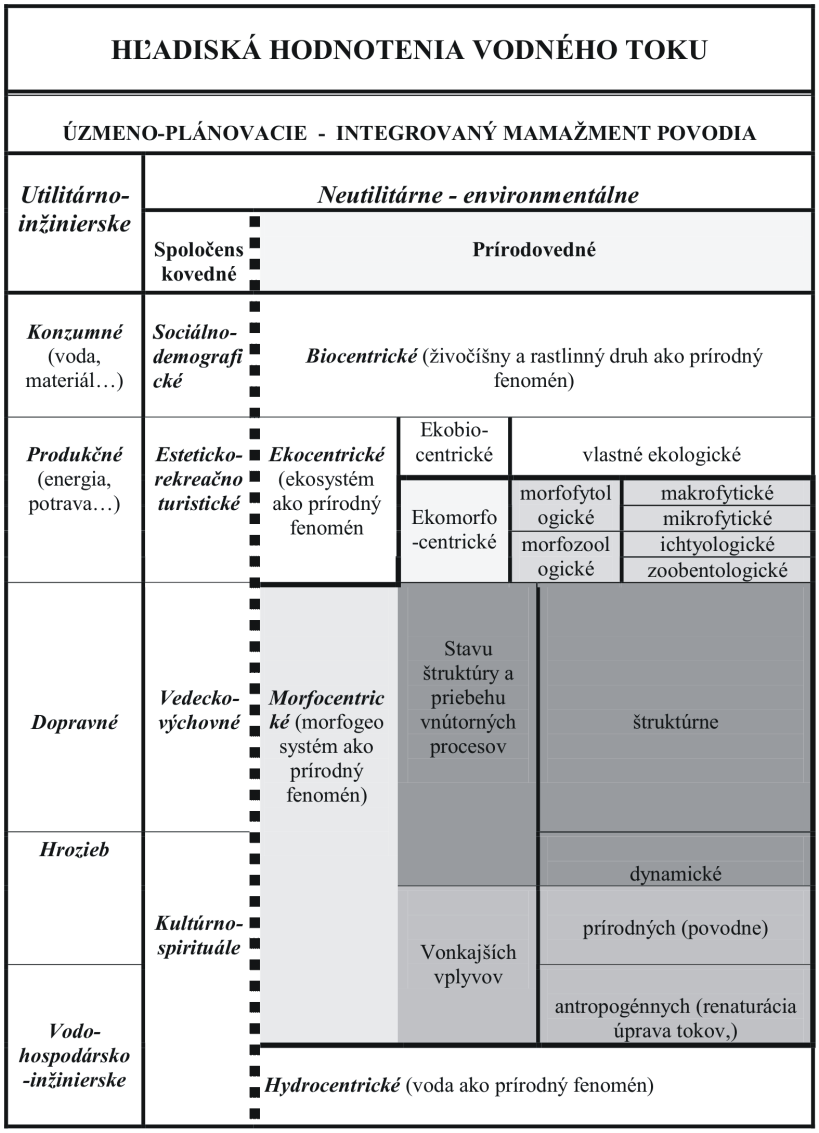
- v hodnotení zdravotného stavu riek v spolupráci s ekológmi a hydrobiológmi,
- vo výskume povodňovej hrozby a jej odozvy,
- v oblasti manažmentu riek a ich povodí.

Pohľad na komplexnosť a rôznosť hodnotenia vodných tokov a pozíciu morfocentrického a ekomorfocentrického prístupu v priestore hodnotenia vodných tokov poskytuje Tab. 1 (Lehotský, 2004a). Na skutočnosť, že hodnotenie morfológie v rámci manažmentu povodia predstavuje aplikačný krok výskumu morfológie riek, v prvom rade poukazujú novšie

kľúčové knižné fluviálno-geomorfologické (Gurnell a Petts 1995, Thorne et al. 1997, Thorne1998,

Tab. 1. Hľadiská hodnotenia vodných tokov

Tab. 1. Views of river assessment



Sear et al.2003, Brierley 2005) a ekologicky (Maddock 1999, Gordon et al. 2004) ladené publikácie. Procedurálne je hodnotenie morfologických vlastností vodných tokov vždy postavené na porovnávaní stavu vyčleneného (prirodzene alebo umele) úseku toku voči tzv. referenčnému, človekom málo ovplyvnenému alebo zrekonštruovanému úseku odrážajúceho vývojovú trajektóriu geosystému (Obr. 4).

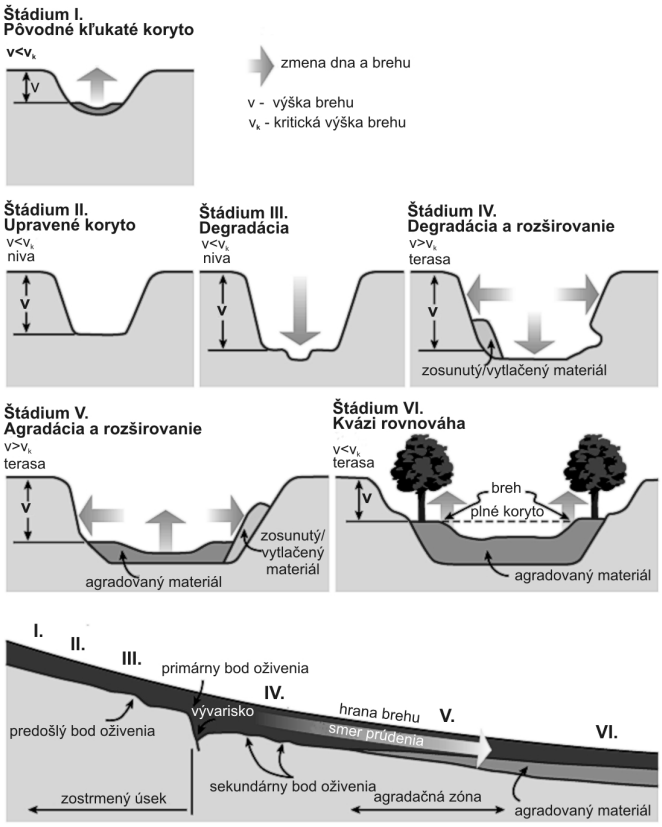
Vyčleňovanie hodnotiaceho úseku sa uskutočňuje:

a) účelovo - vodný tok sa jednoducho rozčlení na úseky o takej jednotnej dĺžke, ktorá vyhovuje účelu a detailnosti hodnotenia,

b) zámerne - ak sa jedná o riešenie len lokálneho problému,

c) určením korytovo-nivnej jednotky vyčlenenej na základe vlastností uvedených pri hierarchickej klasifikácii morfológie riek (River Morphology Hierarchical Classification - RMHC) (Lehotský2004b) a poznaním jej invariantu ako referenčnej vzorky.

Invariant sa identifikuje na základe detailného poznania mechanizmu fungovania korytovo-nivnej jednotky (charakter pôdorysnej vzorky, polohy toku na nive, možnosti laterálnej a vertikálnej erózie a migrácie, typ riečneho úseku ako taxónu, charakter vývoja morfologických jednotiek a pod.), pochopenia jej fungovania v segmente určované jeho sklonom, veľkosťou prietoku a základných typov údolia, charakterom zóny (Lehotský a Novotný, 2004) a napokon



Obr. 4. Model vývoja koryta (modifikované podľa Hupp, Simon 1991)

Fig. 4. Channel evolution model

vlastnosťami a správaním sa povodia. Dobrý stav hodnotiaci úsek vykazuje vtedy, keď jeho morfologické podmienky sú blízke podmienkam referenčným. Okrem vyššie vysloveného existuje niekoľko ďalších závažných predpokladov, ktoré je pri hodnotení morfologických vlastností vodných tokov nutné akceptovať (Lehotský, 2004b):

1. Faktom je, že „dobrý morfologický stav" vodného toku na umele alebo prirodzene vyčlenenom hodnotenom úseku nie je odrazom jeho maximálnej priestorovej diverzity, ako je to napríklad postulované v krajinnej ekológii. Je to preto, že niektoré typy úsekov vodných tokov sú homogénnejšie už prirodzene a iné, naopak sú už vo svojej podstate diverznejšie.

2. Z modelu hierarchickej klasifikácie vyplýva, že u vodných tokov, čo sa týka ich morfologických vlastností, nachádzame určitý súbor podobných taxónov, nachádzame typy taxónov, typy hodnotených úsekov. Sú to entity so špecifickými vlastnosťami a skladbou morfologických elementov, pričom každý typ možno charakterizovať a teda aj hodnotiť prostredníctvom špecifického súboru atribútov, ktoré nie sú zhodné pre iné typy riečnych úsekov, t. j. hodnotenie je možné vykonávať iba porovnaním hodnôt atribútov referenčného úsekom určitého typu s hodnotami atribútov iného úseku, ale taktiež iba toho istého typu. Poznajúc ich, je možné taktiež rozhodovať o relevancii toho ktorého atribútu. V opačnom prípade, nie je možné úseky porovnávať, hodnotiť a monitorovať. Z toho potom vyplýva, že porovnávať a následne hodnotiť je možné len príbuzné typy riečnych úsekov.

3. Pri hodnotení je povinné rešpektovať princípy vertikálnej, laterálnej a pozdĺžnej spojitosti. Povedané iným slovami, nie je možné skúmať a hodnotiť koryto bez nivy a naopak, nerešpektovať

stav morfológie na úseku pod hodnoteným úsekom a nad ním, nerešpektovať polohu úseku v rámci vyšších taxónov a pod..

4. Ak akceptujeme predpoklad 3. a skutočnosť, že hodnotenie je zamerané na zistenie zmeny stavu tých morfologických vlastností vodného toku, ktoré človek svojimi zásahmi do krajiny ovplyvnil, ale aj tých, ktoré sú výsledkom iných prírodných fenoménov (klíma, tektonika) a ich efekty sú zistiteľné ako dôsledky prirodzeného vývoja rieky, či už počas náhlych udalostí alebo v čase priemerného režimu v časovom horizonte 100-200 rokov, logicky nám potom vyplýva, že taxón spĺňajúci podmienky vhodnosti ako objekt hodnotenia je korytovo-nivná jednotka z RMHC (Lehotský 2004a). Podobne definovaný objekt hodnotenia, avšak s iným názvom (River Style), chápaný aj ako taxón hierarchickej štruktúry vodného toku nachádzame aj u autorov Brierley et al. (2002) a Fryirs (2003). U iných autorov sa tieto riečne jednotky ako objekty hodnotenia nazývajú jednoducho ako riečne úseky. Začlenenie a pochopenie vývoja korytovo-nivnej jednotky v rovine vyšších taxónov (segmentu, zóny a povodia s riečnou sieťou) umožňuje už dostatočne postihnúť evolučnú trajektóriu. Na druhej strane poznanie nižších taxónov, z ktorých pozostáva umožňuje poznávanie a hodnotenie symptómov zmien a určovanie morfologicky „zdravotného" stavu riek.

5. Je nevyhnutné chápať súčasný vývoj rieky ako pokračovanie jej vývoja v časovom kontinuu, pričom tento evolučný aspekt poskytuje možnosti explanácie hlavne príčin zmeny štruktúr a procesov a menej symptómov detekcie týchto zmien.

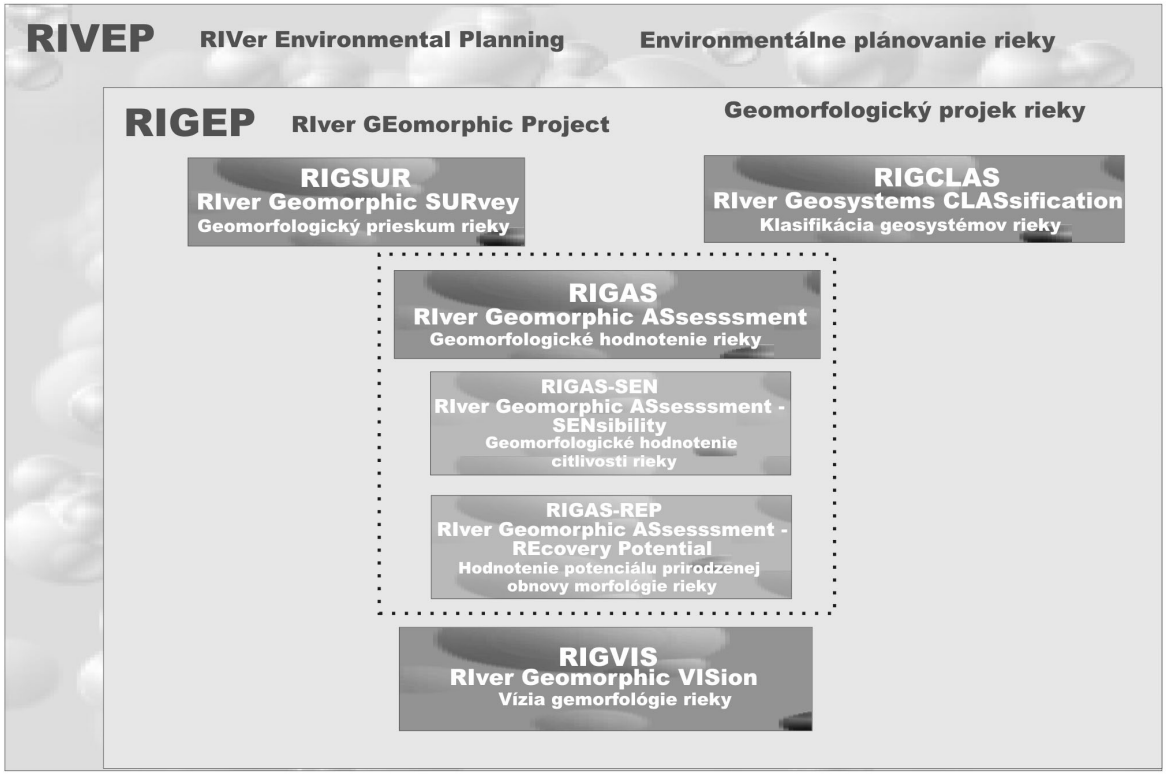
6. Potrebné je rozlišovať morfocentrické hodnotenie a monitorovanie morfologických vlastností vodných tokov. Morfocentrické hodnotenie postihuje charakter zmien v zmysle agradácie a degradácie, reverzibility a ireverzibility procesu formovania morfológie toku. Na základe jeho výsledkov je potom možné realizovať ekomorfocentrické hodnotenie. Monitorovanie predstavuje iba prieskum vykonávaný v pravidelnom časovom kroku na väčšinou umele, metricky a negeneticky vyčlenených úsekoch. Morfocentrické hodnotenie by malo byť súčasťou monitorovania a to v jeho prípravnej fáze, t.j. pri výbere a definovaní referenčných podmienok, určení monitorovacieho úseku ako aj pri interpretácii získaných výsledkov.

7. Kľúčovým bodom hodnotenia je identifikácia prahov a určovanie prahových hodnôt vlastností korytovo-nivných geosystémov. Ich prekročením sa mení charakter a typ morfológie vodného toku. Napríklad typ riečneho úseku sa mení v časovej dimenzii 50-100 rokov. Detekovať ich je možné iba priamo v teréne. Prahy zvyčajne predstavujú body oživenia ako lokálne prirodzené alebo umelé erózne bázy. Prahové hodnoty sa zasa detekujú hľadaním „neočakávaných" eróznych a akumulačných príznakov, avulzií, hľadaním zmien charakteru a kompozície morfologických jednotiek, náznakov zmeny pôdorysnej vzorky koryta a pod.. Funkciu prahov mnohokrát plnia inžinierske zásahy ako sú mosty, prehrádzky, stupne.

8. Je potrebné mať na zreteli, že hodnotenie sa môže realizovať za rôznym účelom. Tomu potom odpovedá aj detailnosť výskumu vodného toku a mierka vypracovanie geomorfologickej mapy. Ak sa jedná o toky do 30 m šírky, tak je potrebné spracovať mapu v mierke okolo 1 : 500. Vyžaduje si to však adekvátne technické (GPS, diaľkomer, prostredie GIS-u, kompas, sklonomer, zememeračská lata) a materiálne (rybárske čižmy) vybavenie, veľmi konkrétne, krokovo sformulovaný postup prác v teréne. Legenda mapy využíva špecifickú terminológiu fluviálnej geomorfológie a okrem mierky sa zvlášť neodlišuje od iných geomorfologických máp. Povedané inými slovami, fluviálny geomorfológ je povinný skúmať realitu podrobnejším „okom" na aké sme boli doteraz u nás, a to či už v geomorfológii, fyzickej geografii alebo krajinnej ekológii zvyknutí, pretože tomu odpovedá prirodzená diferenciácia jeho objektu.

Geomorfologický projekt rieky

Aplikačný charakter fluviálnej geomorfológie si vyžaduje vyjasniť taktiež koncepčné pozadie, ktorým sa definuje a vytvára priestor pre realizáciu prenosu poznatkov z tejto disciplíny do integrovaného manažmentu povodí. Procedúru zabezpečujúcu napĺňanie zámerov prieskumu, hodnotenia a aplikácie poznatkov výskumu morfologických vlastností vodných tokov pri manažmente a enviromentálnom plánovaní rieky, riečnej krajiny v rámci integrovaného manažmentu povodia **(RIVEP - RIVer Environmental Planning)** nazývame **geomorfologický projekt rieky (RIver GEomorphic Project - RIGEP)** (Obr.5).



Obr. 5. Projekt environmentálneho plánovania morfológie vodných tokov

Fig. 5. Environmental river geomorphic project

Projekt sa skladá z nasledovných krokov:
(1) z prieskumu morfologických vlastností, charakteru a správania sa vodného toku v relácii povodia (RIGSUR - RIver **G**eomorphic **SUR**vey),
(2) z klasifikovanie súčasných morfologických štruktúr, ich štýlov a evolúcie (**RIGCLAS – RI**ver **G**eosystems **CLAS**sification) **aplikujúc model hierarchickej klasifikácie morfológie riek – RMHC a evolučný model vývoja koryta** (Lehotský 2004a, Lehotský a Grešková, 2003a, 2004a, 2004b, 2004d),
(3) z hodnotenia morfologických vlastností rieky (RIGAS – RIver **G**eomorphic **AS**sesment), ktoré je možné realizovať buď v rovine ***morfocentrickej,*** s dôrazom na hodnotenia citlivosti fluviálnych geosystémov na prírodné a antropogénne impakty a hodnotenie zmien nimi vyvolanými (**RIGAS-SEN - RI**ver **G**eomorphic **AS**sesment -**SEN**sibility), určovanie potenciálu prirodzenej obnovy korytovo-nivných geosystémov a hodnotenia trajektórie ich vývoja (**RIGAS -REP -** RIver Geomorphic ASsesment - REcovery Potential**),** alebo v rovine ***ekomorfocentrickej*** s dôrazom na analýzu a interpretácie funkcie najnižších taxónov hierarchie ako habitatov pre živočíšne (morfozoologické) alebo rastlinné (morfofytologické) spoločenstvá. Výber základných vlastností-idikátorov stavu korytovo-nivnej jednotky ako hodnotiaceho úseku ilustrujeme v tabuľke č. 2. Výsledkom hodnotenia je ordinálna hodnotiaca škála (Grešková 2004, Lehotský a Grešková, 2003b).
(4) z implementácie získaných poznatkov v manažérskych a rehabilitačných programoch propagovanej v podobe geomorfologickej projekcie rieky (RIGVIS – RIver **G**eomorphic **VIS**ion).
Aplikácia načrtnutého prístupu ako aj hodnotenia postaveného na princípoch poznania mechanizmov fungovania jednotlivých taxónov morfológie stavia takto orientovaný výskum vodného toku viac do idiografickej ako do nomotetickej polohy. Tok sa chápe skôr ako individuum a nie ako typ. Nehľadajú sa všeobecné zákonitosti fungovania vodného toku, ale naopak postihujú sa jeho individuálne črty a prostredníctvom ich odhalenia sa napĺňajú zámery manažmentu.

Tab. 2. Parametre hodnotenia korytovo-nivnej jednotky

Tab. 2. Parameters of channel-floodplain assessment

indikátory / časti KNJ	MORFOLOGICKÉ	HYDRAULICKÉ	KRAJINNEJ POKRÝVKY
DNO	pôdorysná vzorka koryta	variabilita hĺbky pre voľne tečúce úseky rieky	
	miera kľukatosti		
	typ koryta (podľa vetvenia)	variabilita hĺbky pre vzduté úseky rieky	
	skrátenie koryta	odbery vody	
	formy dna koryta		
	zvyšky kmeňov stromov a konárov		
	migračné bariéry		
	narušenie dna koryta		
	obmedzenie pôsobenia dnových procesov/ stabilizácia dna koryta		
BREHY/ PRIBREŽNÁ ZÓNA	modifikácia šírky koryta	zmena šírky vodnej hladiny	pôvodnosť vegetácie
	stabilizácia brehov/obmedzenie laterálneho pohybu	rozsah vzdutia	pokryvnosť
	charakter laterálnej erózie	dynamika priemernej vodnej hladiny	zatienenie koryta
	pôvodnosť brehu		štruktúra vegetačného pásu
NIVA	pôvodnosť nivy	frekvencia zaplavenia	typ krajinnej pokrývky
	výskyt prítokov, opustených korýt	potenciálne zaplavené územie	vlastnosti pririečneho koridoru (šírka, skladba)

Záver

V príspevku sme sa snažili vo veľmi hutnej podobe prezentovať základné východiská prieskumu a hodnotenia morfológie vodných tokov. Je sympatické, že hoci zásadné práce v tejto oblasti vznikli len v polovici 90-tych rokov minulého storočia, teda len nedávno, tento pohľad na vodné toky sa udomácnil v mnohých vyspelých krajinách a fluviálna geomorfológia úspešne vstupuje do spolupráce s inými vednými disciplínami a podieľa sa na riešení lokálnych i globálnych problémov vodných tokov a riečnej krajiny. Dúfame, že tento trend neobíde ani slovenskú vedeckú a vodohospodársku obec.

Literatúra

Bennett, J., Sanders, N., Moulton, D., Philips, N., Lukacs, G., Walker, K., Redfern, F. (2002): Guedelines for Protecting Australian Waterways. Land and Water Australia. Canberra.

Brierley, G., Fryirs, K. 2005. Geomorphology and River Management. Applications of River Styles

Framework. Blackwell Publishing. Oxford, UK.
Brierley, G., Fryirs, K., Outhet, D., Massey, C. (2002): Application of the River Styles framework as a basis for river management in New South Wales, Australia. Applied Geography, 22, 91-122.
Cremer, M. (ed). (2003): Integrated Streambank Protection Guidelines. WDFW, kapitoly 1-6. Seattle.
Fleischhacker, T., Kern, K. (2002): Ecomorphological survey of large rivers. Manual, German federal Institute of Hydrology. German Institute of Hydrology. Karlsruhe. 41 s.
Fryirs, K. (2003): Guiding principles for assessing geomorphic river condition: application of a framework in the Bega catchment, South Coast, New South Wales, Australia. Catena, 30, s. 1- 36.
Gordon, N. D., McMahon, T. A., Finlayson, B. L., Gippel, CH. J., Nathan, R. J. (2004). Stream Hyrology. An Introduction for Ecologists. John Wiley&Sons, Ltd., Chichester.
Grešková, A. (2004): Hydromorfologický prieskum a hodnotenie vodných tokov. In Herber V. (ed.), Fyzickogeografický zborník 2, Kultúrní krajina, 16.-17.2.2004, Brno, Masarykova univerzita v Brně, 191-195.
Grešková A., Lehotský M. (2004): Priestorové štruktúry riečnej krajiny. In Měkotová J., Štěrba O.: Říční krajina, Palackého univerzita, Olomouc, 44-51.
Gurnell, A., Petts, G. (eds.). (1995): Changing River Channels. John Wiley and Sons. Chichester. 440 s.
Habitat assessment and physicochemical parameters. (1999): In: Rapid bioassessment protocols for use in streams and wadeable river. US Environmental Protection Agency, Washington.
Channel Assessment procedure Guidebook. (1996): Forest Practices Code of British Columbia Act, Operational Planning Regulation. Ministry of Forestry.
Jakubis, M. (2002): Analýza vzájomných závislostí geometrických charakteristík prirodzene ustálených korýt bystrín na neovulkanitoch. Acta Facultatis Forestalis. XLIV, 281- 295.
Jakubis, M. (2004): K zákonitostiam morfogenézy bystrinného koryta. Acta Facultatis Forestalis. XLVI, 305-314.
Jakubis, M. (2005): Analýza vývoja koryta bystriny metódou regionálnych rovníc. Acta Facultatis Forestalis. XLVII. (v tlači)
Kline, M., Jaquith, S., Springston, G., becker, L. (2003): Vermont Stream Geomorphic assessment. Vermont Agency of natural Resources, Phase 1, 2, 3.
Koehn, J. D., Brierley, G. J., Cant, B. L., Lucas, A.M. (2001): River Restoration Framework. Land and Water Australia, Canberra.
Kuzis, K. (1999): Oregon Watershed Assessment Manual. Watershed Professional Network. Salem, Oregon.
Lehotský, M. (2004a): River Morphology hierarchical Classification (RMHC). Acta Univeristatis Carolinae, Geographica, v tlači
Lehotský, M. (2004b): Hodnotenie morfológie vodných tokov. Geomorphologia Slovaca, IV, 2. 36-47.
Lehotský, M., Grešková, A. (2003a): Geomorphology, fluvial geosystems and riverine landscape (methodological aspects). Geomorphologia Slovaca, 2,. p. 46 – 59.
Lehotský, M., Grešková, A.. (2003b): Hydromorfologický prieskum a hodnotenie vodných tokov Slovenska v súlade s požiadavkami Smernice 2000/60/EÚ. Návrh manuálu. SHMÚ, Bratislava.
Lehotský, M., Grešková, A. (2004a): Riverine landscape and geomorphology: ecological implication and river management strategy. Ekológia (Bratislava) v tlači.
Lehotský, M., Grešková A. (2004b): Hydromorphology, riverine landscape an river management strategy. Proceedings of The XXIInd Conference of the Danubian countries on hydrological forecasting and hydrological bases of water mamagement, ČHMÚ, Brno, CD ROM.
Lehotský, M., Grešková, A.. (2004c): Riečna krajina – integrovaný výskum a environmentálne plánovanie. Acta Facultatis Rerum Naturalium Universitatis Comenianae, Geographica, Bratislava (v tlači).
Lehotský, M., Grešková, A.. (2004d): Korytovo-nivné geosystémy a riečna krajina prieskum a hodnotenie. Geografie, Sborník české geografické společnosti, Praha, 109, 4, 277-288.
Lehotský, M., Novotný, J. (2004): Morfologické zóny vodných tokov Slovenska. Geomorphologia Slovaca, 4, 2, 48-53.
Lovett, S., Prince, P. (1999): Riparian Land Management Technical Guidelines. Vol. 1., 2.. Land and Water Resource Research and Development Corporation. Canberra.
Macura, V. (1987): Príspevok k určeniu a využitiu parametrov stabilného režimu korýt tokov. Vodní hospodářství. A 6/87. 152-154.
Maddock, I. (1999): The importance of physical habitat assessment for evaluating river health. Freshwater Biology, 41, 373-391.
Montgomery, D., Buffington, J. (1997): Channel-reach Morphology in Mountain Drainage Basins. Geological Society of America Bulletin, 109, 5, s. 596-611.
River habitat survey in britain and ireland (RHS). (2003): Field Survey Guidance Manual, 2003 Version. Environmental Agency of Great Britan, Environmental Agency of England and Wales, Scottish Environment Protection Agency, and Environment and Heritage Service of Northern Ireland.

Rosgen, D. L. (1994): A classification of natural rivers. Catena 22, 169-199.
Rowentree, K., Ziervogel, G. (1999): Development of an Index of stream geomorphology for the Assessment of River Health. NAEBP Report Series No 7. Institute for Water Qaulity Studies, Department of Water Affairs and Forestry, Pretoria.
Sear, D. A., Newson, M. D., Thorne, C. R. (2003): Guidebook of Applied Fluvial Geomorphology. Defra, London.
Thorne, C. R., Hey, R. D., Newson, M. D. eds. (1997): Applied Fluvial Geomorphology for River Engineering and Management. Wiley, Chicheste. pp 375.
Thorne, C. R.. (1998): Stream Reconnaissance Handbook. John Wiley&Sons, Chichester.
Toews, D. A. A., Chalwin, S. eds. (2000): Watershed Assessment in the Southern Interior of British Columbia: Workshop Proceedings, March 9 – 10. Ministry of Forest Research Program, Victoria.

Autori

RNDr. Milan Lehotský, CSc., geogleho@savba.sk
RNDr. Anna Grešková, CSc., geoggres@savba.sk

Príspevok bol vypracovaný v rámci vedeckého projektu č. 2/3084/25 financovaného vedeckou grantovou agentúrou VEGA.

ALTERNATÍVNE RIEŠENIE PROTIPOVODŇOVEJ OCHRANY DOLNEJ MORAVY

Miroslav Lukáč, Katarína Holubová, Katarína Mravcová

Vodohospodárske aktivity v slovenskej časti povodia rieky Morava sa v období po páde „železnej opony" výrazne zintenzívnili. Prispel k tomu jednak výskyt významných povodní (hlavne v lete 1997) a jednak spoločné trilaterálne (česko-slovensko-rakúske) aktivity v oblasti revitalizácie vodných tokov. Následky povodní síce neboli tak katastrofálne ako v Českej republike, poukázali však na slabé miesta a na nutnosť aplikácie komplexného prístupu k problematike menežmentu protipovodňovej ochrany, súčasťou ktorého sú aj moderné softvérové simulačné nástroje slúžiace na podporu rozhodovacích procesov. Skúsenosti z revitalizačných projektov tiež zvýraznili potrebu vypracovania spoločnej bilaterálnej (slovensko-rakúskej) stratégie pri realizovaní revitalizačných opatrení. Numerické simulačné modely aj tu zohrávajú dôležitú úlohu, či už vo fáze navrhovania konkrétnych opatrení, ako aj pri hodnotení ich účinkov. Na VÚVH sa rieši projekt „Ochrana revitalizáciou: Stratégia a manažment riečneho systému dolnej Moravy (2003 - 2005)", financovaný Agentúrou pre podporu vedy a techniky. Jedným z cieľov projektu je prehodnotenie protipovodňovej ochrany územia dolnej Moravy na základe analýzy dynamiky prúdenia veľkých vôd a tiež hodnotenie vplyvu navrhovaných alternatívnych opatrení protipovodňovej ochrany na biotu toku. Modelovo bola posúdená súčasná úroveň protipovodňovej ochrany na spoločnom slovensko-rakúskom úseku Dolnej Moravy. Ako alternatívny návrh bola analyzovaná účinnosť troch poldrov, v lokalitách Moravský sv. Ján, Gajary a Záhorská Ves. Kompletné výsledky riešenia projektu budú prezentované koncom roku 2005 v záverečnej správe a na workshope.

Kľúčové slová: rieka Morava, povodňová ochrana, numerické modelovanie, poldre

Alternative solution of flood control at the lower Morava river. *Water management activities in the Slovak part of the Morava river basin have increased significantly after the „iron courtain" collapse. This was the result of large floods occurrence (mainly in summer 1997), as well as common trilateral (czech, slovak, austrian) activities in the field of river restoration. Flood consequences were not so catastrophic as in the Czech Republic, however they pointed at the weak points in the system and the need of complex approach application in the flood management. Modern software simulation tools can be used for the decision support in the flood management. Experiences from river restoration projects emphasized a need for the preparation of common bilateral (slovak-austrian) strategy in the restoration measures realization. The role of numerical simulation models is also important in this field, either in the stage of restoration measures proposal, or in the evaluation of their effects. The project „Conservation by restoration: Strategy and management of the lower Morava river system (2003-2005)" is solved at the Water Research Institute. Project is financed by the Agency for the Science and Technics Support. Evaluation of the lower Morava flood control, based at the analysis of flood flow dynamics and evaluation of proposed alternative flood control measures impact at the river biota, represent two of main project objectives. The current state of flood control at the common slovak-austrian reach of the lower Morava river has been studied, using a numerical model. Polders in three localities (Moravsky Jan, Gajary and Zahorska Ves) represent alternative solution of flood control. Numerical model has also been applied for the assessment of the polders efficiency. The complete results of project will be presented in the final report and in the workshop in the end of 2005.*

Key words: Morava river, flood control, numerical modelling, polders

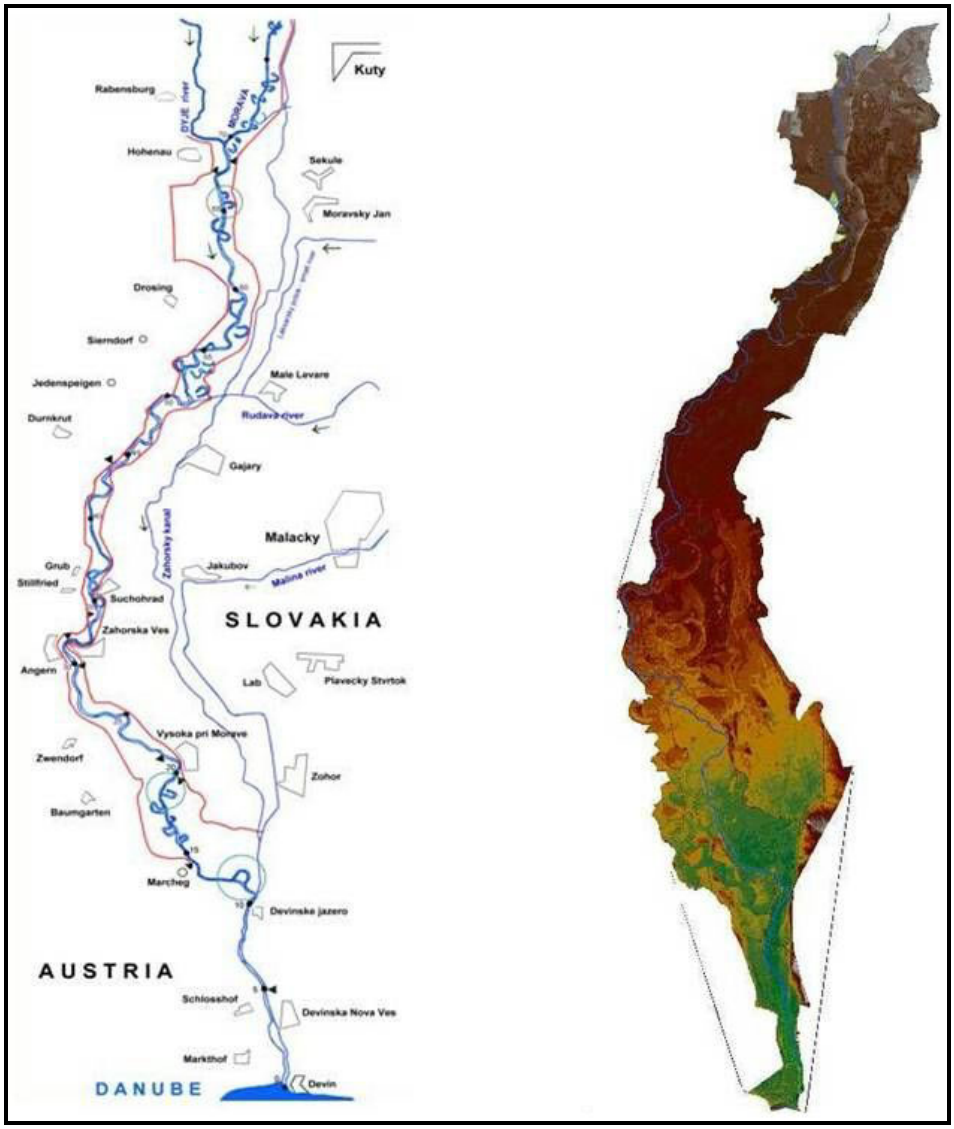
---

ÚVOD

Na VÚVH sa rieši projekt „Ochrana revitalizáciou: Stratégia a manažment riečneho systému dolnej Moravy (2003 - 2005)", financovaný Agentúrou pre podporu vedy a techniky (APVT). Súčasťou projektu je aj úloha „Prehodnotenie protipovodňovej ochrany vo vzťahu k hladinovému režimu povrchových i podzemných vôd", ktorej hlavným cieľom je prehodnotenie protipovodňovej ochrany územia dolnej Moravy na základe analýzy dynamiky prúdenia veľkých vôd a hodnotenia hydrologických zmien povodňového režimu v súčasnom i pôvodnom záplavovom území, vrátane definovania umelých

inundačných priestorov (poldrov) pre zníženie kulminácie povodní a overenia ich účinnosti. Súčasťou úlohy ja aj hodnotenie vplyvu navrhovaných alternatívnych opatrení protipovodňovej ochrany na biotu toku.

Riešenie projektu, na ktorom spolupracuje VÚVH, SVP, Stavebná fakulta STU, ÚZ SAV, CHKO Záhorie a DAPHNÉ sa sústreďuje na slovensko-rakúsky úsek rieky Morava (v dĺžke takmer 70 km), medzihrádzový priestor a tiež pôvodné záplavové územie, ktoré sa v súčasnosti nachádza za ochrannými hrádzami. V hornej časti je táto oblasť ohraničená sútokom Moravy a Dyje a v dolnej časti ústím Moravy do Dunaja (obr.1).



Obr.1: Situácia modelovej oblasti a digitálny model terénu

Fig.1: Layout of the model area and the digital terrain model

Pri analýze záplavového územia, tvorbe topografie modelov a interpretácii výsledkov modelovania sa využil digitálny model terénu (DMT), ktorý bol vyhodnotený z aktuálneho leteckého snímkovania (2004) v mimovegetačnom období. Výšková presnosť DMT je 25 cm. DMT zahŕňa aj časť rakúskeho územia.

Rozsah DMT je znázornený na obrázku 1. Pri riešení dynamiky prúdenia veľkých vôd bol aplikovaný softvér MIKE 11, vyvinutý v Dánsku na DHI Water & Environment. Jedná sa o jednorozmerný numerický model, určený na simulácie ustáleného aj neustáleného prúdenia povrchových vôd. Zostavené boli nasledovné hydrodynamické modely vo vyššie uvedenej modelovej oblasti:

- základný model simulujúci prúdenie vody v koryte a inundáciách Moravy pri súčasnom stave,
- model simulujúci rozsah možnej záplavy v priestore za hrádzami pri prietrži ochranných hrádzí,
- model simulujúci pôvodné zaplavované územie, pred realizáciou úpravných prác,
- model simulujúci alternatívne návrhy riešenia protipovodňovej ochrany s využitím poldrov.

KALIBRÁCIA A VERIFIKÁCIA ZÁKLADNÉHO NUMERICKÉHO MODELU

Modelová oblasť zahŕňa prakticky celý spoločný slovensko-rakúsky hraničný úsek rieky Morava od jej sútoku s Dyje po ústie do Dunaja a časť Dunaja od vodočtu Devín po riečny kilometer 1884,000 v Rakúsku. Topografia základného modelu bola zostavená z priečnych profilov, ktoré zahŕňajú vlastné koryto Moravy a jej inundácie medzi hrádzami. Databáza hydromorfologických údajov pozostáva z 94 priečnych profilov, ktoré boli zamerané v roku 1996. Súčasťou modelu sú aj vetvy schematizujúce aktívne (prepojené s hlavným korytom) ramená Moravy, ktoré sa nachádzajú pod Vysokou pri Morave (vtok v rkm 19,480), resp. nad ústím Maliny (vtok v rkm 12,360). Priečne profily ramien zamerali pracovníci VÚVH.

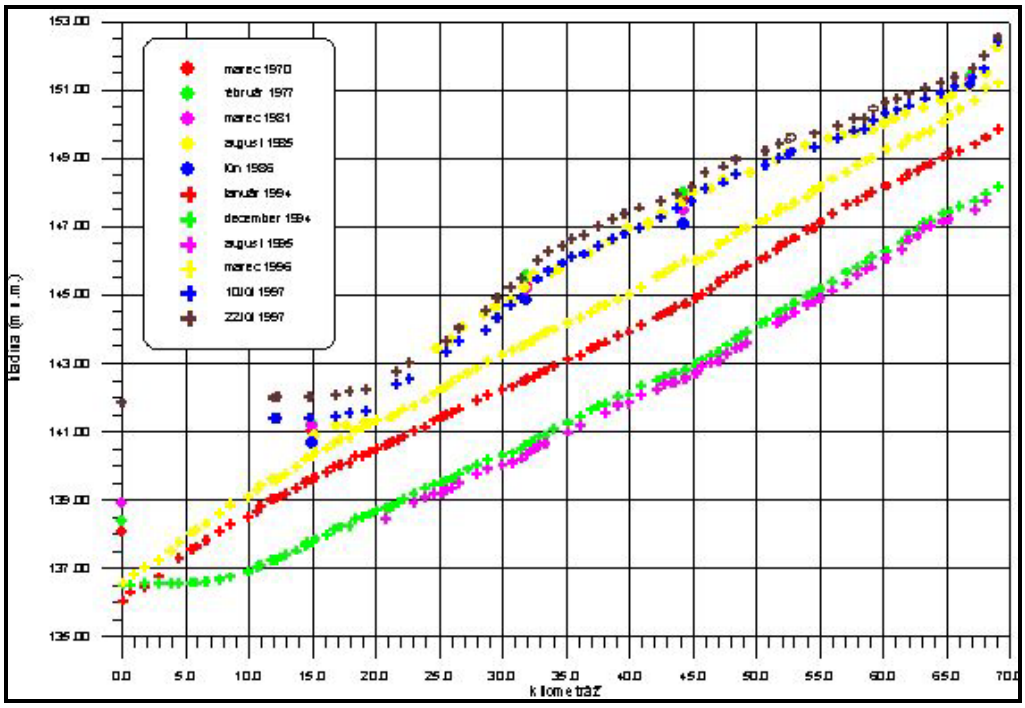
Okrajové podmienky základného modelu sú nasledovné:

- prietok na hornom okraji vetvy schematizujúcej Moravu (rkm 68,802),
- prietok na hornom okraji vetvy schematizujúcej Dunaj (rkm 1884,000),
- merná krivka v stanici Dunaj – Devín (rkm 1879,769) – dolný okraj modelu.

V procese kalibrácie modelu sa porovnávajú simulované výstupy (hladina vody, prietok) s ich meranými, prípadne odvodenými hodnotami. Cieľom kalibrácie je dosiahnuť požadovanú zhodu, resp. minimalizovať rozdiely. Proces kalibrácie modelu je iteratívny, pričom užívateľ mení niektoré parametre modelu, zvyčajne hodnoty koeficientu drsnosti v prípade hydrodynamických modelov. Po úspešnej kalibrácii možno prikročiť k verifikácii modelu, čo znamená, že model s kalibrovanými parametrami sa aplikuje na iné časové obdobie pri nezmenených parametroch, pričom by rozdiely medzi simulovanými a meranými hodnotami opäť nemali prekročiť definované hranice.

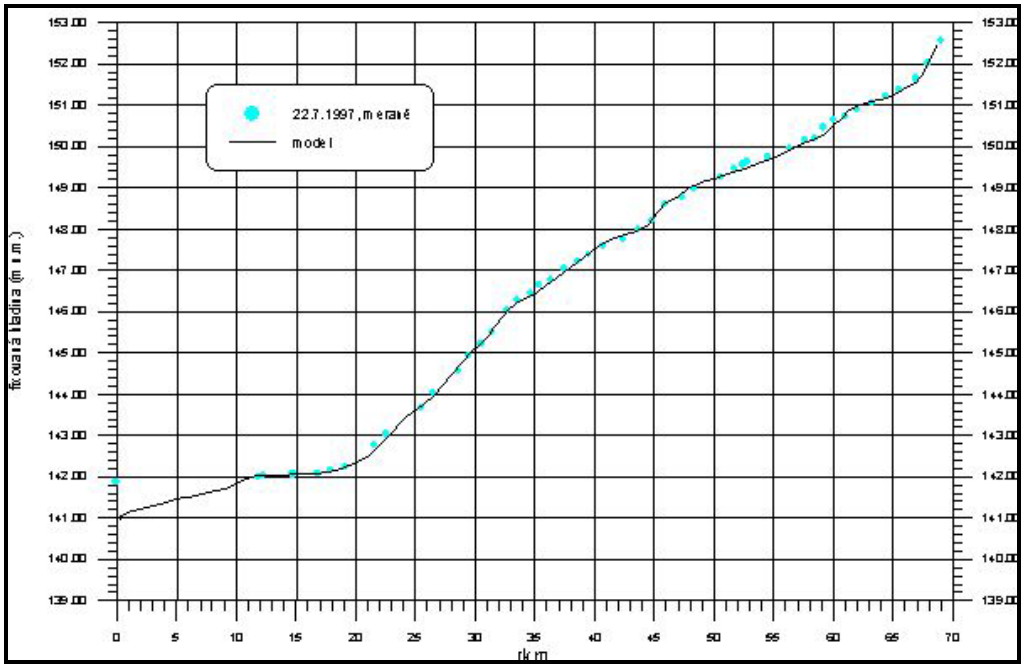
Hladiny zaznamenané počas rôznych prietokových situácií slúžia na overenie správnosti výpočtov, na kalibráciu a verifikáciu modelu. Pre tento účel boli k dispozícii hydrogramy vodných stavov v staniciach SHMÚ (Moravský sv. Ján, Záhorská Ves, Vysoká pri Morave, Devínska Nová Ves, Devín) a tiež pozdĺžne profily fixovaných hladín, ktoré umožňujú kontrolu výpočtov v celom rozsahu modelovej oblasti. Fixovania vykonali pracovníci VÚVH počas riešenia predchádzajúcich projektov na Morave (1996-2002), staršie merania boli k dispozícii na SVP. Fixované hladiny pokryli široký rozsah prietokových situácií (približne 30-900 $m^3.s^{-1}$), od minimálnych prietokov až po povodňové. Fixované hladiny uvádzame na obrázku 2.

Na kalibráciu základného modelu pre povodňové situácie sme vybrali povodňovú vlnu z júla 1997, pre ktorú boli k dispozícii merané pozdĺžne profily hladiny. Maximálny priemerný denný prietok počas tejto vlny dosiahol takmer 900 $m^3.s^{-1}$ v stanici Moravský sv. Ján, čo zodpovedá prietoku s dobou opakovania približne 6 rokov. Povodeň mala katastrofálne následky v Čechách, pričom prietok na slovenskom úseku Moravy bol transformovaný v dôsledku prietrží hrádzí a manipulácie na vodných dielach na území Českej republiky. Výsledné koeficienty drsnosti (podľa Manninga) kalibrovaného základného modelu sa pohybujú v intervale 0,023-0,036 pre koryto, resp. 0,043-0,083 pre inundácie. Aplikovaný model umožňuje aj variáciu koeficientu drsnosti v priečnom profile v závislosti od hĺbky vody. Porovnanie modelom simulovanej hladiny s meranou uvádzame na obrázku 3. Rozdiely nepresahujú 10 cm, s výnimkou sútoku Dunaja a Moravy.



Obr.2: Fixované hladiny Moravy pri rôznych hydrologických podmienkach

Fig.2: Measured water level of the Morava river under different hydrological conditions



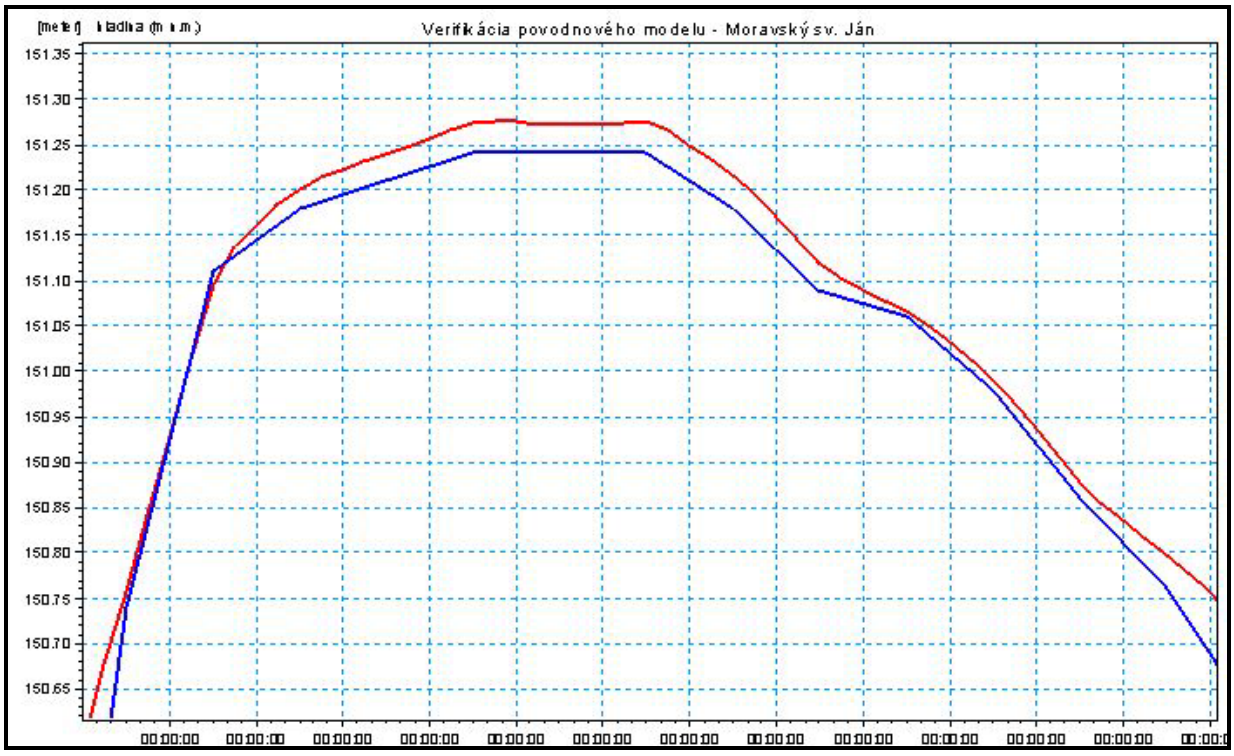
Obr.3: Kalibrácia základného hydrodynamického modelu

Fig.3: Calibration of the basic hydrodynamic model

Na verifikáciu základného modelu sme vybrali dve obdobia zvýšených prietokov na Morave, kedy voda prúdila cez inundácie v medzihrádzovom priestore:

- marec 1999, kedy bol maximálny priemerný denný prietok 643 $m^3.s^{-1}$ dňa 7.3. a
- január a február 2002 s maximom 477 $m^3.s^{-1}$ dňa 30.1.

Porovnanie simulovaných hladín s meranými v stanici Moravský sv. Ján pre verifikačný výpočet (marec 1999) uvádzame na obrázku 4. Rozdiely opäť nepresiahli 10 cm, takže možno konštatovať úspešnú verifikáciu základného modelu. Po úspešnej kalibrácii a verifikácii bol základný model pripravený na aplikáciu.

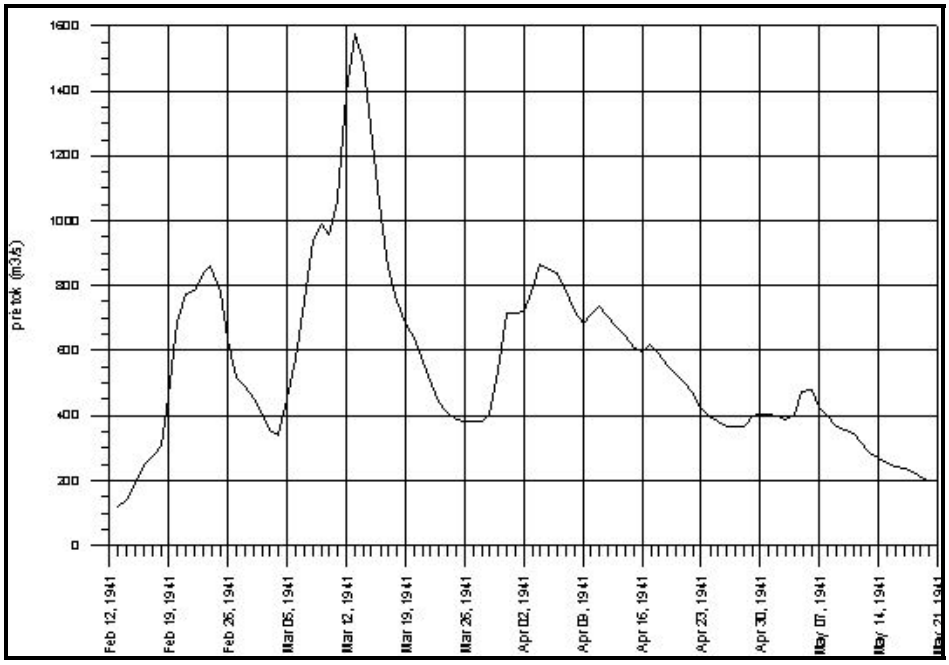


Obr.4: Verifikácia základného hydrodynamického modelu

Fig.4: Validation of the basic hydrodynamic model

POSÚDENIE SÚČASNÉHO STAVU PROTIPOVODŇOVEJ OCHRANY

Základným modelom bola posúdená súčasná úroveň protipovodňovej ochrany na spoločnom slovensko-rakúskom úseku Dolnej Moravy. Model bol aplikovaný na určenie kapacity ľavostrannej slovenskej ochrannej hrádze Moravy. Simulovaná bola hydrologická situácia z jari 1941, kedy maximálny priemerný denný prietok dosiahol 1573 $m^3.s^{-1}$ v stanici Moravský sv. Ján. Hydrogram tejto povodne, ktorej kulminačný prietok zodpovedá približne prietoku s dobou opakovania 100 rokov, uvádzame na obrázku 5. Použitý bol ako horná okrajová podmienka modelu. Simulované hladiny sme porovnali s maximálnymi kótami priečnych profilov v modeli, ktoré zodpovedajú kótam hrádzí. Sledovali sme, pri akom prietoku je kóta koruny ľavostrannej hrádze dosiahnutá. Tento prietok zodpovedá maximálnej kapacite ochranných hrádzí pre súčasný stav, pričom nebolo uvažované bezpečnostné prevýšenie. Výsledky sme zhrnuli v tabuľke 1. Údaj „>Q100“ znamená, že kapacita hrádze v danej lokalite je viac ako Q_{100}.



Obr.5: Hydrogram povodňovej vlny z roku 1941

Fig.5: Hydrograph of the 1941 flood

Tab.1: Kapacita ľavostrannej ochrannej hrádze Moravy

Tab.1: Flow capacity of the Morava river left-sided flood dyke

Lokalita (rkm)	**Kapacita ($m^3.s^{-1}$)**	**Lokalita (rkm)**	**Kapacita ($m^3.s^{-1}$)**	**Lokalita (rkm)**	**Kapacita ($m^3.s^{-1}$)**	**Lokalita (rkm)**	**Kapacita ($m^3.s^{-1}$)**
0,270	> Q100	24,199	> Q100	39,783	1350	56,324	1500
0,376	> Q100	25,576	> Q100	40,438	1300	56,935	1500
1,336	> Q100	26,625	> Q100	40,862	1500	57,767	1120
1,955	> Q100	27,860	> Q100	41,734	1400	58,270	1300
3,043	> Q100	28,891	> Q100	42,528	1500	59,213	> Q100
3,649	> Q100	30,278	1500	43,570	> Q100	59,940	> Q100
4,456	> Q100	31,295	1500	44,144	> Q100	60,875	> Q100
5,481	1500	31,491	1500	44,483	> Q100	61,202	1480
6,135	> Q100	31,581	> Q100	45,185	> Q100	62,325	> Q100
7,158	> Q100	31,673	> Q100	45,900	> Q100	63,171	> Q100
8,280	> Q100	31,880	> Q100	46,359	> Q100	63,991	1400
9,264	> Q100	32,010	> Q100	47,086	> Q100	64,802	> Q100
10,830	> Q100	32,502	1400	47,793	> Q100	65,762	> Q100
12,706	> Q100	32,520	1350	48,270	1500	66,683	> Q100
13,865	> Q100	33,452	1500	49,313	1500	67,088	> Q100
15,030	> Q100	34,087	1500	49,998	1300	67,150	> Q100
16,699	> Q100	35,084	1250	50,652	1230	67,480	> Q100
17,699	> Q100	35,989	1400	51,551	1230	67,996	> Q100
18,763	> Q100	36,221	1050	52,617	1200	68,802	> Q100
20,750	1400	36,988	1200	53,228	1330		
20,964	1450	37,994	1320	54,324	1180		
22,574	> Q100	38,994	1300	55,156	1500		

ANALÝZA ÚČINNOSTI ALTERNATÍVNEHO RIEŠENIA PROTIPOVODŇOVEJ OCHRANY

Ako alternatívny návrh bola analyzovaná účinnosť troch poldrov, v lokalitách Moravský sv. Ján, Gajary a Záhorská Ves. Lokality poldrov boli vybrané po konzultácii s pracovníkmi SVP, na základe topografických podmienok a využitia územia, tak aby boli zaplavením čo najmenej ohrozené objekty infraštruktúry (dôležité cestné komunikácie, potrubné vedenia,...), cenná poľnohospodársky využívaná pôda, priemyselné objekty (objekty SPP, Nafta Gbely a pod.) a ekologicky cenné lokality. Prihliadalo sa tiež na to, aby boli minimalizované investičné náklady na výstavbu poldrov. Hranice poldrov preto väčšinou tvoria už existujúce líniové stavby (ľavostranná ochranná hrádza Moravy, cesty, železnica) a využívajú sa prirodzené terénne depresie. Približné objemy poldrov v uvažovaných lokalitách sú nasledovné (vyhodnotené z DMT):

- polder Moravský sv. Ján: 4 mil. m^3,
- polder Gajary: 8 mil. m^3,
- polder Záhorská Ves: 17 mil. m^3.

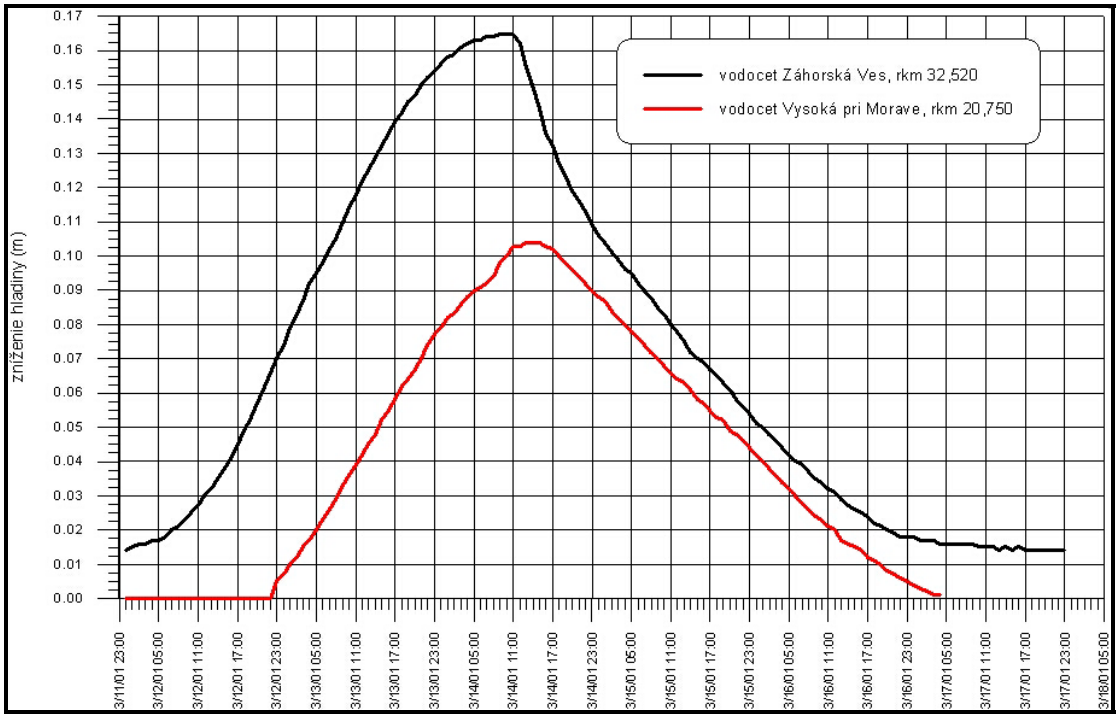
Ako nápustný objekt poldrov sme uvažovali nehradené priepady v ľavostrannej ochrannej hrádzi Moravy so spevnenou prepadovou hranou vybudovanou na určitú kótu tak, aby došlo k samovoľnému plneniu poldra pri prekročení definovanej hladiny v Morave. Pre polder Záhorská Ves sme uvažovali plnenie cez prepadový objekt pod Suchohradom a prívodný kanál, vedený v trase potoka Hlinec. Hydrodynamickým modelom sme testovali rôzne alternatívy parametrov nápustných objektov (nadmorská výška a šírka prepadovej hrany). Kóta prepadovej hrany by mala byť zvolená tak, aby došlo k aktivácii poldra v správnom čase. Celkový objem navrhovaných poldrov (cca 29 mil. m^3) je malý v porovnaní s objemom povodňových vĺn z minulosti (1,9 mld. m^3 v lete roku 1997). Pri predčasnom naplnení poldrov by sa mohlo stať, že kulminačná hladina by nemohla byť efektívne ovplyvnená. Výsledné parametre poldrov a ich nápustných objektov sú uvedené v tabuľke 2.

Tab.2: Parametre poldrov a ich nápustných objektov

Tab.2: Parameters of polders and their inflow structures

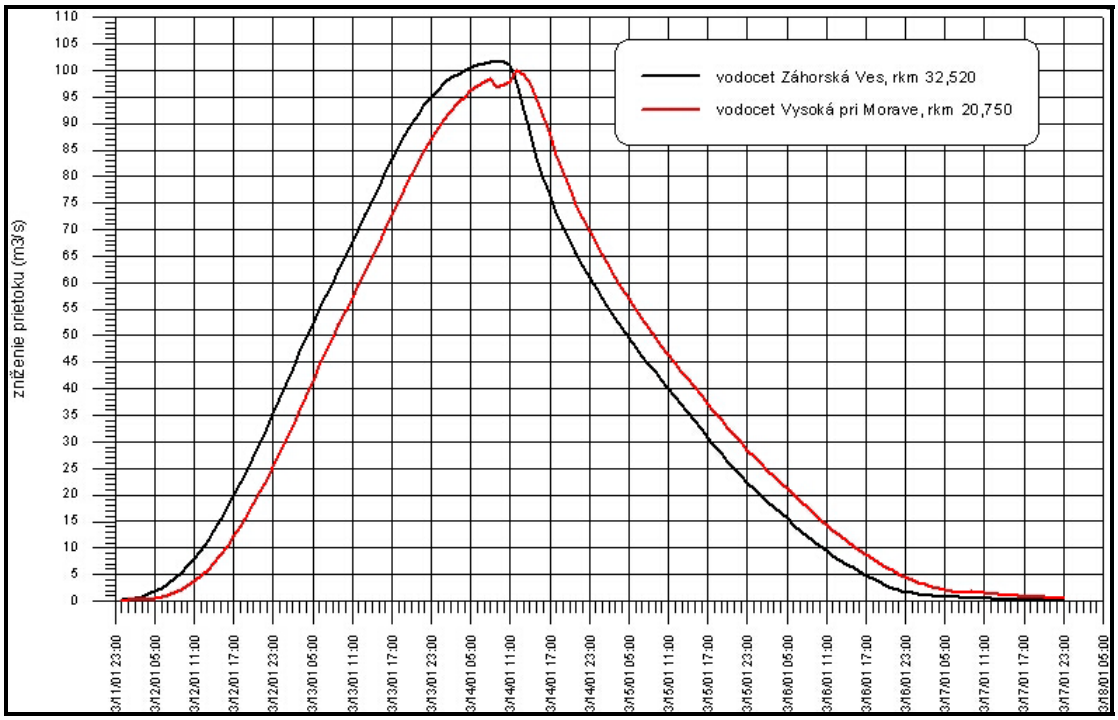
Polder	Kóta prepadovej hrany (m n.m.)	Šírka prepadovej hrany (m)	Maximálna hladina v poldri (m n.m.)	Aktivácia od prietoku ($m^3.s^{-1}$)
Moravský sv. Ján	152.20	50	151.30	1270
Gajary	149.60	50	148.50	1050
Záhorská Ves	147.20	50	144.00	1100

Nezaoberali sme sa návrhom objektov na vyprázdňovanie poldrov a tiež geotechnickými problémami, ktoré sa môžu vyskytnúť pri realizácii posudzovanej alternatívy (opevnenie vzdušnej strany hrádze, ktorá bude počas aktivácie poldrov čiastočne zaplavená, protipriesakové opatrenia, opatrenia na zabezpečenie stability hrádzí,...). Našim cieľom bolo posúdiť vplyv poldrov na hladinový režim počas povodní. Pri testovacej simulácii sme použili povodňovú vlnu z roku 1941 (viď obr.5) ako hornú okrajovú podmienku modelu. Porovnávali sme simulovanú hladinu pre súčasný stav a pre alternatívu s poldrami. Výsledok porovnania hladín uvádzame na obrázku 6, kde je znázornené zníženie hladiny Moravy vplyvom poldrov. Z obrázku vyplýva, že maximálne zníženie hladiny predstavuje približne 17 cm v profile vodočtu Záhorská Ves, resp. 10 cm v profile vodočtu Vysoká pri Morave. V úseku riečnych kilometrov 0-55 je zníženie hladiny väčšie ako 10 cm. Na základe výsledkov simulácie bolo možné určiť aj transformáciu prietoku vplyvom poldrov. Výsledok uvádzame na obrázku 7. Vyplýva z neho, že zníženie kulminačného prietoku predstavuje približne 100 $m^3.s^{-1}$ v oboch vyššie spomínaných profiloch vodočtov.



Obr.6: Zníženie hladiny Moravy vplyvom poldrov

Fig.6: Decrease of the Morava river water level, due to the effect of polders

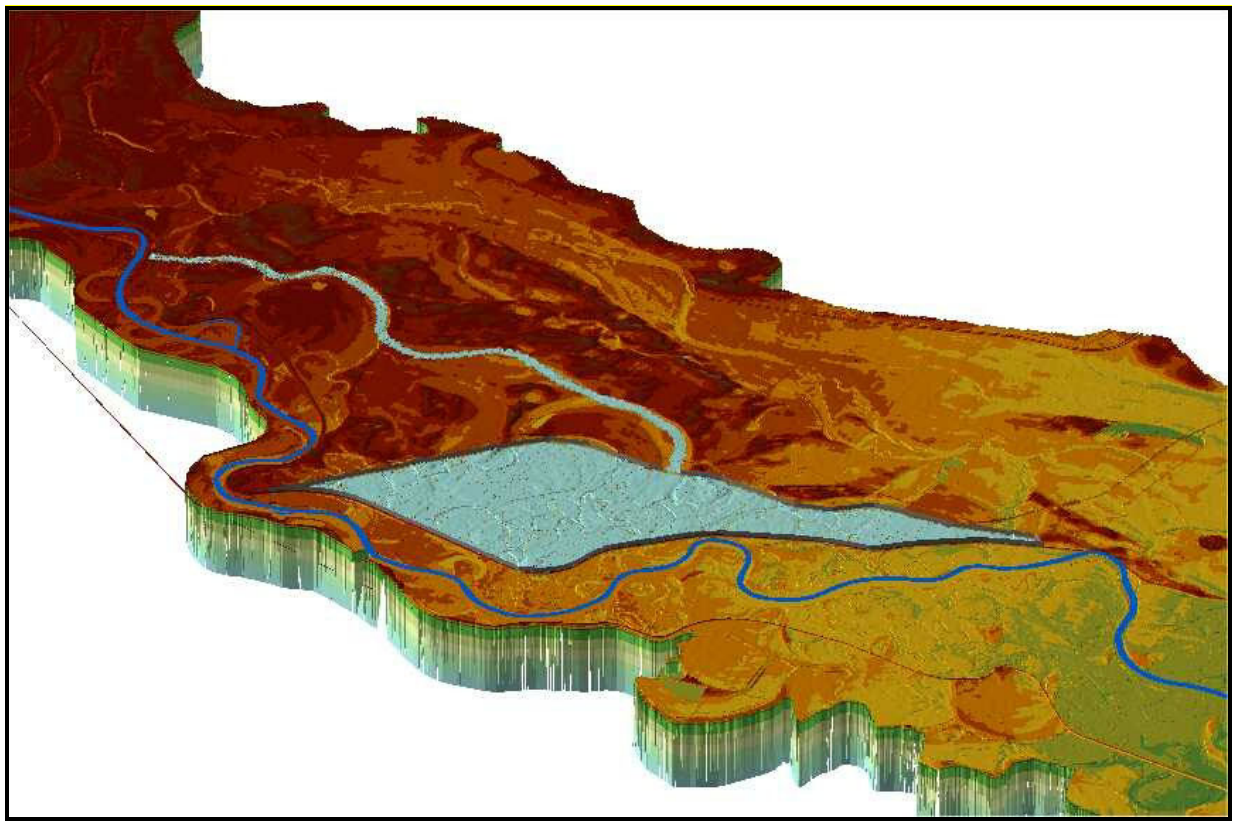


Obr.7: Transformácia prietoku Moravy vplyvom poldrov

Fig.6: Flood routing of the Morava river discharge, due to the effect of polders

Na obrázku 8 je vizualizácia zaplaveného územia poldra Záhorská Ves a jeho prívodného kanála na podklade DMT. Hydrodynamické simulácie umožnili určiť dobu, za ktorú dôjde k naplneniu poldrov na maximálnu hladinu. Doba plnenia závisí od tvaru hydrogramu povodňovej vlny. Pri simulovanej povodňovej vlne z roku 1941 boli doby plnenia nasledovné:

- polder Moravský sv. Ján: 77 hod,
- polder Gajary: 58 hod,
- polder Záhorská Ves: 50 hod.



Obr.8: Vizualizácia oblasti navrhovaného poldra Záhorská Ves a jeho prívodného kanála

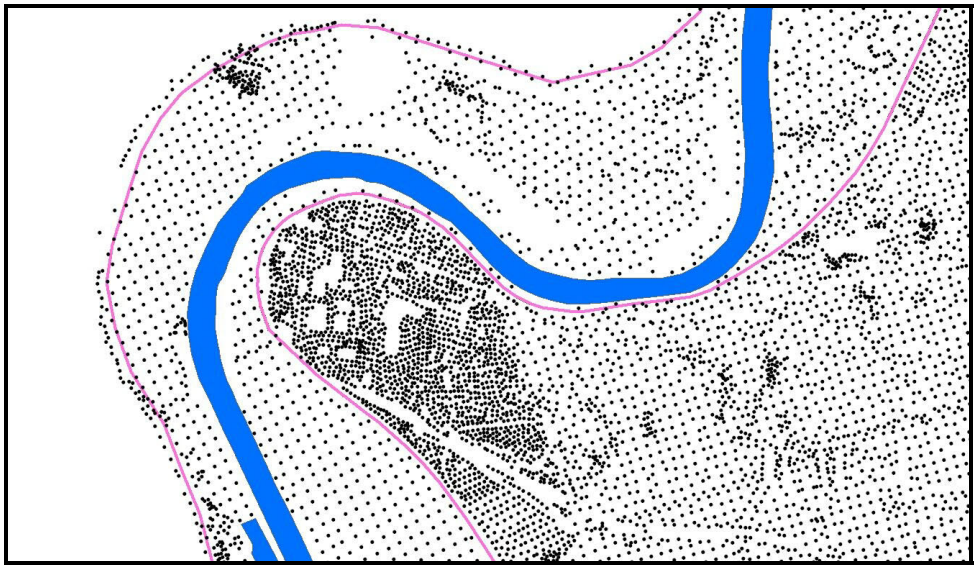
Fig.8: Visualization of the area of the proposed polder in Zahorska Ves and its inflow canal

TVORBA MÁP ROZSAHU ZÁPLAVY PRI RÔZNYCH SITUÁCIÁCH

Z archívnych materiálov SVP sme mali k dispozícii historické mapy, z ktorých bol zrejmý rozsah pôvodne zaplavovaného územia v období pred realizáciou úpravných prác na Morave. Rozsah DMT približne zodpovedá rozsahu pôvodne zaplavovaného územia. Digitálny model terénu bol odvodený fotogrametrickým mapovaním z leteckého snímkovania (firma GEODIS Slovakia, s.r.o.) v mierke 1:8000, ktoré bolo realizované v marci 2004. Polohová aj výšková presnosť DMT je 0,25 m. Topografia bola schematizovaná v sieti so vzdialenosťou uzlových bodov 5-50 m, podľa typu terénu. Detailnú ukážku DMT v okolí Záhorskej Vsi uvádzame na obrázku 9.

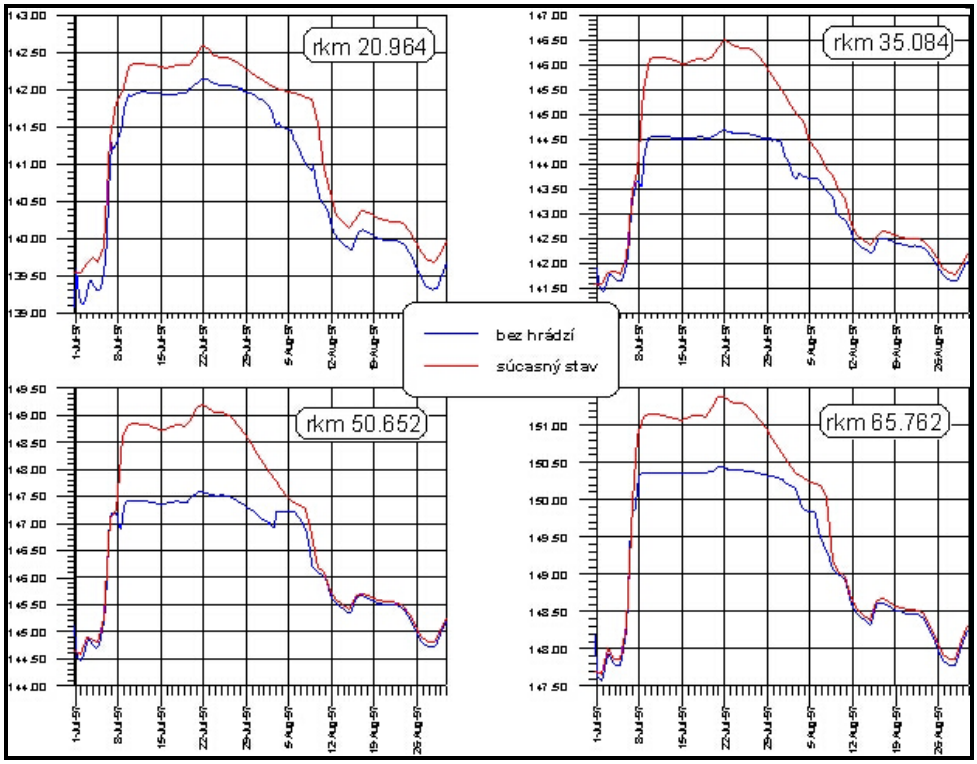
Zaujímalo nás, aká by bola situácia pri povodniach za predpokladu, že by neboli vybudované ochranné hrádze pozdĺž koryta Moravy. Doplnkové priečne profily územia za ochrannými hrádzami boli odvodené z DMT pomocou nástrojov ArcView. Základný hydrodynamický model bol rozšírený o vetvy schematizujúce prúdenie v území za hrádzami. Hladiny vypočítané 1D modelom boli následne

premietnuté do DMT pomocou nástroja MIKE View Flood Mapping, ktorý umožňuje tvorbu máp rozsahu záplavy z výsledkov hydrodynamického modelu.



Obr.9: Detail rozmiestnenia bodov digitálneho modelu terénu v okolí Záhorskej Vsi

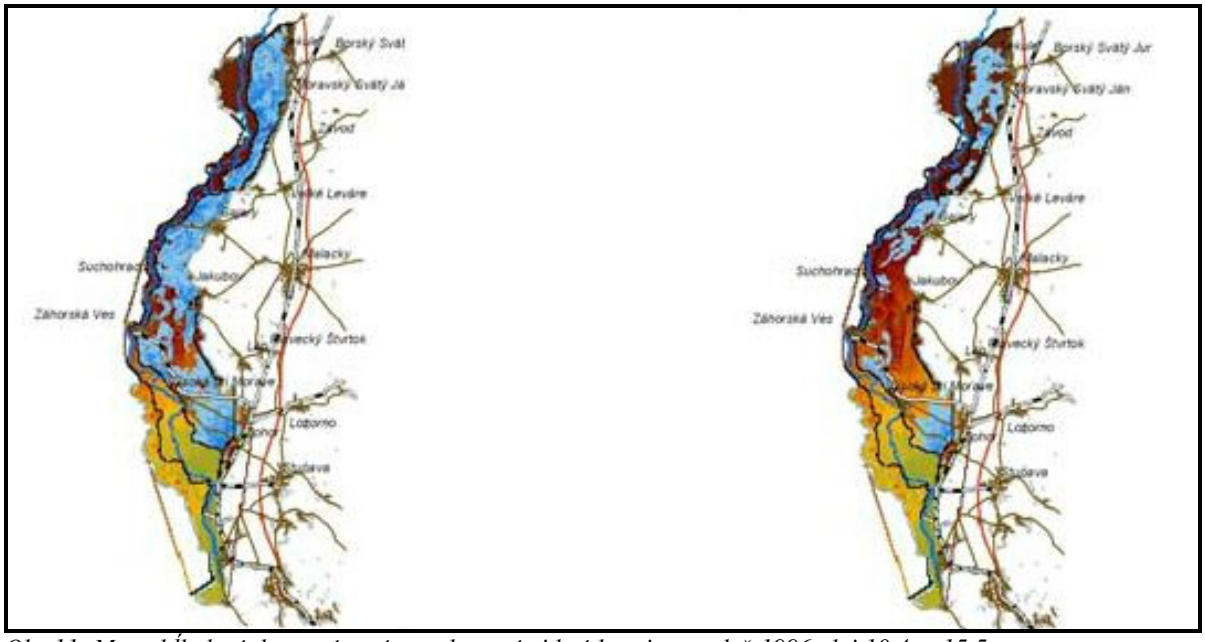
Fig.9: Detail of the digital terrain model network in the surrounding of the Zahorska Ves village



Obr.10: Porovnanie hladinového režimu pre pôvodne zaplavované územie bez hrádzí so súčasným stavom

Fig.10: Comparison of the original flooded area (without dykes) water level regime with the present state

Rozšíreným modelom sme simulovali vybrané hydrologické situácie – povodňové vlny z rokov 1996 a 1997. Na obrázku 10 je porovnanie simulovanej hladiny za súčasného stavu a pre pôvodne zaplavované územie (bez hrádzí) pre povodeň 1997 vo vybraných priečnych profiloch. Vzhľadom na to, že šírka zaplaveného územia je podstatne väčšia ako za súčasného stavu, hladina je nižšia. Rozdiely pri kulminácii sa pohybujú v intervale 0,5-1,9 m v zobrazených profiloch. Z výsledkov rozšíreného modelu možno okrem hladinového režimu odvodiť deľbu prietoku a rýchlosti prúdenia vody v modelovej oblasti. Modul Flood Mapping umožňuje dynamické zobrazenie rozsahu záplavy, hladiny a hĺbky vody v zaplavenom území na topografickom podklade (DMT, skenované a georeferencované mapy, ortofotomapy, ...). Na ilustráciu grafických možností tohto simulačného nástroja uvádzame na obrázku 11 mapy hĺbok vody v celom modelovanom území za súčasnými ochrannými hrádzami pre povodňovú vlnu z roku 1996. Kulminačný stav dňa 10.4. je v ľavej časti obrázku, stav 15.5. po prechode povodňovej vlny v pravej časti. Detailnejší pohľad na kulminačný stav (10.4.1996) je znázornený na obrázku 12.

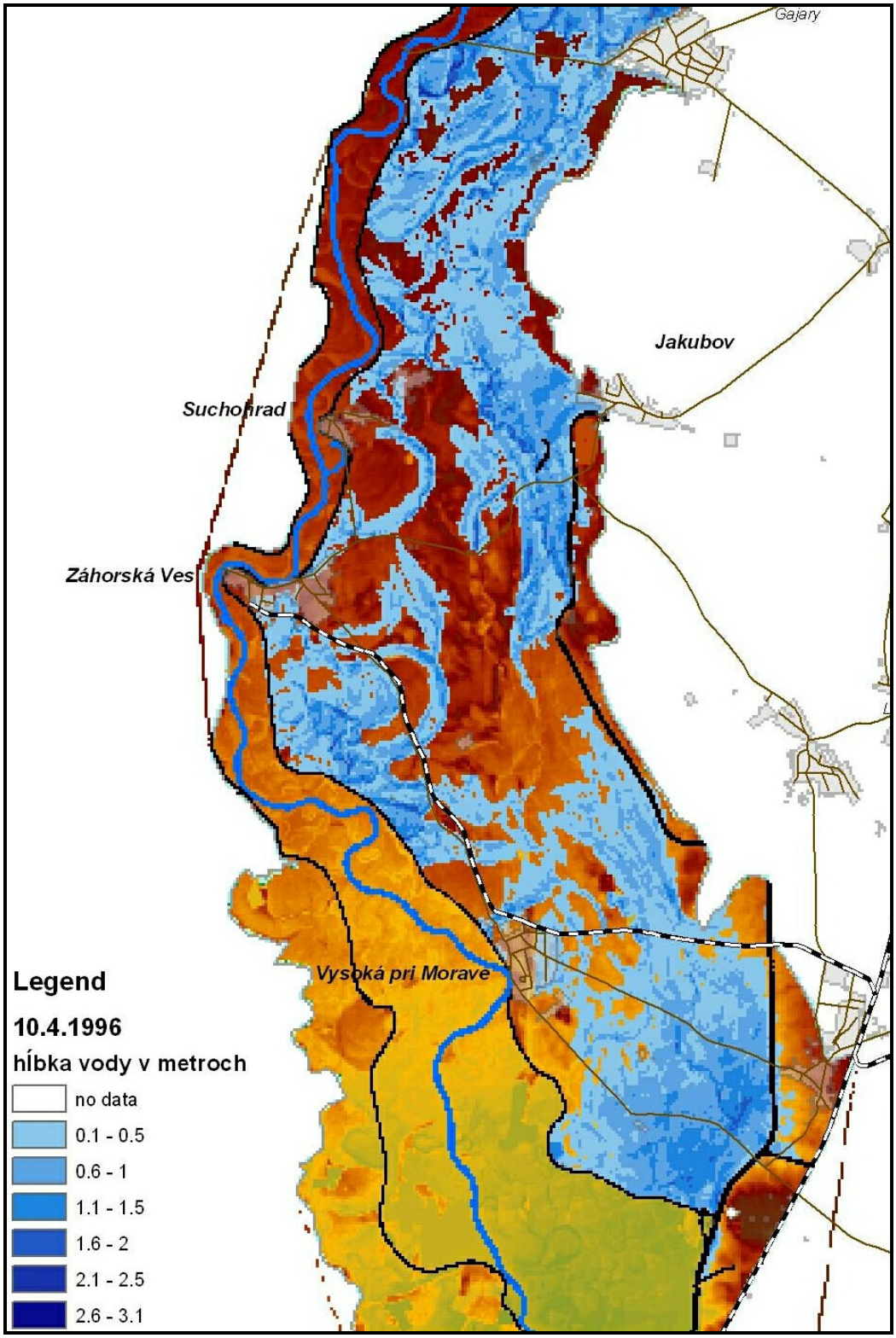


Obr.11: Mapy hĺbok záplavy v území za ochrannými hrádzami, povodeň 1996, dni 10.4. a 15.5.

Fig.11: Water depth maps in the flooded area behind the dykes, flood 1996, 10th April and 15th May

Mapy hĺbok záplavy sme zostrojili aj pre potreby riešiteľov biotickej časti projektu. Jednalo sa o mapy hĺbky záplavy v slovenskom medzihrádzovom priestore Moravy v období 1996-1998, v časových intervaloch keď voda prúdila v inundácii. Z máp bola odvodená doba trvania záplavy v jednotlivých segmentoch (polygónoch) inundácie, pre ktoré boli k dispozícii výsledky monitoringu biotopov. Analógiou bol potom prognózovaný možný vývoj biotopov v revitalizovaných a občasne zaplavovaných (poldre) oblastiach.

Poslednou, ale významom asi najdôležitejšou oblasťou využitia nástroja Flood Mapping v rámci riešenia projektu bola tvorba záplavových máp pre scenáre možných prietrží ochranných hrádzí. Uvažovali sme niekoľko lokalít a rôzne parametre prietrží (šírka prietrže, časový vývoj, hydrologická situácia) a sledovali sme dynamiku šírenia sa záplavy v území za ochrannými hrádzami. V čase uzávierky príspevkov ešte neboli konečné výsledky k dispozícii, ich prínos pre ochranu obyvateľstva pred následkami záplav je však nesporný.



Obr.12: Detail záplavovej mapy pre kulmináciu povodne z roku 1996, 10.4., územie za ochrannou hrádzou

Fig.12: Detail of the flooding map, peak of the 1996 flood, 10th April, area behind the dyke

ZÁVER

V rámci projektu „Ochrana revitalizáciou: Stratégia a manažment riečneho systému dolnej Moravy“, ktorý sa rieši na VÚVH a bude ukončený v roku 2005, boli vo veľkom rozsahu aplikované hydrodynamické numerické modely, simulujúce hydraulické podmienky pri prúdení povrchových vôd na spoločnom, takmer 70 km dlhom slovensko-rakúskom úseku dolnej Moravy. Cieľom ich aplikácie bolo zhodnotiť súčasný stav povodňovej ochrany, posúdiť účinnosť uvažovaných alternatívnych protipovodňových opatrení, pokúsiť sa o rekonštrukciu hydraulických podmienok v pôvodne zaplavovanom území a poskytnúť podklady pre rozhodovací proces v krízových situáciách (extrémne povodne, prietrže ochranných hrádzí). Výsledky projektu preukázali vhodnosť použitých metodických postupov a softvérových prostriedkov na riešenie daného typu úloh.

Táto práca bola podporovaná Agentúrou na podporu vedy a techniky prostredníctvom finančnej podpory č. APVT-27-018102.

Autori

Ing. Miroslav Lukáč, Výskumný ústav vodného hospodárstva, nábr. arm. gen. L. Svobodu 5, 812 49 Bratislava, lukac@vuvh.sk

Ing. Katarína Holubová, PhD., Výskumný ústav vodného hospodárstva, nábr. arm. gen. L. Svobodu 5, 812 49 Bratislava, holubova@vuvh.sk

Mgr. Katarína Mravcová, Výskumný ústav vodného hospodárstva, nábr. arm. gen. L. Svobodu 5, 812 49 Bratislava, badurova@vuvh.sk

OPERATIVNÍ ŘÍZENÍ ODTOKU VODY Z POVODÍ ZA POVODŇOVÝCH SITUACÍ

Miloš Starý, Petr Doležal, Helena Králová

V příspěvku jsou uvedeny dílčí výsledky aplikace řídícího algoritmu, založeného na adaptivním principu řízení odtoku vody z povodí, za průchodu povodně. Řídící algoritmus je založen na kombinaci nelineární optimalizace (určení řídícího průtoku) a fuzzy-regulace (určení dílčích řízených odtoků vody z jednotlivých nádrží soustavy). Výpočet byl proveden pro Dyjsko-svrateckou soustavu nádrží pro nádrže Brno, Dalešice, Mohelno, Vranov a Znojmo. Testovanou povodňovou situací je povodeň ze srpna 2002. Minimalizovaným kriteriem optimalizace je součet čtverců odchylek ve vybraných profilech (pod všemi nádržemi a celkový kulminační přítok vody do soustavy Novomlýnských nádrží) nad zadanými hodnotami průtoků. Úloha je zprogramována v prostředí MATLAB.

Klíčová slova: operativní řízení, fuzzy-regulátor, optimalizace

Operativní řízení odtoku vody z povodí za povodňových situací. *The contribution deals with partial results of controlling algorithm application, based on adaptive principle of river basin runoff control during the flood passage. The controlling algorithm is based on combination of non-linear optimization (determination of controlling flow) and fuzzy – regulation (determination of partial controlled water runoff from single reservoirs of the system). The calculation was made for the Dyje – Svratka reservoirs system for Brno, Dalešice, Mohleno, Vranov and Zojmo reservopirs. The tested situation was flood in August 2002. Minimized optimization criterion is square deviation sum in selected profiles (under every reservoir and total culmination inflow into the Nové Mlýny reservoirs system) above given flow values. The task is programmed in MATLAB environment.*

Key words: operative control,fuzzy-regulator, optimization

ÚVOD

Provoz vodních nádrží se v současnosti řídí manipulačními řády, které zpravidla vzcházejí z předem daných návrhových povodňových vln. V reálném provozu se však průběhy povodní mohou značně lišit a mohou být i nepříznivější, než se předpokládá v manipulačním řádu. Řízení proto závisí hlavně na znalostech a zkušenostech dispečera, jeho intuici, spolehlivosti a předstihu předpovědi, spolupráci předpovědní služby s dispečinkem a dalších faktorech, které je třeba průběžně a souhrnně vyhodnocovat a podle toho rozhodovat. Tyto problémy se mohou vyskytovat jak u jednotlivých nádrží, tak u nádrží spolupracujících v rámci vodohospodářské soustavy. Operativním řízením odtoku z jedné nebo několika nadrží pomocí řídících algoritmů je možno zvýšit kvalitu řízení a dosáhnout podstatného snížení extrémních odtoků vody z povodí.

Kromě klasických optimalizačních přístupů ke konstrukci řídícího algoritmu se nabízí možnost využít některou z metod umělé inteligence (UI), které se v teorii řízení dynamických systémů dostávají do popředí pozornosti, např. fuzzy-regulátory. Vždy je však zásadním problémem stanovení průběhu řídicích veličin v návaznosti na měnícím se stavu řízeného systému a případných dalších vstupních veličinách. To platí zejména u povodí s nádržemi, které představují dynamické systémy pracující s výrazným zpožděním. Řídicí průtoky u jednotlivých nádrží je třeba v procesu řízení postupně měnit v závislosti na časově a prostorově se měnících srážkách nad povodím, průtocích vody v říční síti a plnění jednotlivých nádrží.

METODA

Nazývejme, pro zjednodušení výkladu v dalším textu, všechny vstupní veličiny, včetně průběhů srážek minulých, předpovídaných průběhů srážek budoucích a případných dalších informací nutných pro stanovení řídicích průtoků, prostorem vstupů řešení. U složitých vícerozměrných systémů, které představuje povodí s více nádržemi a značným počtem srážkoměrných stanic, je prostor reálných vstupů řešení značně rozsáhlý a často pro subjektivní zásahy do řešení nepřehledný. Proto se nabízí

možnost určovat řídicí veličiny (resp. přímo polohy uzávěrů - akční veličiny) klasickými optimalizačními algoritmy (při zvoleném kriteriu optimalizace, kterým mohou být např. hodnoty kulminačních průtoků ve vybraných profilech říční sítě, které následně minimalizujeme). Přitom řešené budoucí období, ve kterém analyzujeme stav systému, by nemělo být delší než délka předpovědi srážek ve srážkoměrných stanicích. Numerické experimenty prokázaly, že pokud tato relace neplatí, dojde k výraznému poklesu přesnosti řešení. Obdobný postup, ve kterém výsledkem optimalizace jsou přímo polohy regulačních uzávěrů na jednotlivých nádržích, je implementován od roku 1996 v programu HYDROG (Starý, 1991-2005).

Pro využití fuzzy-regulátoru, který byl z metod UI vybrán, byl zvolen postup, kdy relace mezi diskrétními body prostoru vstupů řešení a odpovídajícími řídicími veličinami (odtoky z nádrží) se neřeší předem (řídící plocha). Naopak, v každém rozhodovacím časovém bodě, ve kterém vznikne požadavek na změnu řídicí veličiny, se na základě aktuálního stavu systému a odhadu budoucích přítoků (předpovědi srážek) vypočítají hodnoty řídicích průtoků pomocí optimalizačního algoritmu. Zde je možno využít simulační model s optimalizovanou volbou parametrů, kterými jsou hledané řídící průtoky (transformátor). Součástí tohoto algoritmu je fuzzy-regulátor, který v závislosti na hodnotě řídícího průtoku v každém časovém kroku návazně určuje hodnoty veličiny řízené (řízeného odtoku) a všech dílčích odtoků vody z nádrže. Průběh akčního zásahu a řízených veličin se pak mění téměř spojitě (Starý, 2001).

Uvažujme pro jednoduchost, že budeme řídit tok vody říční sítí v dolní části rozsáhlého povodí s nádržemi. Neuvažujme srážky spadlé na mezipovodí a vliv změny podzemního odtoku. Řízený systém se pak skládá pouze z úseků toků a nádrží. Předpokládejme dále, že budoucí průběh přítoků do systému (okrajová podmínka řešení) v časovém úseku τ lze předpovědět srážkoodtokovým modelem, implementovaným na horní části povodí, tj. na zónu tvorby povodňových průtoků.

Aby bylo možno zkonstruovat řídící algoritmus, je nejprve třeba zvolit model, který umožní simulovat srážkoodtokový proces v uvažovaném schematizovaném mezipovodí. Pro konstrukci modelu byl použit postup aplikovaný již v programu HYDROG. Schematizace je provedena rozdělením na množinu úseků toků a nádrží. Z důvodu nezbytné rychlosti výpočtu je úloha proudění vody úseky toků a celou říční sítí řešena jako jednorozměrná. Na soutocích koryt toků je zachována pouze spojitost průtoků. Pro popis přenosových vlastností je použita kinematická vlnová aproximace (Stephenson, Meadows, 1986). Proudění vody úseky koryt toků je pak popsáno rovnicemi kontinuity např.podle Manninga.

Nádrže jsou v takto zjednodušeném systému jedinými nástroji, kterými je možno měnit průběh toku vody systémem. Jejich přenosové vlastnosti, které při daném plnění nádrže v čase t a přítoku vody do nádrže, jednoznačně určují okamžitou hodnotu odtoku vody z nádrže.

Pro numerické řešení rovnic popisujících tok vody říční sítí je použita jednokroková explicitní diferenční metoda. Pro numerické řešení rovnice popisující průtok vody nádrží je použita metoda Runge-Kutta 4. řádu (Starý, 1990). V říční síti se při spuštění operativního řízení předpokládá ustálené proudění.

Simulovat chování systému představuje řešit evoluční problém. Počátečními podmínkami řešení je průtok vody v říční síti a plnění nádrží v čase $t=0$. Okrajovou podmínkou je časový průběh přítoku vody do vstupních profilů systému.

Vlastní řešení problému je diskrétní simulací spojitého procesu. Procento otevření výpustí nádrže je v každém časovém kroku výpočtu Δt stanoveno pomocí fuzzy regulátoru. Časový průběh celkového a dílčích odtoků vody se tak mění podle aktuální hodnoty parametru - požadovaného řídícího odtoku vody z nádrže.

Je zřejmé, že odtok z nádrže v budoucím období τ závisí při daném časovém průběhu přítoku na počátečním naplnění nádrže, na hydraulických vlastnostech přelivu, na hydraulických vlastnostech spodních výpustí a na jejich otevření. Při uvedených podmínkách a při známé předpovědi přítoku vody do systému pak řízený odtok závisí pouze na poloze regulačních uzávěrů. Jejich polohy mohou být v budoucím období buď konstantní nebo se mohou v čase měnit. Příslušným nastavením uvedených poloh regulačních uzávěrů je tak možno každé nádrži a tím i celému systému (nádrže + říční síť) přiřadit požadované dynamické (přenosové) vlastnosti.

Systém považujme podle klasické teorie regulace za řízený systém regulačního obvodu se systémem řízení on-line. Přítok vody do systému považujme za poruchovou veličinu, požadovaný odtok z nádrží za veličiny řídicí, skutečné řízené odtoky z nádrží za veličiny řízené. Regulační uzávěry

na nádržích (přelivy, spodní výpusti apod.) považujme za akční prvky a jejich nastavitelné polohy pak za veličiny akční. Požadavek na jejich konkrétní nastavení je pak akčním zásahem. Cílem manipulací je co největší snížení kulminačních odtoků z nádrže, resp. snížení kulminačních odtoků v oddáleném profilu v toku pod nádrží. To vede k maximálnímu zploštění povodňové vlny. Kriteriem je součet čtverců odchylek kulminačních průtoků nad zadanými hodnotami průtoků ve vybraných řídících profilech říční sítě, které je minimalizováno.

Vlastní konstrukci řídícího algoritmu lze rozdělit na dvě dílčí úlohy. ***První úlohou*** je volba takového typu regulátoru, který bude schopen při zadaném požadovaném průběhu řídicí veličiny a spojitě se měnícím stavu nádrží v diskrétních časových krocích postupně určovat hodnoty změny veličiny akční (změna nastavení uzávěrů) při dostatečné stabilitě regulačního pochodu. Pro tento účel byla ověřena možnost užití fuzzy-regulace. Navržený fuzzy regulátor je typu PI (proporcionálně integrální). Popisující rovnice regulátoru je nahrazena pravidly obsaženými v bázi pravidel ve tvaru:

$$\textbf{if } e=\langle\text{hodnota}\rangle \textbf{ and } \Delta e=\langle\text{hodnota}\rangle \textbf{ then } \Delta u=\langle\text{hodnota}\rangle, \qquad (1)$$

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. V regulátoru je použit fuzzy inferenční systém Mamdani. Defuzzifikace je prováděna metodou středu plochy.

Druhou úlohou je nutnost určení požadované hodnoty řídicí veličiny $w(t)$ pro každou nádrž. Problém se pro budoucí (předpovídané) období τ řeší pomocí simulačního modelu s optimalizovanou volbou parametru. Parametry jsou hledané hodnoty řídicích odtoků u každé nádrže, které jsou pro jednoduchost považovány v řešeném budoucím období τ za konstantní. Pro nalezení optimální hodnoty parametrů byla zvolena jednoduchá mřížková (grid) metoda z oblasti nelineárního programování. Jako kriterium optimalizace byla použita hodnota kulminačního odtoku z nádrže, resp. ve vybraném profilu na toku pod nádrží, která byla minimalizována.

Proces operativního řízení provozu systému za průchodu povodně vychází z požadavku na adaptaci dynamických vlastností systému v závislosti na měnícím se stavu systému a postupně se měnících předpovědích přítoků vody do systému. Je možno jej chápat jako sekvenci rozhodovacích časových bodů, vzájemně posunutých o časový krok $\Delta\tau$, v nichž se opakovaně upřesňuje předpověď budoucího přítoku do systému na období τ. Měřením (výpočtem při simulaci řízení) se vždy stanoví okamžité naplnění nádrží, z předchozího výpočtu se převezme příslušný průběh průtoků v říční síti a následně se optimalizací určí hodnoty řídících průtoků pro jednotlivé nádrže platné pro následující časový krok $\Delta\tau$.

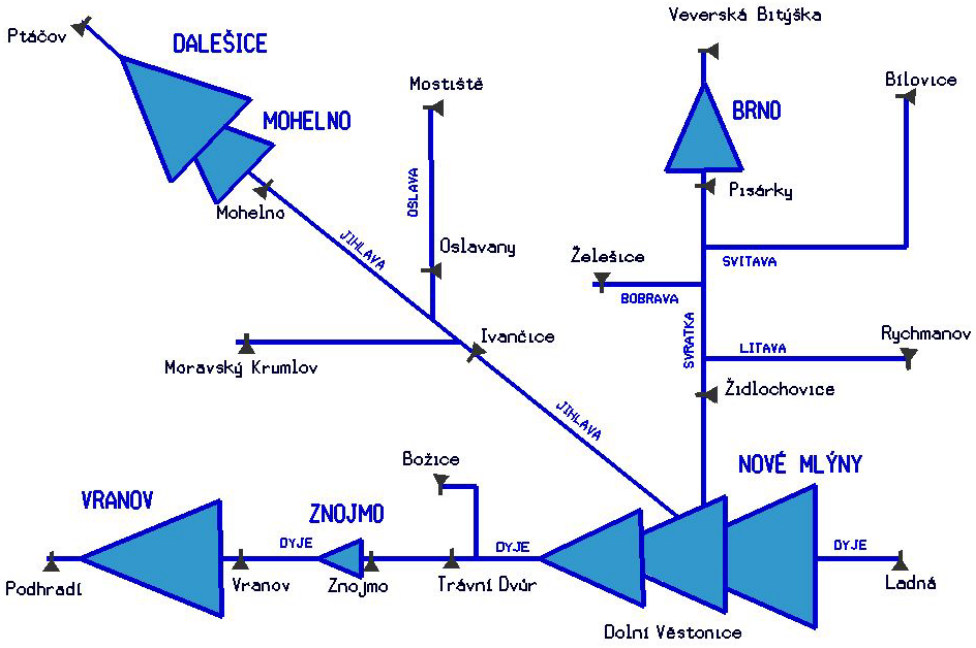
Popsaný řídící algoritmus byly zprogramován v prostředí MATLAB s využitím Fuzzy Logic Toolboxu pod názvem RIZS1. Program umožňuje simulovat operativní řízení odtoku v historickém období (předpovězené přítoky jsou nahrazeny skutečně naměřenými průběhy přítoků vody do systému). Tato verze umožňuje analyzovat vliv délky předpovědí přítoku vody do nádrže na dosažené efekty řízení apod. Vzhledem k tomu, že předpovědi přítoku vody do nádrže v reálném provozu nejsou přesné, je zřejmé určité nadhodnocení dosažených efektů

APLIKACE

Program RIZS1 je v současnosti testován při simulacích operativního řízení průtoků vody v dolní části povodí řeky Dyje. Na obr.1 je uvedena schematizace řešené soustavy. Systém je rozdělen na 44 úseků toků Svratka, Svitava, Litava, Jihlava, Oslava, Rokytná, Dyje a Jevišovka. Systém obsahuje celkem devět přítoků. Je řízen odtok z nádrží Vranov, Znojmo, Dalešice, Mohelno a Brno. Řídícími profily jsou profily těsně pod těmito nádržemi a fiktivní profil, ve kterém jsou sečteny okamžité přítoky do nádrží Nové Mlýny. Řešení je provedeno pro délku předpovědí přítoků vody do systému τ = 72 h. Pro testování byl zvolen časový interval mezi rozhodovacími časovými body $\Delta\tau$ = 12 h (opakovaný výpočet řídících veličin - adaptace).

Ukázka dosažených výsledků simulace operativního řízení za povodňové situace ze srpna roku 2002 je uvedena na obr.2 až obr.4. Na obr.2 jsou zobrazeny celkové přítoky do nádrží Nové Mlýny. Červená čára udává naměřené skutečně dosažené hodnoty, kdy řízení bylo provedeno Povodím Moravy s.p., modrá čára zobrazuje výsledky, kterých bylo možno dosáhnout aplikací popsaného řídícího algoritmu.

Na obr.3 jsou pro přehlednost zobrazeny výsledky aplikace operativního řízení na nádrž Vranov. Jedná se o odtoky spodními výpustmi (sytě červená čára), odtok přes přeliv (šedá čára) a polohy hladiny v průběhu řízení odtoku (černá čára). Na obr. 4 je pak zobrazen celkový odtok z nádrže Vranov (slabě červená čára) a polohy hladiny v nádrži Vranov (černá čára).



Obr.1 Schéma systému

Fig.1 Scheme of the system

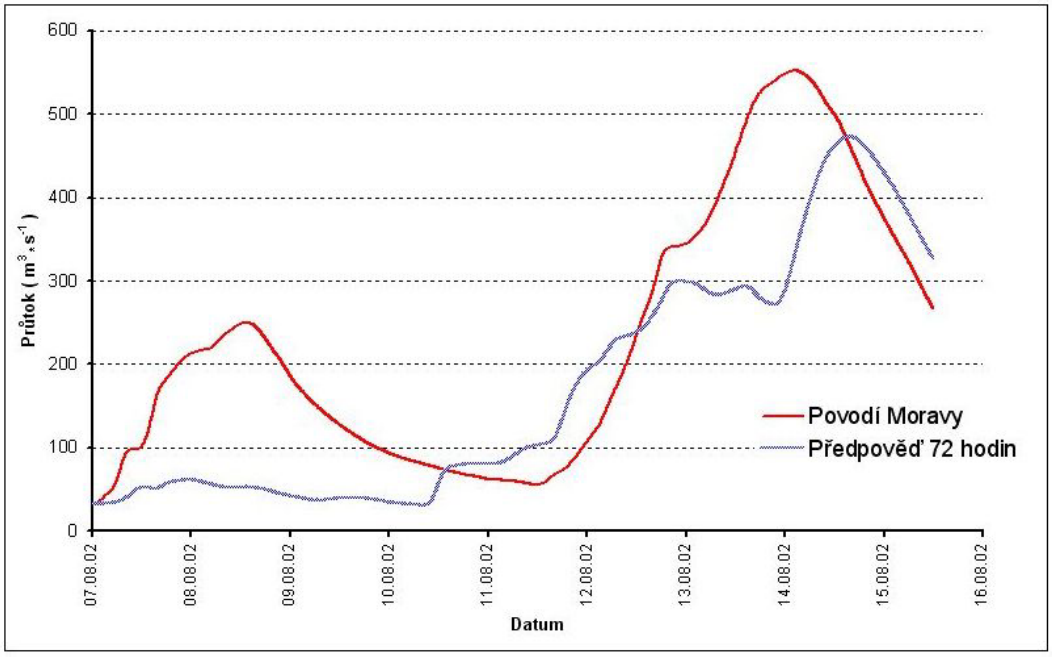
ZÁVĚR

Testovaná úloha prokázala pozitivní vliv operativního řízení na snížení kulminačních přítoků do nádrží Nové Mlýny. Z obr.3 je patrná snaha o předpouštění nádrží. Třídenní předpověď přítoků je však krátká, dochází k předčasnému naplnění retenčních prostorů ovladatelných a k následné transformaci zbývajících částí povodňových vln na přítocích do nádrží pomocí retenčních prostorů neovladatelných. Je zřejmé, že prodloužení předpovědí přítoků vody do systému na pět dnů (např. dva dny ALADIN a tři dny Reading) přispěje k výraznému snížení celkových kulminačních přítoků do nádrží Nové Mlýny.

Zvolený časový interval mezi rozhodovacími časovými body $\Delta\tau = 12$ h (opakovaný výpočet řídících veličin) považujeme za dlouhý. Závisí na možnostech vydávání opakovaných upřesněných hodnot předpovězených přítoků do systému. Výsledky aplikace řídícího algoritmu na méně složitá povodí prokázaly, že zkrácení tohoto intervalu má jednoznačně pozitivní vliv na dosažené efekty. Je proto možno očekávat, že zkrácení intervalu povede k lepšímu vyhlazení řízeného odtoku vody z nádrží, než je patrné z obr.3 a 4. Při použití reálných předpovědí přítoku vody do systému pak považujeme zkrácení tohoto intervalu za nezbytné.

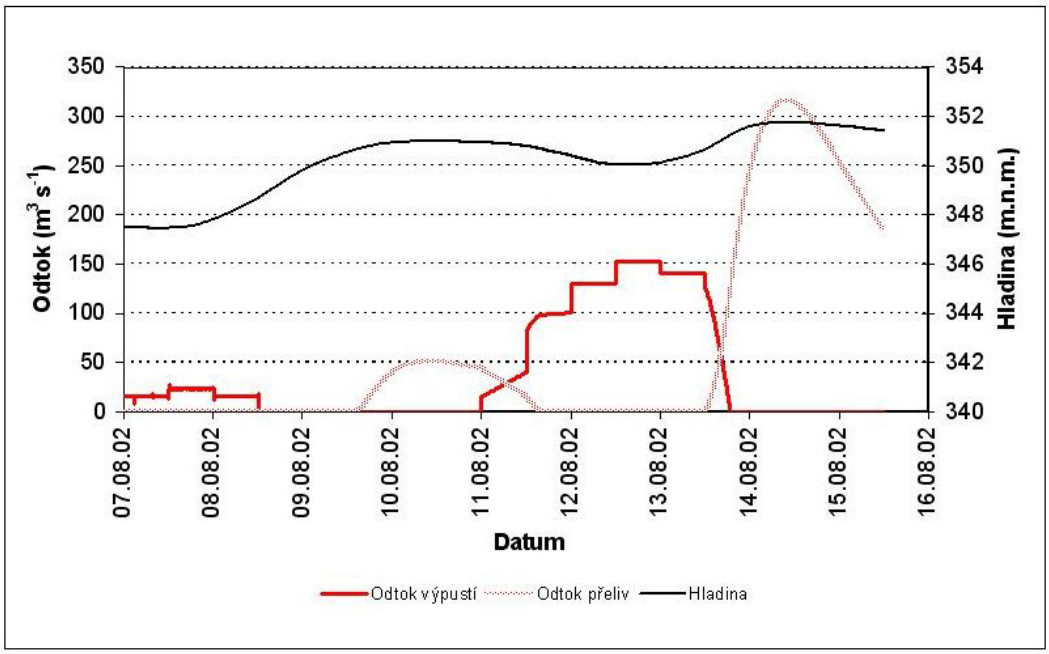
Dosažené výsledky jsou pouze prvním přiblížením v řešení dané problematiky. V současnosti je testován vliv prodloužení délky předpovědí na pět dnů. Prostředí MATLAB je z hlediska užití velice komfortní. Umožňuje do řídících algoritmů snadno implementovat metody umělé inteligence

(fuzzy-regulátory, neuro-regulátory). Sestavené programy jsou však pro vlastní užití pro operativní řízení v reálném čase pomalé. Využít je lze při řízení takto složitých systémů pouze na stupni spřaženosti s řízeným procesem off-line. Nebo je nutno mít k dispozici velmi výkonnou výpočetní techniku, výrazně přesahující možnosti běžného PC. Jiným řešením je, po ověření algoritmů, jejich přepis do jiného vývojového prostředí, resp. programovacího jazyka (např. Fortran, C++).



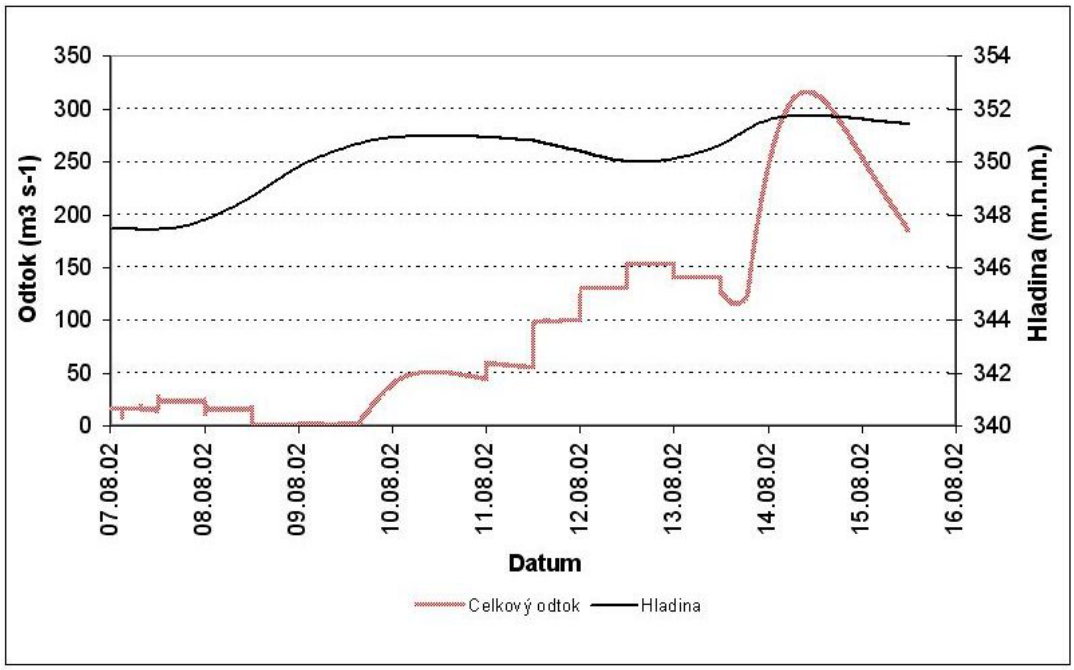
Obr.2 Řízený celkový přítok do nádrží Nové Mlýny

Fig.2 Total controlled inflow into the Nové Mlýny reservoirs



Obr.3 Průběhy dílčích řízených odtoků vody a polohy hladiny (nádrž Vranov)

Fig.3 Courses of the partial controlled outflows and water level position (Vranov reservoir)



Obr.4 Průběhy celkového řízeného odtoku vody a polohy hladiny (nádrž Vranov)

Fig.4 Courses of the total controlled outflow and water level position (Vranov reservoir)

Příspěvek byl zpracován v rámci řešení projektu GAČR: 103/04/0352.
Částečně byly využity výsledky získané za finančního přispění MŠMT, projekt 1M6840770001, v rámci činnosti výzkumného centra CIDEAS.

Literatura

MATLAB, The Language of Technical Computing, The MathWorks, 1984-2005.

Starý, M.: HYDROG. Software pro simulaci a operativní řízení odtoku vody z povodí. Brno, 1991 - 2005.

Starý, M.: Operativní řízení odtoku vody z nádrže za průchodu povodně, MATLAB 2001, Praha, 2001, 6s.

Stephenson, D.- Meadows, M.E., 1986, Kinematic Hydrology and Modeling. Elsevier, Amsterdam – Oxford –New York – Tokyo, 287 p.

Autoři

Miloš Starý, Petr Doležal, Helena Králová, Žižkova 17, 602 00 Brno, stary.m@fce.vutbr.cz