

**Štúdia realizovateľnosti:
Rehabilitácia szigetközského úseku Dunaja**

(preklad: Konzultačná skupina PODZEMNÁ VODA spol. s r.o.)

Pripravená

maďarskou časťou Pracovnej skupiny pre prípravu spoločného maďarsko-slovenského strategického environmentálneho posudzovania, založenou Vládnymi delegáciami pre Projekt Gabčíkovo - Nagymaros

Riadená

**maďarskou časťou maďarsko-slovenského spoločného Riadiaceho výboru pre SEA
(István Ijjas, Klaus Kern a György Kovács)**

**február 2010
Budapešť**

S PRISPENÍM

Johanna Ficsor, odborníčka na modelovanie povrchovej vody
Severozadunajské riaditeľstvo pre ochranu životného prostredia a vodné hospodárstvo
H-9021 Győr, Árpád út 28-32.

Attila Gergely, botanik
Katedra ochrany a rekultivácie krajiny, Univerzita Svätého Štefana
H-1118 Budapešť, Villányi út. 35-43

Gábor Guti, ekológ, odborník na ryby a rybolov
Výskumný ústav Dunaja Maďarskej akadémie vied
H-2131 Göd, Jávorka S.u.14.

András Gubányi, zoológ,
Maďarské prírodno-historické múzeum, Oddelenie výskumu a muzeológie
(Maďarské prírodovedné múzeum – pozn. prekl.)
1088 Budapešť, Baross utca 13.

István Hahn, botanik
Katedra taxonómie rastlín, Univerzita Eötvösa Loránta
H-1117 Budapešť, Pázmány sétány 1/C.

István Ijjas, odborník na vodné hospodárstvo
Katedra vodného staviteľstva a vodného hospodárstva
Technická a ekonomická Univerzita Budapešť
H-1111 Budapešť, Műegyetem rkp.3.

Martin Jaeggi, expert na riečnu morfológiu
Jaeggi riečne staviteľstvo a morfológia
Bergholzweg 22, 8123 Ebmatingen, Švajčiarsko

Emil Janák, odborník na vodné hospodárstvo
Severozadunajské riaditeľstvo pre ochranu životného prostredia a vodné hospodárstvo
H-9021 Győr, Árpád út 28-32.

János Józsa, hydrológ
Katedra vodného staviteľstva a vodného hospodárstva
Technická a ekonomická Univerzita Budapešť-1111 Budapešť, Műegyetem rkp.3.

Klaus Kern, vodný inžinier, odborník na obnovu rieky
River Consult, Am Rennbuckel 17, 76185 Karlsruhe, Nemecko

György Kovács, ekológ,
Ministerstvo životného prostredia a vody, Maďarská republika
H-1011 Budapešť, Fő utca 44-50

Tibor Kovács, zoológ
Mátranské Múzeum
H-3200 Gyöngyös, Kossuth Lajos u. 40

Tamás Krámer, odborník na modelovanie povrchovej vody
Katedra vodného staviteľstva a vodného hospodárstva
Technická a ekonomická Univerzita Budapešť
H-1111 Budapešť, Műegyetem rkp.3.

Boldizsár Nagy, odborník na medzinárodné právo
Fakulta práva a politických vied, Univerzita Eötvösa Loránta
H-1053 Budapešť, Egyetem tér 1-3.

Beata Papp, botanika
Maďarské prírodno-historické múzeum, Oddelenie výskumu a muzeológie
(Maďarské prírodovedné múzeum – pozn. prekl.)
H-1088, Budapešť, Baross u. 13

László Rákóczi, odborník na riečnu morfológiu
VITUKI kht.
H-1095 Budapešť, Kvassay Jenő út 1.

László Ronkay, zoológ
Maďarské prírodno-historické múzeum, Oddelenie výskumu a muzeológie
(Maďarské prírodovedné múzeum – pozn. prekl.)
H-1088, Budapešť, Baross u.13

Péter Scharek, geológ
Maďarský geologický ústav
H-1143 Budapešť, Stefánia út 14

Friedrich Schiemer, ekológ, odborník na obnovu veľkých riek
Katedra ekológie sladkých vôd, Viedenská univerzita,
Althanstrasse 14, A- 1090 Viedeň, Rakúsko

Gabriella Simon Mohácsiné, odborníčka na modelovanie podzemných vôd
Severozadunajské riaditeľstvo pre ochranu životného prostredia a vodné hospodárstvo
H-9021 Győr, Árpád út 28-32.

Ulrich Schwarz, geograf, odborník na analýzu historickej krajiny
FLUVIUS, Ekológia inundácie a manažment povodia
Hetzgasse 22/7 A-1030 Viedeň, Rakúsko

István Varsányi, vývojový inžinier, špecialista na počítačovú vedu
V+V System, H-1114 Budapešť, Bocskai út 13.

Richárd Wohlfart, výskumný a vývojový inžinier
Katedra aplikovanej mechaniky, Technická a ekonomická Univerzita Budapešť
H-1111 Budapešť, Műegyetem rkp. 5

OBSAH

1.	ÚVOD.....	8
2.	ZHODNOTENIE PRÍRODNÉHO SYSTÉMU	13
2.1.	HYDROLOGICKÁ A HYDROMORFOLOGICKÁ DYNAMIKA	13
2.1.1.	HYDROLOGICKÝ REŽIM.....	13
2.1.2.	REŽIM PODZEMNÝCH VÔD.....	19
2.1.3.	HYDROMORFOLOGICKÉ PROCESY	22
2.2.	KRAJINNÁ ŠTRUKTÚRA VYPLÝVAJÚCA Z URČUJÚCICH PRÍRODNÝCH PROCESOV	25
2.2.1.	URČUJÚCE PRÍRODNÉ PROCESY.....	25
2.2.1.1.	POZDÍŽNE RIADIACE PROCESY	26
2.2.1.2.	BOČNÉ RIADIACE PROCESY	26
2.2.1.3.	VERTIKÁLNE RIADIACE PROCESY.....	28
2.2.1.4.	ČASOVÁ DYNAMIKA.....	28
2.2.1.5.	DISTURBANCIE	30
2.2.2.	CHARAKTER BIOTOPU	31
2.3.	BIOTA, BIODIVERZITA, EKOLOGICKÉ PROCESY POUKAZUJÚCE NA KVALITU VODY	43
3.	HISTÓRIA RIEČNEJ REGULÁCIE A VYUŽÍVANIE KRAJINY V ÚZEMÍ	46
3.1.	HISTÓRIA PRÁC RIEČNEJ REGULÁCIE	46
3.2.	HISTÓRIA VYUŽÍVANIA KRAJINY	50
3.2.1.	POĽNOHOSPODÁRSTVO	50
3.2.2.	LESNÉ HOSPODÁRSTVO	51
4.	POSÚDENIE NEVRATNÝCH ZMIEN A OBMEDZENÍ, ANALÝZA TLAKOV A VPLYVOV.....	53
4.1.	HYDROLOGICKÁ A HYDROMORFOLOGICKÁ DYNAMIKA.....	53
4.1.1.	VPLYVY LESNÉHO HOSPODÁRSTVA	53
4.1.2.	ZMENA PODNEBIA	53
4.1.3.	VPLYVY RIEČNEHO STAVITEĽSTVA.....	54
4.1.4.	VPLYVY SÉRIE PRIEHRAD NA HORNOM ÚSEKU	54
4.1.5.	VPLYVY BAGROVANIA	55
4.2.	KRAJINNÁ ŠTRUKTÚRA.....	56
4.2.1.	VPLYVY RIEČNEHO STAVITEĽSTVA.....	56
4.2.2.	VPLYVY VYUŽÍVANIA KRAJINY.....	56
4.2.3.	VPLYVY ZNEČISTENIA A RASTLINNÝCH ŽIVÍN NA KVALITU VODY	56
4.3.	FLÓRA A FAUNA, BIODIVERZITA.....	57
4.3.1.	ZMENA PODNEBIA	57
4.3.2.	VPLYVY HYDROLOGICKÝCH ZMIEN	58
4.3.3.	VPLYVY ZMIEN BIOTOPU.....	58
4.3.4.	VPLYVY PLAVBY	60

4.3.5.	VPLYVY ZNEČISTENIA A EUTROFIZÁCIE	60
4.3.6.	VPLYVY RYBOLOVU A REKREÁCIE.....	61
4.4.	ANALÝZA TLAKOV A VPLYVOV	62
4.4.1.	NEDOSTATKY VODNÉHO REŽIMU V DÔSLEDKU JEDNOSTRANNÉHO ODKLONENIA ..	62
4.4.2.	DEFICIT POZDÍŽNEJ PREPOJENOSTI, ZMENY V TRANSPORTE SEDIMENTOV	63
4.4.3.	DEFICIT BOČNEJ PREPOJENOSTI.....	64
4.4.4.	ZDROJE PODZEMNEJ VODY V OHROZENÍ	64
4.4.5.	ZNEČISTENIE	64
4.4.6.	OTÁZKY EKOLÓGIE A BIODIVERZITY	65
4.4.7.	ZMENA PODNEBIA	65
4.4.8.	ZVYŠOVANIE POVODŇOVEJ HLADINY	65
4.4.9.	PLAVBA, TURISTIKA, REKREÁCIA	65
4.4.10.	VYUŽÍVANIE KRAJINY	66
4.4.11.	VPLYVY BUDÚCICH INFRAŠTRUKTÚRNYCH PROJEKTOV.....	66
5.	POSÚDENIE NEDOSTATKOV SÚČASNEJ SITUÁCIE	67
5.1.	HYDROLOGICKÁ A HYDROMORFOLOGICKÁ DYNAMIKA	67
5.1.1.	REŽIM SEDIMENTOV	67
5.1.2.	PRIETOKOVÝ REŽIM	72
5.1.3.	REŽIM PODZEMNÝCH VÔD.....	76
5.1.4.	ZDROJE PITNEJ VODY.....	80
5.2.	KRAJINNÁ ŠTRUKTÚRA.....	81
5.2.1.	CELKOVÝ VÝVOJ BIOTOPU V ČASE.....	81
5.2.2.	FRAGMENTÁCIA BIOTOPU	87
5.2.3.	ZHORŠOVANIE BIOTOPOV	88
5.3.	FLÓRA A FAUNA, BIODIVERZITA.....	90
5.3.1.	DLHODOBÁ ZMENA RYBEJ FAUNY.....	90
5.3.2.	DÔSLEDKY FRAGMENTÁCIE BIOTOPU	92
5.3.3.	DÔSLEDKY ZHORŠOVANIA BIOTOPU	94
6.	PRÁVNE ZÁVÄZKY A ZÁUJMY DOTKNUTÝCH SUBJEKTOV, KTORÉ MAJÚ BYŤ ZVAŽOVANÉ.....	97
6.1.	PRÁVNE ZÁVÄZKY	97
6.1.1.	ROZSUDOK	97
6.1.2.	MEDZINÁRODNÉ PRÁVO	98
6.1.2.1.	OCHRANA ŽIVOTNÉHO PROSTREDIA	98
6.1.2.2.	PLAVBA	99
6.1.2.3.	DVOJSTRANNÁ SPOLUPRÁCA	100
6.1.3.	EURÓPSKE PRÁVO	101
6.1.3.1.	RÁMCOVÁ SMERNICA O VODE.....	101
6.1.3.2.	REŽIM SPOLOČENSTVA PRI OCHRANE PRÍRODY	102
6.1.4.	MEDZINÁRODNÉ PRÁVO AKO EURÓPSKE PRÁVO	103
6.2.	ZÁUJMY DOTKNUTÝCH SUBJEKTOV	103
7.	VYTÝČENIE ENVIRONMENTÁLNYCH CIEĽOV.....	104
7.1.	ÚVODNÉ POZNÁMKY.....	104
7.2.	HYDROLOGICKÁ A HYDROMORFOLOGICKÁ DYNAMIKA	105
7.2.1.	PRIETOKOVÝ REŽIM A SEZÓNNA DYNAMIKA	107
7.2.2.	KOLÍSANIA PRIETOKOV A VODNÝCH HLADÍN V SPRÁVNOM OBDOBÍ.....	108
7.2.3.	TRANSPORT SPLAVENÍN	108
7.2.4.	VÝVOJ KORYTA	109

7.2.5.	BOČNÁ, VERTIKÁLNA A POZDĹŽNA PREPOJENOSŤ.....	109
7.2.6.	REŽIM PODZEMNEJ VODY	109
7.3.	KRAJINNÁ ŠTRUKTÚRA	110
7.3.1.	VODNÉ BIOTOPY	112
7.3.2.	PRECHODNÁ ZÓNA	114
7.3.3.	TERESTRICKÉ BIOTOPY.....	114
7.4.	BIOTA A BIODIVERZITA	115
8.	SKÚMANIE REHABILITAČNÝCH OPATRENÍ	119
8.1.	TECHNICKÝ POPIS REHABILITAČNÝCH OPATRENÍ (“VARIANTY”)	119
8.2.	METÓDY HYDROMORFOLOGICKÉHO MODELOVANIA A PRIEBEH SIMULÁCIÍ.....	131
8.2.1.	JEDNORozMERNÉ MODELOVANIE S MIKE 11	131
8.2.2.	DVOJROZMERNÉ MODELOVANIE S MIKE 21 FM	133
8.2.3.	MORFOLOGICKÉ MODELOVANIE S MIKE 11	138
8.2.4.	MODELOVANIE PODZEMNÝCH VÔD S MODFLOWom	141
8.2.5.	PRIEBEHY SIMULÁCIÍ.....	143
8.3.	VÝSLEDKY HYDROMORFOLOGICKÉHO MODELOVANIA.....	145
8.3.1.	DYNAMIKA HLADINY POVRCHOVEJ VODY	145
8.3.2.	RÝCHLOSTI PRÚDENIA.....	161
8.3.3.	DYNAMIKA HLADINY PODZEMNEJ VODY	162
8.3.4.	MORFODYNAMIKA	166
8.4.	PRIETOKOVÝ REŽIM.....	184
8.5.	ÚČINKY RÔZNYCH VARIANTOV OBNOVY NA BIOTU	189
8.5.1.	KVANTITATÍVNE HODNOTENIE VODNÝCH BIOTOPOV	189
8.5.2.	KVALITATÍVNE HODNOTENIE BIOTOPOV RÝB.....	194
8.5.3.	OBOŽIVELNÍKY	203
8.5.4.	VÝVOJ VEGETÁCIE V TERESTRICKÝCH ZÓNACH	203
9.	PREDBEŽNÉ HODNOTENIE REHABILITAČNÝCH OPATRENÍ	225
9.1.	ÚVODNÉ POZNÁMKY.....	225
9.2.	PREHĽAD VARIANTOV A ÚDAJOVEJ BÁZY PRE HODNOTENIE	226
9.3.	METÓDA HODNOTENIA	227
9.4.	HODNOTENIE PODMIENOK BIOTOPU	228
9.4.1.	DYNAMIKA HLADINY POVRCHOVEJ VODY A PREPOJENOSŤ	228
9.4.2.	RÝCHLOSTI PRÚDENIA.....	235
9.4.3.	DYNAMIKA HLADINY PODZEMNEJ VODY	240
9.4.4.	MORFODYNAMIKA	245
9.4.5.	VÝVOJ VODNÉHO BIOTOPU.....	251
9.4.6.	VÝVOJ PRECHODNÝCH ZÓN A TERESTRICKÉHO BIOTOPU	254
9.4.7.	HODNOTENIE PRIETOKOVÉHO REŽIMU.....	256
9.5.	VPLYV NA POVODŇOVÚ BEZPEČNOSŤ	258
9.6.	INVESTIČNÉ A PREVÁDZKOVÉ NÁKLADY	261
9.7.	ZÁVERY A ODPORÚČANIA.....	261
9.7.1.	1. KONCEPCIA: SÚČASNÝ STAV + ZVÝŠENÝ PRIETOK	263
9.7.2.	2. KONCEPCIA: PREPOJENIE SÚSTAV ZVÝŠENÍM ÚROVNÍ KORYTA.....	265
9.7.3.	3. KONCEPCIA: PREPOJENIE SÚSTAV ZVÝŠENÍM VODNÝCH HLADÍN	266
9.7.4.	4. KONCEPCIA: VYTVORENIE SEKUNDÁRNEJ NÍZKEJ INUNDÁCIE BOČNOU ERÓZIOU	268
9.7.5.	ZÁVEREČNÉ POZNÁMKY.....	270
10.	REFERENCIE	271

11. PRÍLOHY	278
PRÍLOHA 1 - HODNOTENIE SÚČASNÉHO STAVU SZIGETKÖZSKEJ SÚSTAVY POUŽITÍM METÓDY RSV (G. GUTI)	278
PRÍLOHA 2 - POPIS MODELU BIOTOPU (ANDRÁS GUBÁNYI A RICHÁRD WOHLFART).....	280
PRÍLOHA 3 - STANOVENIE POROVNÁVACÍCH HODNÔT (BENCHMARKING) PRE SPOLOČENSTVÁ RÝB (G. GUTI)	300
PRÍLOHA 4 – STANOVENIE POROVNÁVACÍCH HODNÔT (BENCHMARKING) PRE VYBRANÉ SKUPINY MAKROZOOBENTOSU (PODENKY (<i>Ephemeroptera</i>), POŠVATKY (<i>Plecoptera</i>), VÁŽKY (<i>Odonata</i>)).....	310
PRÍLOHA 5 - SYSTÉM STANOVENIA POROVNÁVACÍCH HODNÔT (BENCHMARKING) PRE MOTÝLE (LÁSZLÓ RONKAY)	313
PRÍLOHA 6 - FAUNA OBOJŽIVELNÍKOV AKO BIOINDIKÁTOR PRE VODNÉ ÚTVARY TYPU PARA-AŽ PLESIOPOTAMÁL.....	321

1. Úvod

Vládne delegácie Maďarskej republiky a Slovenskej republiky sa v priebehu implementácie Rozsudku Medzinárodného súdneho dvora (MSD), vyneseneho 25. septembra 1997, týkajúceho sa prípadu projektu Gabčíkovo - Nagymaros, dohodli¹ na realizácii spoločného maďarsko-slovenského strategického environmentálneho hodnotenia (spoločná SEA). To sa robí za účelom hodnotenia technických riešení, ktoré vyvstali v súvislosti s implementáciou vyššie uvedeného Rozsudku MSD, keď Strany schválili návrhy maďarsko-slovenskej Spoločnej pracovnej skupiny pre prípravu spoločnej SEA². Strany sa tiež dohodli na procedurálnych pravidlách spoločnej SEA stanovením Štatútu Riadiaceho výboru pre spoločnú SEA³. Podľa Štatútu sú prípravy podkladových materiálov potrebných pre realizáciu posudzovania (podkladové dokumenty, návrhy, hodnotenia *ex ante* (predbežné hodnotenia – pozn. prekl.) a iné dokumenty) vypracovávané osobitne oboma Stranami so zapojením medzinárodných odborníkov a vymieňané v anglickom jazyku. Hlavnou úlohou spoločného Riadiaceho výboru je zosúladienie úsilia oboch Strán.

Strany sa dohodli, že spoločná SEA sa bude rozprestierať na úseku Dunaja medzi Bratislavou a Budapešťou. Obe Strany zdôraznili, že spoločná SEA musí byť vykonaná podľa európskeho práva, t.j. Rámцovej smernice o vode (RSV), Smernice o strategickom environmentálnom posudzovaní, Smerníc o ochrane biotopov a vtákov a iných relevantných predpisov.

Pôvodným zámerom Strán bolo dokončiť spoločnú SEA do decembra 2009, pred termínom pre Plán manažmentu povodia podľa RSV. V Štatúte Riadiaceho výboru sa Strany dohodli, že „Ak sa do 22. decembra 2009 nedosiahne konečné a presvedčivé schválenie spoločnej Environmentálnej správy Riadiacim výborom, proces spoločného strategického environmentálneho posudzovania sa preruší“. Avšak 15. decembra 2009 bol na žiadosť slovenskej strany termín predĺžený do 30. apríla 2010.

¹ Zápisnica z rokovania vládnych delegácií Maďarskej republiky a Slovenskej republiky, ktoré sa konalo 6. novembra 2007 v Bratislave.

² Zápisnica z rokovaní Pracovnej skupiny pre prípravu spoločného maďarsko-slovenského strategického environmentálneho posudzovania, ktoré sa konali 2. júla 2007 v Budapešti.

³ Štatút Riadiaceho výboru pre strategické environmentálne posudzovania schválený vládnymi delegáciami Slovenskej republiky a Maďarskej republiky pre rokovania o implementácii Rozsudku Medzinárodného súdneho dvora v prípade týkajúcom sa Projektu Gabčíkovo - Nagymaros. Príloha č. 2 Zápisnice z rokovaní konaných v Komárome 12. augusta 2008 medzi vládnymi delegáciami Maďarskej republiky a Slovenskej republiky o implementácii Rozsudku Medzinárodného súdneho dvora v Haagu v prípade týkajúcom sa Projektu Gabčíkovo - Nagymaros. (Je možné nájsť na www.bosnagymaros.hu).

Maďarská strana najprv definovala svoj prístup týkajúci sa spoločnej SEA v „Rámcovej správe“ („*Scoping Report*“), ktorá bola slovenskej strane odovzdaná 5. februára 2008⁴. Krátko potom maďarská strana začala vypracovávať i) Štúdiu realizovateľnosti o rehabilitačných opatreniach na szigetközskom úseku Dunaja a ii) Návrh environmentálnej správy SEA o zlepšení splavnosti vodnej cesty a environmentálnych podmienok na úseku Dunaja medzi Sapom a sútokom s Ipľom. Ďalší návrh environmentálnej správy SEA, týkajúci sa rozličných rehabilitačných opatrení v oblasti Szigetközu, je naplánovaný uskutočniť po vytvorení Štúdie realizovateľnosti.

Po „Rámcovej správe“ („*Scoping Report*“) maďarská strana odovzdala slovenskej strane dve ďalšie štúdie:

- i) Predbežnú štúdiu realizovateľnosti o rehabilitácii szigetközského úseku Dunaja⁵, ktorá bola slovenskej strane odovzdaná 5. marca 2009 a
- ii) Návrh environmentálnej správy o zlepšení splavnosti a obnove bočných ramien pozdĺž spoločného úseku Dunaja medzi Sapom a Szobom, 22. decembra 2009⁶.

Táto štúdia je prepracovanou a rozšírenou verziou vyššie uvedenej Štúdie realizovateľnosti, štvrtou v poradí, pre ďalšie rokovanie so slovenskou stranou.

Účelom tejto štúdie je prispieť k formovaniu spoločného rozhodnutia týkajúceho sa rehabilitácie szigetközského úseku Dunaja a poskytnúť vedecky podložený základ pre Environmentálnu správu, ktorá má byť vyhotovená na základe spoločnej SEA pre tento úsek Dunaja v súlade s platnými právnymi predpismi.

Oblasť projektu je súčasťou szigetközského vodného útvaru⁷. Tá zahŕňa najmä maďarskú časť inundačného územia medzi protipovodňovými hrádzami Dunaja od Čunova po Sap.

⁴ „Rámcová správa“ plánovaného maďarsko-slovenského spoločného strategického environmentálneho posudzovania týkajúceho sa programov opatrení plánu manažmentu povodia na úsekoch Dunaja ovplyvnených rozsudkom Medzinárodného súdneho dvora v prípade Projektu Gabčíkovo - Nagymaros. Maďarský návrh. Vyhotovený maďarskou časťou maďarsko-slovenskej spoločnej Pracovnej skupiny pre prípravu strategického environmentálneho posudzovania. 5. február 2008.

⁵ VITUKI (2009): Štúdia realizovateľnosti: Rehabilitácia szigetközského úseku Dunaja. Objednaná maďarskou časťou Pracovnej skupiny pre prípravu spoločného maďarsko-slovenského strategického environmentálneho posudzovania, ktorá bola založená Vládnymi delegáciami Projektu Gabčíkovo - Nagymaros.

⁶ Podkladový dokument pre strategické environmentálne posudzovanie variantov stavebných opatrení na zlepšenie splavnosti a rehabilitáciu bočných ramien na úseku Dunaja medzi Sapom a Szobom. Návrh Environmentálnej správy pre rokovanie so slovenskou stranou. Objednaný maďarskou časťou Riadiaceho výboru maďarsko-slovenskej spoločnej Pracovnej skupiny pre prípravu strategického environmentálneho posudzovania. Ministerstvo životného prostredia a vody, december 2009.

⁷ Maďarská republika (2005): Správa podľa Smernice 2000/60/ES Európskeho parlamentu a Rady ustanovujúcej rámec pôsobnosti spoločenstva v oblasti vodnej politiky o analýze charakteristík maďarskej časti regiónu povodia rieky Dunaj, a prehľad environmentálnych dopadov ľudskej činnosti a ekonomická analýza využívania vody. Termín predloženia správy: 22. marec 2005.

Maďarská pracovná skupina, zložená z maďarských a medzinárodných odborníkov, sa rozhodla urobiť fundovanú vedeckú analýzu rozsiahlych a zložitých technicko-environmentálnych zásahov. Samozrejme, hodnotenie – založené na vedeckých a technických prístupoch – musí zvažovať environmentálne ako aj sociálne a ekonomické kritériá a musí poskytovať komplexné, systematické a transparentné hodnotenie. Kvôli obmedzenému časovému rámcu nemohli byť prvky vyššie uvedených otázok, ako sociálne a ekonomické hľadiská, zohľadnené. Tieto segmenty hodnotenia musia byť zvažované počas ďalších krokov plánovania.

Vedecká analýza bola založená na známych princípoch a štandardoch medzinárodnej vedeckej komunity zaoberajúcej sa obnovovaním veľkých riek. Databáza pre rôzne analýzy uskutočnené v tejto štúdii pochádza hlavne z národného a maďarsko-slovenského spoločného monitorovania oblasti Szigetközu. Kvôli skutočnosti, že oblasť projektu podlieha implementácii RSV, všetky požiadavky predpísané európskou legislatívou na túto tému boli tiež prísne zvažované.

Riečna ekologická integrita v EÚ sa riadi množstvom právnych nástrojov. Celkové splnenie požiadaviek RSV a prelínajúcich sa politík má rozhodujúci význam, vyžadujúci dosiahnutie „dobrého ekologického stavu“ alebo v prípade silne modifikovaných a umelých vodných útvarov „dobrého ekologického potenciálu“, a taktiež vyžadujúci nezhoršovanie stavu vôd. Základnými požiadavkami pre zachovanie/ochranu ekologickej integrity rieky Dunaj sú⁸:

- ochrana prírodnej alebo ekologicky vysoko hodnotnej riečnej krajiny, riečnych úsekov a vodných populácií,
- obnova modifikovaných/ovplyvnených riečnych úsekov a k nim priliehajúcej krajiny,
- dynamické a typovo špecifické prostredie kanála a inundácie (pokiaľ ide o stavby v toku, pobrežie, bočné ramená a záplavové územia) podporujúce dynamickú rovnováhu a primerané podmienky prepojenia,
- nerušená pozdĺžna a priečna migrácia všetkých druhov rýb a iných druhov spojených s vodou na zabezpečenie ich prirodzeného a samo udržiavacieho vývoja, a
- vyrovnaná bilancia sedimentov zabezpečujúca dlhodobú stabilitu úrovni koryta.

Tieto požiadavky boli v priebehu tejto štúdie uvažované a bol uplatňovaný procesne zameraný „Leitbild“ (ideálny, vzorový – pozn. prekl.) prístup [Kern (1992) – použitie referenčného stavu/prístupu vizionárskeho usmerňovania vrátane vodných, semi-akvatických a terestrických biologických spoločenstiev].

Plány a projekty, ktoré majú byť prijaté na konci procesu plánovania, musia tiež byť v súlade s príslušnými medzinárodnoprávnymi záväzkami, ako je to opísané v Kapitole 6.

⁸ Podľa „Spoločného vyhlásenia o princípoch riadenia rozvoja vnútrozemskej plavby a ochrany životného prostredia v povodí rieky Dunaj“. ICPDR, IC 127, dec. 2007.

Táto štúdia sleduje vedeckú logiku opísanú v „Rámcovej správe“ („Scoping Report“)⁹ ako „Kroky plánovania pre zlepšenie ekologického stavu“.

Prvým krokom je posúdiť ako prírodný systém funguje (pozri Kapitolu 2). Pri obnove riek sa referenčný stav odvoláva na fungovanie ekosystému bez/do ľudského zásahu. Referenčný stav sa nemusí nevyhnutne odvolávať na konkrétne historické obdobie. V tejto kapitole bol uprednostnený praktický prístup pred teoretickým prístupom. Referenčný stav sa rovná „dobrému ekologickému stavu“ podľa RSV pre prírodné vodné útvary.

Druhým krokom je posúdiť nevratné zmeny a zvážiť tlak a vplyv v dosahu projektu podľa zistení procesu podľa RSV (pozri Kapitolu 4). Určovanie nevratných zmien bolo uplatňované obozretne, pretože medzi nevratnými ľudskými zásahmi a finančnými alebo politickými obmedzeniami je jemná hranica. V záujme dosiahnutia presnejšieho obrazu o tom, čo sa stalo počas regulačných prác na rieke a počas zmien vo využívaní krajiny bol v Kapitole 3 vykonaný retrospektívny prieskum.

Kapitola 5 ako tretí krok popisuje odchýlku od referenčného stavu alebo od „prírodného systému“. Tu bol dôraz kladený na zmeny hydrologických a geomorfologických procesov, ktoré v porovnaní s referenčným stavom viedli k ochudobneniu podmienok habitatov.

Environmentálne ciele popísané v Kapitole 7 celkom zjavne vyplývajú z hodnotenia referenčného stavu, súčasnej (ekologickej) situácie, nevratných zmien, ako aj zo súčasného a budúceho ľudského využívania. Environmentálne ciele musia spĺňať „dobrý ekologický stav“ (DES) alebo „dobrý ekologický potenciál“ (DEP) podľa RSV, ktoré majú byť do stanovených termínov dosiahnuté. Je užitočné poznamenať, že DEP môže byť veľmi blízky DES, najmä v Szigetköze, kde je urbanizačný tlak malý a rieka tečie v širokom poloprírodnom koridore. Táto kapitola tiež poskytuje benchmarking (stanovenie štandardov, porovnávacích hodnôt – pozn. prekl.) pre hodnotenie variantov rehabilitačných opatrení. Podrobná metodika ekologického porovnávania hodnôt (benchmarking) je uvedená v Prílohách.

Kapitola 8 podáva opis rehabilitačných opatrení („variantov“) vybraných pre podrobnú analýzu, zhrnutie hydromorfologických metód modelovania a priebehu simulácií a prezentuje výsledky hydromorfologického modelovania a ekologické predpovede pre každý z variantov.

Hodnotenie rehabilitačných opatrení založených na kritériách uvedených v Kapitole 7 spolu s konečným záverom sa nachádza v Kapitole 9.

⁹ „Rámcová správa“ plánovaného maďarsko-slovenského spoločného strategického environmentálneho posudzovania týkajúceho sa programov opatrení plánu manažmentu povodia na úsekoch Dunaja ovplyvnených rozsudkom Medzinárodného súdneho dvora v prípade Projektu Gabčíkovo - Nagymaros. Maďarský návrh. Vyhotovený maďarskou časťou maďarsko-slovenskej spoločnej Pracovnej skupiny pre prípravu strategického environmentálneho posudzovania. 5. február 2008.

Je dôležité podčiarknuť, že táto štúdia brala do úvahy komentár slovenskej strany k Predbežnej štúdii realizovateľnosti¹⁰. Avšak táto štúdia má byť považovaná za dokument na diskusiu pre ďalšie zlepšenie. Varianty nemajú byť považované za konečné, ale skôr za východiskové body pre budúce zlepšovanie a ako vyvážená databáza pre presnejšie spoločné skúmania v spolupráci so slovenskou stranou.

¹⁰ Stanovisko vládnej delegácie Slovenskej republiky k maďarskému materiálu „Predbežná štúdia realizovateľnosti: Rehabilitácia szigetközského úseku Dunaja“, Bratislava, 14. december 2009. Príloha č. 4 k Zápisnici z rokovania vládnych delegácií Maďarskej republiky a Slovenskej republiky konaného 15. decembra 2009 v Budapešti.

2. Zhodnotenie prírodného systému

Komplexný ekosystém veľkých záplavových riek s ich obrovskou rôznorodosťou rozličných habitatov v relatívne malej oblasti značne prispieva k prírodnej biodiverzite ekoregiónu. Avšak s riečnou reguláciou a rastúcim využívaním záplavových oblastí sa podstatná časť prírodných funkcií stratila. Degradácia prírodného systému nielenže ohrozuje biodiverzitu, ale taktiež jeho budúce využitie, napr. zásobovanie vodou dobrej kvality a vo veľkom množstve zo zvodnených horizontov, rozvoj trvalo udržateľnej rekreácie a turistiky, atď. Obnova ekologických funkcií úseku Dunaja v inundácii Szigetköz je hlavným záujmom pre oba hraničiace štáty, Slovensko a Maďarsko.

Hlavným problémom pri obnovovaní rieky je, že referenčné podmienky hydromorfologických procesov, z nich vyplývajúcich fyzických biotopov a im vlastných biologických prvkov blízkych pôvodným podmienkam, sú obyčajne slabo zdokumentované. Určité kľúčové prvky môžu byť dedukované z historických máp, starých záznamov hydrologických údajov, atď. Rámcová smernica o vode (RSV, 2000) definuje takzvaný dobrý ekologický stav ako malý odklon od podmienok nerušených ľudskými aktivitami. V RSV je posúdenie ekologického stavu ako aj určenie environmentálnych cieľov založené na takzvaných biologických prvkoch kvality. Hlavný spôsob práce podčiarkujúci túto správu je kompatibilný ako s vedeckými princípmi obnovy riek, obzvlášť obnovy veľkých záplavových riek, tak aj právnymi záväzkami podľa RSV.

Za posledné dve desaťročia bolo vypracovaných mnoho konceptov, ktoré vysvetľujú fungovanie riečného ekosystému (pozri Thorp et al., 2006). Tieto koncepty predstavujú užitočný podklad, keď popisujú prírodné riečne systémy úseku Dunaja Kisalföldu (Malej dunajskej kotliny – pozn. prekl.).

2.1. Hydrologická a hydromorfologická dynamika

V záplavovej oblasti Dunaja, poniže Devínskej brány, sú voda a sedimenty najdôležitejšími faktormi formovania krajiny, ktoré hrajú hlavnú úlohu pri vzniku povrchových formácií a pri evolúcii určitých krajinnno-ekologických fácií (Pécsi, 1959; Göcsei, 1979).

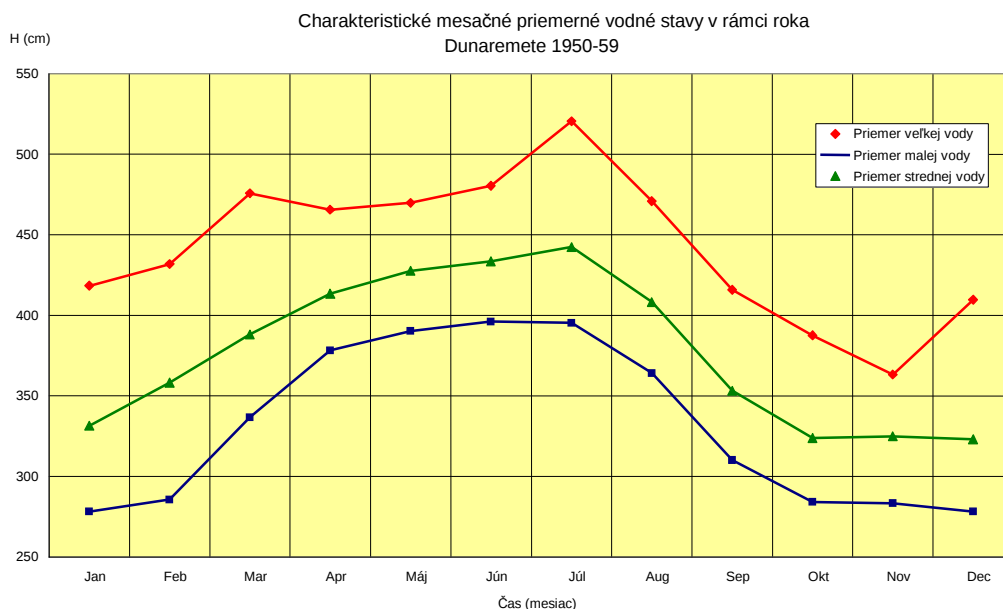
2.1.1. Hydrologický režim

Hnacími silami riečnych ekosystémov je dynamika prietokového režimu a súvisiace procesy erózie, transportu a usadzovania sa sedimentov. Základné charakteristiky prietokového režimu prírodného systému sú:

- (1) sezónne zmeny prúdenia a zodpovedajúce hladiny povrchovej vody pri prirodzených stavoch,
- (2) príslušné zmeny hladín podzemných vôd so súvisiacimi procesmi infiltrácie a exfiltrácie riečnej vody,
- (3) výskyt povodňových prietokov zaplňujúcich ramená do rôznej výšky a príležitostne zaplavujúce priľahlé inundačné územie po niekoľko dní, týždňov alebo dokonca mesiacov.

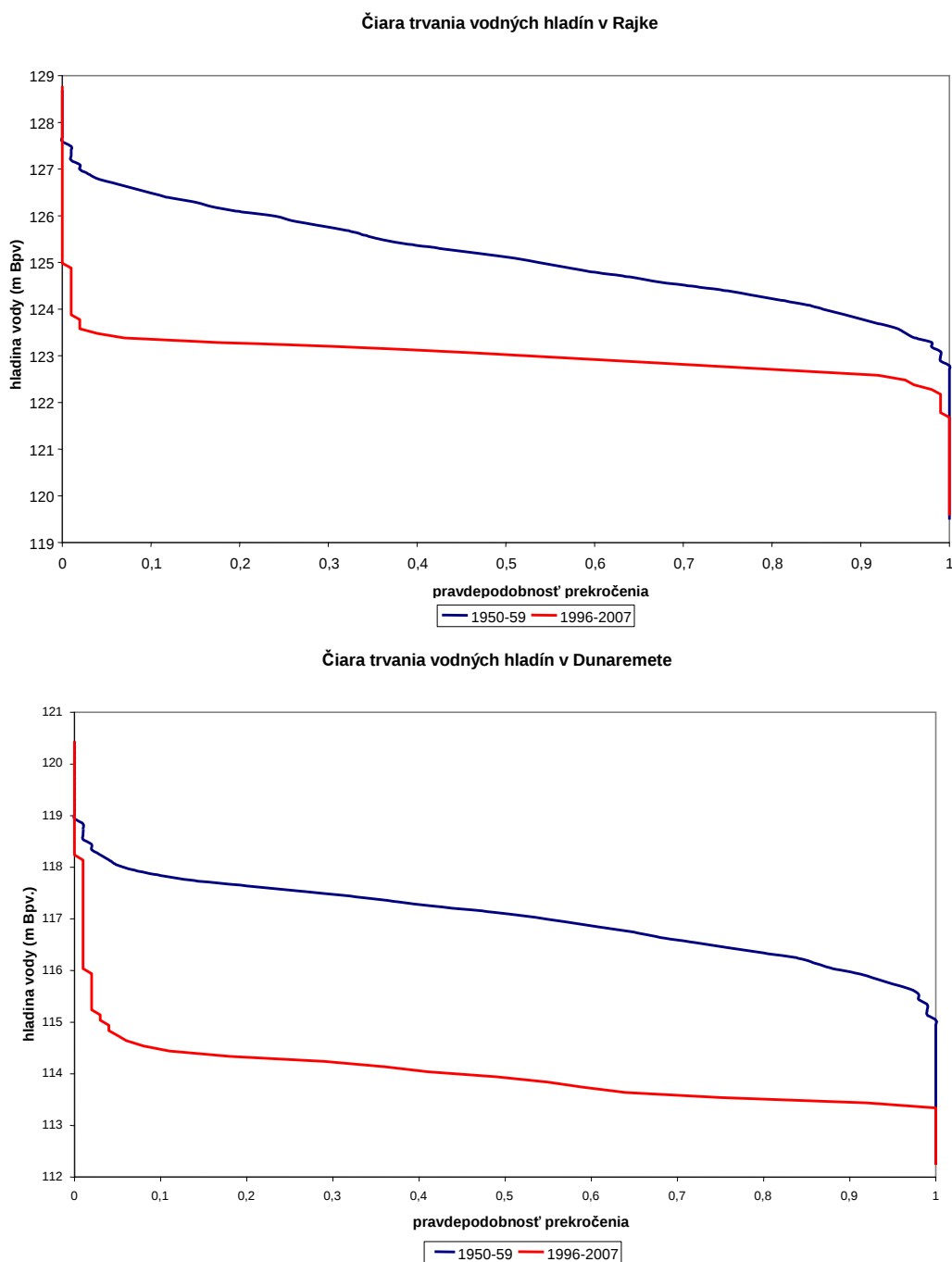
Väčšina prietoku vody v rieke a vodný režim je určovaný zrážkami a vodou z topenia sa snehu a ľadovcov na 131.000 km² plochy povodia severnej časti Álp a Alpských podhorí. Vodný režim Dunaja je v podstate svojou povahou náhodný; avšak v období trvajúcom od jari do polovice leta zvyčajne príde niekoľko povodní jedna za druhou. Topenie sa snehovej pokrývky a ľadovcov v Alpách a súčasne významné zrážky od konca mája až do júna majú obyčajne za následok väčšie povodne. Obdobie malej vody sa zvyčajne formuje v októbri, ktoré je potom nasledované slabým zvýšením prietokov. Od decembra začína nové obdobie malej vody, pretože vysokohorské časti zbernej oblasti kvôli mrazom už viac neposkytujú vodu. Kolísanie prietoku a súvisiaci transport sedimentov sú určujúcimi silami vývoja riečneho koryta

Sezónne kolísanie, ako je ukázané na **Obr. 2-1** na vodomernej stanici Dunaremete, odráža alpský prietokový režim s povodňovými prietokmi na jar a začiatkom leta, ktoré bránia poľnohospodárskemu využitiu inundačnej oblasti. Toto je hlavný dôvod absencie pestovaných rastlín a existencie rozľahlých mäkkých a tvrdých lužných porastov v inundácii Szigetköz.



Obr. 2-1 Sezónne kolísanie mesačných prietokov na vodomernej stanici Dunaremete (1950-59)

Podľa **Obr. 2-2** priemerné ročné kolísanie vodných stavov v Rajke a Dunaremete v 1950-tych rokoch predstavovalo rozsah 5 a 4 metre, keď vynecháme extrémne suchá a povodne trvajúce len niekoľko dní. Celý rozkyv vodných hladín dosiahol 7 m. Počas 80 % roka sa rozsah kolísania pohyboval do 2,7 metra v Rajke a 1,8 metra v Dunaremete. V Rajke hladina vody kolísala okolo mediánu na kóte 125,1 m+NN, v Dunaremete 117,1 m+NN.



Obr. 2-2 Čiary trvania vodných hladín v Rajke a Dunaremete v 1950-tych rokoch a po realizácii dočasného zásobovania bočných ramien vodou v roku 1995

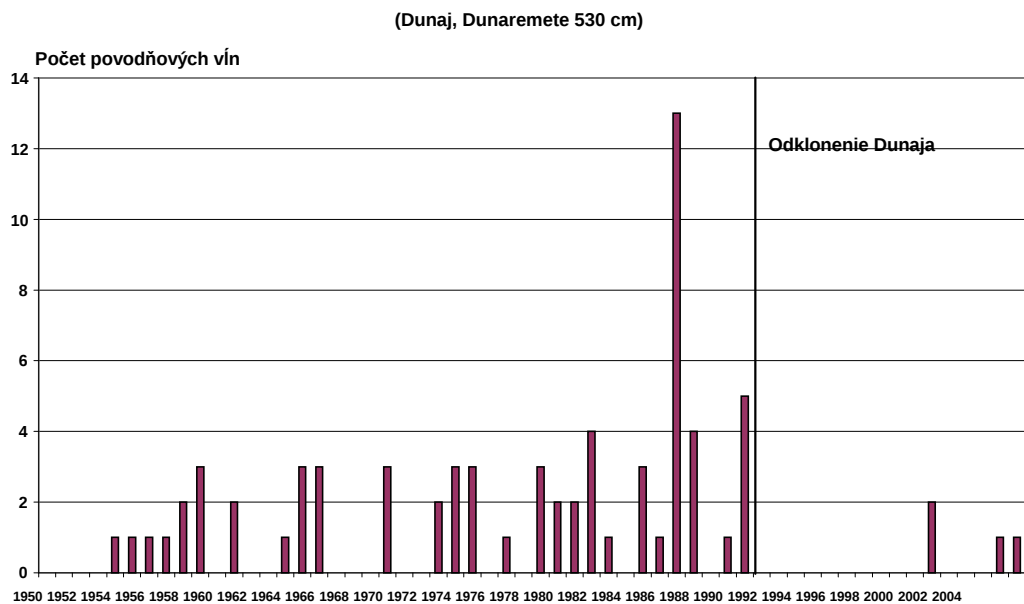
V prírodnom systéme hlavný tok menil svoj priebeh často počas hlavných povodňových udalostí vytvárajúc riečnu sieť v rôznych úrovniach s ľubovoľným rozdeľovaním prietokov v rôznych obdobiach. V záujme zlepšenia podmienok pre plavbu regulovanie malej vody zahŕňalo uzatvorenie bočných ramien pretekanými prehrádzkami. V 1960-tych rokoch bola úroveň týchto pretekaných prehrádzok jednotne konštruovaná na hladinu vody zodpovedajúcu prietoku 2500 m³/s. Prehrádzky boli navrhnuté s 30-50 m širokou prostrednou časťou koruny, kde je prehrádzka znížená o 50 cm. To znamená, že bočné ramená začali dostávať vodu už pri prietoku 2000 m³/s a pri 2500 m³/s vykazovali významné objemy prietoku. Kvôli zarezávaniu sa koryta pri malej vode sa koncom 1980-tych rokov konštrukčná úroveň koruny, zodpovedajúca jednotnej úrovni pretekania, zmenila z 2500 m³/s na 3150 m³/s, zatiaľ čo sa minimálna veľkosť prietoku potrebná pre začatie zásobovania zmenila z 2000 m³/s na 2700 m³/s.

Pre 1980-te roky je prepojenosť bočných ramien kvantifikovaná v **Tab. 2-1**.

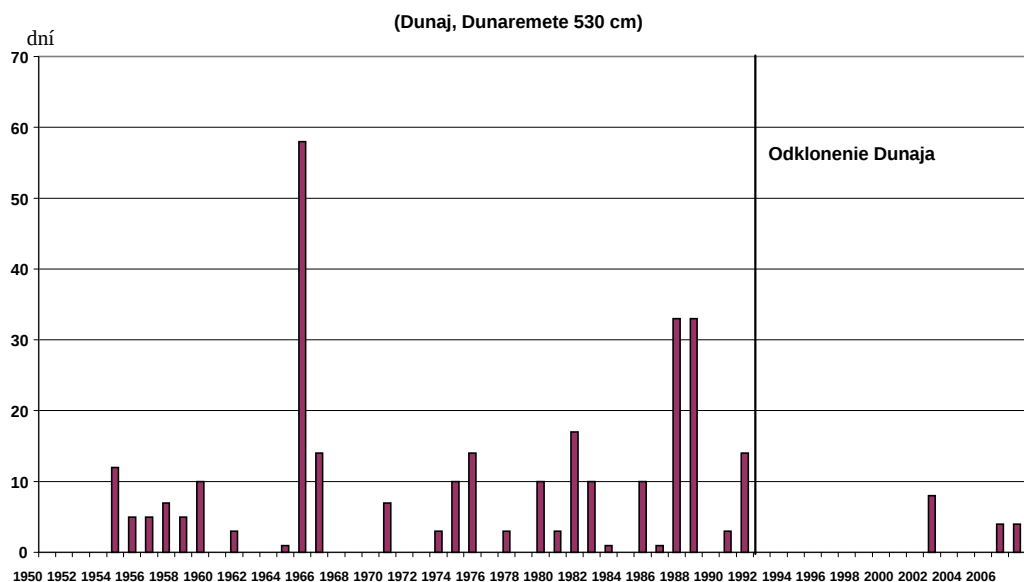
Tab. 2-1 Prepojenosť bočných ramien a inundácie v 1980-tych rokoch (podľa Správy pracovnej skupiny ES, 1992)

Charakteristická prietoková situácia	Prietok (m ³ /s) a Priemerné trvanie (v dňoch za rok)	Opakovanie
Prúdenie do značnej miery obmedzené na oblasť medzi výhonmi v hlavnom koryte	<1000 m ³ /s, 13 dní	Niekoľkokrát za rok
Prúdenie v hlavnom koryte a trvalých ramenách	1000-1800 m ³ /s, 42 dní	Niekoľkokrát za rok
Prúdenie v niekoľkých ramenách	1800-2500 m ³ /s, 122 dní	Niekoľkokrát za rok
Prúdenie vo viacerých ramenách	2500-3500 m ³ /s, 78 dní	Niekoľkokrát za rok
Prúdenie takmer vo všetkých ramenách	3500-4500 m ³ /s, 17 dní	Niekoľkokrát za rok
Úplné zaplavenie inundácie	4500-6000 m ³ /s, 4 dni	Raz za rok
Hlboké zaplavenie inundácie	>6000 m ³ /s, < 1 deň	Raz za 3-4 roky

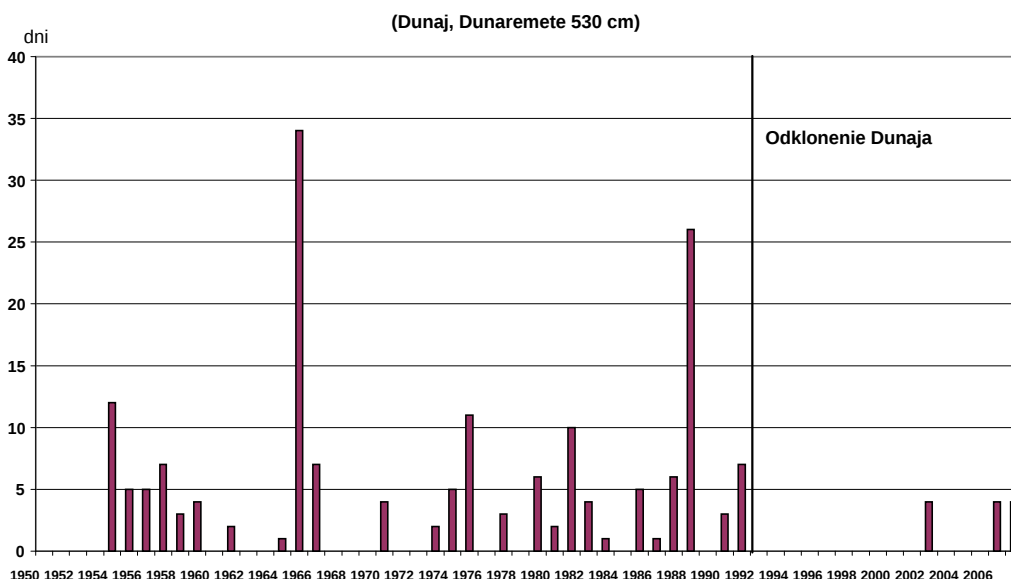
Opakovanie a trvanie povodňových prietokov nad hranicou 530 cm vo vodomernej stanici Dunaremete, ktoré zodpovedali asi 3900 m³/s, je znázornené na **Obr. 2-3**, **Obr. 2-4** a **Obr. 2-5**. Vo všeobecnosti ročný počet povodní spôsobujúcich zaplavenie inundácie je 1 až 3, avšak, ako je to indikované štatistickými výsledkami, niekoľko rokov neboli žiadne záplavy inundácie. V dôsledku opakovaných záplavových vĺn v rámci daného roka, môže byť inundácia úhrnne zaplavená po dlhšiu dobu, avšak s výnimkou niekoľkých rokov (1965, 1982, 1988, a 1989) na základe dostupných údajov, záplavy nepresiahli 14 dní a vo všeobecnosti boli kratšie než 10 dní. Rok 1965 bol extrémnym rokom, keď trvanie najdlhšieho zaplavenia inundácie bolo viac ako 1 mesiac. Ďalšie trvalé zaplavenie sa vyskytlo v roku 1989. Trvanie zaplavenia bolo zvyčajne 1 až 6 dní.



Obr. 2-3 Počet povodňových vln spôsobujúcich úplné zaplavenie inundácie na szigetközskom úseku Dunaja medzi rokmi 1950 a 2007 (Dunaj, Dunaremete 530 cm, ÉDUKÖVIZIG)



Obr. 2-4 Celkový počet dní zaplavenia inundácie na szigetközskom úseku Dunaja medzi rokmi 1950 a 2007 (Dunaj, Dunaremete 530 cm, ÉDUKÖVIZIG)



Obr. 5 Trvanie najdlhších povodňových vln spôsobujúcich záplavu inundácie na szigetközskom úseku Dunaja medzi rokmi 1950 a 2007 (Dunaj, Dunaremete 530 cm, ÉDUKÖVIZIG)

Je zrejmé, že tieto údaje necharakterizujú nenarušené podmienky. Regulované riečisko malo väčšiu prietokovú kapacitu než hlavné ramená v prírodnom stave. Navyše, zarezávanie sa koryta rieky ďalej zvyšovalo kapacitu kanálu. Ohraničenie inundácie systémom hrádží zvýšilo rozsah kolísania vodných hladín (Kapitola 2.1). Napriek všetkým týmto zásahom je však z vyššie uvedených údajov stále možné odvodiť základný hydrologický charakter prírodného ekosystému (Tab. 2-2).

Tab. 2-2 Zhrnutie hydrologického prietokového režimu v prírodnom systéme

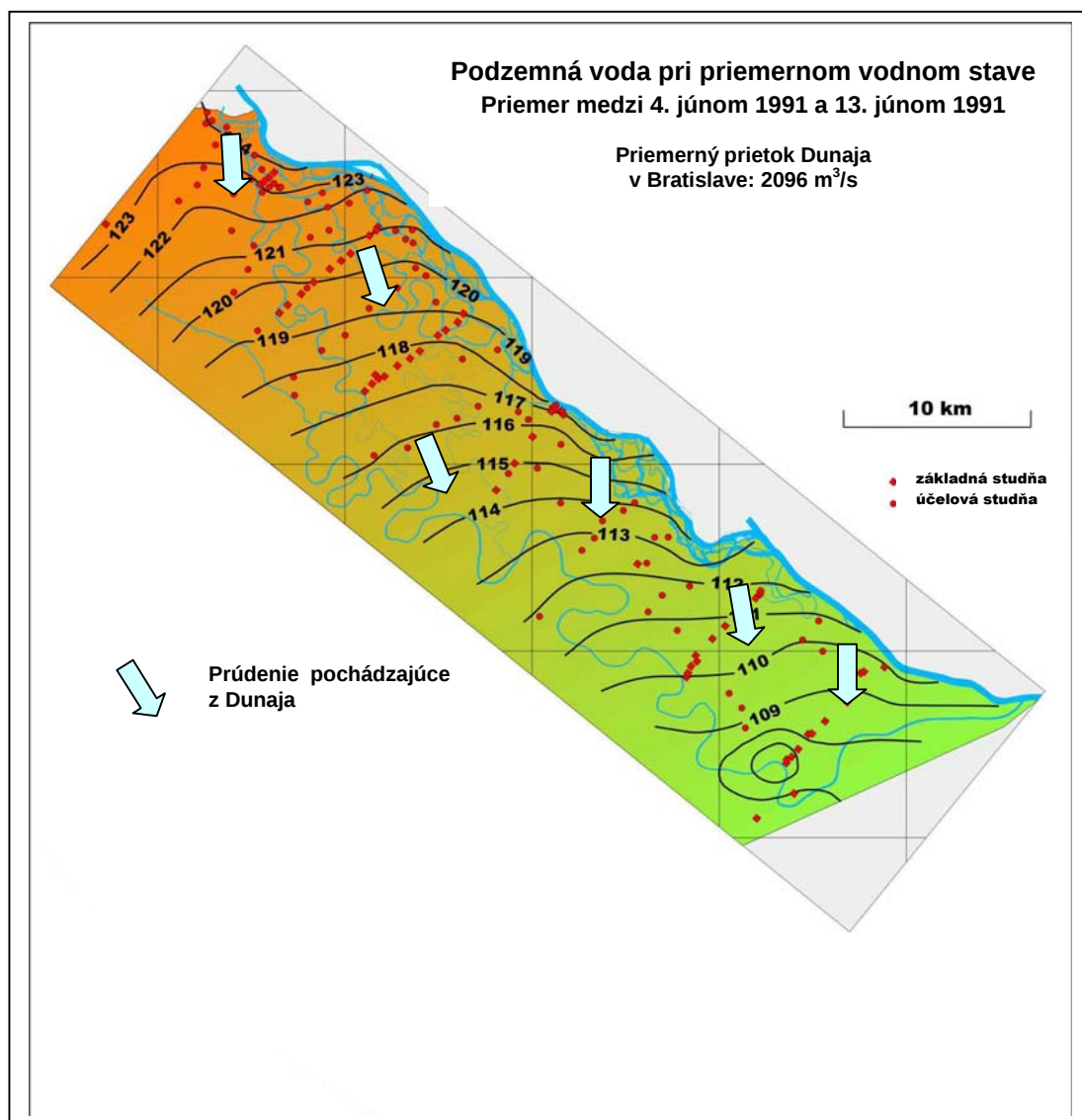
- **Sezónny prietokový režim** je vo veľkej miere ovplyvnený alpským povodím s letnými povodňami a nízkymi prietokmi v zime.
- **Ročné kolísanie vodnej hladiny** dosahovalo 5-7 m, celkový rozsah sa od Rajky po Dunaremete zmenšuje. Keď vynecháme 10 % najvyšších a najnižších hodnôt čiary trvania, rozsah kolísania bol pre Rajku a Dunaremete 2,7 m a 1,8 m okolo úrovne strednej hodnoty.
- V prírodnom systéme neexistoval žiadny fixovaný **prah pre prúdenie v bočných ramenách**, keďže hlavné ramená často menili svoje miesto. Až regulácia rieky nastolila konečný charakter bočných ramien, z ktorých mnohé dostávali vodu pri priemerných prietokových stavoch až do 1960-tych rokov, kedy boli v záujme zlepšenia splavnosti zrekonštruované nápusťné prehrádzky (prehrádzky na hornom ústí ramien – pozn. prekl.).
- **Zaplavovanie inundácie** by mohlo byť častejšie ako je znázornené na Obr. 2-3. Avšak, kvôli náhodnému charakteru prietokového režimu sa môžu vyskytnúť za sebou nasledujúce roky bez zaplavenia inundácie. Na druhej strane mokré roky

môžu vytvoriť niekoľko vybrežení. Zápľavy veľkých rozmerov môžu trvať niekoľko dní, zriedka dva týždne a výnimočne jeden mesiac.

2.1.2. Režim podzemných vôd

Geologický vývoj Kisalföldu (Malej dunajskej kotliny – pozn. prekl.) bol významne spojený s morfológickým vývojom Dunaja, vedúcim k vzniku rozsiahleho štvrtohorného náplavového zvodneného prostredia (zvodnenca – pozn. prekl.) o hrúbke pohybujúcej sa medzi 10 až 600 metrami. Objem maďarského zvodnenca v Szigetköze je odhadovaný na asi 21,8 km³ (Erdélyi, 1994) a je prekrytý priestorovo premenlivou vrchnou vrstvou jemnozrnnej pôdy s hĺbkou 0-5 m a pod ním leží asi 1 km hrubý piesčito-ílovitý komplex, ktorý v hĺbke obsahuje termálne vody. Schéma prúdenia a dopĺňania podzemnej vody je naznačená regionálnymi hladinami podzemnej vody (Hajósy A., Liebe P. a Szalai J., 2008; **Obr. 2-6**) a analýzami stabilných izotopových indikátorov (Deák et al., 1996; Stute et al., 1997; Deák et al., 2002). Dunaj je dominantným zdrojom dopĺňania zvodnencov v Szigetköze a na Žitnom Ostrove. Voda pochádzajúca z Dunaja bola v Szigetköze nájdená v hĺbkach niekoľko sto metrov a za Mošonským Dunajom. Analýzy izotopových indikátorov založené na rádioaktívnom rozpade potvrdili, že prúdenie podzemnej vody je hlavne horizontálne a smeruje smerom preč od Dunaja s horizontálnymi prietokovými rýchlosťami dosahujúcimi 500 m/rok v najvyššej vrstve zvodnenca. Pred odklonením Dunaja z maďarsko-slovenského úseku Dunaja do podzemnej vody priamo infiltrovalo 7 m³/s vody, a 0,8 m³/s z Mošonského Dunaja a Lajty. Naproti tomu je infiltrácia zo zrážok 0,05 m³/s zanedbateľná (Simonffy, 1998), čo môže byť nepriamo preukázané meraniami indikujúcimi, že potenciálna evaporácia presahuje zrážky o 30 % (Petravits, 1988). Avšak za Mošonským Dunajom sa ostatné zdroje dopĺňania postupne stávajú dôležitejšie.

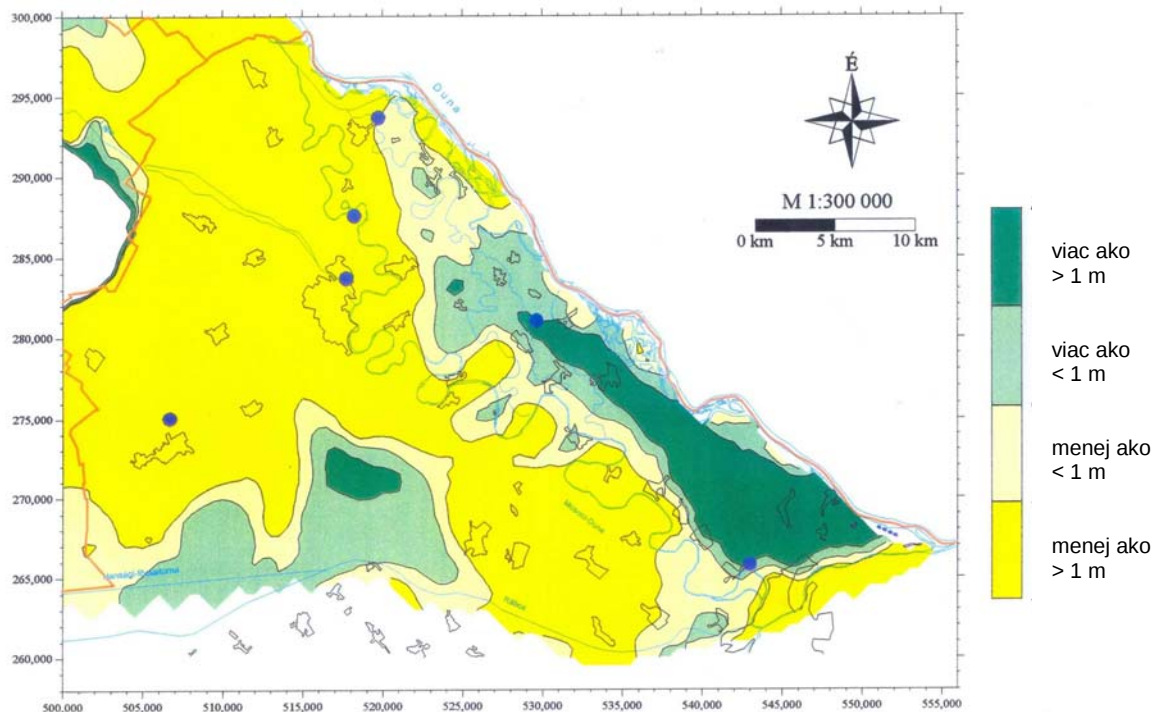
Hydraulické prepojenie s hlavným korytom Dunaja sa vyskytuje pozdĺž celého úseku Rajka - Gönyű a pred vybudovaním zdrže Čunovo dunajské prietoky určovali hladiny podzemných vôd na celom Szigetköze a za ním. **Obr. 2-6**, spomenutý vyššie, ukazuje priemerné výšky vodnej hladiny v roku 1991 (ktoré sú reprezentatívnou odozvou hladiny povrchovej vody koncom 1980-tych rokov), z ktorej môžu byť odvodené približné smery prúdenia. V skutočnosti je odozva komplexnejšia; v podmienkach vysokého prietoku v Dunaji sa prevládajúci smer prúdenia podzemnej vody mení z juhovýchodu na juh, odzrkadľujúc dôležitosť dopĺňania zásob podzemných vôd Szigetközu pri vysokom prietoku. Hladiny podzemných vôd v Szigetköze tesne sledujú kolísanie vodných stavov Dunaja, ale ako narastá vzdialenosť od Dunaja, so zmenšujúcim sa rozkylvom. Teda pri Dunaji je možné pozorovať kolísanie podzemnej vody presahujúce 2,0 m. Blízko Mošonského Dunaja je redukované na 1,0 m alebo menej.



Obr. 2-6 Reliéf hladiny podzemnej vody v roku 1991

Hĺbka hladiny vody pod povrchom je veľmi dôležitá pre kapilárne zásobovanie vlhkosťou. Ak hladina vody stúpa do jemnozrnných pôd ležiacich na hrubozrnnom alúviu zvodnenca, voda môže stúpať do pôdneho profilu kapilárnou silou a poskytovať dôležitý príspevok k využívaniu vody prirodzenou vegetáciou a poľnohospodárstvom. Kapilárne zásobovanie sa smerom z horného na dolný Szigetköz a počas povodňových prietokov v Dunaji postupne stáva dôležitejším. Keďže sa povodne charakteristicky vyskytujú neskoro na jar/začiatkom leta a môžu byť nasledované neskoro letnými povodňami, najvyššie hladiny podzemnej vody sa zhodujú s obdobím vysokých nárokov rastlínstva na vodu a maximálneho klimatického stresu. Toto poskytuje prirodzenú podpovrchovú závlahu, ktorá je

základným rysom ekológie a poľnohospodárstva tejto oblasti. Pre demonštráciu situácie 1980-tych rokov Simonffy (1998) pripravil mapu ukazujúcu vzťah medzi hladinou podzemnej vody a spodnou hranicou najvrchnejšej pôdnej vrstvy (**Obr. 2-7**).



Obr. 2-7 Hladiny podzemných vôd vo vzťahu k dolnej hranici vrchnej vrstvy pôdy (situácia v 1980-tych rokoch). Editor: Z. Simonffy

Szigetközský zvodnenec obsahuje približne 5,4 km³ podzemnej vody. Čiže je to unikátny zdroj dobrej kvalitnej vody s národným strategickým významom, ktorý nie je v súčasnosti väčšinou využívaný. Najväčšie vodárenské zdroje v oblasti sú Győr - Szögye, Győr - Révfalu a Darnózseli. Spolu s Mosonmagyaróvárom je výroba odhadovaná na asi 75.500 m³/deň.

Tab. 2-3 Zhrnutie režimu podzemných vôd v prírodnom systéme

- Zvodnenec Kisalföldu (Malej dunajskej kotliny – pozn. prekl.) pozostáva zo sedimentov piesku a štrku do hĺbky 10 až 600, ktorý predstavuje najdôležitejšiu zásobu podzemných vôd v Maďarsku a na Slovensku.
- Meniaci sa charakter koryta Dunaja situovaného na vrchu náplavového kužeľa predstavuje hlavný zdroj dopĺňania zvodnenca za všetkých vodných stavov. Len počas klesania povodňových stavov podzemná voda počas krátkeho časového obdobia infiltruje do koryta, čím zabezpečuje otvorený kontakt medzi korytom a zvodnencom pre obdobie dopĺňania podzemných vôd.
- Množstvo dopĺňania riečnym systémom ďaleko presahuje príspevok zo zrážok, ktorý by dokonca ani nevyrovnal straty kvôli vyparovaniu. Dopĺňanie zvodnenca

v Szigetközé dunajským systémom bolo pred októbrom 1992 odhadnuté na asi 7-8 m³/s.

- Kolísanie hladiny podzemnej vody 1-2 m poskytovalo vlhkosť jemnozrnným pokryvným vrstvám dokonca aj v severnej časti Szigetközu, kde ich hrúbka nebola dostatočná na poskytovanie trvalého kapilárneho vzlínania prostredníctvom kontaktu s hladinou podzemnej vody.

2.1.3. Hydromorfologické procesy

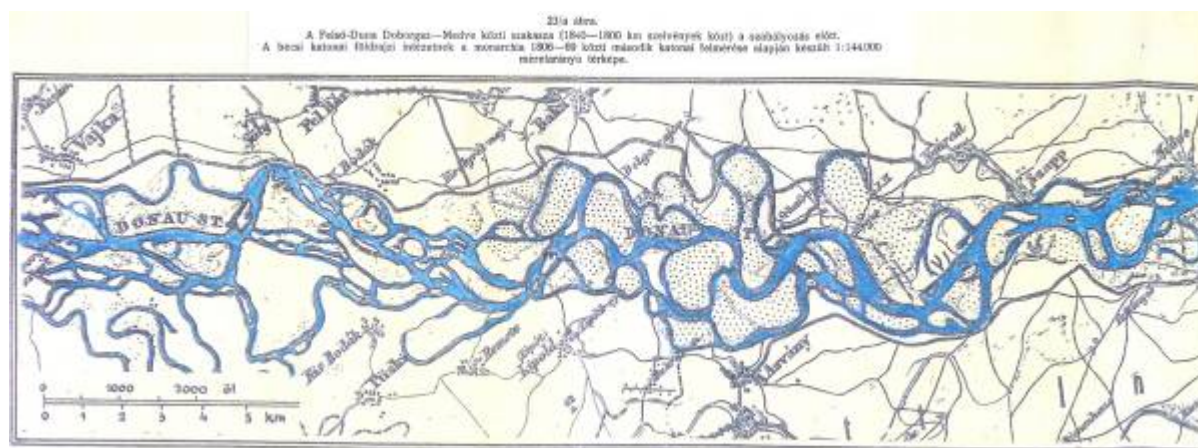
Dunaj sa v oblasti Kisalföldu (Malej dunajskej kotliny – pozn. prekl.) objavil pred asi 2 miliónmi rokov. Vstúpiac do nížinnej oblasti sklon a rýchlosť rieky klesá a preto sa schopnosť transportu splavenín významne znižuje, čo vedie k usadzovaniu sedimentov transportovaných z Álp. Nížina Kisalföldu poklesávala niekoľko miliónov rokov rýchlosťou 0,1 až 0,5 mm/rok a bola vyplňaná štrkovým alúviom. Dunaj pozdĺž svojho nemeckého a rakúskeho úseku nesie predovšetkým štrkové splaveniny, ktorých podiel na celkovom transporte sedimentov (okolo 5-7x10⁶ m³/rok) sa pred výstavbou priehrad na rieke Inn a Dunaj pohyboval medzi 10 až 20-timi percentami. Proces sedimentácie počas geo-historického obdobia neustále vyplňal nížinu Kisalföldu, čo vyústilo do širokých záplavových oblastí a rieka tiekla na svojom vlastnom alúviu (Pécsi, 1959; Göcsei, 1979).

Aluviálne rieky sa v závislosti od pomeru medzi eróziou a sedimentáciou môžu rozvetkovať (forma prepletaných ramien – pozn. prekl.) alebo meandrovať. Rieka sa rozvetkuje, ak sedimentácia prevažuje nad procesom erózie. Úsek rozvetveného koryta sa na stále sa zvyšujúcom alúviu delí na ramená a vytvára delte podobnú sieť riečnych ramien s prečnievajúcimi ostrovmi. V širokých a plytkých ramenách sú z uložených sedimentov vytvárané lavice. Lavice sa rozvíjajú do ostrovov, ak sa ich povrch spevní vegetáciou. S ďalším ukladaním sedimentov sa rozvetvené ramená môžu neskôr znovu rozdeľovať. Erózne procesy počas období veľkých vôd môžu vytvárať nové ramená, keď si rieka po opustení svojho pôvodného koryta prereže v inundácii nové koryto. Po významných povodniach zvykne anastomizujúce hlavné rameno meniť tok, vytvárajúc nové hlavné rameno a opúšťajúc svoje staré koryto. Charakter terénu rozvetvených riečnych úsekov je väčšinou nestabilný, čo bráni zavŕšeniu ekologickej sukcesie, preto rozvoj ekosystému siaha po jej prostredné štádium.

Rieka začína meandrovať, ak je sedimentácia v rovnováhe s eróziou. V meandrujúcom koryte erózia narušuje konkávne (externé) brehy a po krátkej vzdialenosti je erodovaný materiál ukladaný vytvárajúc tým konvexné brehy. Konkávne brehy sú zvyčajne strmé a konvexné brehy sú mierne sa zvažujúce lavice s piesčitými výbežkami. Počas dlhého obdobia meandre migrujú po prúde pozdĺž rieky, ich šírka sa zväčšuje, až kým nie je zužujúca sa šija pri veľkej povodni prerezaná a slučka meandra sa stáva meandrovým jazerom alebo mŕtvym ramenom. Ako sedimentácia uzatvára horné a dolné ústie, opustené meandrové jazerá postupne strácajú svoje spojenie s riekou a kvôli biologickej sedimentácii a usadzovaniu suspendovaných riečnych sedimentov po povodniach sa stávajú objektom agradácie. Počas niekoľkých storočí takáto morfológická sukcesia môže viesť k úplnému

zmiznutiu meandrového jazera zanechajúc len úzku depresiu na povrchu záplavovej oblasti (Amoros et al., 1987).

Obr. 2-8 ukazuje tvar riečneho koryta, ktorý je dôsledkom hydromorfologických procesov v oblasti Szigetközu pred riečnou reguláciou, ktorá začala koncom 19-teho storočia.



Obr. 2-8 Úsek Dunaja pri Szigetköze pred reguláciou rieky v 19-tom storočí na základe vojenského kartografického mapovania vykonaného medzi rokmi 1806 a 1869

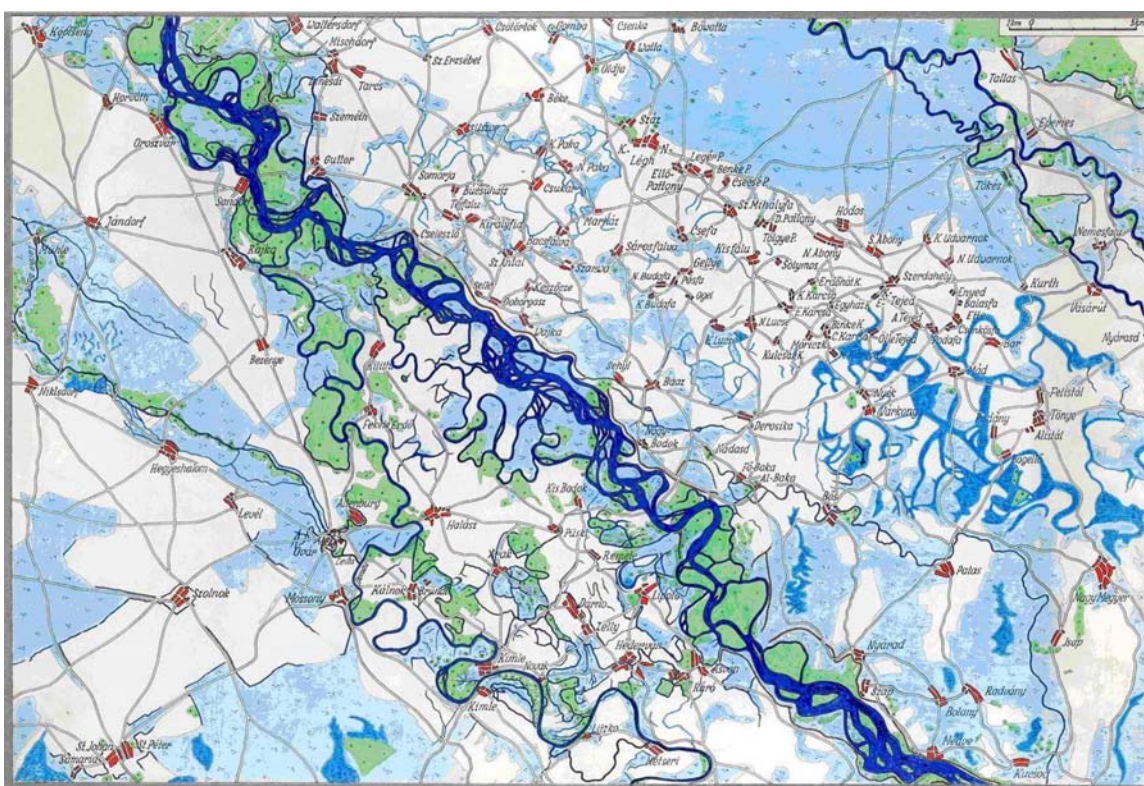
Hlavnou príčinou ukladania splavenín a tvorby ostrovov je náhly zlom gradientu pri Sape (rkm 1811) ďalej redukujúci energiu rieky pre transport splavenín na polovicu alebo tretinu. Miesto zlomu v sklone nie je celkom nemenné: počas vysokých prietokov sa posúva proti prúdu, zatiaľ čo v prípade významného poklesu hladiny vody, napríklad kvôli bagrovaniu riečiska, sa môže posúvať po prúde.

Tvorba koryta Dunaja sa primárne deje počas pomerne krátkeho obdobia povodní (**Obr. 2-9**). V rastúcej povodňovej vlnе rieka v koryte vykonáva hlavne eróziu prácu až pokiaľ vlna vrcholí a buduje ho len v malej miere. Súčasne voda šíriaca sa do inundácie je eróznna len v malom rozsahu, piesčité, kalové sedimenty usadzované z vody má však z hľadiska tvorby povrchu väčší význam. Počas ústupu, ktorý nasleduje po povodňovej špičke, tak ako klesá rýchlosť prúdenia, pokračuje v riečnom koryte usadzovanie sedimentov. Počas období stredných a malých vôd Dunaj v porovnaní so zmenami dejúcimi sa počas povodní formuje svoje riečisko len v menšom rozsahu.

So znižujúcim sa gradientom sa v szigetközskom úseku mení morfológia koryta a je možné rozlíšiť štyri úseky alebo sektory s významnými ekologickými dosahmi:

- 1) Centrálny sektor rozvetvujúceho sa koryta medzi Rajkou a Sapom so sklonom $25-35 \text{ cm.km}^{-1}$. Rozdeľuje sa na menšie ramená. Akumulácia sedimentov

- a rýchle pretváranie povrchu terénu pravidelne prerušovali ekologickú sukcesiu.
- 2) Dolný sektor rozvetvujúceho sa koryta medzi Sapom a Gönyű so sklonom 12-15 cm.km⁻¹. Tento sa delí na niekoľko veľkých ramien a má väčší stupeň stability. Jeho morfológické zmeny prerušujú sukcesiu vodných habitatov zriedkavejšie.
 - 3) Sektor meandrujúcich bočných ramien na povrchu nánosového kužeľa (napr. Zátoňský Dunaj, Novácky kanál). Sukcesie opustených meandrových jazier sú završené.
 - 4) Sektor meandrujúcich bočných ramien na periférii náplavového kužeľa s väčším prietokom vody (Mošonský Dunaj). Relatívne široké a hlboké koryto bolo utvorené povodňami prichádzajúcimi z Dunaja a priľahlých prítokov (Lajta, Rábca, Rába). Sukcesie opustených meandrových jazier sú završené.



Obr. 2-9 Pravidelne zaplavovaná plocha (svetlomodrá farba) pozdĺž szigetközského úseku Dunaja pred rozsiahlou reguláciou rieky na základe prvých vojenských mapovaní vykonaných medzi rokmi 1763 a 1785 (zo zbierky Múzea Dunaja)

V súčasnosti môže byť povrch terénu záplavovej oblasti Szigetközu kategorizovaný do dvoch vertikálnych úrovní. Nízka záplavová oblasť leží o 1-3 metre vyššie než priemerná hladina vody Dunaja a bola zaplavená skoro každý rok. Vysoká záplavová oblasť sa nachádza 1-2 metre nad nízkou záplavovou oblasťou a je zaplavená len počas veľmi veľkých povodní vyskytujúcich sa každé 3-4 roky.

Morfodynamické procesy súvisiace so štruktúrou biotopov sú uvedené v kapitolách 2.2. a 2.3.

Tab. 2-4 Zhrnutie morfodynamického režimu v prírodnom systéme

- Tektonický pokles oblasti bol kompenzovaný nepretržitým ukladaním alpských sedimentov. Kvôli ostrému zlomu v sklone sa medzi Bratislavou a Gönyú vytvoril veľký **aluviálny kužeľ**.
- Za nerušených podmienok Dunaj v rozsiahlej miere menil svoj tok formujúc na Szigetköz/Žitnom Ostrove **riečne ramená v tvare delty**. V súčasnom riečnom koridore sa vyvinul systém meandrujúcich a anastomizujúcich (prírodzene sa spájajúcich a prepletajúcich – pozn. prekl.) úsekov s častými zmenami hlavných ramien, vedľajších ramien dostávajúcich trvalé prúdenie a ramien nižšieho rádu s vyššími úrovňami koryta a menšími prietokmi alebo dokonca izolovanými.
- **Určujúce procesy** prírodného systému boli erózia, transport a ukladanie siltu, piesku a štrku vo veľkých množstvách. Narastajúce povodňové prietoky erodovali dnový materiál a transportovali ho, pokiaľ bolo turbulentné prúdenie dostatočne silné. Zväčšené rozmery, napr. derivačné kanály alebo ustupovanie povodňových prietokov, viedlo k ukladaniu sedimentov v toku. Zanášanie záplavových oblastí bahnom je výsledok pôdnej erózie, ktorej trvanie sa datuje od prvých osád v oblasti povodia. Prírodné procesy erózie a sedimentácie sú úzko spojené s celkovou transportnou kapacitou povodňovej vlny (trvanie, nástup a pokles povodňovej vlny).
- Prírodný systém bol vzhľadom na úrovne koryta podriadený **podmienkam dynamickej rovnováhy**, t.j. trendy zarezávania sa alebo agradácie (zanášania sa – pozn. prekl.) boli v zmysle riečnej regulácie zanedbateľné. Počas stoviek a tisícok rokov evolúcia aluviálneho kužeľa napokon vytvorila gradient, ktorý bol schopný zachovať trvalo udržateľný pomer prietoku a transportu.

2.2. Krajinná štruktúra vyplývajúca z určujúcich prírodných procesov

2.2.1. Určujúce prírodné procesy

Súčasné koncepty týkajúce sa ekológie vodných tokov dokazujú, že fluviálne systémy sú komplexné štvorrozmerné ekosystémy (Ward, 1989, Ward & Stanford, 1989). Riečne systémy sú interaktívne v smere troch priestorových rozmerov: pozdĺžne (hore prúdom–dolu prúdom alebo prepojenia rieka - prítok), bočne (vzájomné interakcie rieka - inundácia) a vertikálne (vzájomné interakcie rieka - podpovrchová voda). Štvrtý rozmer je čas, ktorý zahŕňa dlhodobé zmeny fluviálneho systému a krátkodobé procesy súvisiace s ročným hydrologickým cyklom. Štvorrozmerný prístup poskytuje všeobecný rámec pre výskum procesov určujúcich ekologickú integritu typov biotopov vodného systému v oblasti Szigetközu.

2.2.1.1. Pozdĺžne riadiace procesy

Prietok vody, sedimenty, rastlinné živiny, organické látky a splavované živé organizmy prichádzajúce z oblasti horného toku cez Devínsku bránu v zásade určujú charakter biotopu fluvialného systému Szigetköz, ako aj zloženie a produkciu jeho bioty. Prietok vody má priamy vplyv na základné charakteristiky biotopov, ako sú hĺbka vody, rýchlosť toku, typ dna, atď. a na erózne a sedimentačné procesy určujúce morfológiu riečneho koryta. Ukladanie sedimentov v ročnom množstve 400.000-500.000 m³/rok prichádzajúcich z horného Dunaja (Károlyi, 1962) je pre vývoj ramenných sústav faktor rozhodujúceho významu.

Hydromorfologické procesy boli nasledované zmenami v biote. Počas spontánnej sukcesie niekoľko druhov stratilo prostredie v biotopoch, ktoré sa pre ne stali nepriaznivými, ale tieto kolonizovali vznikajúce nové biotopy. Priestorové a časové schémy vegetácie boli dynamicky mozaikovité.

Zloženie rastlinných spoločenstiev v záplavovej oblasti bolo dopĺňané z miestnej vegetácie a vegetatívnych propagúl (rozmnožovacích jednotiek rastlín – pozn. prekl.) (semienka, ovocie, životaschopné kúsky výhonkov) posúvané dolu zo vzdialených horských oblastí. Propaguly horských rastlín pôvodných v hornej časti povodia Dunaja sú pravidelne splavované do Kisalföldského úseku Dunaja, kde sa rozširujú po inundácii povodňami. Následkom toho sa suchozemská flóra oblasti vyznačuje relatívne vysokým počtom druhov. Hlavný charakteristický rys flóry nie je určený zvláštnymi zriedkavými druhmi, ale skôr výnimočnou diverzitou zloženia druhov, keďže sa horské a nížinné druhy môžu vyskytnúť vo vzájomnom priamom susedstve (Hahn, 2003).

Rozširovanie sa alebo „migrácia“ fluvialných makroinvertebrát (bezstavovcov) unášaním je v organizácii bentických spoločenstiev proces primárneho významu. Bentické habitaty erodované veľkými povodňami sú znovu osídľované prostredníctvom kolonizácie prichádzajúcej z horného úseku.

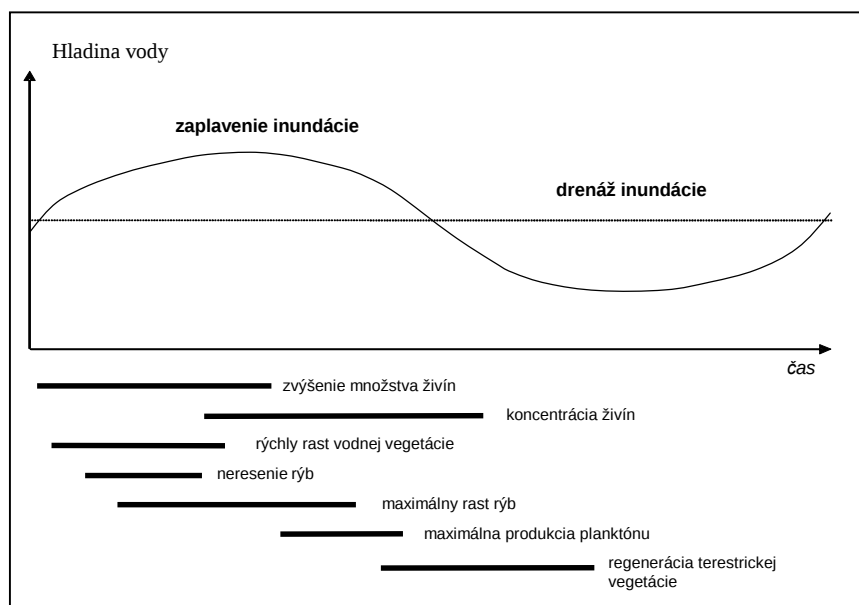
Množstvo a kvalita detritu je ovplyvňovaná alochtónnymi (majúcimi pôvod inde – pozn. prekl.) vstupmi, autochtónnou (pôvodnou) produkciou, mikrobiálnym a živočíšnym spracovaním a retenčnými charakteristikami oblastí nachádzajúcich sa proti prúdu rieky

2.2.1.2. Bočné riadiace procesy

Za sebou idúce striedavé obdobia záplav a malej vody (pulzovanie povodní) je najdôležitejšou hnacou silou riečno-inundačného ekosystému. Táto je opísaná prostredníctvom Koncepcie pulzovania povodní (Junk et al., 1989). Podľa tejto koncepcie je inundačná oblasť dôležitou časťou nížinného fluvialného systému, ktorý je periodicky spojený s riekou a potom sa od rieky odpája prostredníctvom akvaticko-terestrickej prechodnej zóny (ATPZ), ktorá sa bočne posúva ako prechádza povodeň. ATPZ s mimoriadnou biologickou aktivitou je pobrežná zóna po hĺbku vody 1-2

metre, ktorej rozsah výkyvov siaha až ku vrchnému okraju záplavovej oblasti (Junk et al., 1989; Bayley, 1995). Jej rozsiahly bočný pohyb má vplyv na prísun rastlinných živín a organickej hmoty a na rozvoj a odolnosť fluvialno-inundačnej flóry a fauny. Flóra a fauna nížinných riek sa prispôsobila na využívanie periodicky zaplavovanej inundácie. Keď príde povodeň, podstatná zložka vodných bezstavovcov a rýb migruje z koryta rieky do nedávno zaplavenej inundácie. Keď povodne počas jari a začiatkom leta začnú, väčšina rýb začne reprodukciu. Ryby a vodné bezstavovce osídľujúce zaplavenú inundáciu využívajú organickú hmotu v ATPZ väčšinou alochtónneho pôvodu až pokiaľ záplava kulminuje. V tom istom čase významná časť zložiek terestrickej fauny nachádza útočisko migráciou k nezatopeným biotopom. Keď povodeň ustupuje, biomasa z ATPZ prúdi z inundácie do trvalých vodných útvarov. Biomasa vyprodukovaná v ATPZ, ako potomkovia rýb a bezstavovcov, do veľkej miery prispieva k biologickej produkcii nížinných riek (**Obr. 2-10**). Množstvo autochtónnej biomasy závisí na rozšírení záplav v priestore a čase. Základné biologické funkcie ATPZ sú:

- dôležitý zdroj živín
- významný zdroj alochtónnej biomasy
- umiestnenie veľkej časti autochtónnej primárnej a sekundárnej produkcie
- kľúčový biotop v ontogenéze niektorých vodných a semiakvatických organizmov



Obr. 2-10 Biologické procesy súvisiace s prechodom povodne cez riečno-inundačný systém na začiatku vegetačného obdobia, znázornené v čase

Vysoká produktivita riečno-inundačného ekosystému je výsledkom premeny akvatického a terestrického stavu inundácie. Ak sa záplavy prerušia, produktivita fluvialneho systému sa zmenami v prínose živín a organizácii ekosystému významne redukuje.

2.2.1.3. Vertikálne riadiace procesy

Hyporeická zóna (zóna prestupu podzemných vôd do koryta rieky – pozn. prekl.) v aluviálnych nížinných riekach je dobre vyvinutá a preto predstavuje dôležitú zložku vodného ekosystému (Stanford a Ward, 1993). Hyporeický intersticiálny (medzipriestorový – pozn. prekl.) vodný útvar priamo spojený s riečnym korytom poskytuje špecifický biotop pre početné bentické organizmy bezstavovcov. Hyporeická zóna má tiež kľúčový význam v ontogenéze (vývoj jedincov od zárodku po zánik – pozn. prekl.) niektorých reofilných druhov rýb ako miesto neresenia a rastového substrátu, alebo ako biotop mladých rýb a vodná skrýša pri povodni, hlavne pre reofilné druhy rýb (Jungwirth, 1998).

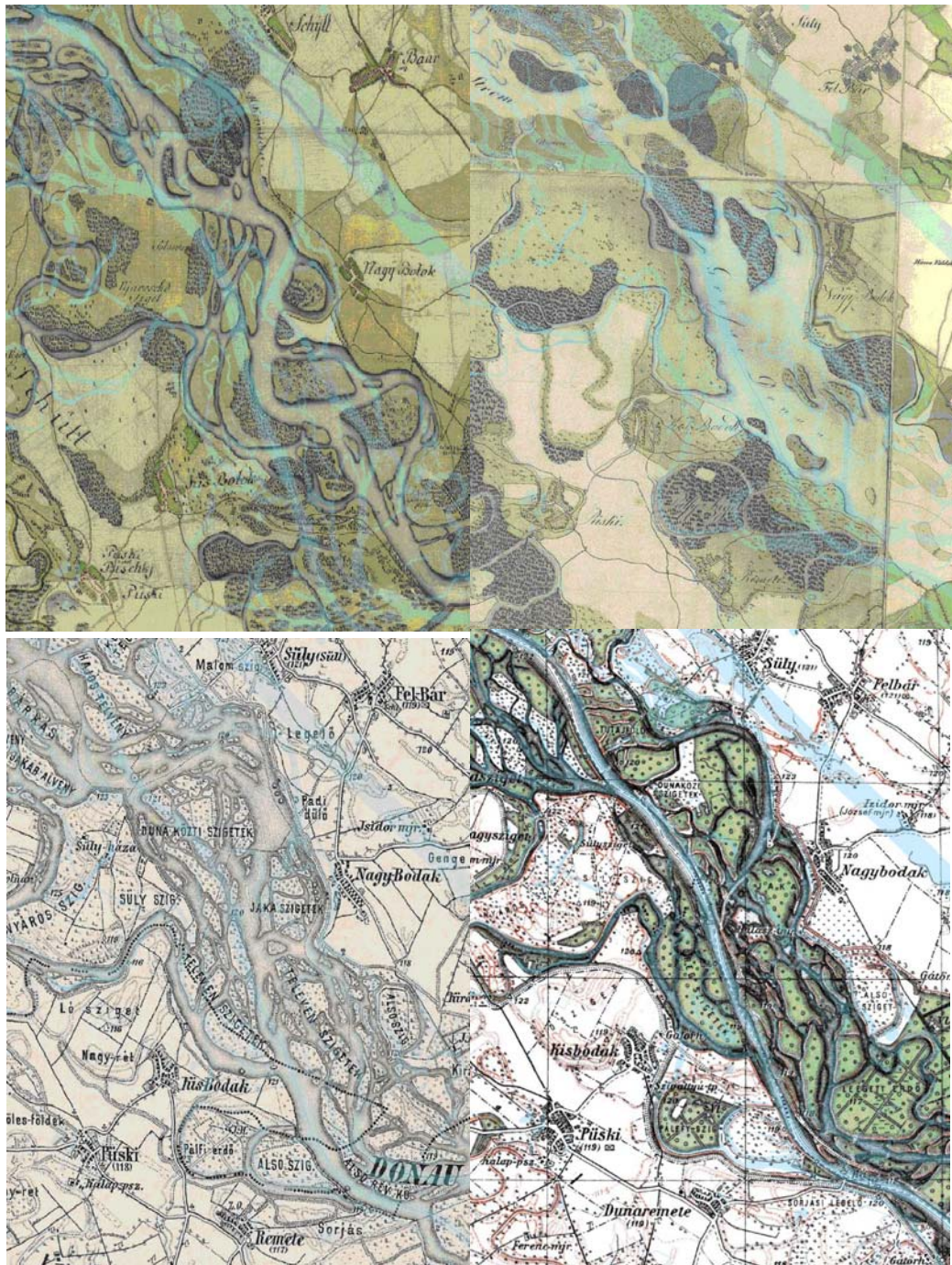
Produktivita bentických spoločenstiev je podstatne nižšia v zazemňovaných meandrových jazerách, kde akumulované bahnité sedimenty bohaté na organickú hmotu bránia priamej interakcii medzi povrchovým a intersticiálnym vodným útvarom.

2.2.1.4. Časová dynamika

Časová dynamika zahŕňa dlhodobé (>10 rokov) zmeny fluviálneho systému a krátkodobé udalosti súvisiace s ročným hydrologickým cyklom.

Dlhodobé zmeny určujú geomorfologický vývoj fluviálneho systému a sukcesiu biotopov. Miera sukcesie je ovplyvňovaná alogénnymi procesmi (poklesom hladiny vody, usadzovaním sa minerálnych sedimentov, atď.) a autogénnymi procesmi (vegetačná dynamika, eutrofizácia, atď.). Prietokné rameno rieky (anabanch – oddeľujúce sa a znovu sa pripájajúce rameno rieky – pozn. prekl.), ktoré bolo izolované od sústavy bočných ramien, sa v dôsledku alogénnych procesov môže počas niekoľkých dekád zaplniť. Avšak autogénne zaplnenie opusteného meandrového jazera, ktoré vzniklo v dôsledku oddelenia meandra a jeho premena na terestrický ekosystém trvá 200-300 rokov. Séria historických máp z jednej časti Szigetköz na **Obr. 2-11** demonštruje krajinné zmeny v retrospektívnom pohľade dvoch storočí.

Krátkodobé zmeny ovplyvňujú obdobia interakcií medzi riekou a inundáciou v súvislosti s vodným režimom a počasím, ktoré ovládajú biologické funkcie riečno-inundačného ekosystému (pozri predchádzajúcu časť).



Obr. 2-11 Sériá štyroch historických máp demonštrujúcich zmeny krajiny počas 140-tich rokov v bodickej oblasti Szigetközu. Mapy pochádzajú z roku 1784 (vľavo hore), 1840-te roky, (vpravo hore), z roku 1872 (vľavo dolu) a z roku 1920 (vpravo dolu). Modrá obrysová vrstva zobrazuje existujúce korytá.

2.2.1.5. Disturbancie

Disturbancie (rušivé podnety – pozn. prekl.) sú nezvyčajné a nepravidelne sa vyskytujúce udalosti majúce za následok náhle štruktúrne zmeny v prírodných biotopoch, spoločenstvách a populáciách. Hodnotenie disturbancií sa môže meniť v závislosti na škálach priestoru a času. Prechod stredne veľkej povodne nemôže byť považovaný za disturbanciu. Táto prispieva k pretrvávaniu schém biotopu - napríklad jej efekt vyplachovania odstraňuje nahromadené kalové a organické a anorganické usadeniny z riečnych ramien a z intersticiálnych priestorov hyporeickej zóny; bráni rozvoju burinnej vegetácie v jednotlivých ramenách, atď. Avšak mimoriadne veľké povodne sú považované za disturbanciu. Zosilnené erózne procesy veľkolepo menia geomorfológiu inundácie, sú vytvárané lavice, vznikajú alebo sa zazemňujú ramená, rozvíjajú sa meandre, atď. Disturbancie prerušujú sukcesiu biotopov a tak napomáhajú objavovaniu sa menej konkurencieschopných pionierskych druhov a spoločenstiev. Po mimoriadnej povodni sa geomorfológia riečneho koryta vyznačuje roky trvajúcim procesom preskupovania, dynamicky vzájomne pôsobiac na osídľovanie a organizáciu ekologických prvkov (jedince, populácie, spoločnosti, ekosystémy).

Podľa hypotéz o stredných disturbanciách (Ward & Stanford, 1989), disturbancie strednej frekvencie a intenzity umožňujú pretrvávajúce rôznych skupín druhov priebežným udržiavaním nerovnovážnych podmienok, ktoré ústia do väčšej biodiverzity riečneho ekosystému. Opakovaný výskyt disturbancií vo vývoji riečneho ekosystému obmedzuje biotickú interakciu inak ako v prípade vývoja v jazerných ekosystémoch. Predvídateľnosť je dôležitým aspektom v priebehu hodnotenia disturbancií. Biotopy nížinných riek sú prispôbené sezónnemu kolísaniu vodného režimu, teplôt, atď. Preto len nepredvídateľné udalosti môžu byť považované za typické disturbancie. Zo štatistického pohľadu môže byť udalosť považovaná za nepredvídateľnú, ak je pravdepodobnosť jej výskytu <5 % (Resh et al., 1988).

Tab. 2-5 Zhrnutie aspektov riadiacich procesov

- Inundačno-riečne ekosystémy sú interaktívne pozdĺž troch priestorových rozmerov. Pozdĺžne schémy a procesy pozdĺž riečnych tokov boli dávno rozpoznané ako zásadný rys riečneho systému. Existujú tu interaktívne prepojenia medzi riečnym korytom a pobrežnou zónou. Prepojenie udržiava kinetická energia zaplavovania (riečna dynamika). Medzi povrchovou a podzemnou vodou existujú vertikálne interakcie.
- Inundačno-riečne ekosystémy sú charakteristické disturbanciou. Najmä zriedkavé povodňové udalosti s vhodným prúdením pretvárajúcim koryto prerušujú sukcesiu biotopov a vytvárajú nové počiatočné stavy (omladenie biotopov inundácie). Pravidelné záplavy (interval výskytu <10 rokov) sú však veľmi dôležité pre rozvoj typickej vegetácie záplavovej oblasti pozdĺž povodňových gradientov.

2.2.2. Charakter biotopu

Szigetközská inundácia Dunaja vyzerá ako sieť viac alebo menej poprepájaných vodných útvarov (**Obr. 2-8**). V rámci inundácie je možné rozoznať niekoľko typov biotopov, ktoré vyplývajú z hydrologických a geomorfologických procesov. Rozdiel medzi biotopmi vodných útvarov inundácie v malej priestorovo-časovej škále je založený na pohybe vody počas sezónneho zaplavenia. Charakter biotopov vo funkčných sektoroch riečneho systému sa mení podľa hladiny vody. Počas období malej vody sa prietok vody obmedzuje na väčšie a hlbšie korytá. V závislosti od stupňa prepojenia sa bočné ramená a meandrové jazerá líšia od tých biotopov, kde voda tečie. V dôsledku výparu a presakovania môže byť ich strata vody významná, kvalita ich vody sa môže meniť a môžu dokonca vyschnúť. Rozdiel v biotopoch strednej priestorovej škály poukazuje na atribúty ako prepojenie a štádium ekologickej sukcesie. Je možné rozlíšiť štyri hlavné typy vodných biotopov charakterizujúcich vodný systém (Roux et al., 1982 a Amoros et al., 1987). V ekologickom sukcesnom procese existuje medzi týmito štyrmi typmi prechodné kontinuum (spojitosť – pozn. prekl.). (**Obr. 2-12** a **Obr. 2-13**):

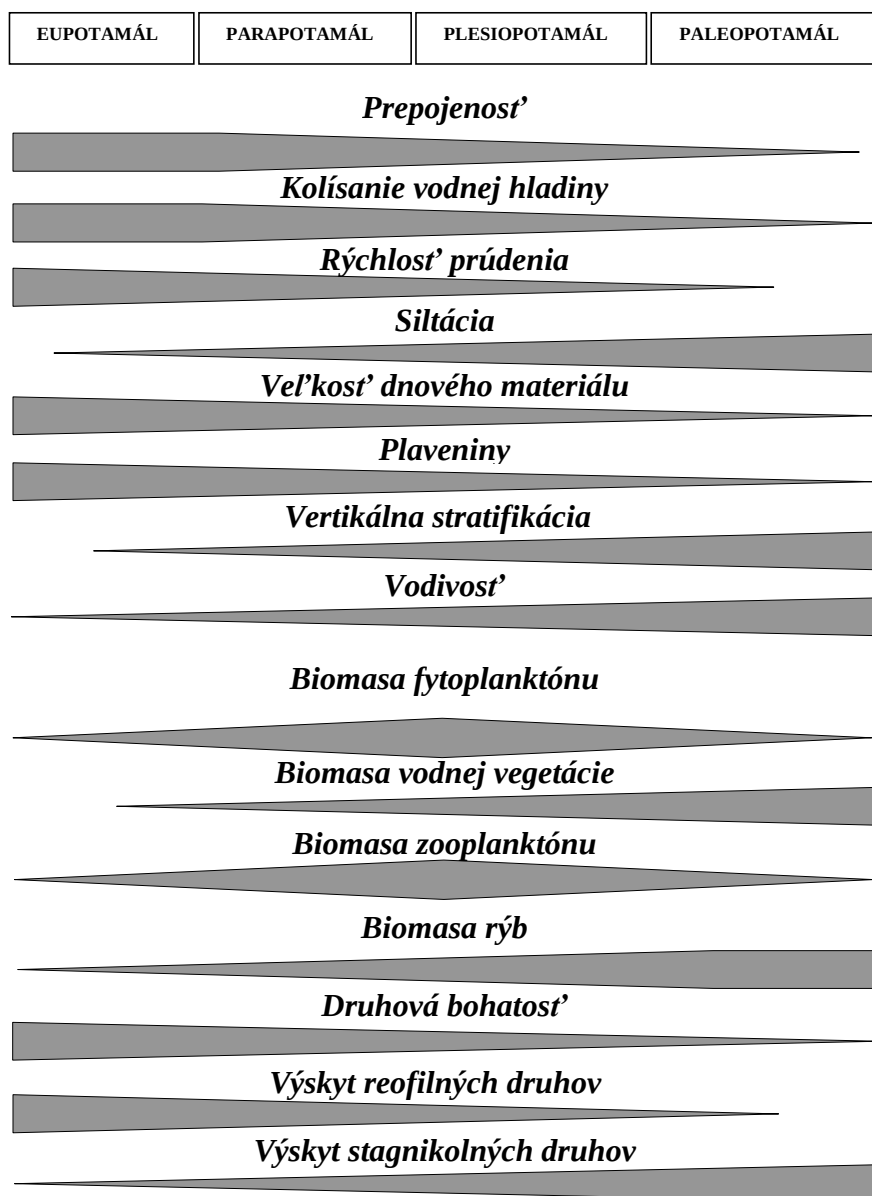
- *Eupotamál*: Riečne rameno s trvalým prúdením (hlavné koryto, bočné ramená). Dno je hrubozrnné, často štrkové. Obsah plavenín vo vode je vysoký; čo je obzvlášť významné počas povodní. Vertikálna stratifikácia teploty a kyslíka nie sú charakteristické, elektrická vodivosť vody je nízka. Obsah fytoplanktónu je nízky, primárne je tvorený prinesenými rozsievkami a ich makrovegetačný obsah je bezvýznamný. Dominantnými zložkami zooplanktónu sú jednobunkovce (protozoa) a vírniky (rotifera), ktoré predstavujú málo biomasy. Zoobentos a ryby, ktoré sú relatívne bohaté na druhy, sú charakterizované primárne reofilnými druhmi, ktoré predstavujú málo biomasy.
- *Parapotamál*: Periodicky prúdiace bočné rameno trvalo prepojené s hlavným korytom rieky na sútoku. Jeho tok môže byť napájaný povrchovou aj podzemnou vodou, veľkosť a smer prúdenia sa môže meniť v závislosti od kolísania hladiny vody v rieke. Obsah plavenín je v obdobiach malej vody nízky. Dno obsahuje menej hrubozrnnější štrk často zmiešaný s pieskom a siltom. V závislosti od hĺbky vody tu existuje periodický výskyt vertikálnej stratifikácie teploty a obsahu kyslíka. Elektrická vodivosť vody je na strednej úrovni. Jeho fytoplanktón je bohatý na druhy, biomasa rozsievok a zelených rias je významná, avšak makrovegetácia je chudobná. Zooplanktón predstavuje veľkú biomasu; jeho dominantnými zložkami sú jednobunkovce (protozoa) a vírniky (rotifera). Biomasa zoobentosu je významná. Rybia fauna je menej náročná voči charakteristikám biotopov. Prevažujú eurytopné (nároky na prostredie nie sú úzko vymedzené – pozn. prekl.) a v malej miere reofilné druhy a predstavujú stredne veľkú biomasu.
- *Plesiopotamál*: Periodicky izolovaná stojatá voda meandrového jazera alebo opustenej slučky meandra; rozšírenie a množstvo vody kolíše v závislosti od hladiny vody v rieke. Jej dno sa skladá zo siltu a piesku. Obsah plavenín je vo všeobecnosti malý. Je charakterizovaná vertikálnou stratifikáciou teploty

a kyslíka. Elektrická vodivosť vody je vysoká. Obsahuje veľkú masu fytoplanktónu a častým javom je vodný kvet, makrovegetácia je bohatá. Dominantnými zložkami zooplanktónu sú vírniky (*rotifera*) a kôrovce (*crustacea*), ktoré predstavujú obzvlášť veľkú biomasu. Biomasa zoobentosu je významná. Rybia fauna sa vyznačuje eurytopnými a limnofílnymi druhmi. V dôsledku pravidelných extrémnych environmentálnych podmienok je rybia populácia často jedno- alebo dvoj-druhovú. Biomasa rybiej fauny kolíše medzi extrémnymi hraničnými hodnotami; dokonca môže byť aj obzvlášť veľká.

- *Paleopotamál*: Trvale izolované meandrové jazero so stojatou vodou alebo opustená slučka meandra. Priame povrchové spojenie s ramenami s tečúcou vodou sa vyskytuje len v prípade najvyšších vodných stavov. Jeho zásobovanie vodou je väčšinou zabezpečované infiltráciou podzemnej vody cez alúvium a zrážkami. Jeho dno je zložené zo silu a ílu, obsah organického materiálu na povrchu sedimentov je veľmi vysoký. Obsah plavenín je nízky. Denné vertikálne rozvrstvenie teploty a kyslíka je významné, elektrická vodivosť vody je veľmi vysoká. Jeho fytoplanktón obsahuje malý počet druhov a jeho biomasa nie je významná. Jeho makrovegetácia je obzvlášť hojná. Dominantnými organizmami zooplanktónu sú kôrovce, ktoré predstavujú malé množstvo biomasy. Biomasa zoobentosu nie je významná. Rybia fauna je zložená z relatívne nízkeho počtu limnofílnych druhov predstavujúcich významnú biomasu.



Obr. 2-12 Ilustruje rozmiestnenie vodných biotopov (typy podľa Amoros - Rouxa) v rámci príbrežnej krajiny v riečnom systéme blízkom prírodnému (príklad z Eurázie, zdroj Google 2009)



Obr. 2-13 Porovnanie niektorých fyzikálnych a biologických charakteristík hlavných typov vodných biotopov

Historické analýzy biotopov môžu pomôcť stanoviť hydromorfologické podmienky v pôvodných pomeroch (Hohensinner et al., 2005). Pre tieto účely bolo zozbieraných a vyhodnotených množstvo historických máp, správ, ako aj pozdĺžnych profilov a inžinierskych plánov. Použité a podrobne hodnotené boli nasledovné mapy (z roku 1872):

- Mapy z rokov 1100-1600: Tieto mapy naznačujú všeobecný vývoj celej vnútrozemskej delty Dunaja vo veľkej mierke (prvé rozvetvenie do dvoch, neskôr troch vetiev).

- 1699: Marsigliho mapy poskytujúce prvé podrobné zmienky vrátane bočných koryt a ostrovov.
- 1782-84: Prvé rakúske vojenské mapovanie (topografická mapa 1:28.800).
- 1834: Podrobná mapa (s písanými a farebnými informáciami o využívaní krajiny).
- ~1840: Druhé rakúske vojenské mapovanie (topografická mapa 1:28.800).
- 1859: „Riečna mapa“ („Stromkarte“) z Pasova (Passau, Nemecko) do Oršavy (Orșova, Rumunsko) (pri „Železných vrátach“ – pozn. prekl.) vrátane množstva informácií týkajúcich sa hĺbky koryta a rýchlostí pre plavbu a prvé regulačné práce (1:28.000).
- 1882-87: Tretie rakúske vojenské mapovanie (topografická mapa) (1:25.000).
- 1901: Mapa úprav (1:100.000).
- 1910: Mapa úprav (1:25.000).
- 1925: Topografická mapa (1:25.000).
- 1970: Mapa rieky Dunaj a topografická mapa (1:10.000).
- 2008: Farebné infračervené letecké snímky z roku 2008.

Zjednotený tematický obsah bol odvodený zo všetkých máp (vodné, semi-akvatické, terestrické biotopy pri riečnej krajiny, ako aj vodné stavby), porovnajte legendu a príklady máp na nasledujúcich stranách.

Druh biotopu:

1	Eupotamál-A (hlavné koryto)
2	Eupotamál-B (trvalé bočné korytá prepojené na hornom a dolnom ústí)
3	Parapotamál-A (dynamické bočné korytá prepojené na dolnom ústí)
4	Parapotamál-B (menej dynamické bočné korytá prepojené na dolnom ústí)
5	Plesiopotamál (izolovaný ale pravidelne zaplavovaný vodný útvar inundácie)
6	Paleopotamál (meandrové jazerá, izolované vodné sústavy so vzdutím)
8	Štrkové/piesčité lavice/ostrovy bez vegetácie
9	Lavice s prvotnou pionierskou vegetáciou
10	Lavice s vyvinutou pionierskou vegetáciou
7	Mäkký lužný les
25	Tvrdom lužný les
19	Topoľové kultúry
191	Holoruby, opätovné zalesnenie
11	Trstinová/močaristá sukcesia
14	Zamokrené pasienky (s krovinnami)
13	Lúky/pasienky
20	Ostatný les
12	Poľnohospodárstvo
15	Sídla a infraštruktúra
16	Povodňové ochranné hrádze
17	Kanál

Vodné stavby:

	Opevnenie brehu (kamenný násyp a bývalá vlečná cesta)
	Priečne hrádze (kamenný násyp)
	Výhonové polia a regulačné objekty
	Mosty

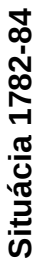
Obr. 2-14 Celkové druhy biotopov (nie všetky biotopy/vodné stavby sú relevantné pre prvé kroky, ako napríklad „Topoľové kultúry“ alebo „Vyplnené štrkové jamy“)

Nasledujúca séria máp (Mapy 1-7) ukazujú najvýznamnejšie zmeny od roku 1782. Čierny polygón vyznačuje celý szigetközský úsek dlhý 30 km medzi existujúcimi hrádzami (aktívna inundácia). Dva hrubé polygóny ukazujú územia zvolené pre detailné štúdie a tenká bodkovaná čiara vymedzuje širšiu oblasť projektu vrátane Mošonského Dunaja na maďarskom území.

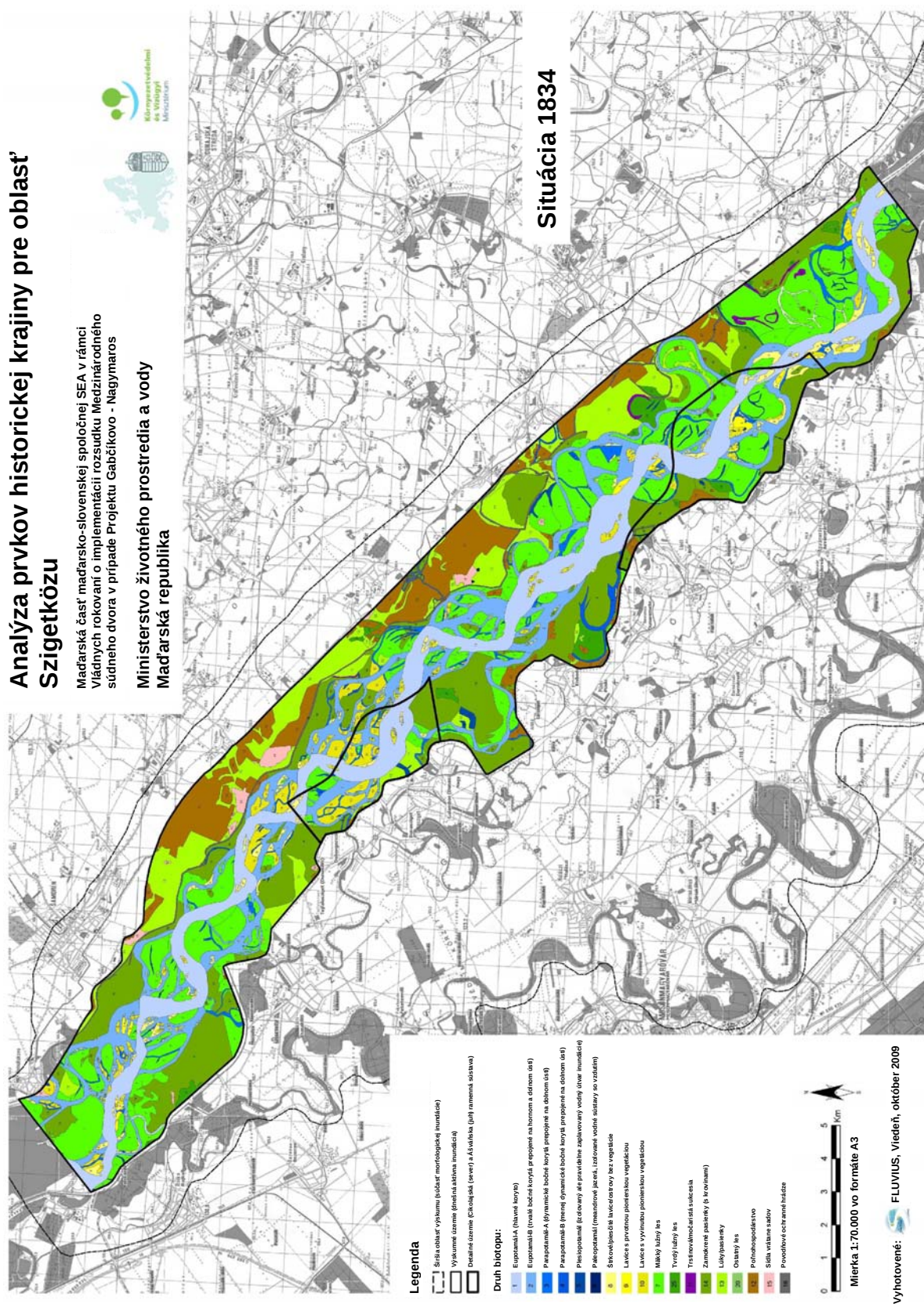
Maďarská časť maďarsko-slovenskej spoločnej SEA v rámci
Vládnych rokovaní o implementácii rozsudku Medzinárodného
súdneho dvora v prípade Projektu Gabčíkovo - Nagymaros



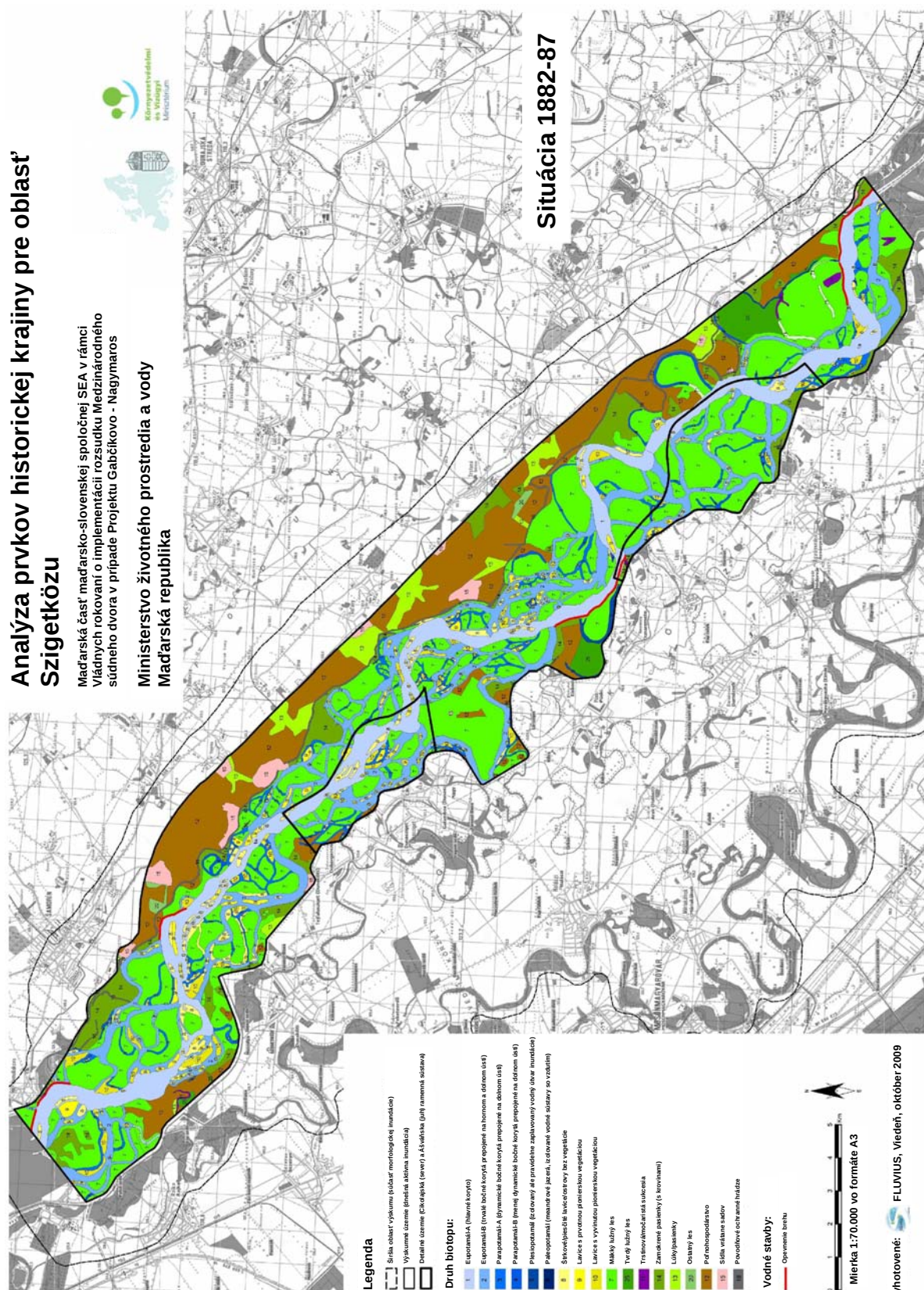
Kültür, Turizm ve
Eğilimler Bakanlığı



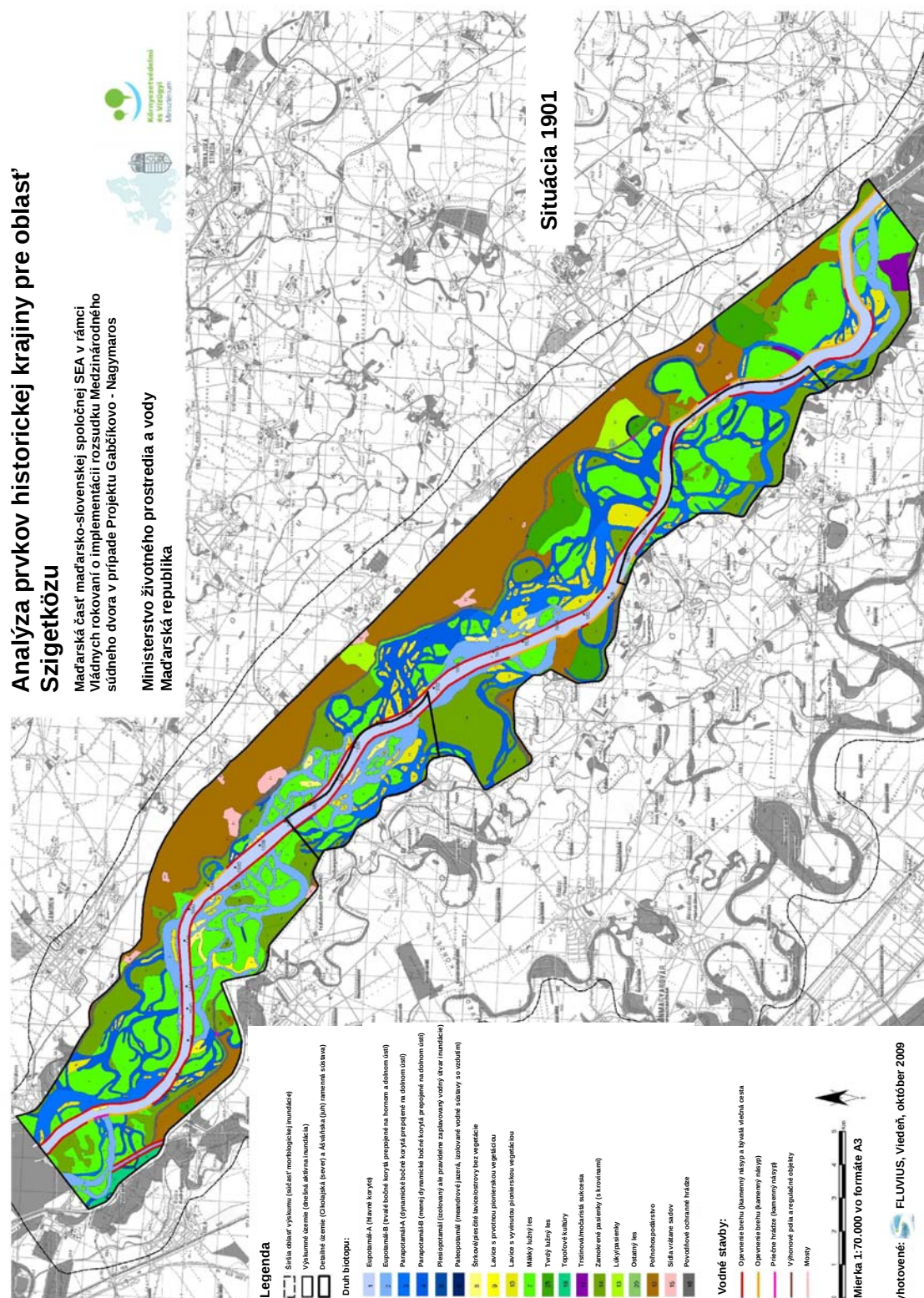
 Vyhotovené: **FLUVIUS, Viedeň, október 2009**



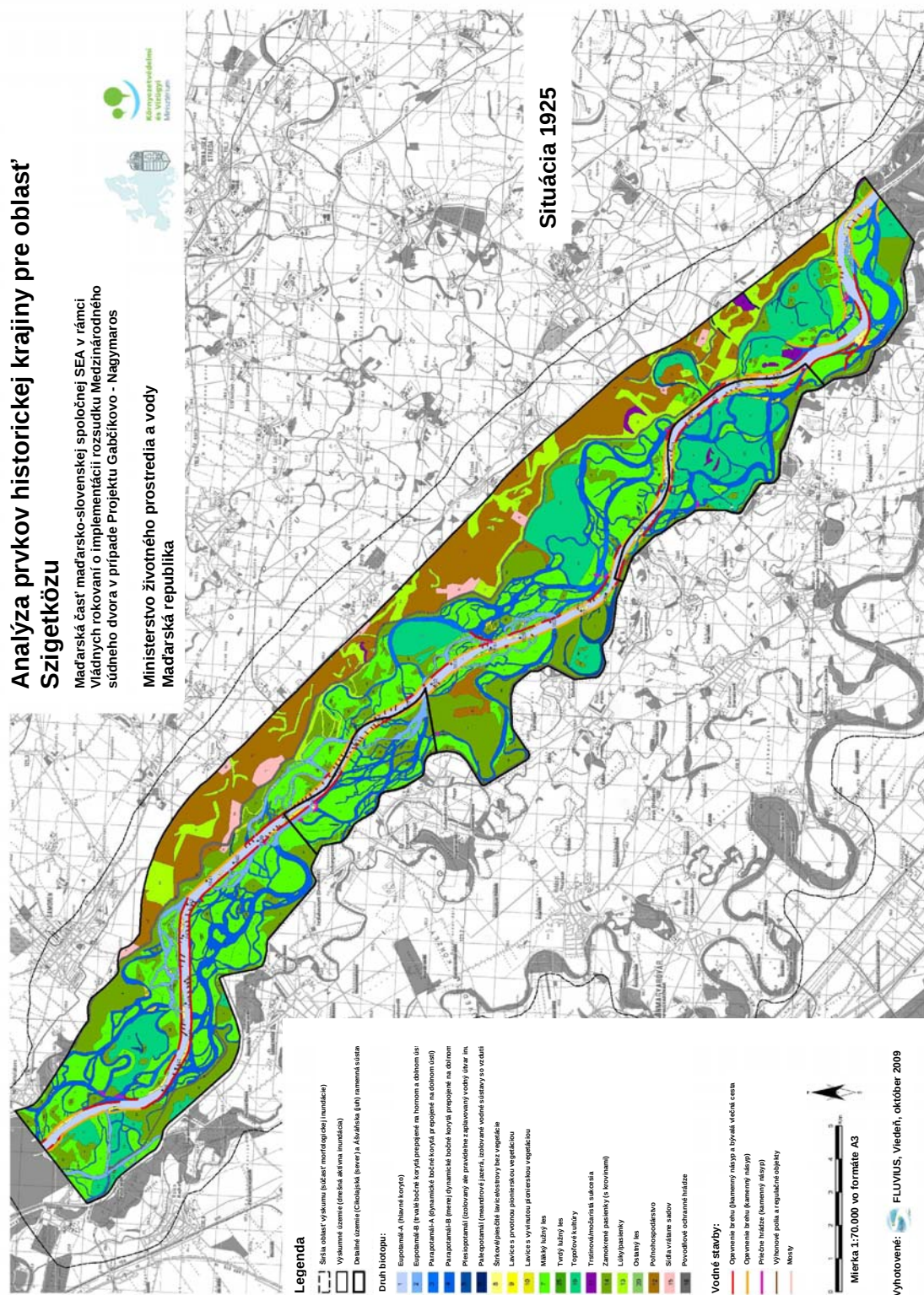
Mapa 2: rok 1834



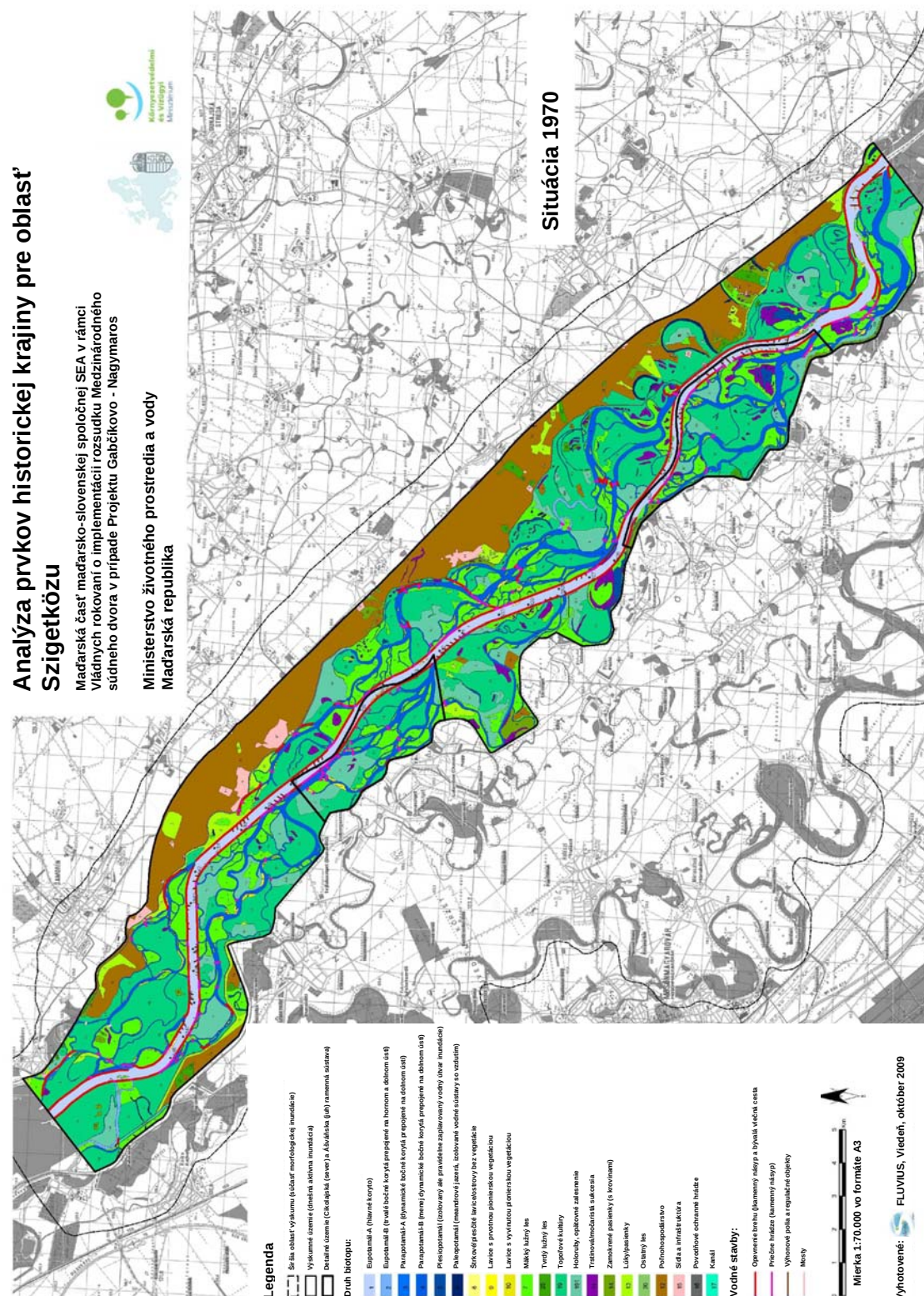
Mapa 3: roky 1882-87



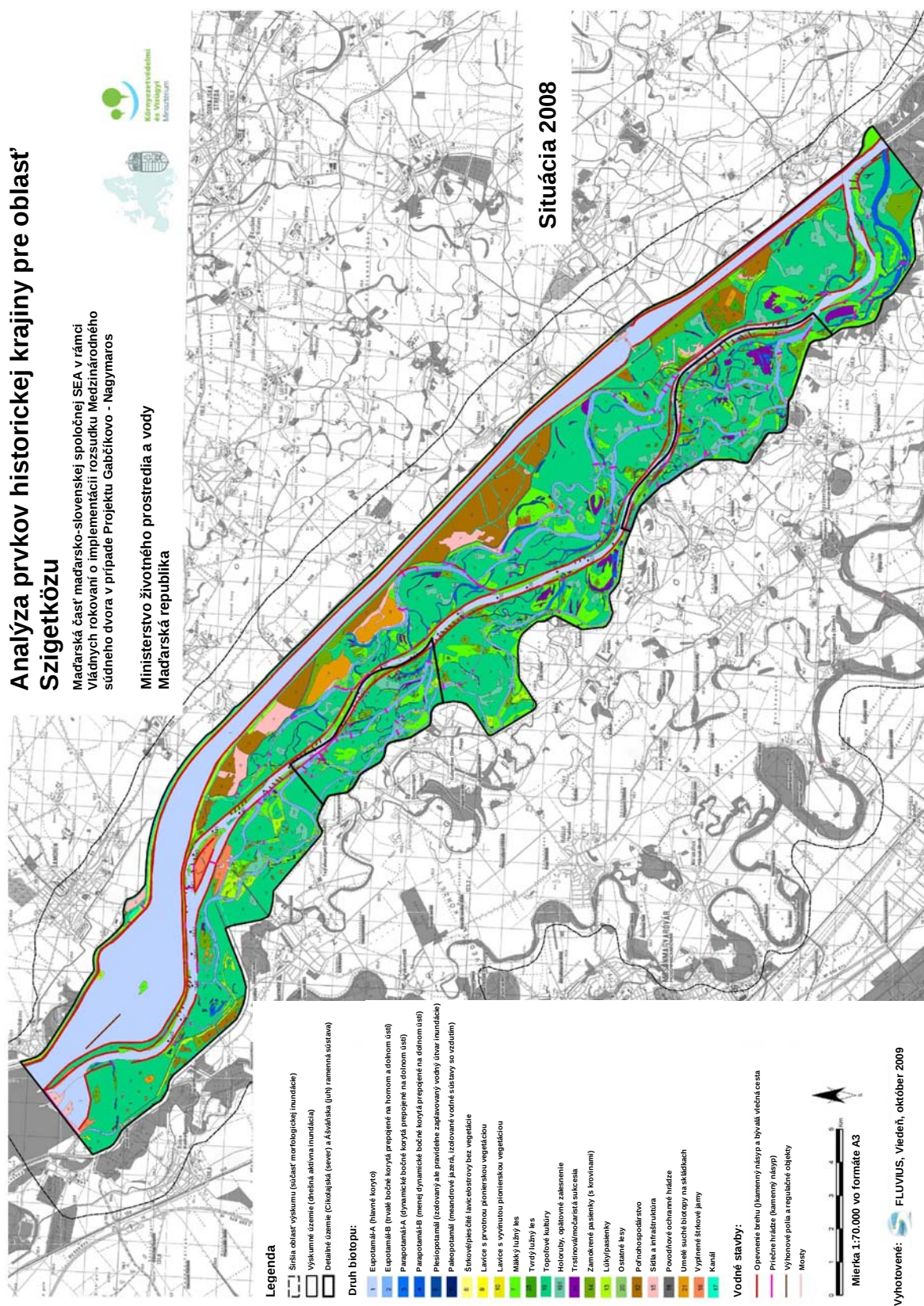
Mapa 4: rok 1901



Mapa 5: rok 1925



Mapa 6: rok 1970



Mapa 7: rok 2008

2.3. Biota, biodiverzita, ekologické procesy poukazujúce na kvalitu vody

S ohľadom na prírodné podmienky inundácie Szigetközu pred hlavnými regulačnými projektmi môžeme usudzovať, že kvôli vysokej diverzite habitatov vyplývajúcej z riečnej dynamiky, častému reštartovaniu smerom k raným sukcesným štádiám regulovanému záplavami a veľkému bočnému rozsahu záplavových území, bola biodiverzita charakteristických asociácií riečnej inundácie vysoká a samočistiace procesy boli vo vyváženom stave. V porovnaní s vývojom krajiny vyvolaným regulačným projektom v 19-tom storočí bola diverzita biotopov vyššia a dominovali akvatické a semiakvatické oblasti. Tieto prejavovali širokú škálu podmienok biotopov – hydrologickú prepojenosť s hlavným riečnym tokom, prúdenie, retenčné charakteristiky, typy sedimentov a mokré/suché - klesajúce fázy. Analýzy historických máp jasne indikujú túto prevahu biotopov v raných sukcesných štádiách – holé štrkové lavice a oblasti s usadzovaním sa jemnejších sedimentov. Plytké ostrovy boli nepretržite vytvárané a erodované. Rýchlosť výmeny biotopov bola vysoká a rozsah terestrializačných procesov bol obmedzený. Z historických záznamov a dostupných znalostí autoekologických požiadaviek charakteristických druhov teda môžeme usudzovať, že biodiverzita reofilných druhov, rané pionierske a stredné štádiá sukcesných druhov rastlín, ktoré vyžadujú hrubé pobrežné sedimenty pre skorý rast a sú tolerantné ku častým záplavám, boli spoločne obohatené semi-akvatickými asociáciami terestrických bezstavovcov (napr. spoločenstvá bystrušiek, pavúkov a mravcov), respektíve typickými vtáčimi druhmi, ktoré vyžadujú obnažené štrkové lavice pre hniezdenie.

Vysoká biodiverzita bola vyjadrená širokým zastúpením rastlinných asociácií. Surové aluviálne pôdy vytvárané na štrkovom podklade boli chudobné na humus, ale bohaté na živiny. Pôdy boli počas povodní nasýtené vodou a prípadne voda dosahovala korene rastlín z podzemnej vody prostredníctvom kapilárneho vztlákania. Pozdĺž pobrežia plytkých ostrovov a bočných ramien sa obyčajne tvorili nízke vrbové kroviny s druhovou skladbou v závislosti od kvality pôdy. Na štrkových plytkinách sa usadili krovinné porasty vrby purpurovej (asociácia vrby purpurovej so štiavcom kučeravým (*Rumici crispi* - *Salicetum purpureae*)). V častiach s menším prúdením, kde jemný piesok a silt vytvárali ostrovy, sa vyvinuli krovinné porasty vrby trojtyčinkovej (asociácia vrby trojtyčinkovej so stavikrvom pieporným (*Polygono hydropiperi* - *Salicetum triandrae*)). V uzavretých odtokových oblastiach s dobrým zásobovaním vodou sa vytvárali porasty vrby popolavej a jelšových lesov (asociácia vrby popolavej so smlzom (*Calamagrostio* - *Salicetum cinereae*), asociácia slatinnej jelšiny s ostricou predĺženou (*Carici elongatae* – *Alnetum*)). Na vyššom teréne, kde pravidelné záplavy trvali 1 až 2 mesiace, väčšie vrby a topole vytvárajú mäkké lužné lesy. Zalesnené biotopy vrbových hájov (asociácia vrby bielej s bleduľou letnou (*Leucojo aestivi* - *Salicetum albae*)) sa vyskytovali na pravidelne zaplavovaných plochách. Háje topoľa čierneho (asociácia topoľa čierneho s bodliakom kučeravým (*Carduo crispi* - *Populetum nigrae*)) sa vyvinuli v lesných biotopoch tiež pravidelne zaplavovaných, ale kde ich pôda vytvorená na piesčito-štrkovom podloží v období bez záplav vysychala rýchlejšie. Spomedzi druhov tvrdých lužných hájov sa v tejto asociácii často objavuje brest väzový (*Ulmus laevis*).

Na vyšších úrovniach terénu inundácie, ktoré sú zaplavované len v prípade väčších povodní, sa vyvinuli háje topoľa bieleho (asociácia topoľa bieleho so starčekom

poriečnym (*Senecioni sarracenici - Populetum albae*). Ďalej vyššie v zriedkakedy zaplavovaných plochách prevládajú rôzne asociácie tvrdého luhu: vegetačnú mozaiku vytvorili jelšové háje (asociácia jelšiny s vranovcom štvorlistým (*Paridi quadrifoliae - Alnetum*)), dubovo-jaseňovo-brestové háje (asociácia brestového porastu s bedrovníkom väčším (*Pimpinello majoris - Ulmetum*)), hrabovo-dubové lesy (asociácia hrabového porastu s tŕňovkou (*Majanthemo - Carpinetum*)) a uzavreté a otvorené suché dubové lesy (asociácia duba letného s ryžovkou zelenkastou (*Piptathero virescentis - Quercetum roboris*)), asociácia duba letného so smldníkom alsaským (*Peucedano alsatico - Quercetum roboris*)).

Typické asociácie vodnej vegetácie zahŕňajú rozmanité spoločenstvá pleustónnych (plávajúcich – pozn. prekl.) rastlinných spoločenstiev (vodné spoločenstvá nezakorenených rastlín (*Lemnetea*): asociácia spirodelky so salvíniou (*Salvinio - Spirodeletum*)), asociácia bublinatky obyčajnej so žaburinkou (*Lemno - Utricularietum vulgari*)), asociácia vodnianky žabej (*Hydrocharitetum morsus ranae*)), asociácia rožkatca ponoreného (*Ceratophylletum demersi*)) a ponorené akvatické spoločenstvá (vodné spoločenstvá zakorenených rastlín (*Potametea*): asociácia leknovca štítnateho (*Nymphoidetum peltatae*)), asociácia lekna bieleho s leknícou žltou (*Nymphaetum albo - lutea*)), asociácia perutníka močiarného (*Hottonierum palustris*)), asociácia močiarky vodnej (*Ranunculetum fluitantis*)).

Semi-akvatická vegetácia a trstiny tiež vykazujú vysokú diverzitu (asociácia trste obyčajnej (*Phragmitetum communi*)), asociácia ježohlava vzpriameného (*Sparganietum erecti*)), asociácia steblovky vodnej (*Glycerietum maximae*)), asociácia pálky úzkolistej (*Typhetum angustifoliae*)) a asociácia pálky širokolistej (*Typhetum latifoliae*)), asociácia okrasy so žabníkom skorocelovým (*Butomo - Alismatetum Plantaginis - Aquaticae*)) a asociácia truskavca obyčajného (*Hippuridaetum vulgaris*)). V meandrových jazerách neovplyvnených záplavami – hlavne v hornom Szigetköze – sa vytvorili močiare s porastmi krovinnej vrby popolavej (asociácia vrby popolavej so smlzom (*Calamagrostio - Salicetum cinereae*))) a porasty močaristých lesov jelše lepkavej (asociácia slatinnej jelšiny s papradníkom (*Thelypteridi - Alnetum*))).

Okrem toho sú význačnými močaristými a bažinatými lúky (asociácia páperníka s ostricou žltou (*Carici flavae - Eriophoretum*))) a bažinaté lúky na vápnom substráte (asociácia bezkolenca maďarského s čertkusom (*Succiso - Molinietum hungaricae*))).

V rámci vodnej fauny, ako medzi bezstavovcami (napr. mäkkýše, potočníky, vážky), tak aj rybami, dominovali reofilné spoločenstvá. Pri veľkom bočnom rozšírení inundácie však vo vzdialenejších lokalitách záplavovej oblasti vznikli dobré podmienky biotopov pre asociácie typické pre menšiu prepojenosť a neskoršie štádiá terestrializácie sukcesie. Máme dôkazy, že pred reguláciou rieky si reofilné ako aj typicky limnofilné spoločenstvá (kvôli väčšiemu bočnému rozsahu záplavovej oblasti) našli v porovnaní s dnešnou situáciou lepšie podmienky biotopov.

Tab. 2-6 znázorňuje súčasné rozdelenie rybích spoločenstiev v oblasti Szigetközu.

Z moderných štúdií funkčných procesov v záplavových oblastiach môžeme odvodiť (napr. Schiemer et al., 2008), že širšie gradienty vodných tokov, prúdenia a retencie, ktoré existovali pred reguláciou, podnecovali funkčné procesy obehu živín, procesy naplavovania a rozkladu. Bakteriálna aktivita bola obohatená produkciou rozpusteného organického uhlíka (DOC – dissolved organic carbon) prostredníctvom lokálnej primárnej produkcie fytoplanktónu, fytobentosu a makrofytov. Z nášho súčasného chápania ekológie záplavovej oblasti môžeme tiež vyvodiť, že existoval

široký priestor medzi povrchovou vodou, hyporeickými zónami a podzemnou vodou, stimulujúci samočistiace procesy.

Tab. 2-6 Referenčná fauna rýb hlavných typov biotopov v szigetközskom úseku Dunaja.
 +++ početná (odhadovaná relatívna početnosť >5 %); ++ bežná (odhadovaná relatívna početnosť >1 %), + zriedkavá (odhadovaná relatívna početnosť <1 %).

druh rýb		typ biotopu			
		eupot.	parapot.	plesiopot.	paleopot.
Pleskáč zelenkavý	<i>Abramis bjoerkna</i>	++	+++	+	
Pleskáč vysoký	<i>Abramis brama</i>	++	+++	+	
Jeseter ruský	<i>Acipenser gueldenstaedtii</i>	++	+		
Jeseter hladký	<i>Acipenser nudiiventris</i>	+	+		
Jeseter malý	<i>Acipenser ruthenus</i>	++	+		
Jeseter hviezdnatý	<i>Acipenser stellatus</i>	+	+		
Ploska pásavá	<i>Alburnoides bipunctatus</i>	+			
Belička európska	<i>Alburnus alburnus</i>	+++	+++	++	+
Úhor európsky	<i>Anguilla anguilla</i>	+	+		
Boleň dravý	<i>Aspius aspius</i>	++	++	+	
Pleskáč siný	<i>Ballerus ballerus</i>	++	+		
Pleskáč tuponosý	<i>Ballerus sapa</i>	++	+		
Slíž severný	<i>Barbatula barbatula</i>	++	+		
Mrena severná	<i>Barbus barbus</i>	+++	++		
Karas obyčajný	<i>Carassius carassius</i>			+	++
Podustva severná	<i>Chondrostoma nasus</i>	+++	++		
Pĺž balkánsky	<i>Cobitis elongata</i>		+	++	+
Hlaváč bieloplutvý	<i>Cottus gobio</i>	+	+		
Kapor obyčajný	<i>Cyprinus carpio</i>	++	++	+	+
Šťuka severná	<i>Esox lucius</i>	+	++	++	++
Mhuľa ukrajinská	<i>Eudontomyzon mariae</i>	+	+		
Hrúz škvrnitý	<i>Gobio gobio</i>	+	++		
Hrebenačka vysoká	<i>Gymnocephalus baloni</i>	++	++		
Hrebenačka fíkaná	<i>Gymnocephalus cernuus</i>	++	++	+	
Hrebenačka pásavá	<i>Gymnocephalus schraetser</i>	++	+		
Hlavátka podunajská	<i>Hucho hucho</i>	+			
Vyza veľká	<i>Huso huso</i>	++	+		
Ovsienka striebřistá	<i>Leucaspis delineatus</i>			+	++
Jalec hlavatý	<i>Leuciscus cephalus</i>	++	++	+	
Jalec tmavý	<i>Leuciscus idus</i>	+++	++	+	
Jalec maloústy	<i>Leuciscus leuciscus</i>	++	+		
Mieň sladkovodný	<i>Lota lota</i>	++	++		
Čík európsky	<i>Misgurnus fossilis</i>		+	++	++
Šabl'a krivočiara	<i>Pelecus cultratus</i>	+			
Ostriež zelenkavý	<i>Perca fluviatilis</i>	++	++	++	+
Lopatka dúhová	<i>Rhodeus amarus</i>	+	++	+++	++
Hrúz Kesslerov	<i>Romanogobio kesslerii</i>	+	+		
Hrúz bieloplutvý	<i>Romanogobio vladkovi</i>	+++	++		
Plotica červenooká	<i>Rutilus rutilus</i>	++	+++	+++	++
Plotica lesklá	<i>Rutilus virgo</i>	++	+		
Pĺž vrchovský	<i>Sabanejewia balcanica</i>	+	++		
Pstruh potočný	<i>Salmo trutta fario</i>	++	+		
Zubáč veľkouústy	<i>Sander lucioperca</i>	++	++	+	
Zubáč volžský	<i>Sander volgensis</i>	+	+		
Červenica ostrobruchá	<i>Scardinius erythrophthalmus</i>	+	+	++	++
Sumec veľký	<i>Silurus glanis</i>	+++	++	+	
Lieň obyčajný	<i>Tinca tinca</i>		+	++	++
Blatniak tmavý	<i>Umbra krameri</i>				++
Nosál' s'ahovavý	<i>Vimba vimba</i>	++	+		
Kolok vretenovitý	<i>Zingel streber</i>	++	+		
Kolok veľký	<i>Zingel zingel</i>	++	+		

3. História riečnej regulácie a využívanie krajiny v území

Rané antropogénne aktivity ako rúbanie lesov v povodí horného Dunaja a v dôsledku toho zmena v pomere zrážkového odtoku z horských oblastí a zrýchlenie procesov erózie pôdy, mohli spolu vyvolať viditeľné zmeny szigetközského úseku Dunaja, ktoré sa udiali pred stáročiami. Aktivity, ktoré priamo ovplyvnili vodný systém, zvyčajne súviseli s regulačnými prácami. Ako nepriame antropogénne vplyvy mali na vodný systém Szigetközu podstatný vplyv poľnohospodárske aktivity a lesnícka práca v oblasti povodia.

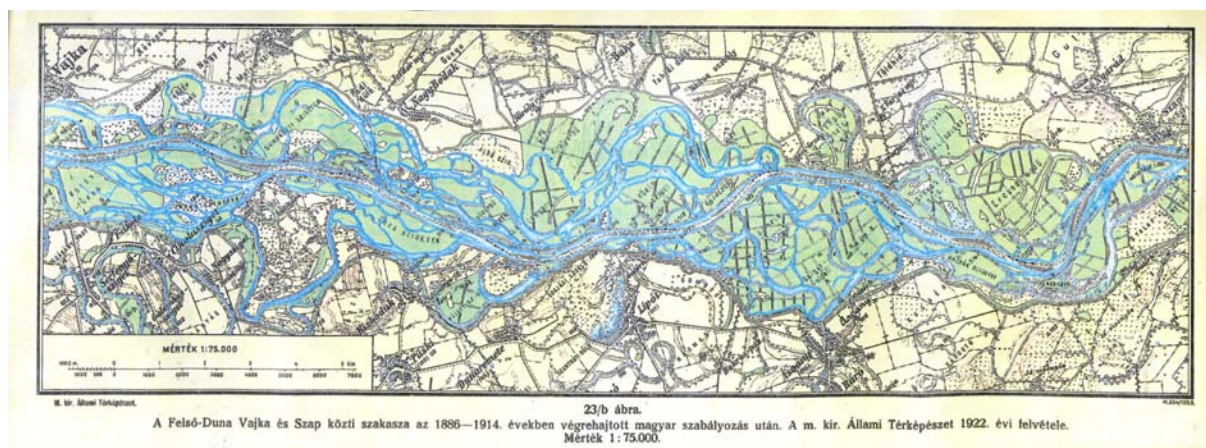
3.1. História prác riečnej regulácie

Prvá písomná zmienka týkajúca sa regulácie horného úseku Dunaja v Maďarsku sa datuje k roku 1247. Kráľ Žigmund menoval komisára pre riadenie stavebných prác na hrádzach povodňovej ochrany Dunaja na Žitnom Ostrove a dokonca boli nájdené zvyšky hrádzí z rímskeho obdobia. V 17-tom storočí bolo mnoho osád chránených obkolesujúcou hrádzou (Károlyi, 1973). Okrem ochrany proti povodňam bola vybudovaná drenážna sieť vnútrozemských vôd, ktorých celková dĺžka v roku 1850 bola 92 km. Významné zmeny v riečnom systéme oblasti Szigetközu sa udiali počas uplynulých 150 rokov.

Keďže prvý pokus moderného veku regulovať rieku medzi obcami Gútor (dnešné Hamuliakovo – pozn. prekl.) a Vének, ktorý začal v roku 1837 použitím výlučne *priečných hrádzí*, zostal neúspešný, boli medzi obcami Remete (dnešné Dunaremete – pozn. prekl.) a Lipót, ako aj pri Sape, vybudované kratšie ale trvanlivejšie *hrádze*. Po povzbudení pozitívnymi skúsenosťami, bola medzi rokmi 1886 a 1896 na hornom Dunaji ukončená regulácia koryta strednej vody pomocou *vodiacich stien*. Týmto úpravnými projektmi bolo hlavné koryto rieky úspešne stabilizované, ale súčasne sa na prelome storočia už prejavovali nepriaznivé vplyvy (Tóry, 1952).

Regulácia koryta strednej vody na niekoľkých úsekoch zastavila prirodzený proces meandrovania Dunaja a vytvorila dlhé priame alebo skoro priame úseky, v ktorých prúdnicu toku nemala jednoznačné vedenie.

Prvý vzájomne podmienený systém *hrádzí pre ochranu proti povodňam* bol vybudovaný na pravom brehu Dunaja spoločnosťou „Szigetköz Flood Prevention Co.“ (Szigetközská spoločnosť pre povodňovú ochranu) medzi rokmi 1892 a 1896. Zásahy riečnej regulácie zastavili presúvanie sa riečiska, zatiaľ čo budovaním hrádzí sa zamedzovalo šíreniu sa záplav. Jednotné, rovnorodé hlavné koryto bolo vytvorené za účelom zabezpečenia plavebnej dráhy (**Obr. 3-1**).



Obr. 3-1 Úsek Dunaja pri Szigetköze po riečnej regulácii, rok 1922

Už v prvých desaťročiach 20-teho storočia bolo pozorované, že koryto Dunaja pod Bratislavou významne poklesáva, zatiaľ čo sa v nadmerných a napriamenejších kanáloch na mnohých miestach v Szigetköze a pod poklesom gradientu pri Sape zanášalo. Uložený sediment potom pokračoval v pohybe ďalej formou pohybujúcich sa lavíc. Kvôli ekonomickým dôvodom bolo premiestnenie všetkých smerných stavieb a hrádzí a obnovenie meandrov prakticky nemožné, preto začali projekty *regulácie na malú vodu*. Na jednej strane, táto metóda zúžila príliš široké hlavné koryto sériou výhonov (ostrohy) a na druhej to prinútilo prúdenie toku a prúdnicu k meandrovaniu s malou amplitúdou v rámci brehov napriamenejších úsekov.

Výstavba riečnych regulačných objektov na malú vodu bola počas Prvej svetovej vojny pozastavená a údržba existujúcich objektov bola tiež zanedbaná, čo malo za následok vývoj niekoľkých nových brodov pozdĺž tohto úseku. Koncom vojny sa hlavné koryto Dunaja stalo štátnou hranicou a tak regulačné a zlepšovacie projekty na rieke museli byť vykonávané maďarskými a československými vodohospodárskymi organizáciami spoločne. Stúpaniu úrovne riečneho dna sa napriek zlepšeniu na brodoch nedalo zabrániť, preto sa od 50-tych rokov oba štáty snažili vytvoriť a udržiavať požadovanú hĺbku plavebnej dráhy *bagrovaním*. Aj keď sa zvyšovanie hlavného riečneho koryta podarilo týmto spôsobom úspešne prekonať, usadzovaniu plavenín v inundácii počas období záplav sa zabrániť nedalo a tak stúpanie maximálnych povodňových hladín pokračovalo.

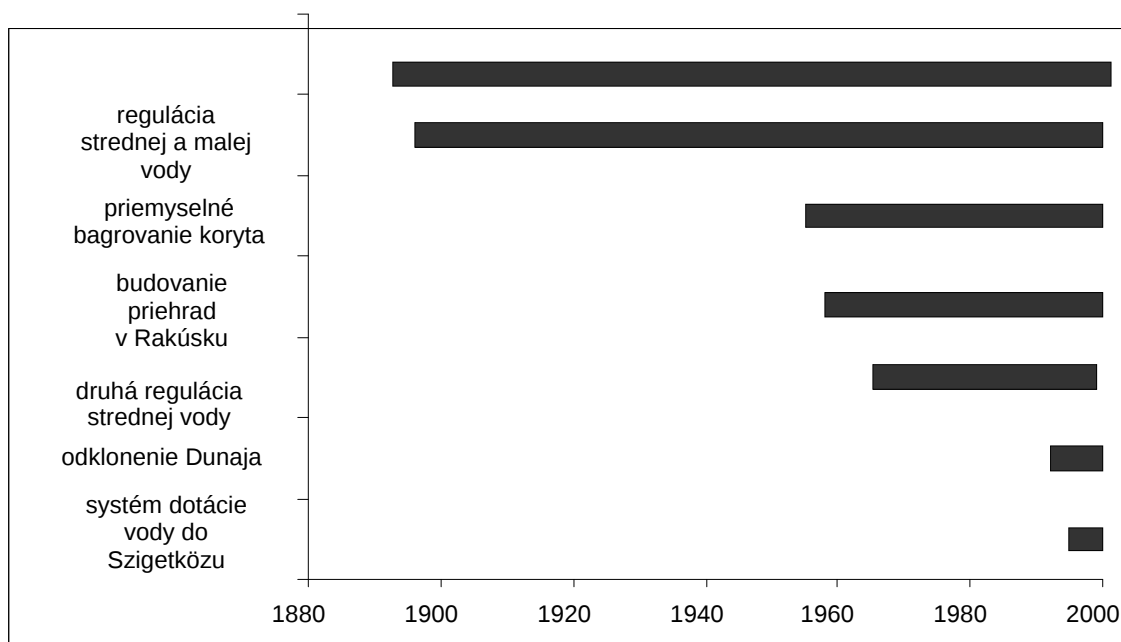
Objem štrku vybagrovaný z brodových úsekov bol vtedy v porovnaní s ročným objemom transportu splavenín Dunaja celkom malý: na základe meraní na vstupe do Maďarska bol odhadnutý na 650.000 m³/rok a pri Dunaremete stále zostal na úrovni viac ako 100.000 m³/rok (Bogárdi, 1955). Brodový materiál bol predovšetkým používaný na účely úpravy riečneho toku, ako zdvíhanie hrádží a zasypávanie. Vplyvom zásahov a zadržiavaním transportu splavenín spôsobeným priehradami na rakúskom Dunaji sa transport splavenín na maďarskom úseku horného Dunaja

priblížil k dynamickej rovnováhe a mal za následok postupné vyplňanie hlavného koryta len v miestach, kde sa vyskytoval významnejší zlom spádu.

Budovanie sústavy vodných diel bolo zvažované už začiatkom 40-tych rokov. Medzi rokmi 1952 a 1955 bolo československými expertmi diskutovaných 13 alternatív a ďalších 12 maďarskými. Nakoniec v roku 1963 kompetentné vládne orgány rozhodli o spoločnej sústave vodných diel. Príslušná dvojstranná dohoda o realizácii a prevádzke Sústavy vodných diel Gabčíkovo - Nagymaros bola uzatvorená v roku 1977. V roku 1989, kvôli rastúcemu uvedomovaniu si environmentálnych a ekologických aspektov a silnejúcim protestom proti sústave vodných diel, maďarská vláda pozastavila projekt a zahájila iniciatívu za zmenu dvojstrannej dohody.

Takýto dodatok nebolo možné rokovaním dosiahnuť. Preto maďarská vláda navrhla, aby dohoda bola zrušená, zatiaľ čo federálna vláda Československa prijala rozhodnutie o jednostrannom dokončení objektov pri Gabčíkove, realizácia čoho začala v januári 1992. Dňa 9. júna 1992 maďarský parlament vyhlásil dvojstrannú dohodu za neplatnú, zatiaľ čo 24. a 25. októbra 1992 československá strana prehradila Dunaj v rkm 1851,75 a presmerovala ho do prírodného kanála Gabčíkovskej hydroelektrárne. Od toho času Maďarsko nemalo žiadny vplyv na reguláciu prietoku do hlavného koryta. Spor medzi Maďarskom a Československom bol predložený Medzinárodnému súdnemu dvoru v Haagu. Vo svojom rozhodnutí zo septembra 1997 Súd považoval jednostranné ukončenie zmluvy Maďarskom a prevádzkovanie jednostranne odklonenej rieky Československom ako nezákonné.

Na **Obr. 3-2** sú znázornené rôzne priame antropogénne zásahy pozdĺž časovej škály a v **Tab. 3-1** je zhrnutá chronológia prác na regulácii rieky.



Obr. 3-2 Chronologické znázornenie najvýznamnejších zásahov vodného hospodárstva priamo formujúcich vodný systém Szigetközu

Tab. 3-1 Chronológia prác na regulácii rieky

Medzi rokmi 1886 a 1896 bola vykonaná celková regulácia toku szigetközskeho úseku Dunaja za účelom zlepšenia plavebných možností a zlepšenia prepúšťania ľadových povodní. V tomto čase bol vytvorený hlavný kanál so šírkou 300-380 m. Brehy hlavného koryta boli stabilizované kamennou ochranou siahajúcou do úrovne hladiny pri priemernom prietoku, základy ktorej boli chránené proti podmytiu kamenným zásypom. Bolo použitých viac ako 3 milióny m³ kameňa, na mnohých miestach sa zmenilo zloženie dnového materiálu (Károlyi, 1973; Várday, 1987).
Medzi rokmi 1892 a 1895 boli v szigetközskeho úseku Dunaja vykonané komplexné protipovodňové ochranné práce. Protipovodňové ochranné hrádze chránili 80 % pravostrannej inundácie s rozlohou 375 km² pred zaplavením. V priečnom profile pre vysokú vodu ohraničenom hrádzami sa zrýchlil prechod povodní, preto sa trvanie zaplavenia znížilo.
Medzi rokmi 1886 a 1900 bola na chránenom území vybudovaná väčšina drenážnych kanálov. Drénovanie stúpajúcej vody sa stalo žiadaným s budovaním protipovodňových ochranných hrádzí. Na jej umožnenie boli toky a predchádzajúce ramená vzájomne prepojené s kanálmi, ktorých celková dĺžka bola 157 km (s ich neskorším rozšírením je to dnes skoro 400 km). Tam, kde sa križovali s hrádzami, boli postavené hate a tu boli neskôr vybudované prečerpávacie stanice.
Rok 1888: Prítok do Mošonského Dunaja bol regulovaný úpravnými prácami a neskôr hat'ou Rajka (1908). Hat' riadila dodávku povrchovej vody z Dunaja počas povodní.
Medzi rokmi 1899 a 1940 bola vybudovaním priečných hrádzí a ďalším zatváraním bočných ramien a rozsiahlym bagrovaním brodov vykonaná regulácia na malú vodu. Tieto regulačné práce prehĺbili úsek hlavného kanála medzi Devínom a Rajkou a odstránený sediment sa usadil v úsekoch poniže. Do 1920-tych rokov sa centrum procesov usadzovania presunulo na úsek medzi Dunaremete a Ásványráró, a do 1950-tych rokov medzi Sap a Medveďov (Molnár, 2004). Kvôli pokračujúcemu stúpaniu koryta sa vodiace brehy a objekty chrániace breh stali nedostatočnými a boli nasýpané objekty zabezpečujúce reguláciu malej vody. V dôsledku vybudovania hatí v ramennej sústave sa prietok vody v bočných ramenách spomalil a zvýšila sa sedimentácia plavenín.
Medzi rokmi 1963 a 1983 bol v úseku medzi Rajkou a Sapom realizovaný nový projekt komplexnej regulácie na strednú vodu. Zásah bol potrebný kvôli zvyšovaniu sa koryta v dôsledku ukladania sedimentov. Počas regulačných prác boli na hornom ústí bočných ramien vybudované odborné hate pre prietoky 2500 m³s⁻¹, čím sa do 1980-tych rokov preplachovanie ramenného systému významne obmedzilo (do 20 % v ročnom priemere). S redukciou frekvencie pretekania sa na hornom konci ramien zvýšilo ukladanie suspendovaných usadenín (Károlyi, 1973; Várday, 1987).
V druhej polovici 20-teho storočia bolo v szigetközskeho úseku Dunaja v Maďarsku a na Slovensku vykonané bagrovanie s cieľom získať štrk pre hromadnú priemyselnú výrobu betónu. Množstvo ročne vyťaženého štrku mnohokrát prevyšovalo množstvo splavenín transportovaných Dunajom, spôsobujúc významné zarezávanie koryta. Pre účely povodňovej ochrany došlo v Bratislave k intenzívnemu bagrovaniu. K bagrovaniu došlo aj na rakúskom úseku pod Viedňou kvôli zlepšeniu plavebných podmienok.
Od 1980-tych rokov k procesu zarezávania sa koryta prispel vplyv zadržiavania sedimentov bagrovaním horného úseku a priehradami vybudovanými na rakúskom úseku Dunaja. Približne 30-40 % plavenín sa usadzuje v rakúskych priehradách, a tieto zadržiavajú celý objem splavenín (Rákoczi,

1993). Od polovice 1970-tych rokov sa koryto v szigetközskom úseku Dunaja prehlbovalo v priemere o 3 cm/rok v porovnaní s predošlým tempom stúpania 1,5-8 cm za rok. V posledných desaťročiach v dôsledku lokálneho poklesu hladín malej vody nad 1,5 metra sa povrchové prepojenie medzi aktívnou ramennou sústavou inundácie a hlavným korytom Dunaja stáva obmedzeným.

V roku 1992, keď bolo uvedené vodné dielo Gabčíkovo do prevádzky, bolo asi 80 % prietoku Dunaja odkloneného do 29 km dlhého derivačného kanála. Následkom toho hladina vody na úseku rieky medzi Čunovom a Sapom poklesla o 2-3 m behom niekoľkých dní a podstatná časť bočných ramien vyschla. V nasledujúcich dvoch rokoch sa prietok vody v aktívnych ramenách inundácie, ktoré boli odrezané od hlavného koryta, prakticky zastavil.

V roku 1995 bola v hlavnom riečnom koryte pri Dunakiliti vybudovaná pretekaná prehrádza s cieľom poskytovania vody pre ramennú sústavu inundácie prostredníctvom gravitácie. Množstvo vody odklonenej pomocou haťových polí pri Dunakiliti sa môže pohybovať medzi 40-130 m³/s. Väčšina prietoku vody prichádzajúceho cez priesakový kanál zdrže Čunovo poskytuje vodu pre Mošonský Dunaj. Voda pre bočné ramená a kanále na chránenej strane pochádza čiastočne z tohoto systému. V záujme toho, aby dopĺňanie vody do inundácie, bolo flexibilnejšie bolo v roku 1998 na dolnom sútoku Cikolajskej ramennej sústavy vytvorené drenážne zariadenie. Zariadenie tiež zahŕňa rybovod, ktorý vytvára priamy prechod medzi hlavným korytom Dunaja a bočnými ramenami inundácie.

Vplyv rôznych zásahov riečnej regulácie je možné pozorovať aj na vodnom režime. Vodomerné stanice pri Dunaremete a Gönyű majú najdlhšie trvajúcu sadu údajov v oblasti siahajúcu späť viac ako 100 rokov. Vplyv protipovodňových opatrení na konci 19-teho storočia a budovanie povodňových ochranných hrádzí je možné demonštrovať na hydrologickom správaní sa rieky. Prichádzajúce sedimenty, ktoré boli predtým rozširované v celej oblasti Szigetközu a Žitného Ostrova, boli následne možné vidieť ako rýchlo vyplňajú nechránené územie medzi hrádzami majúca za následok nárast hladín pri malých, stredných i veľkých prietokoch.

3.2. História využívania krajiny

3.2.1. Poľnohospodárstvo

V stredoveku bola záplavová oblasť Szigetközu pokrytá prevažne lesom a lúkami najvhodnejšia pre rozsiahly chov dobytky. Časté záplavy neumožnili rozsiahlu rastlinnú výrobu. Najskoršie písomné záznamy o miestnom rozsiahlom chove dobytky pochádzajú z 13-teho storočia. Dediny boli založené na vyššie položených územiach, na lesných čistínach a lúkach. Domy v osadách stáli na vyvýšených ostrovoch alebo na najvyšších bodoch inundácie. Dediny boli obklopené zónami záhrad, sadmi, ornou pôdou, lúkami a lesmi.

Komplexná regulácia rieky vykonaná na konci 19-teho storočia zásadne zmenila poľnohospodárstvo na Szigetközse. Chov dobytky sa stal intenzívnejším a rozširovala sa prax držania dobytky v stajniach. Úhorové a rotačné poľnohospodárstvo zaniklo a bolo nahradené striedaním plodín. Bola umožnená rastlinná výroba a do pestovania obilia boli zahŕňané väčšie plochy. Priaznivé vodné podmienky pôd umožnili

relatívne vysokú úroveň bezpečnosti produkcie. V 1980-tych rokoch 91 % ornej pôdy dostalo herbicídy pozemným mechanickým postrekom. Skoro 30 % ornej pôdy bolo ovplyvňovaných postrekmi rastlinnej ochrany uskutočňovaných počas produkčného obdobia. Množstvo aktívnej prísady umelého hnojiva používaného ročne bolo v priemere 120 kg/ha N, 90 kg/ha P, a 157 kg/ha K (MKK, 2003).

Na konci 20-teho storočia sa s novým usporiadaním vlastníckych vzťahov zmenila aj štruktúra poľnohospodárstva. Aspekty voľného trhu prichádzajúce do popredia ovplyvnili štruktúru výsadby a používanie umelého hnojiva, atď. Na význame veľa stratil chov dobytka, keďže živočíšna výroba s použitím intenzívnych metód nie je na európskych trhoch konkurencieschopná. V súčasnosti je v maďarskej časti Szigetköz 42 obchodných združení, 105 obchodníkov, 1130 primárnych výrobcov a 15 poľnohospodárskych družstiev.

3.2.2. Lesné hospodárstvo

Lesné hospodárstvo nebolo v Szigetköze dlhé obdobie vykonávané. Obyvateľstvo regiónu uspokojovalo svoje potreby dreva z lužných lesov. Zvyšné stromy sa reprodukovali prirodzeným spôsobom.

Intenzívne lesné hospodárstvo začalo v 1920-tych rokoch na vtedajších veľkých majetkoch maďarskej strany. Na mieste prírodných lesov boli zakladané nové lesné porasty s použitím vylepšeného sadbového materiálu poskytujúceho väčšiu produkciu. V 1950-tych rokoch v zmysle pokrytia plochy bola dominantným stromom vŕba a značné oblasti pokrývali porasty tvrdých listnáčov a domácich topoľov. V tomto čase začali byť vo veľkom rozsahu vysádzané vylepšené druhy topoľov. Popularita vylepšených druhov topoľov vydržala až do 1980-tych rokov, kedy pokrývali 68 % lesných plôch v maďarskej časti Szigetköz (Limp, 2007). Prírodné lesné spoločenstvá boli významne potlačené. Vŕbovo-topoľovo-jelšové háje (*Saliceto - Populeto - Alnetum*), ktoré vyžadujú významné kolísanie hladiny vody a nižšie položené miesta inundácie, už teraz takmer nie je možné nájsť v ich pôvodnej podobe. Kvôli zmeneným podmienkam biotopov, jelšové mokradné lesy (*Alnetum glutinosa*) úplne zmizli a brestovo-topoľové háje (*Ulmeto - Populetum*) sa sotva vyskytujú. Dnes je možné nájsť iba brestovo-jaseňovo-dubové háje (*Ulmeto - Fraxineto - Roburetum*) na malých plochách a v umelej forme.

V 1990-tych rokoch v dôsledku koncepcnej zmeny v lesnom hospodárstve boli snahy zakladať prírode blízke lesy. To veľmi nezmenilo pôvodné podmienky, ale obnova sa uskutočnila použitím prirodzených pôvodných druhov stromov v rozsahu sto hektárov. Lesné porasty šľachtených topoľov v roku 2006 pokrývali 61 % lesných plôch v aktívnej inundácii v Maďarsku (Limp, 2007; **Tab. 3-2**).

Table 3-1 Rozdelenie lesných typov a veku podľa plochy (ha) v aktívnej záplavovej oblasti szigetközskeého úseku Dunaja v roku 2006 (Limp, 2007).

les / vek	1-10	11-20	21-30	31-40	41-50	51-60	61-	Spolu	%
dub	36	5	--	--	3	--	1	45	1,5
jaseň	13	15	1	--	4	1	13	47	1,5
agát biely	59	13	4	4	4	2	--	86	2,8
tvrdý luh	2	4	--	--	--	--	--	6	0,2
šľacht. topol'	570	558	454	182	66	14	3	1847	60,0
domáci topol'	82	99	78	42	23	12	1	337	10,9
vřba	11	179	238	93	13	2	3	539	17,5
mäkký luh	2	--	2	--	--	--	--	4	0,1
borovica	--	--	--	--	4	--	--	4	0,1
bez lesa	--	--	--	--	--	--	--	165	5,4
%	26	30	27	11	4	1	1	100	--
Spolu:								3 080 ha	100

4. Posúdenie nevratných zmien a obmedzení, analýza tlakov a vplyvov

Z hľadiska vytýčenia dosiahnuteľných ekologických cieľov je stanovenie nevratných zmien dôležitou praktickou otázkou. Tie zmeny ekologického systému sú považované za nevratné, ktoré nie je možné obnoviť dokonca ani vtedy, keď sa zásah človeka skončí (napr. vyhynutie určitých druhov). Na druhej strane, obmedzenia sú tie antropogénne tlaky, ktoré nie je možné kvôli spoločensko-ekonomickým okolnostiam skončiť (napr. povodňová ochrana).

4.1. Hydrologická a hydromorfologická dynamika

4.1.1. Vplyvy lesného hospodárstva

Odlesnenie veľkých oblastí v povodí Dunaja kvôli rastlinnej výrobe na začiatku dejín ľudstva viedlo k zmenám v prietokových režimoch a zvýšilo zaťaženie rieky sedimentmi. Zvýšený transport a ukladanie siltu spôsobili zmeny v riečišti a v morfológii inundácie a deštrukciu riečnych habitatov (Petts et al., 1989; Kern, 1994).

4.1.2. Zmena podnebia

Podnebie Zeme nikdy nebolo stabilné a predhistorické zmeny v podnebí boli jasne prírodného pôvodu. Avšak príčiny a rýchlosť dnešných a budúcich zmien podnebia sú nápadne rozdielne. Príčiny sú teraz ovládané ľudským narušením atmosféry a rýchlosť otepľovania už prevyšuje čokoľvek známe za ostatných 10000 rokov. Kvôli stále intenzívnejšiemu globálnemu otepľovaniu vyvolávanému zmenou obehu uhlíka v atmosfére a skleníkovým vplyvom, sa od začiatku 20-teho storočia zvyšuje frekvencia extrémnych poveternostných podmienok (sucho, náhla záplava zo zrážok, víchrice).

Odhad vplyvov klimatických zmien na európske rieky je zložitý a vo svojej podstate neistý, obzvlášť keď analyzujeme extrémne udalosti. Je ťažké rozlišovať medzi zmenami v periodicite povodní, ktoré sú vyvolané klimaticky a tými, ktoré vznikajú v dôsledku ľudskej činnosti. Možné zvyšovanie premenlivosti denných zrážok môžu viesť k významnému nárastu frekvencie povodní (Lehner et al., 2006).

4.1.3. Vplyvy riečneho staviteľstva

Hrádze lemujúce inundáciu nechávajú podstatne menej priestoru pre povodne a pre rozptýlenie sa sedimentov nesených riekou. Dôkaz je poskytovaný nepretržitým zvyšovaním hladín veľkej vody v 20. storočí. S nárastom výšky vôd pokrývajúcich plochy suchej zeme bola zmenšená plocha plytkých biotopov pozdĺž brehov, ktoré sa rýchlo ohrievajú. Pri sukcesii vodných biotopov sa do popredia viac dostali alogénne procesy. Prechod povodní sa zrýchlil a kulminančné úrovne povodňových vln vo všeobecnosti zvýšili frekvenciu disturbancií.

Dunaj bol vyhlásený za medzinárodnú plavebnú cestu. V roku 1948 sa podpísaním Belehradskej zmluvy Maďarsko zaviazalo *zabezpečiť podmienky splavnosti* stanovené v odporúčaniach Dunajskej komisie. Dnes je splavnosť na úseku nad Sapom zabezpečená derivačným kanálom vodného diela Gabčíkovo, ale medzi Sapom a Gönyű je možné plavebnú dráhu spĺňajúcu medzinárodné predpisy udržiavať len reguláciami na malú a strednú vodu. Zásahy na zlepšenie splavnosti vo všeobecnosti prispievajú k prehĺbovaniu dna, čo je možné pozorovať v riečnom úseku pod Sapom.

4.1.4. Vplyvy série priehrad na hornom úseku

Vplyv *zadržiavania sedimentov sériou priehrad* vybudovaných na rakúskom úseku Dunaja po roku 1955 vyústil v szigetközskom úseku Dunaja do významných morfológických vplyvov. Množstvo ročne prinášaných plavenín sa v závislosti na ročnom prietokovom režime pohybuje v širokých hraniciach (1-10 miliónov ton za rok). Od začiatku 1950-tych rokov, na základe radu údajov vzťahujúcich sa na tri dekády, je možné jasne ukázať, že od 1970-tych rokov množstvo ročne prinášaných plavenín významne kleslo (Láng et al., 1993), čo bolo sprevádzané zvýšením priehľadnosti a svetelnej priepustnosti vôd. Toto môže zlepšiť schopnosť fotosyntézy rastlínstva, zvýšiť úroveň primárnej vodnej produkcie a autogénnej sukcesie vodných habitatov.

Podľa odhadov bol ročný objem sedimentov prichádzajúcich z horného Dunaja na úsek rieky pod Devínskou bránou 400000-500000 m³ (Károlyi, 1962), z ktorých 150000 m³ bolo uložených v hlavnom koryte medzi Rajkou a Sapom, zatiaľ čo 50000-60000 m³ bolo uložených v úseku medzi Sapom a Medved'ovom. Zvyšná časť sa akumulovala v ramenách alebo bola odnesená preč. V posledných desaťročiach pred odklonením vody, kvôli priehradám vybudovaným na rakúskom úseku a priemyselnému bagrovaniu uskutočňovanému v oblasti Bratislavy, neprichádzali viac na úsek pri Rajke žiadne významnejšie sedimenty (Láng et al., 1993). Veľké priemyslové bagrovanie bolo realizované aj na spoločnom maďarsko-slovenskom úseku (pozri **Tab. 3-1**). Od 1960-tych rokov klesajúce hladiny pri strednej a malej vode indikujú prerušenie zásobovania sedimentmi, zvýšenie schopnosti toku premiestňovať sedimenty a spevňovanie riečneho koryta. Klesanie hlavného koryta

v ramenách v aktívnej inundácii nebolo pozorované, preto ramená, ktoré zvykli byť väčšinou prietočné, dostávali počas väčšiny roka len priesakovú vodu. Kvôli významnej redukcii množstva sedimentov, bola potlačená tvorba lavíc a ostrovov, čo tiež ovplyvňuje proces sukcesie vodných biotopov.

4.1.5. Vplyvy bagrovania

V dôsledku určitých ekonomicko-politických rozhodnutí koncom šesťdesiatych rokov, Československo a Maďarsko začali súčasne rozvíjať program hromadnej bytovej výstavby (panelové stavby), keď sa v rovnakom čase začala hromadná výroba betónových dosiek pre iné účely. Toto všetko vytvorilo naliehavú potrebu ťažby extrémne veľkého množstva štrku. Podľa konštatovania z roku 1994 (Delft Hydraulics, F. R. Harris a VITUKI, 1994) bolo v úseku Dunaja medzi rkm 1811 a 1702 (Sap - Nagymaros – pozn. prekl.) v období rokov 1968-1991 oboma susednými krajinami z koryta Dunaja vyťažených celkovo 64 miliónov m³ štrku bagrovaním. Spätné doplnenie tohto objemu štrku by vyžadovalo transport splavenín v priemernom ročnom objeme 2,8 miliónov m³ prichádzajúcim z horného úseku počas obdobia viac ako 23 rokov. Podľa slovenských údajov o splaveninách z roku 2002 je do úseku Dunaja pri rkm 1795 v skutočnosti transportovaná menej ako desatina tohto množstva. Časť vyťaženú maďarskou stranou je možné odhadnúť na 29 miliónov m³ a približne 25 miliónov m³ z toho pripadá na priemyselné bagrovanie. Prílišné bagrovanie tohto rozsahu bolo v oboch susedných krajinách povolené miestnymi vodohospodárskymi orgánmi.

Z hľadiska zdrojov štrku v koryte Dunaja je vyťaženie 64 miliónov m³ dnového materiálu možné posudzovať ako drancovanie, obzvlášť ak pripočítame objem materiálu koryta rieky vybagrovaného z úseku nad Bratislavou. V skutočnosti na tomto úseku, ktorý je celý pod slovenskou zvrchovanosťou, medzi rkm 1860 a 1870 bolo z koryta Dunaja v období 16-rokov celkovo vyťažených približne 7,5 milióna m³ štrku a dve tretiny z tohoto množstva, 4,8 milióna m³, z úseku dlhého iba 2 kilometre (Topol'ská a Kl'účovská, 1995). Celkový objem vyťaženého štrku môže byť doplnený iba riekou za obdobie presahujúce 50 rokov. Avšak odvtedy čo bol rakúsky úsek Dunaja skanalizovaný sériou priehrad, transport štrkových splavenín klesol na približne 200000 m³/rok. Množstvo splavenín prichádzajúcich z horného úseku sa trochu zvýšilo odvtedy, čo rakúske vodohospodárske organizácie po dokončení priehrady Freudenu (1993) sypú do koryta Dunaja pod Viedňou približne okolo 170000 m³/rok štrku. Treba poznamenať, že úsek bagrovania nad Bratislavou je na hranici vzdutia od hate Čunovo, ktorá bola odvtedy vybudovaná. Inak povedané, bolo by možné sa domnievať, že väčšina štrkových splavenín, ktoré stále prichádzajú z rakúskeho úseku Dunaja sa bude hromadiť tam.

4.2. Krajinná štruktúra

4.2.1. Vplyvy riečneho staviteľstva

Povodňové ochranné hrádze vybudované počas regulačných prác na vysokú vodu uskutočnené na konci 19-teho storočia rozdelili 375 km² szigetközskej inundácie na aktívnu záplavovú oblasť (dnešná inundácia – pozn. prekl.) a na chránenú oblasť. Rozsah zaplavovaného územia klesol o takmer 80 %, čo vyústilo do rozpadu a deštrukcie množstva charakteristických biotopov riečno-inundačného systému v Szigetköze. Priame prepojenie medzi aktívnou inundáciou a chránenou stranou inundácie bolo prerušené a ich vývoj pokračoval rozdielnymi smermi.

Bývalé riečne ramená a opustené meandrové jazerá na chránenej strane na jednej strane stratili svoje priame spojenie s Dunajom, a na strane druhej boli mnohé z nich pochované. Dotácia opustených ramien vodou bola v zásade zabezpečovaná infiltráciou podzemnej vody a zrážkami. Črty biotopov paleopotamálu v 20. storočí pokračovali v starých ramenách (až po 1990-te roky). Infiltrácia podzemnej vody sa menila podľa režimu Dunaja. Väčšina starých ramien bola pripojená k odvodňovacej sústave pre vnútorné vody a bola používaná pre drenážne účely. Vodný systém sa stal roztriešteným, hate a uzatváracie prehradenia bránia pozdĺžnej prepojenosti. Interakcie medzi vodnými a terestrickými habitatmi sa stali následkom úzkeho rozsahu kolísania vodných hladín obmedzenými.

4.2.2. Vplyvy využívania krajiny

Značná časť lužných lesov bola v stredoveku vyťažená a zmenená na trávnaté plochy. Podiel zalesnených plôch sa od 19-teho storočia zvýšil, ale väčšina súčasných lesov sú umelé plantáže. Živiny, ktoré sa dostávajú do podzemnej vody z okolitých poľnohospodárskych plôch prispeli k eutrofizácii vodných telies. V oblastiach na chránenej strane sú extenzívne poľnohospodárske územia charakterizované kultiváciou ornej pôdy, vrátane pravidelného chemického ničenia buriny, striekania pesticídov a používania priemyselných hnojív. Hlavný vplyv poľnohospodárstva pochádza z rozptýleného vytekania rozpustených látok povrchovým odtokom alebo presakovaním drenážnych vôd (nie bodový zdroj znečistenia). Takéto vytekanie stúplo tam, kde je pôda obrábaná. Tento vstup je vo svojej intenzite nesúvislý a závisí od priebehu zrážok a sezónneho cyklu poľnohospodárskej činnosti.

4.2.3. Vplyvy znečistenia a rastlinných živín na kvalitu vody

Znečistenie životného prostredia je formou poškodzovania biotopov, ktorú nie je možné priamo vnímať. Antropogénne zmeny v obehu dusíka do veľkej miery zvýšili prenos dusíka riekami k ústiám (Vitousek et al., 1997b). Kvalita dunajskej vody, ktorá vstupuje do Maďarska, sa z hľadiska dusičnanov a celkových rozpustených látok trvale zhoršovala (Hock a Somlyódi, 1990).

4.3. Flóra a fauna, biodiverzita

4.3.1. Zmena podnebia

Rastúca teplota a meniaci sa povodňový režim a iné aspekty zmeny podnebia začínajú mať vplyv na biodiverzitu v strednom povodí Dunaja. Kvôli globálnemu otepľovaniu priemerná teplota vôd veľkých riek taktiež narastá, čo ovplyvňuje oblasti osídlené vodnou flórou a faunou, vrátane určitých druhov rýb. Pozdĺž Dunaja ako ekologického koridoru je možné pozorovať zreteľné známky zmien flóry a fauny súvisiace s globálnou zmenou podnebia. Je možné očakávať potlačenie prirodzených severských prvkov bioty smerom k arktickému regiónu, ako aj ďalšie úspešné osídľovanie inváznymi druhmi ponto-kaspického pôvodu. V súvislosti s hodnotením tempa a biologických vplyvov globálnej zmeny podnebia nebola medzi výskumníkmi v súčasnosti dosiahnutá zhoda.

Zmena podnebia môže byť dôležitým faktorom pri šírení sa nepôvodných biologických votrelcov. Dunaj je dôležitým ekologickým koridorom pôvodnej bioty a na druhej strane dôležitou cestou šírenia sa cudzích organizmov. Rýchlo sa meniace podnebie by mohlo podporovať druhy, ktoré môžu rýchlo zväčšovať svoj rozsah, alebo ktoré vedia tolerovať širokú škálu klimatických podmienok. Invázne druhy majú tendenciu byť univerzálne, čo môže zvýšiť ich úspech a ohrozovať niektoré pôvodné druhy. Biologická invázia je jednou z najdôležitejších hybných síl celosvetovej straty biodiverzity (Vitousek et al., 1997a).

Od začiatku 20-teho storočia bol pozorovaný výskyt 19-tich nepôvodných druhov rýb, z ktorých 13 má v szigetközskej oblasti Dunaja trvalé populácie. Od začiatku 1990-tych rokov sa objavili a znásobili štyri ponto-kaspické druhy býčkov, býčko hlavaté (*Neogobius kessleri*), býčko čiernoúst (*Neogobius melanostomus*), býčko piesočný (*Neogobius fluviatilis*) a býčko nahotemenný (*Neogobius gymnotrachelus*). Vplyvy invázných cudzích druhov na populácie pôvodných rýb a zmeny biotických interakcií (súťaživosť, predátorstvo) neboli pozdĺž maďarského úseku Dunaja skúmané.

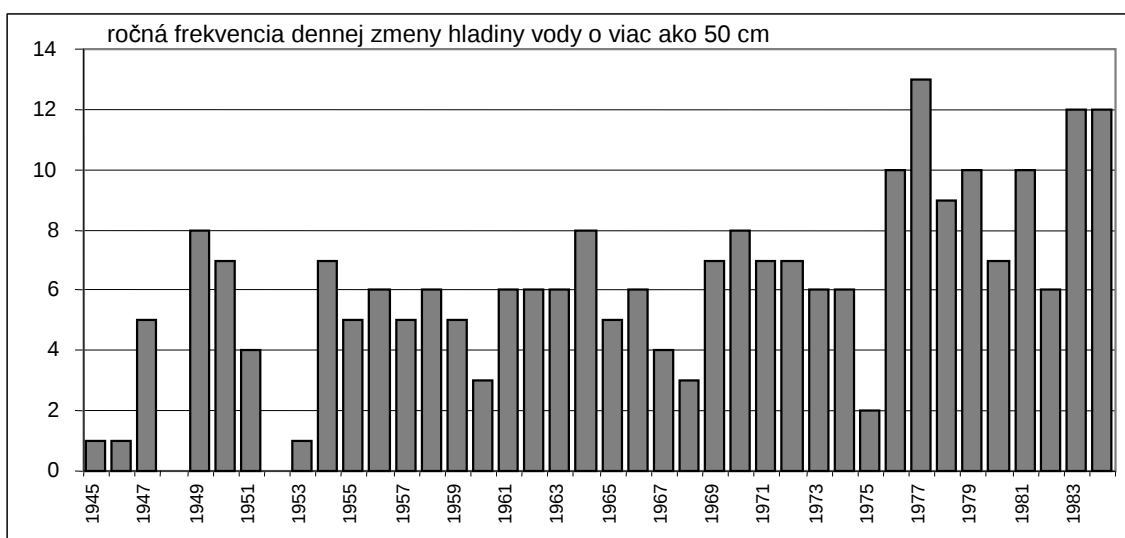
Podľa výsledkov monitorovania rýb maďarskou Výskumnou stanicou Dunaja pôvodná populácia hlaváča bieloplutvého (*Cottus gobio*) po príchode druhov býčkov (*Neogobius*) zo szigetközského úseku Dunaja vymizla. Relatívna hustota hlaváča bieloplutvého v roku 1993 pozdĺž násypov v hlavnom koryte Dunaja v mieste vzorkovania pri obci Dunasziget prekročila 1000 jed./km. Hustota druhu v 1990-tych rokoch poklesávala a od roku 2003 už v oblasti nebol pozorovaný. Hlaváč bieloplutvý je známy pre svoju citlivosť na teplotu, avšak najpravdepodobnejšie to bolo ovplyvnené biotickými interakciami s druhmi býčkov (*Neogobius*).

V terestrických habitatoch oblasti Szigetközu bola preukázaná invázia niekoľkých cudzích rastlinných druhov. Bežnými nepôvodnými rastlinami sú astra kopijovitolistá (*Aster lanceolatus*), netýkavka žliazkatá (*Impatiens glandulifera*), netýkavka malokvetá (*Impatiens parviflora*), zlatobyľ obrovská (*Solidago gigantea*). Cudzími

stromami sú napríklad javorovec jaseňolistý (*Acer negundo* = *Negundo aceroides* – pozn. prekl.) a pajaseň žliazkatý (*Ailanthus altissima*).

4.3.2. Vplyv hydrologických zmien

Stlmenie sezónnej a medziročnej premenlivosti povodňového režimu priehradami v hornom úseku pozmenilo prirodzenú dynamiku v ekologicky dôležitých tokoch. Zmenu prietokového režimu je možné charakterizovať frekvenciou javov, keď denná zmena hladiny vody presahuje 50 cm (**Obr. 4-1**).



Obr. 4-1 Ročná frekvencia javov pri Dunaremete, keď denné zmeny hladiny vody presiahli 50 cm.

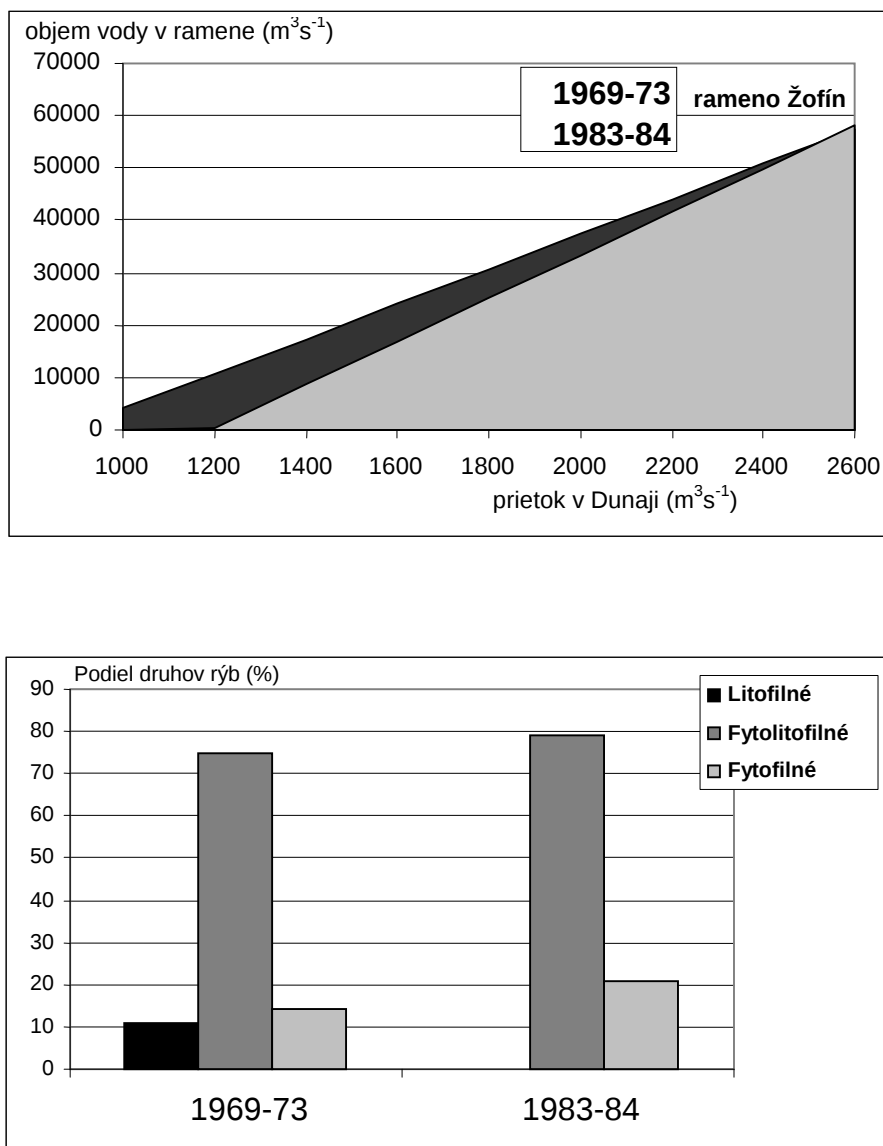
Výskyt vysokých denných kolísaní v druhej polovici 20-teho storočia ukazuje vzostupný trend. Rastúca frekvencia tejto hydrologickej disturbancie môže mať za následok stratu biodiverzity v akvaticko-terestrickej prechodnej zóne.

4.3.3. Vplyvy zmien biotopu

Od konca 19-teho storočia, po komplexnej regulácii szigetközského úseku Dunaja, sa agradácia koryta (zanášanie sa – pozn. prekl.) v bočných ramenách inundácie stala intenzívnejšou než v hlavnom koryte. Zahradenie bočných ramien inundácie na hornom ústí ovplyvnilo ich vodný režim a pohyb sedimentov. Na základe tejto zmeny habitatu sa výskyty niektorých reofilných druhov obmedzili len na hlavný tok. Usadzovanie jemnozrnných sedimentov v ramennej sústave zlikvidovalo množstvo miest neresenia litofilných druhov rýb (neresiach sa na kamenistom alebo štrkovom dne – pozn. prekl.).

Napríklad, morfológické charakteristiky a rybie spoločenstvo ramena Žofín v inundácii Žitného Ostrova boli skúmané v dvoch obdobiach: od roku 1969 do roku

1973 a od roku 1983 do roku 1984. **Obr. 4-2** názorne ukazuje vypočítaný objem vody v bočnom ramene ako funkciu prietokov Dunaja. V druhom období bolo ústie bočného ramena zanesené riečnym nánosom a jeho objem sa pri nízkych prietokoch rieky podstatne zmenšil. Zmena v zložení rybieho spoločenstva bola značná. Počet druhov rýb sa znížil z 22 na 16, litofilné ikernáče zmizli. Rybia biomasa klesla z 292 kg.ha⁻¹ na 189 kg.ha⁻¹ (Holčík, 1990).



Obr. 4-2 Vypočítaný objem vody v ramene Žofín ako funkcia prietoku v Dunaji v rokoch 1969-1973 a 1983-1984 (vrchný) a zmeny v zložení rybieho spoločenstva (údaje: Holčík, 1990)

Pomaly prúdiace a prechodne stojaté bočné ramená poskytovali priaznivé podmienky pre vysokú produkciu fyto- a zooplanktónu. Ramená boli dôležitými miestami

kŕmenia a úkrytov pre mladé rybie osádky a produkcia rýb v sústave bočných ramien inundácie bola pozdĺž maďarského úseku Dunaja jedna z najlepších.

Vo vodných telesách územia chráneného pred povodňami sa v druhej polovici 20-teho storočia (až po 1990-te roky) stali charakteristickými vodné biotopy s prevládajúcimi rysmi typu paleopotamál. Kvôli úplnej zmene podmienok biotopu a redukcii frekvencie prirodzených disturbancií sa pôvodné zloženie spoločenstiev zmenilo, väčšina reofilných druhov zmizla a zvýšil sa výskyt prvkov limnofilnej flóry a fauny. Početnosť niektorých ohrozených limnofilných druhov rýb (blatniak tmavý (*Umbra krameri*), čík európsky (*Misgurnus fossilis*), karas zlatistý (*Carassius carassius*), lieň sliznatý (*Tinca tinca*)) bola pred 1990-tymi rokmi vysoká. V dôsledku presakovania podzemnej vody sa v mnohých úsekoch koryta v hyporeickej zóne boli schopné vyvinúť bohaté bentické spoločenstvá.

4.3.4. Vplyvy plavby

V riekach používaných pre plavbu vlnenie a turbulencia spôsobované prechodom lodí poškodzuje brehy a periférnu vegetáciu. Erózia brehov resuspenduje sedimenty (znova ich dostáva do vznosu – pozn. prekl.), čo vedie k prikrývaniu substrátu a strate produktívneho ekosystému. Zväčšené množstvá plavenín znižujú priehľadnosť a prenikanie svetla a celkovú primárnu produktivitu. Navyše fyzické disturbancie prechodom lodí a vytváraný hluk môžu narúšať správanie sa pri kŕmení a rozmnožovaní. Toto môže byť významné tam, kde prechod plavidiel permanentne ruší biotopy neresenia a škôlok (biotop odchovu mladých rýb), ktoré sú dôležité pri udržiavaní rybích populácií.

Zlepšovanie plavebných možností a splavnosti podporuje šírenie sa invázných organizmov. Pasívne rozptyľovanie nepôvodných druhov býčkov loďami je známe (Moyle, 1991; Ahnelt et al., 1998).

4.3.5. Vplyvy znečistenia a eutrofizácie

V podmienkach stojatých vôd vedie zvýšená koncentrácia živín k zvýšeným úrovniam produkcie a zmeny v zložení druhov sledujú trvalú eutrofizáciu. Zlepšený rast rastlín sa môže týkať relatívne malého počtu submerzných alebo emerzných makrofýť (vodné rastliny s sponorenými alebo vynorenými asimilačnými orgánmi – pozn. prekl.) (vodomor Nuttalllov (*Elodea nuttallii*), červenavec kučeravý (*Potamogeton crispus*), leknica žltá (*Nuphar lutea*)), rastlín s plávajúcimi listami (spirodelka mnohokorenná (*Spirodella polyrhiza*)) alebo druhov rias, siníc (*Cyanobacteria*), panciernatiek (*Dinoflagellida*) a euglén (*Euglenida*). Konkrétny druh, ktorý prevláda, bude závisieť od existujúcej pôvodnej diverzity, ale v zásade vplyvom bude ochudobnenie jedného druhu veľkou biomasou niekoľkých málo druhov. Podmienky biotopu poskytované rastlinnými spoločenstvami sú najväčším vplyvom na diverzitu makrobezstavovcov. Eutrófné vodné telesá sa stávajú ochudobnené o faunu makrobezstavovcov a zmeny ovládajú zloženie spoločenstva rýb. Eutrofizácia môže počas období so smrteľne nízkym obsahom rozpusteného kyslíka viesť k lokálnej strate vodných organizmov.

Pesticídy môžu byť vymývané z pôd a tak prechádzajú do drenážnych vôd a vážne redukovávajú alebo zabíjajú vodné rastlinstvo a živočíchy. Vplyvy poľnohospodárstva na vodnú biotu neboli v oblasti Szigetközu skúmané.

4.3.6. Vplyvy rybolovu a rekreácie

Pri úpadku určitých druhov jesetera na strednom Dunaji pravdepodobne hral hlavnú úlohu nadmerný výlov rýb. Úlovky jesetera začali klesať od 16-teho storočia a v 19-tom storočí bol jeseter v oblasti ulovený už len výnimočne (Kriesch, 1876; Károli, 1877; Herman, 1887; Khin, 1957; Hensel a Holčík, 1997; Guti, 2008). Nadmerný rybolov znížil množstvo anadrómneho jesetera (jeseter sťahujúci sa v čase neresenia z mora do rieky – pozn. prekl.) nielen v oblasti jeho neresenia v oblasti Kisalföldu (Malej dunajskej nížiny – pozn. prekl.), ale aj na jeho 2000 km dlhej migračnej ceste z Čierneho mora. Pravdepodobne niektoré druhy anadrómneho jesetera, ktoré zvykli osídľovať Dunaj vytvárajú meta-populáciu, čo znamená jednotlivcov druhu odlišných genotypov, ktoré vytvorili niekoľko sub-populácií. Miesta neresenia sub-populácií boli vzájomne oddelené. Jednotlivci rozdielnych genotypov kvôli neresu väčšinou migrovali späť na miesta, kde sa narodili. Tempo úmrtnosti rýb genotypov migrujúcich na dlhej vzdialenosti od Čierneho mora k horným úsekom Dunaja by mohlo byť skoro o jeden rád vyššie, než pri sub-populáciách, ktoré sa rozmnožujú na dolnom Dunaji. V 19-tom storočí, keď bol ročný úlovok jesetera pozdĺž dolného Dunaja skoro 1000 ton, boli v oblasti Szigetközu výnimočne ulovené vyzy veľké. Priehrady vybudované pri Železných vrátach (1970, 1984) mali za následok ďalší úpadok zostávajúcich populácií anadrómnych druhov jesetera pozdĺž stredného Dunaja. Vyzu veľkú (*Huso huso*) a jesetera hviezdnatého (*Acipenser stellatus*) je teraz možné v szigetközskom úseku Dunaja považovať za vyhynuté prvky fauny, ich poslední zástupcovia boli v oblasti pozorovaní pred viac než päťdesiatimi rokmi.

Populácie rýb pre športový výlov sa zdajú byť viac ohrozené stratou a degradáciou biotopu, než nadmerným výlovom. Vysádzanie rýb z liahní je prístup používaný na udržiavanie osádky rýb pre športový výlov v niekoľkých vodách oblasti Szigetközu bez akéhokoľvek zvažovania ich vplyvu na populácie pôvodných rýb. Najbežnejším zarybňovacím druhom ryby je kapor obyčajný (*Cyprinus carpio*) (Guti, 1993).

Tab. 4-1 Zhrnutie najdôležitejších nevratných zmien v oblasti Szigetközu

- Zmena hydromorfologickej dynamiky Dunaja:
 - Redukcia transportu splavenín priehradami na hornom úseku;
 - Hromadenie jemnozrnných sedimentov v inundáciách;
- Zmeny alogénnych a autogénnych procesov, sukcesie biotopov a diverzity;
- Antropogénne zmeny v obehú dusíka a rastúca úroveň rastlinných živín spôsobili zmeny v zložení a fungovaní ekosystémov inundácie;

- Zmeny biodiverzity:
 - Vyhynutie dvoch pôvodných druhov (vyza veľká (*Huso huso*), jeseter hviezdnatý (*Acipenser stellatus*));
 - Množstvo pôvodných druhov sa stalo ohrozenými;
 - Šírenie sa nepôvodných inváznych druhov.

Tab. 4-2 Zhrnutie najdôležitejších obmedzení v oblasti Szigetközu

- Ochrana proti povodniam;
- Odklonenie Dunaja kvôli prevádzke vodnej elektrárne Gabčíkovo;
- Údržba podmienok splavnosti (derivačný kanál a pod Sapom);
- Využívanie krajiny:
 - Lesné hospodárstvo;
 - Poľnohospodárska činnosť na chránenej strane inundácie.

4.4. Analýza tlakov a vplyvov

Podľa Rámcovej smernice o vode musí byť pre všetky vodné telesá vykonaná analýza tlakov a vplyvov. Na maďarskom úseku Dunaja boli pre plánovanie manažmentu povodia vymedzené štyri vodné útvary. Pokiaľ ide o túto štúdiu, mala by zvažovať jeden úsek z nich: oblasť Szigetközu (vodný útvar č. 249, rkm 1790-1852) (Gönyű - Čunovo – pozn. prekl.).

Významné tlaky a vplyvy v oblasti Szigetközu sú podľa Správy o významných problémoch¹¹ zhrnuté nasledovne:

4.4.1. Nedostatky vodného režimu v dôsledku jednostranného odklonenia

Odkedy začalo prevádzkovanie vodnej elektrárne Gabčíkovo, 80 % priemerného prietoku Dunaja ide do derivačného kanála, spôsobujúc závažné zmeny vo vodnom režime hlavného koryta Dunaja a v bočných ramenách Szigetközu. Dočasný systém

¹¹ Maďarská republika (2005): Správa podľa Smernice Európskeho parlamentu a Rady ustanovujúcej rámec pôsobnosti spoločenstva v oblasti vodnej politiky o analýze charakteristík maďarskej časti regiónu povodia rieky Dunaj a prehľad environmentálnych vplyvov ľudskej činnosti a ekonomická analýza využívania vody. Termín predloženia správy: 22. marec 2005.

zásobovania vodou môže pre obmedzenú časť Szigetközu poskytovať len limitované množstvo vody a predošlý dynamický charakter vodného režimu stále chýba. Periodické zaplavovanie oblasti môže byť prostredníctvom umelých spôsobov zabezpečené len sčasti.

Nedostatok množstva vody spôsobuje nasledujúce neriešené problémy:

- obnova hlavného koryta Dunaja nebola vyriešená;
- dočasný systém zásobovania vodou je účinný len po Ásványráró;
- pravidelné zaplavovanie inundácie je zabezpečené len sčasti;
- systém zásobovania chránenej oblasti vodou nie je vyriešený;
- hydrobiologický charakter bývalého systému mokradí bol úplne pretvorený s cieľom zabrániť vysychaniu;
- hydrobiologický charakter rieky bol úplne pretvorený;
- prichádza k strate dôležitých miest neresenia;
- zmenšili sa možnosti odberu vody hlavne pre zavlažovacie účely.

4.4.2. Deficit pozdĺžnej prepojenosti, zmeny v transporte sedimentov

Priehrada Čunovo je hlavnou prekážkou pozdĺžnej prepojenosti horného úseku Dunaja. Priehrada bola vybudovaná bez akýchkoľvek primeraných zariadení na poskytnutie prístupu pre migrujúce druhy rýb.

Odklonenie spôsobilo významný pokles hladiny vody v Dunaji a následkom toho väčšina sústav bočných ramien vyschla. V záujme prechodného zásobovania vodou bola v rámci Dohody medzi Maďarskou republikou a Slovenskou republikou o dočasných zmierňovacích opatreniach vybudovaná pretekaná prehrádzka, ktorá môže zabezpečovať zásobovanie hornej a strednej časti územia Szigetközu vodou, avšak zároveň museli byť uzavreté dolné konce bočných ramien. Ďalšie objekty na uzáveroch, ktoré by mali zabezpečovať priechody pre vodné živočíchy, ešte neboli na všetkých miestach dokončené.

Jedným z hlavných tlakov je zabezpečiť priechod pre vodné druhy v celej ramennej sústave a v hlavnom koryte Dunaja zabezpečiť prístup k miestam neresenia a rozmnožovania.

Zdrž Čunovo spôsobila významný vplyv na transport sedimentov Dunaja, keďže značná časť zostávajúcich splavenín je tam zadržiavaná. Súčasne zmeny v rýchlosti vody spôsobili zvýšenú sedimentáciu v riečnych ramenách.

4.4.3. Deficit bočnej prepojenosti

Rozsiahle opatrenia na ochranu proti záplavám a zmeny vo využití krajiny majú tiež významné vplyvy na bočnú prepojenosť riečneho systému. Inundácia za ochrannými hrádzami bola premenená na poľnohospodársku pôdu a tak nemôže plniť svoju pôvodnú úlohu ako fungujúca záplavová oblasť. Časti starých záplavových oblastí boli odrezané od periodickej dodávky vody a/alebo boli vytvorené prekážky v prirodzenom odtoku vôd spôsobujúc problémy s nadbytkom vody.

Je treba preskúmať zmenu využitia krajiny, rozšírenie záplavových území, premiestnenie alebo prerušenie hrádzí, opätovné prepojenie mokradí, bývalých bočných ramien a meandrových jazier aj so zohľadnením chránených oblastí.

4.4.4. Zdroje podzemných vôd v ohrození

V oblasti Szigetközu existuje päť fungujúcich a šesť potenciálnych miest pre čerpanie podzemných vôd. Kvôli ich hydrogeologickým vzťahom sú zdroje podzemnej vody zraniteľné. Podľa expertného vyhodnotenia sú zdroje podzemných vôd ohrozené znečistením dusičnanmi a znižovaním množstva.

V niektorých častiach územia Szigetközu je možné pozorovať významné zmeny týkajúce sa poklesu hladín podpovrchových vôd. Sčasti je to možné vylepšiť dočasným umelým systémom zásobovania vodou, ale vplyv zásobovania vodou je obmedzený. Skúmanie vzťahu medzi poklesom hladiny podzemnej vody a ekosystémami závislými na podzemnej vode je tiež dôležitý.

4.4.5. Znečistenie

Významné bodové zdroje znečistenia budú eliminované realizáciou opatrení Smernice o čistení odpadových vôd zo sídiel. Vplyvy existujúcich a plánovaných čistiarní odpadových vôd (ČOV) by mali byť brané do úvahy. Na zabránenie zvýšeného znečisťovania živinami je treba skúmať aj možnosti čistenia tretieho rádu. Existujúce prietokové limity pre prevádzkovanie ČOV by mali byť prehodnotené podľa zraniteľnosti a množstva znečistenia v prijímajúcom vodnom telese.

Znečistenie z rozptýlených zdrojov výrazne ovplyvňuje kvalitu vody Dunaja. Je dôležité poznamenať, že kvôli kvalite vody nie sú ohrozené len celkové podmienky rieky a biota, ale aj zásobovanie pitnou vodou pozdĺž tohto úseku rieky. Realizácia Smernice o dusičnanoch a najlepšie environmentálne poľnohospodárske postupy budú tiež znižovať znečistenie živinami z poľnohospodárskych pôd.

4.4.6. Otázky ekológie a biodiverzity

Významné zmeny v režime prúdenia a sedimentov sprevádzané znižovaním hladiny vody v hlavnom koryte a zatváranie bočných ramien mali za následok vážne zmeny prirodzeného systému mokradí. Rehabilitačné opatrenia majú obnoviť hydromorfologické procesy, ktoré sú dôležité pre vývoj typických biotopov mokradí spolu s príslušnou biotou, ktorá bola charakteristická pre oblasť Szigetköz. Fungovanie ekosystému mokradí veľkou mierou závisí od dynamiky prúdenia a sedimentácie. Unikátny rôznorodý charakter typov biotopov je predpokladom pre prirodzenú biodiverzitu regiónu. Pôvodná flóra a fauna sa z vodných alebo na vode závislých druhov zmenila na viac terestrické formy znižujúc biodiverzitu nárastom inváznych druhov. Nepriaznivé zmeny musia byť vyhodnotené, aby sme videli, či sú to nevratné zmeny alebo či je pôvodný stav možné obnoviť. Ekologická funkcia hlavného koryta Dunaja musí byť obnovená.

4.4.7. Zmena podnebia

Dlhodobý vplyv zmeny podnebia musí byť tiež vzatý do úvahy. Táto môže silne ovplyvniť dostupné množstvo vody pre odber vody a povodňový režim.

4.4.8. Zvyšovanie povodňovej hladiny

Na základe výsledkov meraní prietokov a záznamov vodnej hladiny počas posledných povodní zanášanie inundácie a zhoršovanie schopnosti koryta Dunaja viesť vodu vyústilo do zvyšovania povodňových hladín. V novo vzniknutej situácii sa nedarí zabezpečovať očakávanú úroveň bezpečnosti. Štruktúra systému ochrany proti povodňam musí byť modifikovaná: viac priestoru musí byť poskytnutého prírodným záplavám rozšírením záplavových oblastí. Prietoková kapacita pôvodného koryta Dunaja by sa mala zachovať v záujme zabezpečenia možnosti prietoku prebytočného množstva vody, ktoré prekročí prietokovú kapacitu derivačného kanála.

4.4.9. Plavba, turistika, rekreácia

Keďže plavebná dopravná cesta bola presunutá do derivačného kanála Vodného diela Gabčíkovo, neexistuje žiadna potreba komerčnej plavby v pôvodnom koryte. Vládne delegácie Slovenskej republiky a Maďarskej republiky pre rokovanie o implementácii rozsudku Medzinárodného súdneho dvora v Haagu vo veci Projektu Gabčíkovo - Nagymaros sa odsúhlasením správy Pracovnej skupiny odborníkov pre riečne hospodárstvo, ochranu životného prostredia, energetiku a plavbu (Pracovná skupina odborníkov pre vodné hospodárstvo, ekológiu, plavbu a energetiku – pozn. prekl.)

(2006)¹² dohodli, že premávka veľkých lodí na úseku Bratislava - Sap musí byť riešená v prírodnom kanáli. Podľa tejto Správy „*môže byť premávka malých lodí (veslice, kajaky, kanoe a malé jachty poháňané motorom) umožnená v pôvodnom koryte Dunaja a v ramennej sústave. Otázka, že ktoré bočné rameno bude pre takúto dopravu otvorené alebo zatvorené sa musí rozhodnúť na základe hľadísk turistiky a najmä ochrany prírody. Napríklad plavidlám poháňaným motorom môže byť odmietnutý prístup do určitých bočných ramien, ktoré sú významné z hľadiska ochrany prírody*“. Koryto Dunaja a ramenná sústava sú taktiež používané pre rekreačnú plavbu. Je tiež dôležité vytvoriť koncept pre budúcu rekreáciu v oblasti, pretože Szigetköz je stále jedným z hlavných turistických cieľov v regióne. V tomto koncepte musia byť zladené environmentálne ciele ochrany prírody a ciele turizmu a rekreácie. Berúc do úvahy trvalé využívanie prírodných hodnôt počas realizácie Programu opatrení plánu manažmentu povodia by mali byť zachované alebo vylepšené rôzne možnosti rekreácie.

4.4.10. Využívanie krajiny

Zmena v charaktere využívania krajiny v oblasti silne zmenila retenčnú a akumulačnú schopnosť/potenciál inundácie a režim sedimentov. Poľnohospodárske využívanie musí byť v inundácii obmedzené, aby sa zlepšilo dopĺňanie podzemných vôd a akumulácia povodňovej vody v aluviálnom zvodnenci. Pokles hladiny podzemnej vody tiež ovplyvňuje obsah vlhkosti v ornej pôde, čo vo významnej časti regiónu vyústilo do poklesu tempa poľnohospodárskej produkcie. Náhrada za nedostatok vody musí byť vzatá do úvahy. Prieskum by sa kvôli poklesom množstva vody a hladiny podzemnej vody mal zamerať aj na dopad na lesné hospodárstvo.

4.4.11. Vplyvy budúcich infraštruktúrnych projektov

Budúce infraštruktúrne projekty by mali byť vykonávané prehľadným spôsobom za použitia najlepších environmentálnych zvyklostí a najlepších dostupných technológií. Dopady na alebo poškodenie dobrého stavu a negatívne cezhraničné vplyvy majú byť plne zamedzené, zmiernené alebo kompenzované.

¹² Zápisnica z rokovaní vládnych delegácií Maďarskej republiky a Slovenskej republiky, ktoré sa konalo 5. októbra 2006 v Bratislave.

5. Posúdenie nedostatkov súčasnej situácie

5.1. Hydrologická a hydromorfologická dynamika

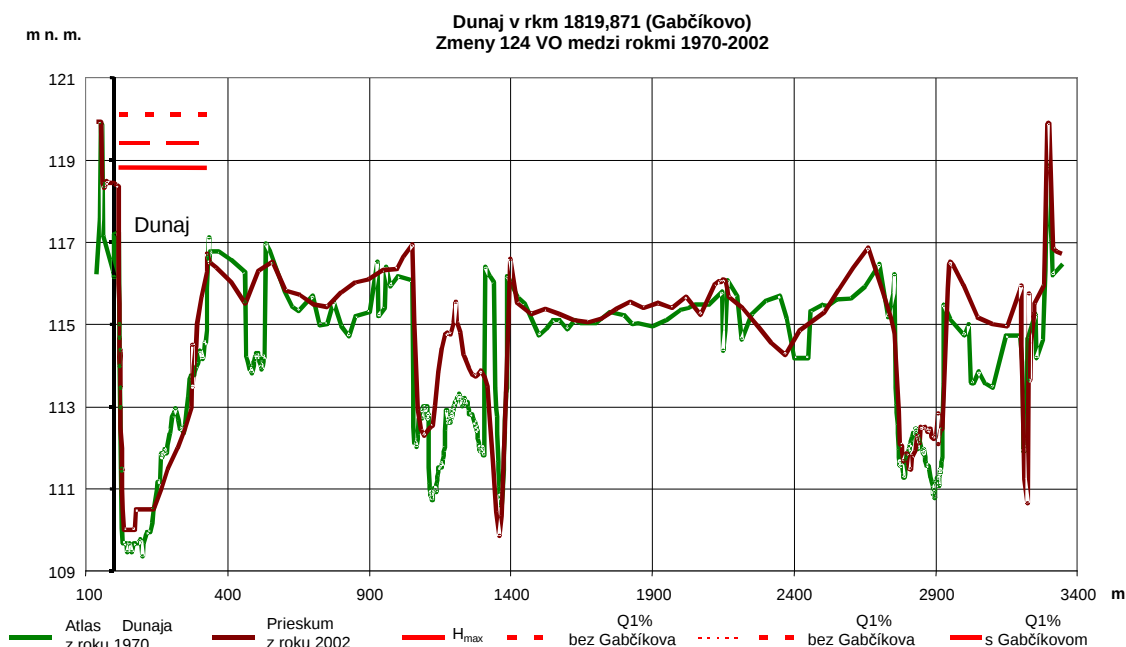
5.1.1. Režim sedimentov

Otvorenie gabčíkovského derivačného kanála v roku 1992, vybudovanie hate Čunovo a Vodné dielo Gabčíkovo a ich postupné uvádzanie do prevádzky v úseku medzi Sapom a Szobom dramaticky a radikálne pozmenili prúdenie vody a transport splavenín v rieke. Od odklonenia rieky až do dnešného dňa boli na hornom Dunaji medzi Rajkou a Vénekom uskutočnené detailné (100 m-ová vzdialenosť priečných rezov) prieskumy koryta doprevádzané opakovaným vzorkovaním materiálu koryta vo VO úsekoch (Rákóczi a Sass, 1996). Výsledky ukazujú, že takzvaný „udržiavací prietok“ prepúšťaný do Starého Dunaja, t.j. do pôvodného hlavného koryta, v množstve 200-600 m³/s nie je schopný narušiť spevnené štrkové dno vytvorené v čase odklonenia a skôr lokálne preskupuje na ňom uložený piesčité materiál. Menovite významnú časť piesčito-štrkového materiálu v koryte a materiál uvoľnený z inundácie počas výstavby hate Čunovo, ktorý bol odnesený do Starého Dunaja významnou povodňovou vlnou, ktorá prešla hneď po odklonení (v novembri 1992). Pohyb splavenín medzi Rajkou a Sapom v hlavnom koryte (Starý Dunaj) v uplynulých desaťročiach pozostával z transportu jemného štrkovitého a piesčitého materiálu na povrchu *nemobilného krytu koryta* časťami povodňových vln prekračujúcimi 4000 m³/s a prepúšťanými hatou Čunovo. Tento pohyb splavenín, veľmi slabý v porovnaní so situáciou pred výstavbou, je limitovaný aj v priestore vzhľadom na veľmi krátku fázu dostatočných úrovní toku (zvyčajne len niekoľko dní).

Navyše prevažná väčšina hlavného koryta medzi Rajkou a Sapom, ktorá je umelo napájaná „udržiavacím“ prietokom, je ďalej zužovaná a pásy nachádzajúce sa blízko pri brehoch sú pokryté hrubou, hustou a viacročnou vegetáciou. Okrem toho vodný tok vracajúci sa do koryta Dunaja z odpadového kanála Vodnej elektrárne Gabčíkovo vzdúva „udržiavací tok“ v Starom Dunaji až po približne Dunaremete (rkm 1826).

Hlavné bočné ramená ramennej sústavy Szigetközu od odklonenia Dunaja (pozri **Obr. 5-2**) vykázali významné zanášanie. Bagomérske rameno v rámci oblasti vzdutej gabčíkovským odpadovým kanálom bolo do roku 2005 zaplnené 346000 m³ usadenín. Priemerná hrúbka sedimentov v tomto ramene je 60 cm, z ktorých horná tretina sa skladá z jemných bahenných frakcií. Ramená sa kedysi zanášali len miernym tempom, pretože prirodzené povodňové vlny Dunaja preplachovali ramenný systém a ostrovy medzi nimi niekoľkokrát ročne. Rýchlosti prúdenia od roku 1992 závisia od prevádzkového režimu hate Čunovo. Umelé prietokové režimy sa vyznačujú náhlým otváraním hatí na začiatku povodňových vln, preto zaplavenie Szigetközu obyčajne

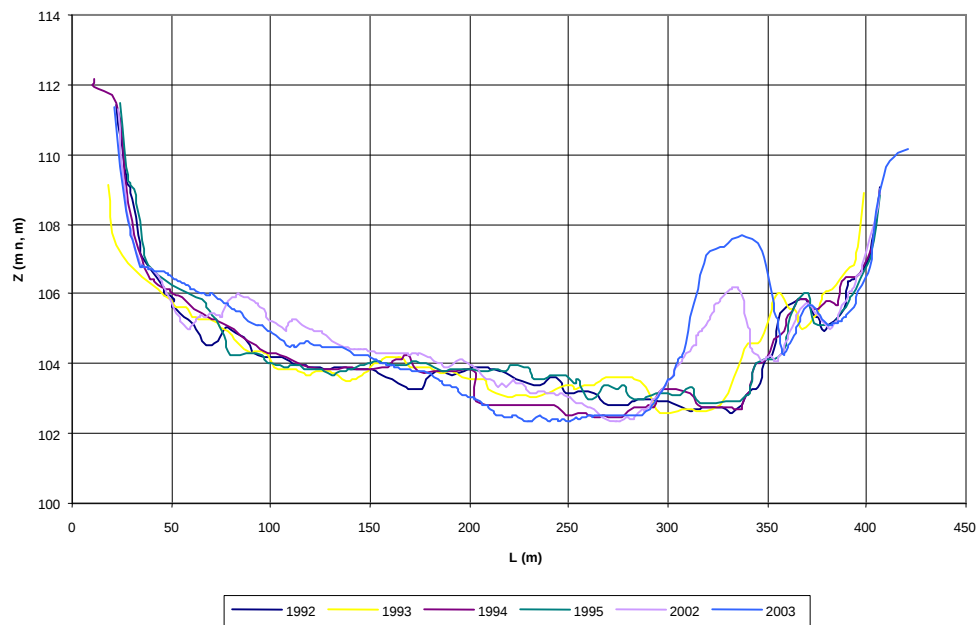
nastane dramaticky rýchlo. Po skončení povodňových vln sú haťové polia v záujme zníženia straty vody zo zdrže taktiež náhle zatvárené. Táto operácia zahŕňa v sebe rýchlo tečúcu vodu a vysoká rýchlosť z ramien občas poškodzuje objekty systému distribúcie vody na Szigetközé.



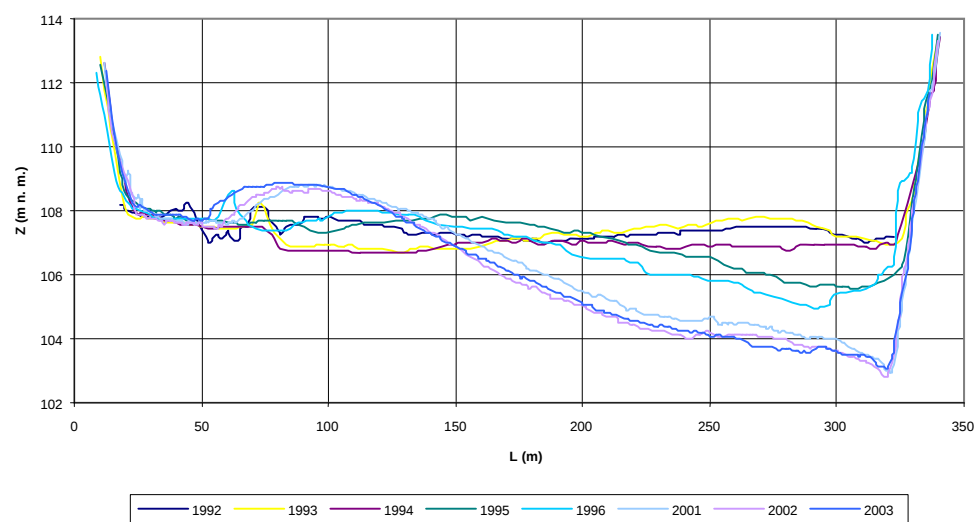
Obr. 5-1 Zanášanie bočných ramien a oblastí inundácie

Zdrž Čunovo úplne zadržiava splaveniny prichádzajúce z rakúskeho úseku Dunaja a z rieky Moravy, zatiaľ čo plaveniny sa usadzujú len sčasti. Z tohto dôvodu na sútoku (starého koryta Dunaja a odpadového kanála – pozn. prekl.) dochádza k vážnemu zarezávaniu sa dna v okolí Sapu činiacemu 10 až 17 cm ročne. **Obr. 5-2** ukazuje 3,5 m zarezanie v rkm 1808 po 15-tich rokoch prevádzky Vodnej elektrárne Gabčíkovo. Od odklonenia Dunaja nízke vodné stavy v oblasti Gönyű poklesli o 1,4 metra (1992) a 1,8 metra v porovnaní s hladinami v 1960-tych a 1970-tych rokoch. Podľa najnovších údajov erózia koryta končí nad Gönyű (rkm 1792). V prvých rokoch bolo z pravého brehu, oproti sútoku s odpadovým kanálom, erodovaných niekoľko stotisíc kubických metrov piesčitého štrku a začal sa pomaly pohybovať po prúde rieky.

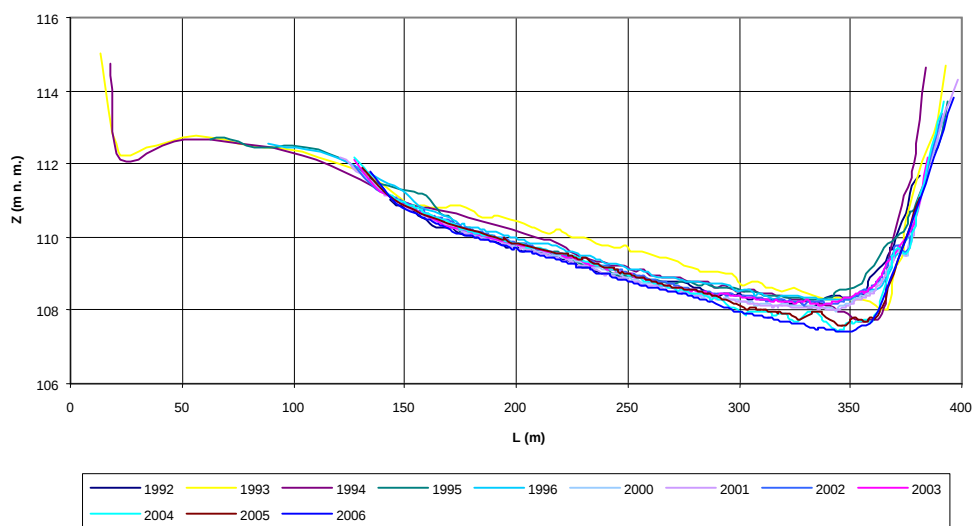
rkm 1795



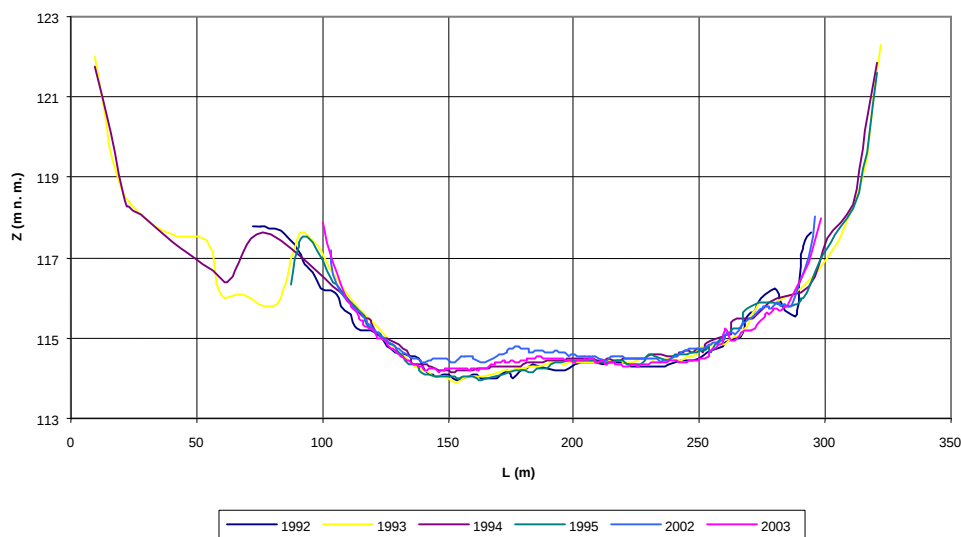
rkm 1808



rkm 1814



rkm 1835



Obr. 5-2 Vývoj priečných profilov po odklonení Dunaja v októbri 1992 (sútok v rkm 1811)

Spätná erózia sa začala zarezávať do koryta nad sútokom, čo je znázornené v rkm 1814 na **Obr. 5-2**. Priečný profil v rkm 1835 blízko Cikolaszigetu vo vrchnej časti Starého Dunaja jasne ukazuje dva vplyvy typické pre tento úsek: pokračujúca agradácia na čerstvo zarastenej lavici pozdĺž ľavého brehu rieky a premenlivá výška

sedimentov nad predchádzajúcou úrovňou koryta, indikujúca pohyb sedimentov nad spevneným korytom, ako to bolo uvedené vyššie.

Dokument ICPDR týkajúci sa problematiky sedimentov (20. november 2006) poskytuje všeobecný prehľad o problematike kvality sedimentov v povodí Dunaja, poukazuje na iniciatívy mimo ICPDR, ktoré sa zaoberajú problematikou sedimentov v povodí Dunaja (SEDAN, Aqua Terra, UNESCO IHP Medzinárodná iniciatíva o sedimentoch (International Sediment Initiative), SedNet, RISKBASE, CEDA), stanovuje operačné závery, navrhuje aktivity zamerané na získavanie väčšieho prehľadu o problematike sedimentov Dunaja a načrtáva časový harmonogram navrhovaných aktivít. Niektoré zo záverov dokumentu sú intenzívne diskutované. Kľúčové závery, ktoré boli odsúhlasené a ktoré sa týkajú tejto štúdie realizovateľnosti, sú nasledujúce:

- Na objasnenie problematiky deficitu sedimentov v Dunaji, ako je popísaná v Zastrešujúcej správe o povodí Dunaja z roku 2004 (Danube Basin Roof Report, 2004), je nutné ďalej skúmať kvantitatívne aspekty transportu sedimentov v povodí rieky Dunaj z dlhodobého hľadiska. Vypracovanie bilancie sedimentov má primárnu dôležitosť.
- Osobitná pozornosť by mala byť venovaná úlohe povodní pri transporte sedimentov, pretože značná časť ročného objemu sedimentov môže byť prenášaná týmto javom.
- Náležitý odhad bilancie sedimentov vyžaduje zber a analýzu dlhodobých dátových súborov. V tejto otázke sa musí dosiahnuť konsenzus.
- Musí sa preskúmať vzájomná porovnateľnosť existujúcich súborov dát o kvantite sedimentov a musia sa dohodnúť príslušné kvalitatívne kritériá spoľahlivosti. Musia sa porovnať metódy vzorkovania sedimentov používané v podunajských krajinách so zreteľom na dosiahnutie spoločného štandardu.
- Musia sa prediskutovať environmentálne aspekty bagrovania na úrovni celého povodia.
- Je potrebné zlepšiť chápanie úlohy sedimentov vo fungovaní prirodzeného riečneho ekosystému v Dunaji. Aktivity by mali byť zamerané na posúdenie (kombinovaného) vplyvu množstva a kvality sedimentov na ekologický stav.

Tab. 5-1 Zhrenutie nedostatkov súčasného morfodynamického režimu

- Zadržiavanie splavením priehradami na hornom úseku vrátane zdrže Čunovo spôsobuje **vážne zarezávanie** sa rieky na úseku niekoľkých kilometrov pod sútokom ako aj spätnú eróziu v Starom Dunaji. Zarezávanie namiesto zanášania je **zmenou prirodzeného procesu**. V dôsledku toho klesajú nízke a stredné vodné stavy ako aj hladiny podzemných vôd v priľahlej inundácii.
- Základný ekologický proces **vzniku nových riečnych korýt** a súčasne zanechávania iných, sa zastavilo reguláciou rieky v 19-tom storočí vytvorením hlavného koryta a sústavy bočných ramien. Pred degradáciou hlavného koryta v bočných ramenách do určitej miery stále prebiehali erózne procesy a nie len sedimentácia alebo zabahnovanie ako v súčasnej situácii.

- **Určujúce procesy** erózie, transportu a ukladania piesku a štrku vo veľkých množstvách boli odklonením rieky v roku 1992 úplne zastavené. Delenie povodňových prietokov nebolo postačujúce pre účinné transportné procesy. Naproti tomu suspendované sedimenty (sedimenty vo vznose, plaveniny – pozn. prekl.) boli vo veľkých množstvách ukladane v bočných ramenách, obzvlášť v dolnom úseku Dunaja.
- Pre dlhodobé riešenia je potrebné zvážiť **kompenzáciu chýbajúcich splavenín**, napr. manažmentom sedimentov vrátane transportu piesku a štrku cez nádrže.

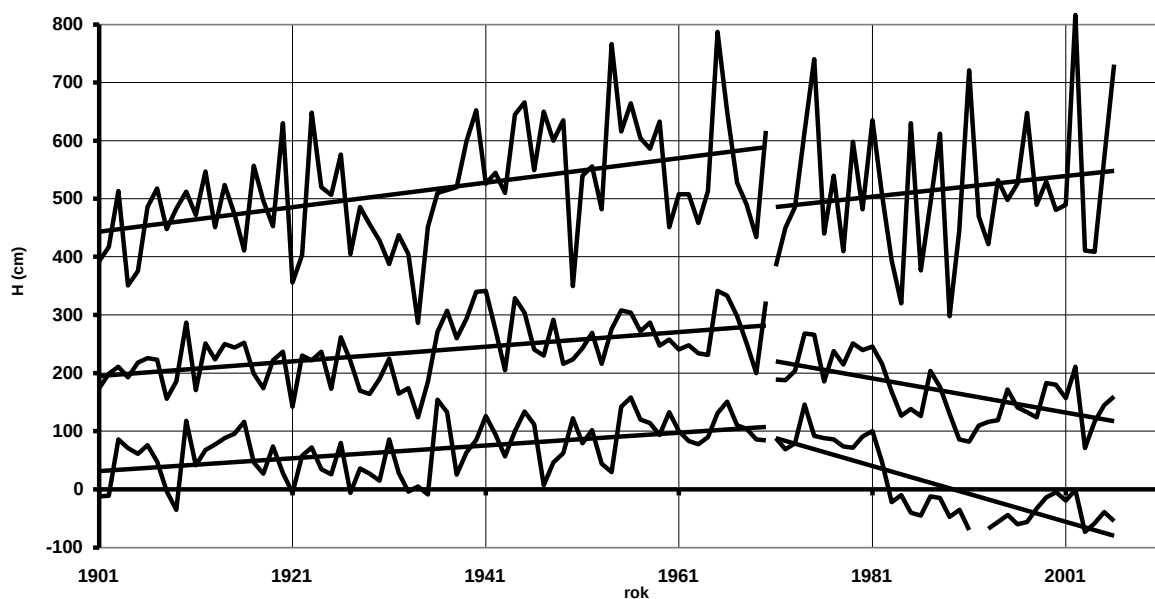
5.1.2. *Prietokový režim*

Zmena pred rokom 1992

Vplyv rôznych regulačných zásahov v rieke je možné pozorovať v prietokovom režime. Na konci 19-teho storočia je možné vplyv opatrení na ochranu proti povodňam a budovania ochranných protipovodňových hrádzí názorne ukázať na hydrologickom správaní sa rieky. Prichádzajúce sedimenty, ktoré boli predtým rozširované po celej oblasti Szigetközu a Žitného Ostrova, boli potom viditeľné ako rýchlo zaplňali nechránené územie medzi ochrannými hrádzami, čo malo za následok nárast malých, stredných a veľkých vôd (**Obr. 5-3** a **Obr. 5-4**).

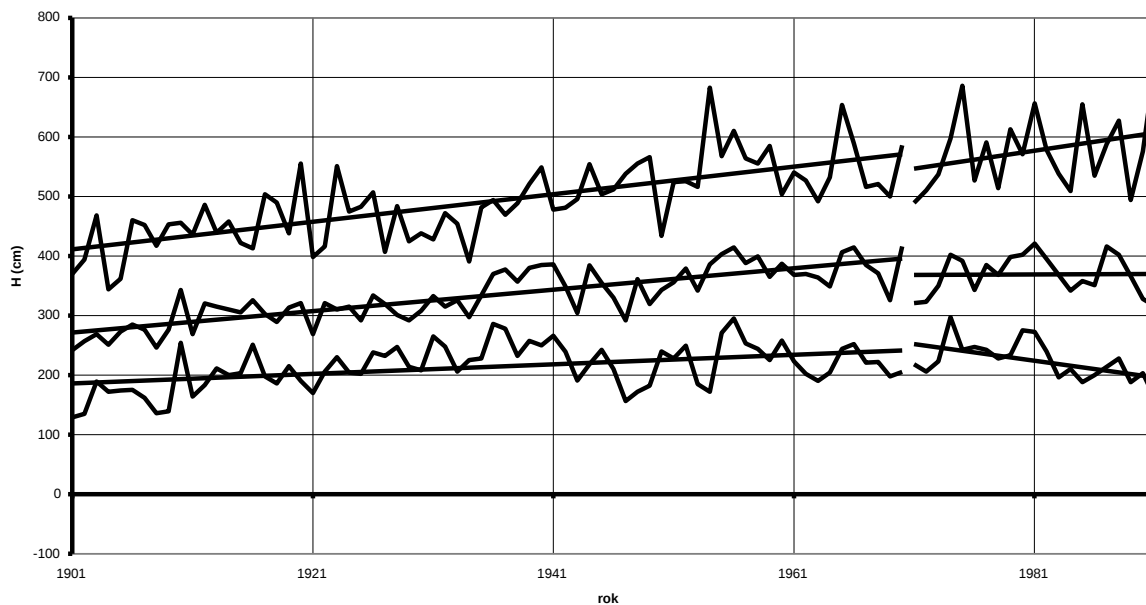
Od konca 1960-tych rokov majú hladiny pri strednom a malom prietoku klesajúci trend. Zarezávanie sa koryta rieky je potvrdené prieskumami koryta. Tento proces je možné vysvetliť redukovaným množstvom sedimentov vstupujúcich do oblasti, bagrovacími činnosťami a zvýšenou transportnou schopnosťou v dôsledku riečnej regulácie.

Na začiatku 20-teho storočia bol rozdiel medzi nízkymi a strednými hladinami pri Gönyú (**Obr. 5-3**) 1,8 metra, zatiaľ čo rozdiel medzi nízkymi a vysokými hladinami bol 4,3 metra. Do konca obdobia, t.j. druhej polovice 1960-tych rokov sa tieto hodnoty významne nezmenili, okrem toho, že každý z trendov stúpol. Sledujúc toto do dnešných dní bol trend pri malej vode významne redukovaný, skoro o dva metre. Avšak hladiny vody pri vysokom stave pokračovali v stúpaní.



Obr. 5-3 Trendová analýza typických ročných hladín vody, Gönyű

Rovnaký trend bol pozorovaný v prípade vodomernej stanice pri Dunaremete (Obr. 5-4). Do začiatku 20-teho storočia bol rozdiel medzi malou a strednou vodou iba 0,9-1,0 metra, rozdiel medzi malou a veľkou vodou 2,20 m.

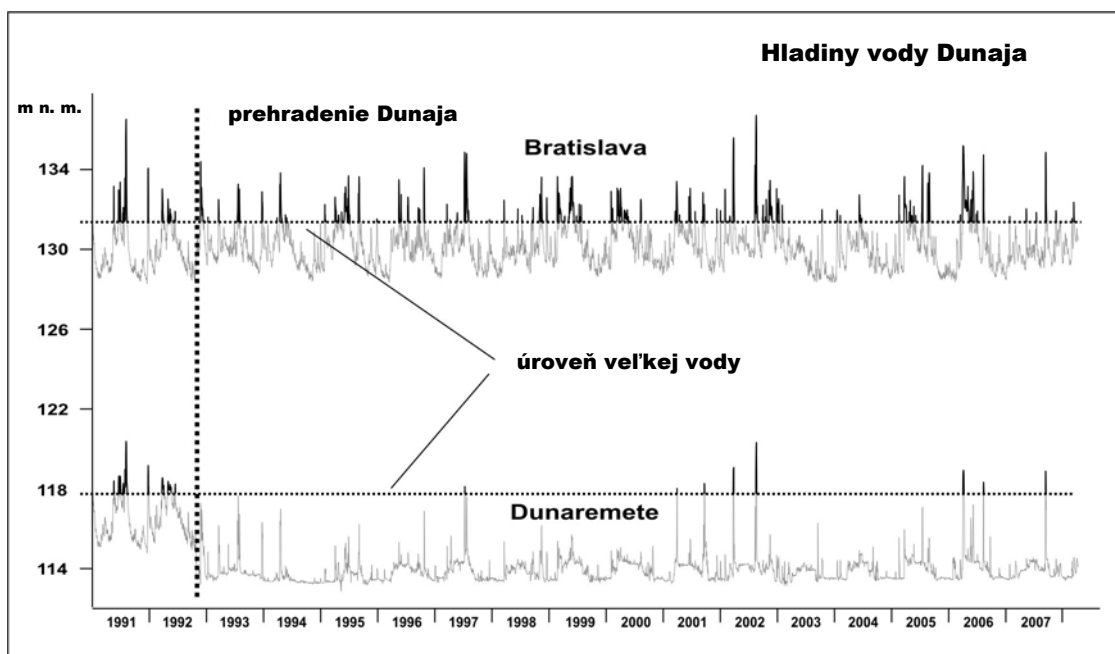


Obr. 5-4 Trendová analýza typických ročných hladín vody, Dunaremete

Smer trendu pre malú a strednú vodu sa zmenil od sedemdesiatych rokov na klesanie. Do konca obdobia (1991) sa rozsah medzi nízkym a vysokým vodným stavom v Dunaremete tiež priblížil k 4 metrom.

Zmena po októbri 1992

V súlade s dvojstrannou dohodou z roku 1995 je do Dunaja pri Čunove prepúšťaný priemerný ročný prietok $400 \text{ m}^3/\text{s}$. Prepúšťanie vody prebieha v súlade s pravidlami postupu stanovenými v prevádzkovom poriadku, berúc do úvahy prirodzený hydrologický režim Dunaja (**Obr. 5-5**). Pravidlá postupu deklarujú prietok, ktorý má byť prepúšťaný, v mesačnom rozpise ako funkciu prietoku Dunaja vstupujúceho do oblasti v profile Devín. Tieto prietoky sa pohybujú medzi 400 a $600 \text{ m}^3/\text{s}$ počas letného obdobia a 250 a $600 \text{ m}^3/\text{s}$ pre zimné obdobie.



Obr. 5-5 Vodočty vodomerných staníc Bratislava a Dunaremete od roku 1991 do roku 2007

V určitých miestach v oblasti Rajky a Dunaremete v dôsledku odklonenia hladina vody Dunaja klesla v porovnaní s predošlými strednými hladinami vody o 4 m a v porovnaní s predošlými minimálnymi hladinami o 1,5 až 2 m. Prietok vyšší než $600 \text{ m}^3/\text{s}$ sa v hlavnom koryte vyskytol, len keď celkový prietok v rieke prekročil maximálnu kapacitu Vodnej elektrárne Gabčíkovo. Vrchol takejto náhlej a rýchlo postupujúcej „povodňovej vlny“ ledva dosahuje úroveň bývalých hladín pri priemernom prietoku. **Obr. 2-3**, **Obr. 2-4** a **Obr. 2-5** predstavujú významnú zmenu v povodňových prietokoch. Len mimoriadne udalosti, ako tie v roku 2002 a 2006, spôsobujú úplné zaplavenie inundácie. Avšak žiaden z povodňových prietokov netrval dlhšie ako 4 dni kvôli náhlemu zatvoreniu hate Čunovo.

Navyše sa zmenila dynamika prietokového režimu. **Obr. 2-2** znázorňuje malý rozsah kolísaní vodnej hladiny v Starom Dunaji po roku 1992.

V zavzdutom úseku hlavného koryta rýchlosť prúdu postupne klesá z 1,0 na 0,2 m/s, pričom medzi rkm 1811 a 1817 kvôli spomínanému spätnému vzdutiú od sútoku, môže voda na začiatku povodňových vln dokonca tiecť naspäť.

Po odklonení až do leta 1993 väčšina bočných ramien v aktívnej inundácii úplne vyschla. V záujme vybudovania systému na zásobovanie vodou boli bývalé uzávery odstránené, vybudovali sa nové inžinierske objekty a vytvorili sa prepojenia. Následkom toho je do sústavy bočných ramien aktívnej inundácie pridelené nepretržité zásobovanie vodou, 20 až 110 m³/s, v závislosti od prietoku prichádzajúceho z hate Čunovo, čoho výsledkom je ročné kolísanie hladiny vody 0,5 až 1,0 m.

Približne 36 km dlhá sústava zásobovania aktívnej inundácie vodou je úplne izolovaná od hlavného koryta; hladiny vody v aktívnej inundácii sú o 2 až 4 m vyššie ako v hlavnom koryte. V porovnaní s prirodzenými podmienkami to predstavuje relatívnu hojnosť vody zodpovedajúcu predošlým hladinám strednej vody.

Tab. 5-2 Zhrnutie nedostatkov súčasného hydrologického prietokového režimu

- Prirodzené **sezónne prúdenie** je vyjadrené vo vodočtoch Rajky alebo Dunaremete (**Obr. 1**). Avšak ekologická služba spojená s prirodzeným prietokovým režimom v systéme veľkej rieky zlyháva pre niekoľko dôvodov.
- Priemerný rozsah **kolísaní vodnej hladiny** bol značne menší než v prirodzených podmienkach. Okrem toho tam existujú dva oddelené systémy prúdenia: bočné ramená s ešte menším kolísaním vodných hladín a hlavné koryto. Redukovaný rozsah kolísaní na nižšej úrovni v kombinácii so zavlažovanou inundáciou predstavuje úplnú zmenu bývalého riečneho ekosystému.
- **Prepojenie bočných ramien** uzávermi a priečnymi prehrádzkami na podporu hladiny vody vytvorilo početné vodné útvary s tečúcou vodou s malou zmenou v dôsledku neefektívnych povodní.
- Niekoľko **povodňových prietokov** prekračujúcich prietokovú kapacitu gabčíkovských turbín nebolo schopných vyvolať významné morfodynamické procesy nevyhnutné pre prežitie vitálneho charakteru riečneho ekosystému. Akákoľvek budúca koncepcia sa bude musieť zamerať na efektívny záplavový režim schopný do určitej miery pretvárať koryto a preskupovať sedimenty inundácie.

5.1.3. Režim podzemných vôd

Výsledky porovnania zmien priemernej hladiny podzemnej vody pre podmienky nízkych, stredných a vysokých vodných stavov ukázali, že hladiny podzemnej vody po odklonení zreteľne klesli a po vybudovaní pretekanej prehrádzky pre podmienky stredných a najmä vysokých vodných stavov zostali v centrálnej časti Szigetközu stále poklesnuté. V oblasti Rajky hladiny podzemných vôd sa kvôli zavzdutiu zdrže Čunovo zvýšili. Po vybudovaní pretekanej prehrádzky zvýšená hladina pre podmienky nízkych vodných stavov pokryla dokonca väčšie oblasti. V 1-2 km širokej zóne vedľa Dunaja v úseku medzi Dunakiliti a Ásványráró sú pre podmienky malej vody hladiny podzemnej vody nižšie o 1-3 m a pre podmienky veľkej vody o 2-4 m. V niektorých častiach chránenej strany je pokles v období veľkej vody na jar a začiatkom leta 1-2 m, čo je významné z poľnohospodárskeho hľadiska. (P. Scharek a I. Zsámbok, 1996).

Obr. 5-6 ukazuje priemerné hladiny podzemnej vody po odklonení Dunaja. Tento obrázok názorne ukazuje, že dopĺňanie podzemných vôd z koryta Dunaja sa medzi Rajkou a Dunaremete zastavilo. Úloha Dunaja bola sčasti prevzatá zdržou Čunovo, Mošonským Dunajom, priesakovým kanálom a systémom zásobovania bočných ramien vodou.

Bočné prúdenie do zvodnenca Szigetközu zo zdrže je určované dvoma faktormi: (i) úrovňou kolmatácie zdrže a (ii) úrovňou vzdutia nad haťou Dunakiliti. (Kolmatácia znižuje priesak zo zdrže, zatiaľ čo ostávajúce bočné prúdenie sa smerom k Szigetközu zväčšuje, keď je vzdutie vyššie).

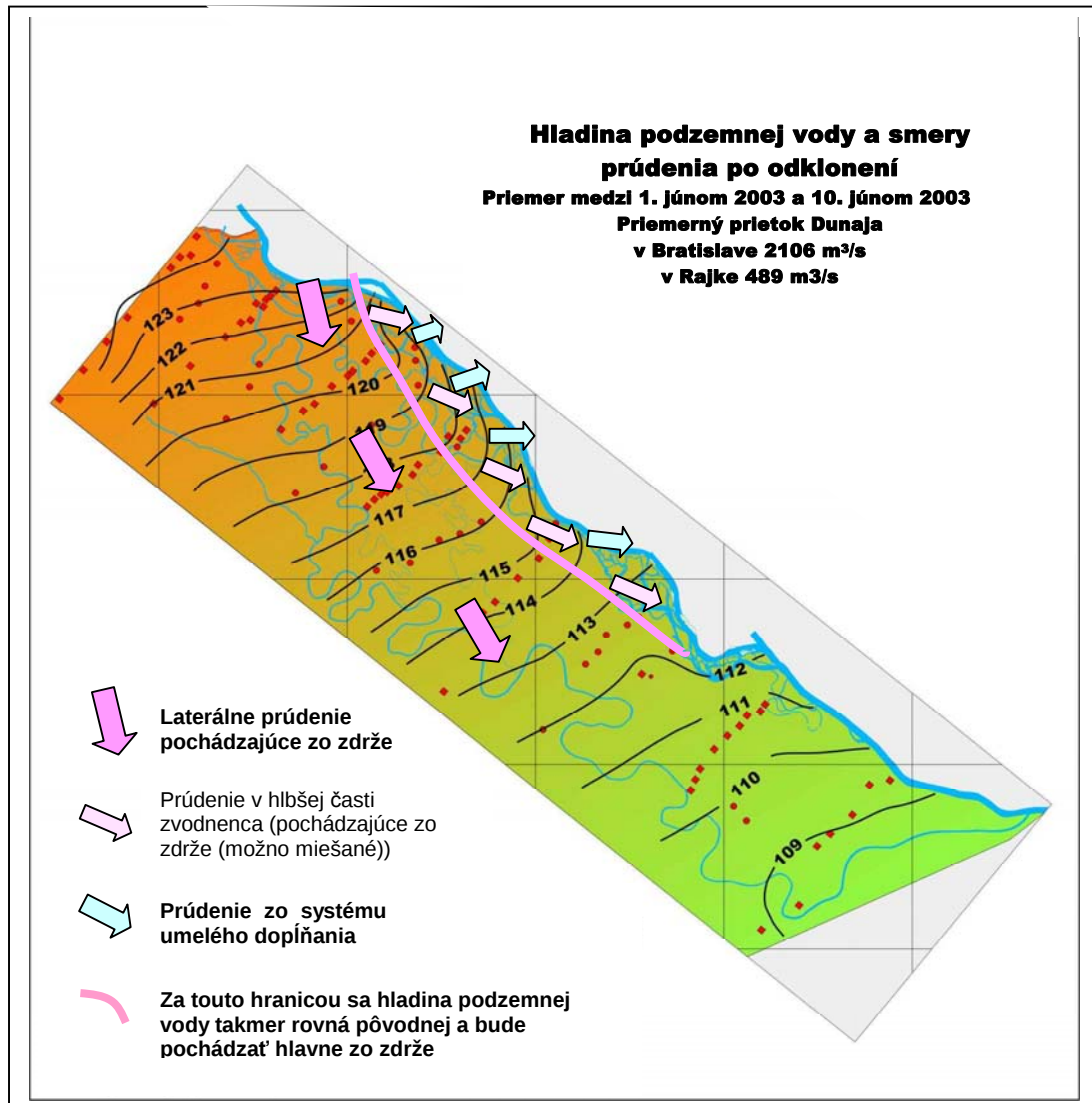
Hlavná časť infiltrácie (umelá infiltrácia) z vodných tokov na chránenej strane a z bočných ramien inundácie prúdi kvôli zníženým vodným hladinám smerom k Dunaju. Množstvo vody je dôležité pre stabilizáciu hladiny podzemnej vody v chránenej oblasti blízko pôvodným hodnotám. Avšak v aktívnej inundácii má jeho zvýšenie na hladinu podzemnej vody malý vplyv. Posledne spomenuté je skôr určované strednou hladinou vody v Dunaji (ako ďalšia dôležitá okrajová podmienka). Čím je priemerná hladina vody v Dunaji vyššia, tým menšie množstvo vody je potrebné pre umelú infiltráciu alebo väčšia časť infiltrovanej vody zásobuje bočné ramená.

Čo sa týka pôvodu podzemnej vody, je možné rozlíšiť dve hlavné zóny (pred odklonením Dunaja bol celý zvodnenec naplňaný dunajskou vodou). Približná hranica je v línii vodných tokov na chránenej strane používaných pre umelú infiltráciu (viď ružovú čiaru na **Obr. 5-6**). Medzi Mošonským Dunajom a deliacou čiarou je zdrojom voda infiltrovaná zo zdrže, zatiaľ čo smerom k Dunaju sa vo vrchnej časti zvodnenca vyskytuje čerstvá voda zo zásobovacej sústavy.

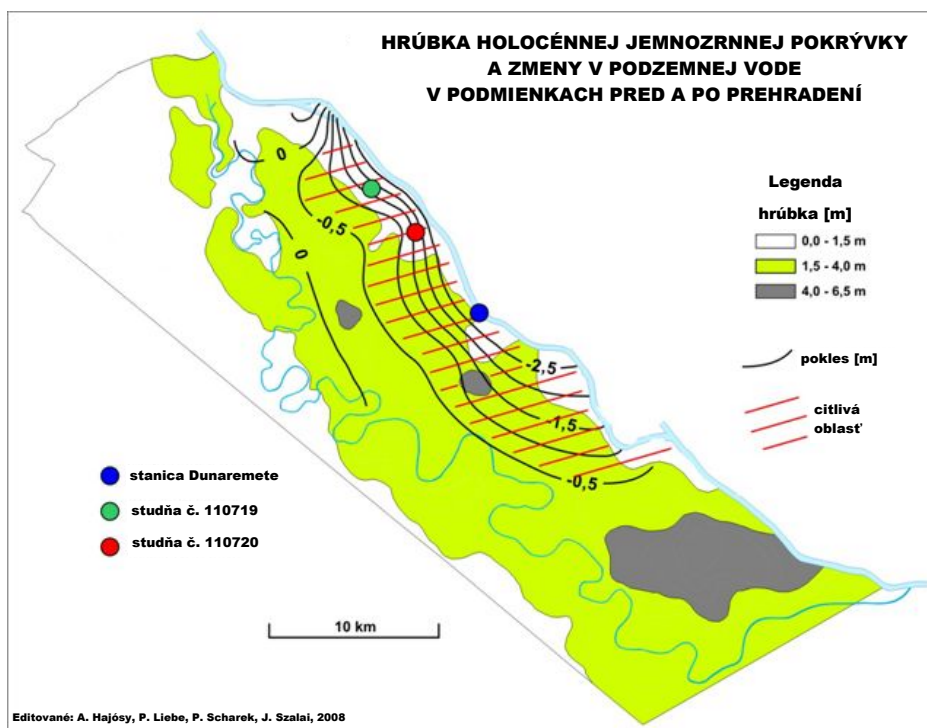
Z hľadiska kvality je dôležité, či podzemná voda pochádza z infiltrácie zo zdrže, alebo z presakovania zavlažovacích kanálov, alebo z dopĺňania z bočných ramien. Zanášanie zdrže a v dôsledku toho, že sa infiltrovaná voda stáva chudobnou na kyslík,

je zvyšovanie redukčného charakteru prúdu podzemnej vody iba otázkou času. Kvôli predlžujúcemu sa zanášanju zdrže a niekoľkoročnému času postupu nie je možné v budúcnosti vylúčiť zhoršenie kvality podzemnej vody. Na druhej strane je umelá infiltrácia s čerstvou vodou a s malým množstvom plavenín podobná pôvodnej kvalite. Všeobecným záverom je, že z kvalitatívneho hľadiska je priaznivejšie, ak je pomer dopĺňania z vodných tokov vyšší.

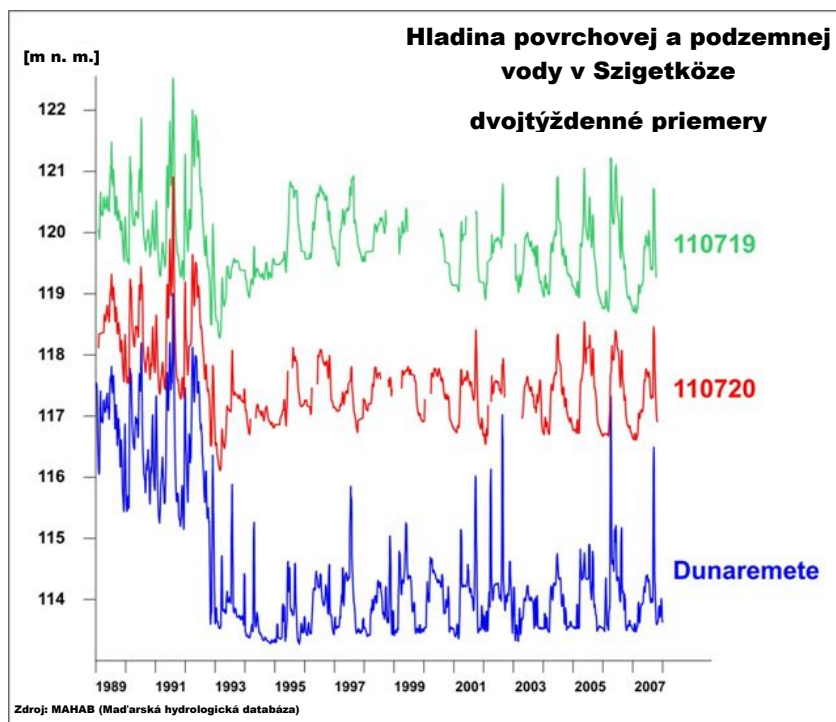
Kapilárne zvlhčovanie pokryvnej vrstvy je pre ekológiu mokradí, ako aj pre poľnohospodársku pôdu na chránenej strane počas vegetačného obdobia dôležité. **Obr. 2-7** znázorňuje relatívnu polohu priemernej hladiny podzemných vôd voči spodnému povrchu pokryvnej vrstvy v 1980-tych rokoch. Je zrejmé, že citlivé oblasti sa nachádzajú v hornej časti Szigetközu. Pokiaľ ide o dnešnú situáciu, výsledky nedávnej analýzy (Hajósy A., Liebe P. a Szalai, J., 2008) sú znázornené na **Obr. 5-7**. Najcitlivejšími oblasťami sú tie, ktoré sú pokryté pokryvnou vrstvou menšou ako 4 m a pocítili významný pokles hladín podzemných vôd. V týchto oblastiach je kapilárne vzlínanie do najvrchnejšej pôdnej vrstvy prerušené alebo ohrozené. Graf ukazuje rozdiely v hladinách podzemných vôd pri vyšších vodných stavoch medzi dvoma päťročnými obdobiami pred a po odklonení Dunaja (1987-1991 a 1999-2003). Pokles kapilárneho zvlhčovania je možné kvôli nedostatku pravidelných záplav predpovedať na plochách označených rovnobežnými čiarami, dokonca aj v oblasti inundácie. Hladiny povrchových a podpovrchových vôd na miestach vzorkovania označených na tomto obrázku sú znázornené na **Obr. 5-8**.



Obr. 5-6 Hladina podzemnej vody a smery prúdenia po odklonení Dunaja



Obr. 5-7 Hrúbka pokryvnej vrstvy a zmeny v hladinách podzemných vôd pri porovnaní rokov 1987-1991 a 1999-2003



Obr. 5-8 Dvojtýždenné priemery hladín povrchovej vody (Dunaremete) a podzemnej vody (vrty č. 110719 a č. 110720). Vzorkované miesta sú uvedené na Obr. 5-7.

Tab. 5-3 Zhrnutie nedostatkov režimu podzemných vôd

- K dopĺňaniu podzemnej vody dochádza hlavne zo zdrže Čunovo a vodných tokov, ktoré dostávajú vodu z tohoto objektu. Keďže k inverznému procesu prirodzenej exfiltrácie (presakovania do koryta – pozn. prekl.) viac nedochádza, existuje tu dlhodobé nebezpečenstvo upchávania sa a následnej redukcie množstva dopĺňania spojené s rizikom zhoršovania kvality vody.
- Pokles hladín podzemných vôd v citlivých oblastiach stredného Szigetközú ohrozuje kapilárne zvlhčovanie pokryvnej vrstvy veľkých častí inundácie vrátane oblastí na chránenej strane.
- Celková zmena režimu podzemných vôd s oblasťami vyšších a nižších hladín podzemných vôd pri menšom rozsahu kolísaní, spojená s podstatne redukovaným povodňovým prietokovým režimom, významne zmenili celý ekosystém mokradí v porovnaní s jeho prirodzeným charakterom a biologickým inventárom.

5.1.4. Zdroje pitnej vody

Prevádzkované verejné vodárenské zdroje v priemere odoberajú 50000 m³/d a navyše sú registrované odbery asi 15000 m³/d pre priemyselné a poľnohospodárske účely. Pred desiatimi rokmi boli vytýčené studňové polia s brehovou filtráciou o kapacite 235000 m³/d pre budúce odbery.

Je potrebné zdôrazniť, že potenciálny zdroj je omnoho väčší. Szigetköz bol považovaný za hlavný zdroj pitnej vody krajiny. *Pred odklonením Dunaja* štrková terasa Dunaja potenciálne dovoľovala odber asi 1 milión m³/deň brehovo filtrovanej vody a navyše je možné uvažovať 150000 m³/deň z vnútornej časti Szigetközú (pôvod dopĺňania je Dunaj). V juhovýchodnej časti Szigetközú v súčasnosti prevádzkované vodárenské zdroje v obciach Győrújfalú a Szöggye vykazujú kvôli redukčnému charakteru vody problémy s kvalitou vody (vysoký obsah železa a mangánu).

Od odklonenia Dunaja boli zastavené odbery tradičnej (jednoduchej) brehovo filtrovanej vody studňami vŕtanými v blízkosti rieky. Čerpanie vody je možné pomocou nádrží s umelou infiltráciou alebo studňami navŕtanými šikmo pod koryto. Potenciálne zdroje s brehovou filtráciou sa znížili na približne 600000 m³/deň, čo je možné rozšíriť o 250000 m³/deň pomocou zdrojov s kvázi brehovou filtráciou (len v prípade prijateľných podmienok kvality vody pozdĺž drenážneho kanála medzi Rajkou - Dunakiliti (pravdepodobne pozdĺž starého koryta Dunaja – pozn. prekl.)). Ďalší dostupný zdroj podzemnej vody vo vnútornej časti Szigetközú sa zvýšil, je odhadovaný na 230000 m³/deň. Teda pokles v dostupnom zdroji podzemnej vody nie je významný, ale prevádzkové náklady by mohli byť určite väčšie, pretože sa očakáva rast nákladov, ako na čerpanie, tak aj na úpravu.

Tab. 5-4 Zhrnutie nedostatkov zdrojov pitnej vody

- Potenciálna kapacita brehovej filtrácie pre zásobovanie pitnou vodou pozdĺž Dunaja poklesla z 1 milióna m³/deň (11,57 m³/s – pozn. prekl.) na 0,6 milióna m³/deň (6,94 m³/s). Pokles je čiastočne nahradený dodatočnou kapacitou brehovej filtrácie pozdĺž drenážneho kanála medzi Rajkou a Dunakiliti (pravdepodobne pozdĺž starého koryta Dunaja – pozn. prekl.) (0,25 milióna m³/deň (2,89 m³/s – pozn. prekl.)) a zvýšeným zdrojom vo vrchnej časti Szigetközu (0,23 milióna m³/deň (2,66 m³/s – pozn. prekl.)).
- Odber vody brehovou filtráciou pozdĺž Dunaja by v porovnaní s jednoduchými studňami pozdĺž riečneho brehu mohol potrebovať drahšie technologické spôsoby.
- Pravdepodobnosť redukčných podmienok a následne potreba úpravy je zvýšená.
- Množstvo dostupných zdrojov pitnej vody sa významne nezmenilo, ale prevádzkové náklady by kvôli zvýšeným nákladom na čerpanie a úpravu mohli byť pravdepodobne vyššie.

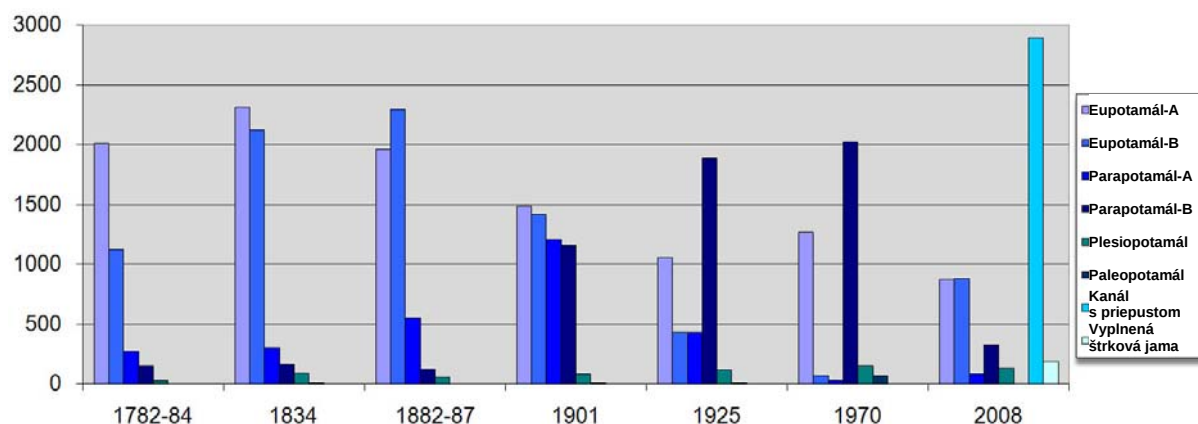
5.2. Krajinná štruktúra

5.2.1. Celkový vývoj biotopu v čase

Na základe GIS vyhodnotenia historických máp (porovnaj kapitolu 2.2.2) je možné priamo porovnávať hlavné biotopy a ich percentuálne vyjadrenie a rozloženie v systéme v čase.

Vodné útvary

Obr. 5-9 ukazuje vývoj vodných útvarov od roku 1782. Pred reguláciou (pred rokom 1890) je možné pozorovať pomerne homogénne rozloženie biotopov s klesajúcou prepojenosťou. Avšak biotopy charakteru plesiopotamál, najmä paleopotamál, nie sú dostatočne zastúpené, pretože bol hodnotený len koridor hlavného toku nezahŕňajúci inundáciu. Rozdiely ukazujúce silnú aktivitu bočného kanála (eupotamál-B) sa odrážajú najmä vo vysokých hodnotách roku 1834 a tesne pred hlavnou reguláciou (pred rokom 1890). Tieto je možné pochopiť v rámci stúpajúcej aktivity kanála počas malej doby ľadovej (porovnaj Pišút, 2002) a regulácie strednej vody práve na hornom toku v Rakúsku, začatú v roku 1859, zvyšujúcu transport splavenín kvôli napriamovaniu rieky a uzavieraniu bočných kanálov a ovplyvňujúcou rovnováhu sedimentov v dolnom úseku Dunaja. Navyše špecifikácie máp (žiadne jasne stanovené hladiny vody pre a počas prieskumu pre historické mapy) znamenali, že obvykle boli použité nižšie stredné hladiny vody. Mapy z rokov 1840 a 1859 (Parsettiho plavebná mapa s vysokým rozlíšením), ktoré nie sú zastúpené na **Obr. 5-9**, potvrdzujú vyššie uvedený obraz.



Obr. 5-9 Celkové priestorové rozloženie vodných útvarov v hektároch v priebehu študovaného obdobia

Regulácia na strednú vodu v roku 1901 dramaticky zmenila systém, eupotamál (hlavné koryto) sa významne zmenšil a sústavy bočných ramien sa transformovali na prevažne typ parapotamál. V rámci dvoch desaťročí (do roku 1925) a po ďalších reguláciách (najprv regulácia na malú vodu) sa rozsah hlavného koryta a dynamicky napojených bočných ramien ďalej zmenšoval, zatiaľ čo rozsah ramien odpojených na hornom úseku (parapotamál-B) sa zväčšoval. Do roku 1970 bolo možné zaznamenať neurčité zväčšenie hlavného koryta (ďalší pokles brehov koryta nezarastených vegetáciou; zarezávanie najpravdepodobnejšie zrýchlilo eróziu v hlavnom koryte kvôli ďalším úpravám malej vody) a silné zmenšenie prepojenosti bočných ramien a veľkosti plochy s tým súvisiacej. S výstavbou gabčíkovského derivačného kanála sa hlavné koryto ďalej zmenšilo (lavice a výhonové polia zarástli a mierne stúpila dĺžka brehu) a umelé zásobovanie sústavy hlavných bočných ramien vodou zvýšilo plochu trvale prepojeného eupotamálu-B.

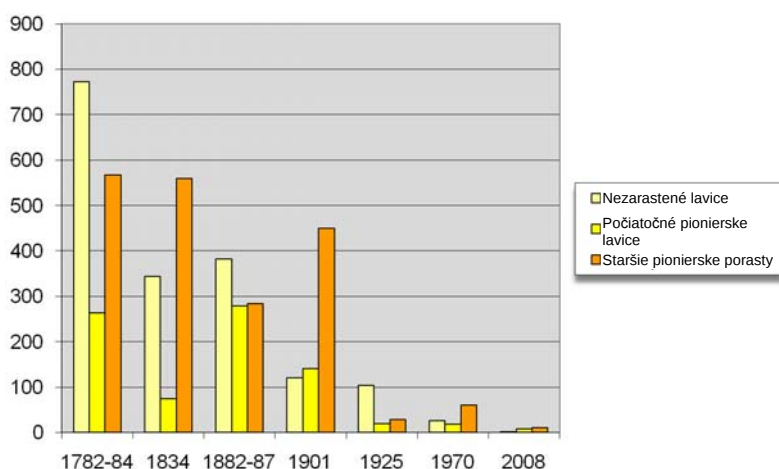
Celkové pokrytie vodou pred reguláciou bolo zmenšené z nejakých 5000 ha na 3600 v 1970-tych rokoch. Kvôli výstavbe Gabčíkova a vybagrovaniu štrkových jám celková veľkosť stúpila na 5300 ha, avšak pokrytie pôvodných prirodzených vôd sa ďalej zmenšilo na nejakých 2220 ha (-56 % voči tomu, ktoré existovalo pred riečnou reguláciou). Eupotamál-B je dnes úplne umelo riadený a nie je prirodzene prepojený, berúc do úvahy skutočnosť, že gabčíkovský derivačný kanál berie 80 % prirodzeného prietoku Dunaja. Výpočet ukazuje, že zostalo len 870 ha zo 4700 ha eupotamálu-A a B ako aj parapotamálu-A, čo je strata viac ako 80 %. To je oveľa bližšie k strate súvisiacich pionierskych biotopov (95 %).

Kvôli veľmi zložitému vývoju hlavného koryta (korýt) a bočných ramien v priebehu stáročí a zmeny z oddelovania sa a znovu sa pripájania riečnych ramien (anabanching) v malom rozsahu (Nanson, 1996), dokonca aj na poprepletaných až meandrujúcich úsekoch v závislosti od miestneho sklonu a predpokladov sedimentácie, sú vodné útvary rozdelené na viac poprepletané a viac meandrujúce typy (znázornené v mapách, kde je jedna kategória rozdelená na dva polygóny). To znamená, že morfordynamická charakteristika poprepletaných a meandrujúcich ramien je rozdielna, napr. šírková a hĺbková variabilita je v meandrujúcich ramenách viac

homogénna a v poprepletaných úsekoch je viac heterogénna. Rýchlosť prúdenia a šmykové napätie (drsnosť koryta – pozn. prekl.), ako aj sily bočnej erózie sú vyššie v poprepletaných úsekoch.

Pionierske porasty

Obr. 5-10 názorne dokazuje takmer úplnú stratu pionierskych biotopov v zmenenom riečnom a inundačnom systéme v súčasnosti. V takmer prirodzenom systéme je možné zaznamenať okolo 60 lavíc a ostrovov > 5 ha, ktoré nie sú zarastené vegetáciou alebo sú osídlené len vznikajúcimi pionierskymi porastmi.



Obr. 5-10 Celkové priestorové rozloženie lavíc v hektároch v priebehu študovaného obdobia

Veľkosť 5-10 ha je možné považovať pre tento úsek Dunaja za typickú.

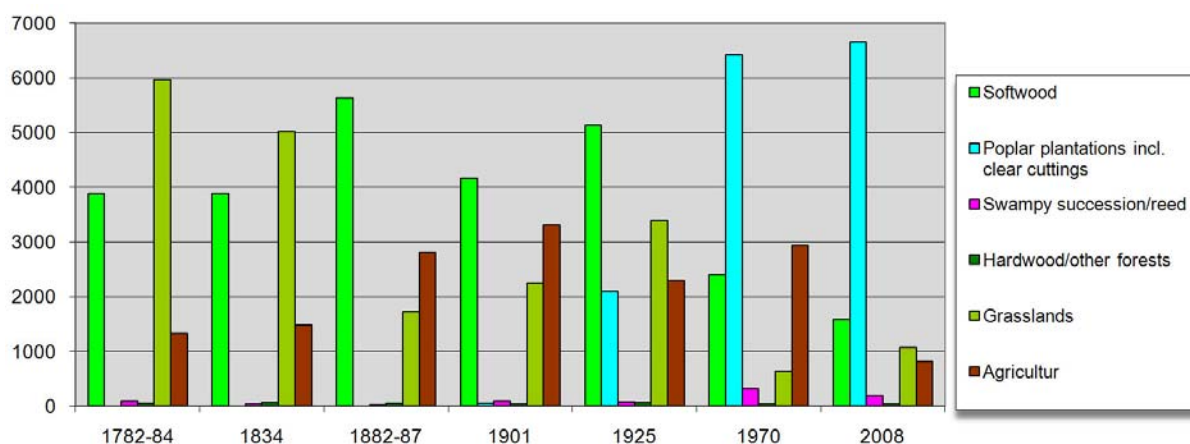
Celková veľkosť pionierskych porastov sa v časovom období 1780-1890 mení od 1000 ha do 2000 ha, naznačujúc vysokú variabilitu (nejaké veľké povodne sú pre toto obdobie zjavné), avšak berúc do úvahy aj určité rozdiely vo vodnej hladine počas mapovania, väčšina máp, bola vyhotovená pre nižšie stredné hladiny vody a preto možná chyba nie je taká významná. Ďalší faktor by sa mohol vyskytnúť, ak sa pred mapovaním vyskytli veľké povodne, ako je to popísané pre niekoľko období (Pišút, 2002). Systém bol už v roku 1925 úplne zmenený (150 ha) a do dnešných dní pionierske porasty takmer „zanikli“ (20 ha).

Každý pioniersky porast bol viazaný na najbližší vodný útvar a preto môže byť charakterizovaný individuálnymi silami erózie a ukladania, ako aj procesmi a charakteristikou zmeny/starnutia biotopu. Toto je významné pre vývoj pionierskych porastov, najmä pre brehy spočiatku nezarastené vegetáciou v hlavnom a bočných ramenách, ktoré sa budú vyvíjať do vyvinutých pionierskych a ďalších mäkkých lužných porastov. Ak sa tieto pionierske biotopy nachádzajú v a pozdĺž hlavného koryta, majú oveľa dlhšie cykly vývoja alebo po formovaní nového koryta podnieteného povodňami môžu dokonca úplne zmiznúť. Tieto pionierske porasty však okamžite následkom veľkých povodní v menších sústavách bočných ramien

alebo ďaleko od hlavného koryta majú tendenciu vyústiť do rýchlej sukcesie a porastov mäkkého luhu.

Ďalšie biotopy záplavového územia

Obr. 5-11 podáva prehľad najdôležitejších terestrických biotopov. Za prirodzených podmienok by prevládal mäkké lužné lesy a mokré lúky a tvrdé luhy, ako aj menšie suché biotopy na štrku, ktoré by nemali byť veľmi široko rozptýlené. Avšak využívanie na pasienie a ťažbu úžitkového dreva pre rôzne účely (mäkké drevo na oheň a sieťovinu a tvrdé luhy rúbali po stáročia) bolo významné. V priebehu času sa intenzita využívania na pasienie zmenšovala a pred 1970-tymi rokmi takmer zanikla (nárast v roku 2008 zahŕňa všetky hrádze s trávou). Krok za krokom bol prirodzený mäkký lužný les nahradený plantážami šľachtených topoľov, ktoré v súčasnosti v oboch krajinách pokrývajú najmenej 6500 ha. Meandrové jazerá ako slepé ramená s močaristou vegetáciou vo veľkých bočných ramenách pred reguláciou existovali len vo veľmi malom rozsahu (väčšina tohto biotopu sa dnes nachádza v (bývalej) morfolologickej záplavovej oblasti a ďalej od rieky).



Obr. 5-11 Celkové priestorové rozloženie terestrických biotopov v ha (hektároch) v priebehu študovaného obdobia

Poľnohospodárstvo bolo v oblasti vždy prítomné, avšak výrazne narástlo s povodňovou ochranou a odvodňovacími prácami, ktoré šli na konci 19. storočia ruka v ruku s reguláciami rieky. Silný pokles v roku 2008 je kvôli tej skutočnosti, že gabčíkovský derivačný kanál bol postavený prevažne na poľnohospodárskej pôde.

Ako je uvedené vyššie pre pionierske porasty, aj terestrické biotopy sú napojené na susediace vodné útvary. Ak sa porast mäkkého luhu nachádza pozdĺž eupotamálu-A alebo B (hlavné koryto, trvalé bočné ramená) pravdepodobnejšie sa vráti k pionierskemu porastu alebo dokonca zmizne (hlavný zdroj VDZ (veľké drevené zvyšky)). Ak je mäkký luh napojený na vodné útvary parapotamál alebo dokonca plesiopotamál (ojedinele prepojené bočné ramená alebo izolované vody záplavového územia), môže sa mäkký luh vyvíjať do ďalších sukcesných štádií smerom k nižším štádiám tvrdého luhu. Lesy pozdĺž paleopotamálnych vodných útvarov majú dokonca sklon smerom k močaristým a iným štádiám tvrdého luhu. Procesy omladenia by tiež

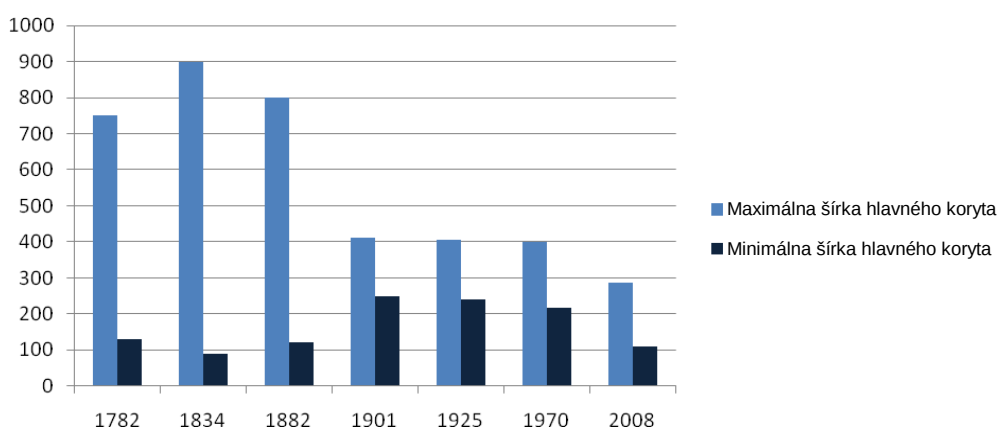
mohli byť rozdielne pozdĺž lavíc s veľkou dynamikou a brehov osídľovaných rozličnými druhmi (napr. vŕba purpurová (*Salix purpurea*), topol' čierny (*Populus nigra*)) alebo s rozlične vyzretými porastmi (vŕba biela (*Salix alba*)), zatiaľ čo na vzdialených vodách záplavového územia môže hrať dôležitejšiu úlohu vegetatívne rozmnožovanie sa pakoreňmi.

Riečno-morfologické parametre

Základné riečno-morfologické parametre, ako sú dĺžka rieky a brehu (vrátane kľukatosti, index brehovej čiary), počet ostrovov a prepojenia bočných ramien, môžu podporovať všeobecnú analýzu biotopov a hydromorfológie (pozri aj Schwarz, 2008).

Celková dĺžka rieky v skúmanom úseku bola zmenšená z približne 52 km na 43 km (17 %-né skrátenie). Kľukatosť sa znížila z 1,3 (mierne meandrujúca) na 1,1 po regulácii na strednú vodu na konci 19. storočia. Predpokladajúc, že kľukatosť bola počítaná z celého úseku, Dunaj je možné charakterizovať kratšími úsekmi ako meandrujúci (1,5-1,7), obzvlášť v dolnom úseku, so zmenšujúcim sa sklonom (v súčasnosti rkm 1833-1815). Avšak, väčšina z celého úseku bola jednoznačne taká, že sa oddeľovali a znovu pripájali riečne ramená (anabranching), dokonca s kratšími poprepletanými úsekmi.

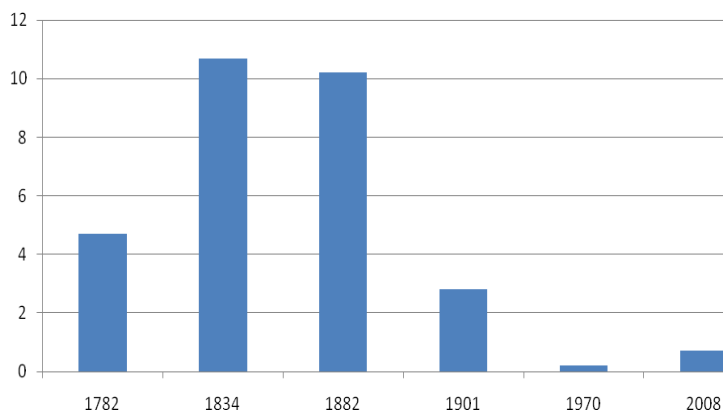
Na základe historických máp a podrobných meraní pozdĺžneho profilu pred reguláciou na strednú vodu na konci 19. storočia dosahovali najplytšie úseky hĺbku okolo 2-3 m v Thalwegu (najhlbšia časť hlavného koryta) (Thalweg – čiara spájajúca najnižšie body pozdĺž celej dĺžky koryta rieky, takmer vždy to je aj línia najrýchlejšieho prúdenia, ďalej prúdnicu – pozn. prekl.) a najhlbšie miesta (hlbočiny – pozn. prekl.) by mohli byť odhadované až do 8,6 m. Priemerná rýchlosť prúdenia v nezmenenom koryte bola 1-1,5 m/s – výrazne nižšia než v regulovanom úseku predtým ako bolo postavené vodné dielo Gabčíkovo. **Obr. 5-12** poukazuje na vysokú šírkovú premenlivosť hlavného koryta.



Obr. 5-12 Šírková premenlivosť hlavného koryta v priebehu študovaného obdobia

Obr. 5-13 ukazuje počet hlavných bočných ramien pripojených k hlavnému toku. Zvýšenie od 1970 do 2008 je možné vysvetliť trvalým umelým zásobovaním sústavy

bočných ramien vodou. Rozdiely pred reguláciou môžu byť väčšinou vysvetlené prirodzenou premenlivosťou (rozdielny charakter akumulácie vedúci k poprepletaným, ale aj meandrujúcim úsekom s typicky menším počtom bočných ramien) a v menšom rozsahu neistotami mapovania (rozdielne hladiny vody pri mapovaní v priebehu historického mapovania, zmenšená presnosť detailov pri prvom rakúskom vojenskom mapovaní). Súvislý „poprepletaný a oddeľujúci sa a znovu sa pripájajúci charakter“ je pre celý skúmaný úsek očividný približne z roku 1830.



Obr. 5-13 Prepojenosť trvalo napojených kanálov bočných ramien (priemerné počty vypočítané pre 5 riečnych km) v priebehu študovaného obdobia

Brehy

Strmé brehy by bolo možné zistiť len z vybraných máp, ale tieto jasne naznačujú veľmi častý výskyt po celej dĺžke riečneho toku. Najmenej 1/3 celej dĺžky brehu hlavného koryta (104 km) je možné popísať ako strmo naklonené (dokonca aj bez zahrnutia strmých brehov na hlavných ostrovoch).

Zmena biotopu

Pred reguláciou rieky bolo v rámci študovaného obdobia 120-tich rokov takmer 70 % hodnoteného koridoru vnútorného záplavového územia prepracovávaných riekou (veľké morfológické záplavové územia mimo povodňových ochranných hrádzi nebolo hodnotené).

Rýchlosti bočnej erózie pozdĺž hlavného toku boli vo všeobecnosti odhadnuté na 10 m/rok (pozri výsledky modelu sedimentov v tomto projekte a tiež Pišút, 2002). Miestna analýza ukazuje významnú premenlivosť charakteru erózie a rýchlostí v čase a priestore. Veľké povodne môžu systém posunúť v rámci rokov, lokálne aj v 100 m-ových úsekoch alebo podobných, zatiaľ čo v iných úsekoch sú brehy viac menej stabilné po desaťročia.



Obr. 5-13 Príklad kvalitatívnych zmien biotopu (príklad pre eupotamál-A, najstaršie koryto je bledomodré, súčasné je tmavomodré). Je možné predpokladať, že približne od roku 1900 sa nevyskytli posuny hlavného koryta.

V aktívnom koridore neexistuje náznak sukcesie z mäkkých luhov do tvrdých luhov.

Značné zmeny a dlhotrvajúci vývoj biotopov je možné pozorovať najmä po regulácii strednej vody. Väčšina biotopov bočných ramien a súvisiacich nižších inundácií bola pretransformovaná do pomerne stabilného charakteru biotopu. Premennivosť a vývojové etapy v rámci niekoľkých desaťročí značne upadli. Premeny a rýchlosť zmeny dnes presahujú 90 rokov alebo sú dokonca zastavené umelou dotáciou vody. Modely vegetácie tohto projektu ukazujú vývoj smerom k močaristej vegetácii alebo k lesom s tvrdým drevom predovšetkým v závislosti od hladiny podzemnej vody a redukcie povodňových udalostí.

5.2.2. Fragmentácia biotopu

Fragmenty biotopu sú často vzájomne úplne izolované extenzívne narušenými alebo zničenými plochami medzi nimi. V prípade fluvialných ekosystémov môžu dokonca aj malé zmeny, napr. hrádze, priečne prehrádzky, násypy, hate, mať za následok fragmentáciu (roztrieštenosť biotopov – pozn. prekl.).

Fragmentácia biotopu pred odklonením Dunaja

- Povodňové ochranné hrádze na Szigetköze rozdelili inundáciu na zaplavovanú a nezaplavovanú oblasť a oddelili niekoľko bočných ramien od hlavného toku.
- Vytvorenie a stabilizácia hlavného koryta a uzatvorenie horných vtokov do bočných ramien pozmenili hydromorfologickú dynamiku a následne štruktúru vodných biotopov v poprepletanom ramennom systéme.
- Pri regulácii bočných ramien bolo vytvorených niekoľko priečných prehrádzok, ktoré obmedzili pozdĺžnu prepojenosť v rámci ramenného systému počas období malých vôd.
- Množstvo objektov na reguláciu hladiny vody zastavilo prepojenosť v rámci vodného systému na chránenej strane inundácie.

Zmeny fragmentácie biotopu po odklonení Dunaja

- Pozdĺžna prepojenosť hlavného riečneho koryta bola od roku 1992 prerušená haťou Čunovo.
- Vetvy sústavy riečnych ramien inundácie boli úplne uzatvorené, keď bol uprostred 1990-tych rokov v aktívnej inundácii Szigetközu vytvorený systém dočasného zásobovania vodou.
- Pozdĺžna prepojenosť hlavného riečneho koryta bola obmedzená vybudovaním pretekanej prehrádzky pri Dunakiliti v roku 1995, ale pre ryby nie je neprekonateľná.
- Väčšina priečných prehrádzok v ramenných sústavách bola pre zlepšenie prúdenia v systéme zásobovania vodou otvorená. Pozdĺžna prepojenosť sa v rámci ramennej sústavy zlepšila.
- Na dolnej vetve Cikolajskej sústavy bočných ramien bol v roku 1998 vybudovaný rybovod (rkm 1832,5 Dunaja). Ten poskytuje medzi Dunajom a bočnými ramenami inundácie obmedzený migračný priechod pre ryby.
- Systém zásobovania vodou na dvoch miestach (Dunakiliti a Dunaremete) poskytuje priame prepojenia medzi zaplavenou a chránenou inundáciou.

Je však dôležité poznamenať, že kvalita biotopu sa tiež významne zmenila, napr. vodné útvary eopotamálu sa v roku 1872 vyznačovali veľkou rozmanitosťou substrátu (štrk, piesok, silt), zatiaľ čo dnes prevažuje uniformita väčšinou jemnozrnných sedimentov (viď nižšie).

5.2.3. Zhoršovanie biotopov

Zhoršovanie biotopu môže byť spôsobené niekoľkými faktormi. Zmeny vodného a sedimentačného režimu spôsobené riečnou reguláciou sú indikované zmenou štruktúry biotopu.

Zhoršovanie biotopov pred odklonením Dunaja

- Vytvorenie hlavného koryta a uzatvorenie horných ústí ramennej sústavy zmenilo štruktúru vodných biotopov. Hlavné koryto sa stalo stabilným biotopom typu eopotamál a v bočných ramenách boli charakteristické

pokročilé štádiá ekologickej sukcesie vodných biotopov (parapotamál alebo plesiopotamál). Na začiatku 20-teho storočia sa znížil podiel bočných ramien typu eupotamál a zvýšil sa podiel bočných ramien typu parapotamál a stojatých vôd. Tieto zmeny indikujú všeobecný trend modifikácie biotopov v centrálnej poprepletanej časti v oblasti Szigetközu.

- Vertikálny rozsah kolísania vodnej hladiny sa kvôli zúženiu inundačnej oblasti zvýšil. Zvýšené vertikálne kolísanie vodnej hladiny zmenilo podmienky biotopu v akvatico-terestrickej prechodnej zóne (ATPZ). Biologické funkcie ATPZ boli ovplyvnené zmenenou retenčnou schopnosťou inundácie (schopnosť inundácie zadržiavať vodu – pozn. prekl.).
- Opustené ramená na nezaplavovanej strane inundácie sa následkom ich oddelenia (protipovodňovými hrádzami – pozn. prekl.) vyvinuli na biotopy typu paleopotamál.
- Výstavbou niekoľkých objektov riečnej regulácie (násypy, výhony, atď.) boli zmenené pobrežné formácie hlavného koryta a určitých úsekov ramien.
- Autogénne procesy sukcesie biotopov boli urýchlené klesajúcim trendom malých a stredných vodných hladín kvôli zarezávaniu sa hlavného riečneho koryta od konca 60-tych rokov. Zanášanie zmenilo charakter vodnej vegetácie.

Zhoršovanie biotopov po odklonení Dunaja

- Od začiatku prevádzkovania systému dočasného zásobovania vodou sa v oblasti inundácie zvýšil podiel biotopov typu eupotamál a znížil sa podiel bočných ramien typu parapotamál, avšak zmierňovacie opatrenia nevyriešili problémy zhoršovania biotopu. Absencia formácií štrkových lavíc a litofilných druhov v ramenách indikuje nedostatok prirodzených hydromorfologických a ekologických procesov. Celková rozloha trvalých vodných biotopov sa v Bodakskej sústave bočných ramien oproti stavu pred reguláciou (1872) zmenšila o 40 % a táto zmena ukazuje všeobecný pokles rozlohy vodných útvarov v centrálnej časti poprepletaných ramien Szigetközu.
- Úzky rozsah kolísania vodnej hladiny a nedostatok záplav vyústili do obmedzenia biologických funkcií ATPZ, najmä vo vrchnej časti územia Szigetközu. Pokles disturbancií zhoršil životné podmienky pionierskych spoločenstiev.
- Vertikálne prepojenie rieka–zvodnenec a intersticiálne cestičky sú v niekoľkých bočných ramenách limitované sedimentáciou a biotopy neresenia a kŕmenia rýb zmizli.
- Narastajúce vrstvy sedimentov pozdĺž brehov poskytujú dobrý substrát pre semiakvatické a terestrické makrofyty alebo spontánne zalesňovanie.
- Zvýšil sa rozsah a frekvencia denných kolísaní vodnej hladiny pod gabčíkovským derivačným kanálom v dôsledku občasnej špičkovej prevádzky hydroelektrárne. Špeciálne brehové spoločenstvá nie sú schopné prispôbiť sa opakovaným špičkám vodnej hladiny.
- Podiel lužného lesa v Bodakskej sústave bočných ramien od konca 19-teho storočia narástol, ale 60 % dnešných lesov sú šľachtené topole (Limp, 2007).

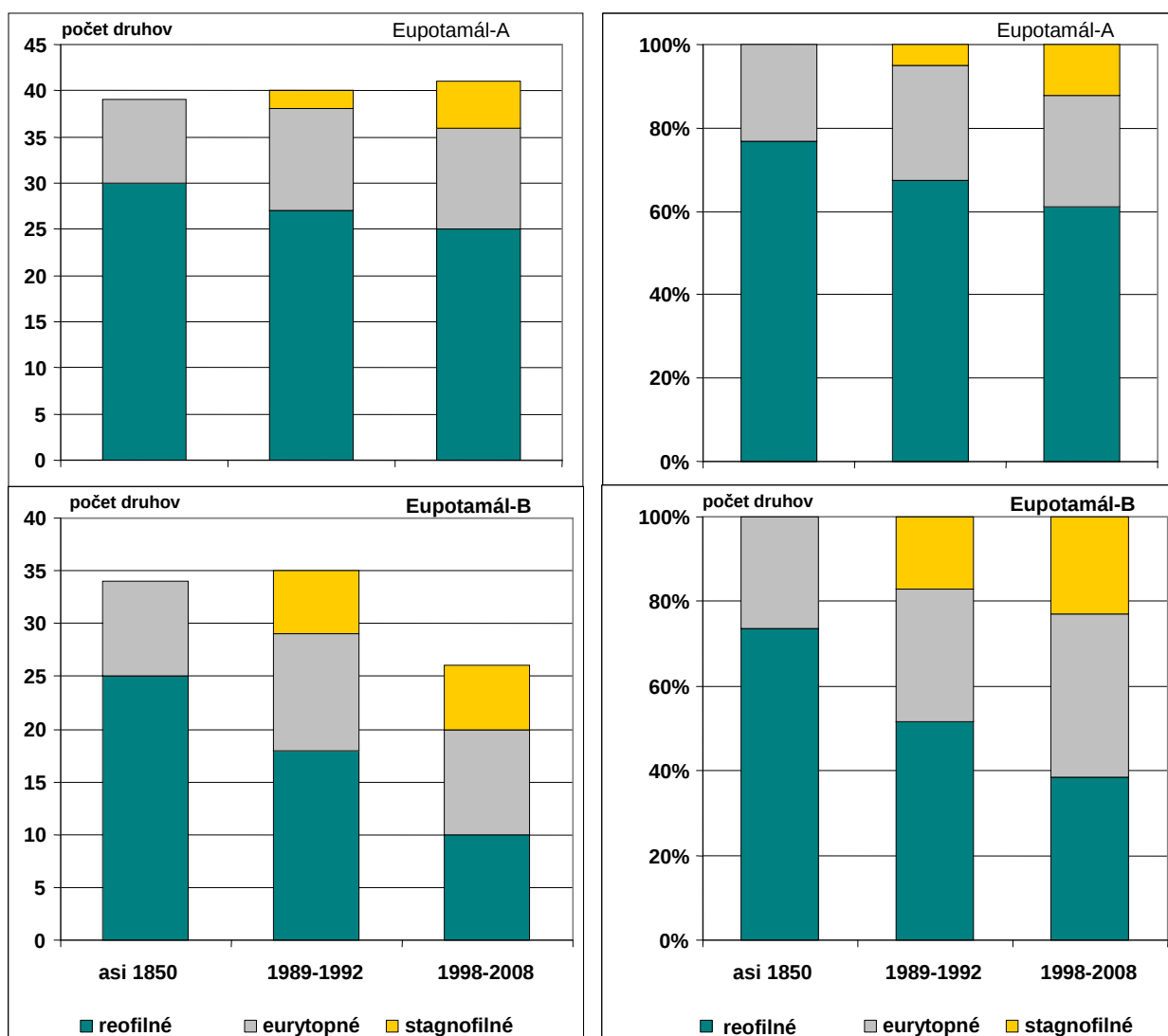
Tab. 5-5 Zhrnutie nedostatkov súčasných štruktúr biotopu

- Fragmentácia biotopu:
 - Pozdĺžna prepojenosť hlavného toku bola od roku 1992 pri Čunove prerušená;
 - Bočná prepojenosť bola obmedzená: väčšina vetiev sústavy bočných ramien inundácie bola od roku 1993 úplne zatvorená;
 - Množstvo objektov regulujúcich vodnú hladinu bráni pozdĺžnej prepojenosti v rámci vodného systému na chránenej strane inundácie;
- Zhoršovanie biotopov:
 - Rozsah kolísania vodnej hladiny sa v hornom Szigetköze zmenšil a značný pokles frekvencie a trvania záplav vyústil do ďalšieho obmedzenia biologickej funkcie akvaticko-terestrickej prechodnej zóny;
 - Pobrežné formácie hlavného toku a určité úseky ramien boli vybudovaním niekoľkých objektov riečnej regulácie zmenené;
 - Biotopy neresenia a kŕmenia rýb kvôli zaneseniu a nedostatku vhodného povodňového prietoku zanikli;
 - Nové vrstvy sedimentov pozdĺž brehov poskytujú dobrý substrát pre semi-akvatické a terestrické makrofyty alebo spontánne zalesňovanie;
- Rušenie akvaticko-terestrickej prechodnej zóny pozdĺž dolnej časti Szigetközu špičkovou prevádzkou Vodnej elektrárne Gabčíkovo.

5.3. Flóra a fauna, biodiverzita

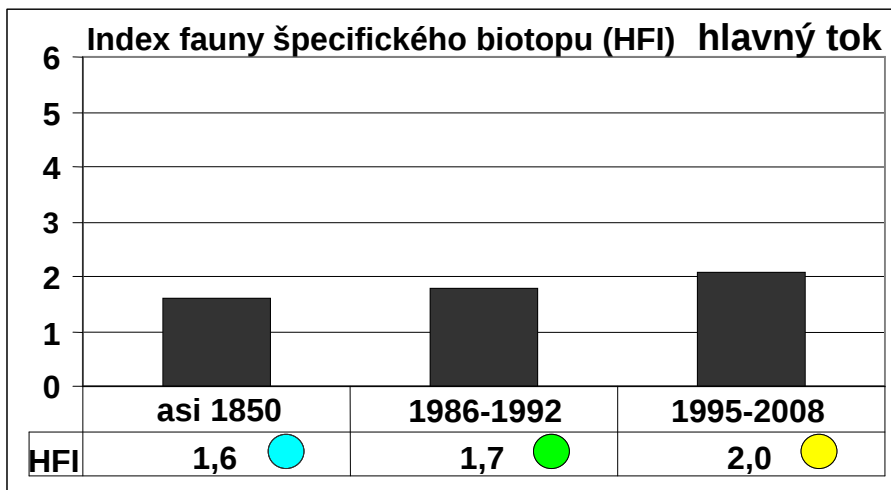
5.3.1. Dlhodobá zmena rybej fauny

Dlhodobá zmena rybej fauny v biotopoch typu eupotamál-A a eupotamál-B v úseku oddeľujúcich sa a znova sa pripájajúcich ramien je popísaná v **Obr. 5-15**, kde sú uvedené počty druhov pre ekologické kategórie (Schiemer & Waidbacher, 1992). Zloženie rybej fauny pred reguláciou bolo odhadnuté odborným úsudkom a vyhodnotením historickej literatúry. Súčasný zmeny rybej fauny (od 1980-tych rokov) boli stanovené podľa výsledkov priamych pozorovaní a údajov ichtyologickej literatúry.



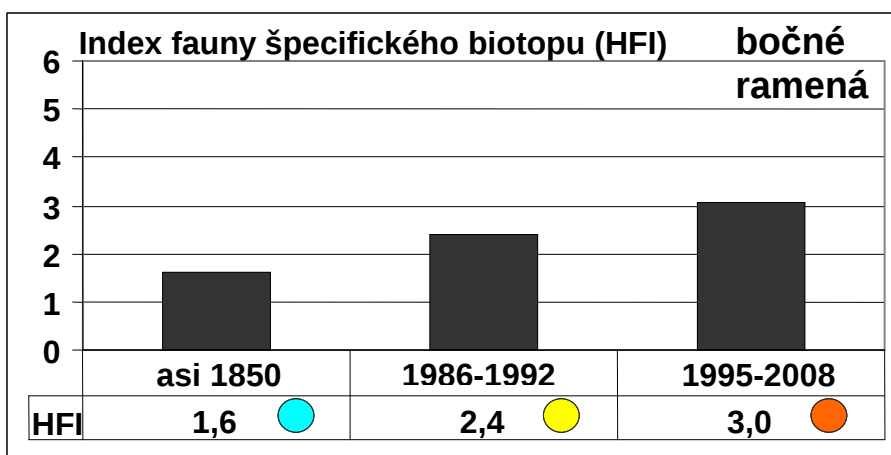
Obr. 5-15 Dlhodobá zmena v podieloch reofilných a stagnofilných druhov rýb v hlavnom toku (eupotamál-A) a v bočných ramenách s trvalým prúdením (eupotamál-B)

Dlhodobá zmena zloženia rýb je znázornená rastúcim trendom indexu fauny špecifického biotopu (HFI – Habitat-specific Fauna Index) (pozri Príloha 3) v biotope eupotamálu-A (**Obr. 5-16**) a eupotamálu-B (**Obr. 5-17**). Stupeň kvality HFI v hlavnom toku je v súčasnosti priemerný, a pred odklonením Dunaja na začiatku 1990-tych rokov bol dobrý.



Obr. 5-16 Dlhodobá zmena rybej fauny je vyjadrená indexom fauny špecifického biotopu (HFI) v hlavnom toku (biotop typu eupotamál-A). (Nižšia hodnota HFI indikuje reofilný charakter zoskupení). Stupeň ekologickej (ichtyo-biologickej) kvality je indikovaný farbami: modrá = výborný, zelená = dobrý, žltá = priemerný.

V bočných ramenách typu eupotamál B je stupeň kvality HFI v súčasnosti zlý. Pred odklonením Dunaja na začiatku 1990-tych rokov bol priemerný.



Obr. 5-17 Dlhodobá zmena rybej fauny vyjadrená indexom fauny špecifického biotopu (HFI) v biotopoch ramennej sústavy inundácie typu eupotamál-B. (Nižšia hodnota HFI indikuje reofilný charakter zoskupení). Stupeň ekologickej (ichtyo-biologickej) kvality je indikovaný farbami: modrá = výborný, žltá = priemerný, oranžová = zlý.

5.3.2. Dôsledky fragmentácie biotopu

Fragmentácia (trieštenie sa, rozpad – pozn. prekl.) bráni voľnému pohybu, migrácii a šíreniu sa druhov a ich prístupu k zdrojom živín a vhodným biotopom. V izolovaných biotopoch sa druhová diverzita, kvôli meniacim sa podmienkam, prirodzenou sukcesiou pomaly znižuje. Súčasne izolácia zabraňuje prenikaniu konkurentov.

Hať pri Čunove je pre migrujúce ryby neprekonateľnou prekážkou. Prístupnosť dnového prahu Dunakiliti bola v roku 1996 skúmaná experimentom 'značkovania a opätovného vylovenia'. Vzorky rôznych druhov rýb boli označené plávajúcimi štítkami a vypustené poniže pretekanej prehrádzky. Štyri zo 650 označených jedincov boli profesionálnymi rybármi opätovne vylovené nad pretekanou prehrádzkou; t.j. mrena severná (*Barbus barbus*), karas striebristý (*Carassius gibelio*), podustva severná (*Chondrostoma nasus*), jalec hlavatý (*Leuciscus cephalus*). Toto ukázalo, že pretekaná prehrádzka pre tieto druhy nepredstavuje neprekonateľnú bariéru. Toto však nevyjadruje kvantitatívny výsledok.

Stupeň ekologickej prepojenosti medzi riekou a vodami inundácie, ako aj zaplavované terestrické územia, sú dôležitým faktorom ovplyvňujúcim populácie a spoločenstvá rýb (Amoros et al., 1987). Ryby sú obzvlášť citlivé na fragmentáciu vodných tokov, pretože môže významne obmedziť ich migráciu alebo ich optimálne využívanie biotopu. Mnoho dunajských druhov rýb počas obdobia neresenia migruje na značné vzdialenosti hľadajúc vhodné biotopy neresenia. Teda prekážky na migračných cestách (prične prehrádzky, hrádze) bránia príchodu na miesta neresenia. To môže mať vážne dopady na reprodukčný úspech sťahovavých druhov a môže to viesť k poklesu množstva (Cowx & Welcome, 1998). Pre mnohé reofilné druhy rýb znamená pozdĺžna migrácia potravinovú stratégiu, ktorá znižovaním súťaživosti umožňuje rozvoj rybích populácií obsahujúcich vysoký počet jedincov (Jones, 1968). V dôsledku migrácie nezávislej od obdobia neresu ryby účinnejšie využívajú potravinové zdroje, ktoré sa hojne nachádzajú v riečnom koryte. Komplexné štúdium neresenia a miest odchovu mladých rýb v Dunaji a jeho ramenách (Schiemer & Spindler, 1989; Schiemer & Waidbacher, 1992) poskytujú dôkaz, že rôzne ekologické skupiny rýb reagujú na pozdĺžnu a bočnú prepojenosť rozdielne.

Prerušenie priameho bočného prepojenia medzi hlavným tokom a sústavou bočných ramien inundácie po odklonení Dunaja ovplyvnilo zloženie rybích spoločenstiev v bočných ramenách. Podľa výsledkov monitorovania v roku 1994 bolo v hornej časti Cikolajskej ramennej sústavy zistených 9 druhov juvenilných (mladých – pozn. prekl.) rýb, všetky reofilné druhy ubudli a niektoré fytofilne sa neresiace druhy (karas striebristý (*Carassius gibelio*), slnečnica pestrá (*Lepomis gibbosus*)) sa objavili vo veľkej početnosti. V roku 1995 bol zrealizovaný umelý systém dočasného zásobovania vodou, ktorý obmedzuje priame prepojenia s hlavným korytom. V nasledujúcich dvoch rokoch bolo zistených 10 druhov juvenilných rýb, počet fytofilných druhov rýb poklesol a niektoré reofilné druhy (pleskáč siný (*Abramis ballerus*), hrúz bieloplutvý (*Gobio albipinnatus*), jalec maloústý (*Leuciscus leuciscus*), nosál sťahovavý (*Vimba vimba*)) sa znovu objavili, čo odráža čiastočnú prepojenosť sústavy bočných ramien (Guti, 1998).

V bočnom ramene typu plesiopotamál (bočné rameno Schiesler) Cikolajskej ramennej sústavy bolo v roku 1992 pozorovaných 20 druhov rýb, ale po odklonení Dunaja, medzi rokmi 1993 a 1996, keď bolo rameno úplne oddelené, druhové bohatstvo rybích zoskupení kleslo. Vodná vegetácia sa kvôli pretrvávajúcemu oddeleniu husto rozrastala (Tab. 5-6). V roku 1994 boli pozorované 4 druhy rýb (karas striebristý (*Carassius gibelio*), lopatka dúhová (*Rhodeus sericeus*), červenica ostrobruchá (*Scardinius erythrophthalmus*) a ovsienka striebristá (*Leucaspis delineatus*)). Juvenilné jedince karasa striebriteho (*Carassius gibelio*) sa vyskytli v extrémnej početnosti. Početnosť ovsienky striebritej (*Leucaspis delineatus*) bola vzhľadom na

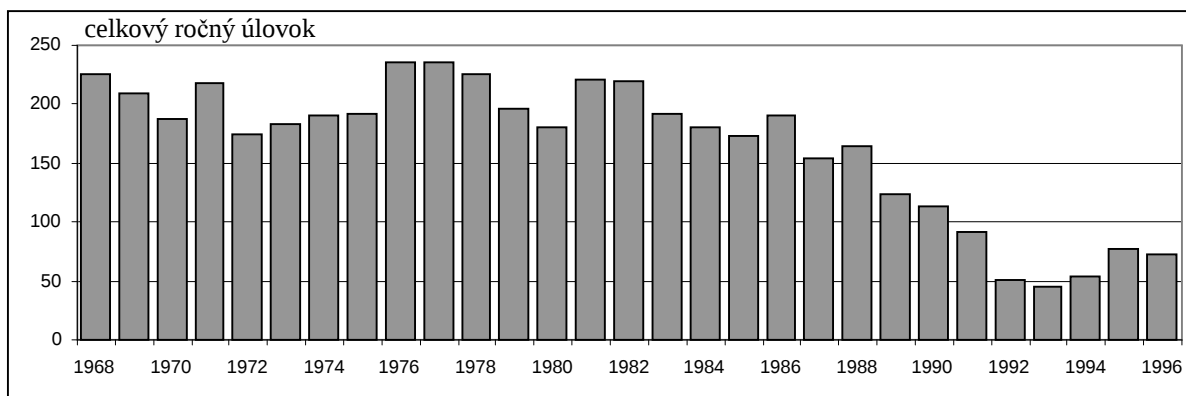
to, že na tejto ploche bola počas predošlých šiestich rokov zaznamenaná len raz, pomerne vysoká. Počet ulovených druhov v roku 1995 bol 3. Početnosť ovsičky striebristej (*Leucaspis delineatus*) veľmi poklesla, bol nájdený len dospelý exemplár a lopatka dúhová (*Rhodeus sericeus*) sa stala zriedkavou. V roku 1996 bola pozorovaná len vysoká početnosť karasa stříbristého (*Carassius gibelio*) (Guti, 1998).

Tab. 5-6 Zmeny rybej fauny bočného ramena Schiesler medzi rokmi 1992-1996 počas jeho oddelenia a intenzívnej eutrofizácie

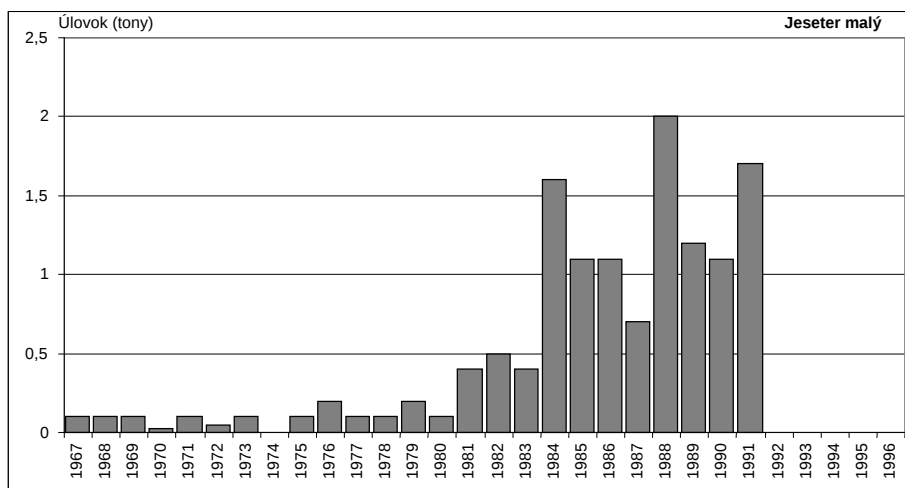
druh rýb		1992	1994	1995	1996
Pleskáč vysoký	<i>Abramis brama</i>	+			
Belička európska	<i>Alburnus alburnus</i>	++			
Boleň dravý	<i>Aspius aspius</i>	+			
Piest zelenkavý	<i>Blicca bjoerkna</i>	+++			
Karas stříbristý	<i>Carassius gibelio</i>	++	+++	+++	+++
Pľž balkánsky	<i>Cobitis elongata</i>	++			
Kapor obyčajný	<i>Cyprinus carpio</i>	+			
Šťuka severná	<i>Esox lucius</i>	++			
Hrebenačka fľkaná	<i>Gymnocephalus cernuus</i>	+			
Slnečnica pestrá	<i>Lepomis gibbosus</i>	++			
Ovsička stříbristá	<i>Leucaspis delineatus</i>		++	+	
Jalec hlavatý	<i>Leuciscus cephalus</i>	+			
Čík európsky	<i>Misgurnus fossilis</i>	++			
Ostriež zelenkavý	<i>Perca fluviatilis</i>	+++			
Býčko škvrnitý	<i>Proterorhinus semilunaris</i>	+			
Lopatka dúhová	<i>Rhodeus amarus</i>	+++	++	+	
Plotica červenooká	<i>Rutilus rutilus</i>	+++			
Zubáč veľkoušty	<i>Sander lucioperca</i>	+			
Červenica ostrobruchá	<i>Scardinius erythrophthalmus</i>	++	+		
Lieň obyčajný	<i>Tinca tinca</i>	++			

5.3.3. Dôsledky zhoršovania biotopu

Szigetközský úsek Dunaja produkoval väčšinu svojej živočíšnej biomasy v inundácii. Vodné organizmy kvôli potravným a rozmnožovacím možnostiam osídľovali inundáciu počas stúpajúcich a vysokých vodných hladín. Zmeny rozsahu a trvania povodní určovali biologickú funkciu akvaticko-terestrickej prechodnej zóny a tým aj produktivitu riečného hydrosystému. Obmedzenie biotopov neresenia a kĺmenia kvôli klesajúcemu trendu nízkych vodných hladín a rastúcemu ukladaniu plavenín v inundáciách od polovice 1980-tych rokov ovplyvnili produkciu rybolovu szigetközskej oblasti, ako je to naznačené zmenami v celkovom ročnom úlovku komerčného a rekreačného rybolovu medzi rokmi 1968 a 1996 (**Obr. 5-18**). Rozsah kolísania vodnej hladiny sa od odklonenia Dunaja v hornom Szigetközze zmenšil, čo značne zmenšilo rozsah a trvanie záplav.



Obr. 5-18 Zmeny celkového ročného úlovku komerčného a rekreačného rybolovu v szigetközskom úseku Dunaja medzi rokmi 1968 a 1996



Obr. 5-19 Zmeny ročného výlovu jesetera malého komerčných rybárov v szigetközskom úseku Dunaja od roku 1967 do roku 1996 (Guti, 2008)

Vplyv usadzovania plavenín na rybie biotopy bočných ramien inundácie je v oblasti Szigetközu indikovaný dlhodobými zmenami úlovkov jesetera malého (*Acipenser ruthenus*) (Obr. 5-19). Úlovky jesetera malého boli v 1960-tych a 1970-tych rokoch nízke, v 1980-tych rokoch sa začali zvyšovať a od roku 1992 klesli na menej než 10 kg/rok. Jeseter malý bol ulovený len v dolnej časti Bagomérskeho bočného ramena a len počas obdobia neresenia. Podľa rybolovných údajov sa jeseter malý po odklonení Dunaja úplne vytratil. Keď sa úlovky jesetera malého začali zvyšovať nastal proces zarezávania sa koryta. Zdá sa, že nízka úroveň erózneho procesu môže udržiavať kvalitu biotopu pre jesetera malého. Plocha bočných ramien Bagomérskej ramennej sústavy sa od roku 1903 do roku 1962 zväčšila o 2,1 %, zatiaľ čo sa plocha bočných ramien v hornej časti Szigetközu zmenšila prinajmenšom o 60 % (ramenné sústavy Doborgazszi, Cikola a Bodak) (Csoma, 1968).

Miesto neresenia jesetera malého je v hlbokých prúdiacich ramenách s hĺbkou od 7 do 15 m. Ikry sú kladené na okrúhliaky o priemere 1 až 7 cm (Sokolov & Vasilev, 1989). Biotop pre neresenie v Szigetköze bol po odklonení Dunaja zmenený, pretože

Bagomérske bočné rameno bolo od roku 1992 do roku 2005 zaplnené 346000 m³ siltu. Priemerná hrúbka usadenín na substráte neresenia je 60 cm, ktorých vrchná tretina sa skladá z jemných bahenných frakcií (Rákoczi & Sass, 2005). Zhoršenie miest neresenia by mohol byť dôvodom vymiznutia jesetera malého v szigetközskom úseku Dunaja.

Riečna regulácia v 19-tom storočí, odklonenie v roku 1992 a súvisiaca ochrana brehu kamenným záhozom značne degradovali konfiguráciu prirodzeného brehu rieky, ako v dĺžke, tak aj v kvalite biotopu. Pri regulácii v 19-tom storočí bolo spolu zabudovaných 3,5 milióna m³ skál, čo je 22 m³m⁻¹. Štruktúrna rôznorodosť a retencia (zadržiavanie – pozn. prekl.) vody pobrežnou zónou sú významné pre fyziografické podmienky mikrobiotopov ich bioty a pre produktivitu pobrežného zooplanktónu a juvenilných rýb. Pobrežná retencia je kľúčovým faktorom biologických procesov a biodiverzity veľkých riek (Schiemer et al., 2001).

Rušenie akvaticko-terestrickej prechodnej zóny miernou špičkovou prevádzkou Vodnej elektrárne Gabčíkovo ešte nebolo skúmané.

6. Právne záväzky a záujmy dotknutých subjektov, ktoré majú byť zvažované

6.1. Právne záväzky

Právny rámec implementácie rozsudku Medzinárodného Súdneho Dvora (MSD) v prípade Projektu Gabčíkovo - Nagymaros z 25. septembra 1997 (ďalej Rozsudok), ktorý tvorí základ všetkých následných činností, vrátane spoločného maďarsko-slovenského strategického environmentálneho hodnotenia vplyvov odsúhlaseného stranami, bol v priebehu poslednej dekády niekoľkokrát identifikovaný¹³.

Vstup rokujúcich strán do Európskej únie nepochybne zásadne ovplyvnil voľnosť konania strán nastolením obmedzení a uložením požiadaviek, ktoré nepochádzajú ani z Rozsudku ani zo Zmluvy z roku 1977 zakladajúcej Sústavu vodných diel Gabčíkovo - Nagymaros, alebo z dvojstranných alebo mnohostranných zmlúv (a obyčajového medzinárodného práva), ktoré ich zaväzujú.

Text uvedený nižšie sa vzťahuje k procesným a materiálnym požiadavkám, ktoré majú byť splnené pri príprave a vedení strategického environmentálneho hodnotenia, ako aj pri realizácii jeho záverov, inými slovami, keď sa prijímajú a realizujú technické opatrenia majúce za cieľ splnenie výzvy MSD „rokovať v dobrej viere vo svetle prevládajúcej situácie a uskutočniť všetky nevyhnutné opatrenia na zabezpečenie dosiahnutia cieľov Zmluvy zo 16. septembra 1977 v súlade s takými modalitami na akých sa môžu dohodnúť.“ (§ 155 (2)B).

6.1.1. Rozsudok

Ako súd poznamenal, „Strany by sa spolu mali znovu pozrieť na vplyvy prevádzky Vodnej elektrárne Gabčíkovo na životné prostredie. Obzvlášť musia nájsť prijateľné riešenie pre objem vody, ktorý má byť vypúšťaný do starého koryta Dunaja a do bočných ramien na oboch stranách rieky.“ (§ 140). „V záujme ohodnotenia environmentálneho rizika sa musia vziať do úvahy súčasné normy“ (tamtiež) – požadoval súd doplniac, že Variant C, „ktorého prevádzku považuje za nezlučiteľnú so Zmluvou“, by mal byť prispôsobený Zmluve. Pridružením Maďarska, na rovnakom základe k jeho prevádzke, manažmentu a úžitkom sa Variant C transformuje z faktického stavu do režimu založeného na zmluve.

... Variant C by mohol byť upravený takým spôsobom, aby poskytoval ekonomickú prevádzku systému výroby elektrickej energie a satisfakciu základným

¹³ Vid' napr. Príloha 4 k Zápisnici z plenárneho rokovania, konaného 19. decembra 2006, sumarizujúcej aplikovateľné právo EÚ

environmentálnym záujmom.“ (§ 146) V tom procese „musia byť vzaté do úvahy nové normy a ... novým normám musí byť daná náležitá váha.“ (§ 140).

Teda úlohou je identifikovať súčasné normy environmentálneho práva a iné odvetvia práva, ktoré musia byť aplikované v procese, v ktorom bude Variant C pracovať spôsobom, ktorý uspokojí základné environmentálne záujmy, pričom nepreruší výrobu elektrickej energie a bude sledovať aj ostatné ciele Zmluvy z roku 1977 (plavba, ochrana proti povodňam). Slovom Súdneho dvora: „Je na samotných Stranách nájsť dohodnuté riešenie, ktoré berie do úvahy ciele Zmluvy, ktoré musia byť uskutočnené spoločným a integrovaným spôsobom, ako aj normy medzinárodného environmentálneho práva a zásady práva medzinárodných vodných tokov“.

6.1.2. Medzinárodné právo

6.1.2.1. Ochrana životného prostredia

Dohovor o spolupráci pri ochrane a trvalo udržateľnom využívaní rieky Dunaj (Danube River Protection Convention – Dohovor o ochrane Dunaja), podpísaný 29. júna 1994 v Sofii, tvorí súhrnný právny nástroj pre spoluprácu a cezhraničný vodohospodársky manažment v povodí rieky Dunaj.

Hlavný cieľ Dohovoru je zabezpečiť, aby povrchové vody a podzemná voda v rámci povodia Dunaja boli riadené a používané udržateľne (trvalo udržateľným spôsobom – pozn. prekl.) a spravodlivo. Toto zahŕňa:

- ochranu, zlepšenie a racionálne využívanie povrchových vôd a podzemnej vody,
- preventívne opatrenia na riadenie rizík pochádzajúcich z nehôd zahŕňajúc záplavy, ľad alebo nebezpečné látky,
- opatrenia na zníženie znečistenia vstupujúceho do Čierneho mora zo zdrojov v povodí Dunaja.

Signatári sa zaviazali prijať „všetky primerané právne, administratívne a technické opatrenia na prinajmenšom udržanie a kde to je možné, zlepšenie súčasnej kvality vody a environmentálnych podmienok povodia Dunaja a vôd v jeho zbernej oblasti a zabrániť a pokiaľ možno znížiť nepriaznivé vplyvy a zmeny, ktoré sa vyskytujú alebo, ktoré by mohli byť spôsobené“.

Dohovor o ochrane a využívaní cezhraničných vodných tokov a medzinárodných jazier (The Convention on the Protection and Use of Transboundary Watercourses and International Lakes), podpísaný 17. marca 1992 v Helsinkách, s jeho **Protokolom o vode a zdraví** (Protocol on Water and Health), podpísaným 17. júna 1999 v Londýne, predvída, že Strany – uplatňujúc zásadu prevencie a zásadu, že „znečisťovateľ platí“ a berúc do úvahy záujem budúcich generácií – majú prijať všetky opatrenia na ochranu, kontrolu a zníženie znečistenia vôd spôsobujúceho alebo pravdepodobne spôsobujúceho cezhraničný vplyv; a zabezpečiť, aby cezhraničné vody boli používané so zámerom ekologicky ladeného a racionálneho vodného hospodárstva, ochrany vodných zdrojov a ochrany životného prostredia. Protokol požaduje účinnú ochranu vodných zdrojov používaných ako zdroje pitnej vody a s

nimi súvisiacich vodných ekosystémov pred znečistením z iných zdrojov, vrátane poľnohospodárstva, priemyslu a iných odpadov a emisií nebezpečných látok.

Európsky dohovor o krajine (European Landscape Convention), podpísaný 20. októbra 2000 vo Florencii, vyzýva strany na kroky, aby chránili a zachovali významné alebo charakteristické rysy krajiny, opodstatnené ich hodnotou dedičstva odvodené z ich prírodného usporiadania a/alebo ľudskej aktivity. Niet pochyb, že niekoľko častí projektového územia tvoria „krajiny“ podľa definície Dohovoru.

Dohovor o mokradiach medzinárodnej významu, najmä ako biotopy vodných vtákov (The Convention on Wetlands of International Importance Especially as Waterfowl Habitat), podpísaný 2. februára 1971 v Ramsare, zaväzuje strany, medzi iným, vytvoriť a realizovať všetky plány súvisiace s mokraďami tak, aby presadzovali a umožňovali rozvážne využitie záujmových lokalít a zachovanie ich ekologického charakteru.

Dohovor o ochrane európskych divo žijúcich zvierat a prírodných biotopov (The Convention on the Conservation of European Wildlife and Natural Habitats) z 19. septembra 1979 v Berne zaväzuje Strany chrániť divo rastúcu flóru a divo žijúcu faunu a ich prirodzené biotopy a chrániť ohrozené sťahovavé druhy a predchádzať úmyselne spôsobovanému poškodzovaniu alebo ničeniu miest rozmnožovania alebo odpočinku alebo vyrušovaniu divo žijúcej fauny, obzvlášť počas obdobia rozmnožovania, vychovávanie a zimného spánku.

Dohovor o biologickej diverzite (The Convention on Biological Diversity), podpísaný 5. júna 1992 v Rio de Janeiro, bol podpísaný aj Európskou úniou. Významné záväzky zahŕňajú (ale nie sú obmedzené na) integráciu ochrany v rezortných a medzirezortných politikách a programoch; uskutočňovanie opatrení pre ochranu in-situ v a mimo chránených oblastí prostredníctvom primeraných opatrení a prijímanie opatrení v záujme obnovovania a opätovného zavádzania ohrozených druhov. V kontexte SEA je špecifickým záujmom, aby boli Strany zaviazané vykonať hodnotenie vplyvov na životné prostredie relevantné k plánom a programom, ktoré pravdepodobne majú významné nepriaznivé vplyvy na biologickú diverzitu.

Priestorové obmedzenia neumožňujú detailné skúmanie osobitných záväzkov každej dohody. Objektívnou skutočnosťou je, že by to bolo tiež predčasné, keďže hodnotenie faktov (plánovaných zásahov) voči zákonným obmedzeniam je možné účelne vykonať až vtedy, keď budú hlavné prvky a vplyvy týchto opatrení vedecky identifikované a posúdené.

6.1.2.2. Plavba

Nad všetky pochybnosti je v tomto ohľade najdôležitejšia **Európska dohoda o hlavných vnútrozemských vodných cestách medzinárodného významu (AGN)** (European Agreement on Main Inland Waterways of International Importance), podpísaná 19. januára 1996 v Ženeve, keďže je ratifikovaná 15 európskymi štátmi, vrátane Maďarska a Slovenska, a táto stanovuje normy pre medzinárodné vodné cesty uznané aj Európskou úniou. Cieľom AGN je určiť jednotné technické a prevádzkové parametre pre budovanie, modernizáciu, rekonštrukciu a prevádzkovanie vodných

ciest určených pre medzinárodnú riečnu dopravu. Jej príloha III obsahuje požadované technické charakteristiky vodných ciest medzinárodného významu. Zodpovedajúc tomu „len vodné cesty spĺňajúce najmenej základné požiadavky triedy IV (minimálne rozmery plavidiel 80 m x 9,5 m) môžu byť považované za vodnú cestu E (európsku vodnú cestu – pozn. prekl.). Obmedzenia ponoru (menej než 2,50 m) a minimálnej výšky pod mostami (menej než 5,25 m) môžu byť akceptované len pre existujúce vodné cesty a ako výnimka“; ... Pri modernizácii existujúcich vodných ciest a/alebo budovaní nových by mali byť vždy brané do úvahy plavidlá a zostavy väčších rozmerov; vnútrozemské vodné cesty, kde sa očakáva preprava významného objemu kontajnerov a trajektová doprava (ro-ro traffic (roll on-roll off) – premávka trajektov prevážajúcich nákladné autá – pozn. prekl.) by mali ako minimum spĺňať požiadavky triedy Vb¹⁴. Na vodných cestách s kolísaním vodných hladín by hodnota odporúčaného ponoru mala zodpovedať ponoru dosiahnutému alebo prekročenému počas 240 dní v priemere za rok (alebo 60-tim % obdobia plavby).

Očakáva sa, že **Dohovor týkajúci sa režimu plavby na Dunaji** (The Convention regarding the Regime of Navigation on the Danube), podpísaný 18. augusta 1948 v Belehrade, bude nahradený novým Dunajským dohovorom, o ktorom sa práve dlhodobo rokujú. Dunajský dohovor nestanovuje pre plavebný kanál konkrétne parametre a právne nezáväzná odporúčania Dunajskej komisie prijaté pred AGN, ktoré sa stali záväznými pre pririečne štáty, stratili v tomto ohľade svoj význam, keď AGN vstúpila do platnosti¹⁵.

Ani rozsudok, ani Zmluva 1977 nestanovuje žiadny konkrétny parameter pre plavbu.

6.1.2.3. Dvojstranná spolupráca

Zatiaľ čo vyššie uvedené multilaterálne zmluvy nie sú predmetom vôle strán, ale musia byť aplikované tak ako boli prijaté, existuje množstvo dvojstranných zmlúv medzi stranami, ktoré upravujú ich spoluprácu v životnom prostredí, vodnom hospodárstve a súvisiacich otázkach, ktoré neznamenajú obmedzenia pre ciele, ktoré majú byť dosiahnuté, pretože ich obe strany môžu po dohode kedykoľvek pozmeniť alebo ukončiť. Tieto zahŕňajú **Dohodu medzi vládou Slovenskej republiky a vládou Maďarskej republiky o určitých dočasných technických opatreniach a prietokoch do Dunaja a Mošonského ramena Dunaja z roku 1995, Dohovor týkajúci sa vodohospodárskych otázok pojednávajúci o hraničných vodách z 31. mája 1976**. V skutočnosti prvá je dočasná technická dohoda, ktorá mala byť platná do doby prijatia rozsudku MSD a predĺžená na nízkej úrovni, v podstate ústnou dohodou do konca súčasných rokovaní medzi stranami. Druhá mala byť nahradená novou dohodou medzi Maďarskou republikou a Slovenskou republikou. Text novej dohody bol dohodnutý, ale vyjadrenie súhlasu so zaviazaním sa mešká. Rámec a duch dvojstrannej spolupráce je zakotvený v Článku 9 **Zmluvy o dobrých susedských vzťahoch a priateľskej spolupráci medzi Maďarskou republikou a Slovenskou republikou z roku 1995**, ktorý konštatuje, že „Zmluvné strany, motivované ich

¹⁴ Parametre Vb: dĺžka tlačných zostáv: 172-185 m. šírka: 11.4 m. Ponor: 2,50-4,50 m. Tonáž: 3200-6000

¹⁵ Pozoruhodné je, že staré odporúčania nie sú dokonca obsiahnuté na web-stránke Dunajskej komisie, pozri: <http://www.danubecom-intern.org/GERMAN/Flag/flaginhalte.htm> navštívenej 13. apríla 2008.

záujmom, ktorý sa týka starostlivosti o prírodné prostredie a zachovania prijateľných životných podmienok pre budúce generácie, budú spolupracovať pri ochrane životného prostredia a prírody s cieľom predchádzať a znižovať znečistenie životného prostredia, najmä pokiaľ ide o znečistenie presahujúce hranice“. Podobne všeobecné záväzky, udávajúce však trend, sa nachádzajú v **Dohode medzi vládou Maďarskej republiky a vládou Slovenskej republiky o spolupráci v oblasti ochrany životného prostredia a zachovania prírody** (podpísanej v Bratislave 12. februára 1999)¹⁶.

6.1.3. Európske právo

Ako potvrdzuje slovenská reakcia na predbežnú verziu tejto štúdie, strany „súhlasia, že akékoľvek navrhované riešenie musí byť v súlade s európskym právom“¹⁷.

6.1.3.1. Rámcová smernica o vode

Základné zásady, ciele a právne požiadavky týkajúce sa vodnej politiky EÚ sú definované **Rámcovou smernicou o vode (RSV)**¹⁸.

RSV je akt Spoločenstva kľúčového významu pre vyriešenie právneho sporu, pretože základné princípy riešenia právneho sporu musia byť definované s náležitým ohľadom na environmentálne ciele stanovené Smernicou, pričom parametre technických variantov, ktoré sa majú vziať do úvahy, musia spĺňať environmentálne parametre stanovené Smernicou, pričom konečné riešenie musí byť zosúladené a zahrnuté v plánoch manažmentu povodia pripravovaného v spolupráci so slovenskými odborníkmi.

Hlavný cieľ politiky Spoločenstva pri ochrane vody je chrániť a zlepšiť kvalitu vody. V záujme toho sa musí predchádzať (ďalšiemu) zhoršovaniu stavu vôd; musí sa presadiť trvalo udržateľné, vyrovnané, spravodlivé a primerané využívanie vody a navyše musia byť chránené vodné ekosystémy a priamo závislé terestrické ekosystémy a ekosystémy mokradí¹⁹. Takže je to Rámcová smernica o vode, ktorá určuje príslušné environmentálne ciele zahŕňajúce útvary povrchovej a podzemnej vody, ako aj oblasti súvisiace s vodnými útvarmi. To v zásade znamená – v prípade povrchových a podzemných vôd – dosiahnutie prinajmenšom „dobrého vodného stavu“, zatiaľ čo v prípade chránených území to znamená súčasné a integrované plnenie súvisiacich cieľov ochrany.

¹⁶ Pozri ďalej: <http://www.huskenv.org>.

¹⁷ „Stanovisko vládnej delegácie Slovenskej republiky k maďarskému dokumentu nazvanému ‘Predbežná štúdia realizovateľnosti: Rehabilitácia szigetközského úseku Dunaja‘“, Bratislava, 14. december 2009, str. 6.

¹⁸ Smernica 2000/60/ES ustanovujúca rámec pôsobnosti Spoločenstva v oblasti vodnej politiky.

¹⁹ RSV Časti preambuly (19), (26) a (23), Článok 1. body (a)-(b).

Členské štáty musia analyzovať, či „dobrý vodný stav“ je možné dosiahnuť pomocou primeraných opatrení a navyše, či má konkrétne riešenie technicky a ekonomicky realizovateľné, environmentálne priaznivejšie alternatívy. Táto požiadavka v praxi znamená, že Maďarská republika a Slovenská republika musia – v rámci plánovacieho procesu manažmentu povodia (PMP) – spolu alebo jednotlivo preskúmať zásahy potrebné pre dosiahnutie dobrého stavu vody a tiež zvážiť, či spoločné podmienky určujúce jej označenie ako „silne modifikovaný vodný útvar“ stále prevládajú²⁰.

Ak sa potvrdí, že tieto podmienky existujú v prípade konkrétneho vodného útvaru, musí byť považovaný za silne modifikovaný útvar, inak musí byť považovaný za to, že je v prirodzenom stave. V oboch prípadoch však musí byť systém zásahov pripravený tak, že jeho výsledkom je možné dosiahnuť dobrý ekologický stav alebo (v prípade silne modifikovaného vodného útvaru) dobrý ekologický potenciál.

Konkrétne zásahy v príslušných úsekoch môžu byť stanovené len po definovaní environmentálnych cieľov. V prípade zásahov musí byť zabezpečená environmentálna kompatibilita (environmentálny súlad – pozn. prekl.) všetkých foriem využívania súvisiacich s existujúcimi a už prevádzkovanými zariadeniami, napr. výroba energie, plavba a ochrana pred povodňami a navyše aj zariadení a ich prevádzky. To by v každom prípade malo znamenať komplexnú revíziu prevádzky Projektu Gabčíkovo - Nagymaros a ich príslušnú modifikáciu.

6.1.3.2. Režim Spoločenstva pri ochrane prírody

Režim Spoločenstva pri ochrane prírody, najmä takzvané Smernice o vtákoch a o biotopoch²¹, kladú zásadné obmedzenia fyzickým zmenám alebo iným zásahom do priaznivého stavu ochrany chránených území vzťahujúcich sa k sieti ochrany prírody EÚ Natura 2000. Napriek tomu, že hlavným zámerom režimu Spoločenstva pri ochrane prírody je predchádzanie poškodzovaniu alebo rušeniu biotopov a druhov, ustanovuje zároveň aktívnu starostlivosť o lokality, t.j. zásahy členskými štátmi. Cieľom aktívnych manažmentových opatrení je zachovať alebo obnoviť, v priaznivom stave ochrany, významné typy biotopu a druhy a zachovať vtáčie populácie na úrovni, ktorá konkrétne zodpovedá ich ekologickým, vedeckým a kultúrnym požiadavkám.

Typ manažmentového opatrenia môže byť zvolený členskými štátmi ako ho uznajú za vhodný, podlieha však požiadavkám Smernice o biotopoch. Obsah manažmentových opatrení musí byť stanovený vo svetle osobitných ekologických potrieb aktuálnych lokalít Natura 2000, na základe dostupných vedeckých informácií, berúc do úvahy

²⁰ RSV Článok 4 odsek (3); podrobné určenie podmienok a postupov je definované na stranách 12-14., 19-23. a 19-59 Príručky pre silne modifikované vodné telesá.

²¹ Smernica 79/409/EEC o ochrane divo žijúcich vtákov („Smernica o vtákoch“), Smernica 92/43/EEC o ochrane prirodzených biotopov a o divo žijúcej faune a divo rastúcej flóre („Smernica o biotopoch“)

príslušné ekonomické, sociálne a kultúrne požiadavky, ako aj regionálne a lokálne charakteristiky.

Závazky Strán s ohľadom na aktívny manažment lokalít Natura 2000 nie sú *prima facie* (na prvý pohľad – pozn. prekl.) ovplyvnené sporom Gabčíkovo - Nagymaros. Avšak budúce zmeny prevádzky zariadení, v záujme splnenia príslušných environmentálnych cieľov, môžu vzhľadom na množstvo lokalít vyžadovať revíziu existujúcich manažmentových opatrení.

6.1.4. Medzinárodné právo ako európske právo

Spolu so sekundárnym zákonodarstvom Spoločenstva by sa malo spomenúť, že členské štáty sú povinné tiež aplikovať medzinárodné dohovory prijaté Spoločenstvom, ako právo Spoločenstva. Ako bolo uplatnené Medzinárodným súdnym dvorom v prípade *Komisie proti Írsku* (C-459/03) v jeho rozsudku²² z 30. mája 2006, „medzinárodné dohovory prijaté Spoločenstvom tvoria neoddeliteľnú súčasť zákonov Spoločenstva,..... v súlade s obvyklou súdnou praxou“. V dôsledku toho musia byť, *inter alia* (okrem iného – pozn. prekl.), vzaté do úvahy nasledovné dohovory:

- Dohovor o biodiverzite (Bio-diversity Convention) (Rio de Janeiro, 1992)
- Dohovor o ochrane sťahovavých vtákov a divo žijúcich zvierat (Convention on the protection of migrating birds and wild fauna) (Bonn, 1979)
- Dohovor o ochrane a trvalo udržateľnom využívaní Dunaja (Convention on the protection and sustainable use of the Danube) (Sofia, 1994)
- Dohovor o ochrane a trvalo udržateľnom využívaní medzinárodných cezhraničných a hraničných riek a jazier (Convention on the protection and sustainable use of international cross-border and bordering fluvial waters and lakes) (Helsinki 1992)

6.2. Záujmy dotknutých subjektov

Záujmy dotknutých subjektov neboli v tejto štúdii hodnotené. Ďalšie plánovacie kroky založené na týchto výsledkoch budú zahŕňať účasť verejnosti a na tomto základe budú načrtnuté záujmy dotknutých subjektov.

Už bolo vykonaných niekoľko hodnotení záujmov dotknutých strán spomedzi miestnych obyvateľov, ako bola nedávna štúdia programu Spoločenstva LIFE III²³.

²² <http://curia.europa.eu/jurisp/cgi-bin/form.pl?lang=hu&Submit=Keres%C3%A9s&alldocs=alldocs&docj=docj&docop=docop&docor=docor&docjo=docjo&numaff=C-459%2F03&datefs=&datefe=&nomusuel=&domaine=&mots=&resmax=100>

²³ Implementácia inovačného nástroja pre podporu rozhodovania pre plánovanie trvalo udržateľného hospodárenia s vodou a krajinou a pre zásobovanie maďarsko-slovenských cezhraničných oblastí dunajských mokradí vodou: Szigetköz (LIFE04ENV/H/000382)) medzi rokmi 2004 a 2007. Pre viac podrobností sa obráťte na www.szigetkozosen.hu.

7. Vytýčenie environmentálnych cieľov

7.1. Úvodné poznámky

Ľudské využívanie a pozmeňovanie pri riečnych krajín a ich povodí viedlo k ich nadmernej degradácii, najmä vo vysoko industrializovaných krajinách (Dynesius & Nilsson, 1994; Schiemer, 1999; Jungwirth et al., 2000). Sprievodné problémy si stále uvedomujú nielen vo vedeckej komunite, ale aj v spoločnosti. Preto narástol záujem o obnovovanie funkcií ekosystémov regulovaných riek. Toto chápanie je zdôraznené v Rámcovej smernici EÚ o vode (Rámcová smernica o vode, 2000), v ktorej je „ekologický stav“ riečnych systémov jedným z najdôležitejších momentov.

Pri náprave veľkých riek musia byť definícia environmentálnych cieľov a stanovenie porovnávacích hodnôt variantov obnovy (benchmarking – stanovenie štandardov porovnávacích hodnôt – pozn. prekl.) založené na analýze prirodzených ekosystémov pred veľkými zásahmi človeka („porovnávacie štandardy“, Henry a Amoros, 1995; „Ideálna koncepcia“ (Leitbild Konzept), Kern, 1992). Tieto referenčné podmienky sú založené na analýze historických biotopov, porovnaniach s nenarušenými referenčnými lokalitami a na celkovom pochopení vzťahov medzi hydrologickými procesmi a podmienkami a ekológiou pri riečnych krajín.

Úspešná obnova riečno-inundačných systémov vyžaduje vedomosti o tom, ako procesy hydrologickej dynamiky a geomorfické procesy vedú k dynamickej rovnováhe zloženia biotopu, ktorá určuje charakteristickú biodiverzitu a ekologické procesy riečneho ekosystému (Schiemer et al., 2007). Počas uplynulých dvoch desaťročí bolo vypracovaných množstvo koncepcií, ktoré vysvetľujú fungovanie riečneho ekosystému (pozri Thorp et al., 2006). Tieto koncepcie predstavujú užitočné podklady pre popísanie prirodzeného riečneho systému szigetközského úseku Dunaja a formuláciu systému hodnotenia pre varianty obnovy a manažmentu.

Hlavné vplyvy v povodí a na horných úsekoch riek, dlhodobé vplyvy predchádzajúcej úpravy a súčasné sociálne, hospodárske a kultúrne potreby moderných spoločností vo všeobecnosti bránia úplnému návratu k pôvodným podmienkam. Okrem toho nevratné zmeny, napr. vyhynutie druhov a v neposlednom rade do značnej miery neznámy vplyv zmeny podnebia, sa zákonite vrývajú do dnešných ekosystémov a musia byť pri plánovaní obnovy prijímané ako rámcová podmienka. Teda environmentálne ciele sa nesnažia o rekonštrukciu historickej krajiny, ani by nemali hlavné úsilie zameriavať na podporovanie druhov alebo skupín druhov: definovanie environmentálnych cieľov sa skôr zameriava na hydrodynamické a morfodynamické procesy, ktoré riadia prirodzené riečne ekosystémy s ich výslednými charaktermi biotopov a rôznorodosťou druhov. Cieľom vo všeobecnosti je podporovať hydrológiu a hydro-geodynamiku, prijímajúc nezvratné zmeny a obmedzenia. Tento všeobecný cieľ musí byť prakticky vyjadrený geodynamikou predvídanou prietokovým režimom a výsledným zložením biotopu a diverzitou, zmenou biotopu a kvalitou, čo musí byť preukázané biotickými ukazovateľmi. V definícii environmentálnych cieľov musíme sledovať reťazec príčiny a následku: prietokový režim a presmerovanie toku bude definovať hydrologickú a hydromorfologickú dynamiku riečno-inundačného systému.

To bude viesť k dynamickému stavu zloženia biotopu a krajinej štruktúry, čo nakoniec vyústi do charakteristickej schémy ekologickej integrity, biologickej rôznorodosti a ekologických funkcií.

Tento prístup sa pokúša obnoviť ekologickú integritu pri umožnení trvalo udržateľného využívania človekom. Toto zodpovedá definícii RSV, ktorá zakladá svoje environmentálne ciele najmä na definovaných ukazovateľoch biologickej kvality a hraniciach chemických látok, ale požíva hydromorfologické prvky pre podporné hodnotenie. V prípade „silne modifikovaných vodných útvarov“ tieto ciele berú do úvahy definované využívanie a poukazujú na dobrý ekologický potenciál.

V nasledujúcich odsekoch sú vytýčené hlavné ciele obnovy a príslušné kritériá hodnotenia, berúc do úvahy reťazec príčiny a následku pre a) hydrologickú a hydromorfologickú dynamiku, b) výslednú štruktúru krajiny a c) vplyvy na biotu a biodiverzitu.

Vyhodnotenie variantov je založené na stupni zlepšenia vo vzťahu k referenčným podmienkam so zameraním sa skôr na trendy než na absolútne hodnoty.

Posúdenie variantov je založené na miere zlepšenia vo vzťahu k referenčnej podmienke so zameraním na tendencie skôr než na absolútne hodnoty

--	oveľa horšie než súčasný stav	veľmi zlý
-	nedostatočný stav	zlý
-+	stav vzdialený od referenčných podmienok, ale ešte prijateľný	priemerný
+	prijateľné zlepšenie stavu, ale ešte vzdialené od referenčných podmienok	dobrý
++	značné zlepšenie alebo prijateľný stav v porovnaní s referenčnými podmienkami	veľmi dobrý
0	žiadna zmena pri zvýšení prietokov	

7.2. Hydrologická a hydromorfologická dynamika

Ciele vytýčené v **Tab. 7-1** predstavujú kvalitatívne a kvantitatívne základy pre scenáre obnovy. Všeobecný dôraz musí byť kladený na zvýšenie hydrodynamiky a morfodynamiky v zmysle kolísania vodnej hladiny, rôznorodosť rýchlostí prúdenia, erózne a sedimentačné procesy. Environmentálne ciele konkurujú výrobe energie v Gabčíkove. Preto kritéria nestanovujú určitú hranicu prietoku, ale skôr sa zameriavajú na procesy, ktoré by mohli byť naštartované pri rozdielnych prietokoch v závislosti na technických riešeniach.

Environmentálne ciele uvedené v **Tab. 7-1** spĺňajú požiadavky hydromorfologických prvkov kvality stanovené RSV v prílohe V, tabuľka 1.2.1.

Tab. 7-1. Environmentálne ciele / obmedzenia pre hydrodynamický a morfodynamický režim Dunaja v Szigetközé a príslušné kritériá porovnávacích hodnôt (benchmarking)

Parameter	Ciele	Benchmarking
Prietokový režim a jeho sezónna dynamika	Sezónne kolísania prietoku odrážajúce prirodzený odtok z povodia. Plný povodňový režim. <i>Obmedzenia:</i> Výroba vodnej energie: (§ 146 Rozsudku).	Odklonenie toku vo vzťahu k prietoku Dunaja.
Kolísania prietokov a vodných hladín v správnom období	Veľký rozsah kolísaní vodnej hladiny v priebehu roka. Priemerná hladina by mala dosiahnuť podmienky pred prehradením. <i>Obmedzenia:</i> a) Výroba vodnej energie b) Povodňové ochranné hrádze.	Absolútne vodné hladiny pri nízkom a vysokom prietoku. Rozkyvy vodnej hladiny predpovedané 1D- a 2D-modelom povrchovej vody (pozri Kapitolu 8.3.1, 9.4.1).
Transport splavenín	Prietokový režim by mal umožniť efektívny transport splavenín. <i>Obmedzenia:</i> a) Výroba vodnej energie b) Dostupnosť splaveninového materiálu c) Možné zarezávanie sa koryta rieky.	Potenciál pre morfodynamiku hodnotený na základe rýchlostí prúdenia a drsnosti predpovedaný 1D- a 2D-modelom povrchovej vody (pozri Kapitolu 8.3.4, 9.4.4).
Vývoj koryta	Morfodynamika umožňujúca omladenie biotopu až po dlhodobý vývoj novo vznikajúcich vodných tokov. <i>Obmedzenia:</i> a) Dostupnosť splaveninového materiálu b) Možné zarezávanie sa koryta rieky.	Ako vyššie plus výsledky z morfologického modelovania (pozri Kapitolu ako vyššie).
Bočná, pozdĺžna a vertikálna prepojenosť	Vysoká bočná a pozdĺžna prepojenosť. Zlepšená vertikálna prepojenosť.	Prepojenosť povrchovej vody odvodená z 1D- a 2D-modelu povrchovej vody. Ukladanie jemných sedimentov odhadnuté z rýchlosti prúdenia a modelu drsnosti. Dynamika hladiny podzemnej vody (pozri Kapitolu ako vyššie)
Režim podzemných	Dopĺňanie podzemnej vody: dostatočná infiltrácia riečnej vody do zvodnenca	Modelovanie dynamiky hladiny podzemnej vody

Parameter	Ciele	Benchmarking
vôd	a exfiltrácia pri klesajúcich povodňových stavoch. Rozsah a kolísania hladiny podzemnej vody by mali poskytovať vlhkosť pokryvnej vrstvy a udržiavať mokradný charakter.	(pozri Kapitolu 8.3.3, 9.4.3)

7.2.1. Prietokový režim a sezónna dynamika

Ekológia riečnych ekosystémov sa vyznačuje premenlivými environmentálnymi podmienkami kvôli sezónnym zmenám hladín povrchovej a podzemnej vody a nepravidelnou, ale častou disturbanciou povodňovými vlnami rozdielnej veľkosti. Rozmanitosť biotopov do značnej miery závisí od vhodných povodňových prietokov, ktoré omladzujú sukcesné štádiá, iniciujú vývoj nových vodných tokov alebo bočného ramena. Pre ekologické fungovanie je nevyhnutné obnoviť plný povodňový režim, ktorý zabezpečí riadiace morfodynamické procesy.

Prirodzený charakter prietoku Dunaja počas roka odráža alpský prietokový režim s vysokými prietokmi počas vegetačného obdobia kvôli topeniu sa snehu. Povodňové prietoky vody sú superponované na tento pravidelne sa opakujúci charakter prietoku a môžu sa vyskytnúť kedykoľvek v roku. Kolísanie hladín povrchovej a podzemnej vody spojené s týmto typickým charakterom prietoku je dôležitým faktorom pre biotopy terestrických mokradí. Jedným z kľúčových prvkov pre biodiverzitu je vznikajúca mozaika biotopov s premenlivými podmienkami substrátov, vlhkosti a povodňovej expozície, poskytujúca podmienky biotopu pre vysokú biodiverzitu dobre prispôbenej a charakteristickej bioty inundácie.

Jediným obmedzením pre zabezpečovanie prirodzeného prietokového režimu je odklonenie riečnej vody na elektrárňu v Gabčíkove. Súčasné pravidlá Dočasného vodohospodárskeho režimu už zabezpečujú zostatkové prietoky založené na vodočte vo vodomernej stanici Devín. Avšak dynamický prietokový režim v Szigetköze by mal byť v záujme dosiahnutia dobrého ekologického potenciálu a vyššej udržateľnosti vylepšený. Podiel prietoku potrebného pre zachovanie rozhodujúcich ekologických funkcií tiež závisí na iných kritériách, napr. na rozsahu kolísaní a s rozdielnymi technickými riešeniami sa môže meniť. Súčasný režim je zjavne nedostatočný, najmä v zmysle povodňových prietokov.

Povodne sú dôležitými regulátormi vegetácie a spôsobujú omladenie biotopov a biotických sukcesí. Prerušenie povodní zákonite vedie k strate inundačného charakteru biotopu.

Sezónne zmeny prietoku by mali odrážať prirodzený odtok z povodia. Prietok prepúšťaný do szigetközského systému by mal byť priamo spojený s prietokmi nameranými na vodočte Devín. Za účelom naštartovania nevyhnutných morfológických procesov musí byť systém vystavený plnému povodňovému režimu.

7.2.2. Kolísania prietokov a vodných hladín v správnom období

Zdieľanie prietokov s dynamickým režimom nepodporuje ekologické funkcie, pokiaľ súvisiace premenlivé vodné hladiny nedosahujú správne polohy výšky, ktoré charakterizovali prirodzené dynamické prostredie. Preto je najdôležitejšie nájsť technické riešenia, ktoré vynahradia odoberaný objem prietoku zvýšením vodných hladín, zabezpečujúc voľné prúdenie a kolísania vodnej hladiny v takmer prirodzenom rozsahu a pozícii.

Hlavným obmedzením je opäť odoberanie vody pre výrobu elektriny. Okrem toho, kvôli povodňovej bezpečnosti, nesmie byť úroveň extrémnych povodňových prietokov zvýšená nad súčasný stav. Kvôli povodňovej ochrane sú nevyhnutné ďalšie opatrenia, pretože dnešný systém neumožňuje bezpečné prevedenie projektovanej povodne. Ďalšie obmedzenia pri niektorých riešeniach môže predstavovať veľké množstvo vhodného materiálu potrebného pre zvýšenie úrovne koryta rieky a/alebo finančné obmedzenia pre investíciu.

Rozsah kolísaní vodnej hladiny v priebehu roka by mal predstavovať asi 2 m, neuvažujúc extrémne povodne a suchá. Priemerná hladina toku dynamického zostatkového prietoku v hlavnom koryte Dunaja pod Čunovom by mala byť najmenej na úrovni podmienok pred prehradením.

7.2.3. Transport splavenín

Základom morfordynamických procesov je schopnosť rieky transportovať piesok a štrk v dynamickej rovnováhe. Aluviálny kužeľ tvoriaci záplavové územie Szigetköz/Žitný Ostrov sa vyvíjal stovky a tisícky rokov, kým v dolnom úseku nebola takmer dosiahnutá dlhodobá rovnováha prichádzajúcich splavenín, lokálneho vymieľania, ukladania, abrázie a transportu sedimentov. Zarezávanie sa úrovne koryta len niekoľko centimetrov ročne môže byť ľahko uznané za vyvolané človekom, keď ho extrapolujeme v geologickej časovej škále.

Očividným obmedzením transportu splavenín je dostupnosť piesku a štrku pod zdržou Hrušov. Aj keď sedimenty vystavené bočnej erózii a dostupné v štrkových laviciach môžu predstavovať značnú rezervu, existuje tu nedostatok prísunu splavenín z horného úseku, čo by mohlo byť prekonané vhodnými prostriedkami manažmentu sedimentov.

Prietokový režim by mal byť schopný umožniť skutočný transport sedimentov, t.j. pohyb piesku a štrku dostupného bočnou eróziou na brehoch, presunom lavíc alebo dodávaných sedimentov (manažment sedimentov).

7.2.4. Vývoj koryta

Dynamický systém sa vyznačuje premenlivými podmienkami. Vznik nových koryt, pohyb oblúkov bočnou eróziou, zanášanie opustených ramien, ktoré prijímajú pomalšie prúdenie len pri povodniach – všetky tieto procesy sú vo vitálnom ekosystéme príbrežnej inundácie podstatné. Vznik nového koryta alebo obyčajný transport sedimentov je možné pozorovať zriedkavo. Znakmi živých riečnych systémov, ktoré stále prechádzajú týmito procesmi, sú výskyt nepravidelných obnažených piesčitých a štrkových brehov medzi vodnými útvarmi a terestrickými biotopmi. Prechodná zóna alebo ekotón (prechodná zóna medzi dvoma spoločenstvami – pozn. prekl.) predstavuje pre biotu najproduktívnejšiu oblasť ekosystému.

Bočná erózia, transport a ukladanie by mali mať možnosť pretvárať korytá až po dlhodobý vývoj novo vznikajúcich vodných tokov.

7.2.5. Bočná, vertikálna a pozdĺžna prepojenosť

Väčšina cieľov vytýčených vyššie podporuje bočnú a vertikálnu prepojenosť. Poskytnutie pozdĺžnej prepojenosti je právnym záväzkom stanoveným RSV. Toto zahŕňa budovanie migračných ciest pri hati Čunovo.

Nenarušený Dunaj poskytoval vzájomné možnosti pre výmenu vody a bioty. Vzávislosti od vodných hladín by vodná fauna mala mať dostatočný prístup do ramien pri rôznych štádiách sukcesie. Protiprúdna a poprúdna migrácia musí byť zabezpečená vyháňaním sa vzdutiam.

7.2.6. Režim podzemnej vody

Zachovávanie zásoby podzemnej vody s vysokým potenciálom v zmysle množstva a kvality má pre oba susediace štáty prvoradý význam. Prirodzené kolísanie hladín povrchovej vody zabezpečovalo dobrý prechod riečnej vody do zvodnenca. Ochrana pred kolmatáciou bola v prirodzenom systéme zabezpečená počas klesajúcich povodňových stavov exfiltráciou podzemnej vody do hlavného koryta a aktívnych bočných ramien. Trvalo udržateľné riešenie by malo zahŕňať podobný proces samozachovávanie dopĺňania podzemnej vody. Každé možnosti zhoršenia kvality podzemnej vody by sa malo zabrániť, dokonca aj keď v súčasnosti neexistuje žiadny dôkaz o zhoršovaní.

Morfodynamické procesy, záplavy a kolísania hladiny podzemnej vody v kombinácii s charakterom rôznych pôd a substrátov určujú biodiverzitu dunajských mokradí v ich bio-geografickom kontexte. Stúpanie a klesanie hladín podzemnej vody pri prislúchajúcich stavoch sú z tohto hľadiska, vo vzťahu k regionálnemu rozloženiu pokryvej vrstvy, najpodstatnejšími faktormi. Hodnotenie technických riešení musí kvantitatívne zvažovať dynamický režim podzemnej vody.

Potenciálny zdroj podzemných vôd musí byť zachovaný na úrovni 1,1 milióna m³/deň (12,7 m³/s – pozn. prekl.). Nesmú byť povolené žiadne významné zmeny v použiteľnosti pobrežných zón pre budovanie budúcich studní s brehovou filtráciou a v kvalite materiálu koryta (ovplyvňujúceho kvalitu brehovo filtrovanej vody), teda je potrebné zabrániť výraznej sedimentácii (zanášaniu) v hlavnom koryte.

Hydrologické a hydromorfologické modely použité pre predpovedanie vplyvov opatrení rozličných variantov sú načrtnuté v Kapitole 7.

Systém by mal zabezpečiť dopĺňanie podzemnej vody v prirodzenom množstve a dobrej kvalite. V hlavnom koryte by žiadna vrstva siltu (bahna – pozn. prekl.) nemala brániť infiltrácii riečnej vody do zvodnenca alebo exfiltrácii podzemnej vody pri klesajúcich povodňových stavoch. Rozsah a úroveň kolísaní podzemnej vody by mal, v záujme poskytovania vlhkosti pokryvnej vrstve a zachovania mokradného charakteru, zodpovedať prirodzenej situácii.

7.3. Krajinná štruktúra

Záplavové územia Szigetközu majú mimoriadny význam z hľadiska ochrany maďarskej prírody. Územie Szigetközu je jediným miestom v Maďarsku, kde sa na aluviálnom kuželi vyvinul poprepletaný úsek rieky. Krajina stále vykazuje mozaiku prvkov starej inundácie. Kvôli riečnemu staviteľstvu však bolo pôvodné zloženie biotopu značne zmenené a návrat biotopu sa stal limitovaný. Trendy v zmene krajiny pokračujú smerom k úplnej strate vodných území, najmä vzhľadom na dynamické zóny omladzovania. Terestrializácia, proces straty vodných plôch akumuláciou organických a anorganických sedimentov, ale aj klesaním hladiny podzemnej vody v inundácii, sa silne urýchľuje. Všeobecným environmentálnym cieľom opatrení na obnovu preto musí byť vylepšenie vodných a prechodných zón a ich návrat v čase smerom k „Ideálnemu stavu“ („Leitbild“) (viď vyššie).

Tab. 7-2 Ciele obnovy s ohľadom na priestorové rozšírenie, kvalitu biotopu a prepojenosť charakteristických prvkov krajiny. Kritéria porovnávacích hodnôt (benchmarking) pre hodnotenie variantov obnovy.

Prvok krajiny	Ciele vzhľadom na fyzické a ekologické charakteristiky prvkov krajiny	Benchmarking
Vodné biotopy		
Eupotamál-A & B	Dlhodobé zachovávanie a podporovanie ramien s trvalým prúdením, dynamika prúdenia blízka prirodzenej, zvýšený rozsah príbrežných zón a ekotonálnej štruktúry, výmenné procesy so zvodnencom.	Priestorový rozsah zón eupotamálu; rozsah a štruktúra príbrežných zón; amplitúda a časová schéma kolísania vodnej hladiny.

Prvok krajiny	Ciele vzhľadom na fyzické a ekologické charakteristiky prvkov krajiny	Benchmarking
	<i>Veľký význam pre biologické procesy a biodiverzitu; dôležitý habitat pre reofilné druhy rýb.</i>	
Parapotamál	Dlhodobé zachovávanie a podporovanie bočných ramien s trvalým prepojením na tečúce ramená, zlepšená prepojenosť k rieke, zlepšená ekotonálna štruktúra (ako vyššie), výmenné procesy so zvodnencom, dôležité pre biotu eupotamálu ako úkryt počas povodňových udalostí, biotop pre zimovanie, oblasť neresenia a kŕmenia.	Priestorový rozsah zón parapotamálu; časový rozsah prepojenia s eupotamálom; rozsah a štruktúra príbrežných zón; amplitúda a časová schéma kolísania vodnej hladiny.
Plesiopotamál	Dlhodobé zachovávanie a podporovanie trvalých alebo dočasných stojatých vôd s dočasným prepojením na prúdiace ramená; zosilnené hydrogeomorfické procesy odklonením vyššieho prietoku do záplavového územia pre trvalé zachovávanie tohto typu biotopu. <i>Dôležitý biotop pre limnofilné druhy, ovládaný makrofytmí.</i>	Priestorový rozsah zón plesiopotamálu; dočasný rozsah prepojenia s eupotamálom; Rozsah a štruktúra príbrežných zón; amplitúda a časová schéma kolísania hladiny vody; prognóza dlhodobej udržateľnosti tohto typu biotopu.
Paleopotamál	Dlhodobé zachovávanie a podporovanie úplne oddelených trvalých stojatých vôd. <i>Nenahraditeľný biotop pre niektoré limnofilné druhy, intenzívny rast makrofyt.</i>	Priestorový rozsah vodných útvarov plesiopotamálu. Prognóza dlhodobej udržateľnosti tohto typu biotopu na základe hydromorfologického modelovania.
Terestrické biotopy		
Nízka inundácia	Priestorový rozsah terestrických a pionierskych biotopov nízkej inundácie; zvýšený priestorový rozsah pravidelných záplav;	Predpovede o priestorovom rozsahu a vývoji vegetačných zón nízkej inundácie, a ruderálnych a semi-ruderálnych biotopov pomocou

Prvok krajiny	Ciele vzhľadom na fyzické a ekologické charakteristiky prvkov krajiny	Benchmarking
	pôdy sú zvlhčované povodňovými vodami a podzemnou vodou; zlepšené rastové podmienky pre charakteristickú biotu prostredníctvom väčších povodňových vln a vyššími kolísaniami podzemnej vody.	vegetačného modelu. Priestorovo-časový rozsah zaplavenia: trvanie pravidelnej záplavy 1-2 mesiace/rok alebo viac.
Vysoká inundácia	Priestorový rozsah biotopov vysokej inundácie podporovaný zvýšeným priestorovým rozsahom nepravidelných záplav, väčším odklonením vody a vyšším rozkvyvom kolísania hladiny vody. <i>Zlepšené rastové podmienky pre charakteristickú biotu väčšími povodňovými vlnami a vyššími kolísaniami podzemnej vody.</i>	Predpovede o priestorovom rozsahu a vývoji vegetačných zón vysokej inundácie. Priestorovo-časový rozsah zaplavenia: priemerné trvanie nepravidelnej záplavy je menej než 1 mesiac.

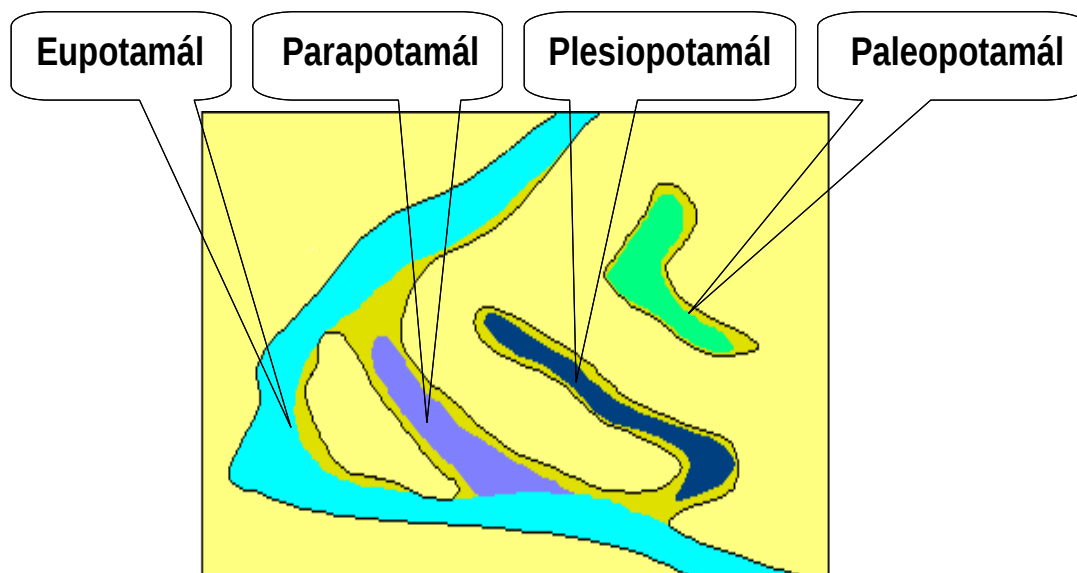
7.3.1. Vodné biotopy

Vodné biotopy riečneho ekosystému sú určované škálou hydraulických a morfológických premenných. Podľa morfológie charakterizujú aluviálny riečny ekosystém Szigetköz dva rozdielne typy „sektorov biotopu“: 1) poprepletaný sektor (pozdĺž hrebeňa aluviálneho kužeľa), 2) meandrujúci sektor (na okrajoch a na konci aluviálneho kužeľa). Poprepletaný sektor je väčšinou nestabilný, čo neumožňuje úplný vývoj ekologickej sukcesie. Inundačný systém rieky zahŕňa vodné, semi-akvatické a terestrické biotopy v rámci aluviálnej roviny, ktoré sú prepojené s riekou. Sezónny charakter hydrologického režimu je sprevádzaný sezónnym cyklom vysokých a nízkych vodných hladín na veľkých častiach záplavovej oblasti, čo zapríčiňuje charakteristické vlastnosti rôznych biotopov inundácie. Proces omladzovania je podmienkou pre zachovanie prvkov biotopu a ich dynamiky a sukcesných štádií.

V meandrujúcom sektore korytá po prúde migrujú a slučky meandrov sa môžu oddeliť. Opustené meandrové jazerá (oddelená slučka meandra) postupne strácajú svoje spojenie s riekou a počas niekoľkých storočí sa zaplňajú. Relatívna stabilita meandrujúceho úseku rieky umožňuje úplný vývoj ekologickej sukcesie.

Rozlíšenie vodných útvarov inundácie je založené na hydrologickom režime kombinovanom s hydromorfológickými a ekologickými charakteristikami (Roux et al., 1982; Amoros et al., 1987; pozri Kapitulu 1.2.2 a **Obr. 7-1**). Prevezali sme

definície vodných typov biotopu od Amorosa & Rouxa vo verzii, ktorá bola použitá Hohensinnerom et al. (2005) pre rakúsky Dunaj.



Obr. 7-1 Schematické znázornenie hlavných typov funkčných skupín v rámci vodného systému potamálu (rieky – pozn. prekl.) podľa Amorosa et al. (1987)

Ekologický systém porovnávacích hodnôt rôznorodého riečneho systému Szigetköz je mimo metód hodnotenia RSV (pozri Prílohu 1) a zahŕňa koncepciu „funkčného celku“ Amorosa a Rouxa. Porovnávanie hodnôt (benchmarking) je zostavené s použitím historických biotopov a biologických údajov. Hlavné prvky porovnávacieho systému sú založené na kvalitatívnom hodnotení plošného rozsahu a podielov vodných biotopov s odvolaním sa na historické rozdelenie biotopov. Opiera sa o úvahy o kvalite biotopu založené na ekologických požiadavkách charakteristickej bioty s poukázaním na biotické údaje pred reguláciou (19. storočie).

Typy biotopov boli stanovené podľa rôznych modelovaných režimov prúdenia v sústave bočných ramien:

- Prepojenie eupotamálu-B na hornom konci a pretekanie pri $40\text{m}^3/\text{s}$;
- Parapotamál-A : pretekanie pri $80\text{m}^3/\text{s}$;
- Parapotamál-B : pretekanie pri $120\text{m}^3/\text{s}$;
- Prepojenie plesiopotamálu na hornom konci pri prietokovom režime v sústave bočných ramien nad $180\text{m}^3/\text{s}$.

Kvalitatívne porovnávanie hodnôt je uplatňované pomocou porovnávania rysov biotopu s ekologickými požiadavkami rôznych spoločenstiev rýb (Schiemer & Waidbacher, 1992).

7.3.2. *Prechodná zóna*

V celom riečnom hydrosystéme sa cez hranicu zem - voda dejú dôležité vzájomné interakcie. Tieto akvaticko - terestrické prechodné zóny (ATPZ) a ich dynamická zmena s kolísaním hladiny vody sú hlavnými ekologickými prínosmi inundácií a sú významné s ohľadom na funkčné procesy, t.j. procesy produkcie a rozkladu, akumulácie a uvoľňovania živín. Tieto sú významné pre výmenné procesy so zvodnencom podzemnej vody a dôležitými mikrobiotopmi pre typickú biotu inundácie.

Ekologická integrita szigetközského úseku Dunaja je závislá na sile prepojenosti medzi riekou a inundáciou. Charakter povodňových vln je kľúčovým prvkom pre zachovanie diverzity (rozmanitosti, rôznorodosti – pozn. prekl.) mnohých taxonomických skupín v systéme riečnej inundácie, majúci za následok gradient rastlinných spoločenstiev prispôbených sezónnym záplavám a prísun živín pozdĺž ATPZ. Zvýšená primárna produkcia počas prvých štádií zaplavenia poskytuje nevyhnutné podmienky pre rozmnožovanie a kŕmenie rýb a iných živočíchov, ktoré so stúpajúcou vodou migrujú z rieky do inundácie. Zaplavenie umožňuje vodným živočíchom prístup k alochtónnym (majúcimi pôvod inde – pozn. prekl.) potravinovým zdrojom. Počas zaplavenia litorálu ATPZ (pobrežná oblasť medzi najvyšším a najnižším stavom hladiny – pozn. prekl.) poskytuje miesta na odchov rýb a priaznivý biotop pre vodné bezstavovce a dospelé ryby. Počas suchých období znovu rastú terestrické trávky a kry, terestrické živočíchy rekolonizujú (opätovne osídľujú; opravené, pôvodný výraz dekolonizujú – pozn. prekl.) inundáciu a zostávajúca vodná vegetácia sa rozkladá.

Určité biotopy inundácie sa vyvíjajú na plochách neustále budovaných a odplavovaných riekou. Kríky vŕby purpurovej (asociácia vŕby purpurovej so štiavcom kučeravým (*Rumici crispi* - *Salicetum purpureae*)) zakoreňujú na štrkovej plytčine, zatiaľ čo v pomalšie tečúcich úsekoch, kde sú ostrovy tvorené jemným pieskom a siltom sa objavujú kroviny vŕby trojtyčinkovej (asociácia vŕby trojtyčinkovej so stavikrvom pieporným (*Polygono hydropiperi* - *Salicetum triandrae*)). Pri nedostatku tvorby nových ostrovov sa vegetácia mení prostredníctvom procesu prirodzenej sukcesie a nakoniec býva nahradená vŕbovými a topoľovými galériovými lesmi alebo topoľovými kultúrami. Vývoj vegetácie v prechodných zónach v závislosti od typu sedimentu a rozsahu a časovej schémy záplav – v závislosti od topografie kanálov je diskutovaný v súvislosti s vegetačným modelom.

Veľký plošný rozsah prechodných zón a dynamické reštartovanie vegetačných sukcesí bolo charakteristickým rysom prirodzených situácií. Preto by rozvoj prechodných zón mal byť vysoko postaveným hodnotiacim kritériom jednotlivých variantov.

7.3.3. *Terestrické biotopy*

V terestrickom území inundácie s vysokou frekvenciou záplav vegetácia predstavuje štádiá alochtónnej sukcesie. Pozdĺž štrkových lavíc a brehov ramien sa zvyčajne formuje nízke vŕbové krovie s druhovou skladbou závisiacou od kvality pôdy. Na

štrkových plytčinách sa usadzujú krovinné porasty vrby purpurovej (asociácia vrby purpurovej so štiavcom kučeravým (*Rumici crispi* - *Salicetum purpureae*)). V piesčitých úsekoch sa vyvíjajú kroviny vrby trojtyčinkovej (asociácia vrby trojtyčinkovej so stavikrvom pieporným (*Polygono hydropiperi* - *Salicetum triandrae*)).

Nízka inundácia je ovplyvňovaná bežnými povodňami a jej priemerné ročné zaplavenie trvá 1 až 2 mesiace alebo dlhšie. Jej vegetáciu charakterizujú vrbové a topoľové lesy. Biotopy zaplavené menšími povodňami sú zvyčajne zalesnené vrbovými hájmi (asociácia vrby bielej s bleduľou letnou (*Leucojo aestivi* - *Salicetum albae*)). Kde sa na piesčito-štrkovom podklade vytvorila pôda, vyvinuli sa háje topoľa čierneho (asociácia topoľa čierneho s bodliakom kučeravým (*Carduo crispi* - *Populetum nigrae*)). Na vyššom teréne nízkej inundácie, ktorý je zaplavovaný len kratšie obdobie sa tvoria háje topoľa bieleho (asociácia topoľa bieleho so starčekom poriečnym (*Senecioni sarracenici* - *Populetum albae*)). V uzavretých odtokových územiach s dobrým zásobovaním vodou sa nachádzajú vrbové a jelšové lesy (asociácia vrby popolavej so smlzom (*Calamagrostio* - *Salicetum cinereae*), asociácia slatinnej jelšiny s ostricou predĺženou (*Carici elongatae* - *Alnetum*)).

Vysoká inundácia je menej vystavená povodňami a jej ročného zaplavenia je menej než jeden mesiac. Jej vegetácia sa vyznačuje rôznymi spoločenstvami tvrdých lužných lesov: jelšové háje (asociácia jelšiny s vranovcom štvorlistým (*Paridi quadrifoliae* - *Alnetum*)), dubovo-jaseňovo-brestové háje (asociácia brestového porastu s bedrovníkom väčším (*Pimpinello majoris* - *Ulmetum*)), hrabovo-dubové lesy (asociácia hrabového porastu s tŕňovkou (*Majanthemo* - *Carpinetum*)), uzavreté a otvorené suché dubové lesy (asociácia duba letného s ryžovkou zelenkastou (*Piptathero virescentis* - *Quercetum roboris*)), asociácia duba letného so smlníkom alsaským (*Peucedano alsatico* - *Quercetum roboris*)), atď.

V inundácii sú tiež spoločenstvá močaristých a bažinných lúk, ako bažiny na vápenatom podklade (asociácia bezkolenca maďarského s čertkusom (*Succiso* - *Molinietum hungaricae*)) a horské močaristé lúky (asociácia páperníka s ostricou žltou (*Carici flavae* - *Eriophoretum*)). Prvé uprednostňujú pôdy nasýtené vodou.

Hodnotenie variantov je založené na trendoch dlhodobého vývoja rôznych typov terestrickej vegetácie. Toto je podrobne popísané v Prílohe 2.

7.4. Biota a biodiverzita

Morfodynamické procesy vnútri záplavových oblastí vedú k typickému zloženiu a prepojenosti prvkov habitatu, ktoré sú nakoniec javiskom, na ktorom sú ekologické procesy a charakteristická biotická rôznorodosť závislé. S ohľadom na naše dnešné chápanie ekológie riečnej inundácie a požiadaviek stanovené právnymi rámcami, obzvlášť RSV, musíme sa usilovať o dobrý ekologický stav alebo potenciál so zreteľom na trofické podmienky vodných útvarov, funkčné limnologické procesy a charakteristickú biotu. Konkrétne prvky kvality sú uvedené a definované v Smernici FFB (Flóra-Fauna-Biotopy, Smernica 92/43/EEC o ochrane prirodzených biotopov a o divo žijúcej faune a divo rastúcej flóre, „Smernica o biotopoch“ – pozn. prekl.) a iných smerniciach. RSV konkrétne odporúča zvažovanie fytoplanktónu,

akvatických a semiakvatických makrofýt (vrátane machorastov (*Bryophyta*)), makrobentosu a rýb ako významných skupín pre hodnotenie a porovnávanie hodnôt (benchmarking) ekologickej kvality. Environmentálne ciele si kladú za cieľ významné zlepšenie rozlohy a kvality biotopu pre charakteristické spoločenstvá inundácie obzvlášť tie ktoré boli vážne ohrozené trendmi vo vývoji krajiny, ktoré nasledovali po regulácii a prehradení územia. Ohrozená biota je dôležitým indikátorom ako pre stav ochrany, tak aj porovnávanie hodnôt (benchmarking) vzhľadom na rozsah a kvalitu prvkov biotopu.

Prirodzená flóra a fauna a biodiverzita szigetközskej krajiny sú považované za významnú hodnotu pre ochranu prírody. Z hľadiska biogeografie patrí Szigetköz k floristickým a faunistickým oblastiam regiónu pod Devínskou bránou (*Arrabonicum*), do provincie florálnej nížiny (*Eupannonicum*), do maďarského florálneho územia a do provincie rovinnej fauny (*Pannonicum*).

Hodnotenie druhovej bohatosti samo o sebe nestačí. Je dôležité hodnotiť rozmanitosť druhov silne prepojených s biotopmi pririečnej inundácie a závislých od špecifických ekologických podmienok. Ak sa druhy takýchto biotopov stanú zriedkavé alebo vymiznú, je to nesporne nepriaznivá zmena. Okrem toho objavenie sa alebo dominancia druhov znášajúcich sucho, dokonca aj chránených, je nepriaznivé, pretože to ohrozuje záplavový charakter krajiny.

V oblasti Szigetközu bolo zaznamenaných 65 chránených druhov vyšších rastlín. Dva z nich (ponikleč lúčny čiernastý (*Pulsatilla pratensis* ssp. *Nigricans*), myrikovka nemecká (*Myricaria germanica*)) boli zaznamenané pred viac ako 50-timi rokmi. Štyri z nich sú prísne chránené. Väčšina chránených druhov vyšších rastlín (60 druhov) sú terestrické. V ramennej sústave bol nájdený jeden chránený druh machorastu, ktorý je na európskom Červenom zozname. 3 saxikolné (žijúce na skalách – pozn. prekl.) druhy typické pre flóru machorastov Dunaja sú v Maďarsku vzácne a budú zaradené do národného Červeného zoznamu.

Rozmanitosť fauny motýľov (*Macroheterocera*) vnútorných oblastí Karpatskej kotliny predstavuje asi 1300 druhov, z ktorých o niečo viac ako 550 druhov bolo zaznamenaných v záplavovom území Szigetközu. Väčšina druhov je spojená s lesnými biotopmi, ale podiel arundifilných druhov (druhy viazané na trstinové porasty – pozn. prekl.) a druhov uprednostňujúcich vlhké lúky je tiež značný. Počet chránených druhov v Maďarsku doteraz zaznamenaných v celej oblasti Szigetközu je spolu 37, 26 z tohto fondu je známych zo záplavového územia. Stojí za to spomenúť, že asi 50 % z nich obýva antropogénne viac ovplyvnené alebo degradované biotopy.

V szigetközskom úseku Dunaja boli pozorované výskyty 76-tich druhov rýb, dva z nich (vyza veľká (*Huso huso*), jeseter hviezdnatý (*Acipenser stellatus*)) v oblasti vyhynuli a 18 z nich je chránených podľa maďarského práva. 11 druhov obojživelníkov a 5 druhov plazov je tiež chránených. V oblasti existuje okolo 200-220 druhov vtákov a 40 druhov cicavcov, väčšina z nich je chránená. Vysoký počet vtáčích druhov je udržiavaný mozaikovitosťou a rôznorodosťou biotopov územia, pričom sa hustota druhov v hustej krovine vrstve a okrajovým efektom zvyšuje. Druhové zloženie v Szigetköze je podobné zloženiu v lesoch nižších hôr, ale hustota je vyššia (150-200 %). Prítomnosť a spoločný výskyt rôznorodých typov biotopov

umožňuje rozmnožovanie niekoľkých prísne chránených druhov (bocian biely (*Ciconia ciconia*), orliak morský (*Haliaeetus albicila*).

Hydrologické a geomorfologické zmeny viedli k niekoľkým ekologickým reakciám. Ekologické hodnotenie Szigetközu musí byť založené na identifikácii a kvantifikácii týchto ekologických reakcií a hodnotení odchýlok od nenarušených referenčných podmienok. Systém porovnávacích hodnôt (benchmark) je rozhodujúci pre hodnotenie odchýlok, predpovedanie budúcich zmien a hodnotenie rehabilitačných opatrení. Porovnávacia hodnota (benchmark) je referenčný bod, ktorý je pri hodnotení kvality porovnávaný s meraniami.

Tab. 7-3 Ciele obnovy: biotické indikátory so zreteľom na kvalitu biotopu

Prvok krajiny	Ciele obnovy	Benchmarking
Vodné biotopy		
Eupotamál	Dynamika prúdenia blízka prirodzenej, zväčšený rozsah pobrežných zón a ekotonálnej štruktúry kvôli jej veľkému významu ako najdôležitejšieho biotopu pre reofilné druhy.	Dostatok charakteristických reofilných spoločenstiev makrozoobentosu a rýb (kvalita pre odchov reofilných rýb)
Parapotamál	Zlepšená prepojenosť s riekou dôležitá pre biotu eupotamálu ako úkryt počas povodní, biotop na prezimovanie, miesto neresenia a kŕmenia. Zvýšený územný rozsah tohoto typu kvôli jeho veľkému významu ako najdôležitejšieho habitatu pre typické spoločenstvá druhov.	Primeraná prepojenosť pre špecializované reofilné ryby, charakteristické spoločenstvá makrozoobentosu.
Plesiopotamál	Dlhodobé udržiavanie a podporovanie trvalých alebo dočasných stojatých vôd, významné biotopy pre spoločenstvá makrofytov, makrozoobentosu a rýb. Hlavná zóna rozmnožovania pre obojživelníky.	Dostatok charakteristických spoločenstiev makrofýt, rýb a obojživelníkov.
Paleopotamál	Dlhodobé udržiavanie a podporovanie oddelených vodných útvarov ako konečného vodného sukcesného štádia v aktívnych záplavových územiach. Nenahraditeľný biotop pre limnofilné druhy rýb. Významný biotop pre obojživelníky.	Dostatok charakteristických spoločenstiev makrofýt, rýb a obojživelníkov.

Prvok krajiny	Ciele obnovy	Benchmarking
Prechodná zóna		
	Akvaticko - terestrické prechodné zóny sú špecifickými biotopmi záplavového územia s charakteristickou flórou a faunou. Významnými zónami odchovu pre mladé ryby.	Rozsah prechodných zón napojených na rôzne typy vodných biotopov. Dostatok charakteristických spoločenstiev pionierskych rastlín a machorastov.
Terestrické biotopy		
Nízka inundácia	Zlepšené rastové podmienky pre charakteristickú vegetáciu pomocou väčších povodňových vln a vyššími kolísaniami podzemnej vody.	Rozsah autochtónneho mäkkého lužného lesa: pobrežné vrbové kroviny, vrbové a topoľové lesy, trstinové spoločenstvá a spoločenstvá ostrice.
Vysoká inundácia	Zlepšené rastové podmienky pre charakteristickú vegetáciu vyššími kolísaniami podzemnej vody.	Rozsah autochtónneho tvrdého lužného lesa. Vysoká rôznorodosť hygrofilných motýľov je dobrým indikátorom kvality pre tento typ biotopu.

Boli zohľadnené nasledovné biotické ukazovatele a hodnotenie bolo zamerané na vlastnosti variantov s ohľadom na

- podmienky pre reofilné spoločenstvá rýb (reofilné A&B, Schiemer a Waidbacher, 1992), zachovanie stagnofilných spoločenstiev;
- podmienky pre reofilné spoločenstvá v rámci makrozoobentosu (podenky (*Ephemeroptera*), vážky (*Odonata*));
- podmienky pre obojživelníky ako biotické indikátory pre parapotamálne a paleopotamálne vodné útvary;
- potenciál pre rozvoj pionierskej vegetácie na štrku, piesku a silte (prechodné zóny podľa typov biotopov Amorosa - Rouxa);
- kvalita biotopu vegetácie machorastov ako indikátora akvaticko - terestrických ekotónov;
- dlhodobý vývoj terestrickej vegetácie na základe predpovedného modelovania biotopu, udržiavanie pionierskych spoločenstiev, mäkké lužné lesy a tvrdé lužné lesy v pomeroch porovnateľných s referenčnými štandardmi;
- udržiavanie dobrých podmienok biotopu pre motýle ako kvalitatívneho indikátora terestrických biotopov.

Detaily metodiky porovnávacích hodnôt (benchmarking) pre ryby, makrozoobentos, motýle a obojživelníky sú uvedené v Prílohe 3, 4, 5 a 6.

8. Skúmanie rehabilitačných opatrení

V priebehu ostatných 15-tich rokov bolo dotknutými subjektami urobených niekoľko návrhov na obnovu biotopov inundácie Dunaja v Szigetköze. Niektoré z nich boli študované a plánované do väčšieho detailu než iné, ktoré existovali len ako všeobecné koncepcie. V tejto štúdii nebolo možné vypracovať projekty na rovnakej úrovni pre všetky vybrané varianty. Bolo však vynaložené úsilie preskúmať základné prevedenie všetkých variantov s ohľadom na kľúčové ukazovatele a procesy, ako sú definované v Kapitole 7.

8.1. Technický popis rehabilitačných opatrení („varianty“)

Na začiatku štúdie [pozri predbežnú verziu tejto štúdie: VITUKI (2009)] bola pre testovanie uvažovaná široká škála opatrení, napr. s rôznym počtom prehrádzok v hlavnom koryte. S rastúcou znalosťou modelových výsledkov však bolo pre záverečné spustenie vybraných niekoľko základných variantov.

Tab. 8-1 Základné varianty pre modelové testy

Variant	Popis opatrení
Súčasná sieť ramien Zvýšenie prietoku / Kolísanie prietokového režimu	- Žiadne ďalšie opatrenia, súčasná sieť - V modelových testoch bola spustená séria zvýšených prietokov v hlavnom koryte a v bočných ramenách. Prepúšťanie zvýšených povodňových prietokov blízkyh prirodzeným podmienkam bolo skúmané kvôli morfodynamickým procesom a pre ekonomické (výroba energie) dôsledky.
SZITE	Opatrenia: 3 prehrádzky v hlavnom koryte, bagrovanie lavíc, holorub vymedzených plôh inundácie, dodatočné zadržiavacie hate v bočných ramenách, odstránenie niektorých uzáverov bočných ramien.
Zúženie	Opatrenia: Zvýšenie úrovne existujúcich lavíc tvoriacich 1/3 plochy koryta o 2 m, uzávery bočných ramien ponechané (ďalšia verzia zahrnuje odstránenie uzáverov bočných ramien).
Optimálne vyplnenie	Opatrenia: Zvýšenie úrovne koryta o 3-4 m za účelom dosiahnutia priemerných vodných hladín z 1950-tych rokov pri prietoku 350 m ³ /s v hlavnom koryte + 80 m ³ /s v bočných ramenách.
Rozšírenie ²⁴	Opatrenia: Rozšírenie koryta o 100 m + zvýšenie úrovni koryta postupným rozširovaním + vyplňanie (samovoľné prispôsobenie sa).
Meandrovanie (INTERREG)	Opatrenia: Vybudovanie 7 alebo viac dnových prahov v hlavnom koryte a prepojenie vybraných bočných ramien na oboch stranách Dunaja za účelom vytvorenia jedného meandrujúceho koryta (pri simulácii bola prijatá verzia bez prehrádzok v meandrujúcom ramene).
Meandrovanie (400)	Opatrenia: Vytvorenie nového meandrujúceho koryta s kapacitou >400 m ³ /s spojené s 8 prahmi v hlavnom koryte (vrátane toho existujúceho pri Dunakiliti).

²⁴ Na rozšírenie (a zdvihnutie) hlavného koryta bolo urobených niekoľko návrhov: Martin Jaeggi (1994), Péter Molnár (2004), VITUKI (2005); po prvých skúmaniach bol ako koncepcia zachovaný len variant rozšírenia navrhnutého Jaeggim.

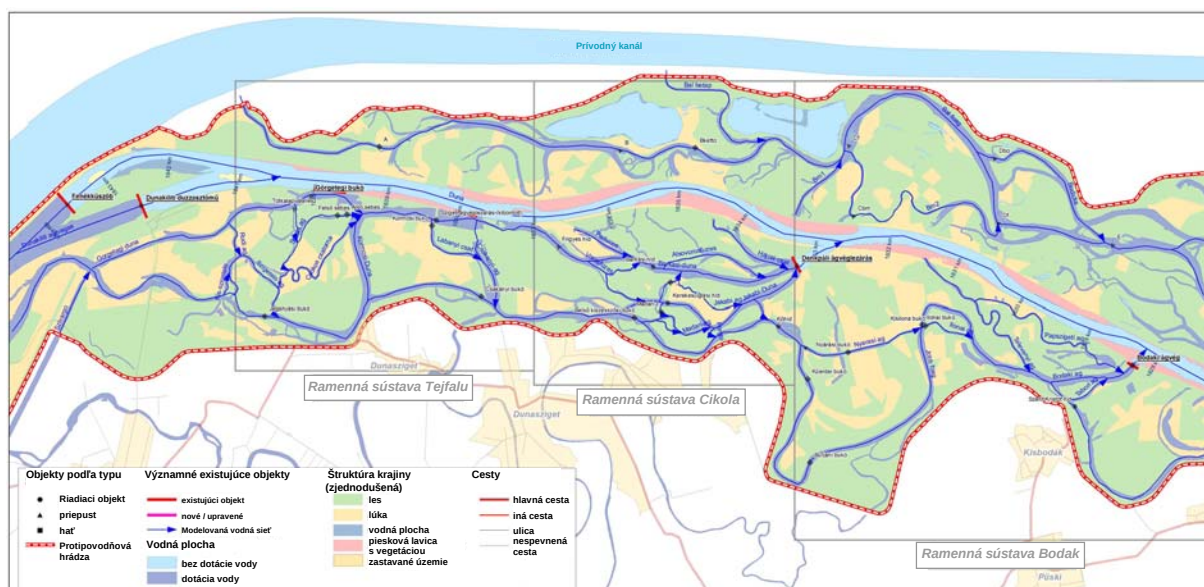
Súčasná sieť korýt / Zvýšenie prietoku / Kolísanie prietokového režimu

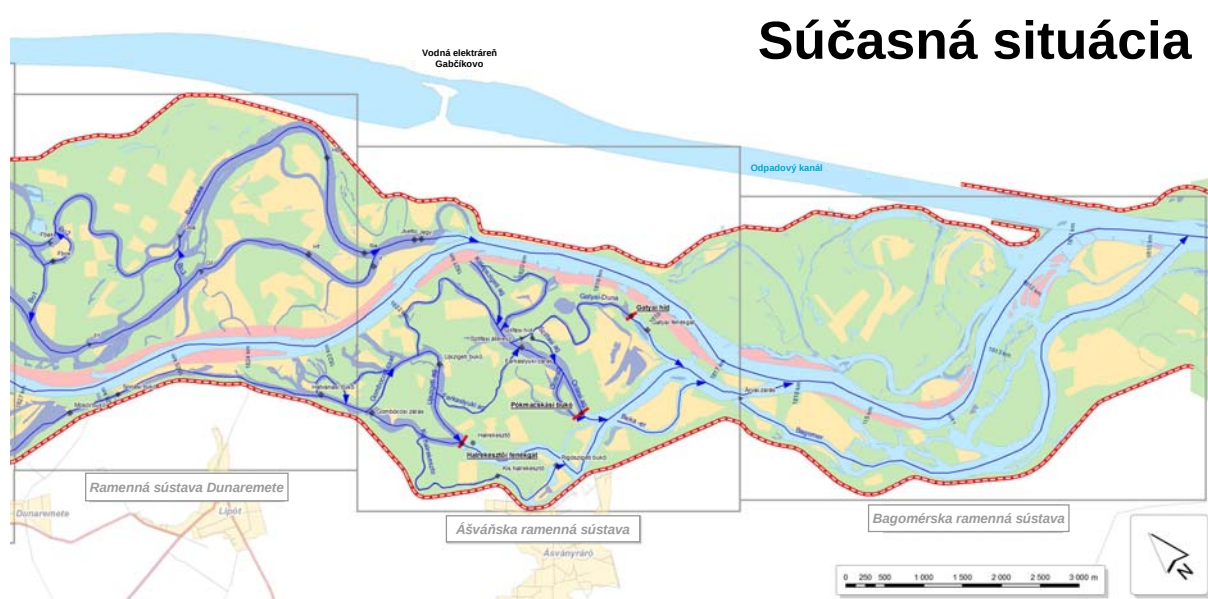
Súčasná situácia koryta Dunaja a inundácie je najdôležitejším základom všetkých ostatných variantov. Sieť korýt, topografia inundácie a technické objekty sú definované v tomto „nulovom stave“.

Pre maďarskú stranu je sieť korýt implementovaná v predošlom modeli MIKE 11, ktorý obsahuje geometrické údaje z obdobia rokov 1950-2000. Priečne profily sú aktualizované. Najvýznamnejšie ovplyvnené sú priečne profily koryta Dunaja, kde boli použité výsledky geodetického prieskumu z roku 2004. V maďarskej ramennej sústave boli uvažované len tie prepojené riečne korytá, ktoré mali reálne geometrické údaje. Z modelu však boli vynechané len korytá, ktoré neprispievajú k prevádzaniu prietoku, hlavne korytá majúce stojatú vodu. Do modelu boli zavedené aj objekty v bočných ramenách (zadržiavacie hate, uzávery, priepusty, atď.).

Na slovenskej strane bol k dispozícii Atlas Dunaja, ktorý má svoje priečne profily z 1970-tych rokov. Technické parametre objektov v ramenách boli vzaté z prevádzkových poriadkov vodného diela. Kde boli dostupné, boli použité aktualizované údaje priečných profilov z roku 2004.

Súčasná sieť a všetky ostatné varianty boli skúmané 1D- a 2D- hydrodynamickými modelmi so sériou prietokov (Kapitola 8.2.5).





Obr. 8-1 Súčasná sieť korýt

V záujme skúmania vplyvu prietokového režimu bez stavebných rehabilitačných opatrení (pre detaily modelu pozri Kapitolu 8.2, výsledky sú uvedené v Kapitole 8.3) boli pre projektové územie s existujúcou sieťou korýt použité 1D- a 2D- modely povrchovej vody, model podzemnej vody a ekologické modely. V niektorých modelových výskumoch boli namiesto analýzy ustáleného prietoku použité časové rady prietokov.

Od októbra 1992 bol prietokový režim len zriedkakedy schopný zaistiť efektívne povodňové prietoky pre transport sedimentov. Morfodynamické procesy sú však pre ekológiu veľkých riek kľúčovým prvkom. Preto bola vykonaná zvláštna štúdia, v ktorej bolo nad určitým prahom povodňových prietokov rozdelenie prietokov medzi Dunajom a prírodným kanálom obrátené.

Variant SZITE (vybudovanie 3 prehrádzok v hlavnom koryte)

Takzvaný Variant SZITE, presadzovaný Szigetközsským združením pre ochranu prírodného prostredia Szigetközu (Szigetköz Természettudelmi Egyesület – SZITE), miestnou maďarskou mimovládnu organizáciou (NGO), bol Regionálnym vodohospodárskym útvarom (ÉDUKÖVIZIG – Severozadunajské riaditeľstvo pre ochranu životného prostredia a vodné hospodárstvo – pozn. prekl.) vytvorený už ako návrh projektu.

Preto má tento variant najdetailnejšie navrhnuté zásahy a objekty. Hlavnou myšlienkou projektu je vybudovanie 3 zložených prehrádzok v Dunaji na zdvihnutie vodnej hladiny za účelom opätovného prepojenia s bočnými ramenami, ktoré boli zatarasené uzávermi (Obr. 8-2).

Toto riešenie stanovuje opatrenia pre režim malej vody ako aj pre prevedenie projektovanej povodne; ako sú bagrovanie bočných ramien, otvorenie uzáverov (hatí),

vytvorenie koridorov pre prevedenie ľadu/povodne a odstránenie nánosov sedimentov v hlavnom riečnom koryte. Detailne:

- ~ 175 ha prevádzacích koridorov v oboch inundáciách (definované umiestnenia) – trasami pre povodeň (prevádzacie koridory) sú zalesnené plochy v inundácii, ktoré budú vyčistené od drevitej vegetácie, aby poskytl vyhovujúcu prevádzaciu kapacitu na prevedenie objemu projektovanej povodne a ľadu.
- ~ 140 ha bagrovania v hlavnom riečnom koryte Dunaja (definovaná úroveň)
- ~ 380 ha odstraňovania vegetácie na plytčinách pozdĺž hlavného koryta Dunaja (definované polohy) - odstraňovanie vegetácie v koryte čiastočne predstavuje tie isté plochy ako bagrovanie zarastených plytkých jazierok v hlavnom koryte, a na druhej strane malých ostrovov v bočných ramenách, ktoré sa objavili v dôsledku poklesu vodných hladín.
- Dunaj rkm 1835,000 otvorenie uzáveru bočného ramena (119,00 m n. m. Bpv., šírka 24 m)
- Dunaj rkm 1834,150 zložená hať: pevná koruna + plavebná komora + rybovod (výška koruny 119,10-119,50 m n. m. Bpv. 260 m, 3x24 +10 m otvorenie 116,40 m n. m. Bpv., koryto 118,10 m n. m. Bpv. šírka 20 m)
- Dunaj rkm 1827,700 otvorenie uzáverov bočných ramien na oboch stranách (117,40 m n. m. Bpv., 24m)
- Dunaj rkm 1826,200 zložená hať: pevná koruna + plavebná komora + rybovod (výška koruny 119,10-119,50 m n. m. Bpv. 183 m, 3x24 +10 m otvorenie 114,40 m n. m. Bpv., koryto 116,10 m n. m. Bpv. šírka 20 m)
- ~ 50 ha bagrovania v bočných ramenách na slovenskej strane, 8,6 km rozšírených korýt, úrovne 111,00-110,50-110,00 m n. m. Bpv. + malé hate na udržiavanie určitej hladiny vody (definované výšky korún a umiestnenia)
- Pripojenie bočného ramena „Morvasziget“ k bočnému ramenu „Halrekesztő“
- Dunaj rkm 1816,500 otvorenie uzáveru „Árva“ („Bagamérske“ bočné rameno) na 111,00 m n. m. Bpv., šírka 11 m
- Dunaj rkm 1814,900 zložená hať: pevná koruna + plavebná komora + rybovod (výška koruny 112,80-113,20 m n. m. Bpv. 104 m, 3x24 +10 m otvorenie 110,10 m n. m. Bpv., koryto 111,80 m n. m. Bpv. šírka 20 m)
- ~ 75 ha bagrovania v bočných ramenách na maďarskej strane, 8,3 km rozšírených korýt, úrovne 110,50-109,50 m n. m. Bpv. + malé hate na udržiavanie určitej hladiny vody (definované výšky korún a umiestnenia)
- Dunaj rkm 1809,700 hať s pevnou korunou a rybovodom na konci „Bagamérskeho“ bočného ramena (112,80 m n. m. Bpv., 15 m rybovod 111,00 m n. m. Bpv.)

V simuláciách boli priepusty na troch stavidlách otvorené nad hranicou 750/180 m³/s (2D-modelovanie).

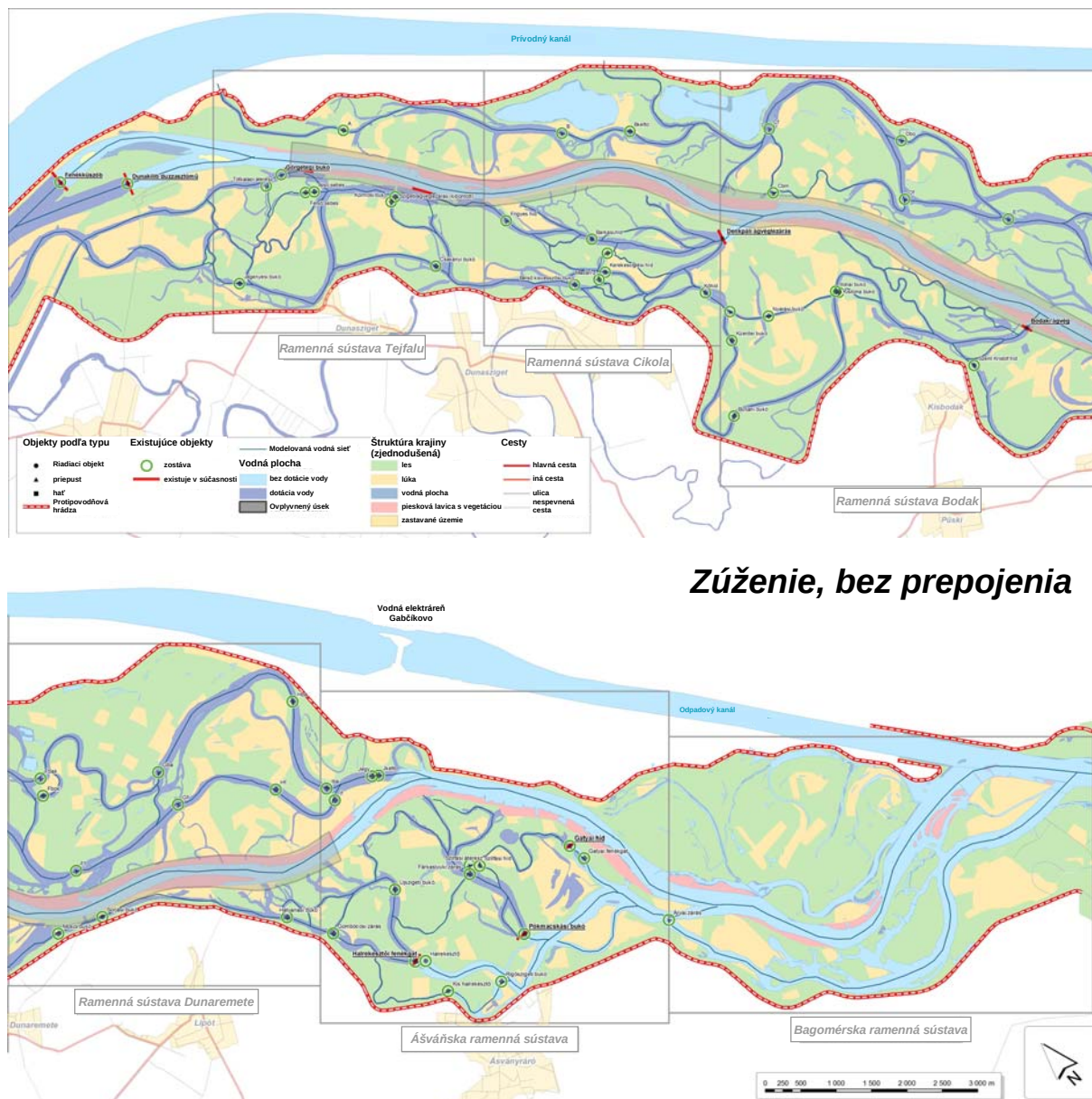


Zúženie hlavného riečneho koryta v záujme zvýšenia vodných hladín bol koncepciou zverejnenou WWF Rakúsko (1994, 1997). Pôvodný koncept predvídal zúženie koryta vytvorením ostrovov a zmenšením šírky rieky. V záujme obnovenia bočnej prepojenosti, bolo navrhnuté zvýšenie prietoku, aby sa dosiahla úroveň vody v odpojených bočných ramenách. Projekt nebol podrobne vypracovaný, ani čo sa týka jeho hydraulického prevedenia, ani pokiaľ ide o vhodný zdroj materiálu.

123

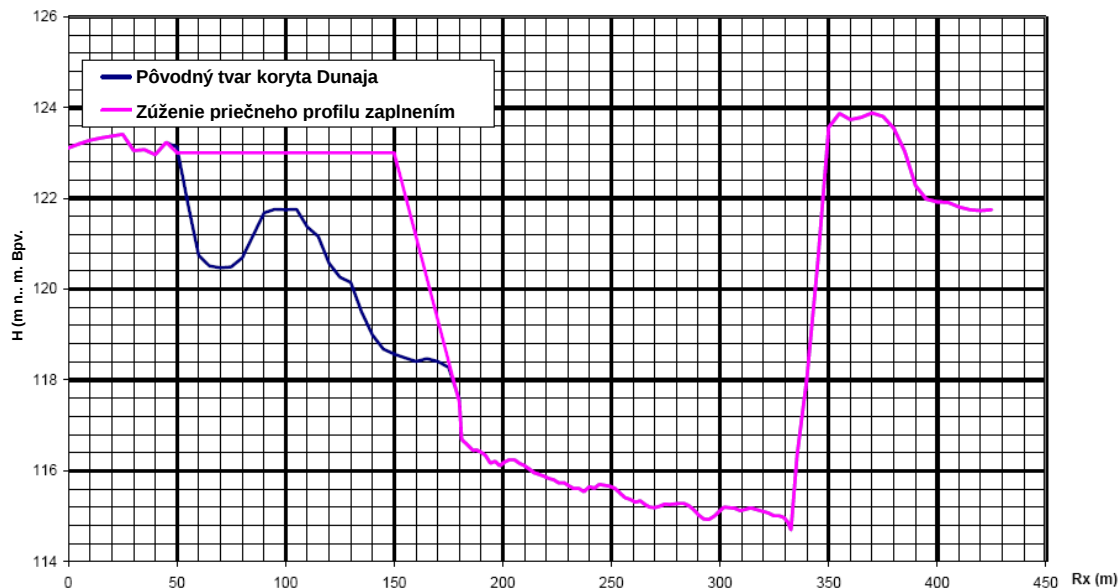
vývojom mäkkého lužného lesa. Zvýšená drsnosť zvýšila akumuláciu piesku a siltu počas povodňových prietokov. Pri spúšťaní modelu sa predpokladalo, že výška lavíc z roku 2004 sa zvýšila o približne 2 m (**Obr. 8-3** a **Obr. 8-4**).

Aby sa predišlo vytečeniu bočných ramien pri nízkych prietokoch, uzávery bočných ramien museli byť v modeli ponechané. Prvé spustenia modelu boli vykonané bez uzáverov bočných ramien.



Obr. 8-3 Projektový náhľad variantu “Zúženie”

V5 Vzorový priečný profil zúženia (rkm 1839,6)

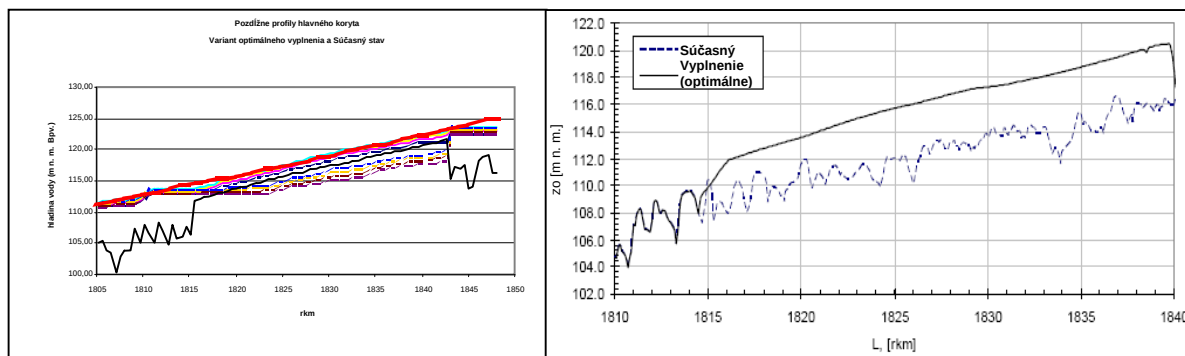


Obr. 8-4 Zúženie koryta zvýšením lavíc, príklad priečných profilov

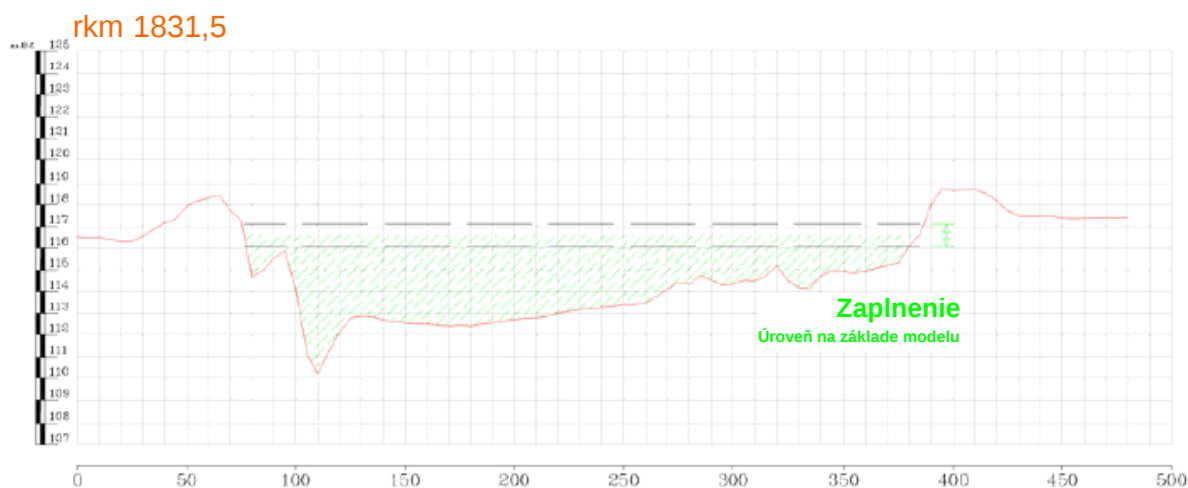
Optimálne vyplnenie

Existovalo niekoľko nápadov ako zvýšiť vodné hladiny v hlavnom koryte. Jednou z možností bolo vyplnenie materiálom z brehov rieky. Neexistoval však detailný projekt, kde by to malo byť presne uskutočnené a ktorý objem materiálu by bol k dispozícii, o vhodnosti sedimentov ani nehovoriac. Nebol uvedený žiadny náznak po akú úroveň by malo byť koryto vyplnené.

Bolo preto rozhodnuté preskúmať základný variant „optimálneho vyplnenia“, ktorý napodobňuje priemernú hladinu vody pred prehradením pri 2000 m³/s z 1950-tych rokov pri prietoku 350 m³/s v hlavnom koryte + 80 m³/s v bočných ramenách. Výsledné vyplnenie koryta sa rovnalo zdvihnutiu hlavného koryta o 3-4 m vyžadujúce 16 mil. m³ materiálu koryta. Zdroj materiálu nebol v tomto prieskume zvažovaný, pretože to je predmetom fázy projektovania. Tento variant zahŕňal odstránenie uzáverov bočných ramien.



Obr. 8-5 Pozdĺžny profil úrovni koryta pre variant „Optimálne vyplnenie“ (porovnané so súčasnou situáciou vodných hladín pre $Q = 200 / 350 / 550$ a $750 \text{ m}^3/\text{s}$)



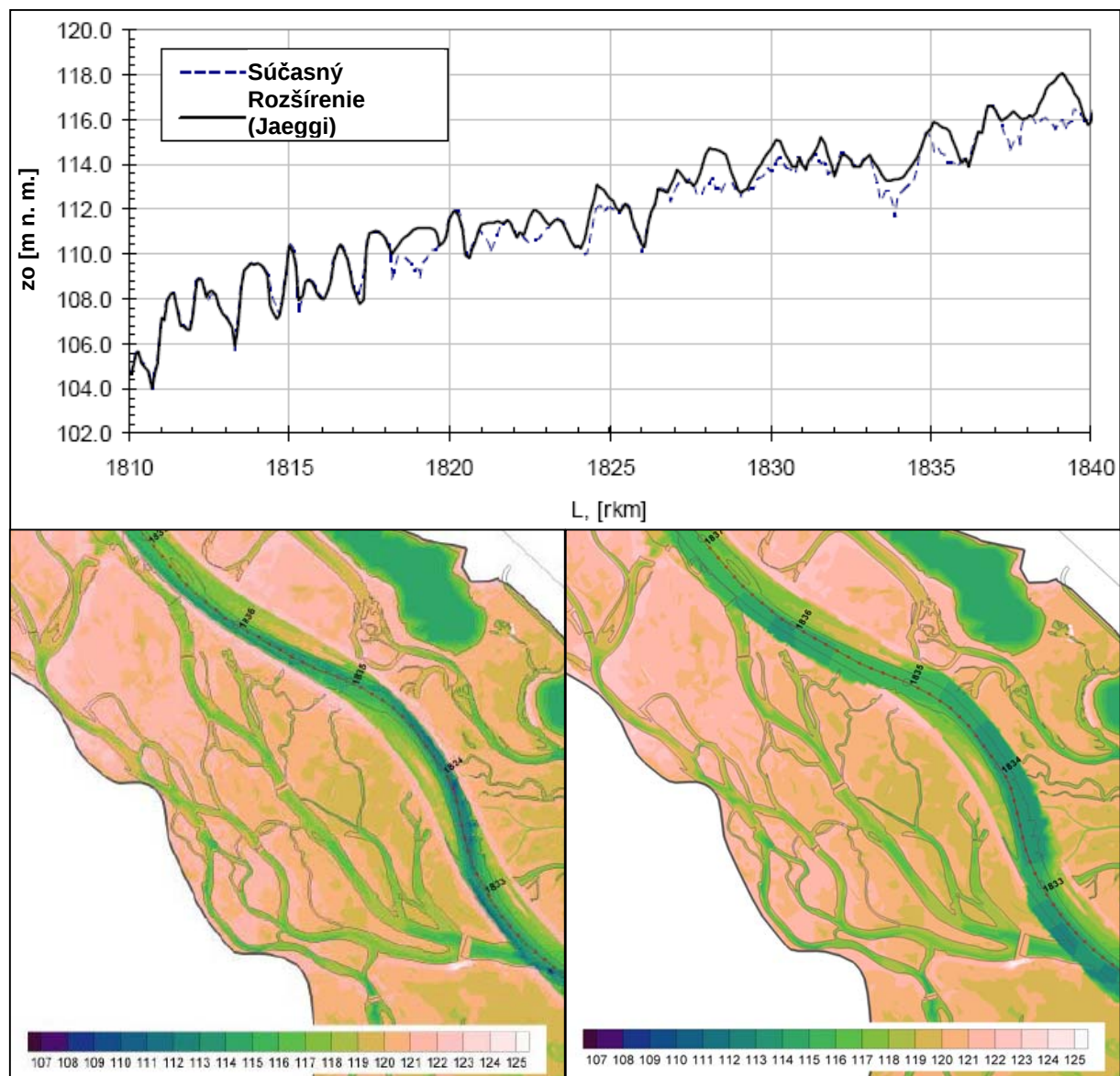
Obr. 8-6 Vzorový priečny profil variantu „Optimálne vyplnenie“

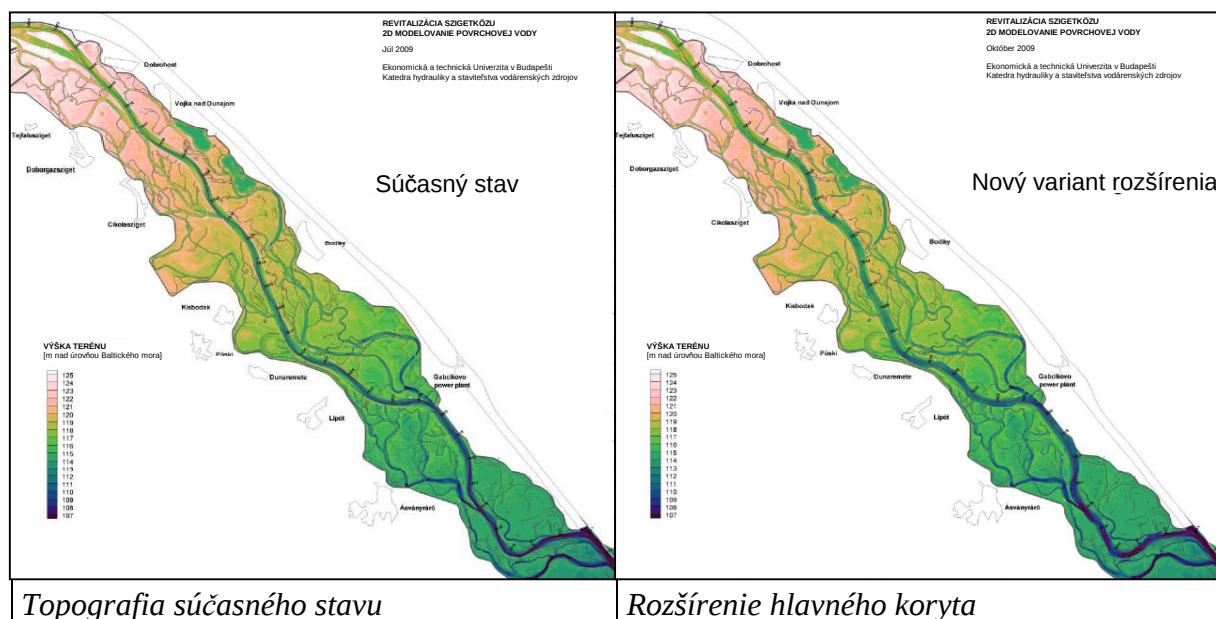
Rozšírenie + samovoľné prispôsobenie sa úrovni koryta (návrh M. Jaeggiho)

Z riečnej geomorfológie je známe, že rozširovanie riečnych koryt bočnou eróziou spôsobuje vyššie úrovne brehov. Tento jav bol využitý ako projektová koncepcia pre variant, ktorý predpokladal rozšírenie riečneho koryta bočnou eróziou po odstránení ochrany brehov v stanovených miestach. Na základe zjednodušených predpokladov o rýchlosti bočnej erózie a veľkosti zŕn brehového materiálu, boli uskutočnené základné spustenia modelu, aby sa preskúmalo očakávané zvýšenie úrovni koryta v čase. Výsledky naznačili, že po niekoľkých desaťročiach by bolo možné očakávať zvýšenie úrovni koryta od 0,9 do 1,8 m, ak sa predpokladá rozšírenie o 100 m. Ďalšie prieskumy budú vyžadovať analýzu brehových materiálov, spresnenie metód modelovania a preskúmanie vhodných opatrení na urýchlenie procesov bočnej erózie na vhodných miestach na oboch stranách rieky.

Variant rozšírenia predpokladal zakončenie modifikácie koryta s rozšírením koryta o 100 m na vonkajších brehoch medzi rkm 1843 a rkm 1811. Bola predpokladaná

úroveň zdvihnutia koryta o 1,8 m. Uzávery bočných ramien museli zostať, aby sa zabránilo vytečeniu ramien.





Obr. 8-7 Topografia rozšíreného hlavného koryta (rozšírenie vonkajších brehov)

Meandrovanie na úrovni inundácie so sekundárnym hlavným korytom

Tento variant navrhuje vybudovanie meandrujúceho koryta na úrovni inundácie križujúceho na niekoľkých miestach regulovaný Dunaj. Na priesečníkoch s Dunajom musia byť vybudované dnové prahy zdvíhajúce hornú vodu na požadovanú výšku križujúceho meandra. Voľne tečúce meandrujúce koryto využíva časť siete bočných ramien (s odstránenými zadržiacimi haťami) a novo vybáňované spojovacie kanály.

Boli modelované dve verzie meandra. Jedna z nich vychádzala z projektovej koncepcie projektu INTERREG IIIA/HUSKUA/05/02/94 (2007), ktorý využil existujúcu sieť bočných ramien a ďalšie spojovacie kanály. Sústava korýt nebola zmenená okrem odstránenia všetkých zadržiacich objektov (čo nebolo v projekte INTERREG plánované).

Verzia Meander (400) využíva rovnakú schému korýt, ale rozšírila hlavné meandrujúce rameno na prevedenie najmenej 400 m³/s pri prietoku plným korytom, čiže nahrádza pôvodné hlavné koryto pre prevládajúce prietoky. Aby sa dal previesť celý prietok okolo 400 m³/s z jednej strany inundácie na druhú, musia byť upravené výšky korún prahov v Dunaji.

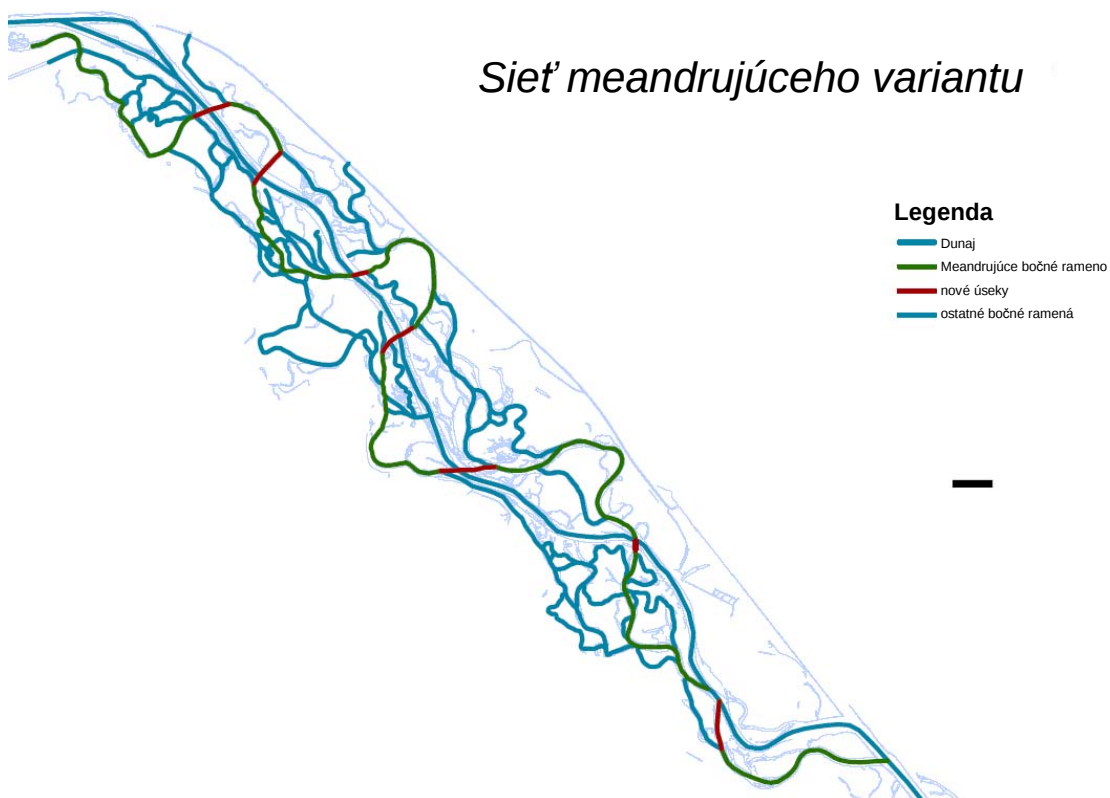
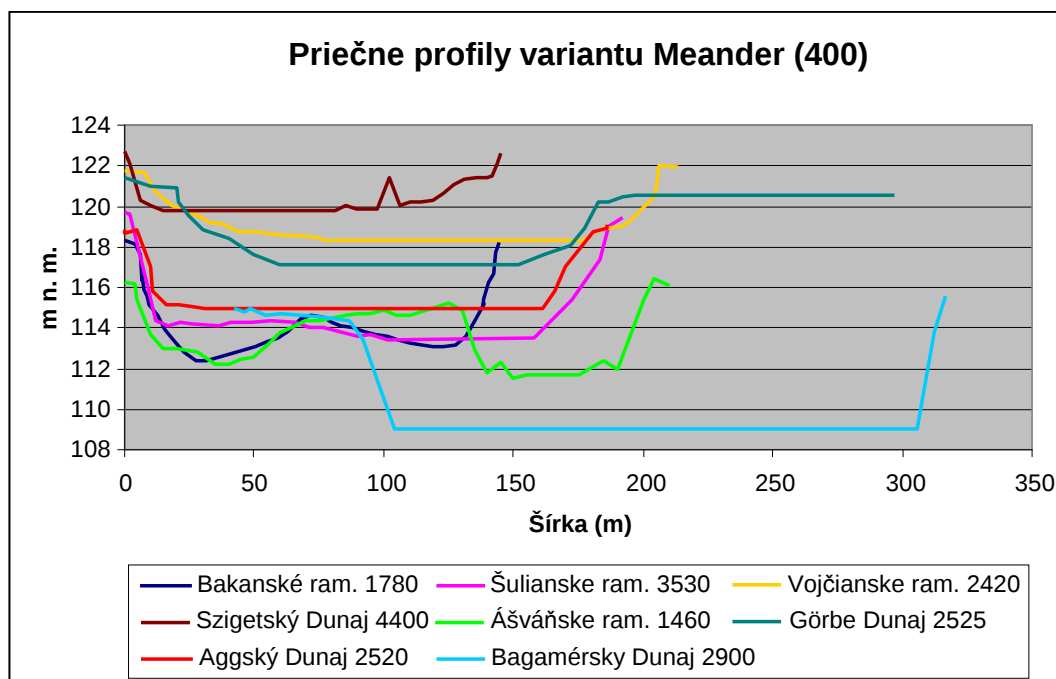
Obe verzie využívali rovnakú sieť korýt s rovnakým počtom a umiestnením prahov. Navyše bude potrebná úprava existujúcej prehrádzky v rkm 1843.

Rozdelenie prietokov. Verzia Meander (INTERREG) bude musieť byť prevádzkovaná s rovnakým rozdelením prietokov medzi hlavné koryto Dunaja a ramennú sústavu ako iné varianty. Verzia Meander (400) však nahrádza hlavné

koryto a vyžaduje dostať hlavný prietok. Na základe priemeru 400 m³/s by do regulovaného Dunaja malo byť nasmerovaných len okolo 50 m³/s zvyškového prietoku. 300-350 m³/s by malo byť odklonených do ramenných sústav nad Dunakiliti, ktoré predstavujú horný koniec nového meandrujúceho riečneho toku.

Tab. 8-2 Umiestnenie dnových prahov v hlavnom koryte a najvyššie výšky korún oboch verzií

Hlavné koryto Dunaja	Verzia Meander (INTERREG)	Verzia Meander (400)
rkm	m n. m Bpv.	m n. m Bpv.
1814,9	113,40	114,00
1820,3	115,45	116,25
1825,1	117,25	118,05
1829,8	118,95	119,05
1831,8	119,85	120,55
1836,3	121,25	123,00
1838,3	122,10	122,80
1843,0	124,50	124,50



Obr. 8-8 Sieť meandrujúceho variantu (obe verzie) a priečné profily variantu Meander (400)

8.2. Metódy hydromorfologického modelovania a priebeh simulácií

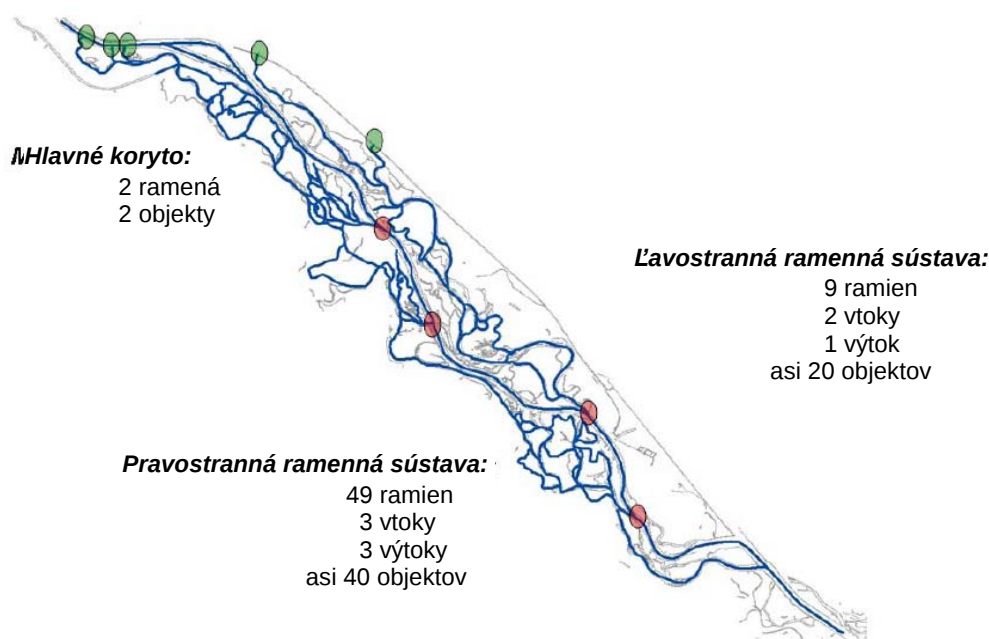
8.2.1. Jednorozmerné modelovanie s MIKE 11²⁵

Pre 1D-modelovanie bol použitý hydrodynamický modul MIKE-11, verzia 4.01, vyvinutý Dánskym hydraulickým inštitútom (DHI). Tento model uvažuje každú stavovú premennú (výšku voľného povrchu, prietok, rýchlosť, koncentrácie, plochu zmáčaného priečného profilu, šírku voľného povrchu) ako integrálnu alebo priemernú veličinu priečného profilu. Numerické riešenie fyzikálne založených parciálnych diferenciálnych rovníc (rovnice Saint Venant, rovnice advektívnej disperzie, atď.) je riešené príslušnou implicitnou metódou konečných rozdielov. Hlavnými riadiacimi parametrami modelu sú koeficient drsnosti Manningovho typu (ktorý môže byť modifikovaný dokonca aj v rámci priečného profilu) ako aj vzorec hladinovej straty rôznych hydraulických stavieb a intenzita infiltrácie zodpovedajúca povrchu koryta.

Dôležitým obmedzením 1D-modelu je spôsob narábania s výpočtovými priečnymi profilmi mimo prietokového režimu plného koryta. V skutočnosti, keď sa definujú diskkrétne body priečného profilu, model na ľavom a pravom okraji predpokladá nepriepustnú zvislú stenu, keďže o topografii priľahlej inundácie, ktorá má byť zaplavená, nie sú poskytované (modelom – pozn. prekl.) žiadne informácie. Výsledky modelu pre prietoky prevyšujúce brehy musia byť v súlade s tým posudzované. Z tohto dôvodu je možné realistické výsledky pre prietoky nad úrovňou plného koryta očakávať len z 2D modelu.

Okrajové podmienky modelu: Plánované zásahy variantov sa rozkladajú na úseku medzi haťou Dunakiliti v rkm 1841 a sútokom s odpadovým kanálom v rkm 1811. Modelované územie zahŕňa otvorenú inundáciu v tomto úseku so všetkými bočnými ramenami medzi maďarskými a slovenskými protipovodňovými hrádzami. Okraje modelu boli proti prúdu a po prúde predĺžené, aby vytvorili pohodlnú implementáciu okrajových podmienok prítoku a odtoku.

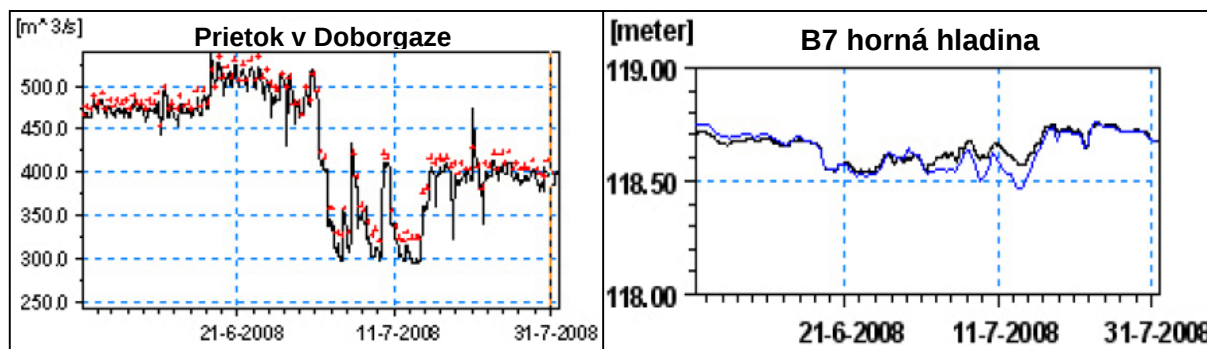
²⁵ Predbežná štúdia obnovy Szigetköz - 1D modelovanie povrchovej a podzemnej vody. Výskumná správa Severo-zadunajského riaditeľstva pre ochranu životného prostredia a vodné hospodárstvo, Emil Janák, Gabriella Mohácsiné Simon, Zoltán Molnár, Johanna Ficsor, 15. dec. 2009.



Obr. 8-9 Sieť korýt pre 1D modelovanie

Kalibrácia: Model bol kalibrovaný pre letné obdobie roka 2008, ktoré pokrývalo najväčší možný rozsah regulovaného prietokového režimu. Obdobie hodnotenia bolo od 1. júna 2008 do 31. júla 2008. V tomto období sa prietok vody Dunaja prepúšťaný pri Čunove pohyboval medzi 400 a 600 m³/s.

V procese kalibrácie boli nastavované parametre modelu ako drsnosť koryta, infiltrácia podzemnej vody a hladinová strata na hydraulických objektoch. V hydraulickej sústave Szigetközu dominuje transmisibilita (prenos vzruchov – pozn. prekl.) a vplyvy vzdutia od hydraulických stavieb. Pre správne vnútorné rozdelenie vody boli k dispozícii výsledky meraní prietoku uskutočnené 17. a 18. júna 2008. Teda kalibrácia systému mohla byť uskutočnená na základe meraných údajov, ktoré boli k dispozícii v 33 priečných profiloch pre prietok a 37 priečných profiloch pre vodnú hladinu. Nasledovné grafy (v ktorých sú modelové výpočty znázornené čiernou, merania ostatnými farbami) znázorňujú niektoré výsledky kalibrácie vo vybraných referenčných priečných profiloch (Obr. 8-10) (opravené, pôvodne bolo Obr. 7.8 – pozn. prekl.).



Obr. 8-10 Merané a vypočítané (čierne) prietoky a vodné hladiny na dvoch lokalitách

8.2.2. Dvojmerné modelovanie s MIKE 21 FM²⁶

Charakteristiky modelu

Použitý model je dvojrozmerná aproximácia (približný odhad – pozn. prekl.) riečneho systému, ktorý môže prejavovať trojrozmerné prietokové charakteristiky, najmä náhlými zmenami smeru prúdenia alebo hĺbky. Ďalej je model určený pre riešenie problému vzdialeného poľa, v ktorom sú vertikálne zrýchlenia zanedbateľné a vektory rýchlosti v ktoromkoľvek časovom okamihu v celej hĺbke vodného stĺpca ukazujú zhruba rovnakým smerom. Hlavným účelom je modelovanie prúdenia ponad brehy (vybrežovanie – pozn. prekl.). Do výpočtov nebola infiltrácia zahrnutá a v tejto etape implementácie modelu boli uvažované iba podmienky ustáleného stavu.

Aplikovaný hydrodynamický model, MIKE 21 FM, je založený na integrálnom tvare 2D rovníc plytkej vody (DHI, 2009). Cez výpočtovú oblasť je preložená trojuholníková sieť a riadiace rovnice sú riešené v tejto sieti pri použití metódy konečného objemu. V korytách bolo rozlíšenie siete 60 m v smere prúdenia a v priečnom smere jemnejšie 15 m. Vzdiaľujú sa od koryt a hrádzí bola sieť hrubšia a rovnomernejšia.

Okrajové podmienky modelu: ako pri 1D modelovaní.

Topografické informácie: Digitálny model výšok (DMV) bol postavený za použitia údajov najaktuálnejšieho prieskumu, ktoré boli k dispozícii. Tieto údaje zahŕňali priečne profily rieky, rozptýlený prieskum inundácie, prieskum hlavného koryta echolotom a letecké snímokovanie pokrývajúce celé územie:

- **Priečne profily hlavného koryta z prieskumu v roku 2006, rozprestierajúce sa medzi oboma brehmi. Tieto profily boli na úseku rkm 1826-1810 rozostavené po**

²⁶ Predbežná štúdia realizovateľnosti obnovy Szigetközu - 2D hydrodynamické modelovanie vplyvu na povrchové vody. Výskumná správa. Technická a ekonomická Univerzita v Budapešti, Katedra hydrauliky a staviteľstva vodárenských zdrojov, János Józsa, Tamás Krámer, László Rákóczi, 30. nov. 2009.

100 m. Pre zvyšok hlavného koryta a Ášváňske a Bagamérske ramená, ako aj pre lavice bol k dispozícii starší súbor rozptýlených meračských bodov.

- Pre ramená na maďarskej strane bolo použitých rovnakých 250 priečných profilov ako v MIKE 11. Tieto sa dotýkajú len koryta rieky.
- Priečne profily pre slovenské bočné ramená boli digitalizované z vytlačenej prieskumnej dokumentácie urobenej v roku 1971. Aj keď boli k dispozícii aj nové údaje z roku 2009, tieto boli riedke a pokrývali len vybrané bočné ramená; preto tieto do DMV neboli zahrnuté.
- Inundácia, mimo riečnych koryt, bola pokrytá prieskumom s bodmi s rozstupom približne 30 m v priemere. Prieskum pochádza s pred roku 2004. Toto bol hlavný zdroj údajov pre hrádze a hranicu vody v bočných ramenách.
- Geometria hatí a prahov bola prevzatá z modelu MIKE 11, ktorý bol overený pre nízke prietoky.

Akokoľvek presné sú priečne profily rieky, tvar koryta musí byť pre medzery medzi rezmi odhadnutý pomocou interpolácie. Z tohto dôvodu boli v priečných profiloch ponechané len hlavné batymetrické prvky (batymetria – meranie vodných hĺbok – pozn. prekl.), ako čiary definujúce prúdnicu (thalweg) alebo dno plochého priečného profilu. Toto prijateľné zjednodušenie samozrejme vedie k rozdielom s 1D priečnymi profilmi.

Výšky boli v modeli prúdenia určené prvou trianguláciou rozptýlených meračských bodov, predpokladajúc zlomové čiary pozdĺž hrádzi, okrajov vody a iných lineárnych terénnych prvkov. To vyústilo do súvislého modelu povrchu s rovnými stenami v rámci každého trojuholníka. Nakoniec bola priemerná výška každého prvku modelu prúdenia vypočítaná analyticky priemerovaním triangulovaného povrchu.

Skúsenosť s hydrodynamickým modelom tiež potvrdila, že predpovedanie plytkého zaplavenia inundácie a rozdelenie prietoku v ramennej sústave je veľmi citlivé na presnosť topografie. Zostavenie topografických údajov predstavovalo v tomto projekte významnú robotu; táto vyústila do komplexného digitálneho modelu výšok Szigetközského úseku, pri zachovaní väčšiny informácií z údajov, ktoré boli k dispozícii. 2D model by však mohol mať veľký úžitok z presnejšieho plošného prieskumu bočných ramien, prehrádzok a vnútorných hrádzi.

Rozdelenie prietoku: Pre menšie prietoky (930 a 2000 m³/s) bol prítok jasne rozdelený medzi hlavné koryto (odtiaľto označené indexom *hk*) a sústavu bočných ramien na maďarskej strane (*br*) nad hat'ou Dunakiliti.

Prie vyššie prietoky (3000 m³/s a viac) sa hlavné koryto a bočné ramená prepájajú ponad inundáciu pod Dunakiliti. V tomto prípade nie je ich prietok stanovený explicitne, namiesto toho je modelovaná oblasť dostatočne rozšírená po Rajku a celkový prietok je stanovený na jedinej prítokovej hranici.

Kalibrácia a overovanie

Hodnotenie hydrodynamického vplyvu zamýšľaných variantov bolo vykonané s rôznymi modelovacími prístupmi pre režim s malým a veľkým prietokom:

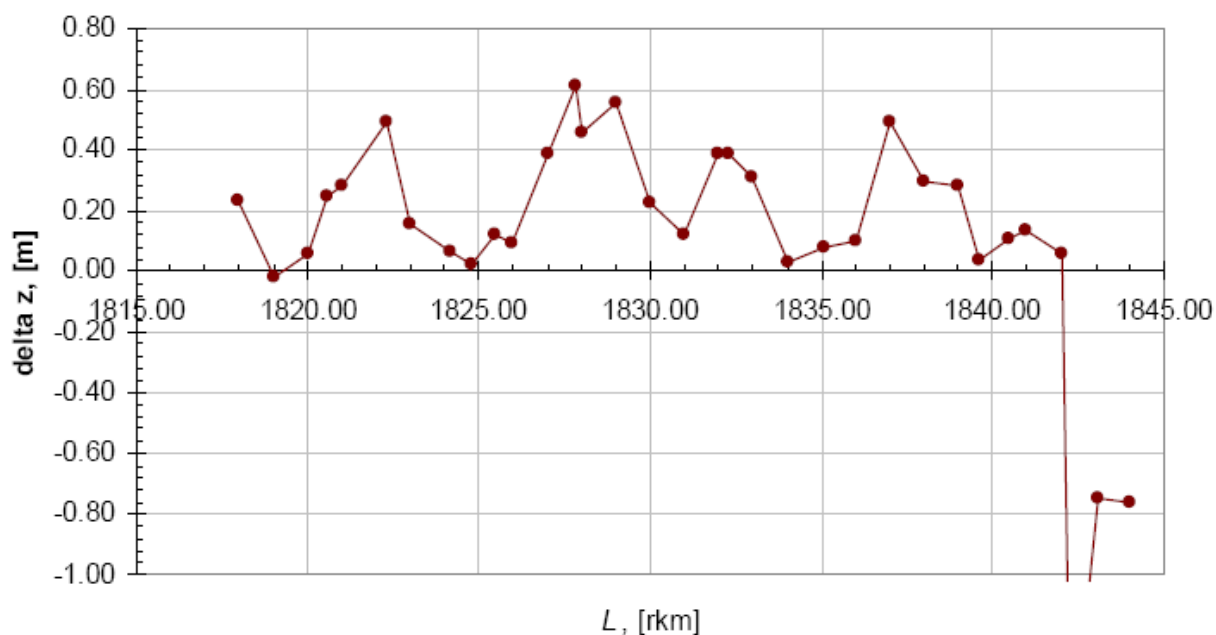
- Prúdenie v rámci brehov bolo modelované ako sieť 1D riečnych kanálov prepojených v uzloch. Hate a priepusty sú znázornené veľmi detailne.
- Prúdenia ponad brehy, pri ktorom sú korytá prepojené cez zaplavenú inundáciu sú modelované v 2D.

2D model bol kalibrovaný pre širokú škálu prietokov.

Kalibrácia hlavného koryta: Model bol upravený tak, aby kopíroval profily povrchovej vody merané počas podmienok prúdenia medzi brehmi. Detailný profil bol zaznamenaný pozdĺž hlavného koryta v septembri 2008 hydrografickou skupinou ÉDUKÖVIZIG ($Q_{hk} \sim 255 \text{ m}^3/\text{s}$, $Q_{\text{derivačný kanál}} = 895 \text{ m}^3/\text{s}$). Tento ustálený stav bol zvolený pre kalibráciu, hoci to bolo pre nízky prietokový režim. V bočných ramenách neboli v tom istom čase vyhotovené žiadne merania.

Model bol citlivejší na rozostavenie siete než na Stricklerov koeficient (Manning - Stricklerov koeficient drsnosti/hladkosti – pozn. prekl.). S hrubšou sieťou horšie orientovanou voči prúdeniu počas prvých spustení by koryto muselo byť neprimerane hladké, aby sa zhodovalo s nameraným povrchovým profilom.

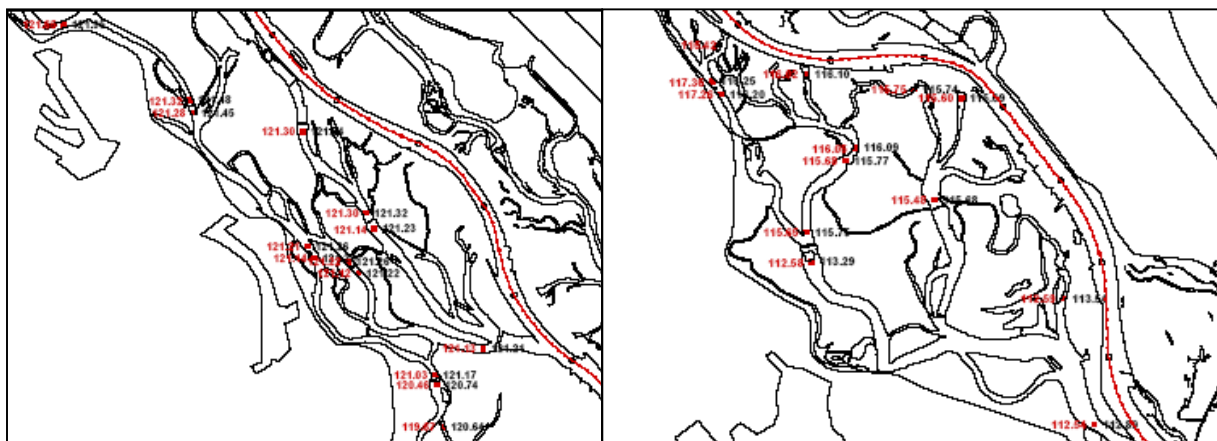
Model, ktorý bol nakoniec prijatý, má konzervatívny Stricklerov koeficient k s hodnotou $40 \text{ m}^{1/3}/\text{s}$, ale jeho sieť je v hlavnom koryte jemnejšia a lepšie orientovaná voči obrysom lavíc. Rozmer najmenej bunky bol blízko 15 m.



Obr. 8-11 Odchýlka modelovaného povrchu vody od meraní

S detailnými profilmi meranými v rozmedzí prietokov 750 až 1000 m³/s by bolo možné overiť presnosť 2D modelu pre cieľové prietokové režimy.

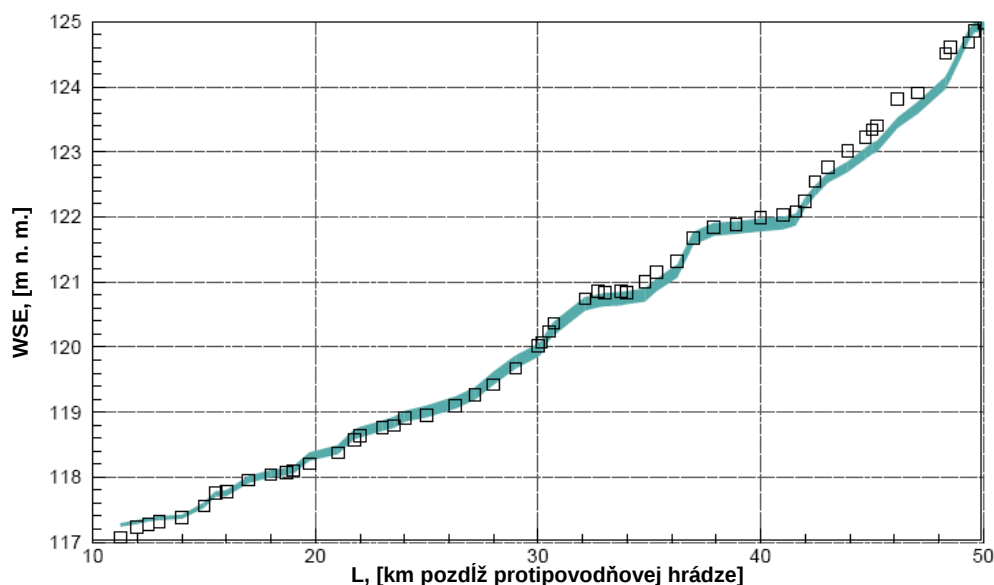
Kalibrácia bočných ramien: Prietoky a hladiny vody boli v sústave bočných ramien merané v máji 2009 ($Q_{hk} = 690 \text{ m}^3/\text{s}$, $Q_{br} = 210 \text{ m}^3/\text{s}$, $Q_{\text{derivačný kanál}} = 1380 \text{ m}^3/\text{s}$). Bola potrebná úprava siete a lokálne zmeny hatí a výšky hrádzí, aby sa zabránilo prepojeniam, ktoré odporovali meraniam. Hlavným problémom bolo správne utesnenie bočných ramien od hlavného koryta. Niektoré ramená nemohli byť modelované, pretože tam z prieskumu neboli k dispozícii žiadne údaje.



Obr. 8-12 Merané (červená) a modelované hladiny vody v bočných ramenách (máj 2009)

2D model nevie diskretizovať hate a priepusty tak presne ako 1D model, pretože by to na tých objektoch vyžadovalo príliš jemnú sieť, čo by malo za následok neprimerane dlhé výpočty. Z tohto dôvodu boli „efektívne“ výšky kalibrované tak, aby v hladine vody viedli k nameraným zvislým schodom. Aby sme mohli ovplyvniť hladiny vody a rozdelenie prietokov v sústave bočných ramien, dá sa to len prepísaním výšok korún hatí. Tieto boli menej citlivé na Stricklerov koeficient hladkosti, čo je pochopiteľné, keďže väčšina bočných ramien je v súčasnosti zavzduťá hatami. Modelované výšky povrchu vody sú v limite do 0,2 m od meraní na väčšine z dvoch záujmových území (Obr. 8-12).

Kalibrácia pre extrémne povodne: 2D hydrodynamický model bol kalibrovaný aj pre rekordnú povodeň v auguste 2002. Kulminálny prietok bol odhadnutý na 6590 m³/s v Dunakiliti, 6130 m³/s v Medveďove (rkm 1806) a 3080 m³/s v odpadovom kanáli. Model bol spustený pre ustálený stav, s dolnou a hornou hranicou prietoku stanovenou na prítoku. Očakáva sa, že výsledné profily ustáleného stavu určia rozsah, ktorý obsahuje kulmináciu neustáleného profilu povrchu vody.



Obr. 8-13 Merané (body) a modelované (farba) profily povrchu vody pozdĺž maďarskej protipovodňovej hrádze pre povodeň v auguste 2002. Vyfarbená plocha ohraničuje profily v intervale $Q_{hk+br} = 6130$ a $6590 \text{ m}^3/\text{s}$.

Modelované a merané profily sú znázornené na **Obr. 8-13**. Kolísanie prietoku okolo 6 % spôsobuje rozdiel 0,2 m v modelovaných profiloch (toto je výška vyfarbenej plochy). Pozorované stavy väčšinou spadajú do tohto intervalu. Len v hornom Szigetközé je to tak, že sa model trvale odchyľuje negatívnym smerom, ale odchýlky nepresahujú rozsah 0,3 m.

Tab. 8-3 Hodnoty Stricklerovho koeficientu $k \text{ [m}^{1/3}/\text{s}]$ použité v 2D modeli.

Trieda drsnosti	Priemerný prietok a malé povodne	Extrémne povodne
Riečne koryto	40	40
Otvorený povrch	20	20
Les	5	4
Lavice	20	15
Hate a prahy	12	12
Vyčistené povodňové koridory*	20	15
Vyčistené lavice*	30	30
Bagrované lavice*	40	40
Odstránené hate*	12	12

Prijaté hodnoty Stricklerovho koeficientu: **Tab. 8-3** uvádza hodnoty Stricklerovho koeficientu použité pre triedy drsnosti rovnako vo všetkých variantoch. Hviezdička označuje nové triedy drsnosti stanovené pre niektoré varianty pre bagrované

a vyčistené plochy (samozrejme tieto nemohli byť kalibrované). Zóny zarastené vegetáciou majú nižšiu hladkosť, pretože odpor kvôli vegetácii s hĺbkou narastá.

8.2.3. Morfológické modelovanie s MIKE 11²⁷

Okrajové podmienky modelu:

- a) Horný okraj modelovaného úseku - prietok Čunovo (rkm 1848,33);
- b) Dolný okraj modelovaného úseku - vypúšťanie prietoku z Gabčíkovo (rkm 1811), merná krivka prietoku v Medved'ove na dolnom okraji modelovaného úseku (rkm 1806,4);
- c) Krivky rozdelenia zrnitosti – 2002, 2003, 2009;

Hydromorfologický model – MIKE 11

Jednorozmerný numerický model s morfológickým modulom (MIKE 11 – komerčný softvér vyvinutý Dánskym hydraulickým inštitútom) bol použitý na zostavenie modelu Dunaja (rkm 1843,3 – rkm 1806,4)

Vzorce transportu sedimentov: MIKE 11 ponúka päť rovníc transportu sedimentov pre výpočet transportu splavenín alebo celkového transportu sedimentov (splaveniny + plaveniny) (splaveniny – sedimenty presúvajúce sa po dne; plaveniny – sedimenty vo vznose – pozn. prekl.):

- modely od Engelund - Hansena, Ackers - Whita, a Smart - Jaeggiho – pre výpočet celkového transportu sedimentov ('celkový transport');
- model Sato - Kikkawa - Ashidu – čistý splaveninový model pre výpočet transportu splavenín a morfológické zmeny;
- modely Engelund - Fredsoa a Van Rijna – pre výpočet transportu splavenín a transportu plavenín samostatne.

Podobný model transportu sedimentov (MIKE 11) bol zostavený a použitý pre úsek Dunaja Sap – Komárno, kde bola vykonaná široká škála terénnych meraní splavenín. Najlepšia zhoda medzi nameranými a vypočítanými hodnotami transportu splavenín v tomto úseku rieky bola dosiahnutá, keď boli morfológické výpočty vykonané na základe numerického modelu s použitím vzorca Sato - Kikkawa - Ashidu²⁸. Pretože sú hlavné morfológické charakteristiky riečneho koryta v oboch úsekoch porovnateľné (veľkosť materiálu dna, B/H, sklon dna), je možné tento vzorec odporúčať aj pre Starý Dunaj. Aby bolo možné porovnať výsledky modelových simulácií bol pre niektoré scenáre použitý aj vzorec Ackers - Whita.

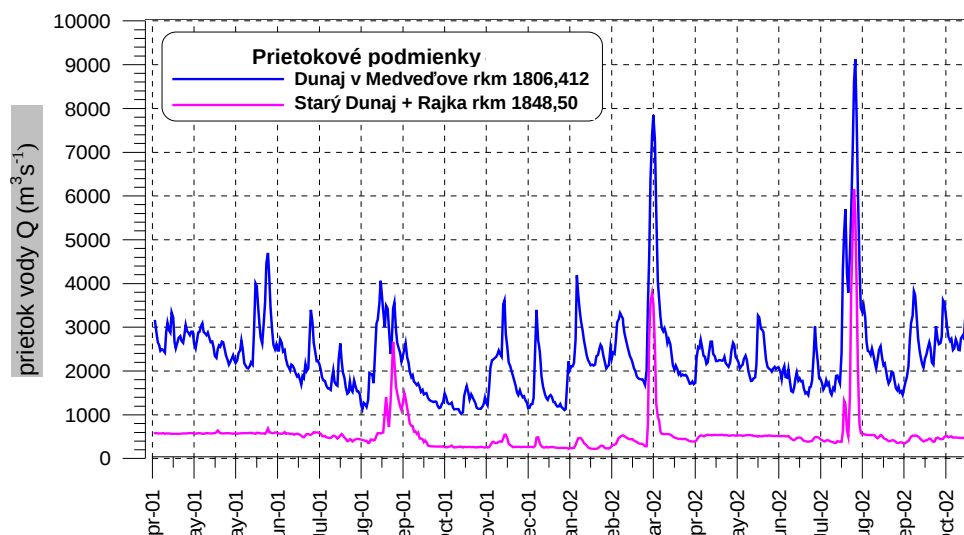
²⁷ Holubová, K., Lukáč, M. & Capeková, Z. (2009) Morfológický numerický model (MIKE 11) vplyvy obnovných scenárov na vývoj koryta Dunaja (rkm 1848,33 – 1806,40), Záverečná správa, nov. 2009.

²⁸ Detaily modelu sú uvedené vo výskumnej správe (Holubová et al., 2009).

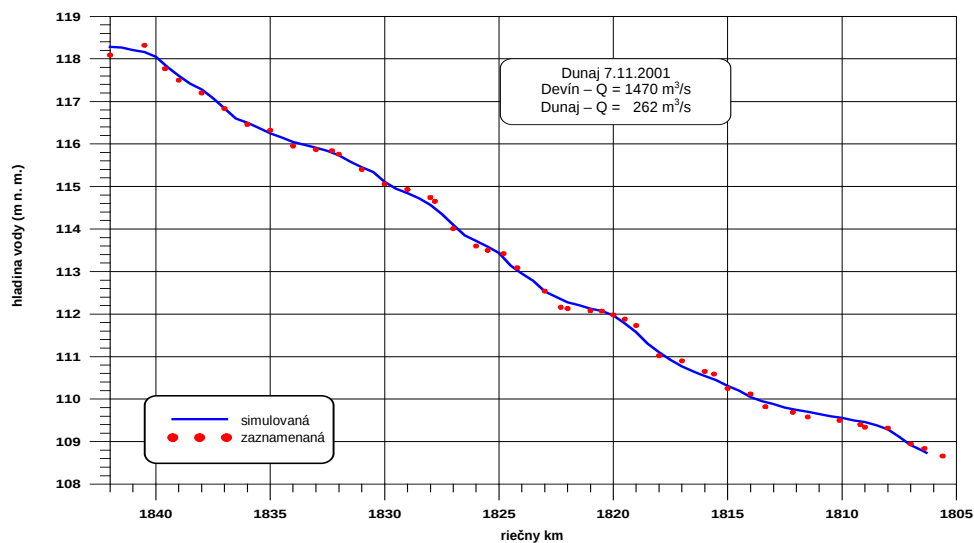
Kalibrácia morfológického modelu a overovanie

Morfológický model bol kalibrovaný a overovaný voči topografickému modelu založenému na údajoch z roku 2001. Najprv bola kalibrovaná a overovaná hydrodynamická časť modelu pre podmienky rôznych prietokov, potom jej morfológická časť (na základe údajov z roku 2003).

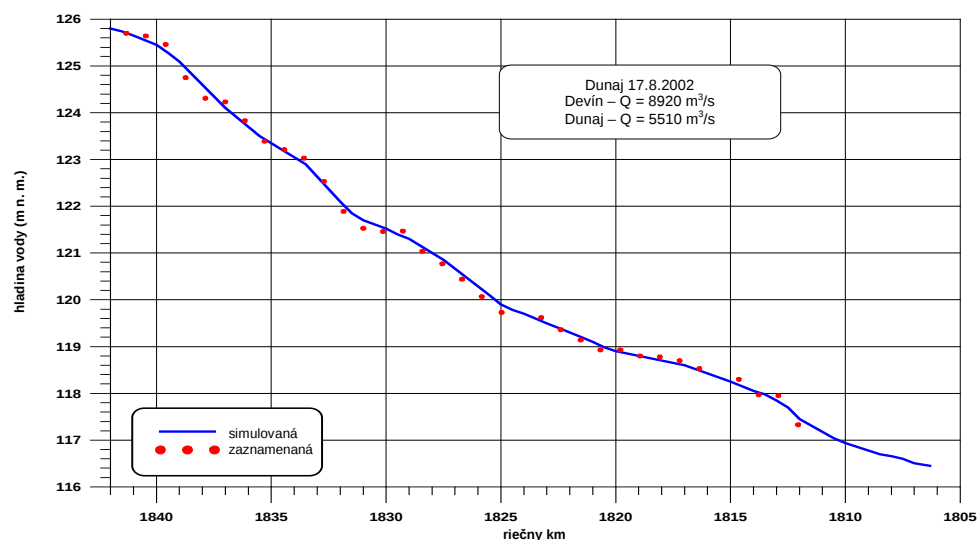
Pre modelové situácie boli použité hydrologické údaje z obdobia rokov 2001-2003 (z vodomerných staníc Rajka a Medveďov). Hydrogram pre toto obdobie bol vybraný najmä s ohľadom na výskyt povodní v roku 2002 (**Obr. 8-14**), ktoré mohli spôsobiť extrémne morfológické zmeny v Starom Dunaji (zvažujúc obdobie od roku 1992). Prietokové podmienky v rokoch 2001-2002 boli použité hlavne pre kalibráciu modelu, ako aj pre základné vyhodnotenie obnovných scenárov z hľadiska účinnosti.



Obr. 8-14 Hydrologické podmienky pre simuláciu morfológických zmien – 1D model



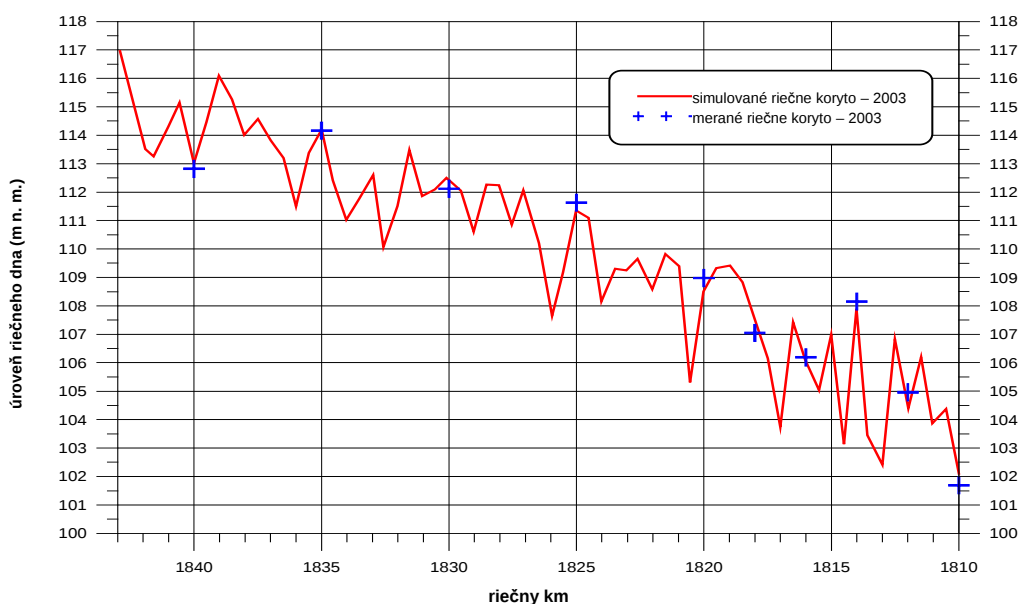
Obr. 8-15 Výsledky kalibrácie hydrodynamického modelu pre podmienky nízkych prietokov



Obr. 8-16 Výsledky kalibrácie hydrodynamického modelu pre podmienky povodňových prietokov

Hydrodynamický model – model bol kalibrovaný na základe terénnych údajov, t.j. nameraných vodných hladín a prietokov. Jeho overenie bolo založené na porovnaní simulovaných a vypočítaných (pravdepodobne má byť nameraných – pozn. prekl.) vodných hladín. V topografickom modeli bolo riečne koryto rozdelené na tri časti: ľavostranná inundácia, pravostranná inundácia a hlavné riečne koryto.

Koeficient drsnosti (Manningovo n) bol odhadnutý pre každú časť samostatne, aby bola dosiahnutá čo najlepšia zhoda medzi simulovanými a meranými hodnotami. Výsledky overovania hydrodynamického modelu pre podmienky nízkych a povodňových prietokov sú znázornené na **Obr. 8-15** a **Obr. 8-16**. V oboch prípadoch bola dosiahnutá dobrá zhoda. Rozdiely medzi meranými a simulovanými vodnými hladinami dosiahli max ± 15 cm pre vodné hladiny malej vody a max ± 25 cm pre povodňové vodné hladiny.



Obr. 8-17 Výsledky kalibrácie morfológického modelu (obdobie: 2001-2003)

Morfológický model – model bol zostavený použitím metódy Sato - Kikkawa - Ashidu (popísaná vyššie) a overený voči údajom geometrie riečneho koryta z roku 2003. Rozdiely medzi simulovanými a nameranými úrovňami riečneho dna v priečných profiloch (použitím modelu Sato - Kikkawa - Ashidu) sa pohybovali od 5 cm do max 40 cm. Vzhľadom na komplexné riečne procesy a zložité morfológické a prietokové podmienky v Starom Dunaji, tento chybový rozsah predstavuje veľmi dobrú zhodu medzi počítanými a nameranými údajmi (**Obr. 8-17**). Z tohto dôvodu bola metóda Sato - Kikkawa - Ashidu použitá pre prevažnú časť výpočtov a simulácií (morfológické zmeny, transportná schopnosť, hodnotenie scenárov z hľadiska účinnosti).

Skúsenosti z dolnej časti Dunaja (pod Sapom) poskytli dobré výsledky s použitím Ackers - Whiteovho vzorca (Holubová, Capeková, Szolgay, 2004). Preto bolo vykonané porovnanie oboch prístupov, aby sa dala hodnotiť účinnosť obnovného scenára „4“ s rozšírením.

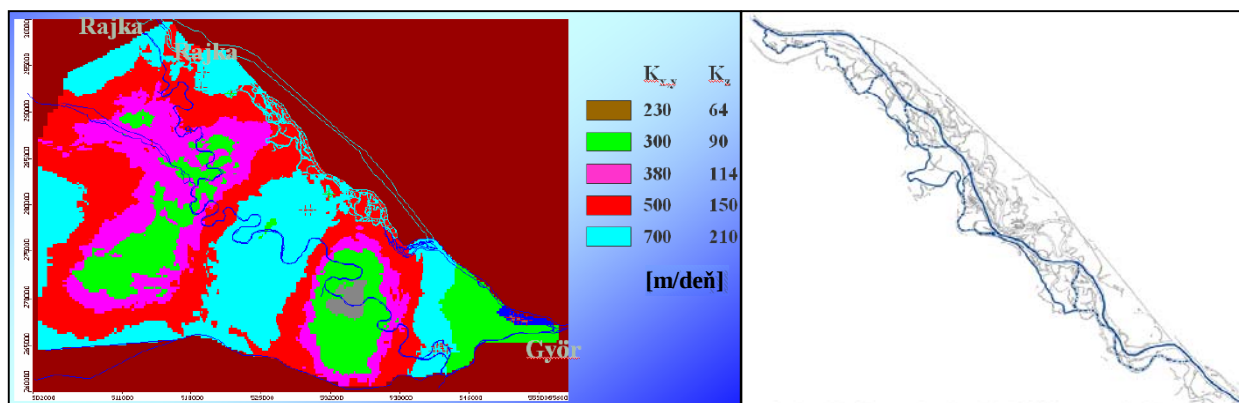
8.2.4. Modelovanie podzemných vôd s MODFLOWom²⁹

Pre odozvu podzemnej vody na varianty bol použitý softvérový balík Visual Modflow verzia 4.2, vyvinutý kanadskou softvérovou spoločnosťou Waterloo Hydrogeologic Inc. Visual Modflow je jedným z najbežnejších 3D numerických modelov pre podpovrchové prúdenia.

²⁹ Predbežná štúdia realizovateľnosti obnovy Szigetköz - 1D modelovanie povrchových a podzemných vôd. Výskumná správa. Severo-zadunajské riaditeľstvo pre ochranu životného prostredia a vodné hospodárstvo, Emil Janák, Gabriella Mohácsiné Simon, Zoltán Molnár, Johanna Ficsor, 15. dec. 2009.

Popisuje nestacionárne prúdenie (piezometrické výšky a 3D pole vektorov rýchlosti) v geologicky vrstevnatom systéme pomocou 3D riadiacej parciálnej diferenciálnej rovnice, ktorej numerické riešenie je dosahované pomocou metódy implicitných konečných rozdielov na karteziánskej nepravidelnej sieti.

Okrajové podmienky modelu: v lokalizovanej, zjemnenej sieti, je okraj modelovaného územia na južnej strane tvorený hlavným kanálom Hanság, riekou Rábca, Mošonským Dunajom, na západnej a juhozápadnej strane ide okraj pozdĺž štátnej hranice Rakúska a Maďarska, zatiaľ čo na severnej a severovýchodnej strane je okrajom hlavné koryto Dunaja. Ako vonkajšie a vnútorné okrajové podmienky boli v 3D modeli podzemnej vody použité profily voľného povrchu obdržané z 1D hydrodynamického modelu MIKE 11. Sekundárne ramená inundácie boli v modeli zahrnuté ako dodatočné vnútorné okrajové podmienky, s hladinou vody tiež stanovenou 1D modelom. **Obr. 8-18** predstavuje študované územie a ukazovatele vodivosti (koeficientov filtrácie – pozn. prekl.) druhej z desiatich vrstiev zvodnenca.



Obr. 8-18 Okraje a ukazovatele vodivosti (koeficienty filtrácie – pozn. prekl.) študovaného územia a sieť korýt použitá ako vnútorná okrajová podmienka

Kalibrácia: model bol kalibrovaný pre nestacionárne podmienky. Keďže boli k dispozícii dlhodobé časové rady stavu podzemnej vody, kalibrácia mohla byť vykonaná porovnaním meraných a počítaných vodných (alebo piezometrických) hladín v charakteristických referenčných bodoch. Súčasná situácia v Szigetköze je tou, ktorá sa vyvinula po odklonení Dunaja a zavedení Systému dotácie vody do inundácie, čo je dôvodom, prečo boli pre kalibráciu použité časové rady obdobia medzi rokmi 1996 a 1998. Model bol tiež overovaný porovnávaním počítaných smerov prúdenia k tým, ktoré boli odvodené z meraní.

Vzhľadom na to, že krivky časových radov vodnej hladiny, vypočítané modelom a pochádzajúce z meraných údajov, ukazujú veľmi podobný trend a počítané vektory prúdenia ako aj smery prúdenia, ktoré je možné vyčítať z máp izolínií zostavených na základe meraných údajov, popisujú podobný systém prúdenia, model sa podobá reálnym situáciám v oblasti.

8.2.5. *Priebehy simulácií*

Hydrodynamické modelovanie povrchovej vody

Rámcovo bolo rozhodnuté založiť modelovanie na scenároch s ustáleným stavom prietokov za použitia diskretných prietokových krokov od nízkych prietokov po povodňové prietoky. V režimoch s nízkym prietokom boli prietoky rozdelené medzi hlavné koryto a bočné ramená v maďarskej inundácii.

Tab. 8-4 Rozdelenie prietoku pre režim s malým prietokom, 1D-modelovanie (m³/s)

Q _{hlavné koryto}	Q _{bočné ramená}		
	40	80	120
200	1D	1D	1D
350	1D	1D	1D
550	*	1D	1D
750	*	1D	1D

V povodňových podmienkach sú hlavé koryto a ramená prepojené. Preto bol použitý jeden jediný prietok vstupujúci do hlavného koryta na hornom okraji projektového územia.

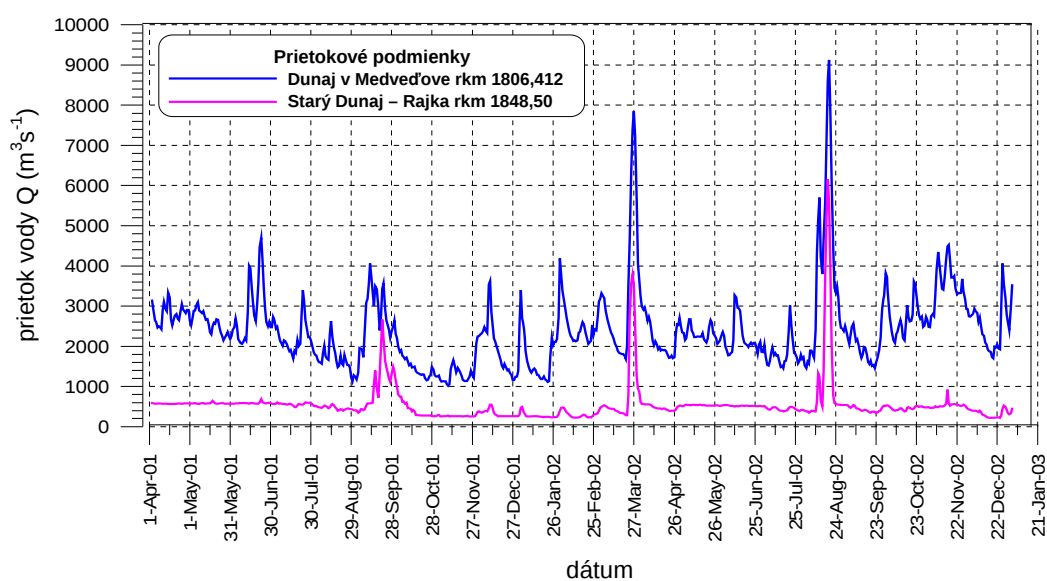
Tab. 8-5 Prietoky v modeli pre povodňové prietoky, 2D-modelovanie (m³/s)

Krátky popis		Q = 930	Q = 2000	Q = 3000	Q = 4000	Q = 5000
Prietok v hlavnom koryte	Q _{hk}	750	1800	N/A	N/A	N/A
Prietok v bočnom ramene	Q _{br}	180	200	N/A	N/A	N/A
Celkový prietok v Dunakiliti	Q _{hk+br}	930	2000	3000	4000	5000
Prietok v odpadovom kanáli	Q _{Gabc}	1070	2000	2000	2000	2000
Celkový odtekajúci prietok	Q _{odt}	2000	4000	5000	6000	7000

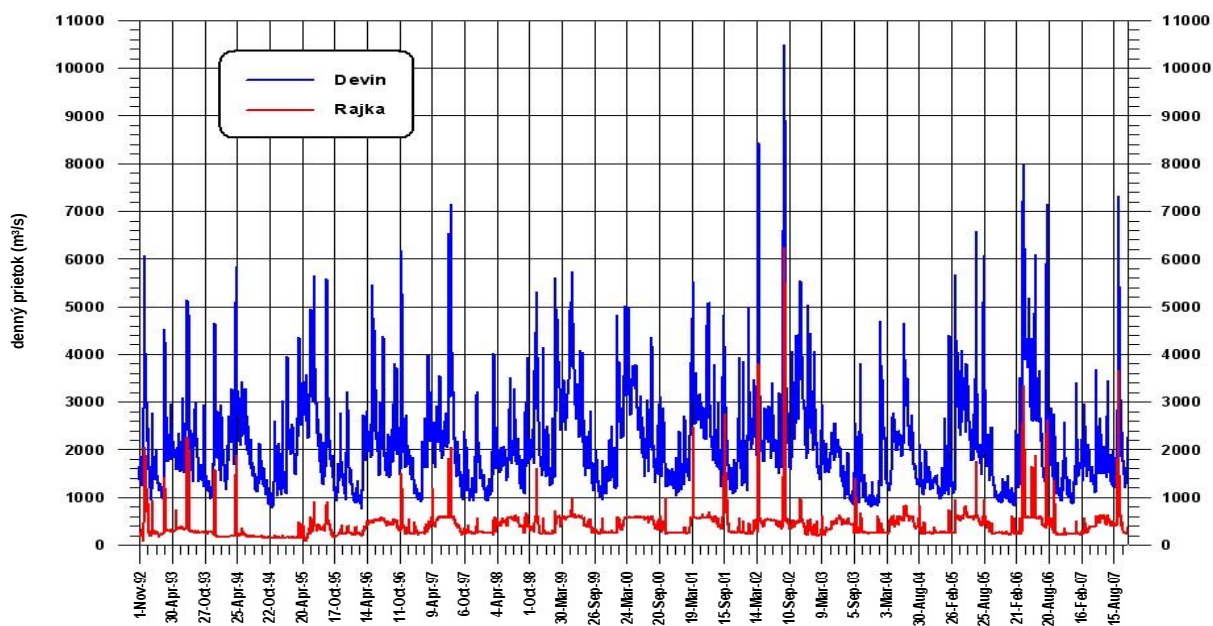
Prietoky 4000 a 5000 m³/s boli skúmané len pre súčasný stav. Okrem toho bol pre niekoľko variantov simulovaný kulminačný prietok z augusta 2002.

Morfologické modelovanie

Morfologické simulácie boli uskutočnené s hydrologickými údajmi z roku 2001 (výpočet transportu splavenín v súčasnej situácii) a simulácie morfologických zmien pre všetky stanovené varianty obnovy, vrátane súčasného stavu s hydrologickými údajmi z rokov 2001 a 2002. V roku 2002 sa na Dunaji vyskytla veľká povodeň, teda tento rok predstavuje podmienky extrémnej povodne, ktoré nemôžu byť považované za reprezentatívne. No jednako sú tieto podmienky veľkej povodne (také zriedkavé v Starom Dunaji) vhodné pre morfologické modelovanie, pretože by mohli poskytnúť maximálny možný vplyv na riečne procesy (transport splavenín, erózia brehov, morfologický vývoj – erózia/sedimentácia). Tento rok poskytuje širokú škálu vysokých prietokov dôležitých nie len pre riečne procesy, ale aj pre hodnotenie pozitívnych/negatívnych vplyvov scenárov obnovy. Pre porovnanie vplyvu „bežných“ a „extrémnych“ hydrologických podmienok na morfologický vývoj boli rovnako uskutočnené simulácie s rokmi 2001 a 2001-2002.



Obr. 8-19 Hydrologické podmienky pre vybrané obdobie rokov 2001-2002



Obr. 8-20 Hydrologické podmienky pre vybrané obdobie rokov 1995-2005

Dlhšie obdobie, t.j. desaťročie 1995-2005, bolo použité pre podrobnejšiu analýzu dlhodobého vplyvu súčasnej situácie a niektorých scenárov obnovy.

Pre skúmanie dlhodobého vývoja riečneho koryta boli na simuláciu 40 ročného časového rozpätia opakovane použité rady údajov pozostávajúce z vhodných prietokov obdobia 1995-2005 (požité pre variantu rozšírenia).

Modelovanie podzemnej vody

Varianty boli analyzované pre nasledovné prietokové scenáre:

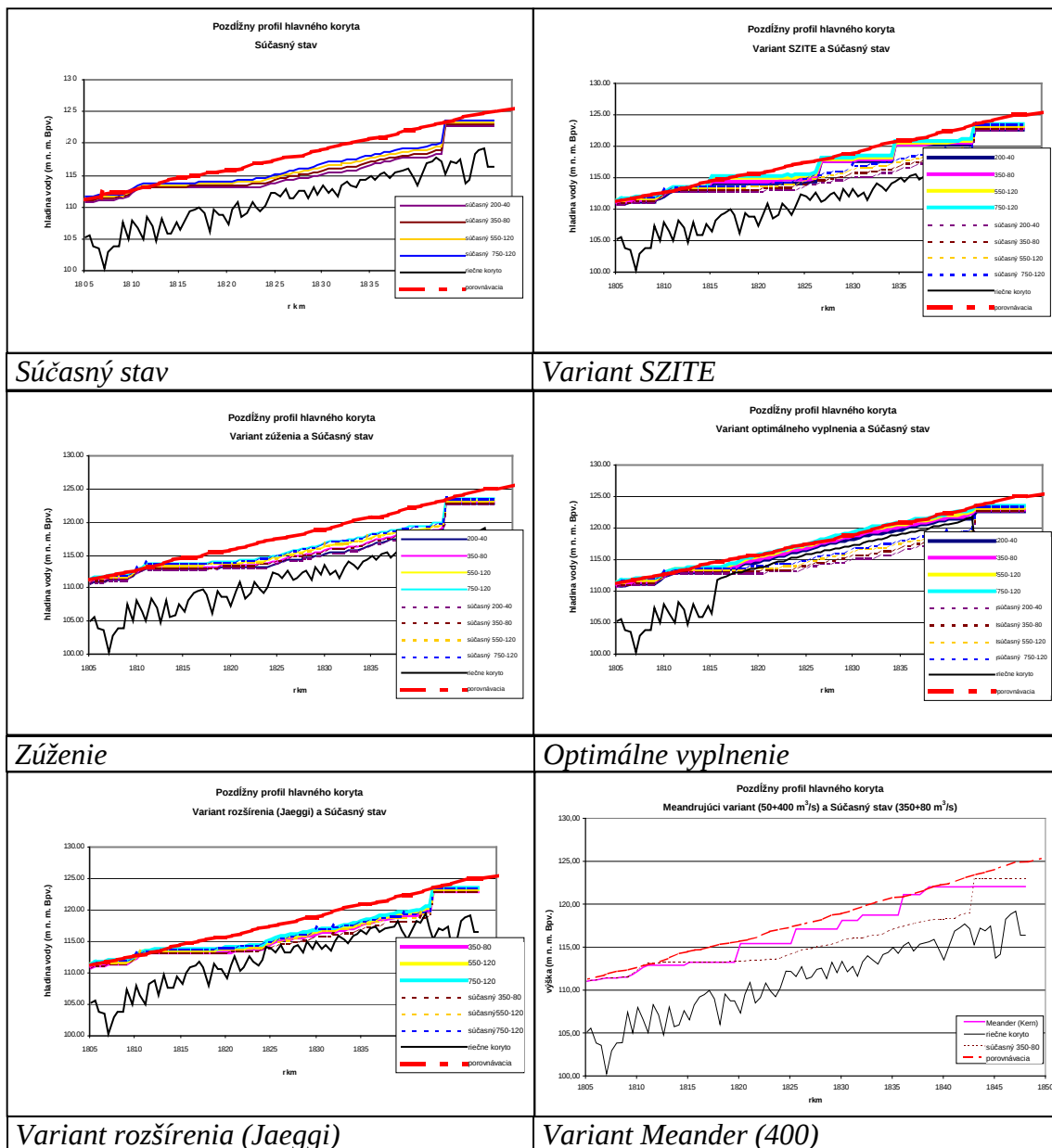
Tab. 8-6 Prietokové scenáre pre modelovanie podzemnej vody

	Prietok (m^3/s)			
Hlavné koryto	200	350	550	750
Sekundárny ramenný systém	40	80	120	120
Identifikátor v obrázkoch	Q200	Q350	Q550	Q750

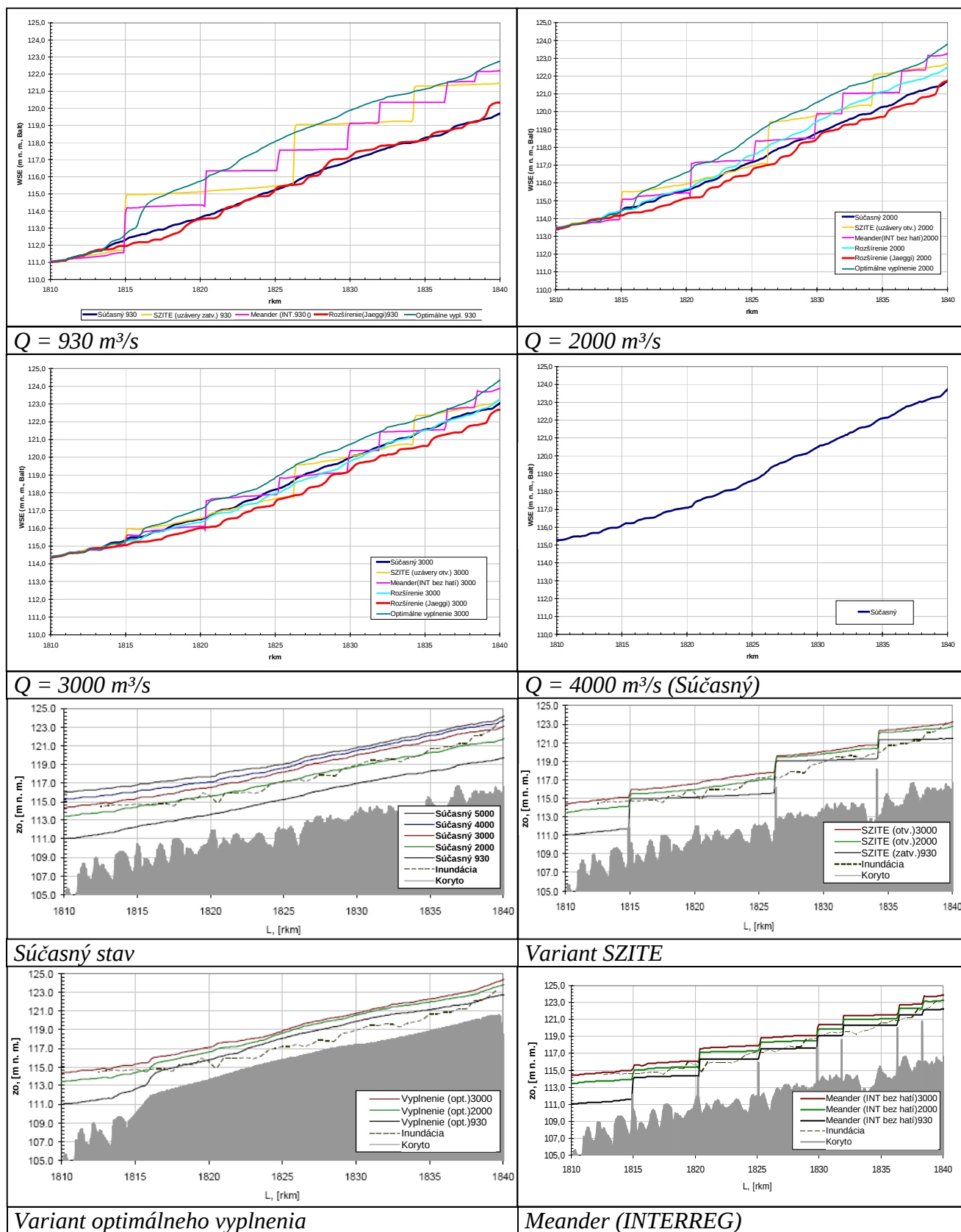
8.3. Výsledky hydromorfologického modelovania

8.3.1. Dynamika hladiny povrchovej vody

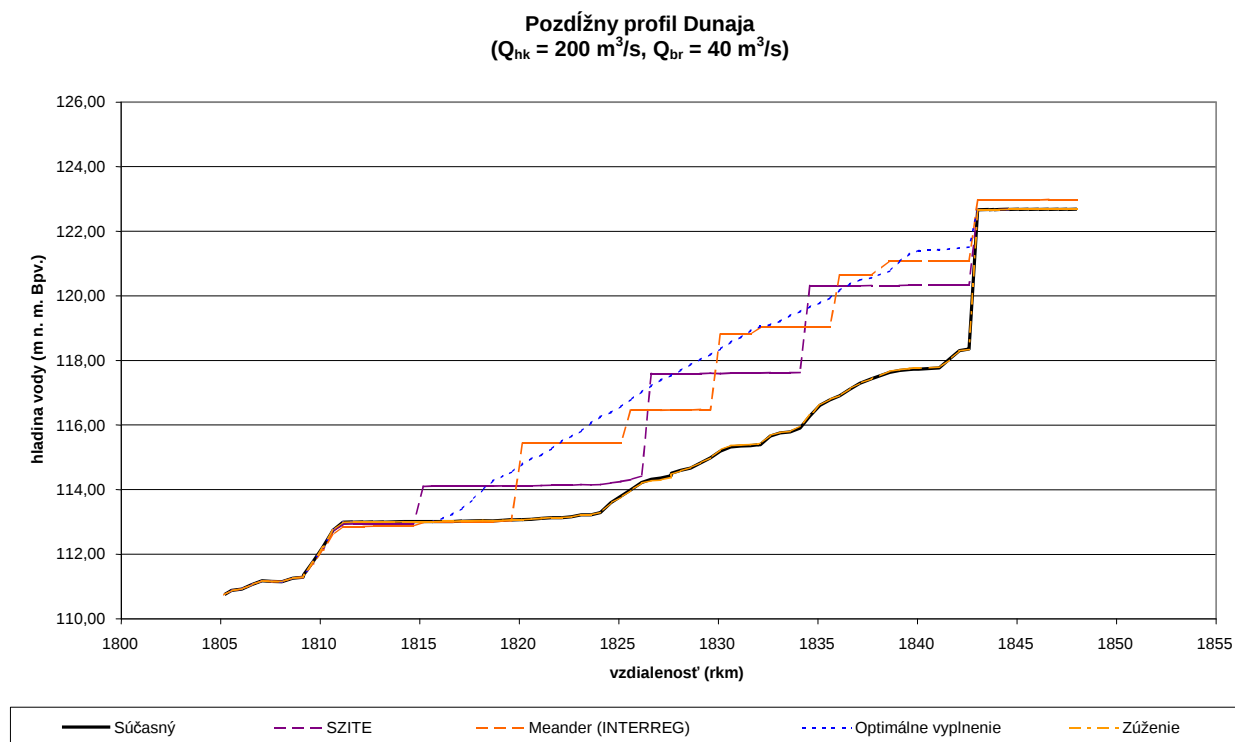
Pokles vodných hladín a nedostatočné kolísania vodnej hladiny boli okamžitým vplyvom odklonenia riečnej vody v roku 1992, ovplyvniac celý ekosystém inundácie. 1D modelovanie ukázalo hladiny vody pre všetky varianty a prietoky až po 750 m³/s. **Obr. 8-21** znázorňuje hladiny vody v hlavnom koryte pre každý variant pri rôznych prietokoch. **Obr. 2-22** ukazuje hladiny vody pre jeden prietok a rôzne varianty.



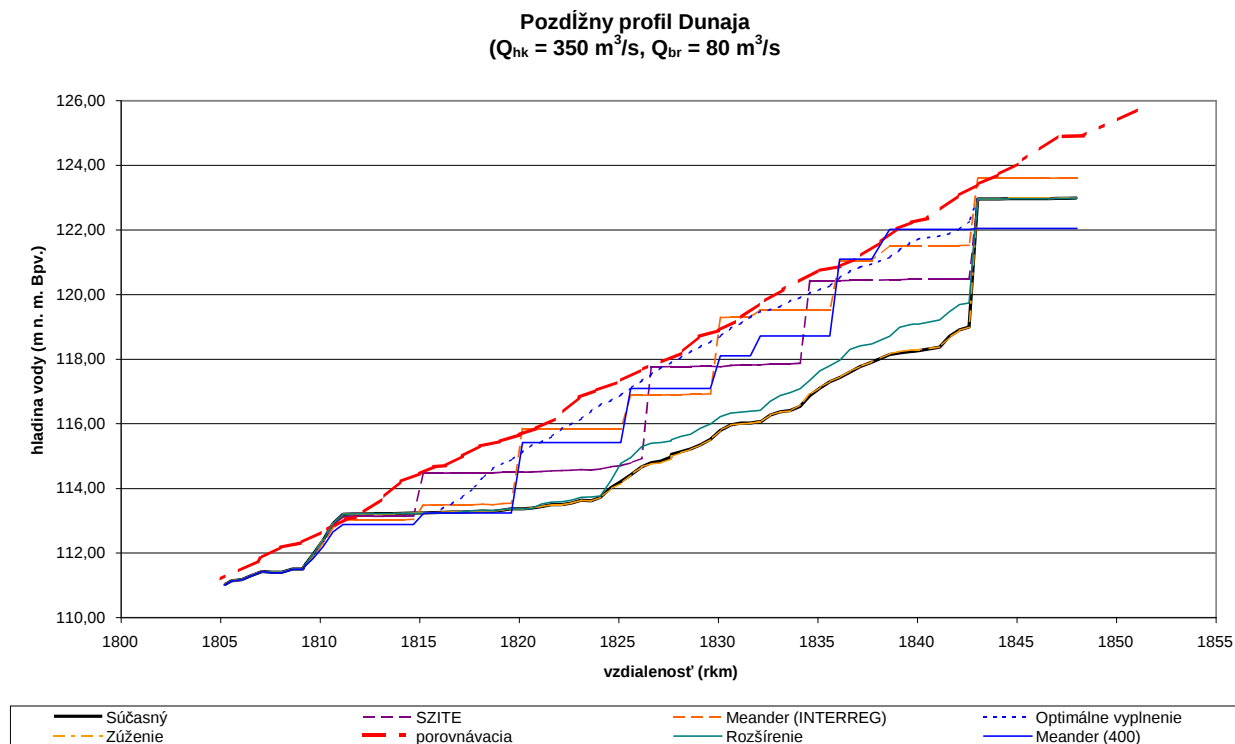
Obr. 8-21 Hladiny vody v Dunaji pre prietoky od 200 do 750 m³/s porovnané s priemernou hladinou vody v 1950-tych rokoch ako referenčnou hladinou (červená čiara); Variant Meander (400) so 400 m³/s v meandrujúcom ramene a 50 m³/s v hlavnom koryte



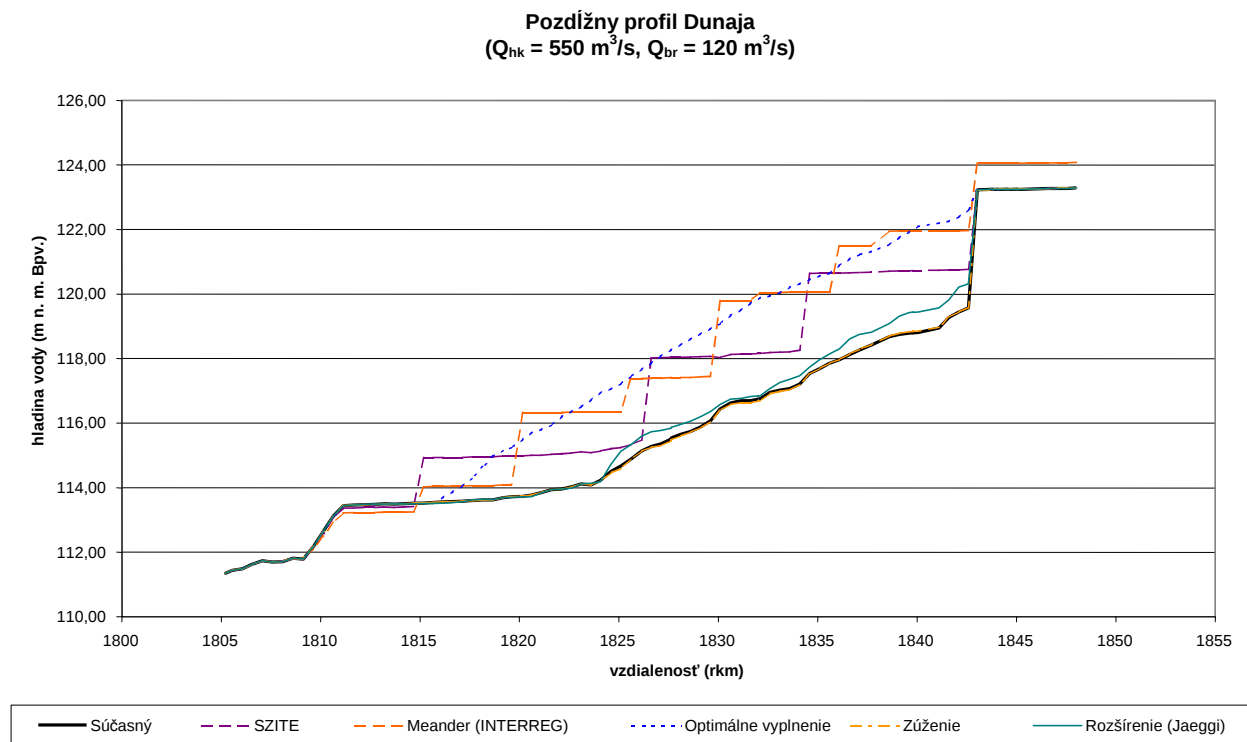
Obr. 8-22 Hladiny vody v hlavnom koryte Dunaja pre prietoky od 930 do 5000 m³/s



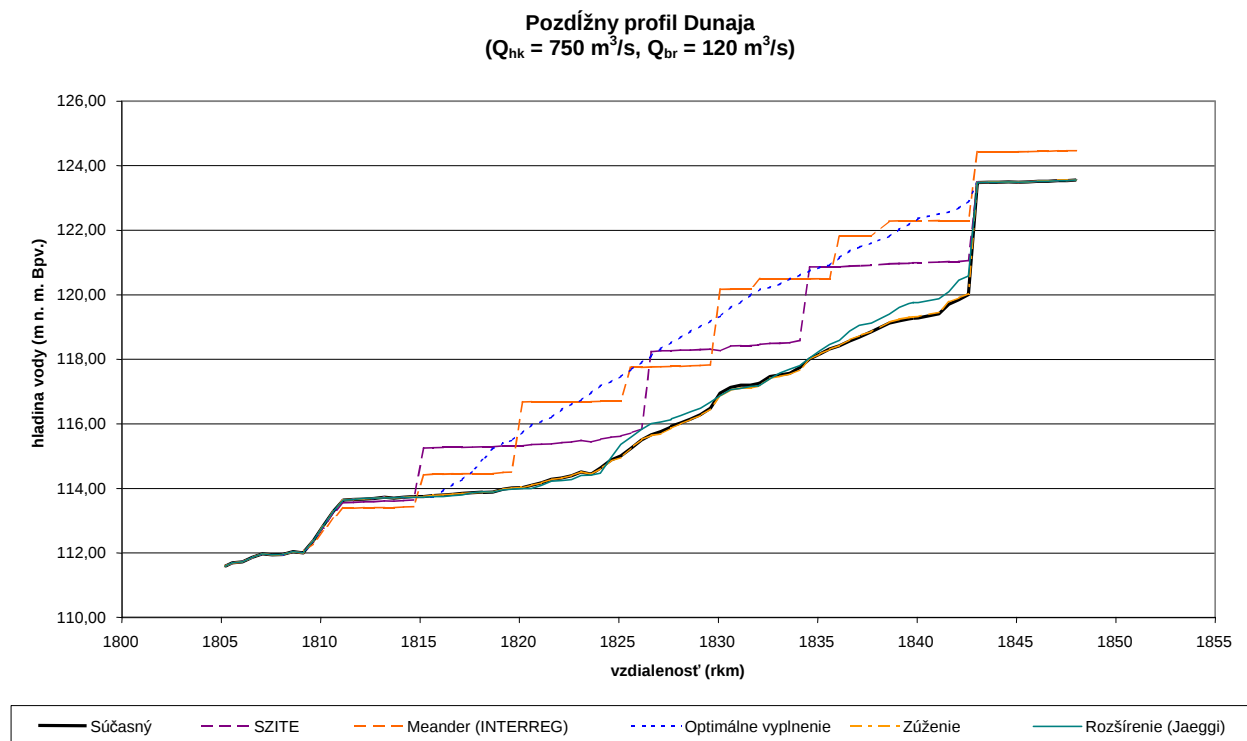
Obr. 8-23 Hladiny vody v hlavnom koryte Dunaja pre 200/40 m^3/s a rôzne varianty



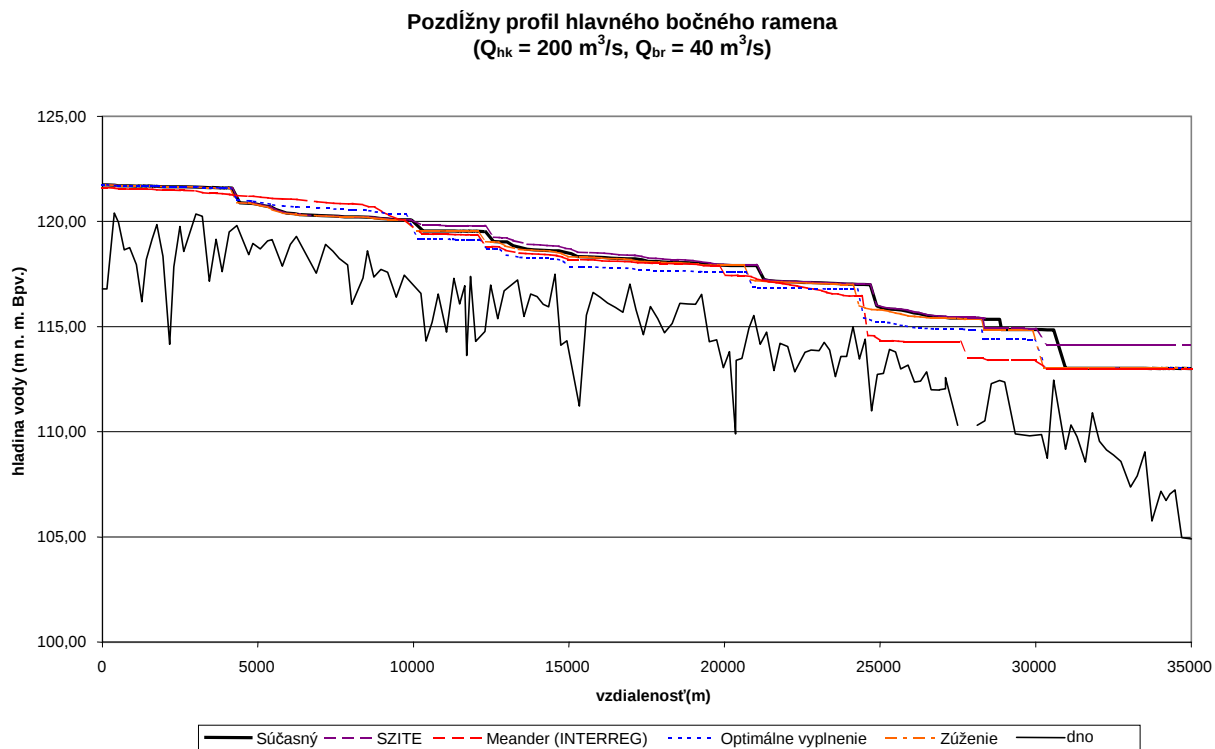
Obr. 8-24 Hladiny vody v hlavnom koryte Dunaja pre 350/80 m^3/s a rôzne varianty; Variant Meander (400): $Q_{hk} = 50 \text{ m}^3/\text{s}$, $Q_{br} = 400 \text{ m}^3/\text{s}$



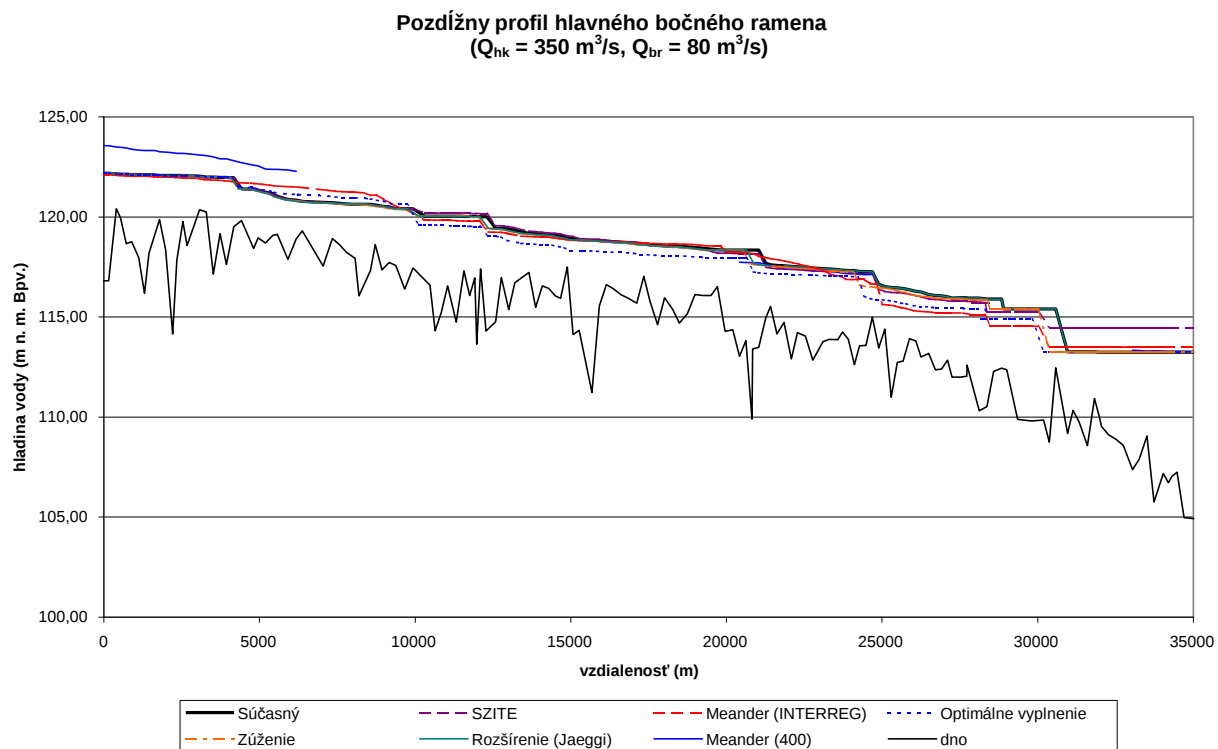
Obr. 8-25 Hladiny vody v hlavnom koryte Dunaja pre 550/120 m³/s a rôzne varianty



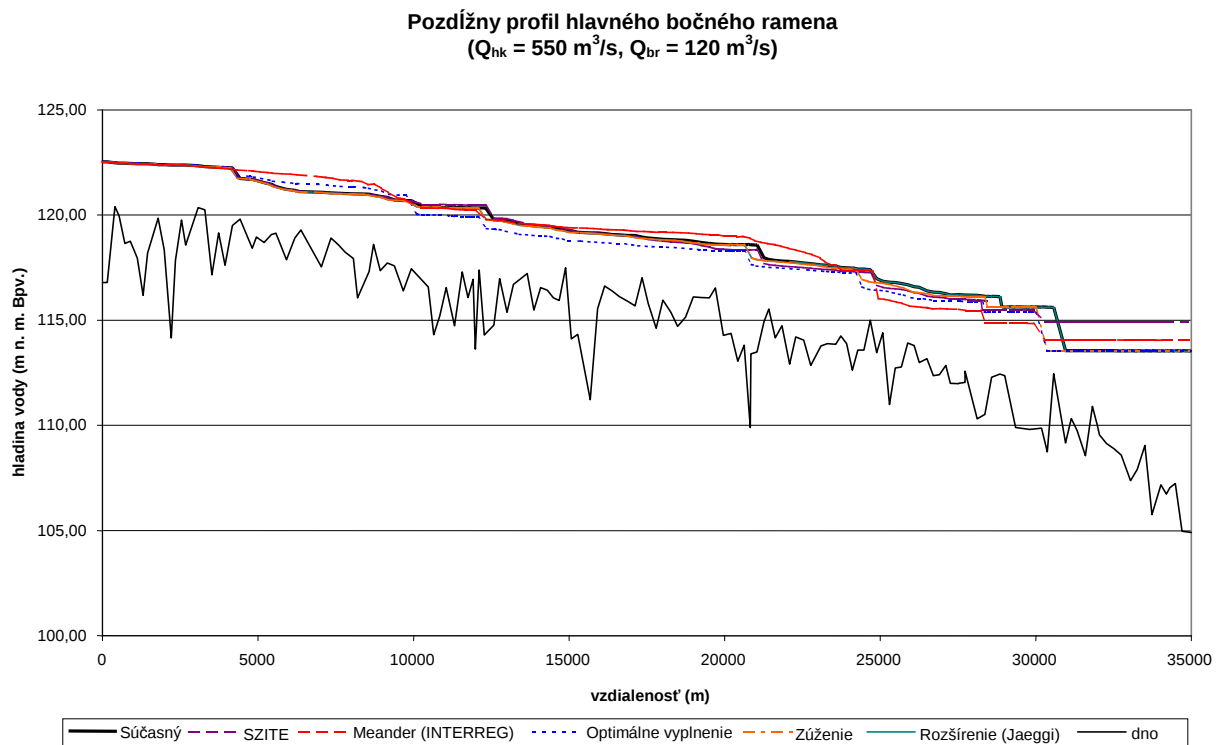
Obr. 8-26 Hladiny vody v hlavnom koryte Dunaja pre 750/120 m³/s a rôzne varianty



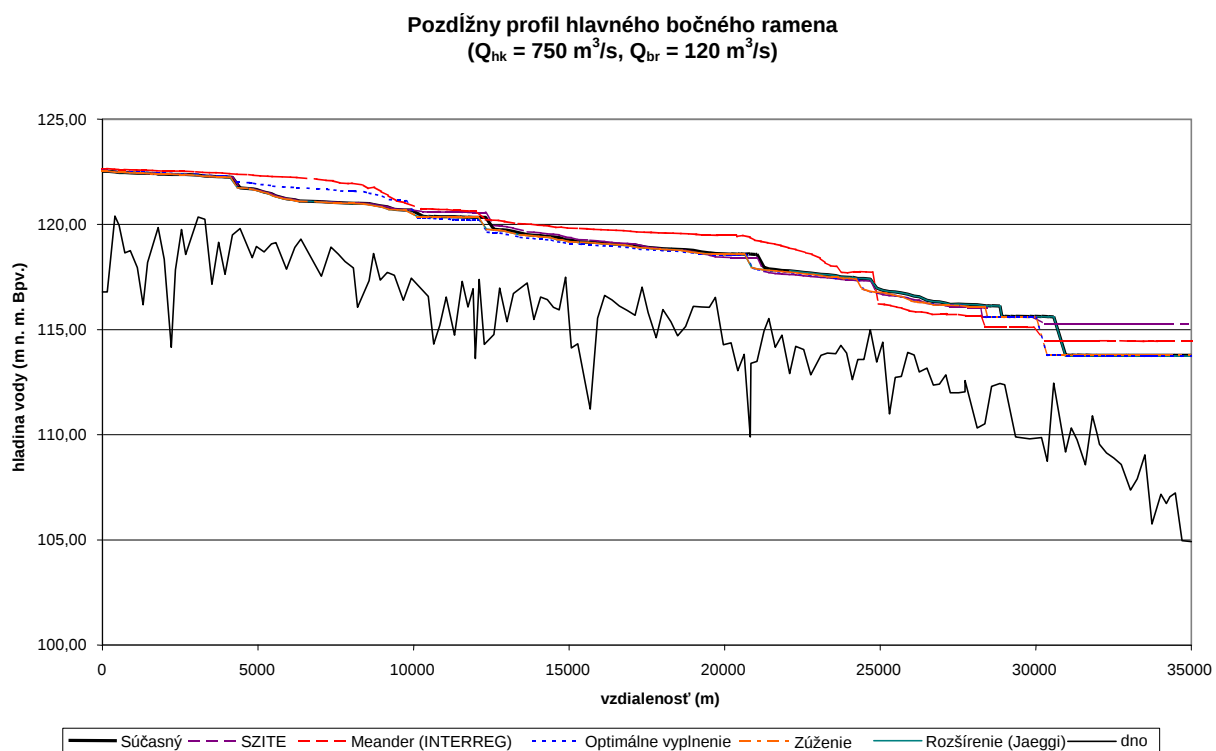
Obr. 8-27 Hladiny vody v hlavnom bočnom ramene pre 200/40 m³/s a rôzne varianty



Obr. 8-28 Hladiny vody v hlavnom bočnom ramene pre 350/80 m³/s a rôzne varianty; Variant Meander (400) so 400 m³/s v meandrujúcom ramene a 50 m³/s v hlavnom koryte

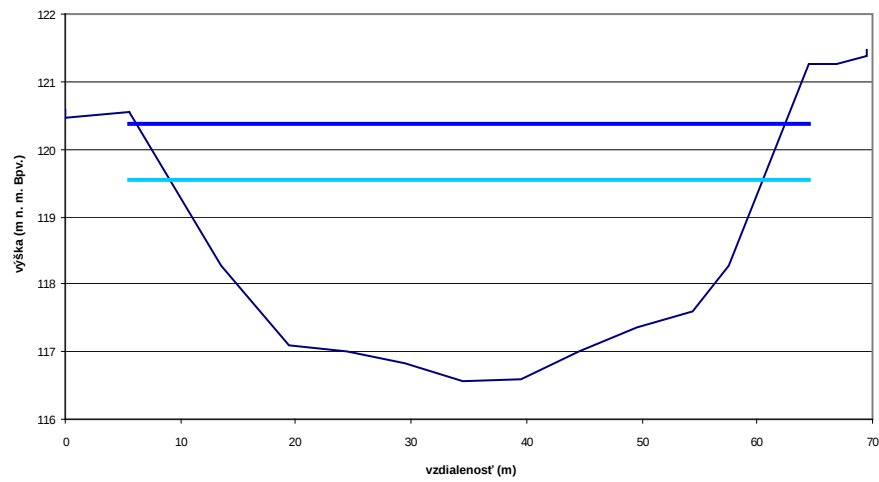


Obr. 8-29 Hladiny vody v hlavnom bočnom ramene pre 550/120 m³/s a rôzne varianty

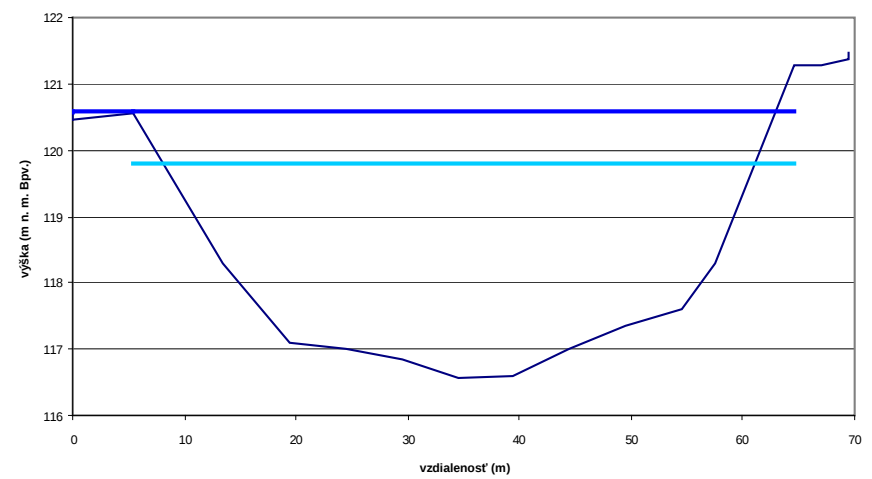


Obr. 8-30 Hladiny vody v hlavnom bočnom ramene pre 750/120 m³/s a rôzne varianty

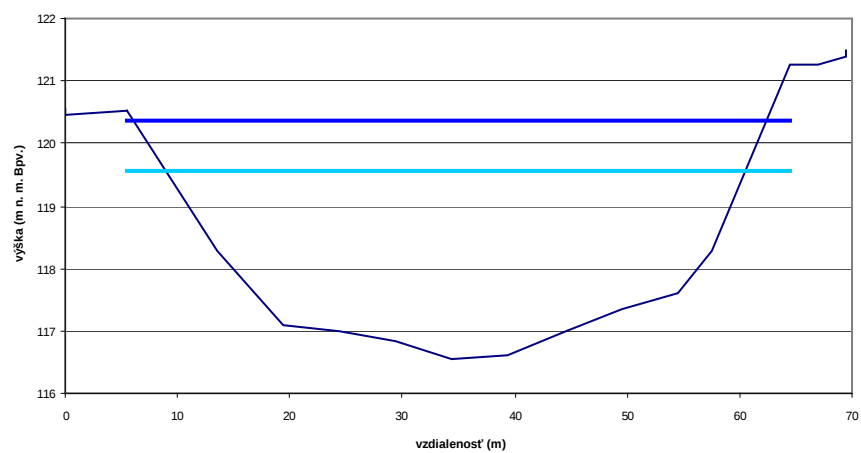
Priečný rez, hlavné rameno na pravej strane, rm 11044, Súčasný



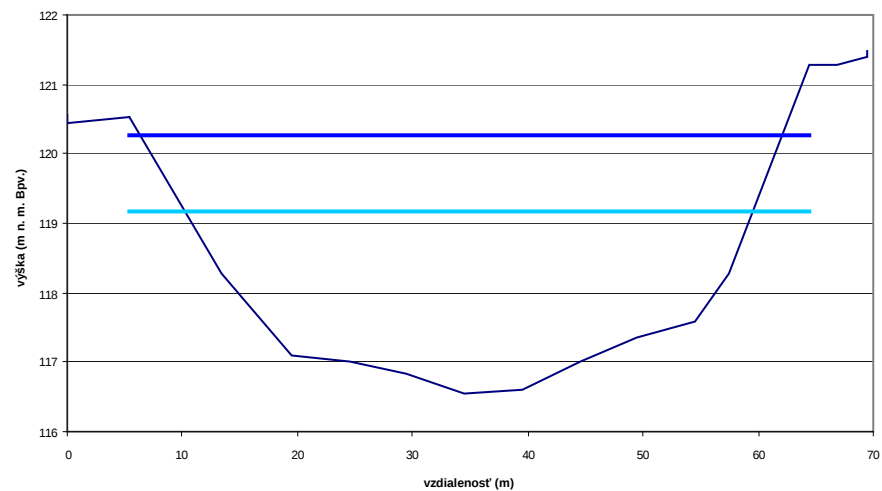
Priečný rez, hlavné rameno na pravej strane, rm 11044, SZITE

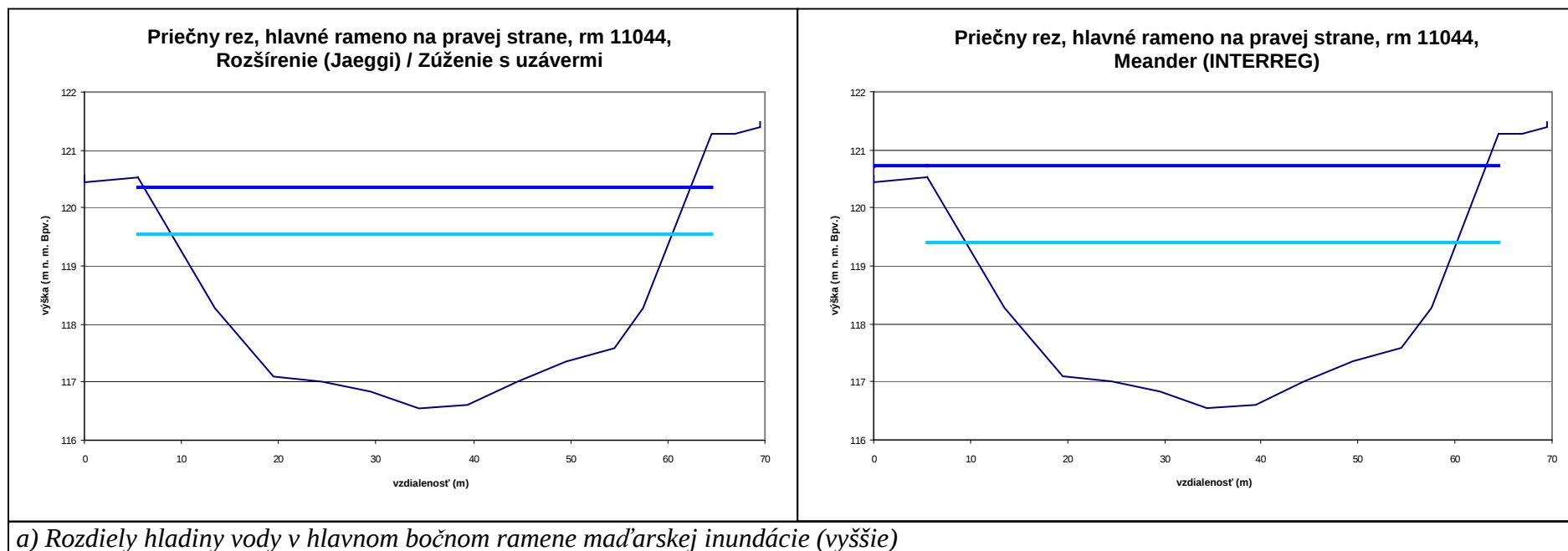


**Priečný rez, hlavné rameno na pravej strane, rm 11044, Zúženie
s uzávermi bočných ramien**

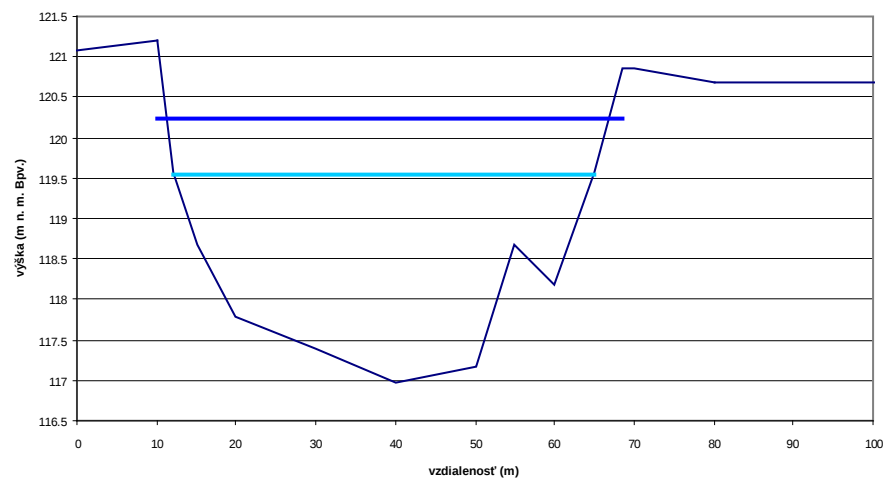


**Priečný rez, hlavné rameno na pravej strane, rm 11044, Optimálne
vyplnenie**

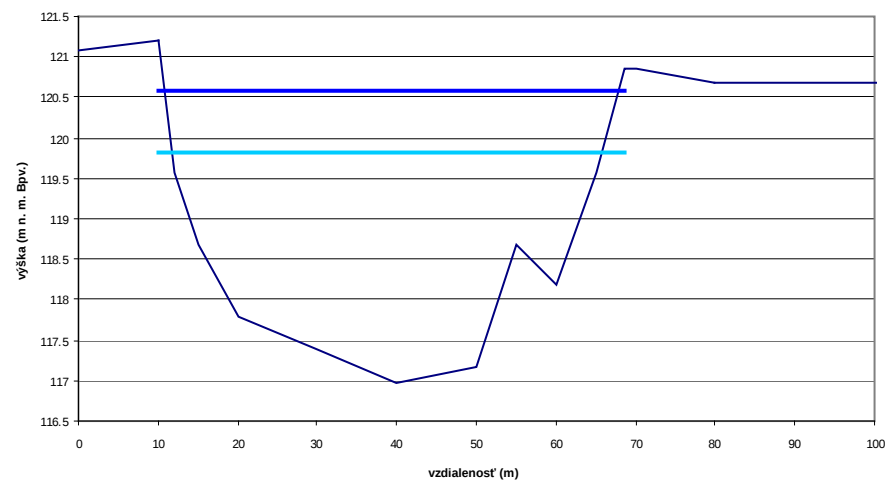




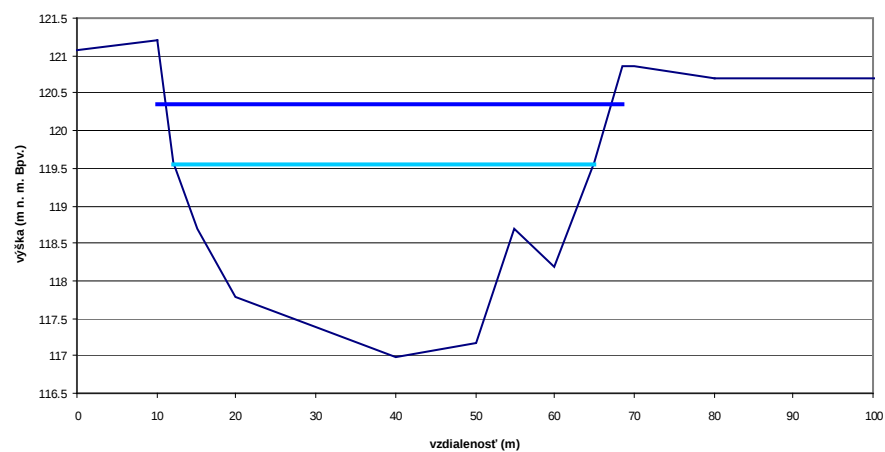
Priečný rez, Hajósiho kanál, rm 544, Súčasný



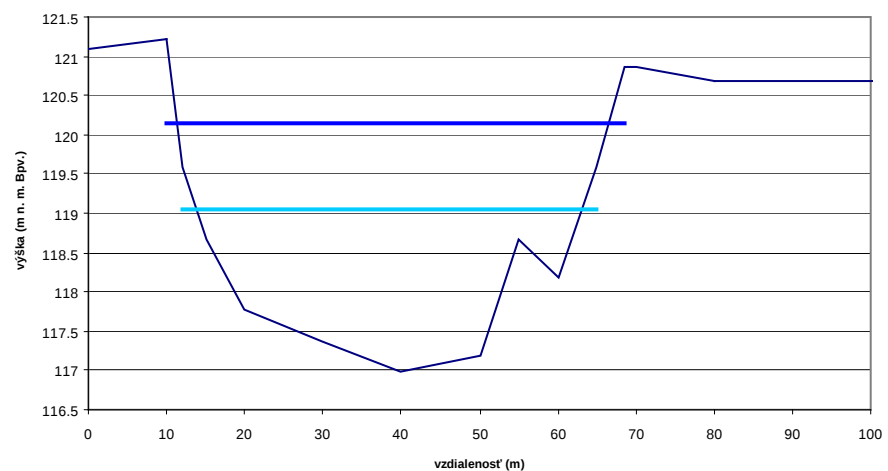
Priečný rez, Hajósiho kanál, rm 544, SZITE



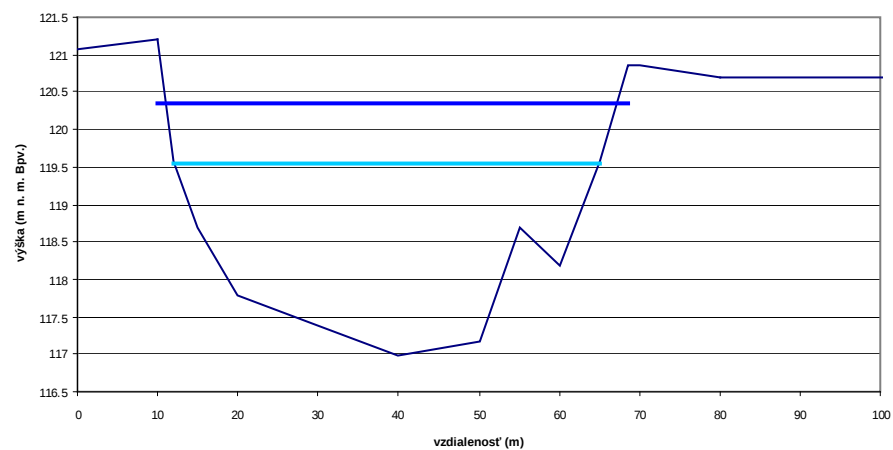
Priečný rez, Hajósiho kanál, rm 544, Zúženie s uzávermi bočných ramien



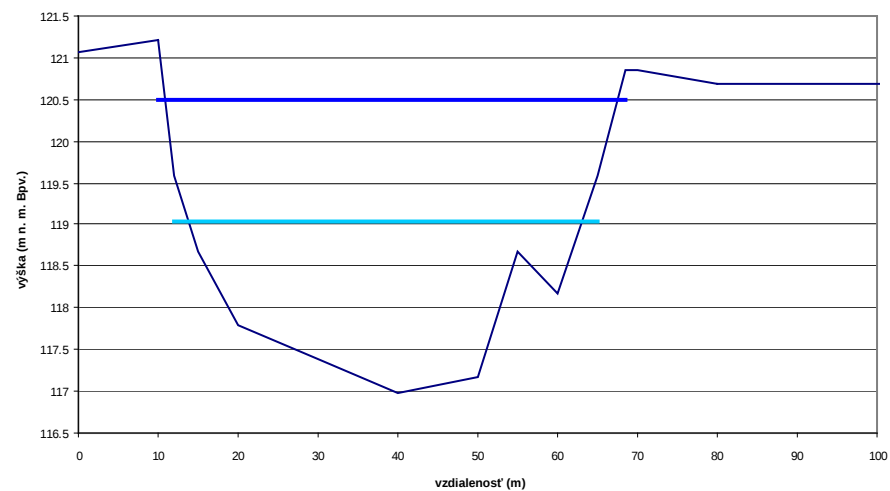
Priečný rez, Hajósiho kanál, rm 544, Optimálne vyplnenie



**Priečný rez, Hajósiho kanál, rm 544, Rozšírenie (Jaeggi) /
Zúženie s uzávermi**

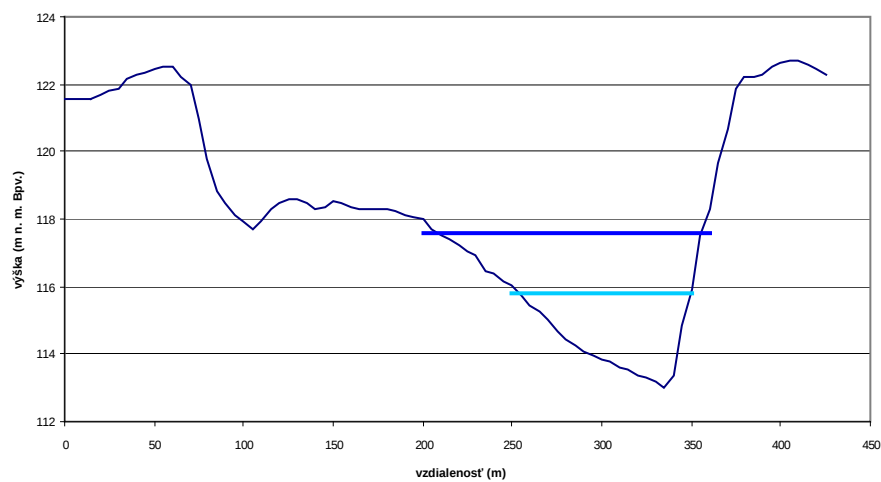


Priečný rez, Hajósiho kanál, rm 544, Meander (INTERREG)

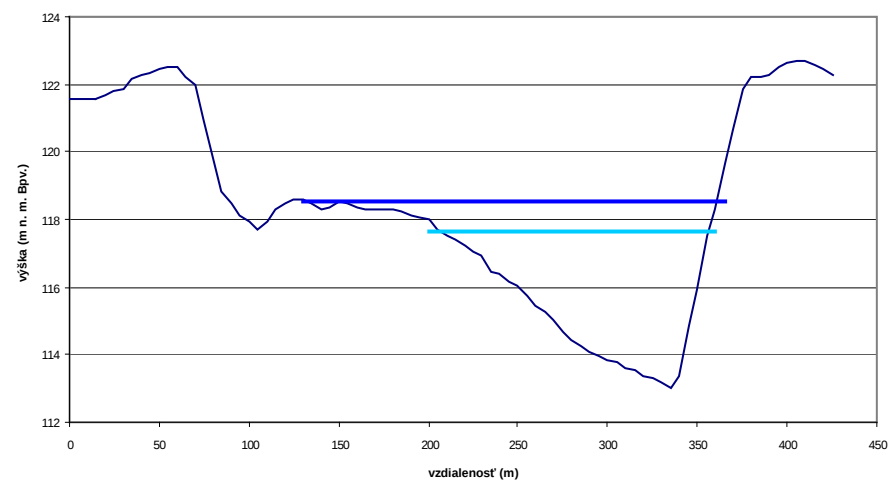


b) Rozdiely hladiny vody v ramene Hajósiho kanál v oblasti Cikola (vyššie)

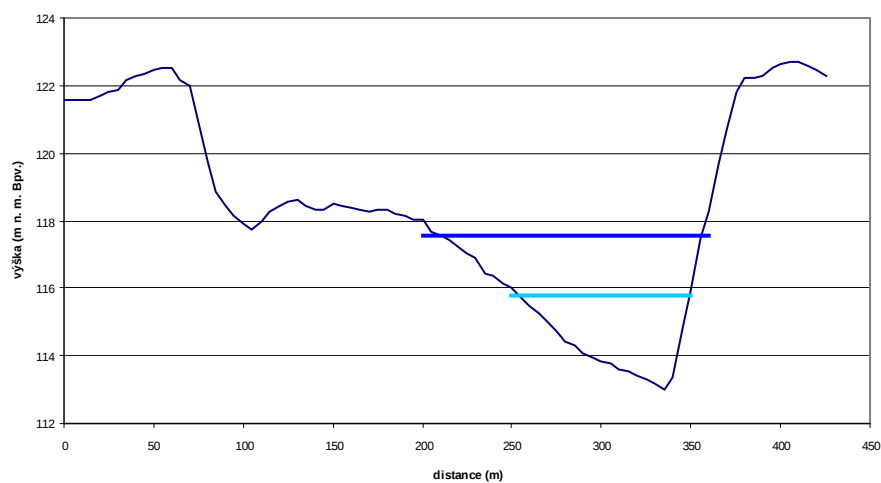
Priečný rez, Dunaj, m 14546, Súčasný



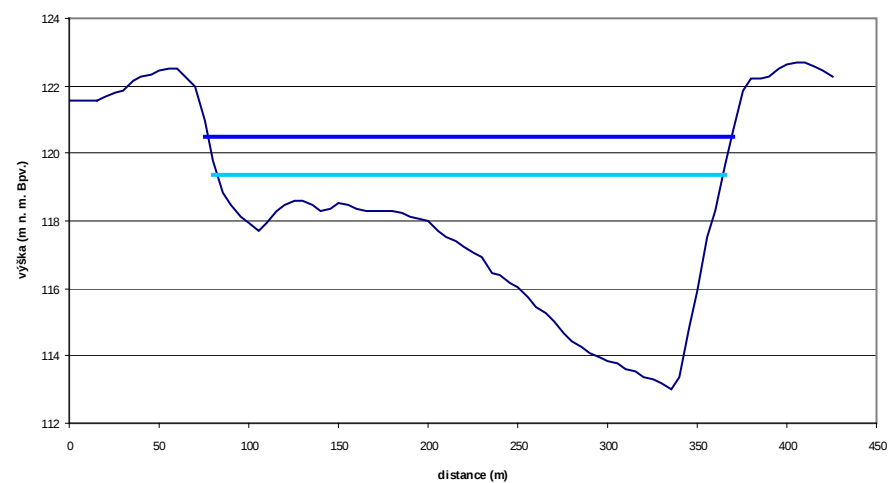
Priečný rez, Dunaj, m 14546, SZITE

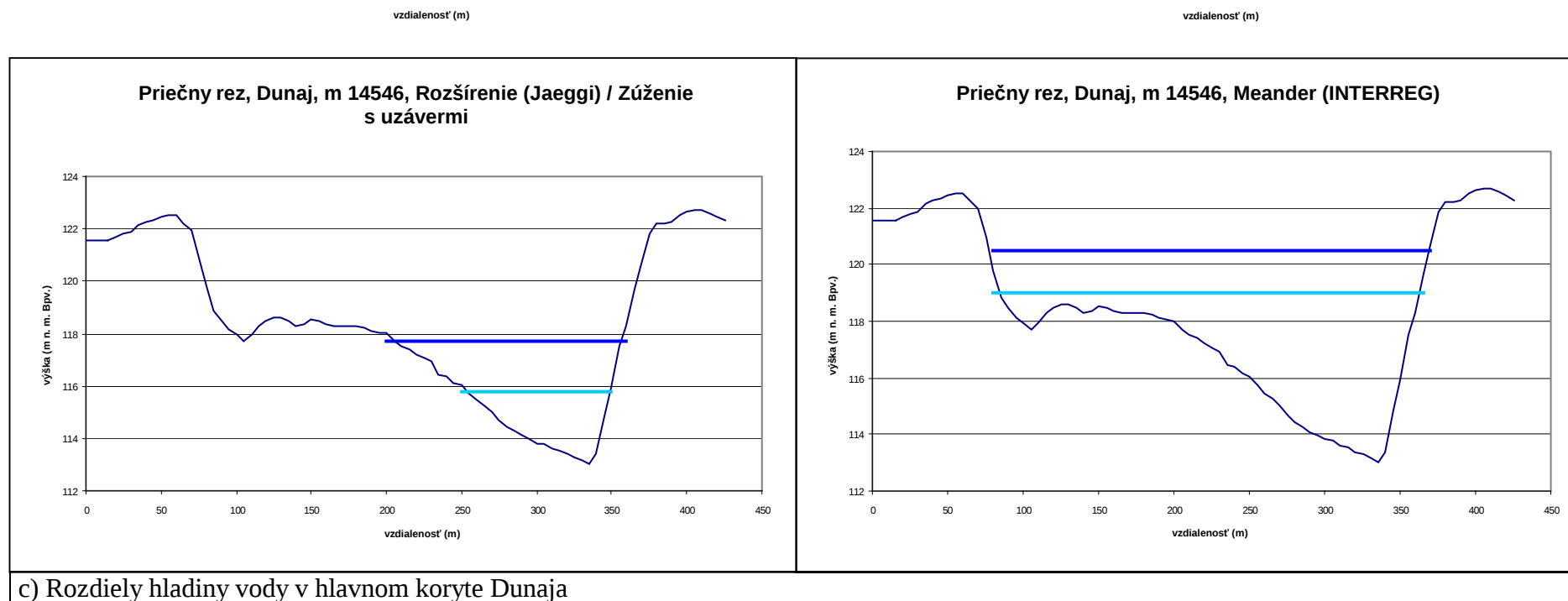


Priečný rez, Dunaj m 14546, Zúženie s uzávermi bočných ramien

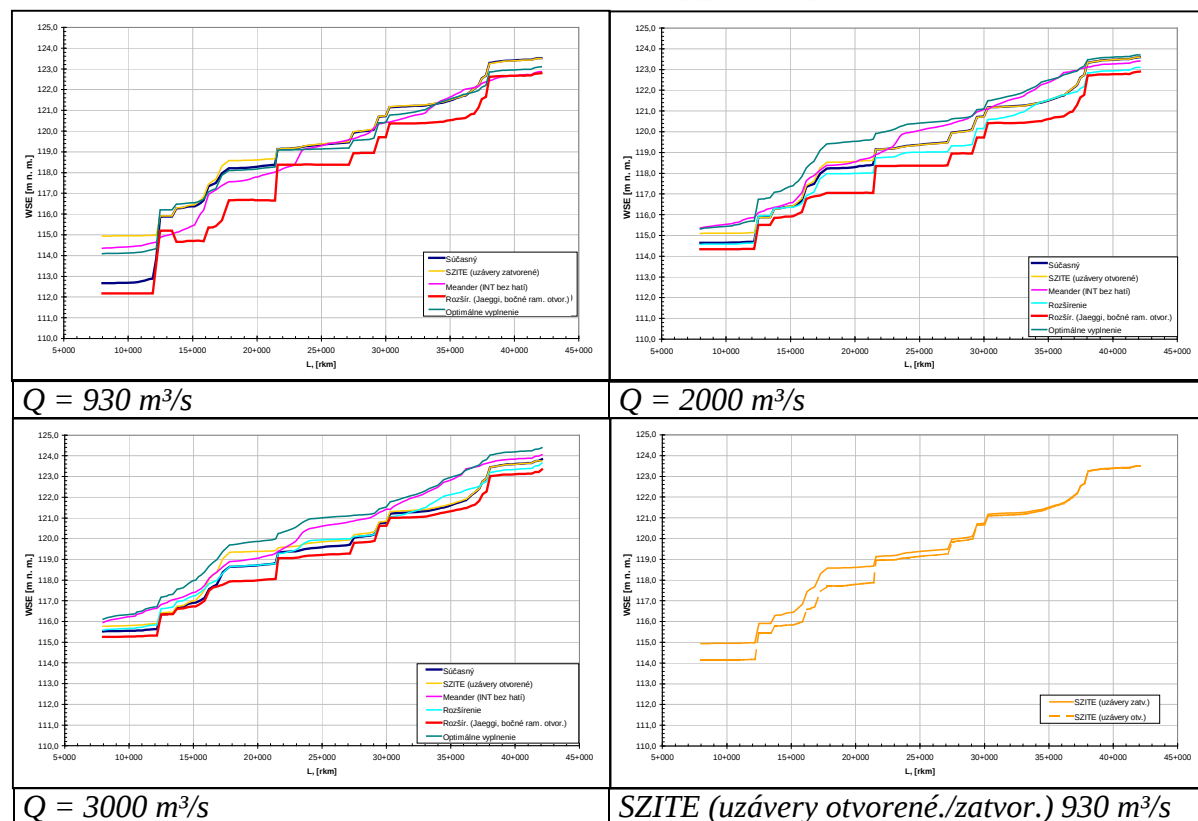


Priečný rez, Dunaj, m 14546, Optimálne vyplnenie

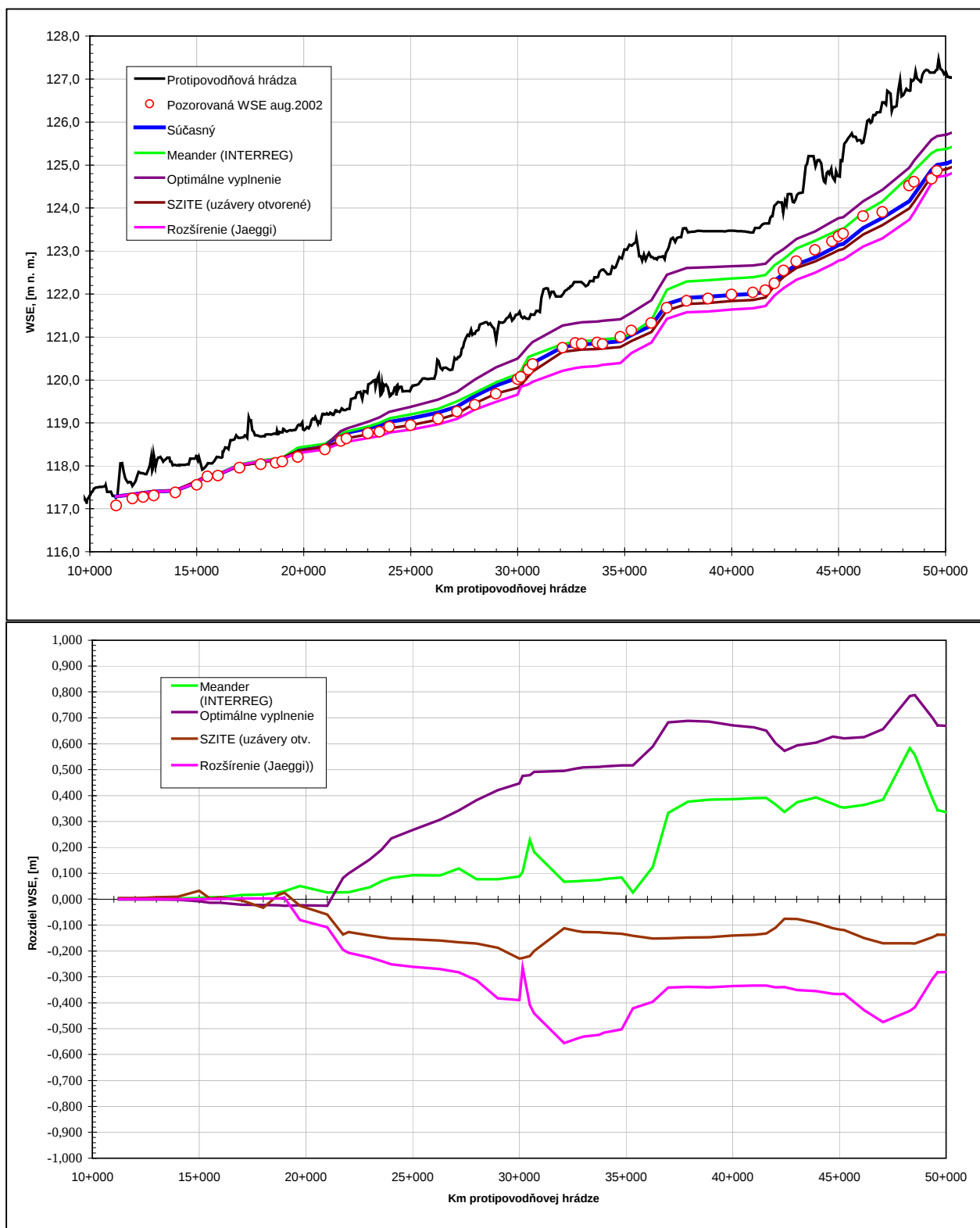




Obr. 8-31 Rozdiel hladiny vody vo vybraných priečných rezoch v hlavnom koryte a v bočných ramenách medzi 750/120 m³/s a 200/40 m³/s (Rozšírenie (J.) porovnávané so Zúžením od 200/40 nebolo zahrnuté do modelovania)



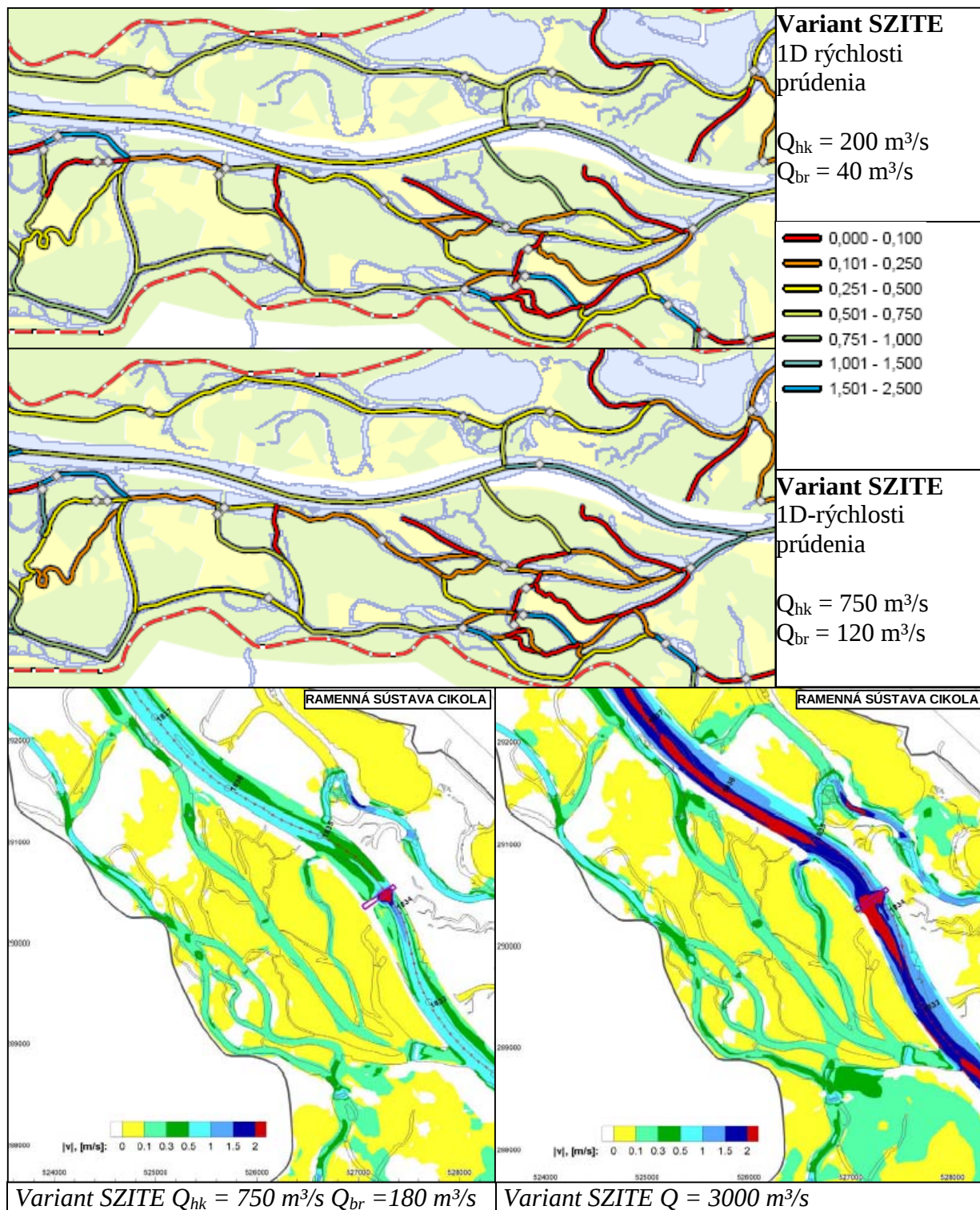
Obr. 8-32 Situácia a hladiny vody v kanáli hlavného bočného ramena pre rôzne varianty



Obr. 8-33 Profily hladiny vody pre povodeň v roku 2002 ($Q_{\text{Devín}} = 10,370 \text{ m}^3/\text{s}$, $Q_{\text{Rajka}} = 6590 \text{ m}^3/\text{s}$, $Q_{\text{Gabčíkovo}} = 3080 \text{ m}^3/\text{s}$, $Q_{\text{odtok}} = 9670 \text{ m}^3/\text{s}$)

8.3.2. Rýchlosti prúdenia

Rýchlosti prúdenia boli počítané pre všetky prietokové scenáre. Rozdelenie rýchlostí prúdenia v priestore a čase je dôležitým faktorom pre zloženie vodnej fauny. Grafmi pre Variant SZITE sa dajú názorne ukázať výsledky dosiahnuté podobným spôsobom pre väčšinu variantov.

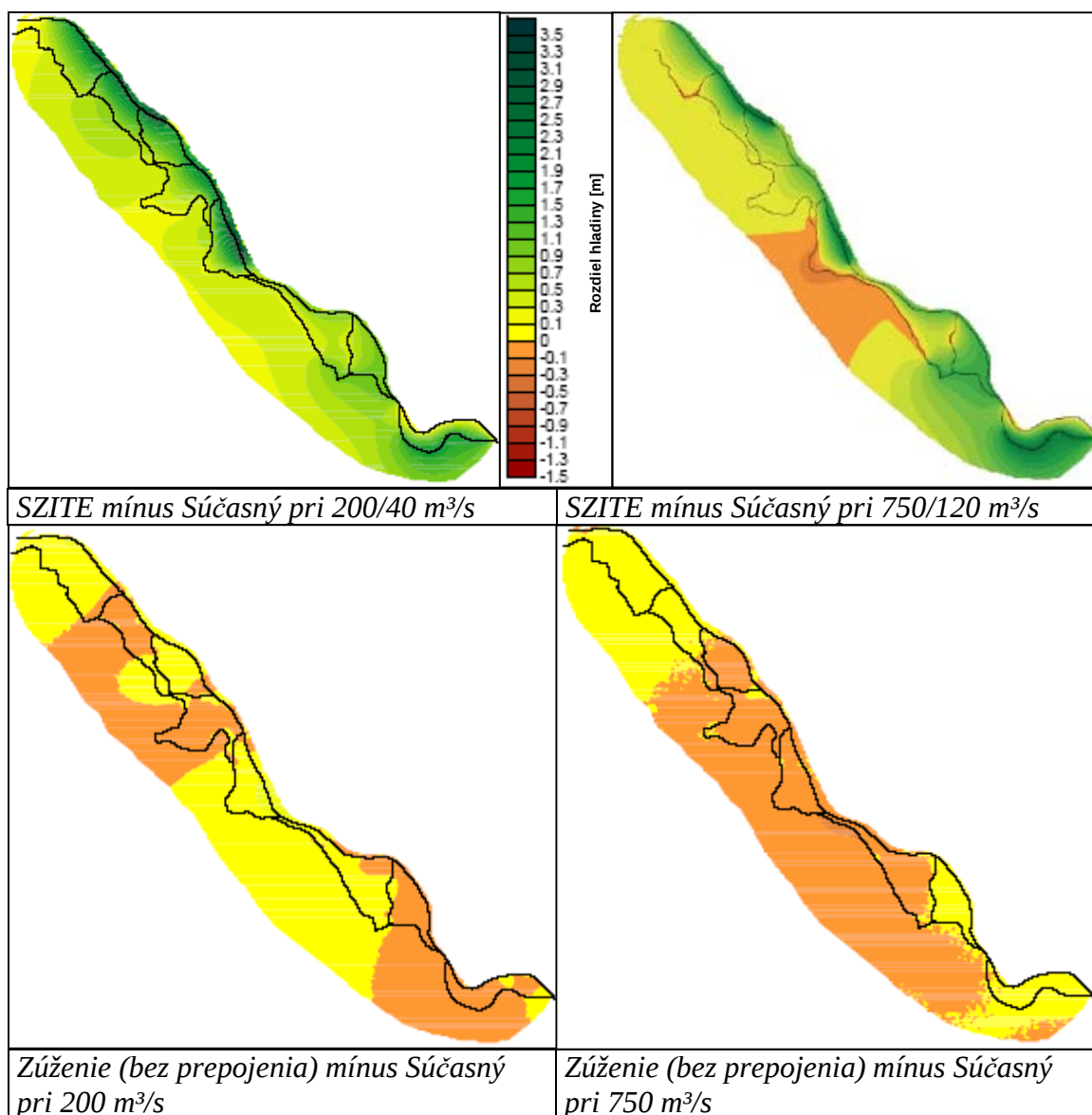


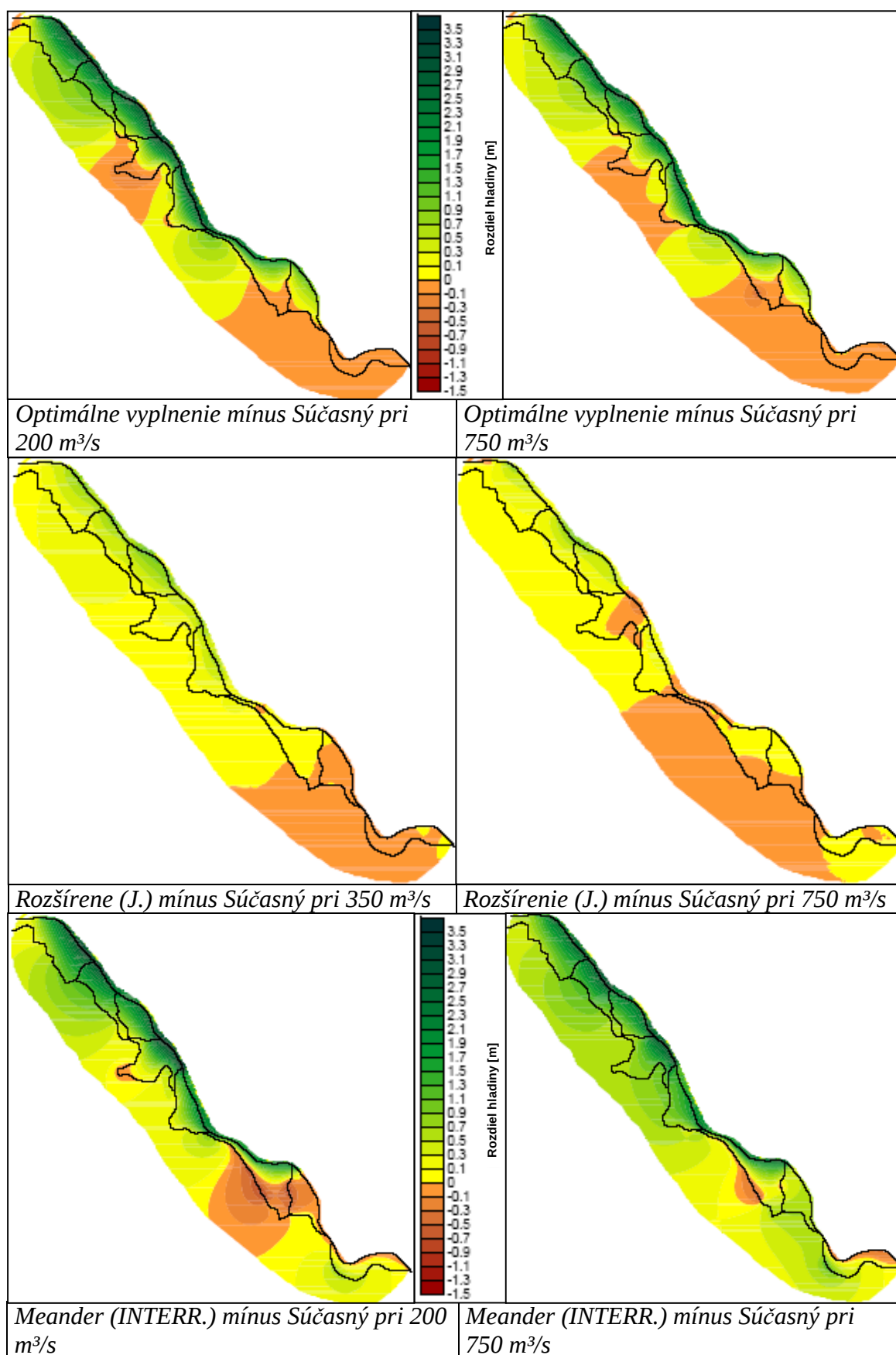
Obr. 8-34 Priestorové rozdelenie rýchlostí prúdenia pre Variant SZITE pri rôznych prietokoch

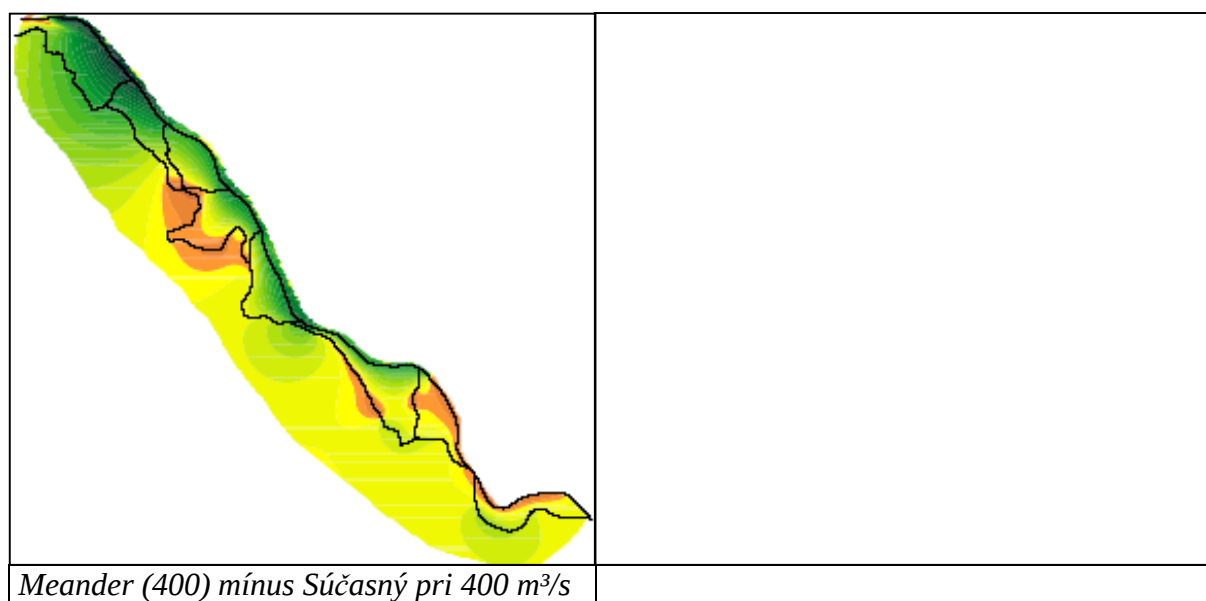
8.3.3. Dynamika hladiny podzemnej vody

Hladiny podzemných vôd boli počítané pre všetky varianty a prietoky od 200, 350, 550 a 750 m³/s v hlavnom koryte. Boli vytvorené mapy rozdielov na projektovom území znázorňujúce stúpnutie alebo pokles hladín podzemných vôd pre rôzne varianty v porovnaní so súčasnou situáciou pri konkrétnych prietokoch (**Obr. 8-35**). Tieto mapy naznačujú zmeny hladiny podzemnej vody spojené s určitými opatreniami. Žltá a okrovožltá indikuje „bezvýznamnú zmenu“.

Variant Meander (INTERREG) má do určitej miery tendenciu nadhodnocovať stúpnutie hladín podzemných vôd. Toto je spôsobené prietokom ponad brehy (vybrežovaním – pozn. prekl.), čo má v 1D-modeli za následok vyššie hladiny povrchovej vody než v prírode. Ale všeobecný trend je správny.

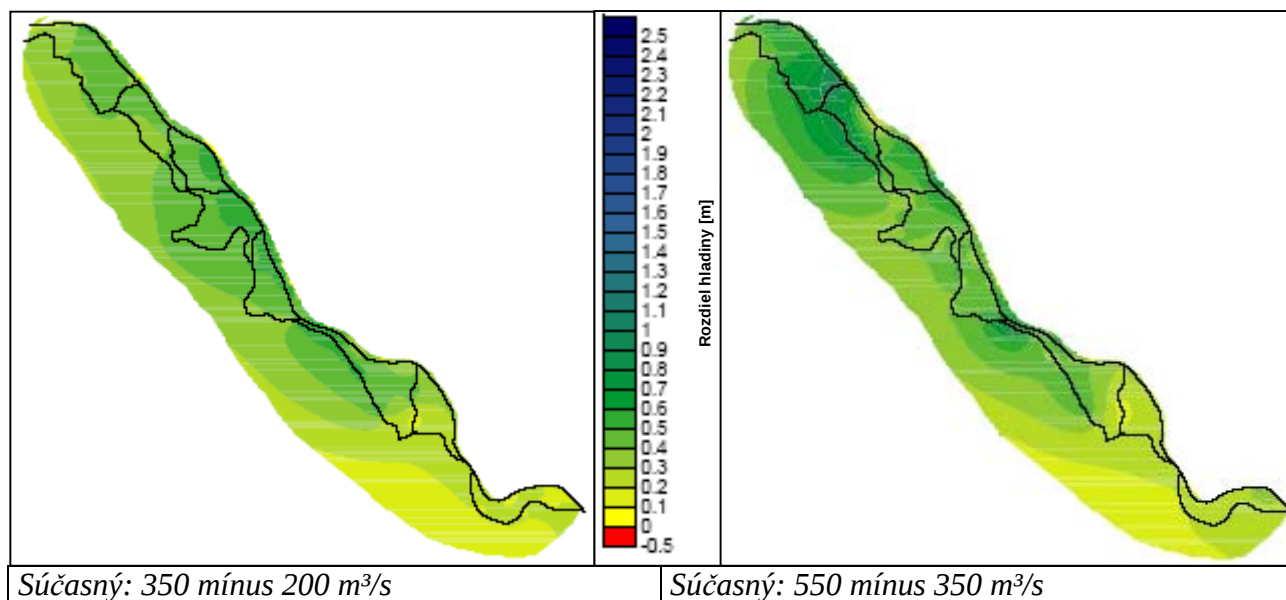


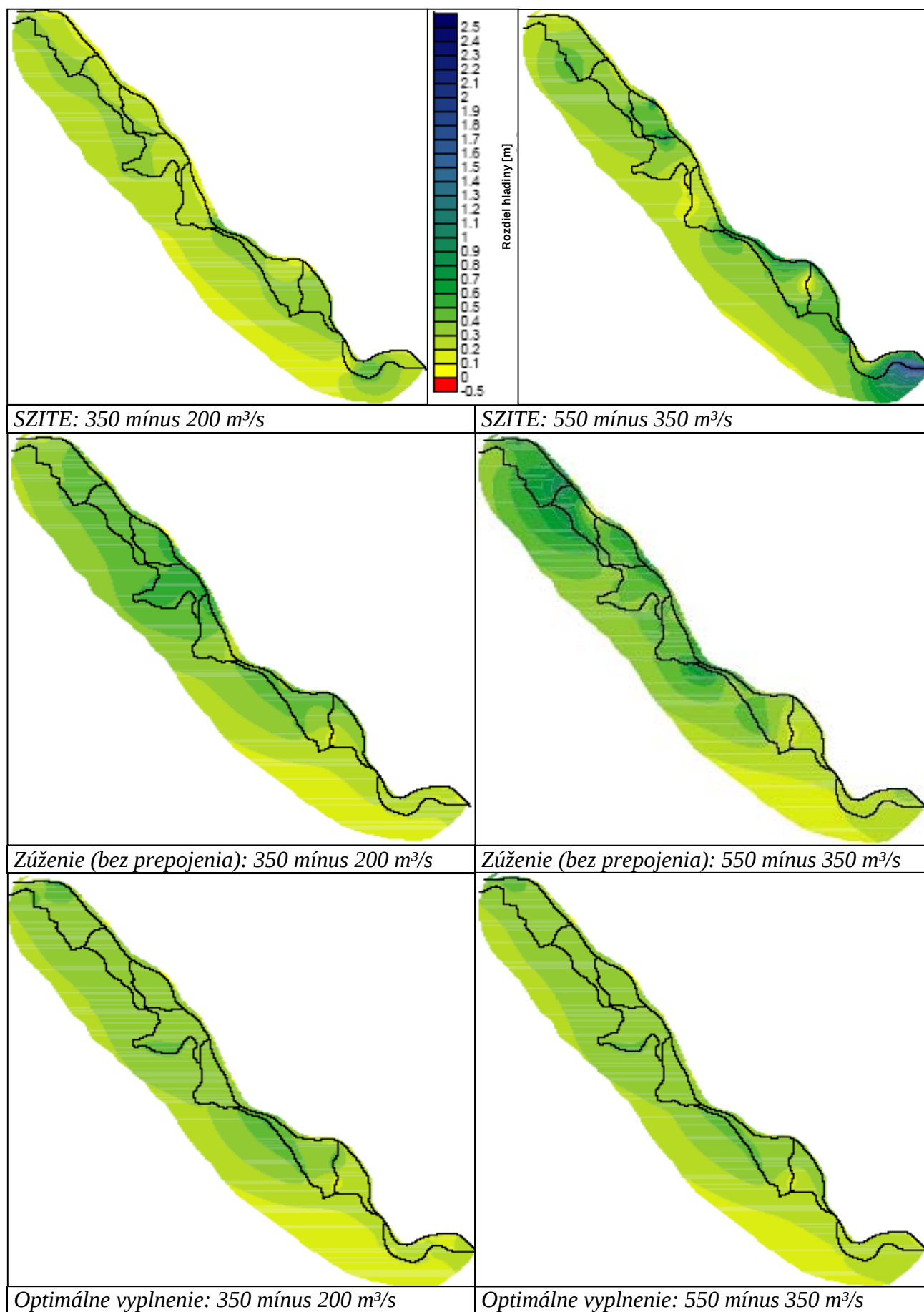


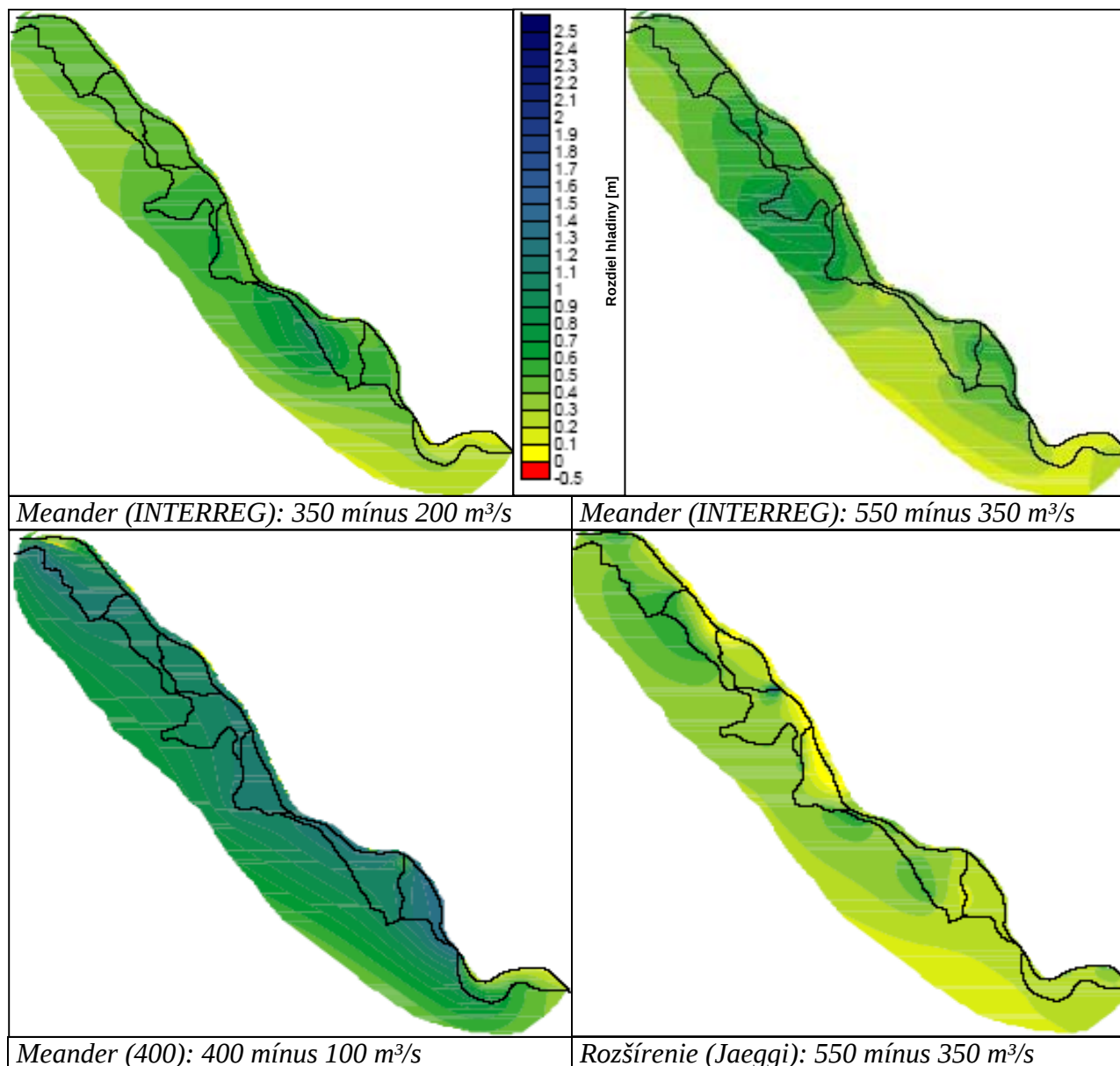


Obr. 8-35 Mapy rozdielov hladín podzemných vôd v porovnaní k súčasným podmienkam

Keďže kolísania podzemnej vody sú dôležitými ukazovateľmi pre terestrické biotopy, boli zostavené mapy rozdielov pre rôzne prietoky (350-200 / 550-350 / 750-550 a 750-200 m³/s) (Obr. 8-36)







Obr. 8-36 Kolísanie hladín podzemnej vody pre vybrané prietoky a varianty

Obr. 8-36 ukazuje kolísania hladiny podzemnej vody medzi 550/120 m³/s a 350/80 m³/s pre súčasný stav a pre všetky varianty okrem variantu Meander (400), ktorý prevádza 400 m³/s a 100 m³/s v rozšírenom meandrujúcom ramene, zatiaľ čo v koryte Dunaja udržiava len zostatkový prietok 50 m³/s. To vysvetľuje výrazný rozdiel v odozve podzemnej vody tohto konkrétneho variantu.

Opäť je dôležité mať na pamäti, že kolísania podzemnej vody závisia ako na štruktúrnych opatreniach, tak aj na kolísaní prietoku stanoveného prietokového režimu.

8.3.4. Morfodynamika

a) Interpretácia výsledkov modelu s ustáleným stavom

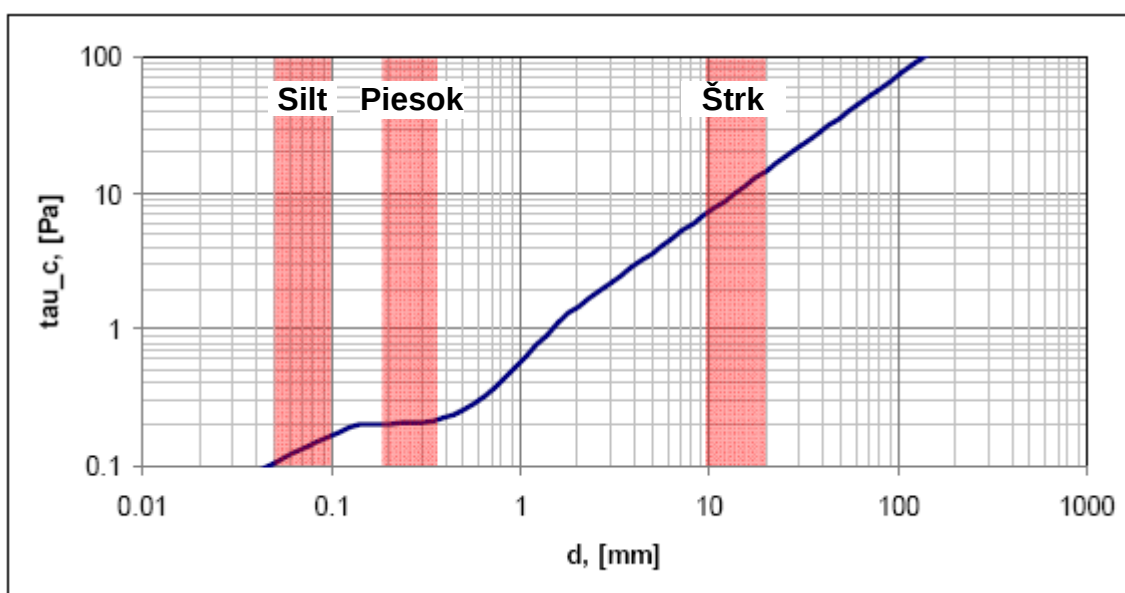
1D a 2D modelovanie poskytuje informácie o priestorovom rozdelení rýchlostí prúdenia a šmykovom napätí v sieti korýt v celej inundácii. Z rozdelení zrnitosti sedimentov a odborných znalostí o začínajúcom pohybe sedimentov je možné vyvodiť závery o priestorovom rozložení úsekov korýt so siltom, pieskom a štrkom a o miestach, kde je možné očakávať morfodynamické procesy erózie, sedimentácie a bočného pohybu. Celková stabilita koryta v zmysle dlhodobého zarezávania a zanášania sa bola skúmaná modelovaním v neustálenom stave (Kapitola 8.3.4 b).

Morfodynamické procesy sú silne spojené s veľkosťou a trvaním povodňových prietokov. Preto, okrem štruktúrnych rehabilitačných opatrení, je kľúčovým parametrom naštartovania vývoja koryta prietokový režim. Navyše, ďalším dôležitým prvkom je dopĺňanie splavenín, najmä pre dlhodobý vývoj koryta.

Posúdenie pohybu sedimentu bolo založené na kritických hodnotách šmykového napätia podľa Shieldsa (1936)³⁰, ktoré sú uvedené v **Tab. 8-7** a **Obr. 8-37**.

Tab. 8-7 Kritické šmykové napätie pre začínajúci pohyb rôznych veľkostí zrn

	Štrk	Piesok	Silt
Priemer (mm)	20	0,25	0,05
Kritické šmykové napätie (Pa) alebo (N/m²)	15	0,2	0,1

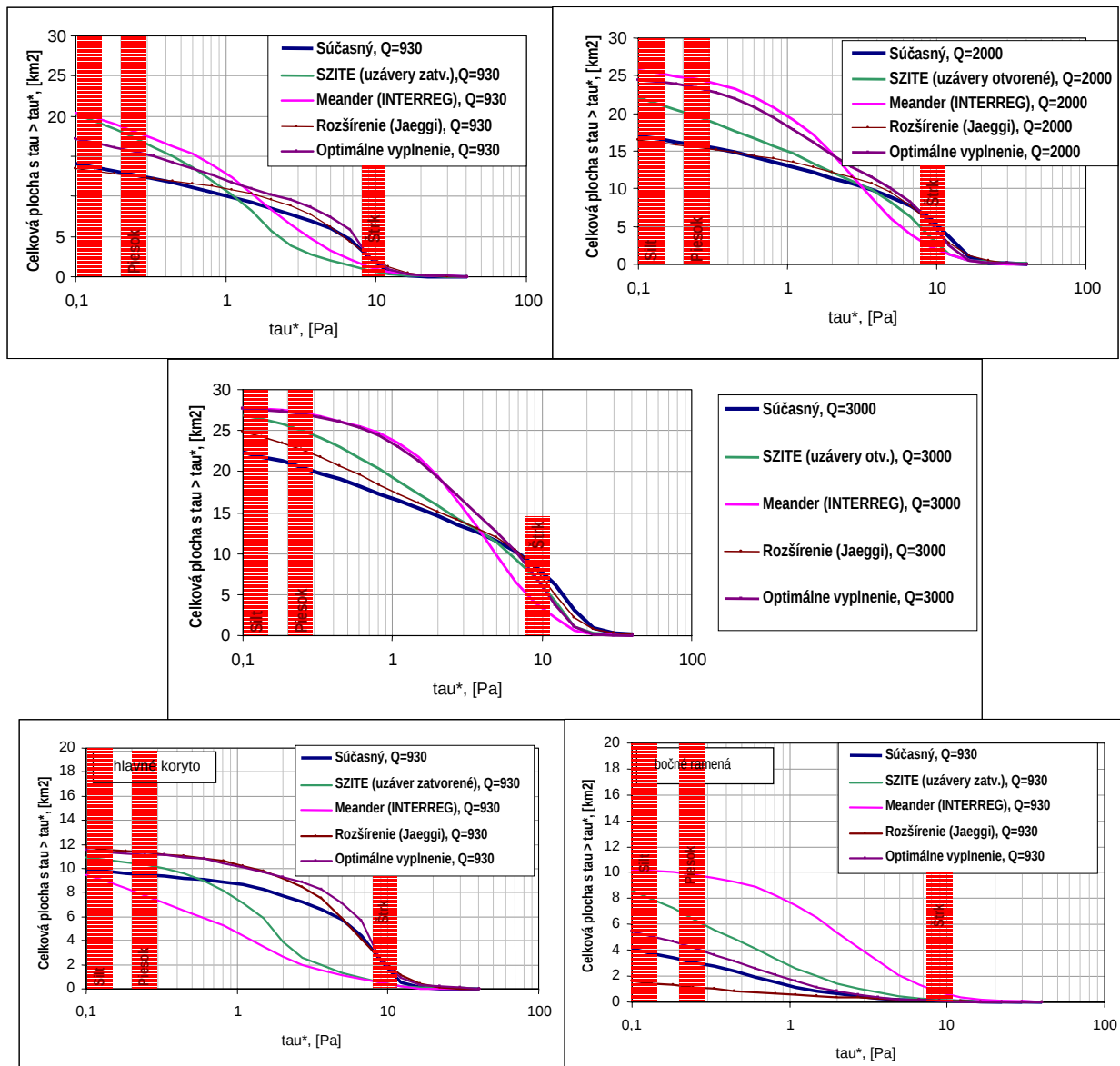


Obr. 8-37 Kritické šmykové napätie tau pre začínajúci pohyb veľkostí zrn podľa Shieldsa

V 2D-modeli bola vypočítaná celková plocha, ktorá prekročila konkrétne kritické šmykové napätie pre súčasný stav a každý variant. Výsledné grafy je možné interpretovať podobným

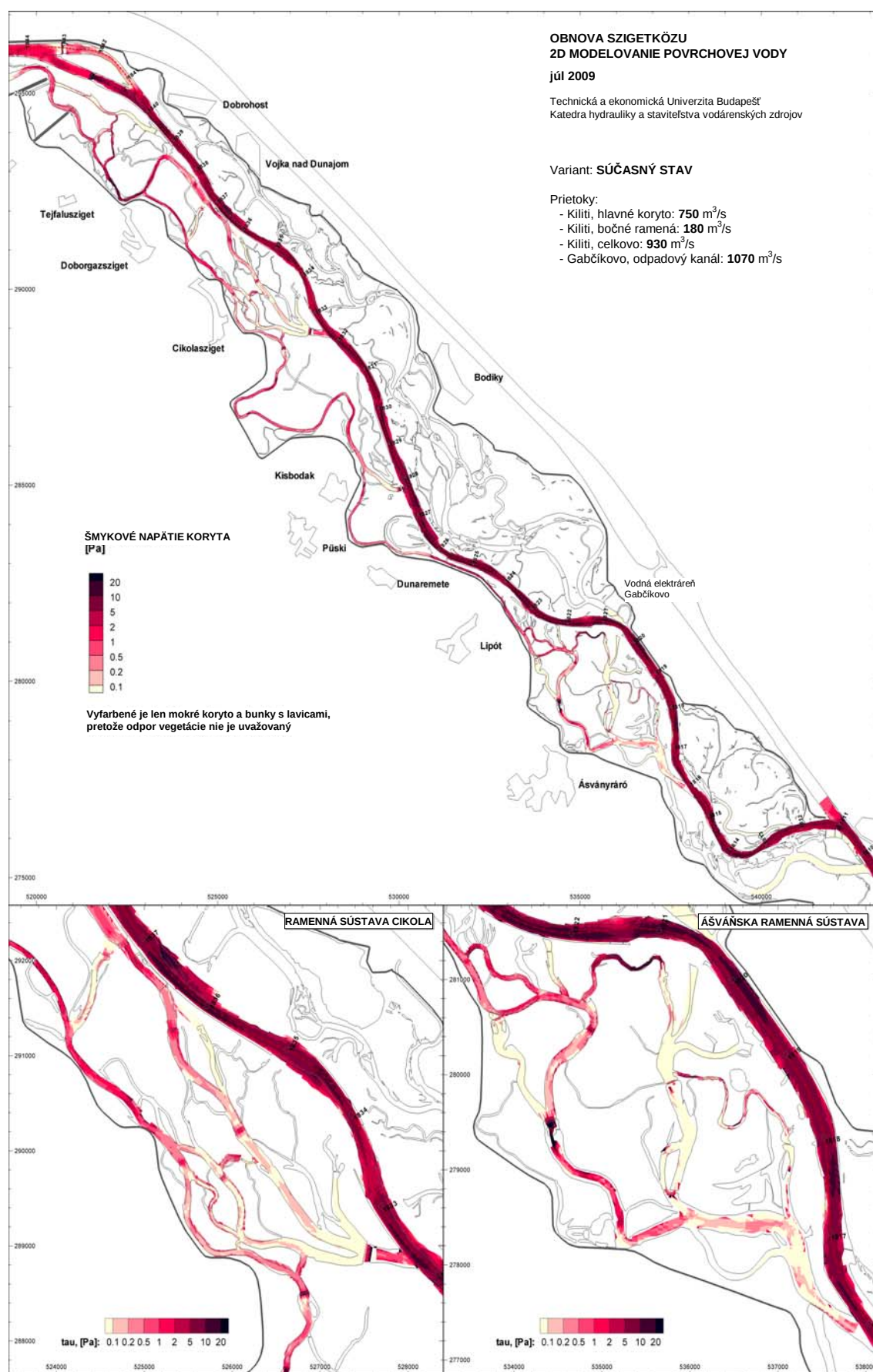
³⁰ Shields, A. (1936): Aplikácia mechaniky podobnosti a výskumu turbulencie na pohyb splavenín („Anwendung der Aehnlichkeitsmechanik und der Turbulenz -Forschung auf die Geschiebebewegung“). Správa Pruského výskumného ústavu vodných stavieb a stavby lodí (Mitteilungen der Preussische Versuchsanstalt für Wasserbau und Schiffbau), Berlín, Nemecko, No. 26.

spôsobom ako krivky trvania prietoku; pre každý výsledok je však dôležité zvažovať zmeny celkovej plochy. Je zrejmé, že varianty obsahujúce budovanie hatí sú menej spôsobilé pre pohyb štrkov a väčšie územia sú náchylnejšie na siltáciu (zanášanie bahnom – pozn. prekl.) (Obr. 8-38).

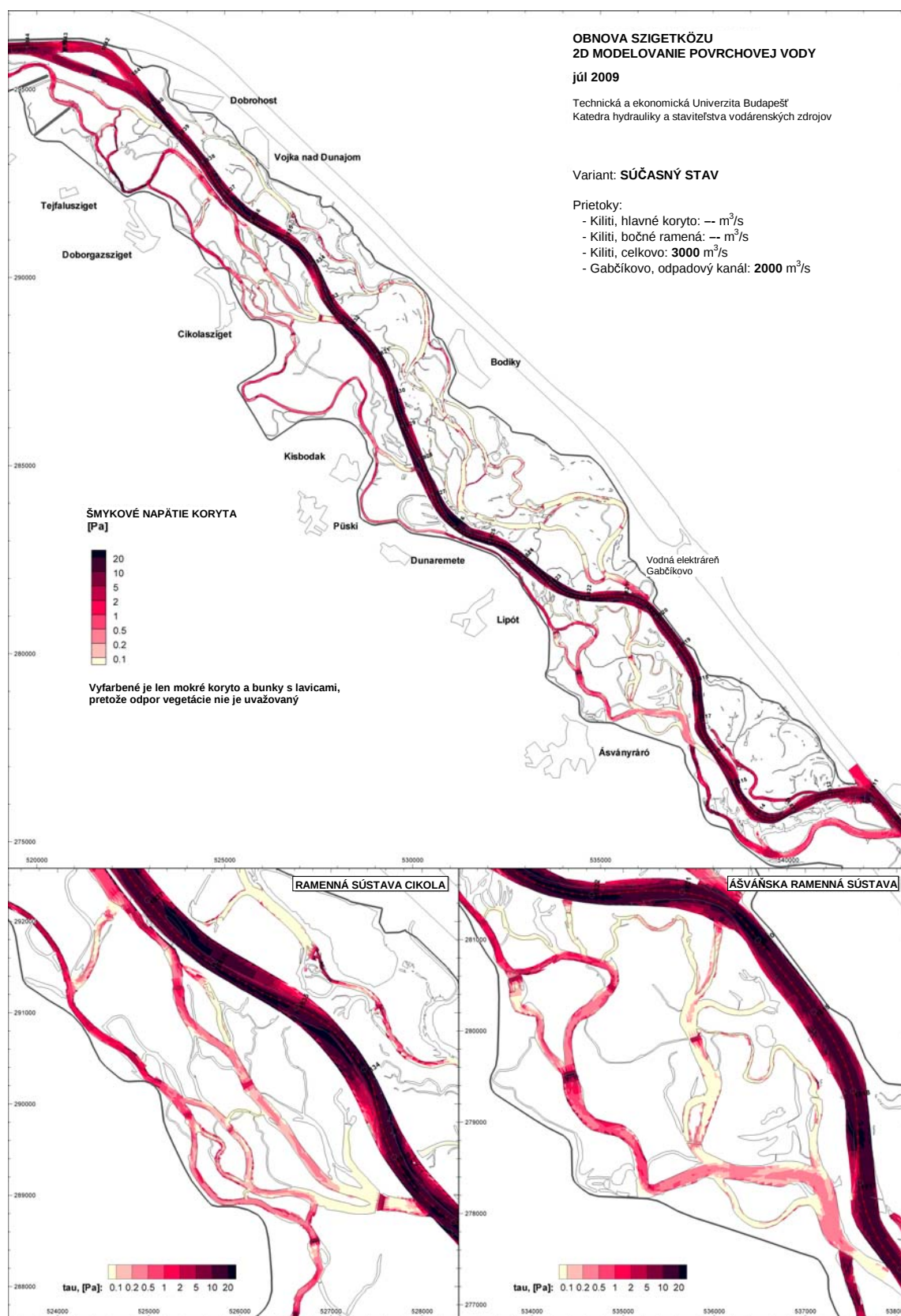


Obr. 8-38 Plošné rozšírenie kritického šmykového napätia pre 930, 2000 a 3000 m³/s (2D-model)

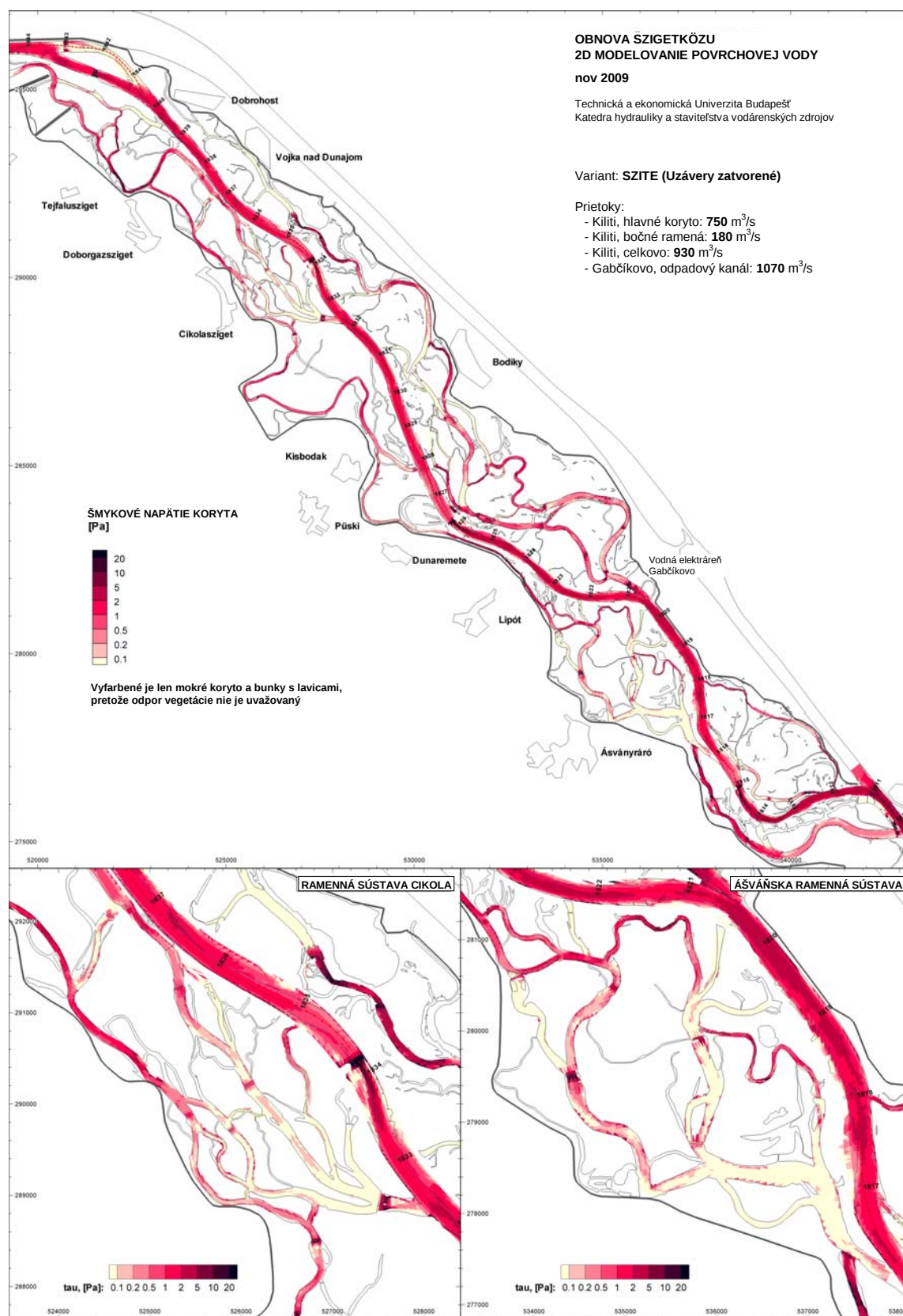
Z Obr. 8-39 až Obr. 8-48 je možné identifikovať úseky koryt, ktoré pravdepodobne budú pokryté siltom, zatiaľ čo ostatné, ktoré sú vystavené vyšším rýchlostiam prúdenia stále majú piesčito-štrkovité dno. Úseky koryt, ktoré pravdepodobne budú lokálne vyčistené je možné tiež odhadnúť, najmä ak porovnáme rôzne varianty.



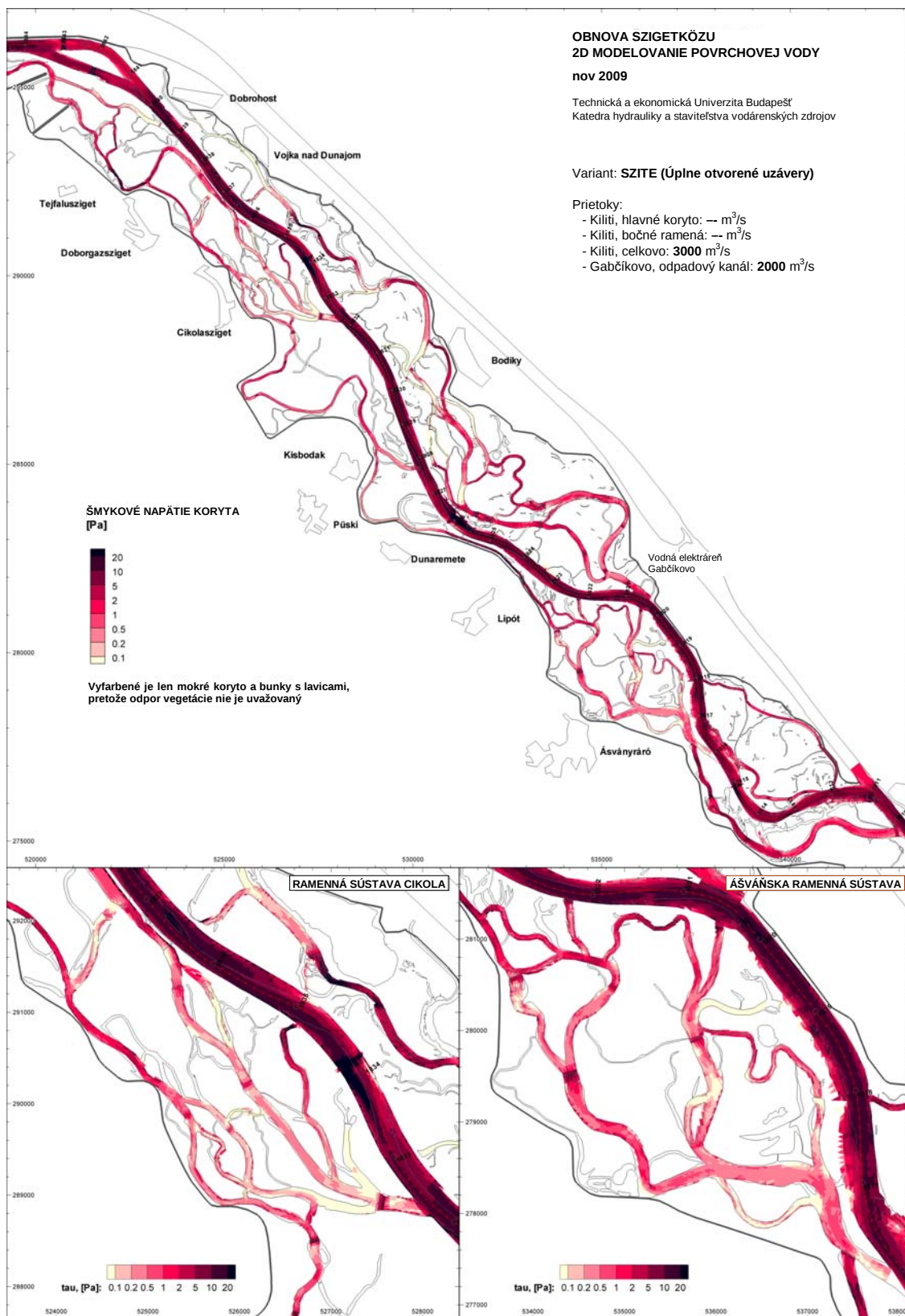
Obr. 8-39 Priestorové rozdelenie šmykového napätia pre Súčasný stav pri 930 m³/s



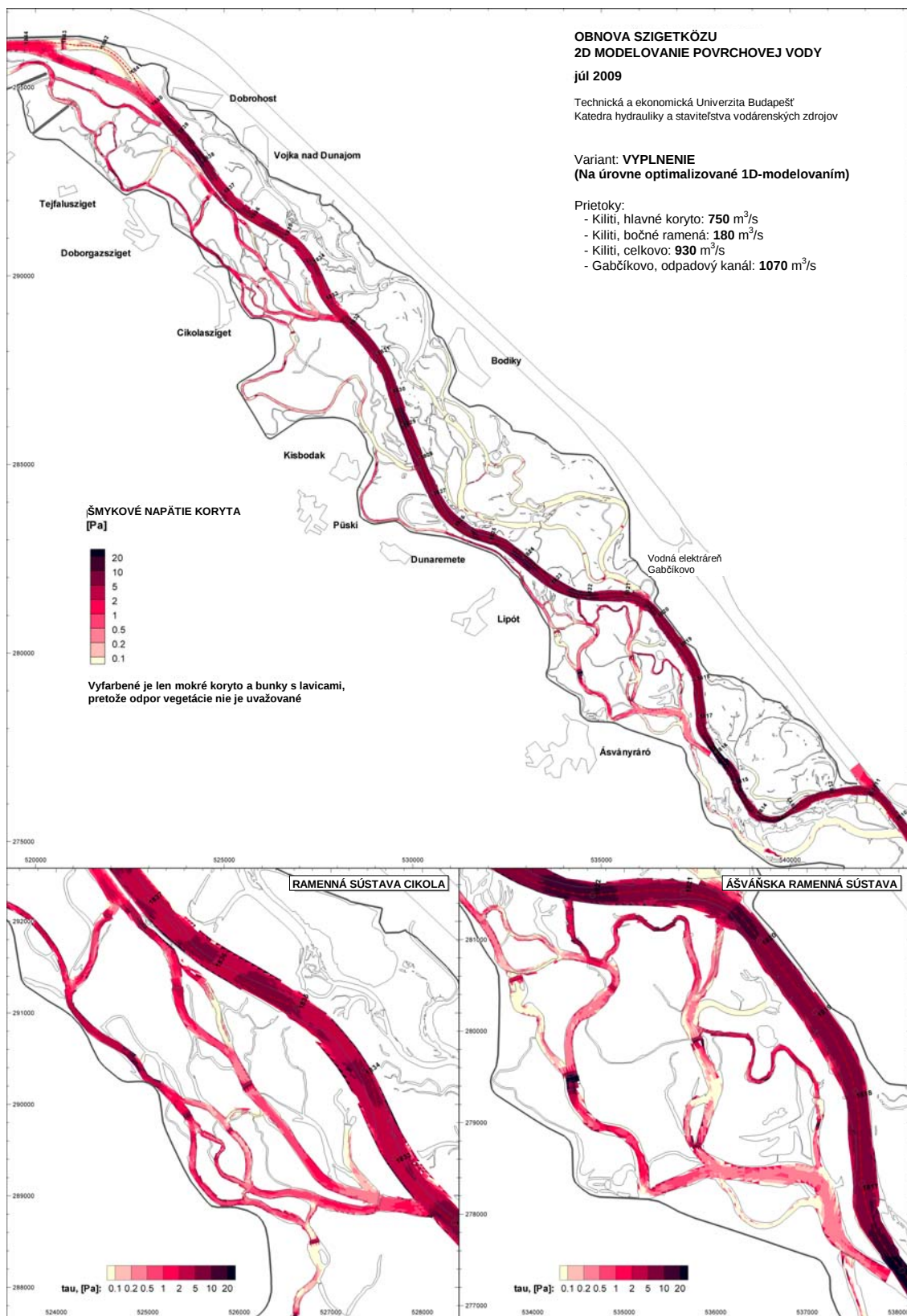
Obr. 8-40 Priestorové rozdelenie šmykového napätia pre Súčasný stav pri 3000 m^3/s



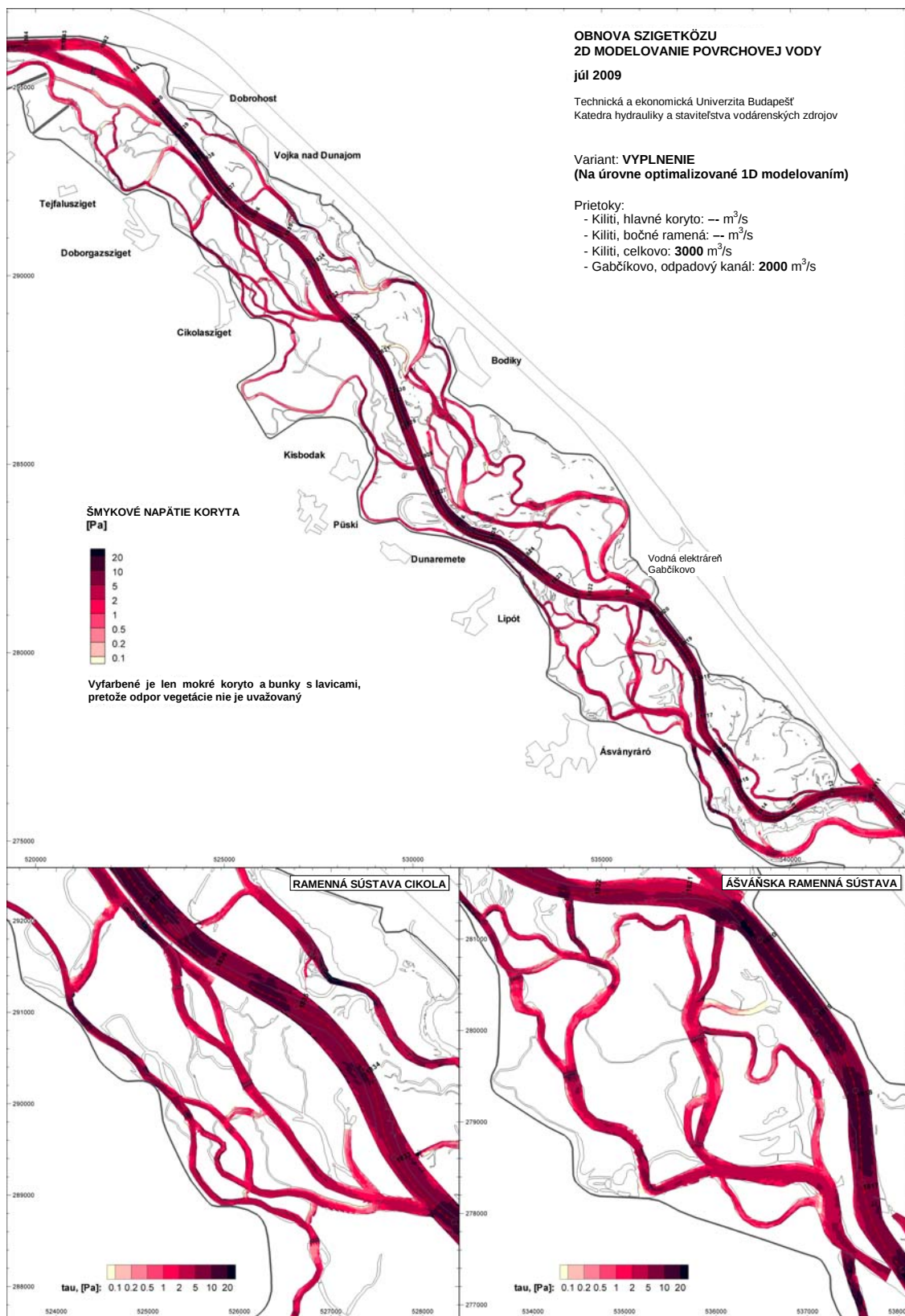
Obr. 8-41 Priestorové rozdelenie šmykového napätia pre variant SZITE pri 930 m³/s (uzávery zatvorené)



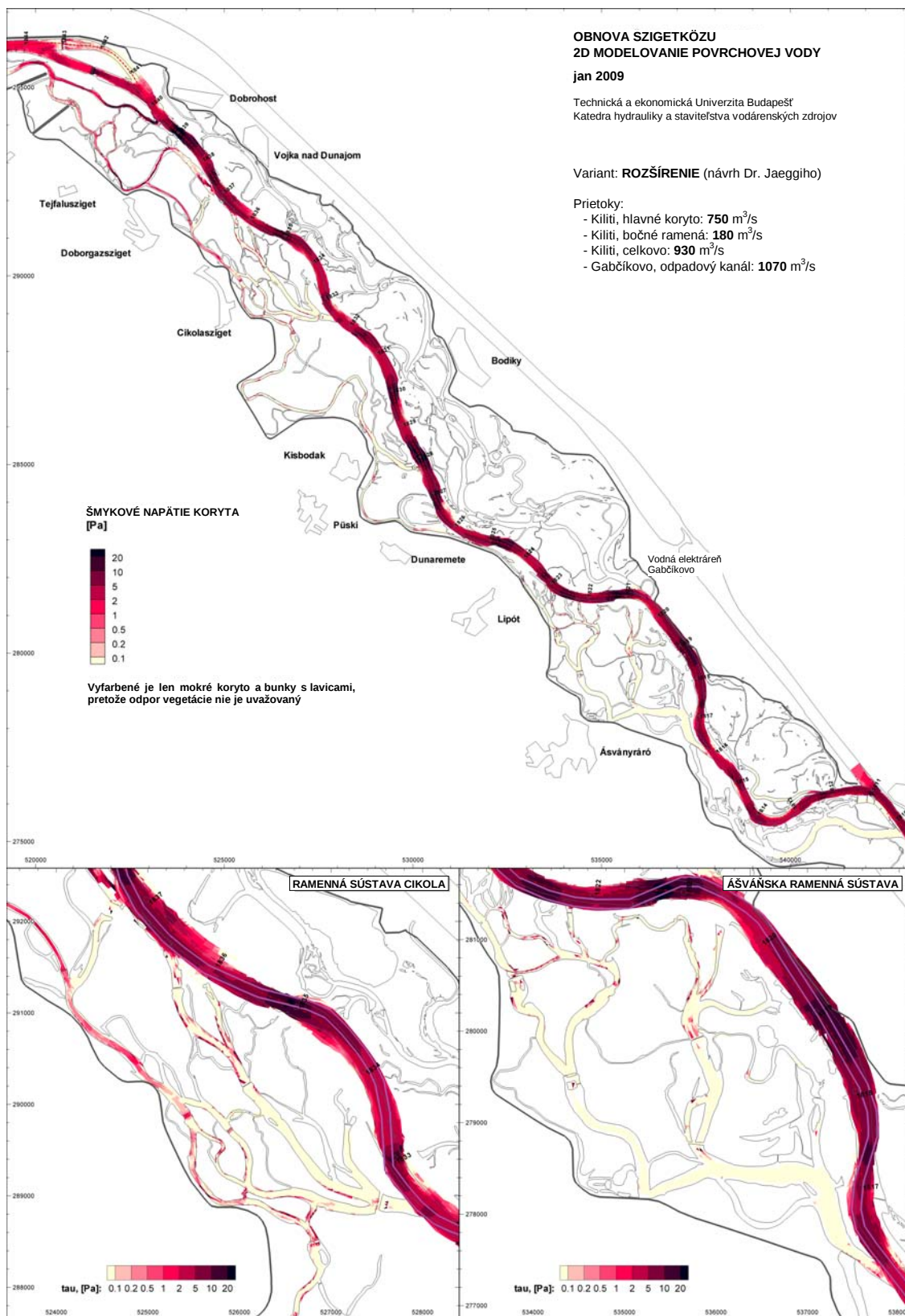
Obr. 8-42 Priestorové rozdelenie šmykového napätia pre variant SZITE pri 3000 m^3/s (uzávery otvorené)



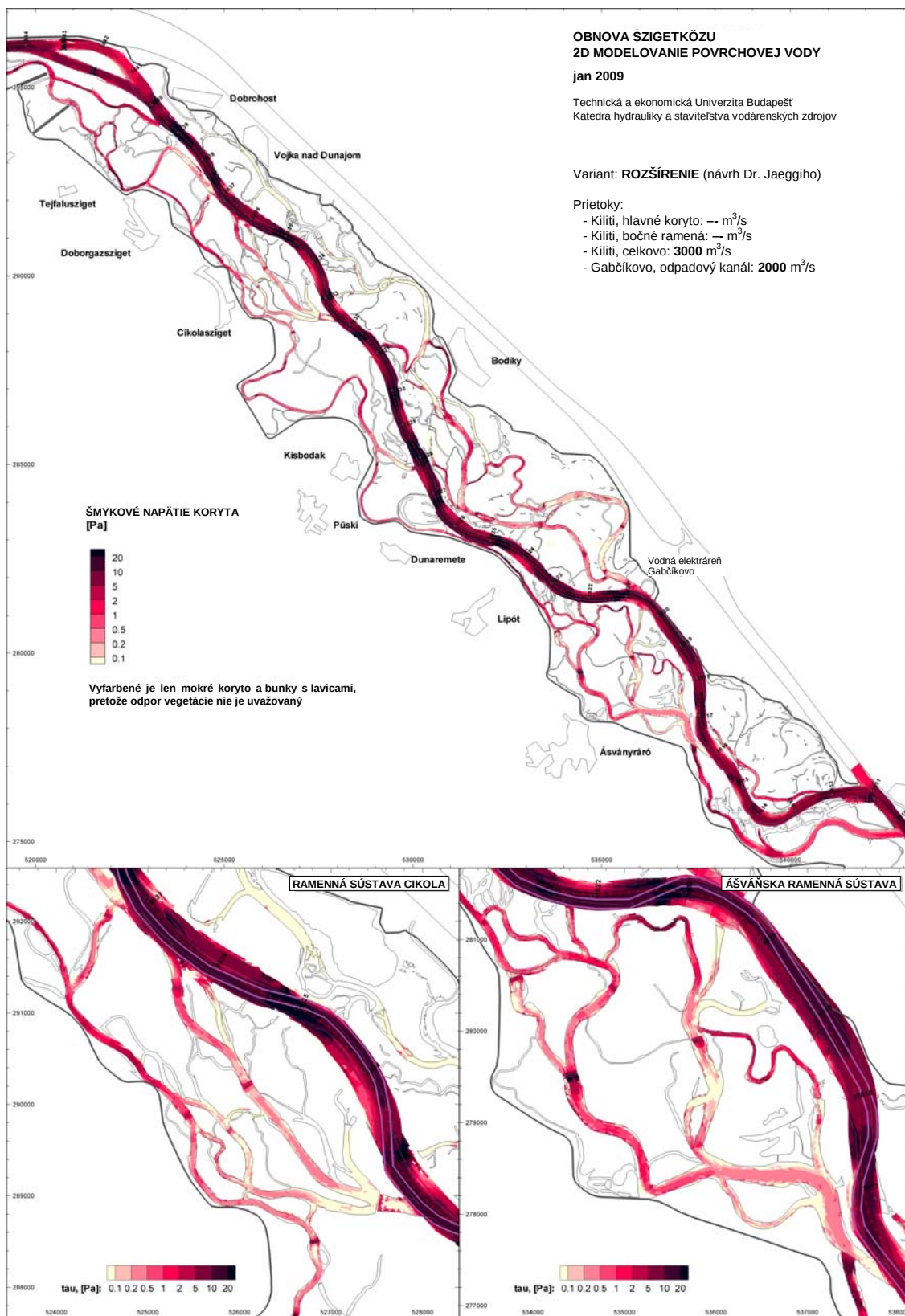
Obr. 8-43 Priestorové rozdelenie šmykového napätia pre variant Optimálneho vyplnenia pri 930 m³/s



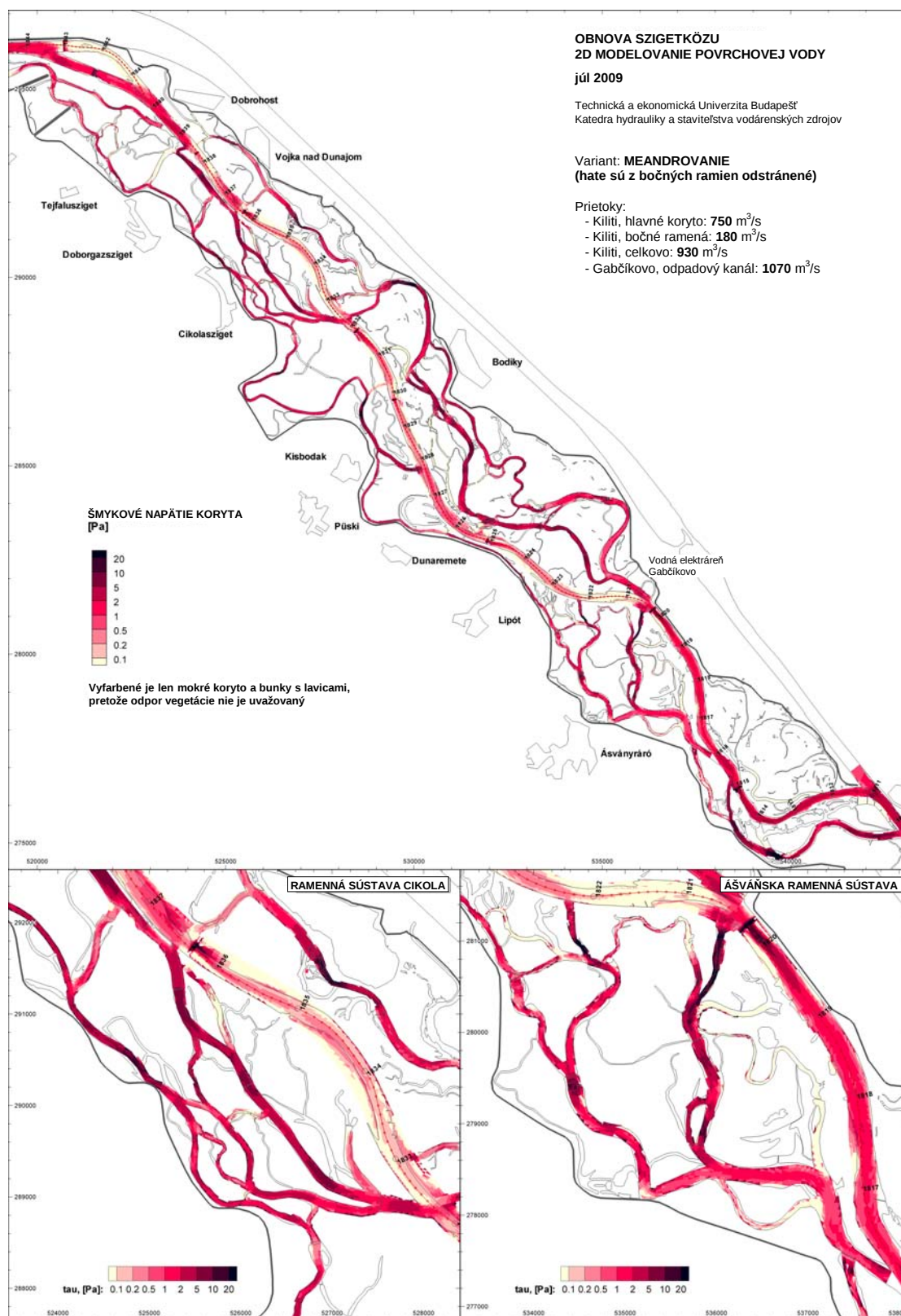
Obr. 8-44 Priestorové rozdelenie šmykového napätia pre variant Optimálneho vyplnenia pri 3000 m^3/s



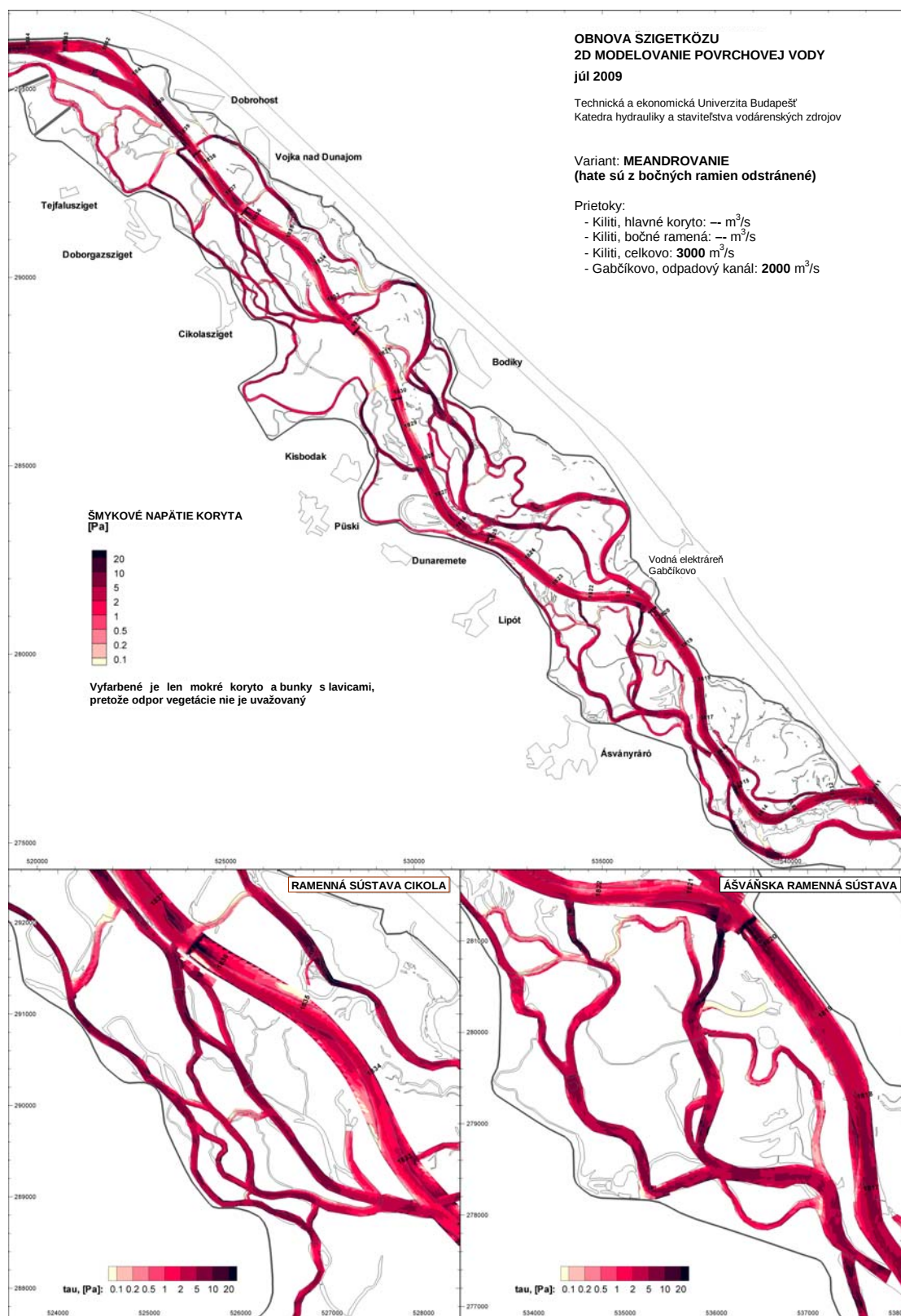
Obr. 8-45 Priestorové rozdelenie šmykového napätia pre variant Rozšírenia (Jaeggi) pri 930 m³/s



Obr. 8-46 Priestorové rozdelenie šmykového napätia pre variant Rozšírenia (Jaeggi) pri 3000 m^3/s



Obr. 8-47 Priestorové rozdelenie šmykového napätia pre variant Meander (INTERREG) pri 930 m³/s, žiadne hate v bočných ramenách

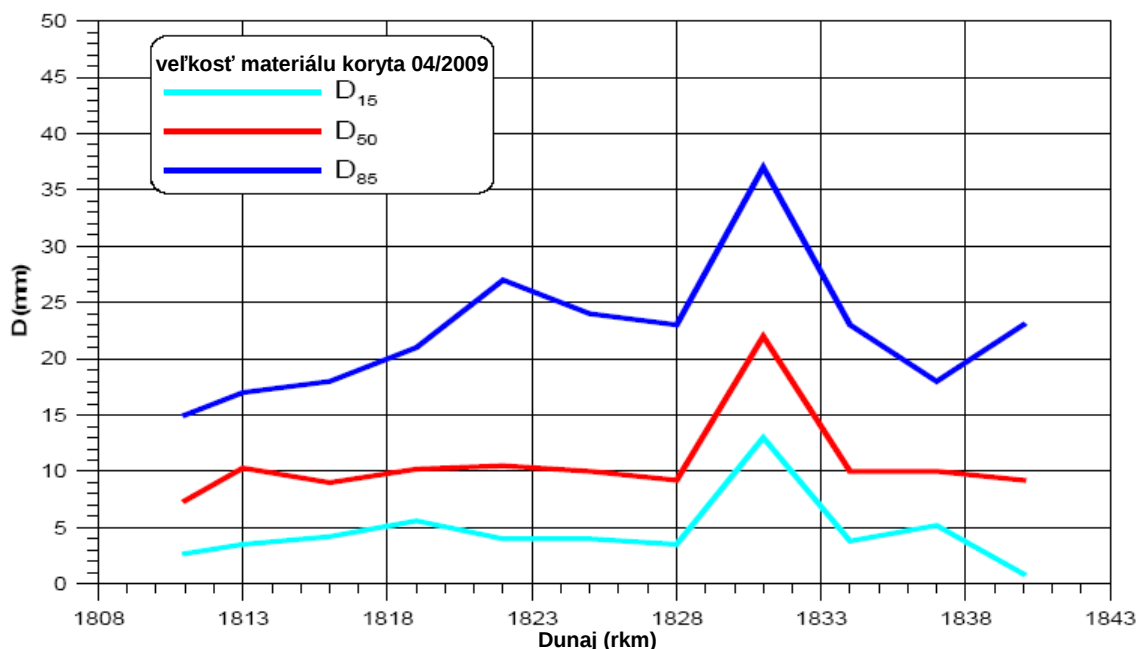


Obr. 8-48 Priestorové rozdelenie šmykového napätia pre variant Meander (INTERREG) pri $3000 \text{ m}^3/\text{s}$,
 žiadne hate v bočných ramenách

b) Morfológické modelovanie³¹

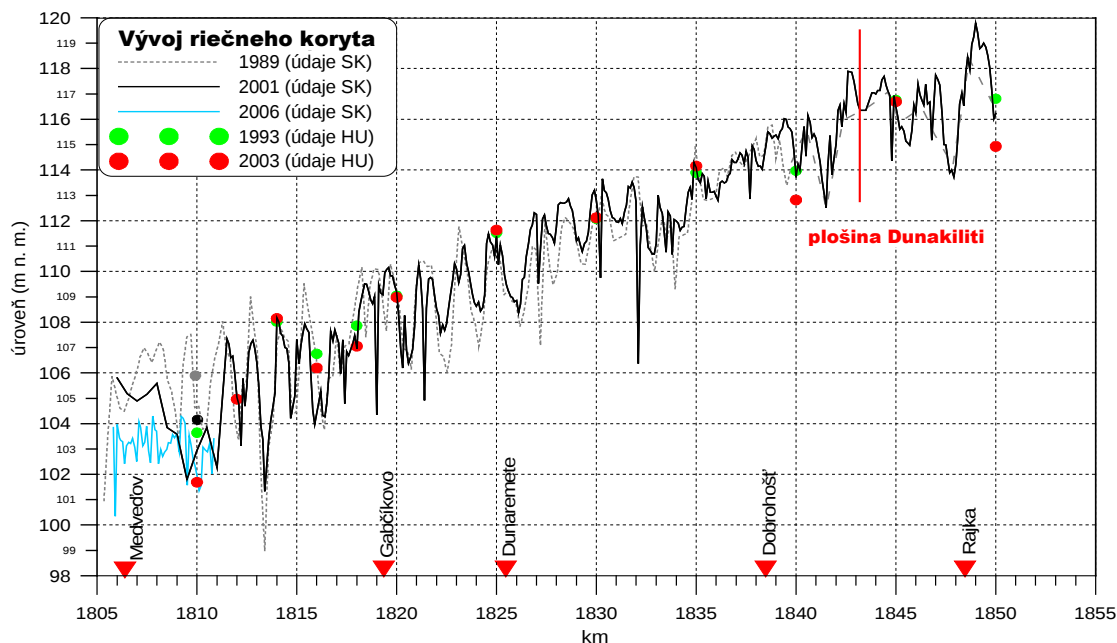
Pre tie varianty, ktoré nezahŕňajú hate v hlavnom koryte bol v záujme skúmania vplyvov opatrení na pozdĺžny profil Dunaja použitý 1D morfológický model.

Boli analyzované rozdelenia zrnitosti koryta z rôznych zdrojov a období, vrátane vzoriek z roku 2009 (**Obr. 8-49**). Pre beh modelov bolo prijaté $d_{50} = 10$ mm. Nebola k dispozícii žiadna analýza brehového materiálu, informácie z vrtov pre studne na podzemnú vodu indikovali nehomogénne vrstvy piesku a štrku, ktoré nie je možné použiť ako reprezentatívne vzorky. Čiže sa predpokladalo, že $d_{50, \text{brehy}} = 8$ mm, a boli testované dve verzie vrstiev brehového materiálu.



Obr. 8-49 Výsledky prieskumu korytového materiálu v apríli 2009

³¹ Holubová, K., Lukáč, M. & Capeková, Z. (2009): Morfológický numerický model – vplyvy obnovných scenárov na vývoj koryta Dunaja (rkm 1848,33 – 1806,40), záverečná správa, nov. 2009.

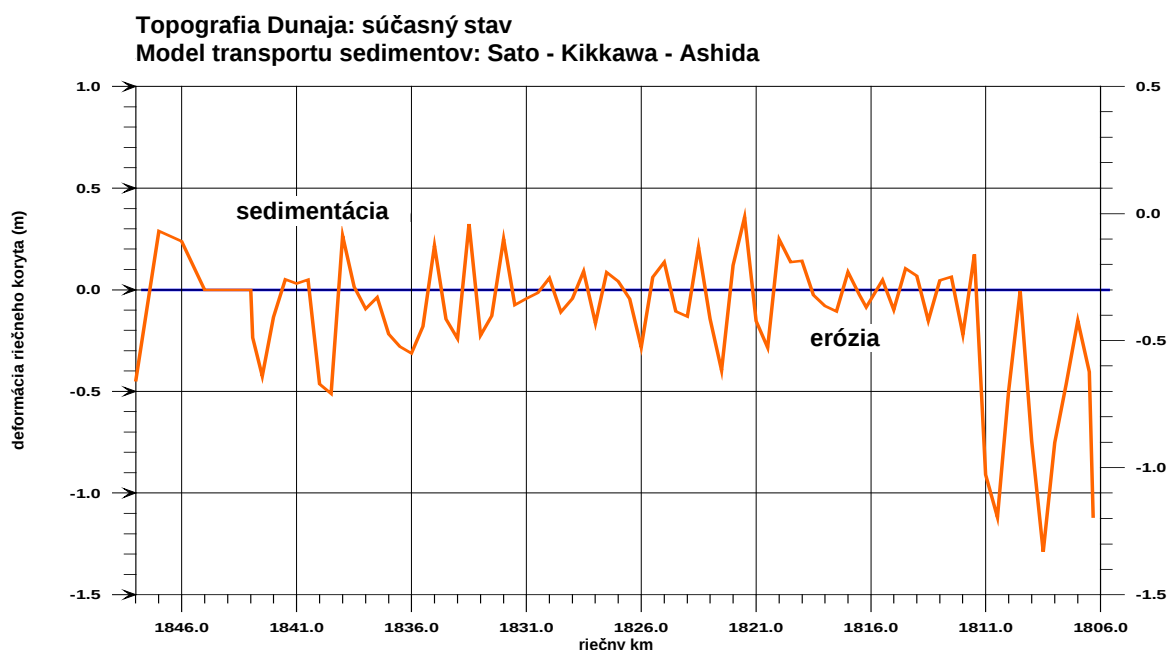


Obr. 8-50 Vývoj riečneho koryta Dunaja (1989-2003)

Podľa **Obr. 8-50** došlo pod sútokom k niekoľkokometrovému výraznému zarezaniu sa, ktoré odštartovalo spätnú eróziu v koryte Dunaja až po približne rkm 1822.

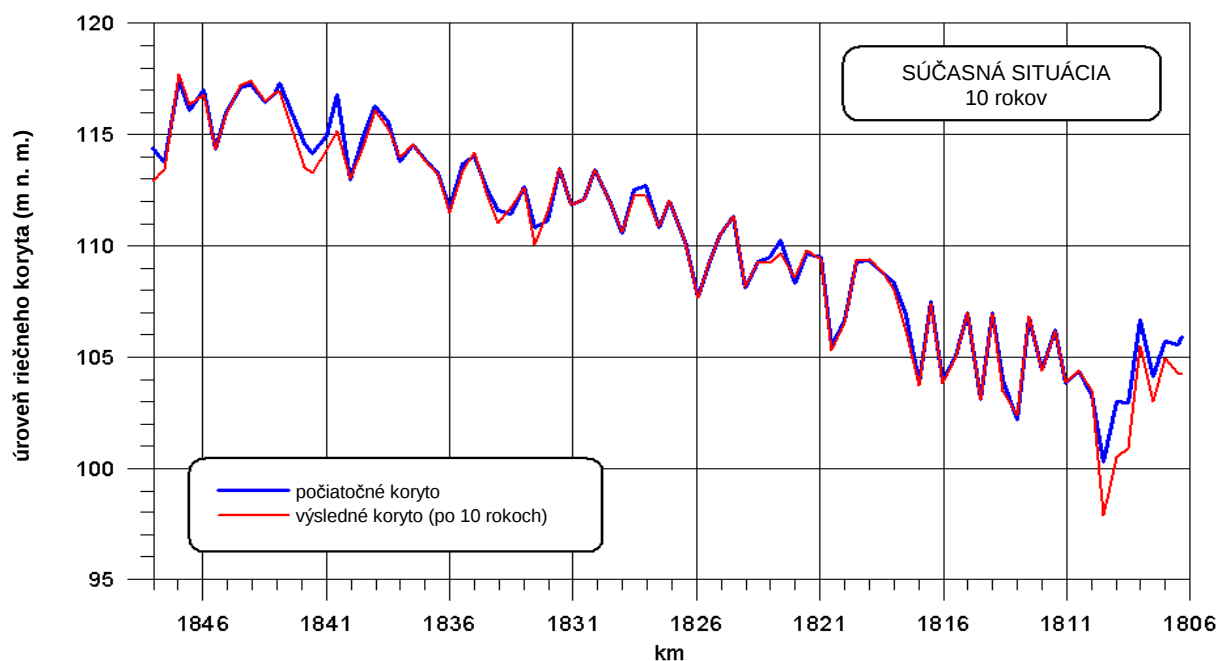
Prvé spustenia modelu ukázali, že pohyb splavenín začína pri prietoku 900-1200 m³/s. K plynulému transportu však dochádza v rozmedzí prietokov medzi 1400 a 1800 m³/s. Maximálne miery transportu sú dosiahnuté pri prietoku plným korytom okolo 3000 m³/s.

Pre morfológické modelovanie sa využili časové rady denných prietokov simulujúcich roky 2001 a 2002, v posledne uvedenom vrátane dvoch veľkých povodňových prietokov. Navyše boli pre simuláciu použité časové rady rokov 1995-2005. Pre scenár Rozšírenie (viď nižšie) bolo opakovanými cyklami simulované obdobie 40-tich rokov.

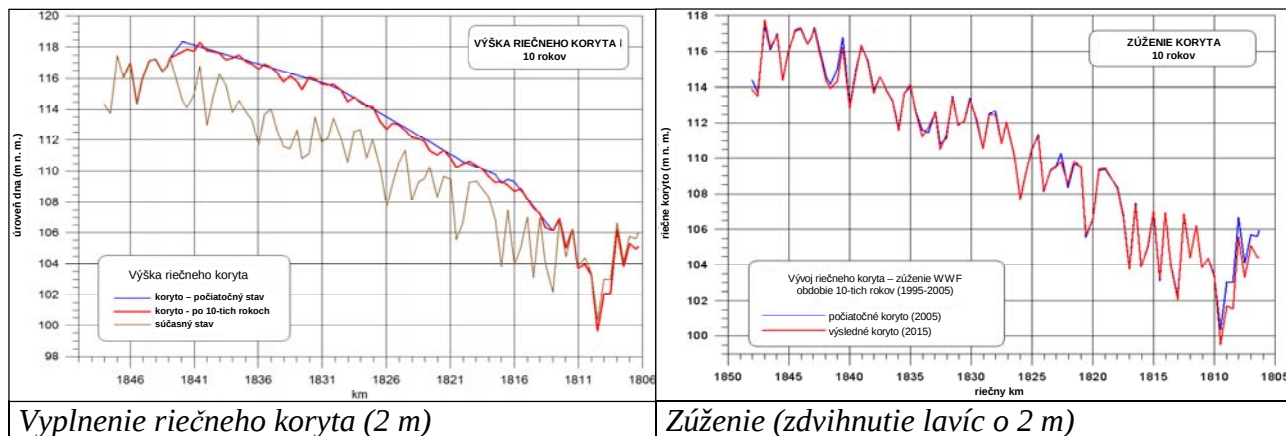


Obr. 8-51 Relatívne zmeny úrovne koryta pre súčasný stav, modelovanie obdobia rokov 2001-2002

Modelovanie súčasného stavu bolo použité na kalibráciu a rovnako ako referenčná podmienka pre simuláciu variantov. Výsledky ukazujú pomerne stabilné podmienky s tendenciou zblížovania úrovne dna pod haťou Dunakiliti (rkm 1843) a výrazným zarezávaním a na sútoku. Toto je zrejme z **Obr. 8-52**, ktorý ukazuje trend po 10-tich rokoch simulácie.



Obr. 8-52 Morfológické zmeny v riečnom koryte – súčasný stav (10 rokov)



Obr. 8-53 Vývoj riečného koryta pre Vyplnenie koryta (2 m) a Zúženie (1995-2005)

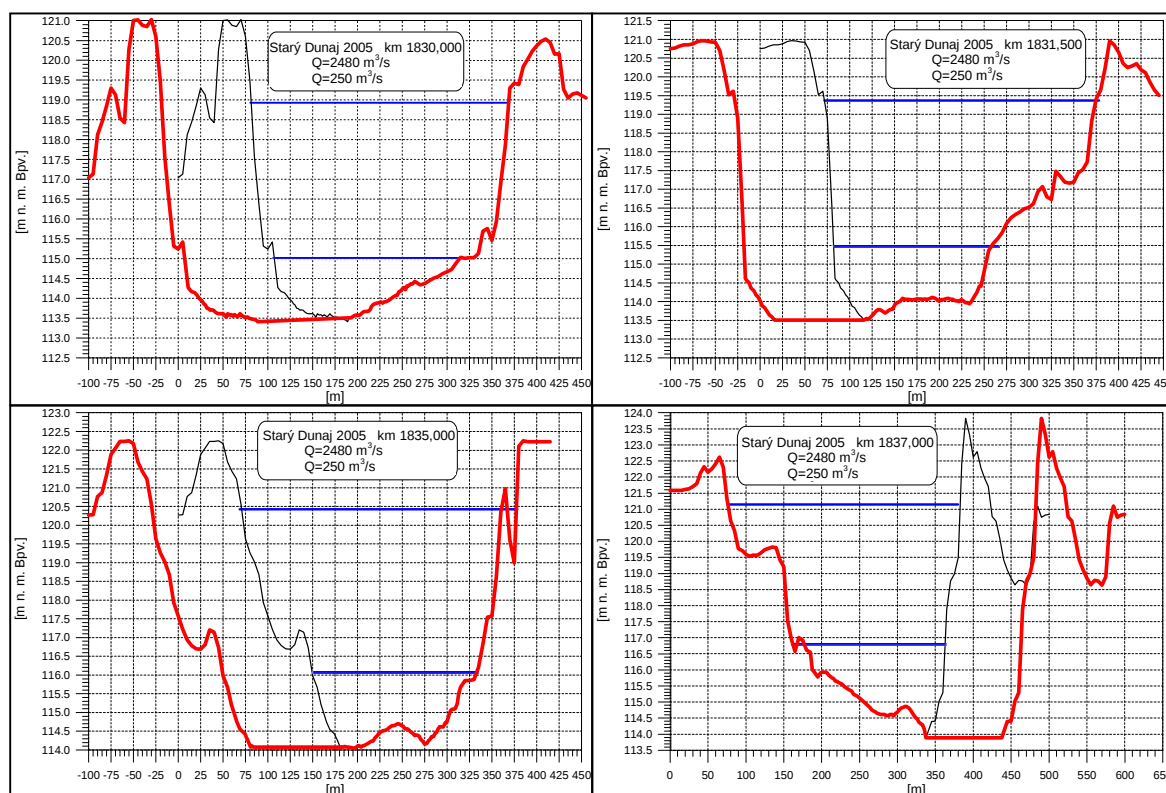
Verzia „**Vyplnenia riečného koryta**“ je sub-variantom „Optimálneho vyplnenia“ a vzťahuje sa na priemerné zdvihnutie úrovne dna o 2 m (lokálne až do 5 m). Predpokladá sa, že dnový materiál zdvihnutej úrovne dna zodpovedá prírodným podmienkam. Zmeny zaznamenané v pozdĺžnom profile po 10-tich rokoch (**Obr. 8-53**) poukazujú na zvýšenie lokálnej erózie (max. 120 cm). Dokonca, aj keby boli svahy riečného koryta stále udržiavané, existujú tam niektoré evidentné náznaky systematickej erózie riečného koryta. Vyššiu premenlivosť úrovne riečného koryta je možné čiastočne pripísať pomerne rovnomernej úrovni riečného koryta na začiatku procesu simulácie (vyrovnané riečne koryto).

„Zúženie“ sa vzťahuje na variant s lavicami zdvihnutými o 2 m, ako je popísané v Kapitole 8. Obr. 8-53 ukazuje, že pri súčasnom prietokovom režime by pozdĺžny profil zostal pomerne stabilný. Morfologické zmeny sú veľmi podobné tým, ktoré sú zaznamenávané v scenári ‘súčasného stavu’. Lokálnou eróziou (max. 60 cm) bolo ovplyvnených len pár oblastí. V záujme zvýšenia účinnosti tohto scenára je potrebné významnejšie zúženie riečného koryta a primerané prietoky.

„Rozšírenie“ koryta Dunaja bočnou eróziou pozdĺž vonkajších brehov bolo v morfologickom modeli realizované na testovacím úseku medzi rkm 1840 a 1830. Keďže procesy bočnej erózie nebolo možné v modeli riešiť, bolo testovaných niekoľko prístupov, ktorými sa menili rýchlosti bočnej erózie a prispôbovanie profilu, zloženie brehového materiálu, miesta dopĺňania sedimentu a simulácie „suchých“ a „mokrých“ rokov.

Po úspešnom testovaní fungovania morfologického profilu s obdobím rokov 2001-2002 bol vykonaný dlhší simulačný beh za nasledovných predpokladov:

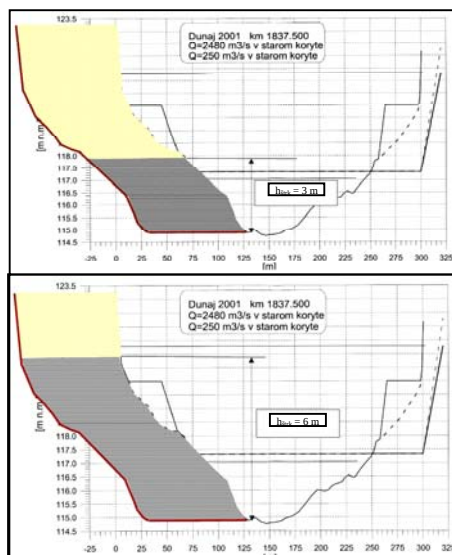
Geometria: Predpokladalo sa, že k rozšíreniu došlo už na začiatku simulácie. Celkové rozšírenie je 100 m, zmena bude dosiahnutá posunutím strmšieho brehu (zvyčajne konkávnej časti riečného ohybu) o 100 m smerom von. Prúdnicu je takto rozšírená o 100 m (Obr. 8-54).



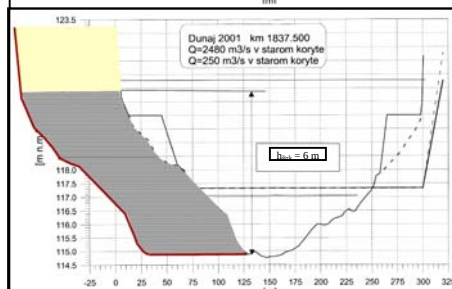
Obr. 8-54 Úprava geometrie pre scenár rozšírenia

Hydrogram: Za účelom získania 40-ročného obdobia simulácie boli použité a opakované časové rady medzi rokmi 1995-2005. Výnimočná povodeň v roku 2002 by obvyčajne mala byť redukovaná, keby sa mala opakovať. Aby sa nejako kompenzovalo zjednodušenie týkajúce sa výpočtu transportnej schopnosti, hydrogram povodne bol ponechaný taký ako bol, aj keď sa opakoval.

Vstup sedimentov: sú predpokladané dva sub-varianty:

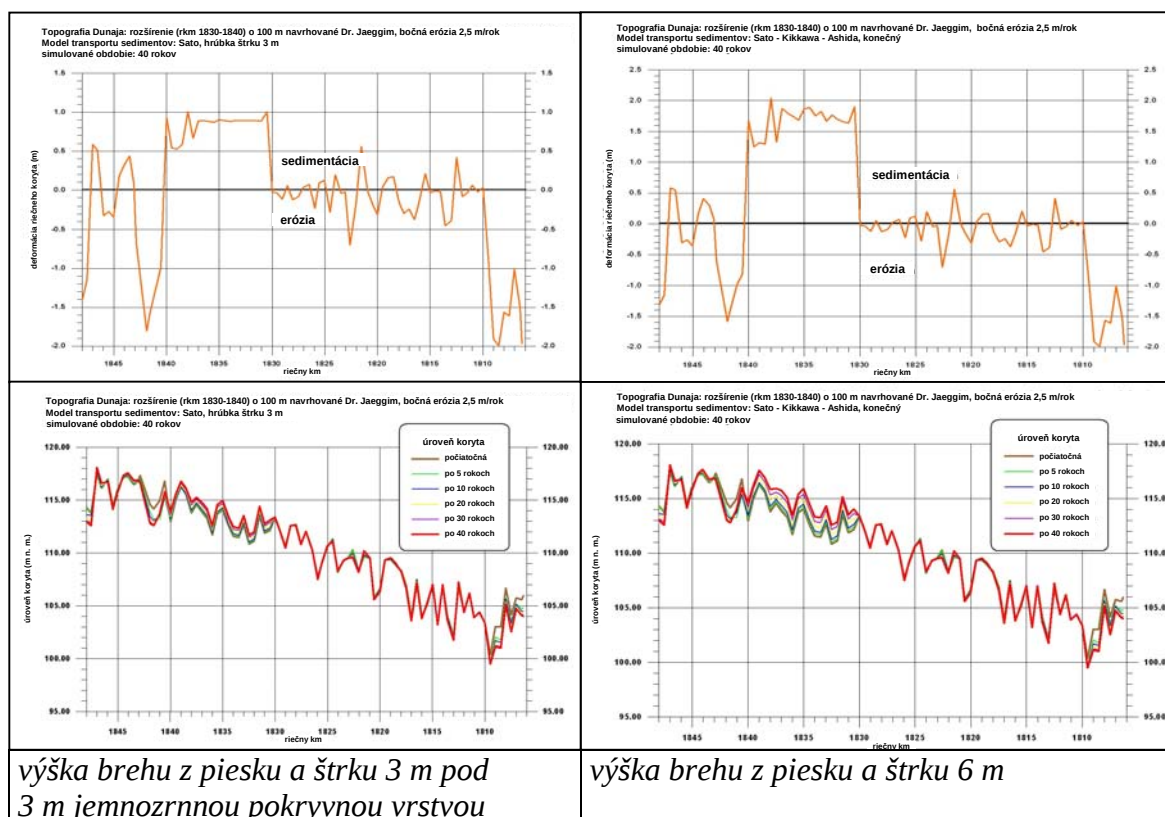


Obr. 8-55 Predpoklad hrúbky štrku 3 m – čo predstavuje rozšírenie o 100 m na 10 km s celkovým objemom 3 milióny m³, čo zodpovedá hodnote 75000 m³/r. Rýchlosť bočnej erózie sa rovná 2,5 m/r. Redukovaný vstup sedimentov v porovnaní s Obr. 8-56 zodpovedá zároveň hypotéze vyššieho pokryvu jemnozrnných sedimentov v inundácii.



Obr. 8-56 Predpoklad hrúbky štrku 6 m – čo predstavuje rovnaký typ rozšírenia. Pravidelne rozložené po období simulácie 40 rokov, čo predstavuje vstup sedimentov 150000 m³/r (alebo približne 300000 t/r). Tento bol rovnomerne rozložený pozdĺž 10 km rozširovaného úseku. To zodpovedá bočnej erózii 2,5 m/r na jednom brehu, čo je pomerne malá hodnota, ale je zdôvodnená súčasným prietokovým režimom a pomerne malou počnosťou povodní.

Rozloženie zrnitosti a zásobovanie splaveninami: Pre materiál koryta bola použitá zodpovedajúca hodnota D₅₀ (10 mm). Pre brehový materiál bolo použité D₅₀ = 8 mm. Predpokladalo sa, že z horného úseku neprichádzajú žiadne splaveniny; t.j. jediným zdrojom splavenín je brehový materiál.



výška brehu z piesku a štrku 3 m pod 3 m jemnozrnnou pokryvnou vrstvou

výška brehu z piesku a štrku 6 m

Obr. 8-57 Dlhodobý vývoj úrovne riečného koryta za predpokladu rozšírenia o 100 m na vonkajších brehoch a ročný ústup brehov o 2,5 m. Rozšírenie medzi rkm 1840 a 1830. Obdobie simulácie: 40 rokov.

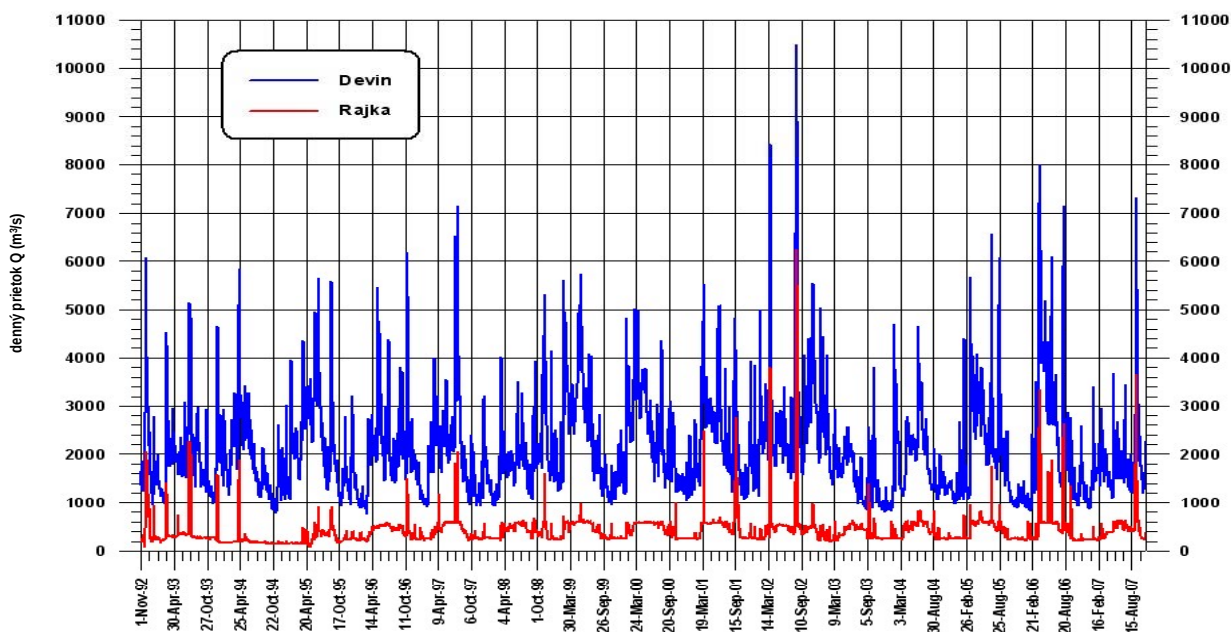
Po 10-tich rokoch zmeny v pozdĺžnom profile v rámci rozšíreného úseku indikujú maximálne zvýšenie riečneho koryta v priemere o +17 cm a +35 cm (okrem dvoch lokalít, ktoré sú vystavené systematickej erózii). Úsek rieky pod rozšíreným úsekom ukazuje veľmi stabilné podmienky bez akýchkoľvek významných zmien.

Testovanie modelu vo všeobecnosti potvrdilo, že po účinnej bočnej erózii by bolo možné očakávať zvýšenie úrovni koryta. Veľkosť zdvihnutia a dočasný vývoj profilu koryta závisí od mnohých faktorov, napr. zloženie brehového materiálu, zdatnosť budúceho povodňového prietokového režimu a dodatočné opatrenia (vybudovanie výhonov, dodatočné dopĺňanie splavenín, mechanické rozšírenie na vhodných miestach, a pod.)

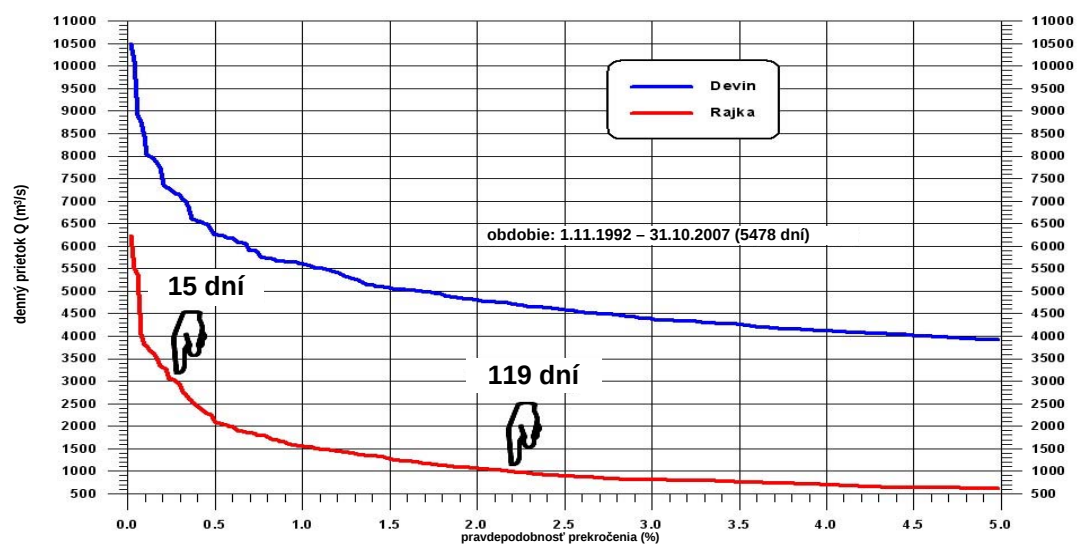
Pre hydrologický priebeh bol „Variant rozšírenia“ predĺžený na celý projektový úsek so 100 m-ovým rozšírením koryta, ako je ukázané na **Obr. 8-7** a záverečné zvýšenie úrovne koryta siahalo do 1,8 m.

8.4. Prietokový režim

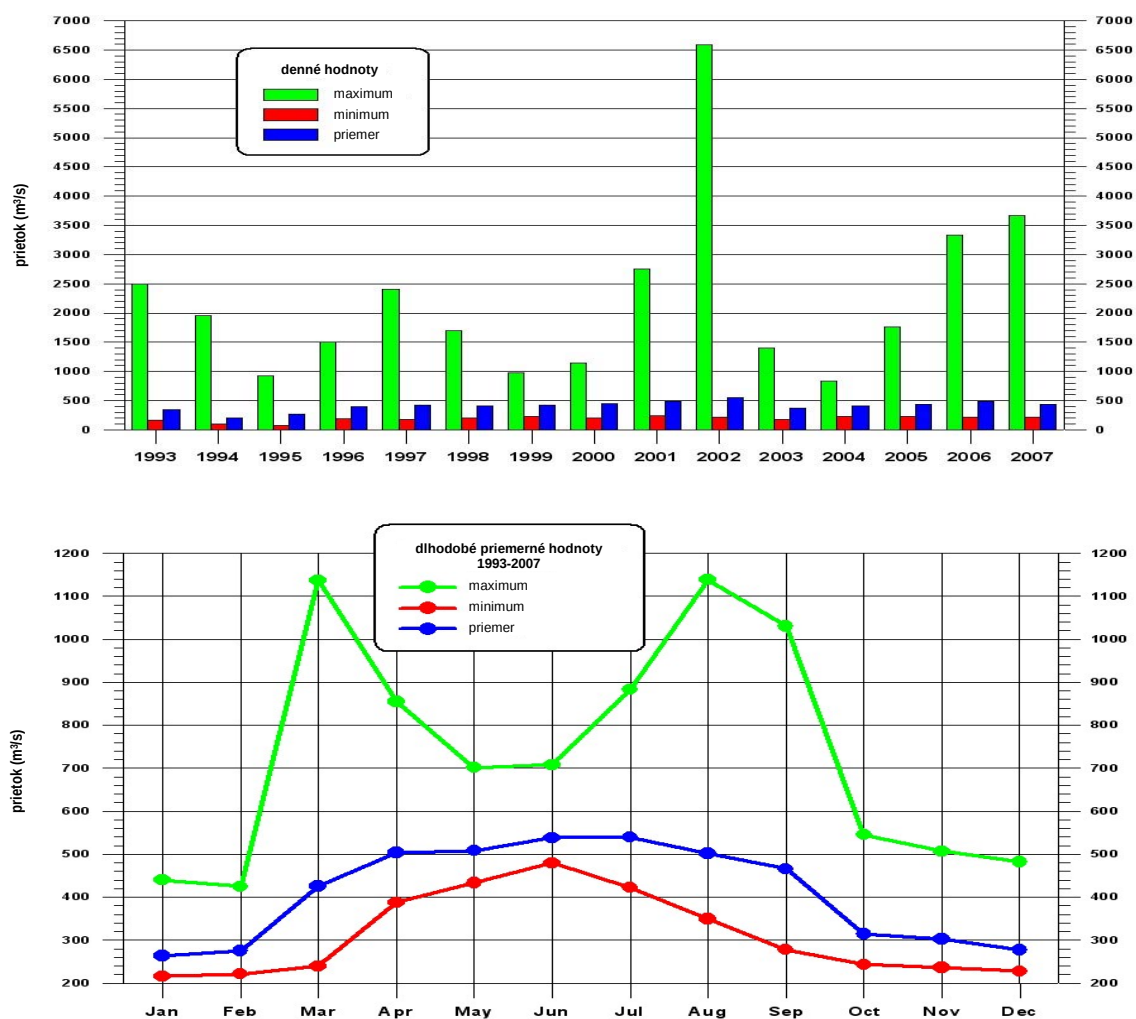
Prietokový režim je v dosahu projektu kľúčovým parametrom pre obnovu mokradí Dunaja. Dohodou z roku 1995 o dočasnom vodohospodárskom režime boli zvýšené prevládajúce sezónne prietoky s dynamickým prietokovým režimom korelovaným s prirodzeným prietokom na vodomernej stanici Devín. Podiel povodňových prietokov bol však riadený pracovnou kapacitou Vodnej elektrárne Gabčíkovo.



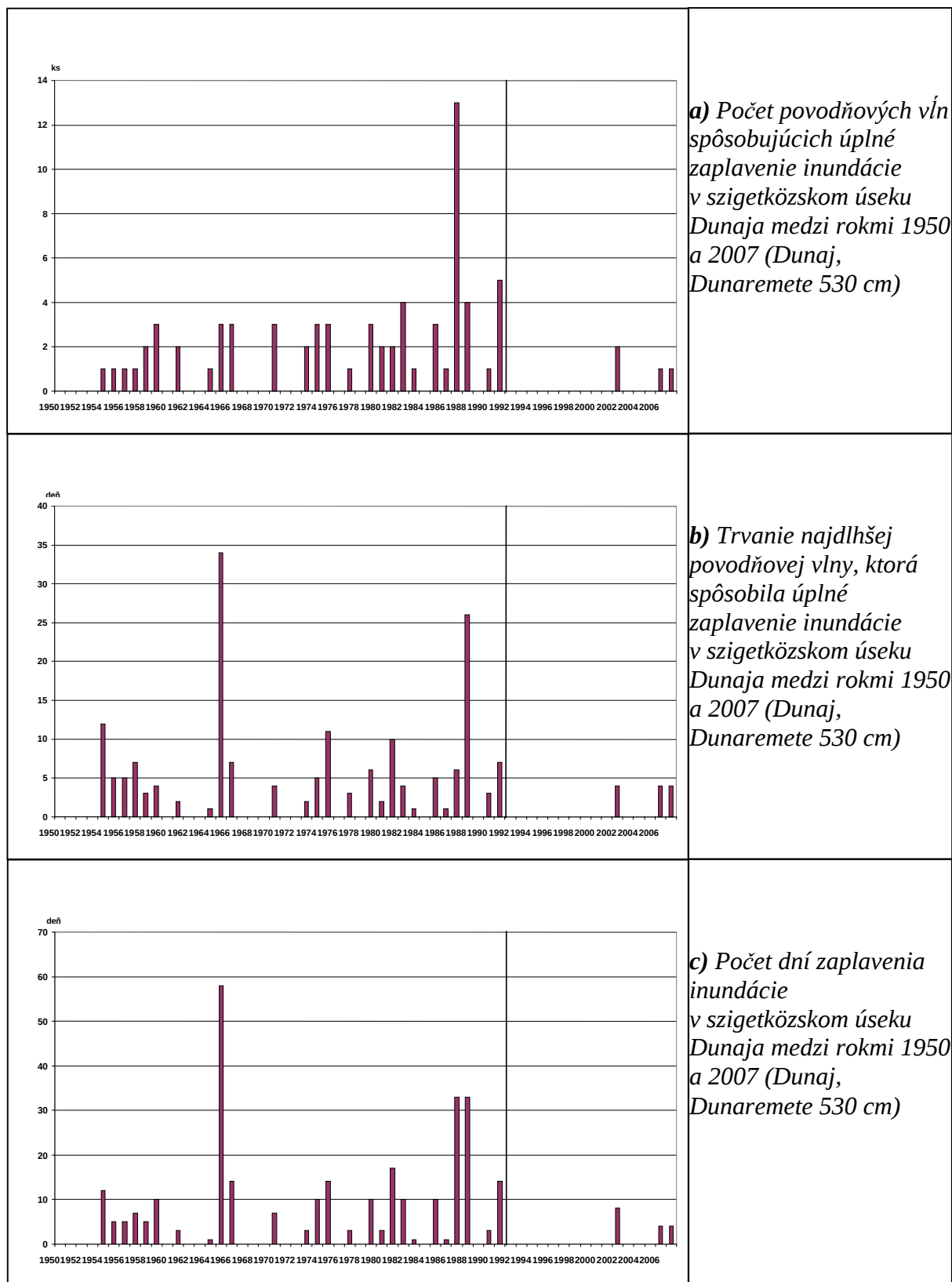
Obr. 8-58 Hydrogram vodomernej stanice Devín a Rajka (1992-2007)



Obr. 8-59 Čiary celkového trvania pre vodomerné stanice Devín a Rajka (obdobie rokov 1992-2007)



Obr. 5-60 Analýza ročných prietokov v Rajke

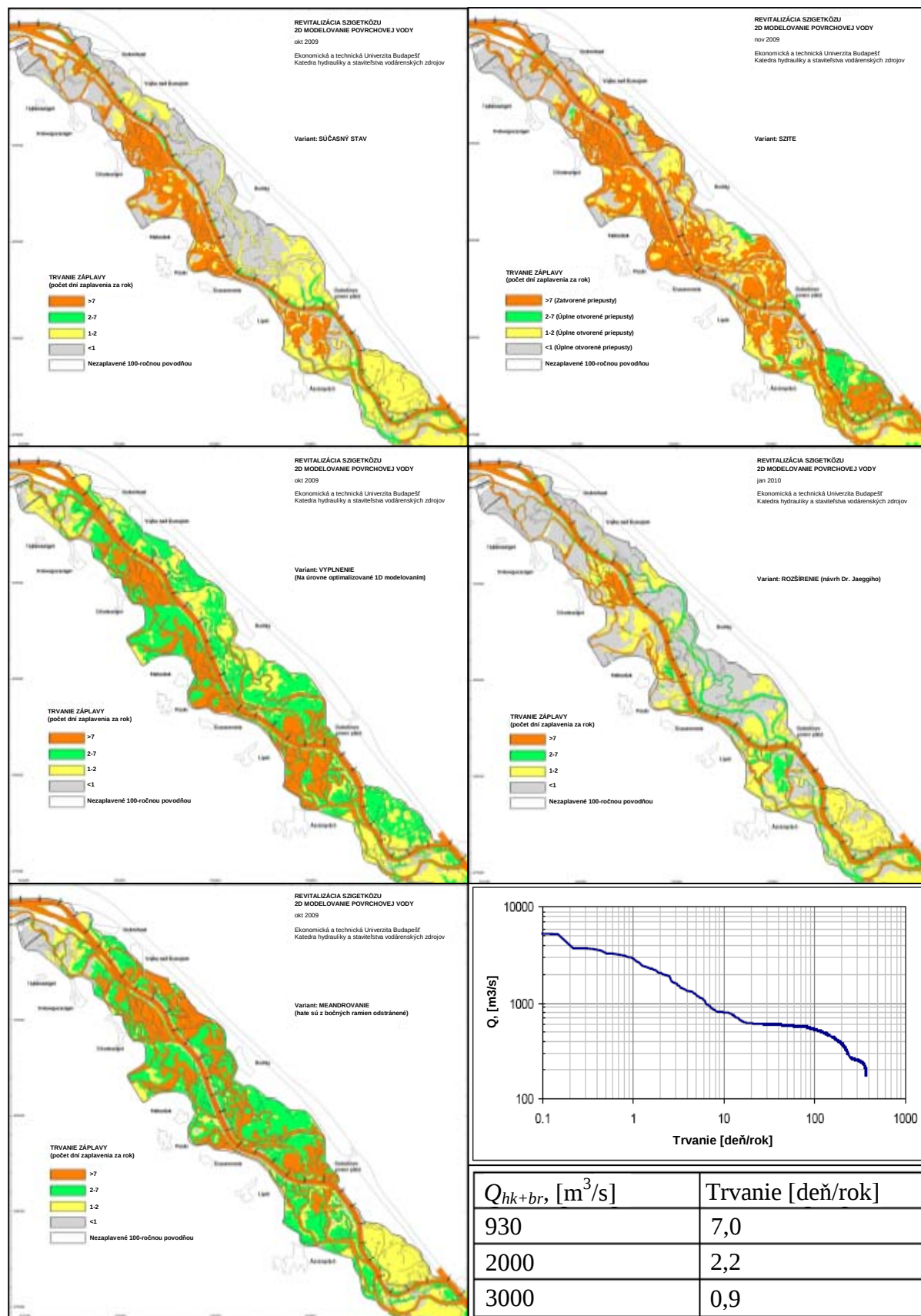


Obr. 8-61 Analýza povodňových prietokov v inundácii Szigetköz

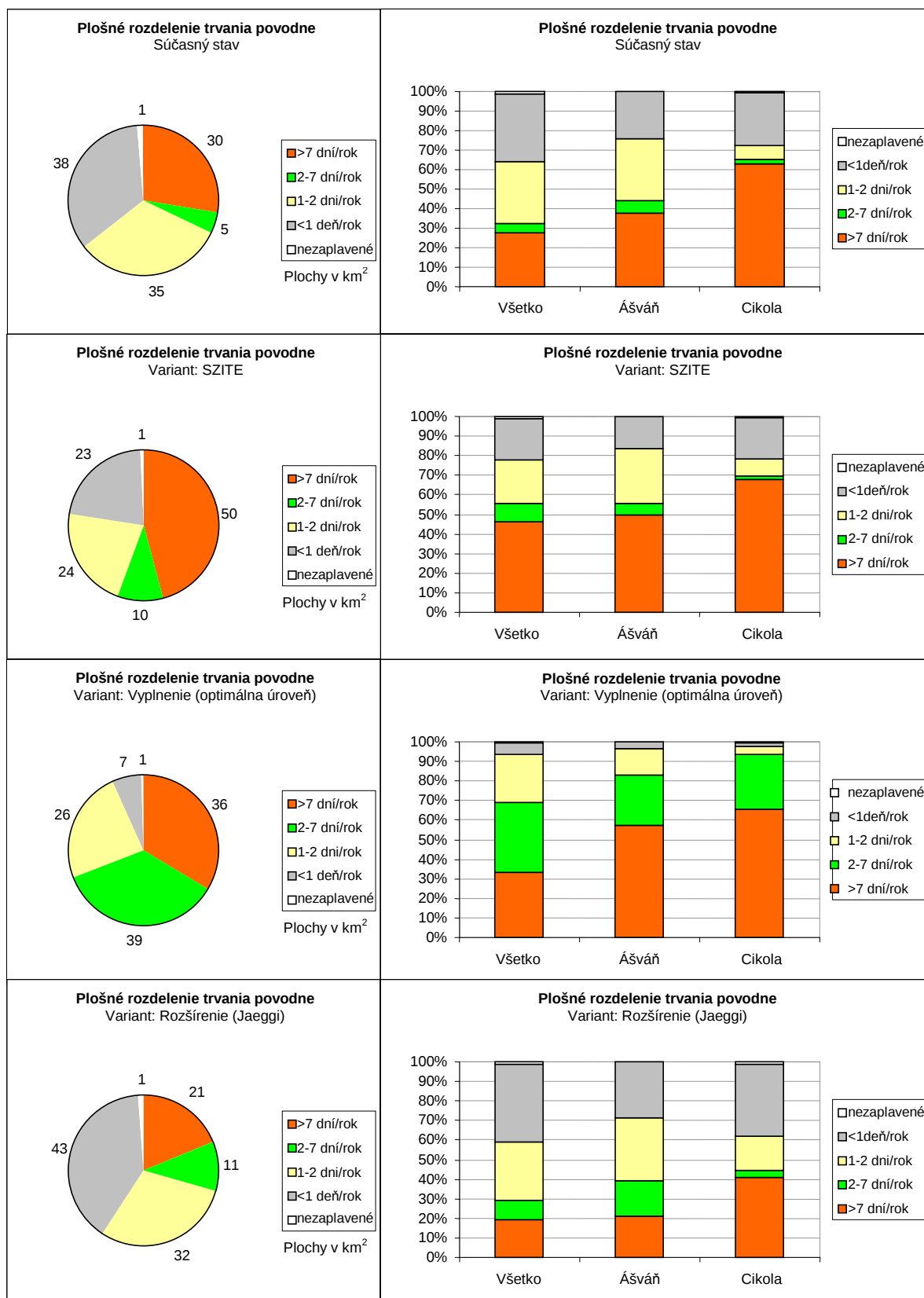
Vyššie uvedené obrázky (Obr.8-58 – Obr. 8-61) ukazujú, že v porovnaní s podmienkami pred prehradením

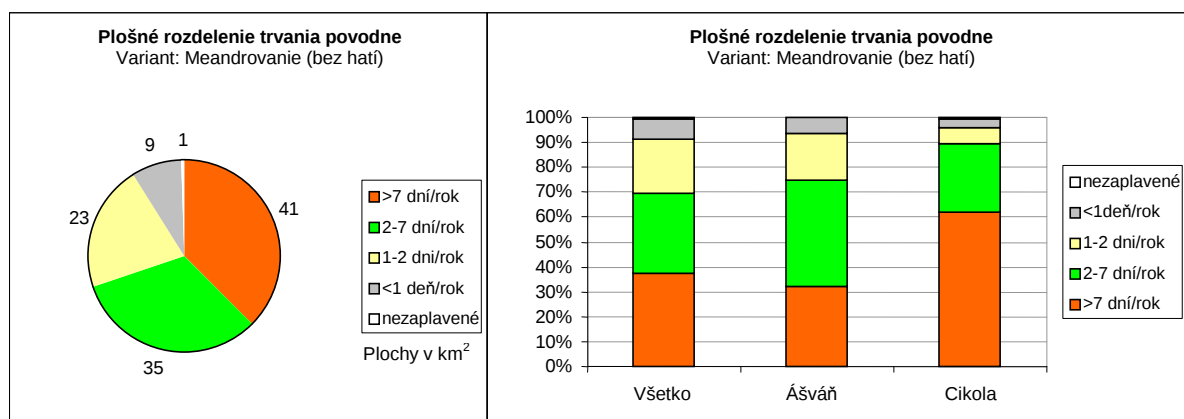
- sú povodňové prietoky menej časté,
- majú kratšie trvanie,
- zriedkavo zaplavujú celú aktívnu inundáciu.

Počet prietokov v plnom koryte, ktoré sú zodpovedné za zmeny koryta výrazne poklesol. V prvých 15-tich rokoch po odklonení vody len 15 dní zažilo prietok s vybrežovaním. A asi len 120 dní boli prietoky vhodné na naštartovanie vôbec nejakého transportu splavenín.



Obr. 8-62 Priestorové zaplavenie oblastí inundácie v počte dní za rok (Súčasný stav a varianty), analyzované obdobie: 1995 - 2008





Obr. 8-63 Rozdelenie trvania povodne podľa oblasti a podielu; obdobie: 1995 - 2008

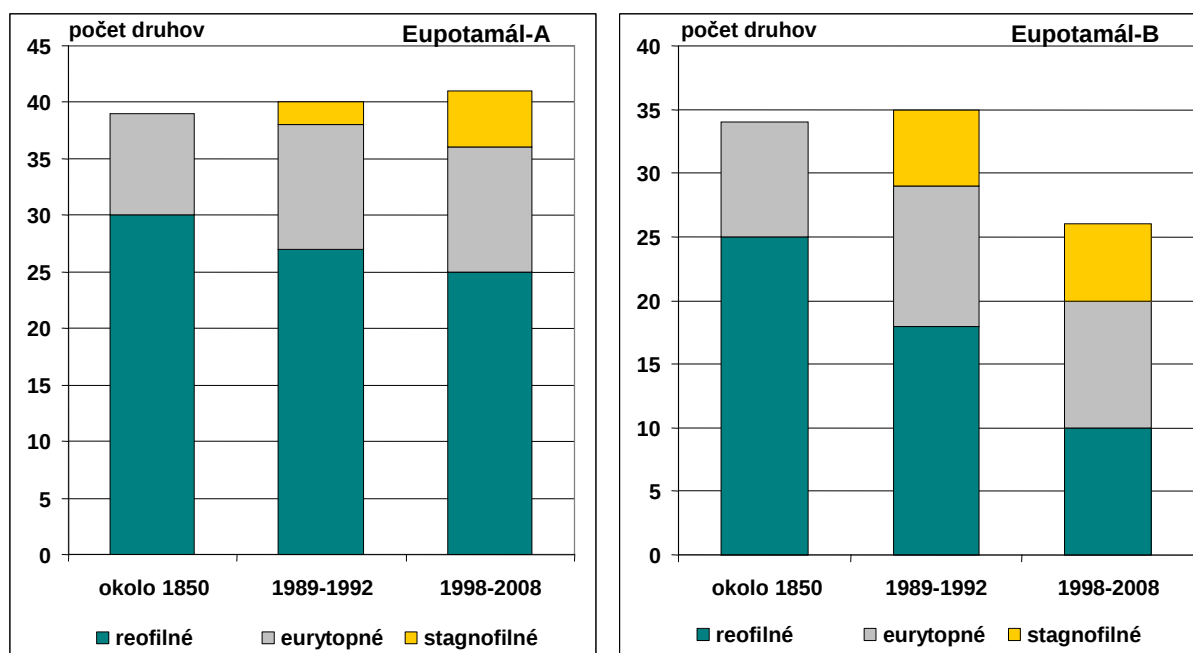
8.5. Účinky rôznych variantov obnovy na biotu

8.5.1. Kvantitatívne hodnotenie vodných biotopov

Kvôli rozvoju vodnej cesty, prácam na povodňovej ochrane, bagrovaniu štrku a výstavbe priehrad prešiel szigetközský úsek Dunaja hydrologickými a geomorfologickými zmenami. Hydrologické a geomorfologické zmeny mali za následok niekoľko ekologických odoziev. Ekologické hodnotenie Szigetközu musí byť založené na identifikácii a kvantifikácii týchto ekologických odoziev prostredníctvom stanovenia odchýlok od nenarušených referenčných podmienok.

Predtým ako došlo k rozsiahlym regulačným opatreniam, bola centrálna časť úseku oddeľujúcich sa a znovu sa pripájajúcich riečnych ramien nad Sapom charakterizovaná mnohopočetnými korytami, lavicami a nestabilnými ostrovmi s dominanciou biotopu eopotamál A. Pobrežné zóny hlavného koryta boli vybudovaním kamenných násypov a výhonov zmenené a stabilizovali sa.

Koncom 20-teho storočia, kedy bol Dunaj odklonený do derivačného kanála, hladina vody v hlavnom toku klesla o 3 m a významná časť riečného koryta sa stala suchou. Na suchých štrkových laviciach začal intenzívny rozvoj terestrickej vegetácie. Rastúca vegetácia zmenila rozdelenie prúdenia a šmykového napätia v hlavnom toku a tento proces viedol k nahromadeniu jemných sedimentov pozdĺž brehu. Pribúdajúca vrstva sedimentu poskytla substrát pre rast semiakvatických a terestrických rastlín. Zvýšená sedimentácia obmedzuje biotopy neresenia, odchovu a kŕmenia sa niekoľkých reofilných druhov rýb. Biologické prieskumy rýb indikovali tieto zmeny od konca 1980-tych rokov (pozri Kapitola 5.3).



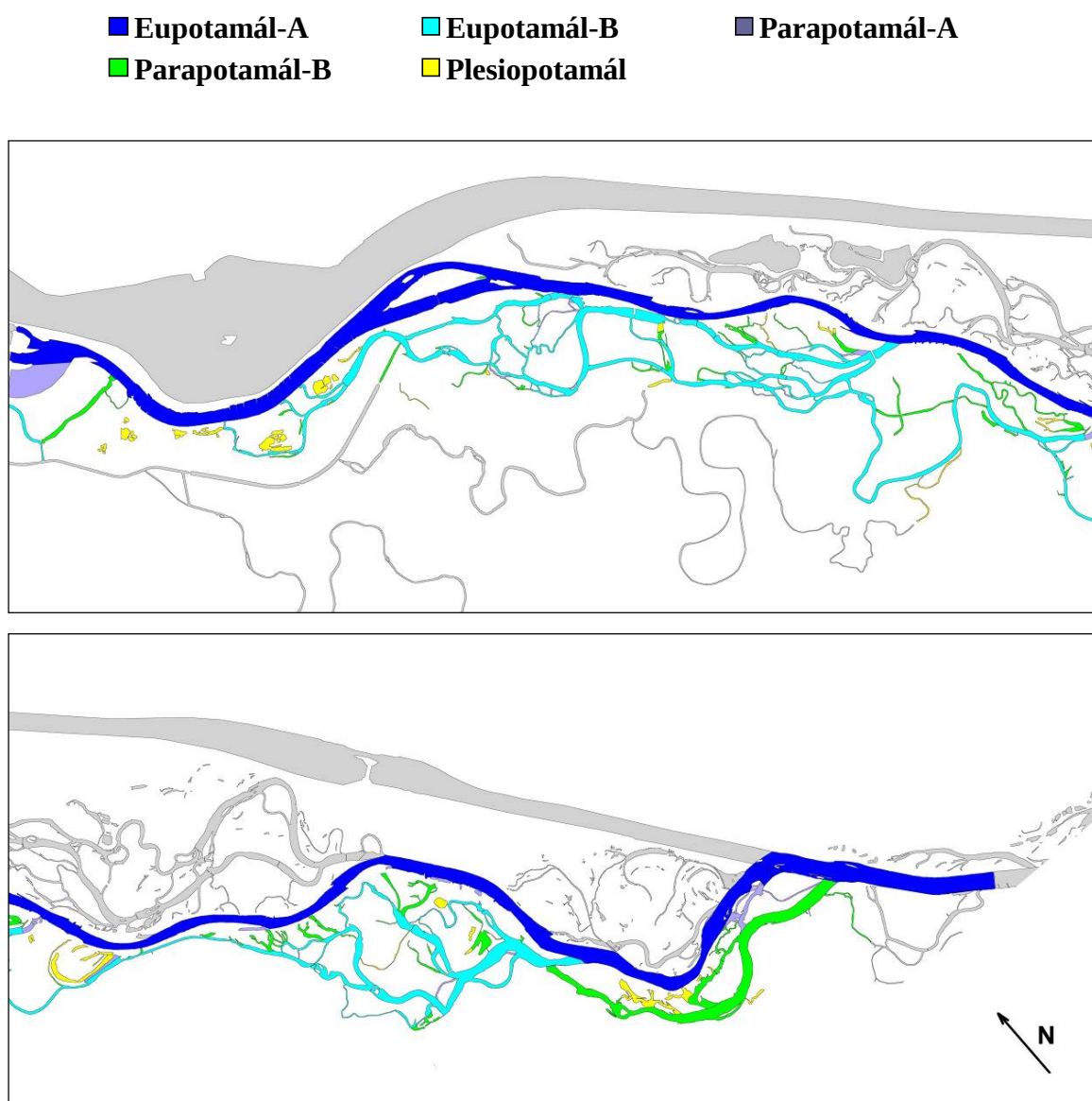
Obr. 8-64 Dlhodobá zmena počtu druhov a podiel reofilných, eurytopných a stagnofilných druhov rýb v hlavnom toku (eupotamál-A) a v bočnom ramene Cíkolajskej ramennej sústavy. Bočné rameno bolo uprostred 19-teho storočia biotopom typu eupotamál-A. Pred odklonením Dunaja bolo biotopom typu parapotamál-B (od konca 19-teho storočia) a v súčasnosti je biotopom typu eupotamál-B.

Len úseky so štrkovým substrátom, kde je šmykové napätie väčšie, poskytujú dôležité útočiská pre ohrozené reofilné spoločenstvá.

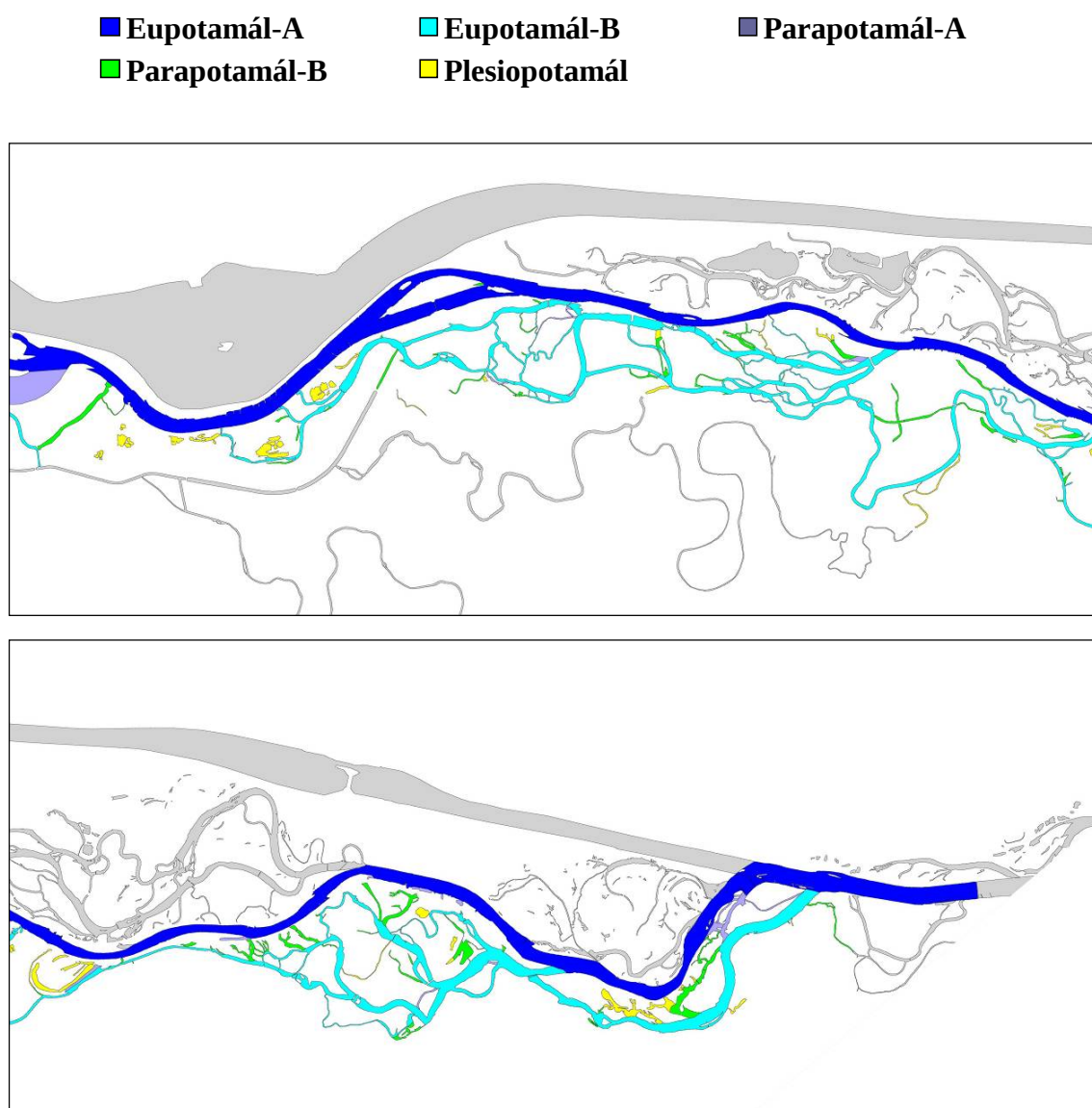
Rozdelenie biotopov, ako existujú v súčasnosti, bolo popísané pomocou priamych terénnych pozorovaní a analýzou leteckých snímok. Letecké snímky s vysokým rozlíšením urobilo v rokoch 2007 a 2008 VITUKI. Vymedzenie rôznych typov vodných biotopov bolo založené na klasifikačnej schéme zavedenej Amorosim a Rouxom (Roux et al., 1982; Amoros et al., 1987) (pozri Kapitolu 5 a 7).

Príprava mapy biotopov a výpočet plošného rozsahu vodných biotopov boli uskutočnené v programe ArcView 3.3. Rozdiel plošného rozsahu vodných biotopov pri rôznych vstupných prietokoch bol počítaný z údajov 1D hydrologického modelu vytvorených programom MIKE 11. 1D hydrologický model bol vypracovaný v roku 2009 ÉDUKÖVIZIG-om. 1D hydrologický model nezahŕňa všetky bočné ramená, 18 % z nich sa nachádza mimo modelu (najmä biotopy typu parapotamál-B a plesiopotamál).

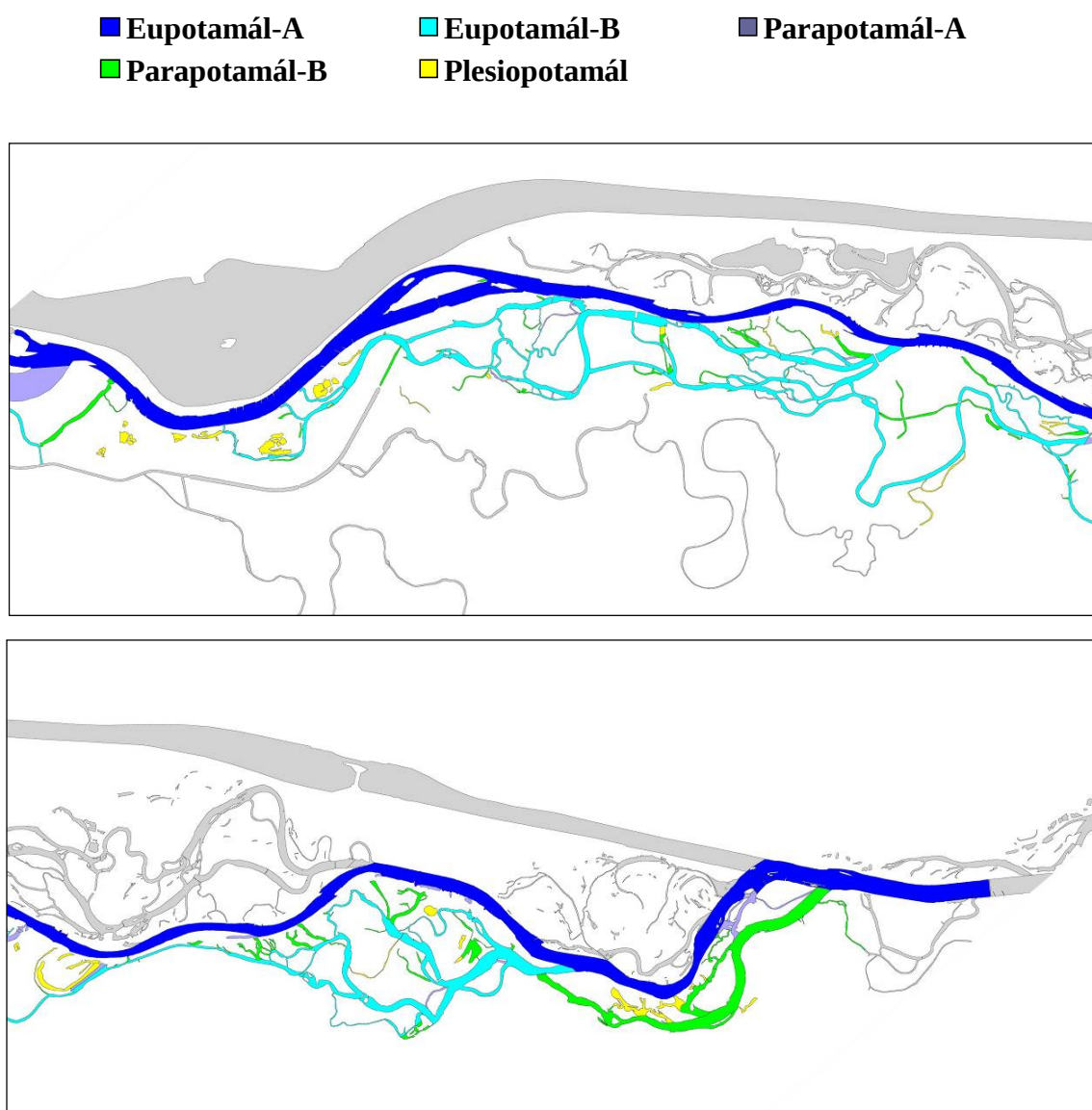
Vypočítaná celková plocha vodných biotopov na pravej strane aktívnej inundácie medzi Rajkou a Sapom je v súčasnosti 2360 ha (vrátane hlavného toku). Biotop typu eupotamál-A má najväčší plošný rozsah (50 %), je nasledovaný eupotamálom-B (28 %), parapotamálom-B (13 %), plesiopotamálom (5 %) a parapotamálom-A (4 %).



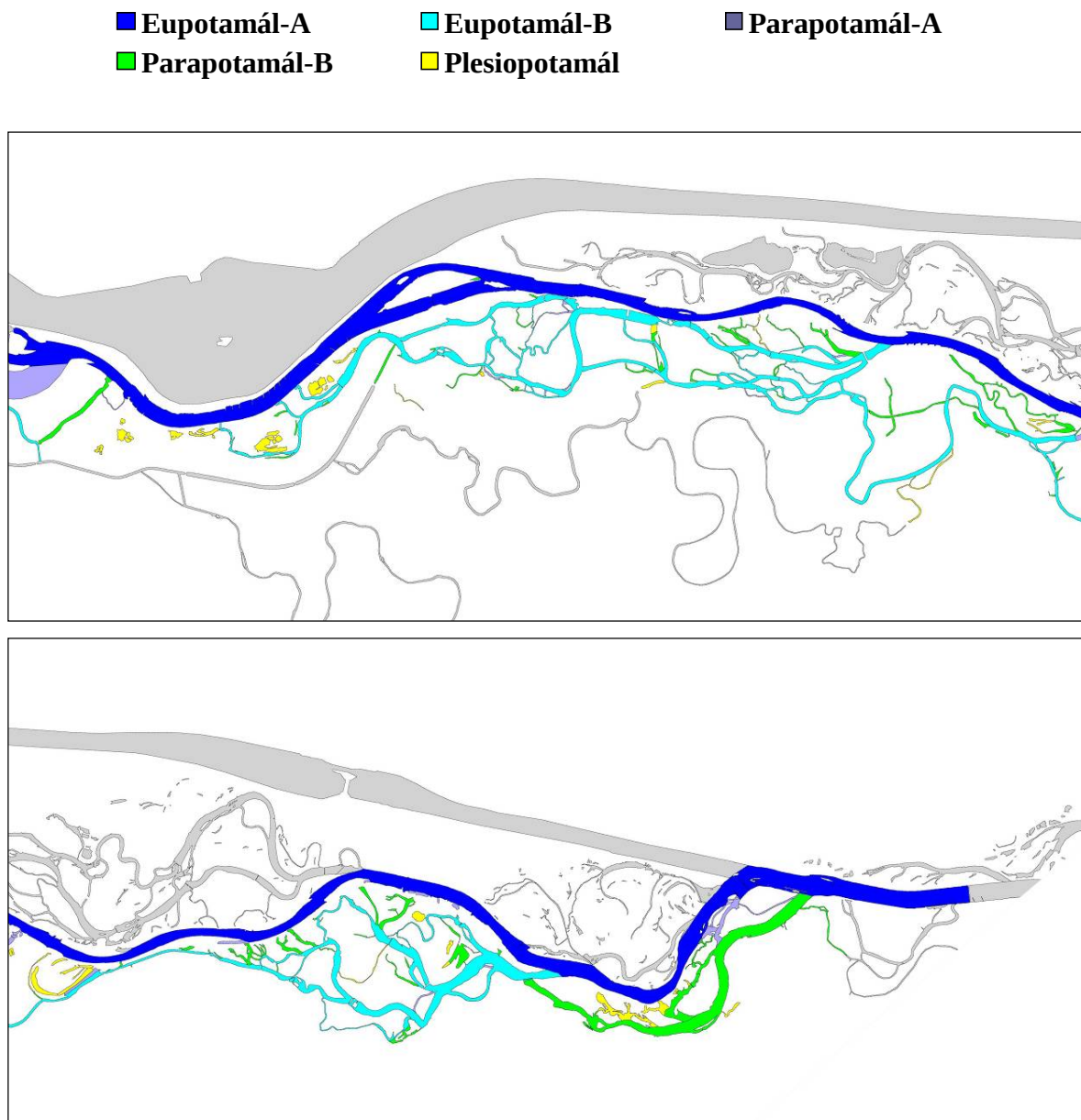
Obr. 8-65 Typy vodných biotopov pozdĺž aktívnej inundácie Szigetközu v Súčasnóm stave



Obr. 8-66 Typy vodných biotopov pozdĺž aktívnej inundácie Szigetközu pre variant SZITE



Obr. 8-67 Typy vodných biotopov pozdĺž aktívnej inundácie Szigetkôzu pre variant Zúženia



Obr. 8-68 Typy vodných biotopov pozdĺž aktívnej inundácie Szigetkőzu pre variant Optimálneho vyplnenia

8.5.2. Kvalitatívne hodnotenie biotopov rýb

Rozdelenie rýchlostí prúdenia a šmykového napätia v hlavnom toku boli počítané na základe výsledkov 1D hydrologického modelu v rozmedzí vstupujúceho prietoku od 200 m³/s do 750 m³/s. Hodnoty boli počítané v 104 priečných rezoch v 43 km dlhom úseku hlavného toku od Rajky po Sap. V ramennej sústave bolo rozdelenie rýchlostí prúdenia a šmykového napätia počítané na 10 km dlhom študijnom území Cikola na základe výsledkov 1D hydrologického modelu. Vstupy prietokov sa v analýze pohybujú od 40 m³/s po 120 m³/s. Hodnoty rýchlostí prúdenia a šmykového napätia boli počítané v 176 priečných rezoch v bočných ramenách typu eupotamál-B, v 18 priečných rezoch v bočných ramenách typu parapotamál-A a v 28 priečných rezoch v bočných ramenách typu parapotamál-B

Kvalita biotopu je odhadnutá pomocou rozdelenia údajov šmykového napätia 1D hydrologického modelu. Vzťah medzi kvalitou biotopu a šmykovým napätím bol preskúmaný v súlade s výsledkami biologických prieskumov rýb v súčasnej situácii (1989-2008; pozri Prílohu 3). Očakávaný stupeň ekologickej (biologicko-ichtyologickej) kvality biotopu typu eupotamál-A je zlý, ak je šmykové napätie veľmi nízke ($<0,2$ Pa). Stupeň ekologickej (biologicko-ichtyologickej) kvality je pravdepodobne dobrý, ak je šmykové napätie vysoké (>7 Pa). Očakávaný stupeň ekologickej (biologicko-ichtyologickej) kvality biotopu typu eupotamál-B je zlý, ak je šmykové napätie veľmi nízke ($<0,2$ Pa). Stupeň ekologickej kvality je pravdepodobne priemerný, ak je šmykové napätie vysoké (>5 Pa).

Plošný rozsah miest s rôznou hodnotou šmykového napätia bol v prípade scenárov obnovy vypočítaný na základe prietokového režimu. Keďže hlavným indikátorom sú reofilné ryby, účinky variantov sú uvažované samostatne pre hlavný tok (eupotamál-A) a biotopy v sústave bočných ramien typu eupotamál-B.

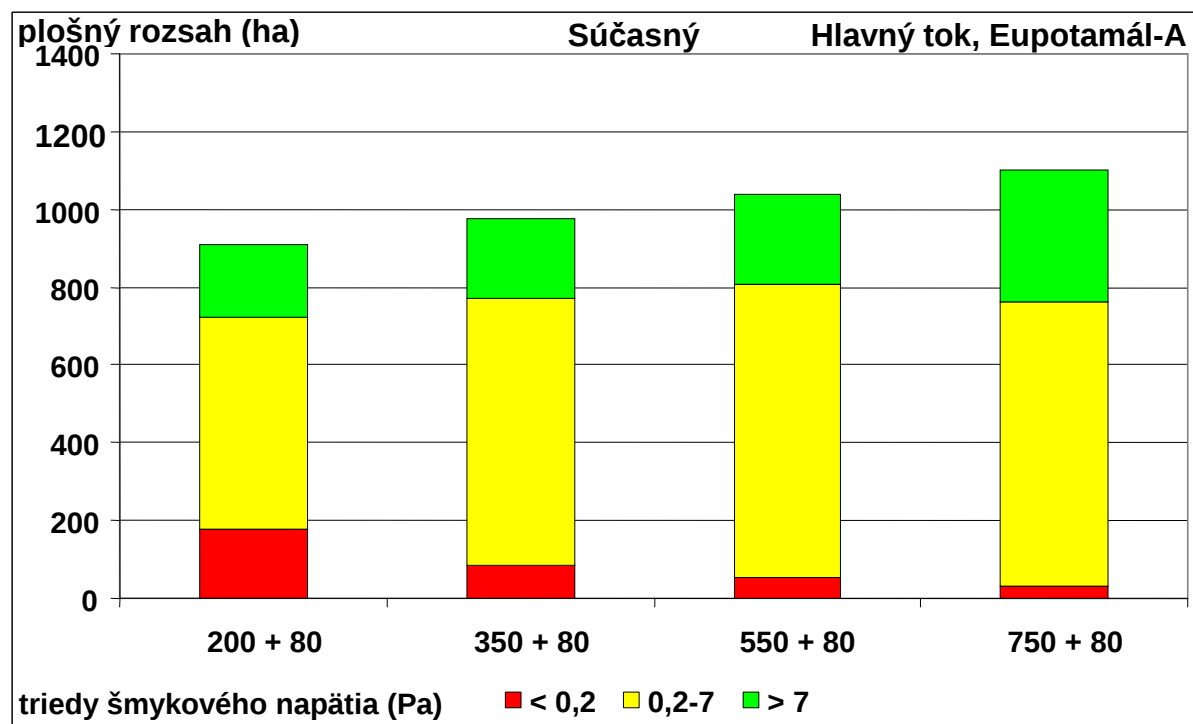
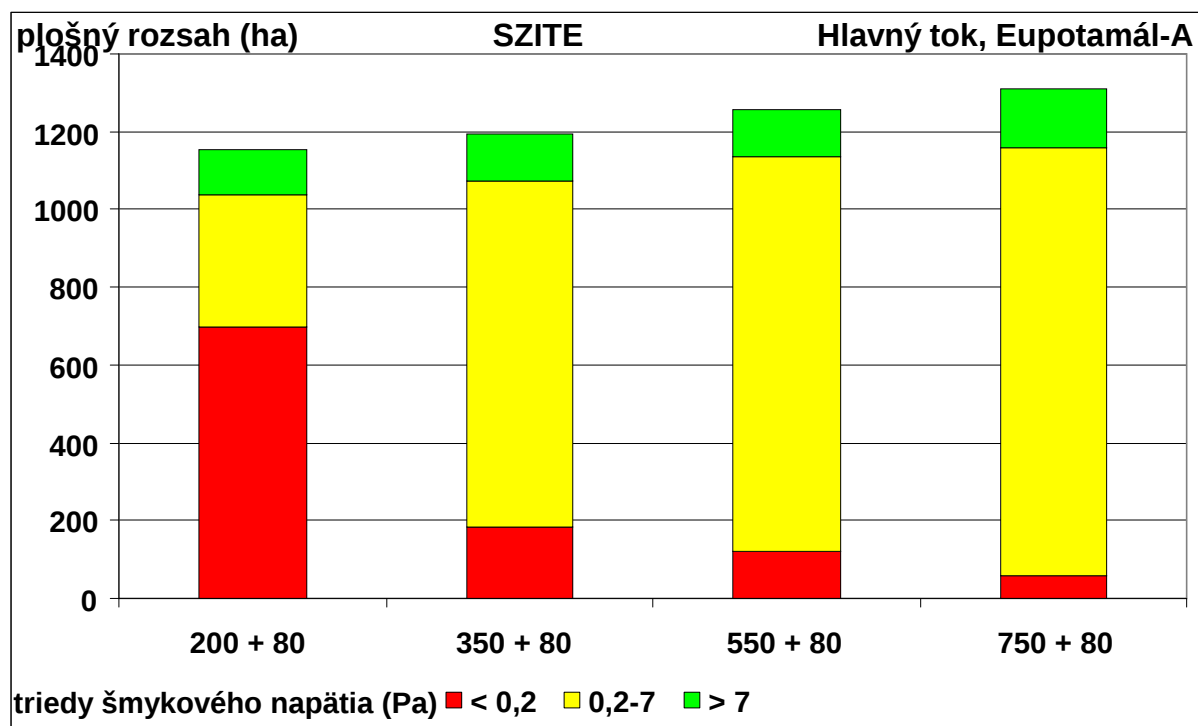
Eupotamál-A:

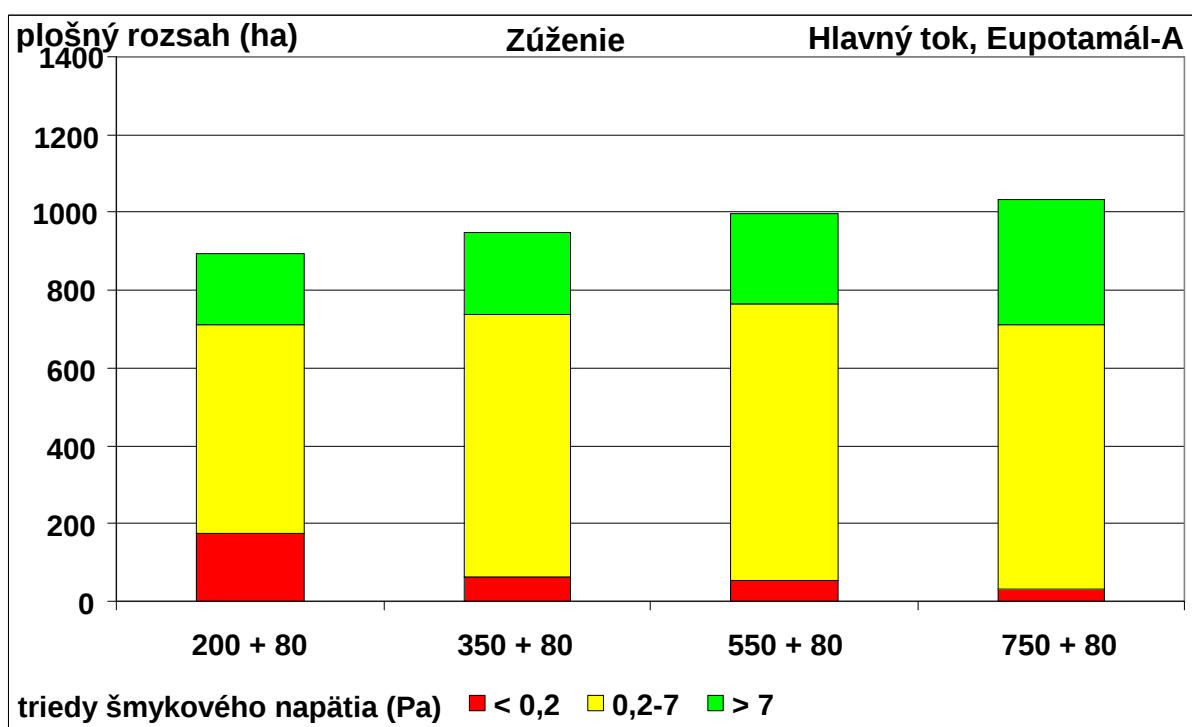
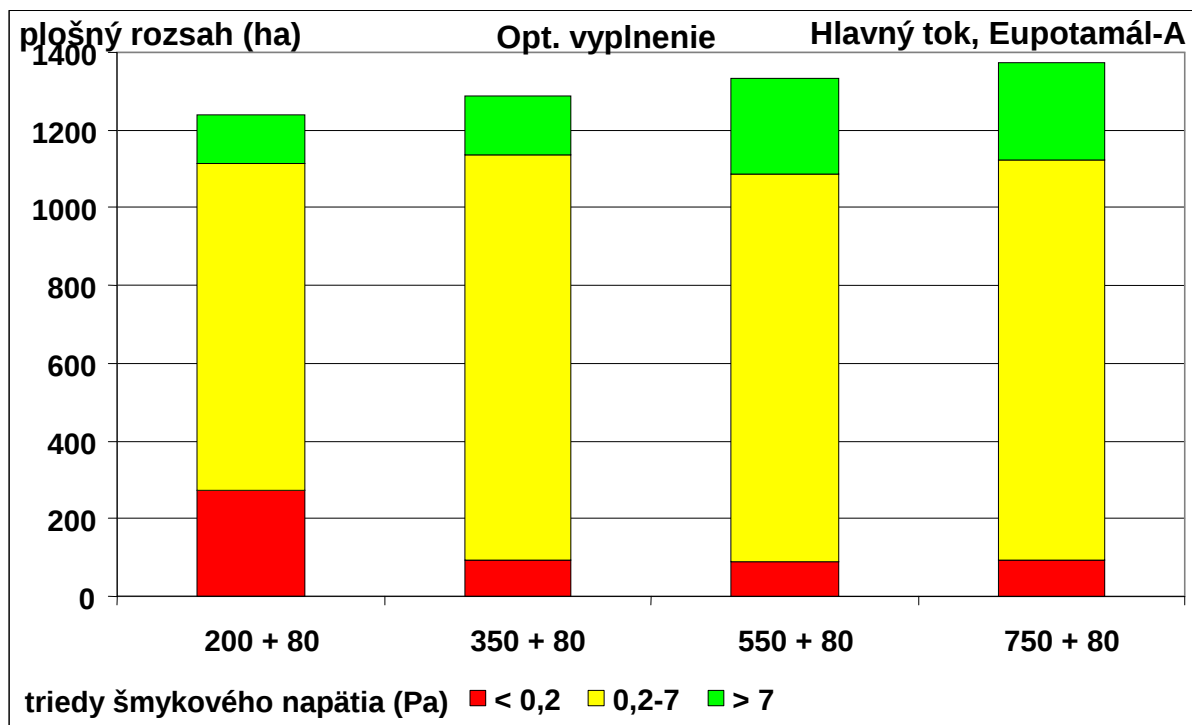
V prípade Súčasného stavu sa plošný rozsah miest s veľmi nízkou hodnotou šmykového napätia (nízky stupeň kvality), zmenou vstupného prietoku od $200 \text{ m}^3/\text{s}$ do $750 \text{ m}^3/\text{s}$, znižuje zo 177 ha (20 %) na 31 ha (3 %). Plošný rozsah miest s nízkou hodnotou šmykového napätia, kde je stupeň kvality priemerný, zvýšením prietoku stúpa z 545 ha (60 %) na 729 ha (66 %). Plocha úsekov s vysokou hodnotou šmykového napätia, kde je stupeň kvality HFI (index fauny špecifického biotopu – pozn. prekl.) dobrý, sa zvyšuje zo 186 ha (21 %) na 340 ha (31 %).

V prípade variantu SZITE rozsah miest s nízkou hodnotou šmykového napätia zvýšením vstupného prietoku z $200 \text{ m}^3/\text{s}$ na $750 \text{ m}^3/\text{s}$ klesá zo 696 ha (60 %) na 60 ha (5 %), a zväčšuje sa plocha úsekov s vysokou hodnotou šmykového napätia zo 117 ha (10 %) na 154 ha (12 %). Miesta s priemernou hodnotou šmykového napätia sú najrozsiahlejšie, so stúpaním prietoku ich plocha narastá z 343 ha (30 %) na 1098 ha (84 %).

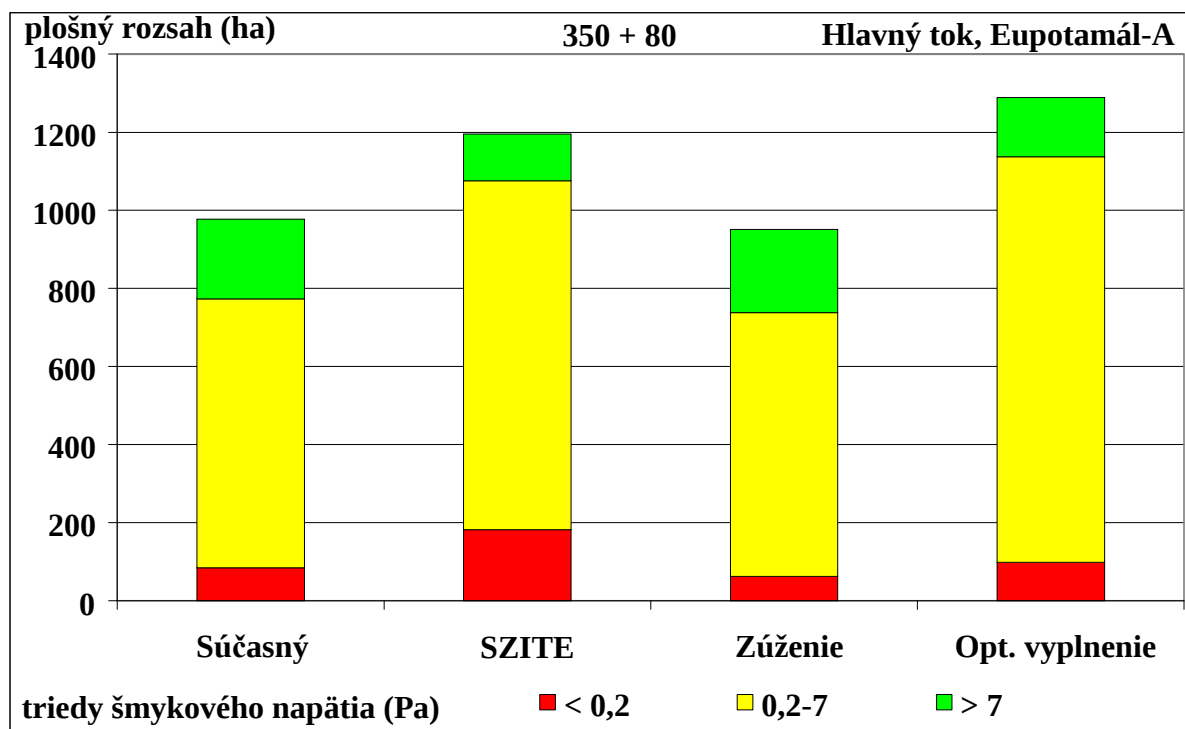
V prípade variantu Zúženia sa rozsah miest s nízkou hodnotou šmykového napätia zvýšením vstupného prietoku znižuje zo 173 ha (19 %) na 31 ha (3 %). Zároveň plocha úsekov s vysokou hodnotou šmykového napätia narastá zo 186 ha (21 %) na 323 ha (31 %). Miesta s priemernou hodnotou šmykového napätia sú najrozsiahlejšie, so zvýšením prietoku ich plocha narastá z 536 ha (60 %) na 680 ha (66 %).

V prípade riešenia s Optimálnym vyplnením sa rozsah miest s nízkou hodnotou šmykového napätia zvýšením vstupného prietoku znižuje z 274 ha (22 %) na 93 ha (7 %), Zároveň sa plocha úsekov s vysokou hodnotou šmykového napätia zväčšuje zo 125 ha (10 %) na 251 ha (18 %). Miesta s priemernou hodnotou šmykového napätia sú najrozsiahlejšie, zvýšením prietoku ich plocha narastá z 839 ha (68 %) na 1030 ha (75 %).

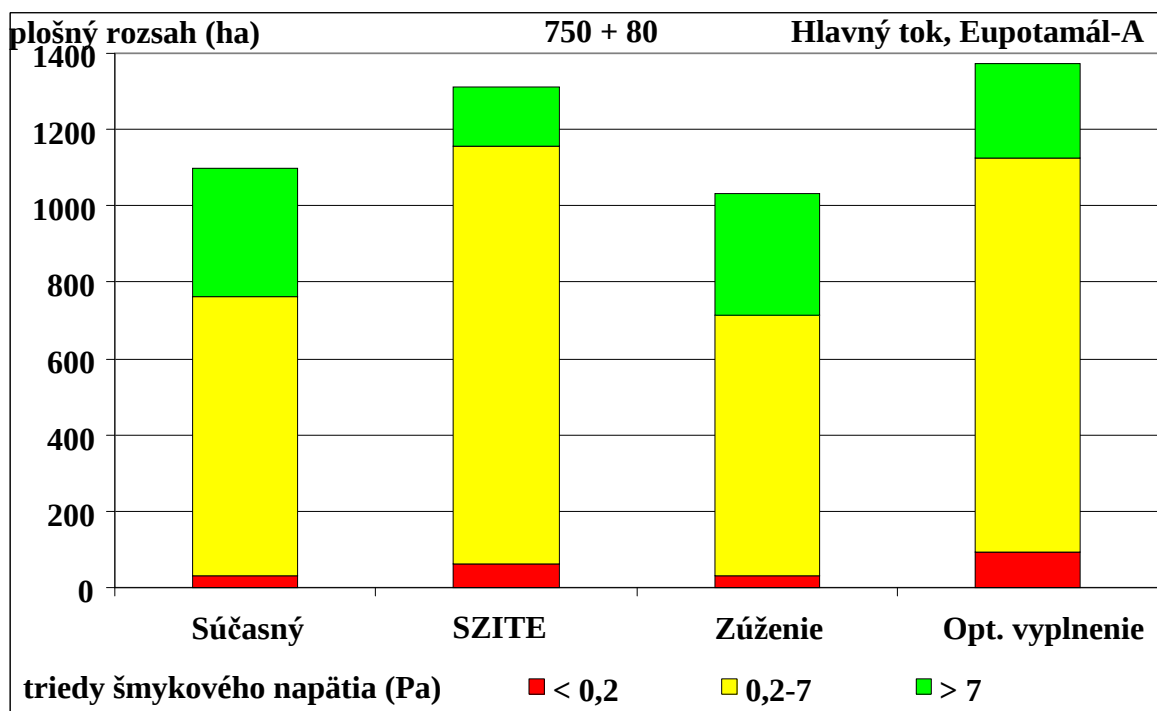




Obr. 8-69 Plošný rozsah tried šmykového napätia (<0,2 Pa, 0,2-7 Pa, >7 Pa) v hlavnom toku (Eupotamál A) v prípade Súčasnej situácie, scenára s 3 haťami (SZITE), scenára Zúženia a scenára Optimálneho vyplnenia. Predpovedaný stupeň ekologickej (biologicko-ichtyologickej) kvality je naznačený farbami: Červená = veľmi zlý, Žltá = priemerný, Zelená = dobrý.



Obr. 8-70 Porovnanie plošného rozsahu tried šmykového napätia (<0,2 Pa, 0,2-7 Pa, >7 Pa) v hlavnom toku (Eupotamál-A) v prípade rôznych scenárov obnovy pri prietoku 350 + 80 m³/s. Predpovedaný stupeň ekologickej (biologicko-ichtyologickej) kvality je naznačený farbami: Červená = veľmi zlý, Žltá = priemerný, Zelená = dobrý.



Obr. 8-71 Porovnanie plošného rozsahu tried šmykového napätia (<0,2 Pa, 0,2-7 Pa, >7 Pa) v hlavnom toku (Eupotamál-A) v prípade rôznych scenárov obnovy pri prietoku 750 + 80 m³/s. Predpovedaný stupeň ekologickej (biologicko-ichtyologickej) kvality je naznačený farbami: Červená = veľmi zlý, Žltá = priemerný, Zelená = dobrý.

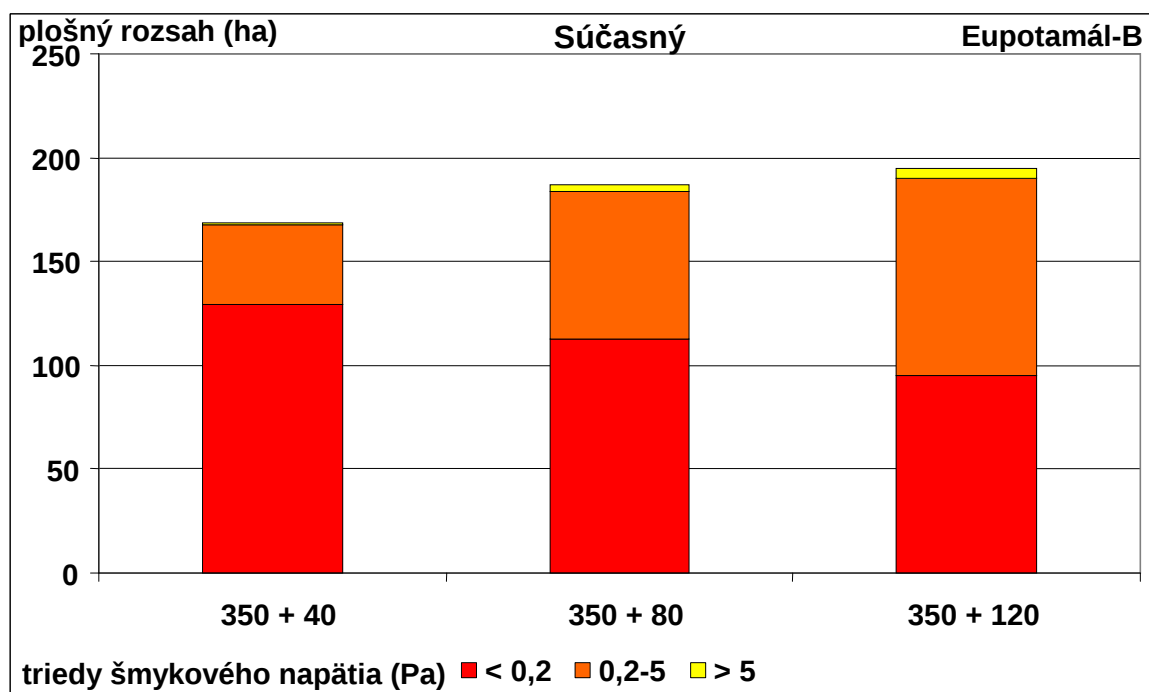
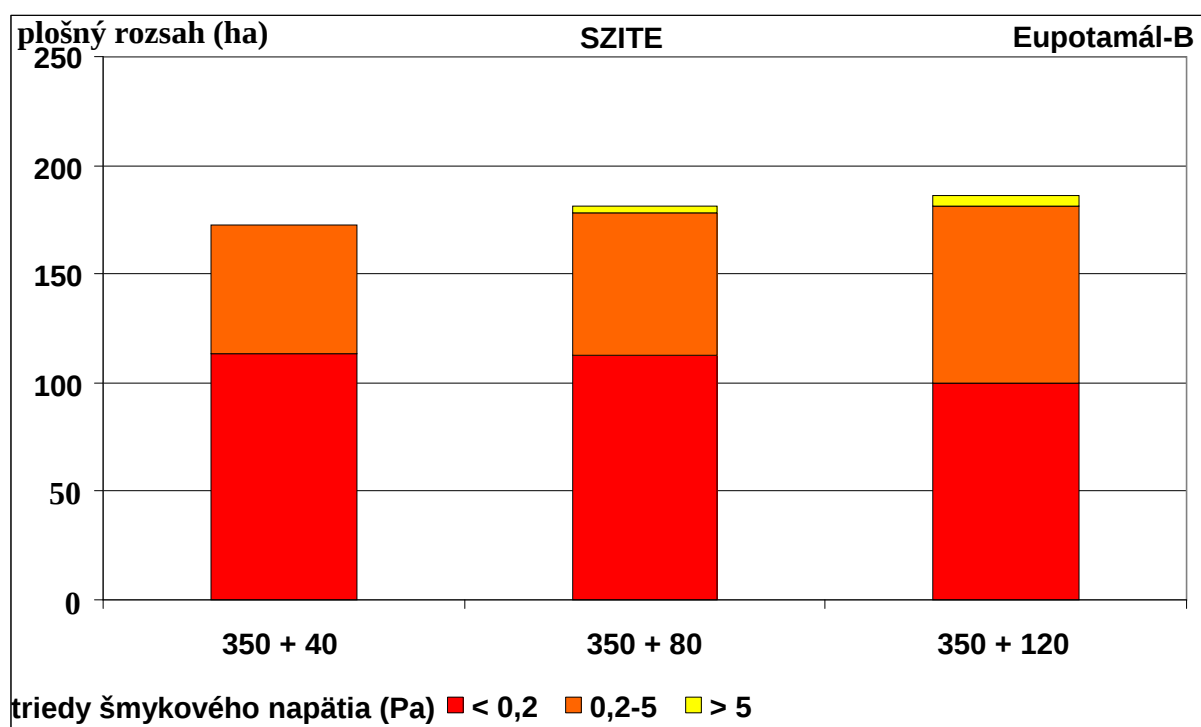
Sústava bočných ramien (Eupotamál-B):

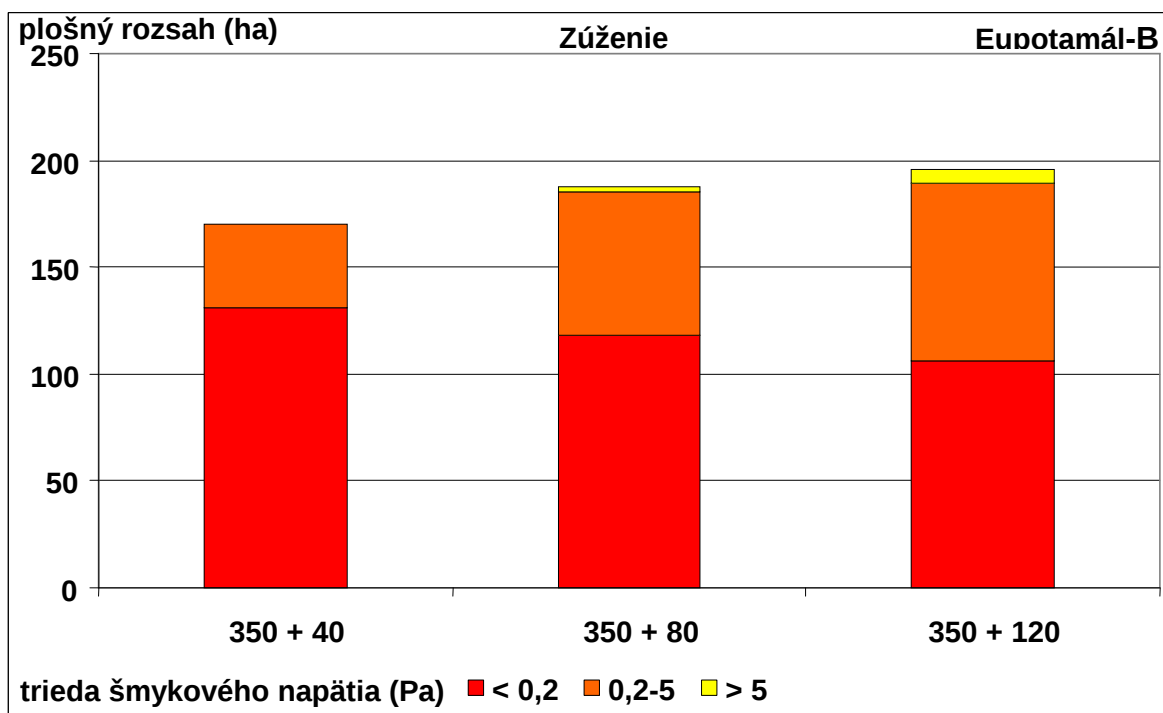
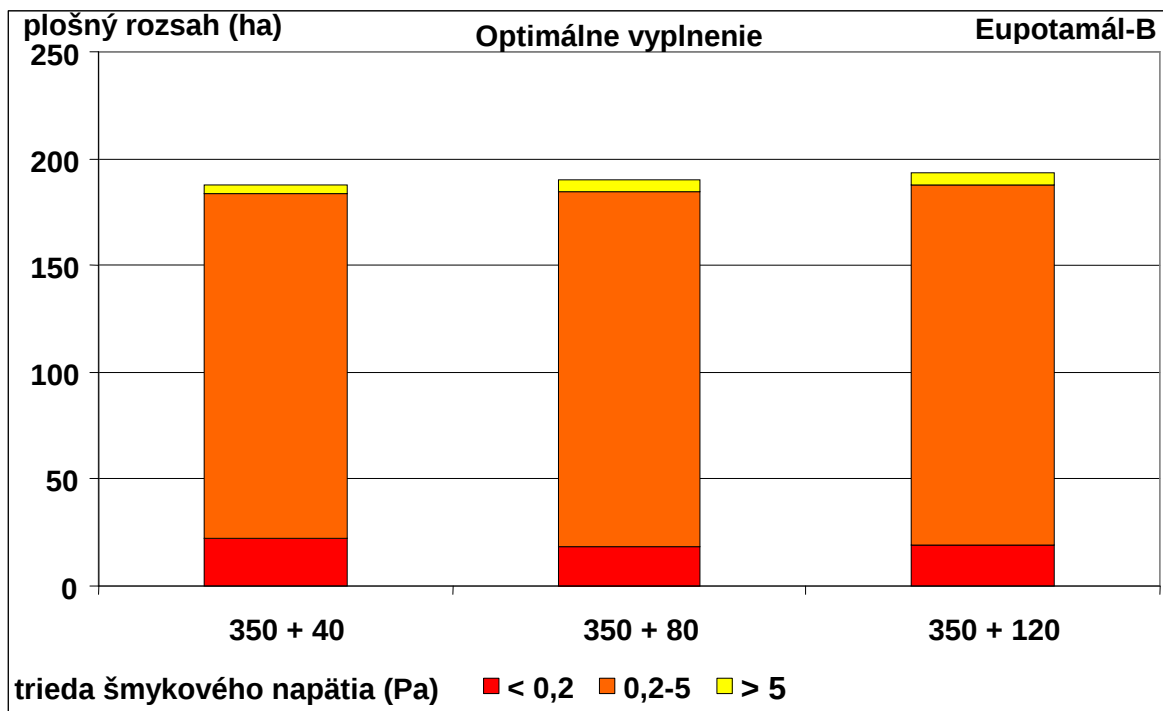
V prípade Súčasného stavu sa plošný rozsah miest s veľmi nízkou hodnotou šmykového napätia (nízky stupeň kvality), zvýšením vstupného prietoku zo 40 m³/s na 120 m³/s, zmenšil zo 129 ha (76 %) na 95 ha (49 %). Rozsah úsekov s nízkou hodnotou šmykového napätia, kde je stupeň kvality HFI (indexu fauny špecifického biotopu – pozn. prekl.) zlý, sa stúpajúcim prietokom zvyšuje z 39 ha (13 %) na 95 ha (49 %). Plocha miest s vysokou hodnotou šmykového napätia, kde je stupeň kvality HFI priemerný, sa zväčšuje z 1,2 ha (1 %) na 4,7 ha (2 %).

V prípade variantu SZITE sa rozsah miest s nízkou hodnotou šmykového napätia, zvýšením vstupného prietoku zo 40 m³/s na 120 m³/s, zmenšuje zo 113 ha (66 %) na 100 ha (53 %). Zároveň sa zväčšuje plocha úsekov s vysokou hodnotou šmykového napätia z 0 ha (0 %) na 5 ha (3 %). Miesta s priemernou hodnotou šmykového napätia sú najrozsiahlejšie, zvýšením prietoku ich plocha narastá z 59 ha (34 %) na 82 ha (44 %) (pozor! pravdepodobne chyba v interpretácii, najrozsiahlejšie ostali miesta s nízkou hodnotou šmykového napätia – pozn. prekl.).

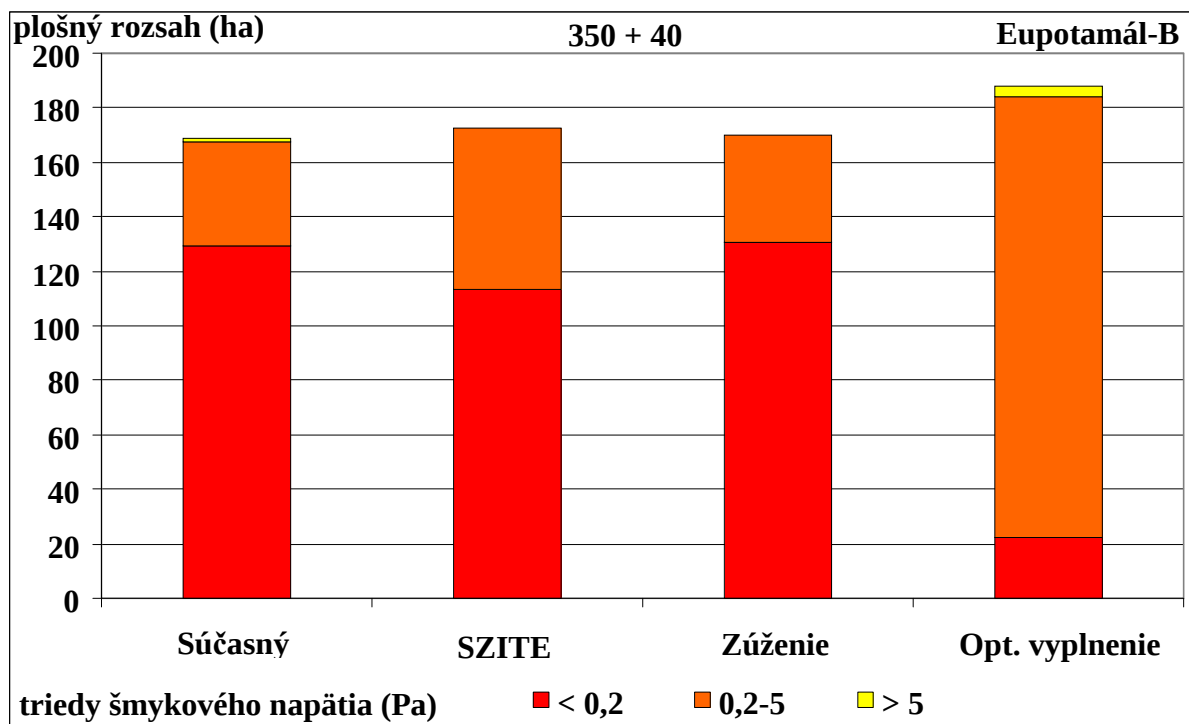
V prípade riešenia Zúžením sú miesta s nízkou hodnotou šmykového napätia najrozsiahlejšie, zvýšením vstupného prietoku zo 40 m³/s na 120 m³/s sa ich plocha zmenšuje zo 131 ha (77 %) na 106 ha (54 %). Zároveň sa plocha úsekov s vysokou hodnotou šmykového napätia zväčšuje z 0,3 ha (0,2 %) na 6 ha (3 %). Rozsah miest s priemernou hodnotou šmykového napätia sa so stúpaním vstupného prietoku zvyšuje z 39 ha (23 %) na 83 ha (43 %).

V prípade variantu Optimálneho vyplnenia sa rozsah miest s nízkou hodnotou šmykového napätia, so zvýšením vstupného prietoku zo 40 m³/s na 120 m³/s, zmenšuje z 22 ha (12 %) na 19 ha (10 %). Zároveň sa plocha úsekov s vysokou hodnotou šmykového napätia zväčšuje zo 4 ha (2 %) na 6 ha (3 %). Miesta s priemernou hodnotou šmykového napätia sú najrozsiahlejšie, zvýšením prietoku ich plocha narastá zo 162 ha (86 %) na 168 ha (87 %).

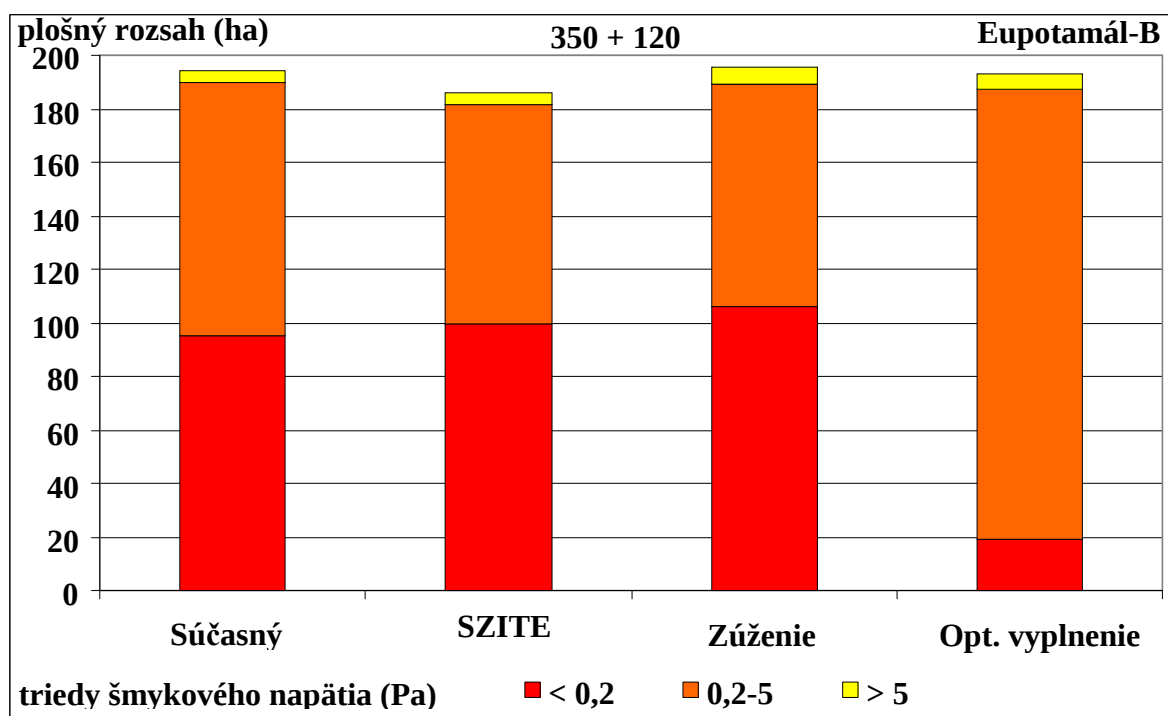




Obr. 8-72 Plošný rozsah tried šmykového napätia (<0,2 Pa, 0,2-5 Pa, >5 Pa) v bočných ramenách typu eupotamál-B Cikolajskej ramennej sústavy v prípade Súčasnej situácie, scenára SZITE, scenára Zúženia a scenára Optimálneho vyplnenia. Predpovedaný stupeň ekologickej (biologicko-ichtyologickej) kvality je naznačený farbami: Červená = veľmi zlý, Oranžová = zlý, Žltá = priemerný stupeň kvality. Stupeň kvality je hodnotený podľa referenčného eupotamálu-B.



Obr. 8-73 Porovnanie plošného rozsahu tried šmykového napätia (<0,2 Pa, 0,2-5 Pa, >5 Pa) v bočných ramenách typu eupotamál-B v Cikolajskej ramennej sústave v prípade rôznych scenárov obnovy pri prietoku 350+40 m³/s. Predpovedaný stupeň ekologickej (biologicko-ichtyologickej) kvality je naznačený farbami: Červená = veľmi zlý, Oranžová = zlý, Žltá = priemerný stupeň kvality. Stupeň kvality je hodnotený podľa referenčného eupotamálu-B.



Obr. 8-74 Porovnanie plošného rozsahu tried šmykového napätia (<0,2 Pa, 0,2-5 Pa, >5 Pa) v bočných ramenách typu eupotamál-B v Cikolajskej ramennej sústave v prípade rôznych scenárov obnovy pri prietoku 350+120 m³/s. Predpovedaný stupeň ekologickej (biologicko-ichtyologickej) kvality je naznačený farbami: Červená = veľmi zlý, Oranžová = zlý, Žltá = priemerný stupeň kvality. Stupeň kvality je hodnotený podľa referenčného eupotamálu-B.

Rozdelenie rýchlosti prúdenia zvyšovaním vstupujúceho prietoku v hlavnom toku ukazuje posun k vyšším hodnotám. Najčastejšie triedy rýchlosti prúdenia (výskyt >20 %) sa pri vstupnom prietoku 200 m³/s pohybujú od 0,25 m/s do 1,0 m/s, a pri vstupnom prietoku 750 m³/s sa pohybujú od 1,0 m/s do 2,25 m/s. Kolísanie vstupného prietoku do ramennej sústavy nemá žiadny významný vplyv na rýchlosť prúdenia v hlavnom toku.

Zvyšovaním vstupného prietoku do hlavného toku je v rozdelení šmykového napätia možné rozpoznať posunom k vyšším hodnotám. Najčastejšie triedy šmykového napätia (výskyt >20 %) pri vstupnom prietoku 200 m³/s sú 0,5 Pa a 10 Pa, a pri vstupnom prietoku 750 m³/s sa pohybujú od 2,0 Pa do 10 Pa. Kolísanie vstupného prietoku do ramennej sústavy nemá žiadny významný vplyv na rozdelenie šmykového napätia v hlavnom toku.

Podľa analýzy hydrologických premenných v hlavnom toku sa výskyt úsekov s hodnotou tau >7 Pa (rozhodujúca pre počiatočný pohyb štrku s veľkosťou zrna 10 mm), zmenou vstupného prietoku z 200 m³/s na 750 m³/s, zvyšuje z 30 % na 50 %. Rýchlosť prúdenia na týchto úsekoch zvyčajne prevyšuje hodnotu 1,7 m/s. Zároveň sa znižuje výskyt úsekov s hodnotou tau <0,2 Pa (rozhodujúca pre usadzovanie siltu) zo 17 % na 3 %.

V prípade variantu SZITE sa plošný rozsah vodných zón a podiel eopotamálu zlepšuje, ale kvalita biotopu sa výrazne znižuje.

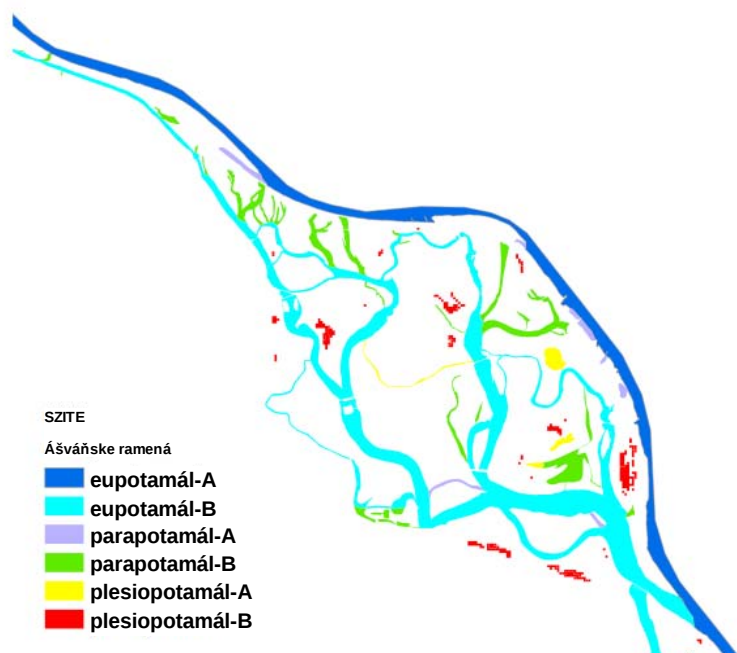
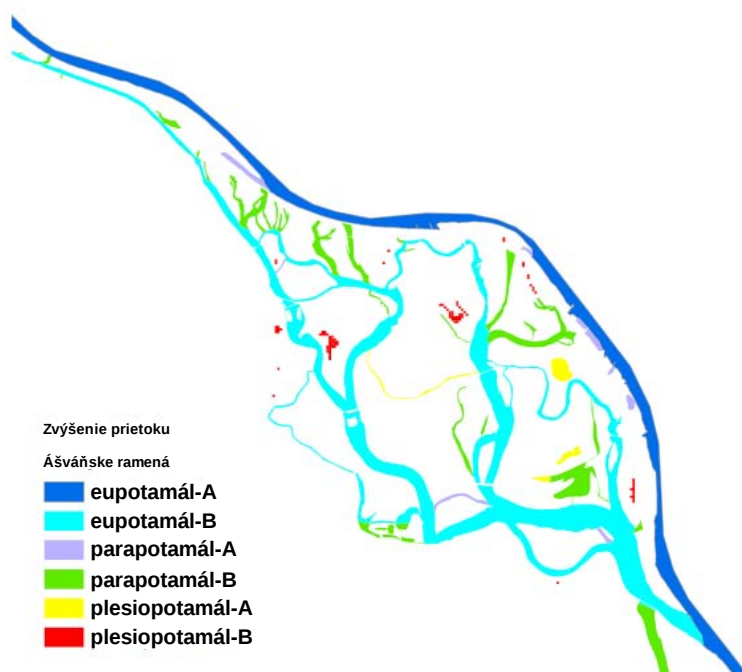
Súčasný stav a variant Optimálneho vyplnenia pre referenčnú faunu rýb poskytujú lepšie podmienky biotopu než ostatné scenáre. Toto hodnotenie nevenuje pozornosť podmienke pozdĺžnej prepojenosti.

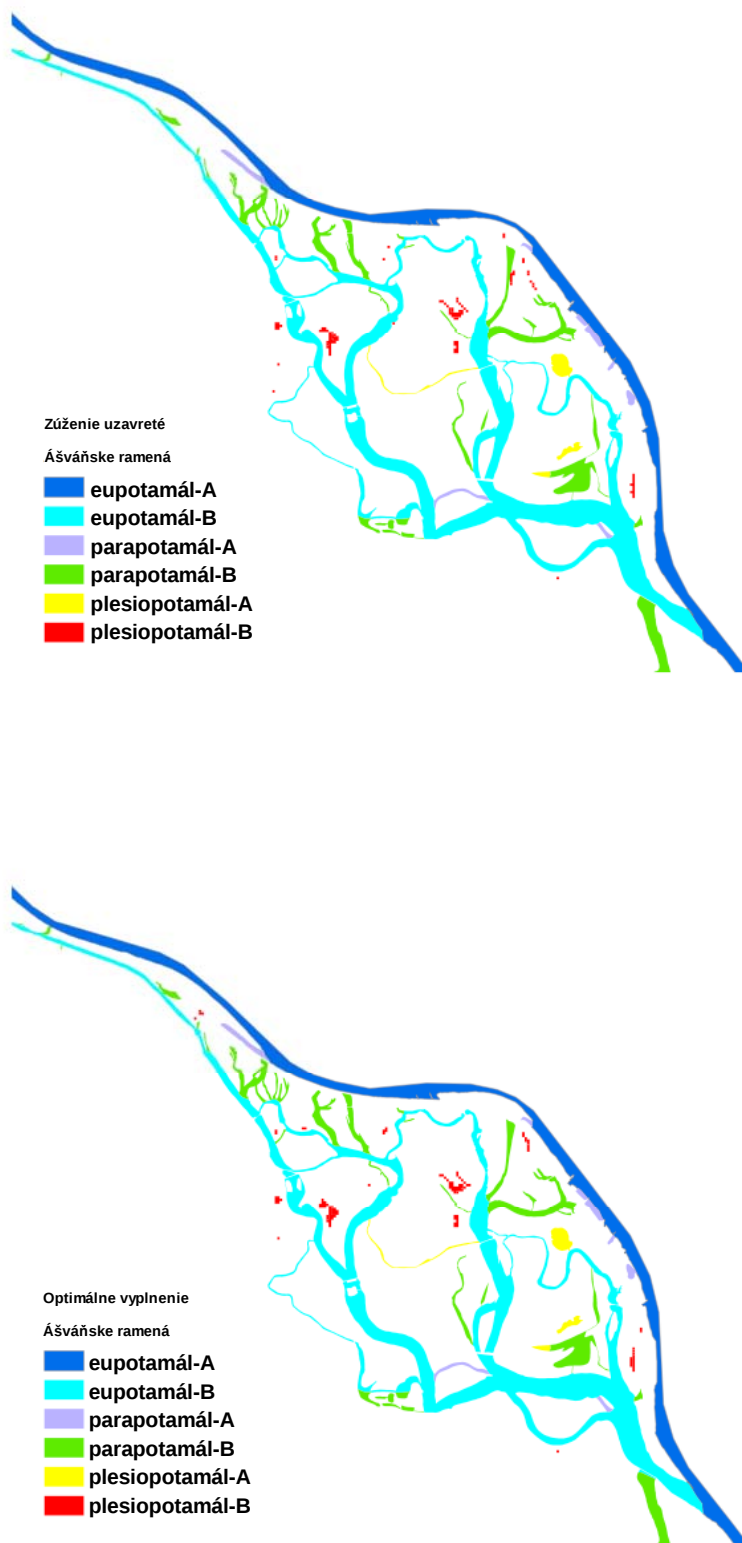
8.5.3. Obojživelníky

Zatiaľ čo spoločenstvá rýb a makrozoobentosu sú mimoriadne indikatívne pre dostupnosť a kvalitu biotopov typu eopotamál, pre obojživelníky je obzvlášť významná existencia vodných útvarov typu plesiopotamál a paleopotamál ako miest rozmnožovania.

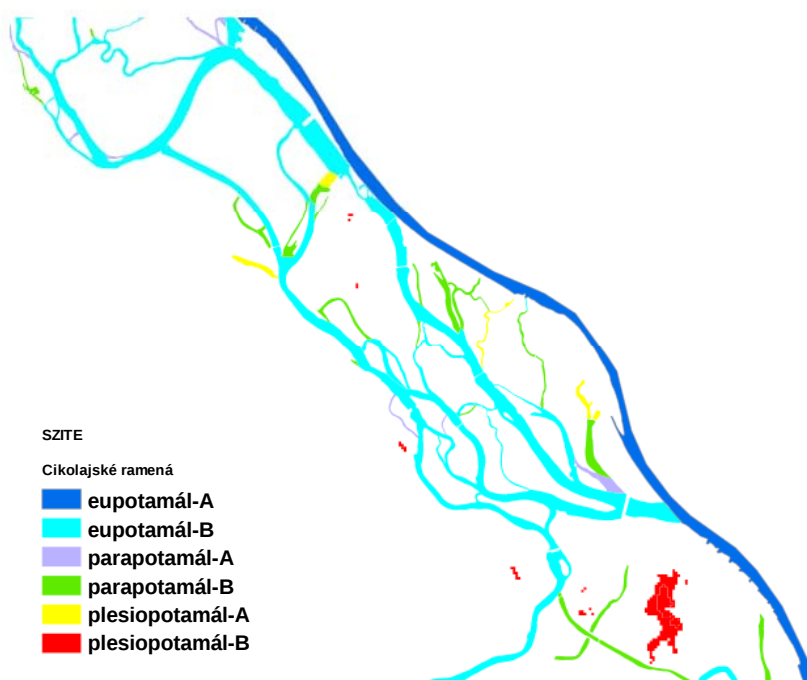
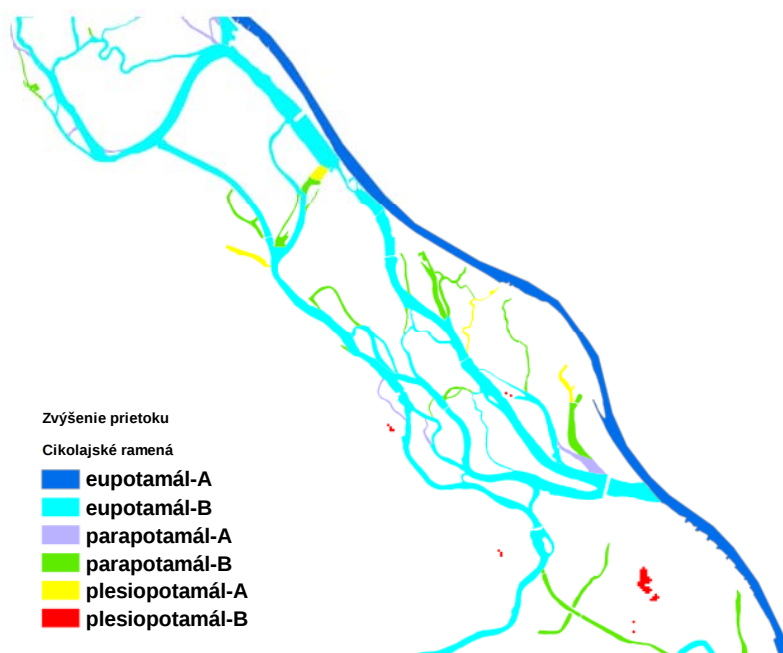
Pri určovaní typov biotopov na základe údajov 1D hydromorfologického modelu vytvorených programom MIKE 11 zostalo značné množstvo častí ramien ako nezatriedené vodné útvary. Tieto boli hodnotené manuálne a väčšina z nich bola zaradená do biotopu typu plesiopotamál-A.

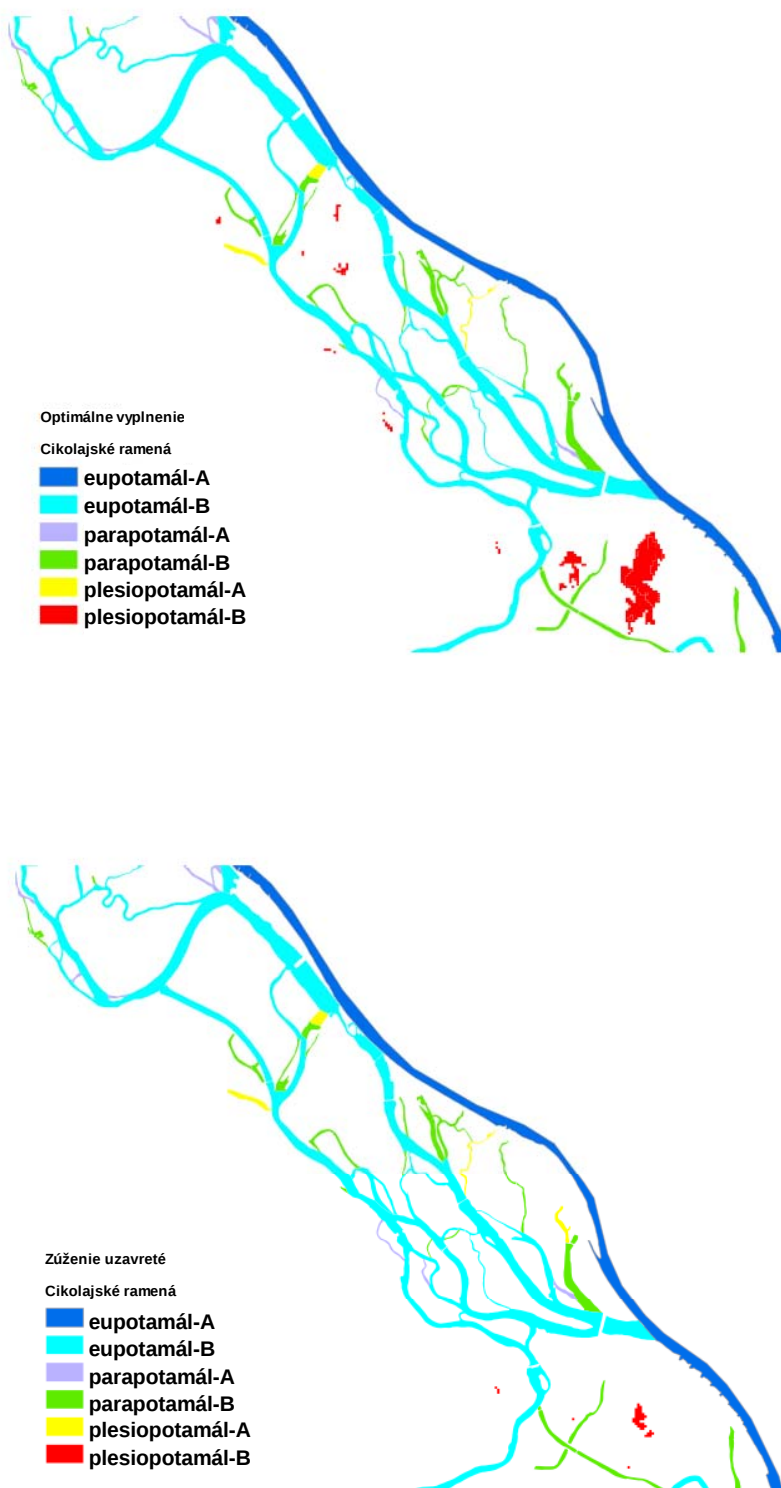
Na základe sústavy porovnávacích hodnôt (benchmarking) s piatimi stupňami (pozri Kapitolu 7), najvyššie hodnoty vykazovali varianty „Optimálne vyplnenie“ a „SZITE“ (3,5 a 4,0 v tomto poradí). Je treba zdôrazniť, že pomer biotopov typu parapotamál-B/parapotamál-A sa zdá byť vo variante „Optimálne vyplnenie“ v porovnaní so „SZITE“ podstatne vyšší (19,2 a 8,8 v tomto poradí), čo má za následok podstatne viac vhodných miest pre neres obojživelníkov v inundácii.





Obr. 8-75 Mapy rozloženia vodných typov biotopov pre obojživelníky podľa variantov v Ášváňskej ramennej sústave a jej okolí.





Obr. 8-76 Mapy rozloženia vodných typov biotopov pre obojživelníky podľa variantov v Cikolajskej ramennej sústave a jej okolí.

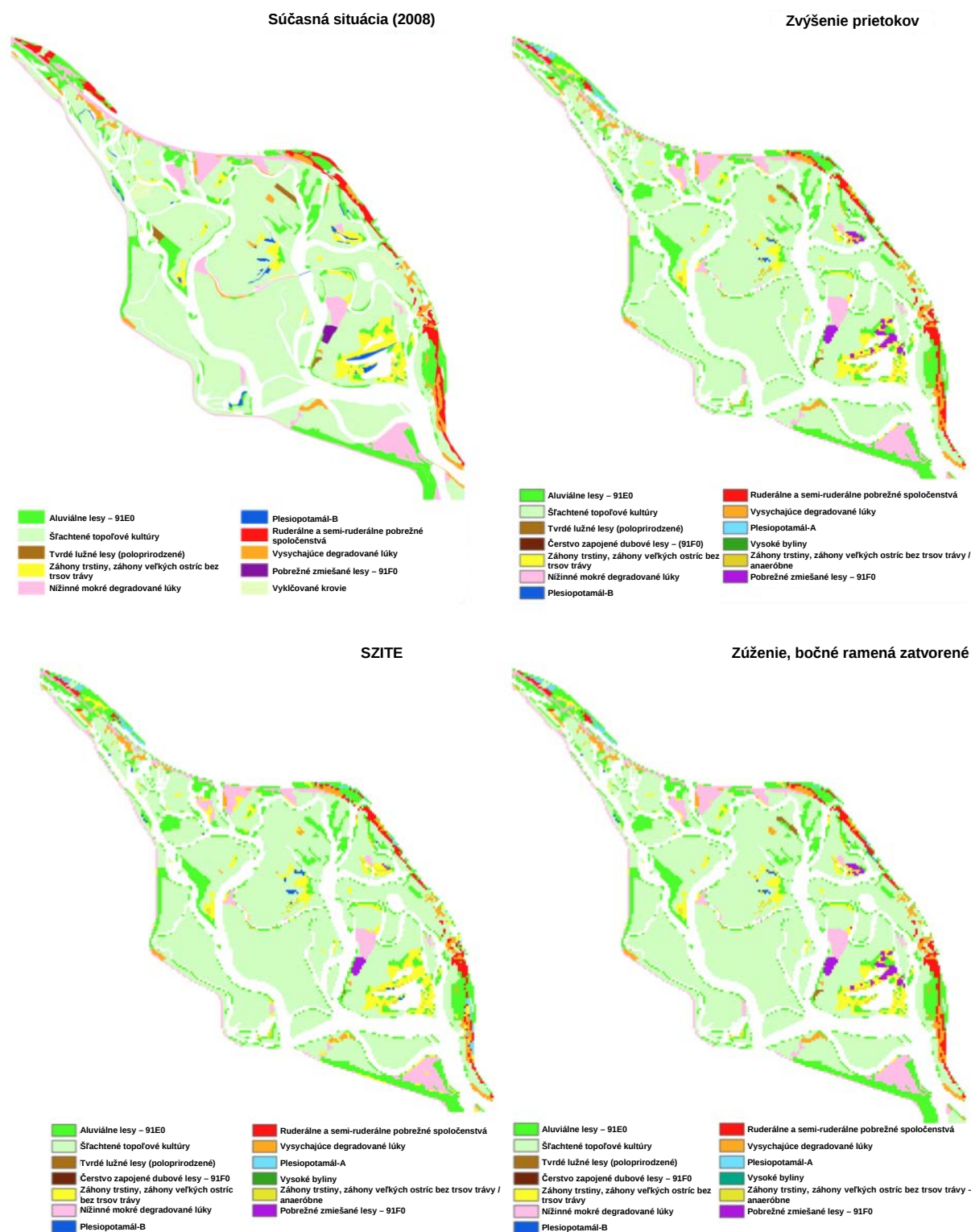
Tab. 8-8 Hodnotenie vodných biotopov použitím sústavy porovnávacích hodnôt pre obojživelníky

	Zvýšenie prietoku	SZITE	Zúženie uzavreté	Optimálne vyplnenie
% plesiopotamál-B	1,3	4,0	1,2	3,0
Plesiopotamálový index (B/A)	0,3	0,9	0,3	0,7
% parapotamál-B	19,2	8,8	18,4	19,2
Porovnávacia premenná	Zvýšenie prietoku	SZITE	Zúženie uzavreté	Optimálne vyplnenie
% plesiopotamál-B	2	4	2	3
Plesiopotamálový index (B/A)	2	5	2	4
% parapotamál-B	4	2	4	4
Ohodnotenie porovnávacej premennej	2,66	3,66	2,66	3,66
Zaradenie podľa porovnávacej hodnoty	-+	+	-+	+
Stav podľa porovnávacej hodnoty (benchmarking)	stav vzdialený od referenčných podmienok, ale stále prijateľný	zlepšenie, ale stále vzdialený od referenčných podmienok	stav vzdialený od referenčných podmienok, ale stále prijateľný	väčšie zlepšenie, ale stále vzdialený od referenčných podmienok

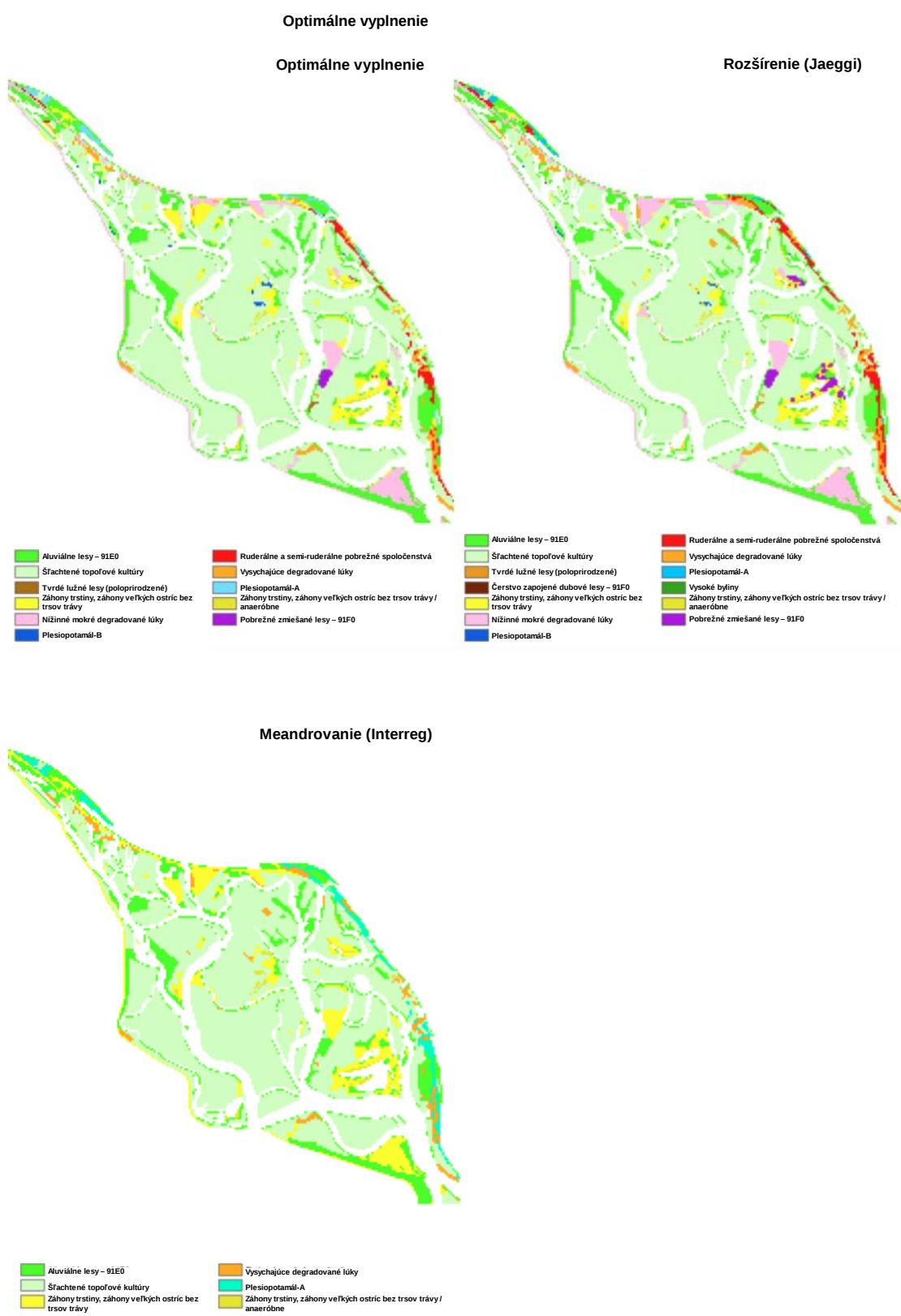
8.5.4. Vývoj vegetácie v terestrických zónach

Prvá sada máp predstavuje rozloženie typov biotopov predpovedaných vegetačným modelom (pozri Príloha 2) pre rôzne varianty.

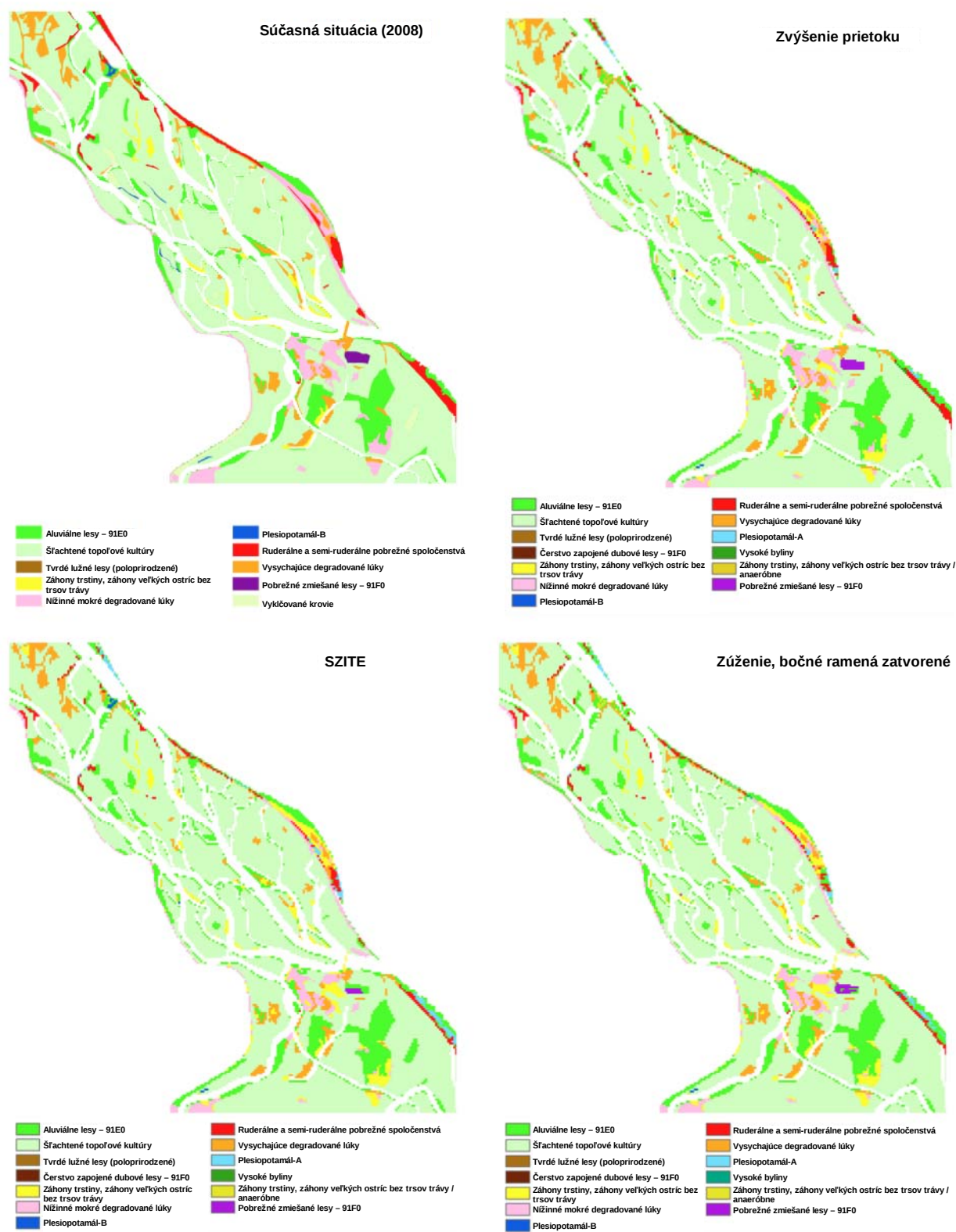
Stĺpcové grafy vyhotovené pre každý variant predstavujú podiely výskytu typov biotopov pre 16 uvažovaných kategórií ako boli predpovedané modelom pre štyri úrovne prietoku. Potom nasleduje tabuľka rekapitulujúca vypočítanú plochu podielov piatich tried biotopov (mäkké lužné lesy, plantáže šľachtených topoľov, ruderálne a semi-ruderálne pobrežné spoločenstvá, mokrade a tvrdé lužné lesy) s ich aktuálnym podielom v roku 2008 ako referenčnou hodnotou. Tieto údaje sú tiež uvedené v tabuľke a sú znázornené v grafoch a sú krátko interpretované.



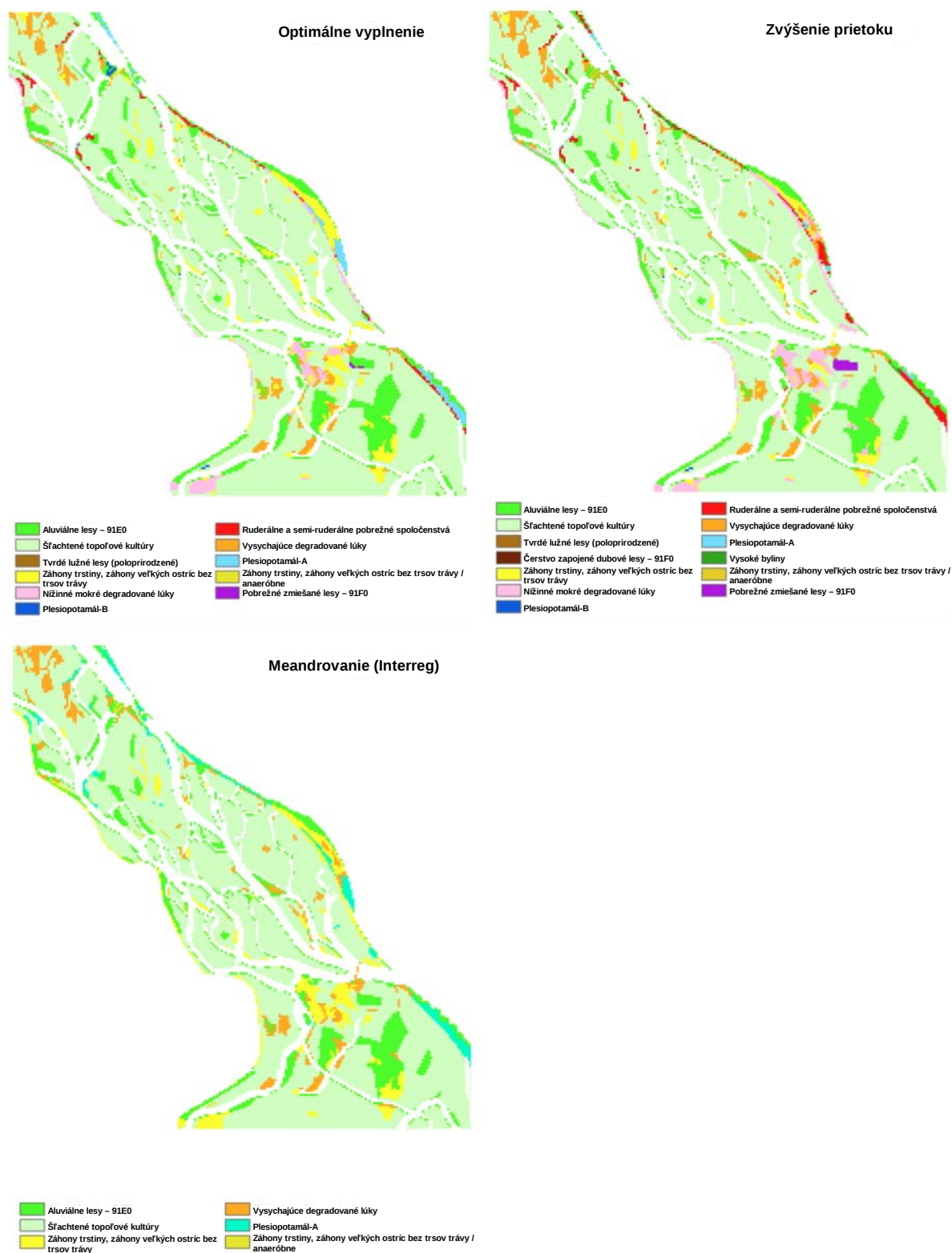
Obr. 8-77 Výsledky modelovania biotopov podľa variantov v Ášvianskej ramennej sústave s použitím 50 ročného obdobia simulácie a priemerného prietoku 770 m³/s vo vegetačnom období.



Obr. 8-78 Výsledky modelovania biotopov podľa variantov v Ášvážskej ramennej sústave s použitím 50 ročného obdobia simulácie a priemerného prietoku 770 m³/s vo vegetačnom období.

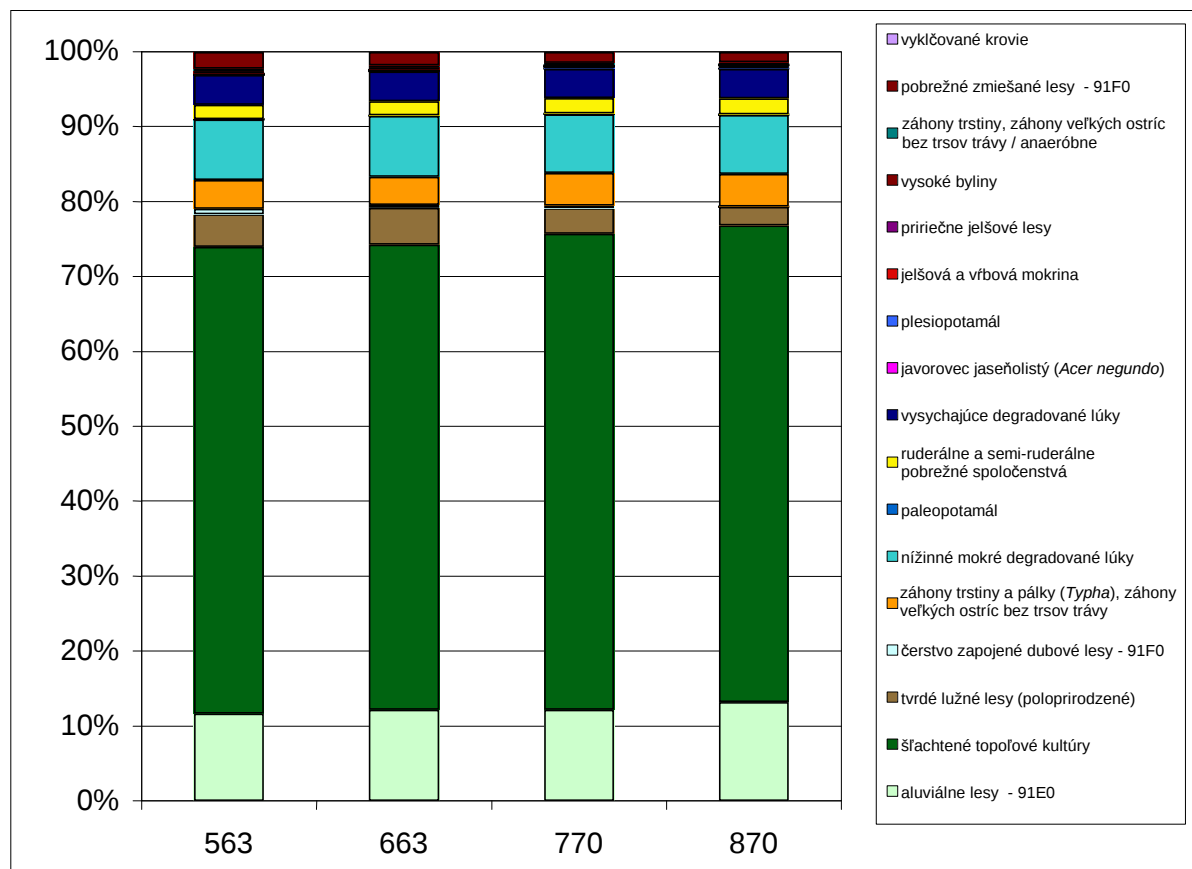


Obr. 8-79 Výsledky modelovania biotopov podľa variantov v Cikolajskej ramennej sústave s použitím 50 ročného obdobia simulácie a priemerného prietoku 770 m³/s vo vegetačnom období.

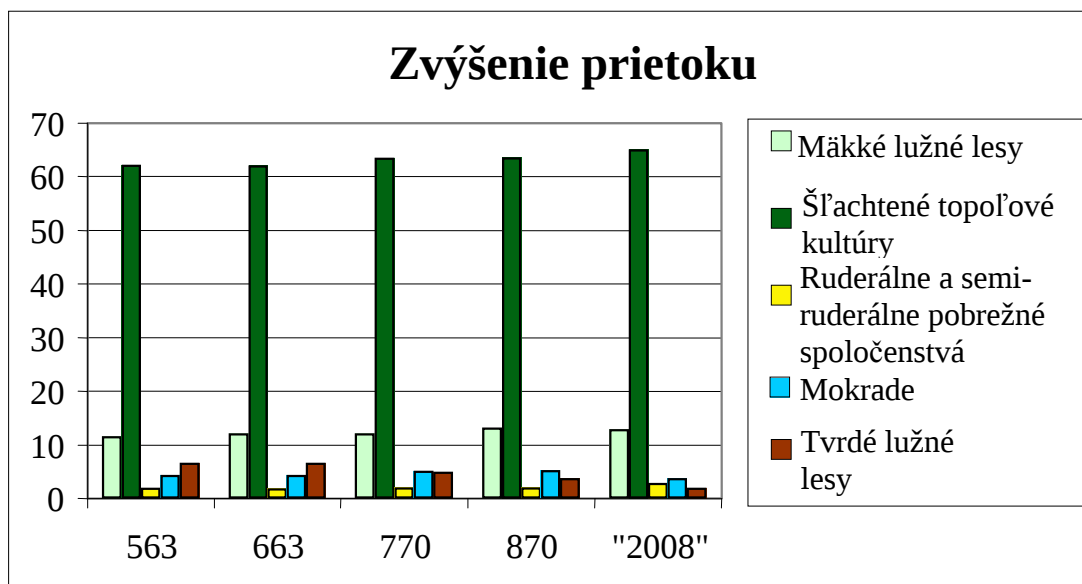


Obr. 8-80 Výsledky modelovania biotopov podľa variantov v Cikolajskej ramennej sústave s použitím 50 ročného obdobia simulácie a priemerného prietoku 770 m³/s vo vegetačnom období.

ZVÝŠENIE PRIETOKU



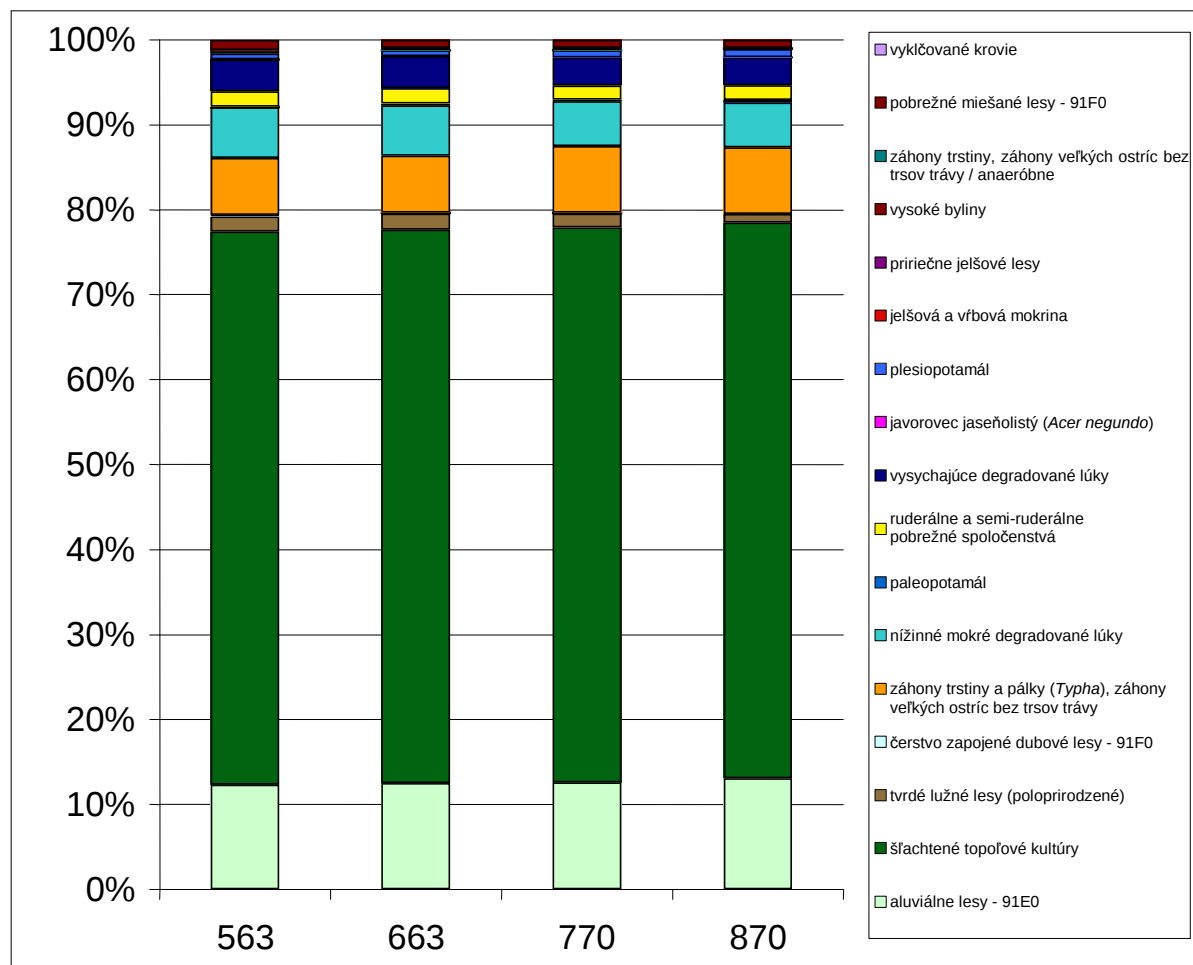
Zvýšenie prietoku (%)	563	663	770	870	"2008"
Mäkké lužné lesy	11,67	12,14	12,14	13,20	12,98
Šľachtené topoľové kultúry	62,25	62,14	63,53	63,65	65,08
Ruderálne a semi-ruderálne pobrežné spoločenstvá	1,95	1,93	2,07	2,11	2,89
Mokrade	4,35	4,35	5,13	5,27	3,76
Tvrdé lužné lesy	6,63	6,70	4,93	3,80	2,02



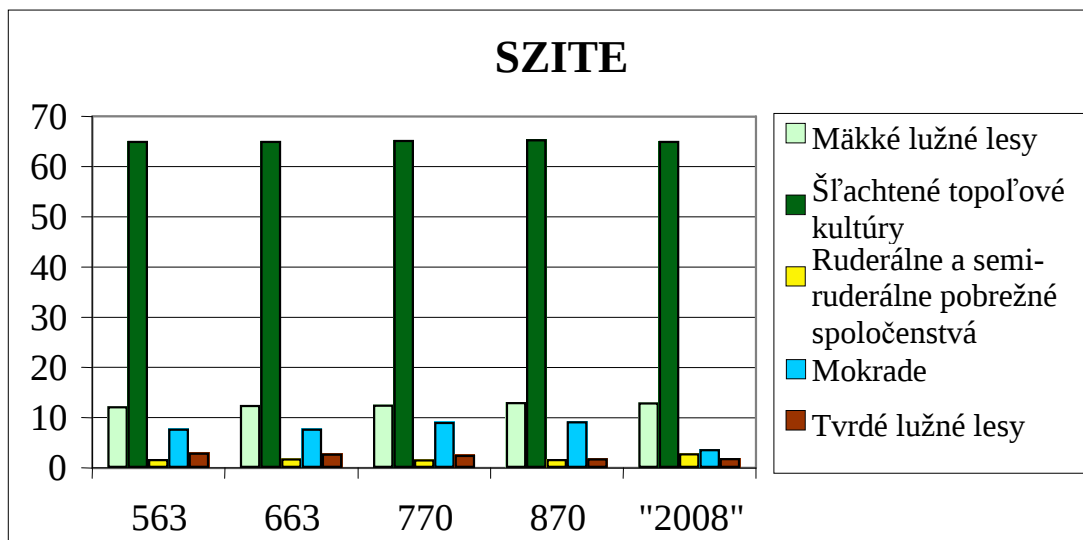
Nasledovné poznámky sú urobené ohľadne variantu Zvýšeného prietoku:

- plocha mäkkých lužných lesov narastá, keď je prietok $870 \text{ m}^3/\text{s}$ (priaznivé) a klesá v prípade ostatných prietokov (nepriaznivé)
- plocha šľachtených topoľových lesov klesá bez ohľadu na prietok (nepriaznivé)
- plocha ruderálnych a semi-ruderálnych spoločenstiev inundácie sa bez ohľadu na prietok zmenšuje (nepriaznivé)
- plocha mokradí sa bez ohľadu na prietok zvyšuje (priaznivé)
- plocha tvrdých lužných lesov významne narastá bez ohľadu na prietok (nepriaznivé)

SZITE



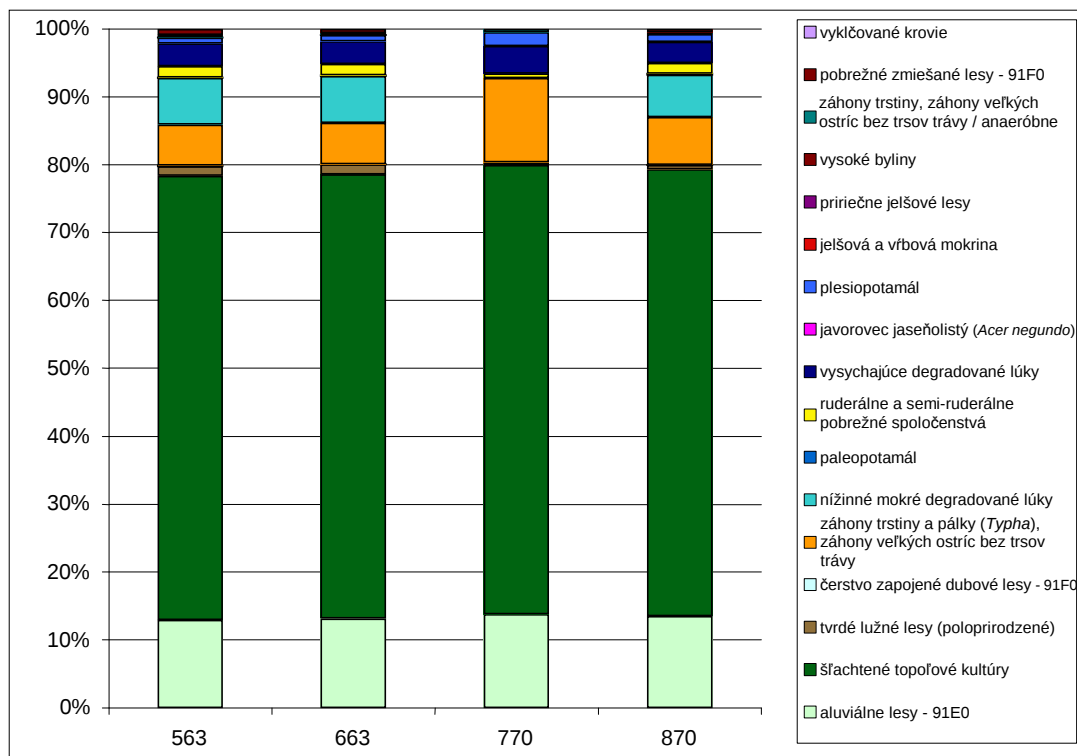
SZITE (%)	563	663	770	870	"2008"
Mäkké lužné lesy	12,32	12,55	12,57	13,12	12,98
Šľachtené topoľové kultúry	65,11	65,09	65,34	65,38	65,08
Ruderalne a semi-ruderalne pobrežné spoločenstvá	1,79	1,82	1,66	1,74	2,89
Mokrade	7,85	7,86	9,16	9,25	3,76
Tvrde lužné lesy	2,98	2,86	2,61	1,90	2,02



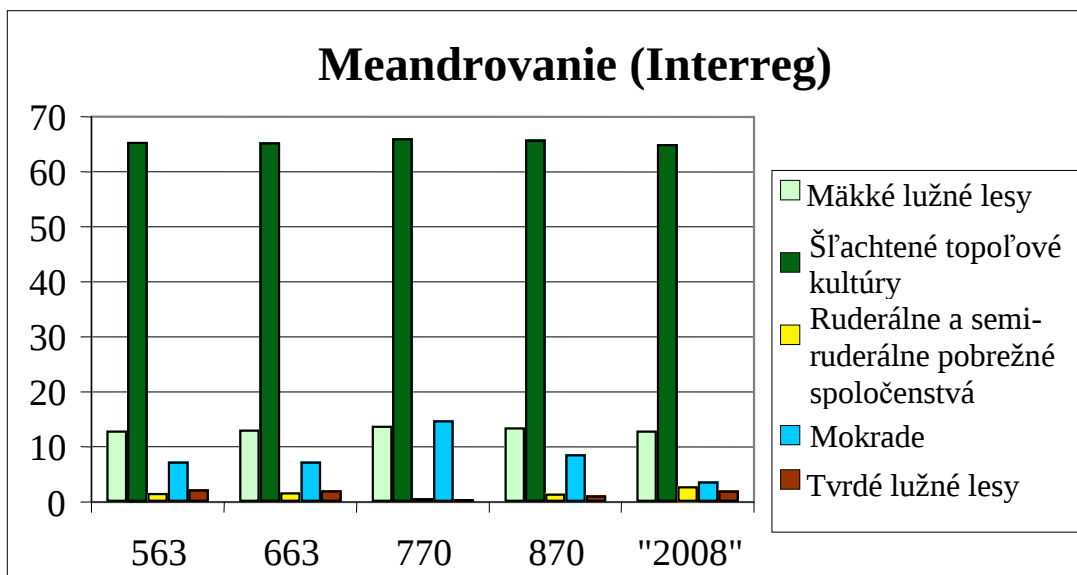
Nasledovné poznámky sú urobené ohľadne variantu SZITE:

- plocha mäkkých lužných lesov narastá pri prietoku $870 m^3/s$ (priaznivé) a klesá v prípade ostatných prietokov (nepriaznivé)
- plocha šľachtených topoľových lesov sa bez ohľadu na prietok zvyšuje (priaznivé), zmena je pri 563 a $663 m^3/s$ *zanedbateľná*
- plocha ruderálnych a semi-ruderálnych spoločenstiev inundácie sa bez ohľadu na prietok znižuje (nepriaznivé)
- plocha mokradí bez ohľadu na prietok *významne* narastá (priaznivé)
- plocha tvrdých lužných lesov pri prietoku $870 m^3/s$ klesá (priaznivé) a v prípade ostatných prietokov narastá (nepriaznivé)

MEANDROVANIE INTERREG



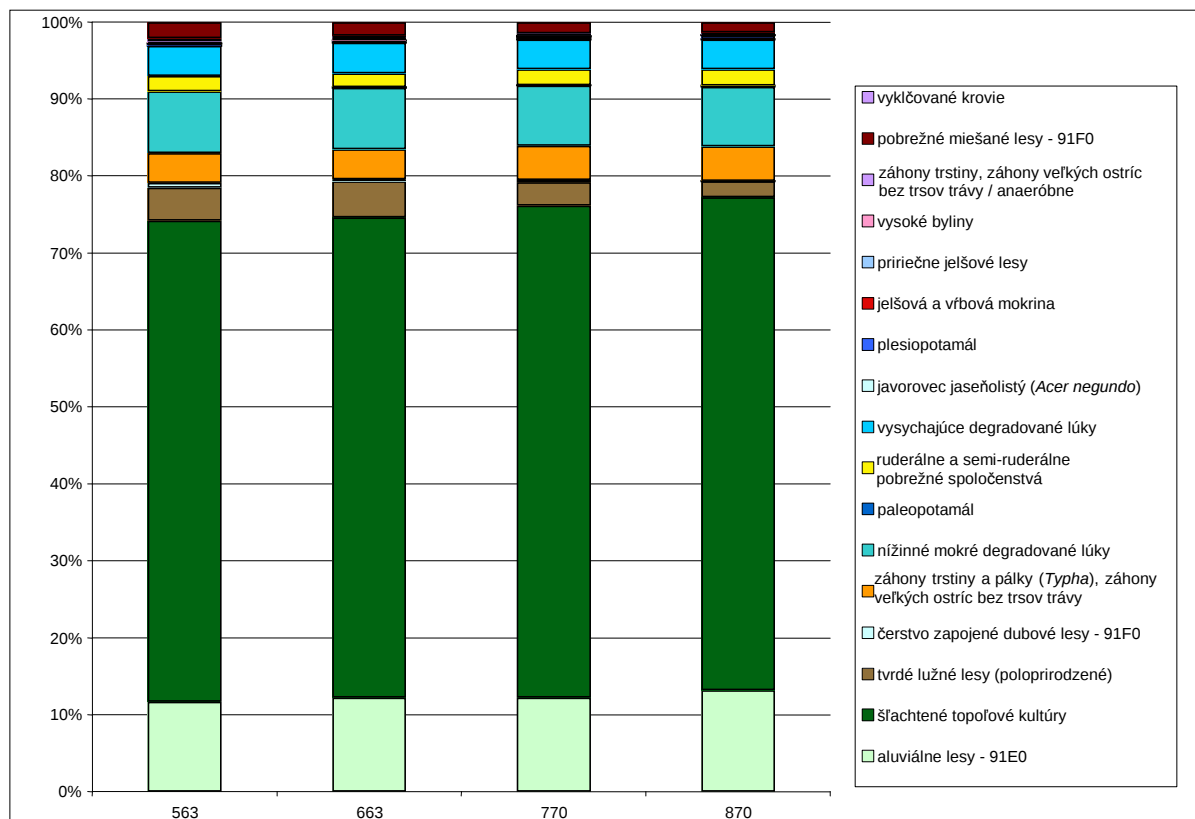
MEANDROVANIE INTERREG (%)	563	663	770	870	"2008"
Mäkké lužné lesy	12,95	13,18	13,83	13,49	12,98
Šľachtené topoľové kultúry	65,39	65,37	66,09	65,82	65,08
Ruderalne a semi-ruderalne pobrežné spoločenstvá	1,63	1,67	0,70	1,54	2,89
Mokrade	7,37	7,37	14,87	8,66	3,76
Tvrdé lužné lesy	2,31	2,10	0,44	1,11	2,02



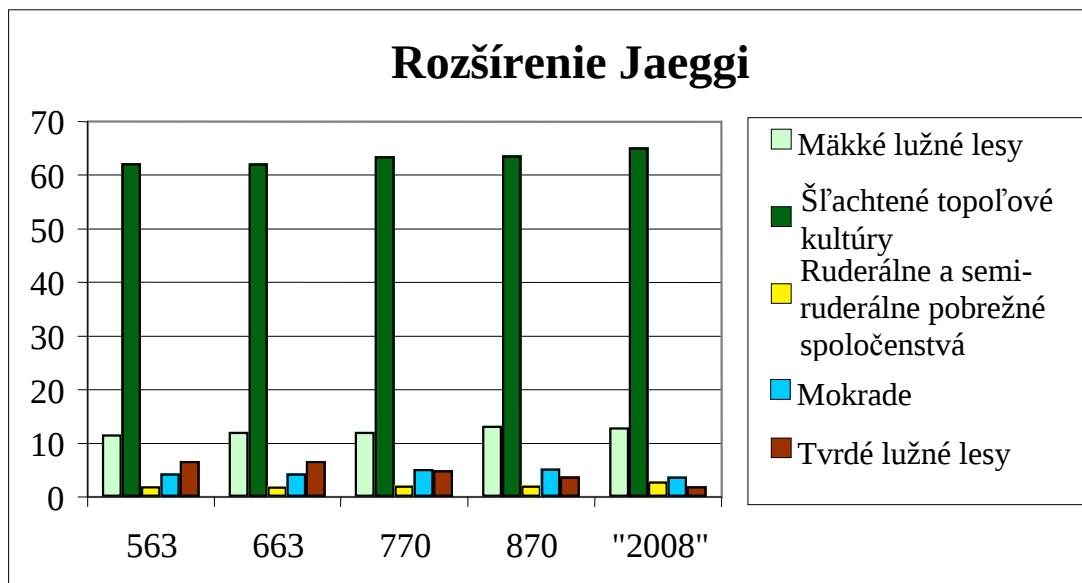
Nasledovné poznámky sú urobené ohľadne variantu MEANDROVANIE:

- plocha mäkkých lužných lesov sa pri prietoku $563 \text{ m}^3/\text{s}$ znižuje (nepriaznivé), ale zmena *je málo významná*, a v prípade ostatných prietokov narastá (priaznivé)
- plocha šľachtených topoľových lesov narastá bez ohľadu na prietok (priaznivé)
- plocha ruderálnych a semi-ruderálnych spoločenstiev inundácie sa bez ohľadu na prietok znižuje (nepriaznivé)
- plocha mokradí bez ohľadu na prietok *významne* narastá (priaznivé), pri prietoku $770 \text{ m}^3/\text{s}$ je nárast mimoriadny
- plocha tvrdých lužných lesov pri prietokoch 770 a $870 \text{ m}^3/\text{s}$ narastá (nepriaznivé), pri prietokoch 563 a najmä pri $663 \text{ m}^3/\text{s}$ klesá (priaznivé)

ROZŠÍRENIE (JAEGGI)



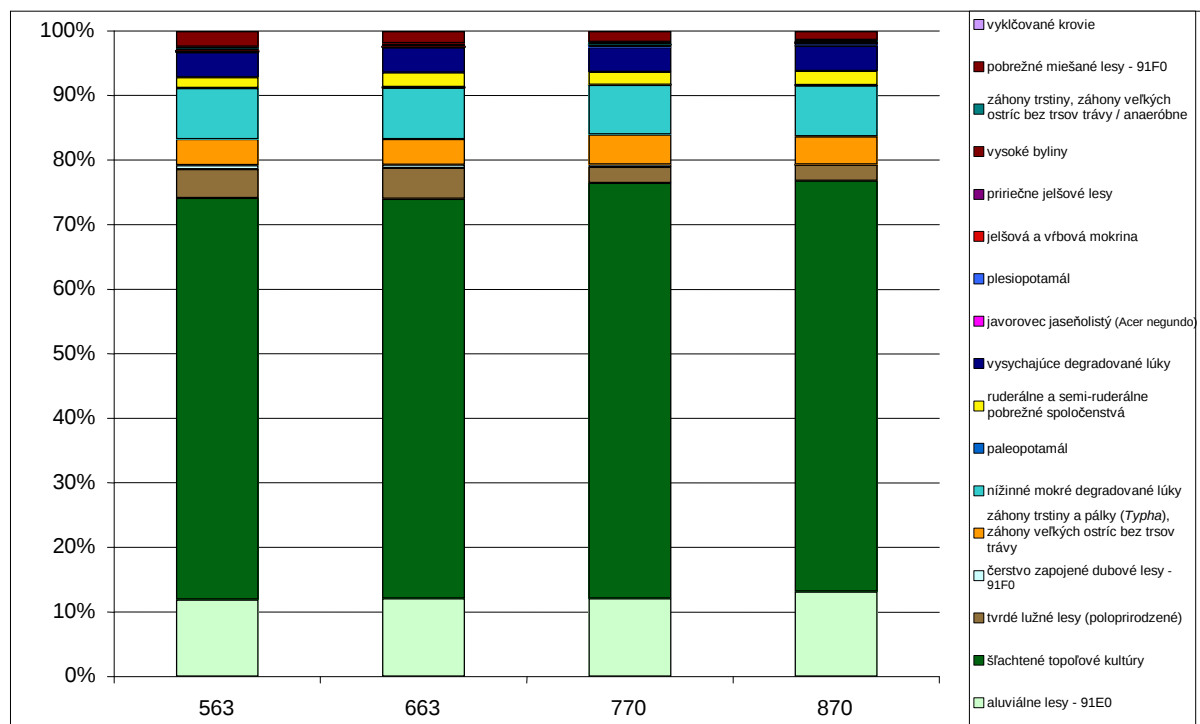
Rozšírenie (Jaeggi) (%)	563	663	770	870	"2008"
Mäkké lužné lesy	11,67	12,14	12,14	13,20	12,98
Šľachtené topoľové kultúry	62,25	62,14	63,53	63,65	65,08
Ruđerálne a semi-ruđerálne pobrežné spoločenstvá	1,95	1,93	2,07	2,11	2,89
Mokrade	4,35	4,35	5,13	5,27	3,76
Tvrde lužné lesy	6,63	6,70	4,93	3,80	2,02



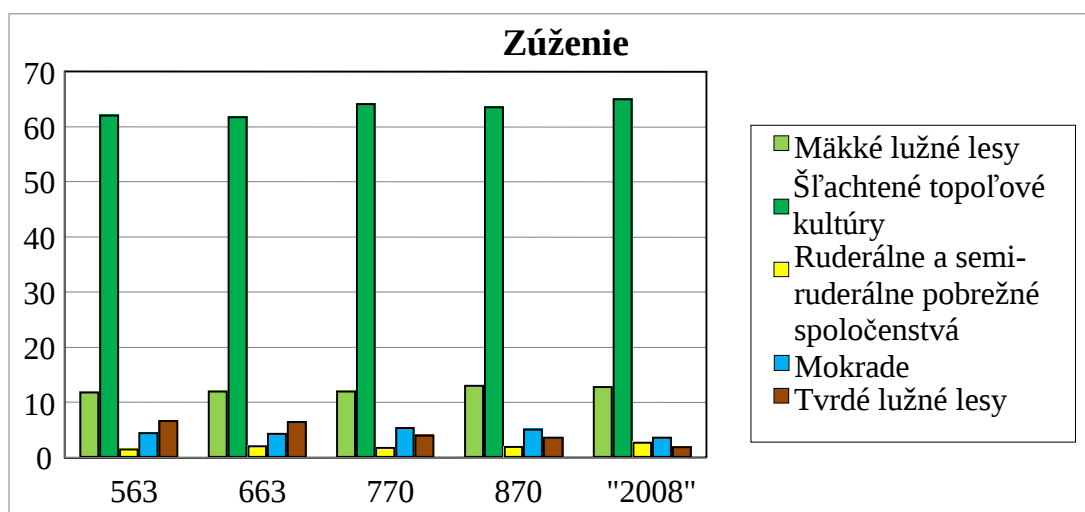
Nasledovné poznámky sú urobené ohľadne variantu Rozšírenie Jaeggi:

- plocha mäkkých lužných lesov narastá, keď je prietok 870 m³/s (priaznivé) a v prípade ostatných prietokov klesá (nepriaznivé)
- plocha šľachtených topoľových lesov bez ohľadu na prietok klesá (nepriaznivé)
- plocha ruderálnych a semi-ruderálnych spoločenstiev inundácie sa bez ohľadu na prietok znižuje (nepriaznivé)
- plocha mokradí sa bez ohľadu na prietok zväčšuje (priaznivé)
- plocha tvrdých lužných lesov bez ohľadu na prietok *významne* narastá (nepriaznivé)

ZÚŽENIE (BOČNÉ RAMENÁ ZATVORENÉ)



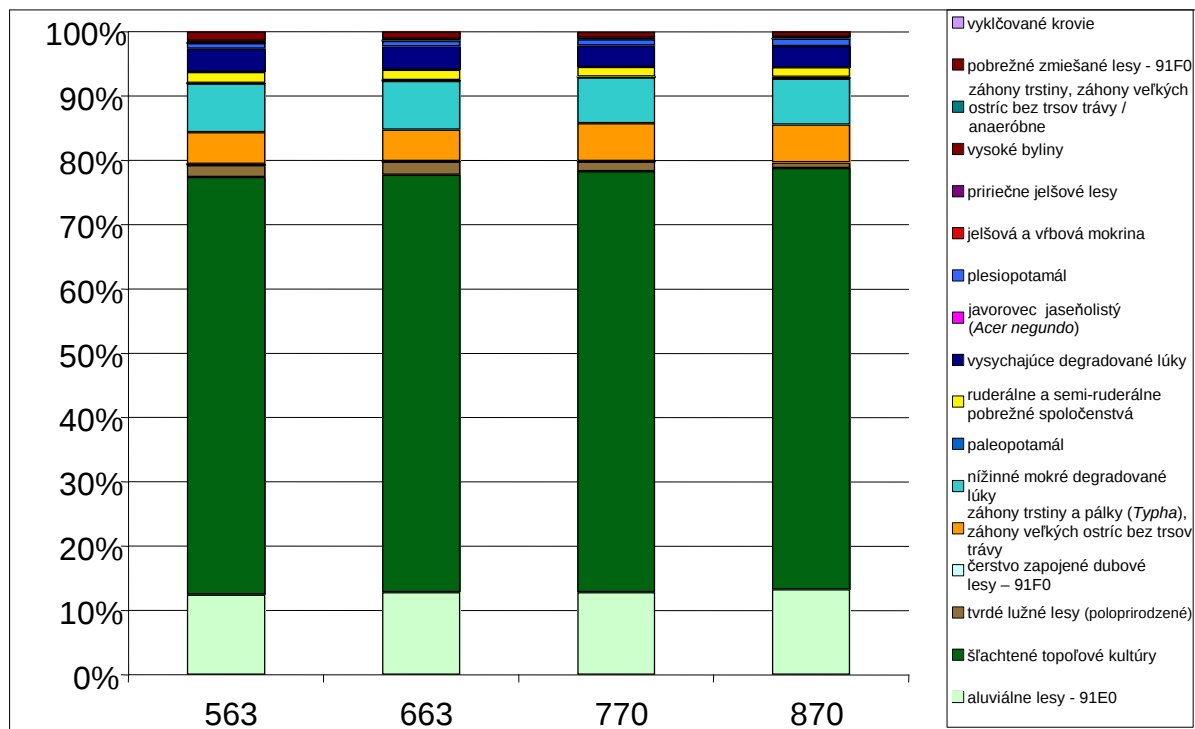
ZÚŽENIE (BOČNÉ RAMENÁ ZATVORENÉ) (%)	563	663	770	870	"2008"
Mäkké lužné lesy	11,96	12,15	12,12	13,19	12,98
Šľachtené topoľové kultúry	62,23	61,90	64,33	63,64	65,08
Ruďerálne a semi-ruďerálne pobrežné spoločenstvá	1,69	2,24	1,97	2,12	2,89
Mokrade	4,59	4,54	5,50	5,26	3,76
Tvrdé lužné lesy	6,77	6,61	4,18	3,81	2,02



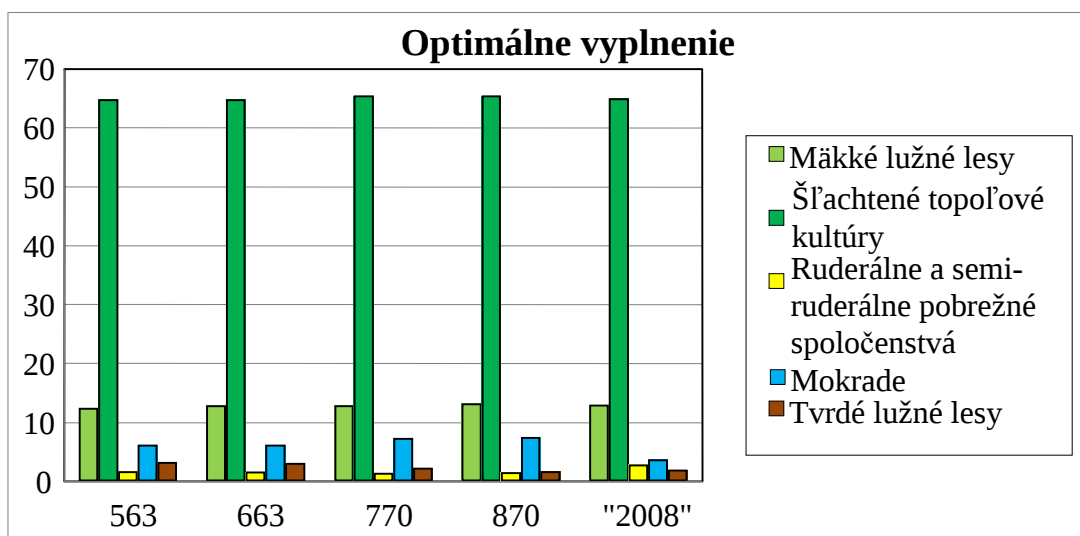
Nasledovné poznámky sú urobené ohľadne variantu Zúženie, bočné ramená zatvorené:

- plocha mäkkých lužných lesov sa zväčšuje výlučne pri prietoku vody 870 m³/s (priaznivé), inak sa zmenšuje (nepriaznivé)
- územie pokryté šľachtenými topol'ovými kultúrami sa pri každom prietoku vody zmenšuje (nepriaznivé)
- plocha pokrytá ruderálnymi a semi-ruderálnymi spoločenstvami inundácie pre každú úroveň prietoku vody klesá (nepriaznivé)
- biotopy mokradí sa pri každej úrovni prietoku vody zväčšujú (priaznivé)
- plocha tvrdých lužných lesov významne narastá (nepriaznivé)

OPTIMÁLNE VYPLNENIE



OPTIMÁLNE VYPLNENIE (%)	563	663	770	870	"2008"
Mäkké lužné lesy	12,47	12,88	12,88	13,29	12,98
Šľachtené topoľové kultúry	64,91	64,89	65,47	65,51	65,08
Ruderálne a semi-ruderálne pobrežné spoločenstvá	1,71	1,63	1,49	1,53	2,89
Mokrade	6,23	6,24	7,35	7,53	3,76
Tvrde lužné lesy	3,33	3,10	2,32	1,70	2,02



Nasledovné poznámky sú urobené ohľadne variantu OPTIMÁLNE VYPLNENIE:

- plocha mäkkých lužných lesov len pri prietoku vody $870 \text{ m}^3/\text{s}$ nepatrne narástla (priaznivé), inak sa mierne zmenšuje (nepriaznivé)
- plocha šľachtených topoľových kultúr sa pri prietoku vody 770 a $870 \text{ m}^3/\text{s}$ zväčšuje (priaznivé), zatiaľ čo sa pri nižších prietokoch vody zmenšuje (nepriaznivé)
- plocha pokrytá ruderálnymi a semi-ruderálnymi spoločenstvami inundácie pre každú úroveň prietoku vody klesá (nepriaznivé)
- biotopy mokradí sa pri každej úrovni prietoku vody zväčšujú (priaznivé)
- plocha tvrdých lužných lesov sa pri prietoku vody $870 \text{ m}^3/\text{s}$ zmenšuje (priaznivé), ale pri menších prietokoch vody sa zväčšuje (nepriaznivé)

9. Predbežné hodnotenie rehabilitačných opatrení

Klaus Kern & Fritz Schiemer

9.1. Úvodné poznámky

Komplexná regulácia rieky v szigetközskom úseku Dunaja sa datuje na koniec 19-teho storočia. Vytvorenie jediného hlavného toku v bývalej vnútrozemskej delte zabránilo vývoju nových riečnych tokov na širokej aluviálnej rovine, ako aj procesom vytvárania sa koryt poprepletaného alebo oddeľujúceho sa a znova sa pripájajúceho charakteru. Tento významný zásah mal zásadné dôsledky na riečny ekosystém a vývoj krajiny. Navyše využívanie krajiny a budovanie priehrad v oblasti alpského povodia, ako aj opatrenia na úpravu rieky a bagrovanie, narušili prirodzené procesy erózie a sedimentácie s vážnymi dôsledkami pre biotopy, stabilitu riečneho koryta a povodňovú bezpečnosť.

Posledným zásahom bolo prehradenie a odklonenie 80-90 % prietoku pre výrobu energie na vodnej elektrárni pri Gabčíkove a následné zmierňovacie opatrenia pre zachovanie ekosystému inundácie.

Najdôležitejšími tlakmi na ekosystém inundácie v szigetközskom úseku Dunaja v porovnaní s podmienkami pred prehradením sú:

- Zostatkový prietok 400 m³/s (dohodnutý ročný priemer) s následným znížením vodných hladín v Dunaji o 2-3 m
- Oddelenie hlavného koryta a bočných ramien
- Redukcia splavenín po odklonení rieky v októbri 1992 takmer na nulu
- Nespôsobilé povodňové prietoky v zmysle (erozívnych) morfodynamických procesov a trvania
- Nedostatočné zaplavovanie inundácie v zmysle frekvencie a trvania
- Degradácia vodných biotopov, prechodných zón a biotopov inundácie v dôsledku straty hydro- a morfodynamických procesov
- Zarezávanie sa riečneho koryta pod a nad sútokom s odpadovým kanálom

Je známe, že rehabilitačné opatrenia nemôžu obnoviť prirodzený systém. Avšak, v súlade s Rámcovou smernicou o vode, akékoľvek rehabilitačné úsilie, ktoré je možné zosúladiť s jestvujúcim využívaním vody, je treba prijať na oživenie ekologických funkcií.

Zložitosť systému a dané obmedzenia predstavujú pre rehabilitáciu skutočnú výzvu. Jednoduché riešenia, ako zvýšenie vodných hladín v hlavnom koryte, nemusia byť schopné obnoviť rozhodujúce ekologické funkcie podporujúce základné biotopy inundácie a prirodzenú biotu. Pre dlhodobý trvalo udržateľný vývoj riečneho ekosystému môže byť potrebná kombinácia opatrení a evolučných procesov, berúc do úvahy aj protiprúdne a poprúdne úseky.

Akékoľvek riešenie vyžaduje spoločné úsilie s príspevom oboch susediacich štátov. Výsledky zo simulácií a odborného posúdenia kvality biotopu predstavujú údajovú bázu pre budúce diskusie a procesy plánovania v spoločnej skupine s maďarskými a slovenskými odborníkmi

a dotknutými subjektami. Z tohto dôvodu hodnotenie variantov a posúdenie štúdií a odborných posudkov nesmie viesť ku konečným hodnoteniam a záverom. Dôležitejšie než zostavenie rebríčkov, je analýza úspešnosti a neúspešnosti obnovných opatrení v zmysle rehabilitácie ekologických funkcií identifikovaných v systéme ukazovateľov porovnávacích hodnôt (benchmarking) (Kapitola 7).

9.2. Prehľad variantov a údajovej bázy pre hodnotenie

Výber variantu

Výsledky hydrodynamických modelov uvedené v Kapitole 8 musia byť kriticky preskúmané s prihliadnutím na základné predpoklady modelov a okrajové podmienky variantov.

Variant SZITE bol jediným návrhom, ktorý už dosiahol etapu predprojektového plánovania, vrátane detailných opatrení pre zlepšenie povodňovej ochrany. Všetky ostatné varianty pozostávali z koncepčných myšlienok, bez technických údajov pre zmeny charakteru koryta, vyplnenie alebo rozšírenie priečných rezov, inštaláciu nových objektov alebo odstránenie iných. Keďže potrebné kroky zberu terénnych údajov a plánovania museli byť vynechané, tieto varianty boli realizované v modeloch s použitím zjednodušených geometrických údajov pre zmeny koryta, jednoduchej inštalácie alebo odstránenia objektov a pridružených predpokladov drsnosti, priepustnosti, atď. To znamená, že v zmysle zvýšenia úrovni dna alebo zúženia koryta boli prijaté ľubovoľné rozhodnutia.

Po prvých výsledkoch modelovania bolo odporúčaných niekoľko úprav variantov. Napríklad odstránenie uzáverov bočných ramien pri príliš nízkych vodných hladinách by mohlo viesť k zdecimovaniu ramennej sústavy, dodatočne museli byť uzávěry bočných ramien pre tieto priebehy opätovne zavedené. Jeden variant predpokladal zvýšenie úrovni dna brehovým materiálom schematickým rozšírením koryta pri uhloch brehových svahov 1:60. Očividne by tento proces mohol viesť k devastácii pobrežného lesa bez poskytnutia vhodného brehového materiálu. Tento bol nahradený variantom, ktorý sa sústreďuje na dlhodobé procesy bočnej erózie s prípadným zvýšením úrovni dna v závislosti od vhodných povodňových prietokov s dostatočnou dĺžkou trvania a zloženia brehového materiálu. V tomto prípade by pobrežné lesy boli tiež ovplyvnené, ale v procese postupného prispôsobovania sa vývoja koryta vedúceho k novým podmienkam biotopov.

Výber variantov zahŕňal opatrenia so

- zdvihnutím alebo zúžením riečného koryta (nešpecifikovaný externý zdroj materiálu)
- rozšírenie + zdvihnutie riečného koryta (použitím brehového materiálu)
- zvýšenie vodných hladín vzduťm (1+3 hate alebo 1+7 hatí plus meandrovanie koryta v inundácii)

Tieto varianty pokryli väčšinu návrhov predstavených rôznymi autormi alebo organizáciami. Podľa zadanej úlohy sa rehabilitačné opatrenia sústredili na spoločný úsek Dunaja. Zabezpečenie pozdĺžnej migrácie rýb môže vyžadovať dodatočné opatrenia na slovenskom území.

Údajová báza

Topografické informácie boli v maďarskej inundácii novšie a podrobnejšie než na slovenskej strane. Pre ďalšie štúdie sa odporúča aktualizovanie meraní priečných profilov a použitie nových údajov DMV (digitálneho modelu výšok – pozn. prekl.). Zatiaľ čo vzorky dnového materiálu poskytli dobrý prehľad o rozdelení zrnitosti dnového sedimentu, o zložení brehového materiálu neboli k dispozícii postačujúce informácie.

Modelové prietoky

Väčšina modelových priebehov bola vykonaná s nemenným prietokom. Za účelom posúdenia správania sa konkrétneho prietokového režimu bola v modelových priebehoch skúmaná séria rôznych prietokov a rozdelenia prietokov medzi hlavným korytom a (maďarskou) sústavou bočných ramien (Kapitola 8.2.5). Vplyv súčasného prietokového režimu na budúce opatrenia musí byť posúdený pomocou porovnania indikatívnych ukazovateľov s modelovými výsledkami terajšieho systému. Podobným spôsobom budú musieť byť hodnotené potenciálne zmeny prietokového režimu.

9.3. Metóda hodnotenia

Hodnotenie variantov je založené na kritériách popísaných v Kapitole 7. V nasledovnej kapitole bude diskutované správanie sa každého variantu v zmysle hydrodynamiky, morfodynamiky, bočnej a pozdĺžnej prepojenosti, atď. Vplyv zmeneného prietokového režimu je ďalším dôležitým hľadiskom, ktoré je treba riešiť s každým variantom.

Keďže varianty neboli úplne naplánované, v tejto etape sú otvorené pre úpravy v budúcich fázach plánovania. Toto je ďalší fakt, ktorý je v hodnotení treba zväžiť. Výsledky modelovania jednako len umožňujú načrtnutie podobností, rozdielov a trendov s ohľadom na podporu ekologických funkcií.

Pre každú oblasť hodnotenia bude charakterizovaný prirodzený systém pred hlavným ľudským zásahom. V niektorých prípadoch budú pre porovnanie so súčasnými podmienkami použité ukazovatele z 1950-tych rokov. To je pred obdobím intenzívneho bagrovania, ktoré destabilizovalo riečne koryto. Je však známe, že rehabilitačné opatrenia musia brať do úvahy súčasné využívanie rieky podľa článku 4.3 RSV, ako aj právne záväzky Rozsudku. Z tohto dôvodu popis referenčných podmienok naznačuje skôr smer zmeny než konečnú hodnotu sledovaného ukazovateľa.

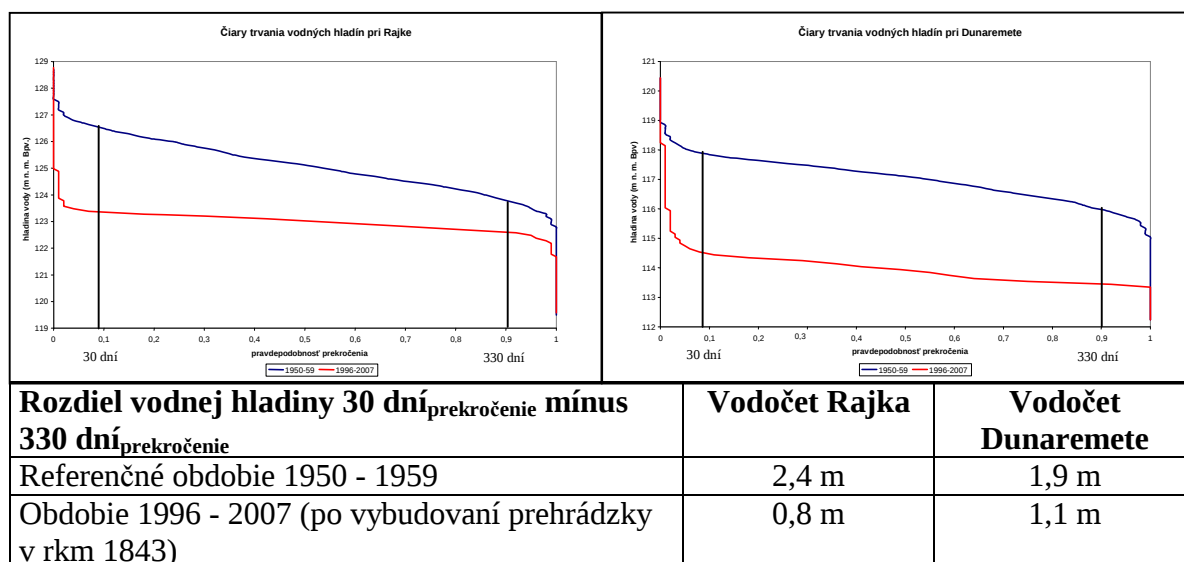
Hodnotenie hydrodynamiky a morfodynamiky bude poukazovať na referenčné podmienky pri plnom vedomí, že prirodzený systém nie je možné opätovne nastoliť. Vyhodnotenie bude založené na miere zlepšenia so zameraním sa skôr na trendy než na absolútne hodnoty:

--	oveľa horšie než súčasný stav
-	nedostatočný stav
-+	stav ďaleko od referenčných podmienok, ale stále prijateľný
+	zlepšenie stavu, prijateľný, ale stále ďaleko od referenčných podmienok
++	výrazné zlepšenie alebo prijateľný stav v porovnaní s referenčnými podmienkami
0	žiadna zmena so zvýšením prietokov

9.4. Hodnotenie podmienok biotopu

9.4.1. Dynamika hladiny povrchovej vody a prepojenosť

Sezónne kolísania hladiny povrchovej vody sú kľúčovým prvkom pre podmienky biotopu inundácie. Ony určujú priestorové rozšírenie prechodných zón medzi vodnými a terestrickými biotopmi, ktoré predstavujú najproduktívnejší prvok záplavových oblastí. Kolísanie hladiny povrchovej vody v prirodzených systémoch tiež určuje stúpanie a klesanie hladín podzemných vôd ovplyvňujúcich zloženie vegetácie záplavovej oblasti. Kolísania hladiny vody sú charakterizované extrémami sucha a povodne, ale dôležitejšími môžu byť prevládajúce sezónne zmeny vodnej hladiny, ktoré môžu byť reprezentované hladinami vody presahujúcimi v priemere 30 dní a 330 dní za rok.



Obr. 9-1 Čiary priemerného trvania vodných hladín na vodomerných staniciach Rajka a Dunaremete z rokov 1950-1959 a z rokov 1996-2007; porovnanie rozdielov vodných hladín

Súčasná situácia v porovnaní s referenčnými podmienkami

Obr. 9-1 ukazuje čiary trvania vodnej hladiny na riečnych vodomerných staniciach pri Rajke (rkm 1848,4) a Dunaremete (rkm 1825,5). Obdobie 1950-tych rokov môže slúžiť ako referenčné obdobie pred ďalšou degradáciou riečneho koryta kvôli redukovanému transportu sedimentov spôsobenému priehradami na hornom úseku a intenzívnou ťažbou štrku. V tom čase bolo veľa bočných ramien ešte spojených aspoň na dolnom konci.

Na vodomernej stanici Rajka rozdiel medzi vodnými hladinami prekročenia pre 30 a 330 dní klesol z 2,4 m na 0,8 m. Tento výrazný rozdiel nie je spôsobený len odklonením Dunaja, ale tiež výstavbou nového prahu pri Dunakiliti v roku 1995, ktorý vzdúva protiprúdny úsek

Dunaja. Pri Dunaremete, ktorý tesne nie je ovplyvnený účinkom spätného vzdutia od odpadového kanála je ten istý ukazovateľ 1,9 m (referenčný) a 1,1 m (súčasná situácia).

Tab. 9-1 Prietoky vzťahujúce sa k 30 dňovým a 330 dňovým vodným hladinám prekročenia vo vodomernej stanici pri Dunaremete

Vzťah H-Q Dunaremete	30 dňové prekročenie		330 dňové prekročenie	
	H (m)	Q (m ³ /s)	H (m)	Q (m ³ /s)
1950 - 1959	117,9	3380	116,0	1080
1996 - 2007	114,6	570	113,5	230

Referenčné prietoky vzťahujúce sa k daným vodným hladinám sa rovnali 1080 m³/s (330 dní prekročenia) a 3380 m³/s (30 dní prekročenia). Po realizácii Gabčíkova tieto hodnoty klesli na 570 a 230 m³/s v tomto poradí. Zodpovedajúce prietoky v modelových priebehoch mohli byť zvolené pre 550/80 m³/s a 200/40 m³/s.

Varianty porovnávané k súčasným podmienkam (hlavné koryto)

Zvýšenie vodných hladín vzdutím vyvoláva podstatne menšie rozdiely vodných hladín v prvom a druhom vzdutí variantu SZITE. Avšak v dolnej časti je rozsah kolísaní vo variante SZITE dokonca zvýšený. Tento hydraulický paradox je spôsobený určujúcim vplyvom spätného vzdutia od odpadového kanála v dolnej tretine projektového úseku.

Tab.9-2 Rozdiel vodnej hladiny Δh (m) medzi 200/40 a 550/80 m³/s pre Súčasný stav a varianty v hlavnom toku Dunaja

Lokalita Dunaj	Súčasný	SZITE*)	Zúženie (s uzávermi)	Opt. vyplnenie (**)	Rozšírenie	Meander (INTERR.)	Meander (400)
Prietoky	550/80- 200/40	550/80- 200/40	550/80- 200/40	550/80- 200/40	750/80- 350/40	550/80- 200/40	50/400- 50/100
1842,1	1,14	0,42	1,15	0,91	0,76	0,81	0,97
1838,6	1,04	0,38	1,03	0,72	0,69	0,80	0,97
1834,6	1,23	0,32	1,21	0,73	0,69	0,95	1,11
1834,1	1,27	0,59	1,20	0,75	0,73	0,95	1,11
1830,6	1,26	0,48	1,17	0,71	0,72	0,91	1,17
1826,6	0,92	0,40	0,93	0,59	0,61	0,85	1,11
1826,1	0,88	0,98	0,89	0,59	0,54	0,84	1,11
1820,6	0,64	0,81	0,64	0,68	0,63	0,83	1,27
1815,2	0,46	0,75	0,46	0,46	0,50	0,95	1,41

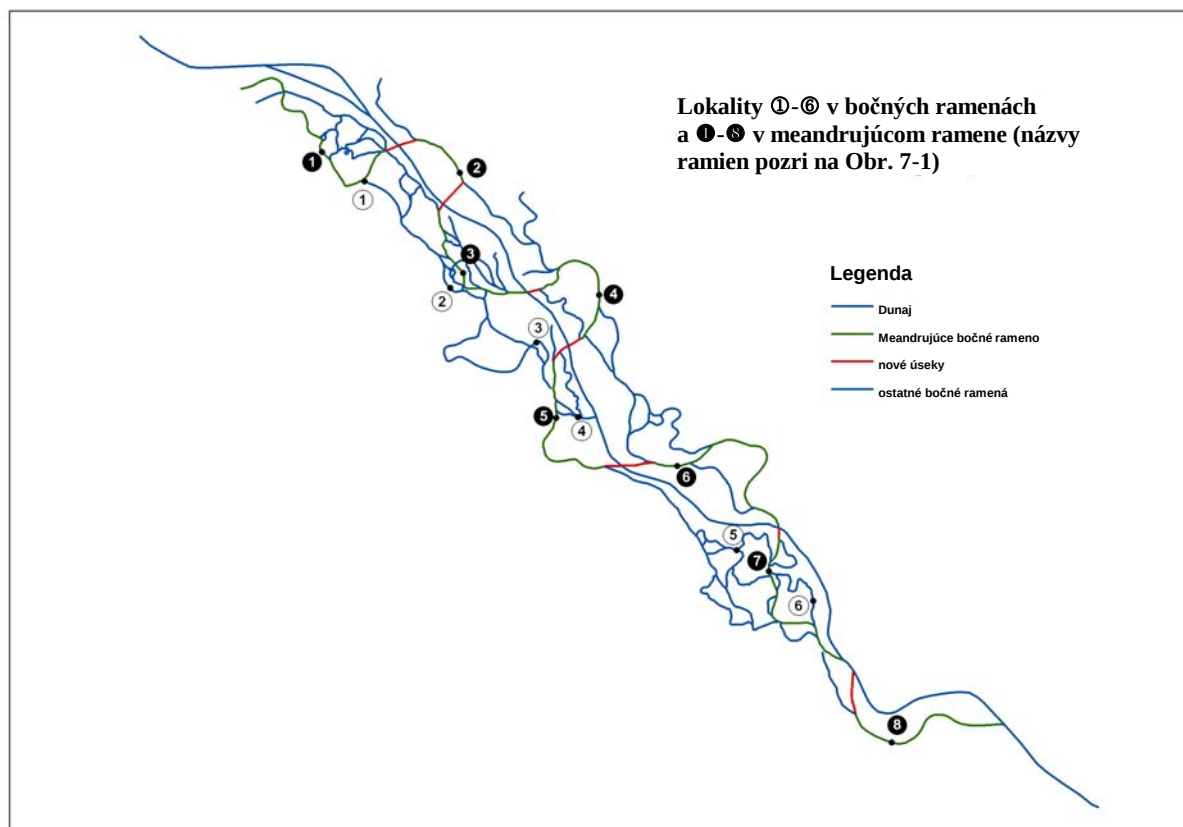
*) Hate v rkm 1834,15/1826,2/1814,9

**) Kvôli technickým dôvodom nebol variant Rozšírenia počítaný s 200/40 m³/s

Spôsob akým bol zostavený variant **Zúženía** ukázal, že má veľmi malý vplyv na vodné hladiny. Preto kolísania hladiny vody viac alebo menej zodpovedajú súčasnej situácii. Vyplnenie koryta na **Optimálnu** úroveň pre bočné prepojenie by znížilo kolísania hladiny vody o 30-40 %, čo môže byť vysvetlené „vyhladenou“ geometriou koryta. Podobný účinok je pozorovaný pri **Rozšírení** koryta. Celkom prekvapujúci je vplyv vybudovania viacerých haťí v Dunaji, ako je predpokladané v **Meandrujúcích** variantoch: v hornom a prostrednom úseku je pozorované len malé zmenšenie rozsahu kolísaní hladiny vody. V dolnom úseku projektu kolísania opäť stúpajú nad terajšiu úroveň. Výraznejšie kolísania verzie Meander (400) sú vysvetľované veľkými kolísaniami hladiny vody v meandrujúcom ramene, ktoré je v miestach križovania položené na koryto Dunaja.

Varianty porovnávané k súčasným podmienkam (bočné ramená)

Dynamika hladiny vody v bočných ramenách pred októbrom 1992 závisela od prirodzeného prietokového režimu Dunaja a prevádzacej kapacity hlavného koryta. Od roku 1992 prietoková dynamika sekundárnej ramennej sústavy závisela od prietokov zabezpečovaných haťou Čunovo a podmienkami zásobovania vodou. Teraz je zásobovanie sústavy založené na dostupnom množstve vody, s dynamikou sledujúcou prirodzený prietokový režim Dunaja. V roku 1995 vybudovanie dnového prahu pri Dunakiliti a uzavretie všetkých prepojení bočných ramien umožnili dotáciu vody do ramennej sústavy na maďarskej strane dokonca aj pri veľmi nízkych prietokoch v hlavnom koryte. Prevádzkovaním stavidiel pri Dunakiliti je v rámci určitých limitov možné riadiť množstvo vody dodávané do ramennej sústavy.



Obr. 9-2 Umiestnenie počítaných rozdielov vodných hladín v bočných ramenách a v meandrujúcom ramene

Tab. 9-3 Rozdiely vodnej hladiny Δh (m) medzi 200/40 a 550/120 m³/s v maďarskej sústave bočných ramien

Profil	Bočné rameno	Súčasný	SZITE	Zúženie (s uzávermi)	Opt. vyplnenie ^{*)}	Rozšírenie	Meander (INTERREG)
6381	① Pravostranné hlavné rameno	0,79	0,80	0,79	0,81	0,80	0,87
11044	② Pravostranné hlavné rameno	0,82	0,70	0,82	0,82	0,82	0,92
18487	③ Pravostranné hlavné rameno	0,76	0,53	0,76	0,81	0,76	1,18
662	④ Rameno Tabori	0,69	0,41	0,69	0,72	0,69	1,55
1670	⑤ Rameno Újszigeti	0,69	0,52	0,68	0,98	0,70	1,58
2700	⑥ Gatyai Dunaj	0,14	0,83	0,14	0,21	0,12	0,95

^{*)} Hodnoty pre Rozšírenie počítané s 350/40 m³/s namiesto 200/40 m³/s

Obr. 9-2 ukazuje miesta ①-⑥, kde boli počítané vodné stavy na preukázanie kolísaní hladiny povrchovej vody v maďarskej sústave bočných ramien. **Tab. 9-3** ukazuje rozdiely vodnej hladiny pre Súčasný stav a varianty medzi prietokom 200 + 40 m³/s (hlavné koryto + sústava bočných ramien) a 550 + 120 m³/s. Súčasná situácia ukazuje kolísania 70-80 cm s výnimkou najnižšieho miesta ovplyvneného účinkom spätného vzdutia.

Dva varianty Zúženia a Rozšírenia, ktoré neumožňujú otvorenie uzáverov bočných ramien, sa neodchylujú od Súčasného stavu, čo bolo očakávané. Vyplnenie koryta na úroveň umožňujúcu pripojenie bočného ramena (Optimálne vyplnenie) zvyšuje rozsah kolísaní vodnej hladiny v dolnom úseku projektu o 30 %. Variant SZITE, ktorý umožňuje opätovné prepojenie časti bočných ramien, ukazuje rôznorodé výsledky: takmer udržiavajúc rozsah kolísaní v hornej časti, zmenšenie o 30 % v prostrednom úseku a náhly nárast na dolnom konci. Najvyššie kolísania sú dosahované pre variant Meandrovania (INTERREG); tieto môžu byť do určitej miery nadhodnotené, pretože vybrežovanie z brehov nie je možné 1D-modelom simulovať, takže sa predpokladá, že priečne rezy sú na brehoch ohraničené zvislými stenami.

Tab. 9-4 Rozdiely vodnej hladiny Δh (m) v meandrujúcich ramenách

Lokalita meandrujúceho ramena	Meander (INTERREG)	Meander (400)
Prietoky	550/120 - 200/40	50/400 – 50/100
4400 ❶ Szigetské	0,92	1,39
2420 ❷ Vojčianske	0,87	1,10
2525 ❸ Görbe	0,88	1,09
3530 ❹ Šulianske	1,00	1,22
2520 ❺ Aggské	1,52	1,18
1780 ❻ Bakanské	0,97	1,23
1460 ❼ Ášváňske	1,14	1,13
2900 ❸ Bagamérske	0,76	0,88

Meandrujúce rameno je voľne tečúci riečny tok v inundácii, križujúci Dunaj na križovatkách s prehrádzkami. V prípade verzie INTERREG boli prepádové objekty odstránené iba z ramien začlenených do koncepcie a bolo zavedených niekoľko prepojavacích kanálov. Avšak pre verziu Meander (400) boli kvôli prevádzkovej schopnosti okolo 400 m³/s všetky ramená využité pre meandrujúce rameno zväčšené o 150-200 do šírky (pozri **Obr. 8-9**). V tejto verzii bol počítaný rozdiel vodnej hladiny medzi 100 a 400 m³/s tečúcimi v ramene. **Tab. 9-4** ukazuje podobné výsledky pre kolísania vodnej hladiny v meandrujúcom koryte pre obe verzie Meandrovania. Rozsah kolísaní je podstatne vyšší než v bočných ramenách v Súčasnóm stave (ako je vidieť v **Tab. 9-3**).

Zvýšenie vodných hladín – bočná prepojenosť

Oba varianty, Zúženie a Rozšírenie, zlyhali pri zvýšení vodných hladín pri danom prietokovom režime tak, aby umožnili opätovné prepojenie bočných ramien. Variant Zúženia je realizáciou návrhu WWF (1994, 1997), ktorý zahŕňal požiadavku približne 2/3 prirodzeného prietoku. Zaplnenie zarastených lavíc (pokrývajúcich asi 1/3 riečného koryta) o 2 m nemalo žiadny vplyv na vodné hladiny pri prietokoch do 750 m³/s. Následne by na obnovenie plnej prepojenosti bolo potrebných 2800-3000 m³/s, t.j. 25-30 % nad priemerným prietokom, čo je to isté ako v súčasných podmienkach. Dokonca, aj keby bolo celé riečne koryto zdvihnuté o asi 2 m, vodné hladiny pri prevládajúcich prietokoch by sa zvýšili len o 1,0-1,3 m.³²

Variant „Optimálneho vyplnenia“ bol zvolený na preskúmanie množstva materiálu potrebného pre obnovenie prepojenosti bočných ramien pri danom prietokovom režime. Bolo by potrebných 16 miliónov m³ dnového materiálu, aby sa dosiahla úroveň bočných ramien v súčasnóm prietokovom režime. Akékoľvek riešenie zahŕňajúce nižšiu úroveň vyplnenia dna by muselo zvýšiť prietoky na zodpovedajúcu úroveň.

Zvýšenia úrovni dna bočnou eróziou (Rozšírenie) bolo skúmané pri základných predpokladoch, ktoré v budúcich prieskumoch vyžadujú viac skúmania. Z výsledkov je možné usudzovať, že procesmi bočnej erózie a transportom sedimentov je možné očakávať

³² Tieto výsledky boli dosiahnuté v modelových priebehoch, ktoré použili brehový materiál na zdvihnutie najhlbšej časti dna v priemere o 2 m.

dlhodobé zvyšovanie úrovni dna. Vývoj profilu riečneho koryta závisí od zloženia brehových materiálov a od vhodných povodňových prietokov. Je zrejmé, že by na urýchlenie zvyšovania riečneho koryta boli potrebné dodatočné opatrenia, napr. dodatočné dopĺňanie dnového materiálu a častejšie a vyššie prietoky prostredníctvom zmenšovania odklonenia vody počas povodňových období (Kapitola 9.4.7). Ale dokonca ani v tomto prípade by plánované bočné prepojenie s existujúcou sústavou bočných ramien nebolo možné dosiahnuť. Avšak dlhodobý cieľ variantu Rozšírenia by mal skôr iniciovať procesy prirodzenej bočnej erózie s postupným vývojom nového systému riečnej inundácie s terasami tvorenými súčasnou inundáciou a recentnou inundáciou na nižšej úrovni. Z tohto dôvodu variant Rozšírenia predstavuje špeciálnu možnosť, ktorá by mala byť zodpovedajúcim spôsobom posúdená.

Variant SZITE, ako aj varianty Meandrovania (verzie INTERREG a Meander (400)) zvyšujú vodné hladiny v podobnej miere. Variant SZITE poskytuje prepojenosť niektorým bočným ramenám a pripája Bagomérske rameno k hornej sústave. Variant Meandrovania (INTERREG) bol v priebehu skúmania upravený a boli odstránené všetky hate a prepádové objekty v sústave bočných ramien. V dôsledku toho by mohol existovať voľný migračný koridor pozdĺž zavzdutého hlavného koryta. Detaily, napr. prepojenosť s ostatnými bočnými ramenami a regulovanie výšok korún a komponentov hatí v hlavnom koryte, sú predmetom ďalších krokov plánovania. Verzia Meander (400) tiež poskytuje migračný koridor pozdĺž hlavného koryta; prepojenosť s ostatnými ramenami môže byť zabezpečená realizáciou vhodných objektov.

Vplyv zvýšenia prietokov na rozsah vodných hladín

Vplyv zvýšených prietokov od 550/80 do 750/120 m³/s na rozsah kolísaní vodnej hladiny je testovaný pre súčasný stav a väčšinu variantov (Tab. 9-5).

Tab. 9-5 Rozsahy vodných hladín medzi 200/40 a 750/120 m³/s [prírastok] vo vybraných priečných rezoch v porovnaní s 200/40 a 550/80 m³/s (550/120 m³/s pre ramená) [súčasný]

Lokalita	Súčasný		SZITE		Zúženie (s uzávermi)		Opt. vyplnenie		Rozšírenie *)		Meander (INTERREG)	
	súč.	prír.	súč.	prír.	súč.	prír.	súč.	prír.	súč.	prír.	súč.	prír.
1838,6 Dunaj	1,04	1,50	0,38	0,64	1,03	1,49	0,72	1,04	0,69	0,69	0,80	1,19
1830,6 Dunaj	1,26	1,81	0,48	0,80	1,17	1,69	0,71	1,04	0,72	0,75	0,91	1,37
1820,6 Dunaj	0,64	1,01	0,81	1,24	0,64	1,01	0,68	1,00	0,63	0,67	0,83	1,26
6381 ① Pravostranné hlavné rameno (ramená)	0,79	0,79	0,80	0,80	0,79	0,79	0,81	1,05	0,80	0,80	0,87	1,19
11044 ② Pravostranné hlavné rameno (ramená)	0,82	0,82	0,70	0,78	0,82	0,82	0,82	1,10	0,82	0,82	0,92	1,32
662 ④ Rameno Tabori (ramená)	0,69	0,69	0,41	0,48	0,69	0,69	0,72	0,98	0,69	0,69	1,53	2,04
2700 ⑥ Gatyai Dunaj (ramená)	0,14	0,33	0,83	1,16	0,14	0,33	0,21	0,40	0,12	0,29	0,95	1,36

*) Hodnoty pre Rozšírenie počítané s 350/40 m³/s namiesto 200/40 m³/s a 750/80 m³/s namiesto 550/80 m³/s.

V Súčasnóm stave by zvýšenie sezónnych prietokových kulminácií z 550 na 750 m³/s zlepšilo kolísania vodnej hladiny v hlavnom ramene o asi 50 %, ale nedosiahlo by referenčné hodnoty; ramená by zo zmeny nemali osoh. Toto je podobné pre variant Zúženia. Žiadny účinok nebol zaznamenaný pre variant Rozšírenia. SZITE by mal osoh v hlavnom koryte, ale nie v ramenách s výnimkou dolného konca. Zvýšený rozsah kolísaní v hlavnom koryte by však v hornom a prostrednom úseku projektu stále ďaleko zaostával za súčasnými hodnotami. Zvýšenie prietokov by zlepšilo rozsah kolísaní opäť pre variant Meandrovania (INTERREG) v oboch, v hlavnom koryte a bočných ramenách. Pretože variant Meander (400) sleduje inú koncepciu, nebol zahrnutý do skúmania.

Predbežné závery k dynamike povrchovej vody a prepojenosti

V porovnaní s referenčnými podmienkami v 1950-tych rokoch by žiadny z variantov nezlepšil zredukované kolísanie vodnej hladiny v súčasnej situácii v hlavnom koryte; tri varianty by dokonca zhoršili sezónny rozsah stúpania a klesania vodných hladín (**Tab. 9-6**). V ramenách nie je veľký rozdiel medzi väčšinou variantov a súčasnou situáciou, s výnimkou oboch Meandrujúcich variantov, ktoré zlepšujú sezónne kolísanie na väčšine projektových úsekov.

Oblasť hodnotenia	Súčasný	SZITE	Zúženie (s uzávermi)	Opt. vyplnenie	Rozšírenie	Meander (INTERREG)	Meander (400)
Dynamika vodnej hladiny: Dunaj	-	--	-	-	--	-	-
Dynamika vodnej hladiny: ramená	-	-	-	-	-	++	++
Zlepšenie dynamiky vodných hladín s vyššími prietokmi (Dunaj / ramená)	+ / 0	+ / +	+ / 0	+ / +	0 / 0	+ / ++	nie je relevantné
Bočná prepojenosť	-	+	-	+	-	+	+
Pozdĺžna prepojenosť ^{*)}	+	-+	+	+	+	(-)	(-)

^{*)} Nezahrňa chýbajúci rybovod pri hati Čunovo

Zvýšené letné prietoky od 550 do 750 m³/s by zlepšili situáciu pre väčšinu variantov, najmä v hlavnom koryte Dunaja. Variant Meandrovania (INT.) by výrazne profitoval v oboch, v hlavnom koryte a bočných ramenách; v menšej miere aj variant Optimálneho vyplnenia. Pretože variant Meander (400) sleduje inú koncepciu zvýšenie prietokov nie je relevantné.

Súčasný stav a variant Zúženia neumožňujú bočnú prepojenosť. Variant Rozšírenia by mohol – v perspektíve niekoľkých desaťročí – rozvinúť sekundárnu inundáciu s bočnými ramenami na nižšej úrovni umožňujúcu bočné prepojenie. Bočná prepojenosť je poskytovaná variantom SZITE, variantom Optimálneho vyplnenia a oboma variantmi Meandrovania, aj keď v zostávajúcich ramenách sú stále potrebné regulačné objekty.

Súčasný riečne koryto a všetky varianty bez hatí poskytujú voľnú migráciu pre ryby, aj keď dnový prah pri Dunakiliti predstavuje pre niektoré druhy prekážku. Varianty Meandrovania poskytujú voľný migračný koridor v meandrujúcom koryte na úrovni inundácie. Avšak zabráňuje migrácii pre tie ryby, ktoré sa budú pokúšať využiť vzduté hlavné koryto Dunaja. Variant SZITE realizuje nové hate v Dunaji a v ramenách, ktoré – v porovnaní s voľne tečúcimi úsekmi – predstavujú migračnú prekážku napriek rybovodom, alebo podobným opatreniam. Pre úplnú obnovu by všetky alternatívy potrebovali vybudovanie rybovodu pri Hati Čunovo na slovenskom území.

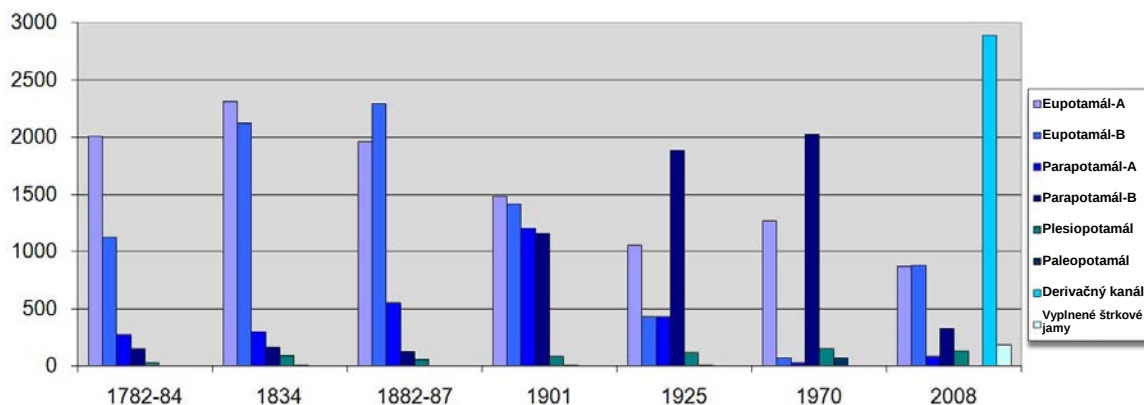
9.4.2. Rýchlosti prúdenia

Premenlivosť rýchlostí prúdenia v priestore a čase je kľúčovým parametrom pre zloženie vodnej fauny. Väčšina druhov rýb vyžaduje rôznorodosť biotopov pre neresenie, mladé štádiá života a pre fázu dospelosti. Prirodzená bohatosť neregulovaných riek poskytuje oblasti plytkých stojatých vôd blízko brehu spolu s hlbokými, rýchle tečúce plytké úseky lavíc a hlboké centrálné koridory prúdenia so silnými prúdmi na krátku vzdialenosť. Procesy triedenia zŕn počas klesania povodňových stavov majú za následok rôzny charakter substrátov od siltových po piesčité a kamienkové v závislosti od celkového a miestneho sklonu. Súvisiaca rozmanitosť substrátov sedimentov je charakteristická pre prirodzené úseky riek.

Súčasná situácia v porovnaní s referenčnými podmienkami

Historická analýza prvkov krajiny (Kapitola 5.2) názorne ukazuje rozsah a rôznorodosť vodných biotopov pred reguláciou.

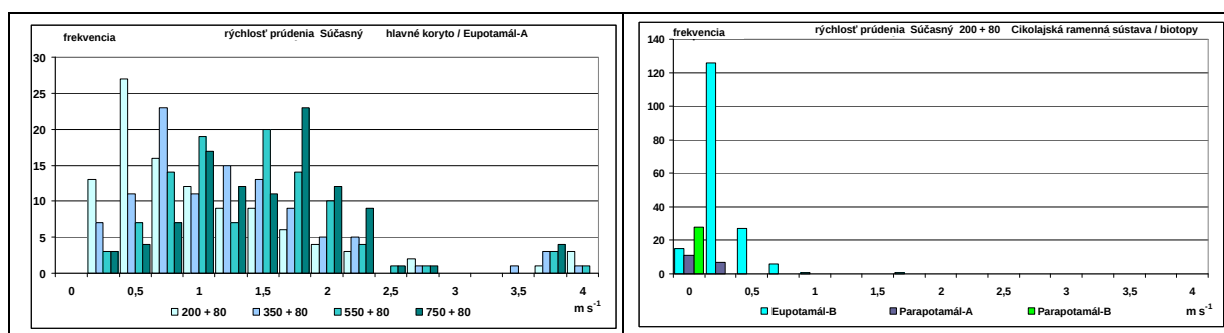
Obr. 9-3 ukazuje významné zmenšenie celkovej plochy vodných útvarov v 20-tom storočí z približne 5000 ha na menej ako 2500 ha. S reguláciou rieky na konci 19-teho storočia nastalo prudké zníženie kanálov, ktoré dostávali trvalé prúdenie (typ eupotamál, Kapitola 2.2.2) pretože mnoho ramien bolo odrezaných a zmenených na vodné útvary typu parapotamál, ktoré nedostávali prietok pri stredných a malých stavoch rieky. Odpojenie bočných ramien v 20-tom storočí viedlo k významnému nárastu bočných ramien, ktoré dostávali prietok na hornom konci len pri vysokých povodňových stavoch (parapotamál-B). Pred rokom 1992 ostalo len niekoľko ramien, ktorými prechádzala prúdiaca voda aj pri nízkych prietokových stavoch (eupotamál-B). S vybudovaním VE Gabčíkovo sa v dôsledku zmenšenej šírky pri nižších prietokoch celková plocha hlavného koryta zmenšila. Zároveň bývalé čiastočne odpojené bočné ramená dostávali prietok prostredníctvom zmierňovacích opatrení na oboch stranách Dunaja, zmeniac ich tým na eupotamál typu B.



Obr. 9-3 Rozdelenie typov vodných útvarov od 18-teho storočia

Čo to znamená preložené do rýchlostí prúdenia? Vodné útvary typu eupotamál majú trvalé prúdenie dokonca aj v obdobiach sucha, zatiaľ čo typy parapotamál dostávajú prietok pri prietokových stavoch presahujúcich sedimenty naplavené na hornom konci na vstupe do ramena. V prirodzených riekach sa to môže vyskytnúť aj pri úrovniach stredných prietokov, keď sú akumulácie štrku a piesku blokujúce vstup nadmerné (parapotamál-A). S rastúcou výškou koruny majú lavice sedimentov na sebe drevitú vegetáciu a bránia vstupu vody po väčšinu roka (parapotamál-B).

Podmienky biotopu pre vodné živočíchy určujú prevažujúce prietokové podmienky so sezónnymi kolísaniami. Toto je opäť možné vidieť v rámci intervalu od 30 do 330 dní prekročenia. Obr. 9-4 ukazuje na ľavej strane rozdelenie prietokov v hlavnom koryte pre 200 až 750 m³/s pre Súčasný stav. Dokonca pri 200 m³/s žiadny zo 104 priečných rezov nevykazuje rýchlosti prúdenia pod 0,25 m/s. S rastúcim prietokom je jasný posun smerom k rýchlostiam prúdenia nad 0,5 m/s, ktoré sú vhodné pre reofilné druhy. V ramennej sústave Cikola je asi 85 % z 222 priečných rezov charakterizovaných rýchlosťami prúdenia pod 0,5 m/s pri prietoku v ramenách 80 m³/s. V porovnaní s hlavným korytom eupotamál typu B predstavuje len úzky rozsah vhodných rýchlostí prúdenia pre reofilné ryby.

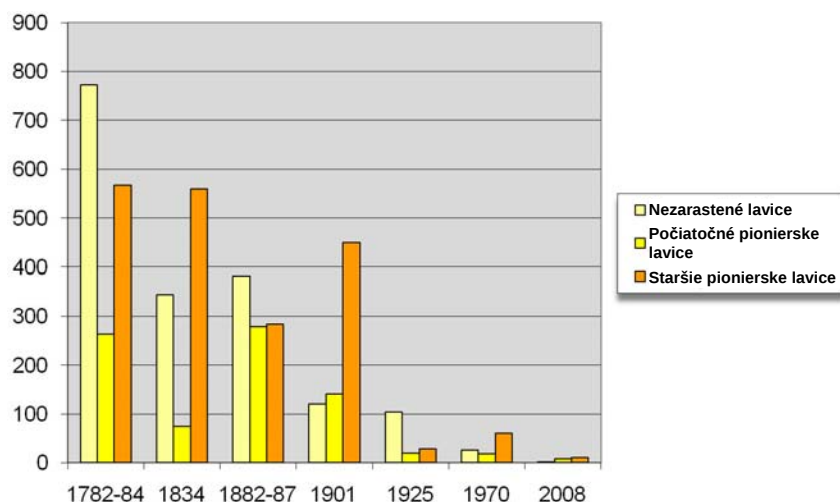


Obr. 9-4 Rozdelenie rýchlostí prúdenia v hlavnom koryte (vľavo) a v ramennej sústave Cikola³³

Ako je načrtnuté vyššie, priestorová variabilita rýchlostí prúdenia na lokálnej úrovni je pre vodné biotopy kľúčovým ukazovateľom. Výskyt biotopov v prúde, akými sú štrkové lavice

³³ Rýchlosti prúdenia nad 3 m/s sú pripísané úseku Dunaja pod sútokom, ktorý bol do analýzy zahrnutý.

a veľké drevené zvyšky indikujú rôznorodosť podmienok prúdenia. **Obr. 9-5** ukazuje úbytok veľkých štrkových lavíc zo 780 ha v rokoch 1782-84 na iba 20 ha s 1 ha štrkových lavíc v roku 2008. Táto úplná strata lavíc zarastených a nezarastených vegetáciou môže byť významnejšia než absolútna strata celkovej rozlohy vodných útvarov.



Obr. 9-5 Celková veľkosť lavíc a pionierskych porastov od 18-teho storočia (v ha)

Variety porovnávané k súčasným podmienkam

Dunaj: Všetky varianty, ktoré udržiavajú voľne tečúci charakter rieky vytvárajú podobné rýchlosti prúdenia v hlavnom koryte aké prevládajú dnes (**Tab. 9-10**). Dokonca aj v podmienkach nízkych prietokov zostávajú stredné rýchlosti v priečných rezoch nad 0,5 m/s, dosahujúc na niektorých miestach 1,5 m/s, s výnimkou najspodnejších 6 km, ktoré sa kvôli účinku spätného vzdutia od sútoku spomaľujú na 0,3-0,4 m/s. Variant Optimálneho vyplnenia vo všeobecnosti vyrovnáva rýchlosti, pretože je riečne koryto zdvihnuté na rovnakú úroveň. Variant Rozšírenia v porovnaní so Súčasným stavom pri väčších prietokoch ukazuje, s ohľadom na celkové priemery, mierny pokles rýchlostí prúdenia.

Variant SZITE pre nízke prietoky znižuje stredné rýchlosti prúdenia v priečnom reze, v prvom vzdutí pod 0,2 m/s, 2/3 dĺžky druhého vzdutia zostávajú pod 0,3 m/s, tretie vzdutie je dominantné prúdmi 0,3-1 m/s. Pri 350 m³/s sú vo všetkých úsekoch prevládajúce rýchlosti medzi 0,3-0,7 m/s, pri 550 m³/s nad 0,5 m/s. Celkový priemer je založený na všetkých profiloch nad sútokom s odpadovým kanálom.

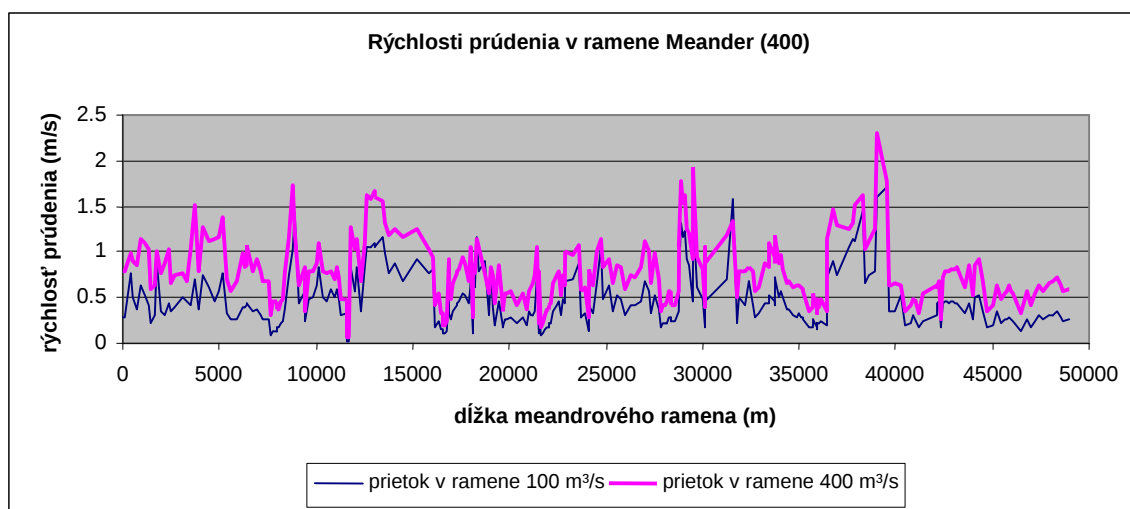
Variant Meander (INTERREG) ukazuje v zavzdutom úseku Dunaja pre 200 m³/s rýchlosti prúdenia pod 0,3 m/s a pre 550 m³/s medzi 0,25-0,5 m/s, čo je nižšie než výsledky SZITE. Toto je tiež vyjadrené priemerami. Verzia Meander (400) prináša do koryta Dunaja len 50 m³/s ako zvyškový prietok vytvárajúci vo vzdutí takmer stojaté podmienky prúdenia. Keďže model do hlavného koryta neposkytuje prietok v scenári s malým prietokom 50/100, rýchlosti prúdenia sú 0 v **Tab. 9-6**. V skutočnosti budú pre poskytovanie zvyškového prietoku potrebné prepusty a v zavzdutých úsekoch hlavného koryta je možné očakávať 0,1 m/s.

Tab. 9-6 Stredné rýchlosti prúdenia v priečnom reze vo vybraných lokalitách hlavného koryta a ramennej sústavy pre Súčasný stav a pre rôzne varianty

Lokalita	Súčasný			SZITE ^{a)}			Zúženie (s uzávermi)			Opt. vyplnenie			Rozšírenie ^{b)}			Meander (INTERREG) ^{c)}				Meander (400) ^{d)}	
Hlavné koryto – priemerné rýchlosti prúdenia v priečných rezoch (m/s)																					
Prietok (m³/s)	200/40	550/80	750/120	200/40	550/80	750/120	200/40	550/80	750/120	200/40	550/80	750/120	350/40	550/80	750/120	Lokalita	200/40	550/80	750/120	50/100	50/400
1842,1 Dunaj	0,72	1,39	1,68	0,11	0,68	0,90	0,73	1,38	1,64	--	1,10	1,30	0,92	1,62	1,86	1842,1	0,00	0,29	0,44	0	0
1838,6 Dunaj	0,57	0,88	1,00	0,19	0,47	0,61	0,66	1,05	1,21	0,64	1,01	1,12	0,86	1,05	1,20	1838,6	0,16	0,37	0,48	0,04	0,03
1834,6 Dunaj	1,56	1,49	1,59	0,15	0,40	0,53	1,53	1,54	1,66	0,75	1,01	1,13	1,05	1,23	1,38	1834,6	0,11	0,25	0,30	0	0,06
1834,1 Dunaj	1,61	2,33	2,14	0,52	1,05	1,16	1,55	2,43	2,53	0,78	1,12	1,27	1,49	1,60	1,64	1834,1	0,10	0,23	0,28	0	0,06
1830,6 Dunaj	0,66	1,17	1,29	0,24	0,62	0,80	0,63	1,09	1,29	0,84	1,23	1,41	0,60	0,80	0,96	1830,6	0,05	0,17	0,20	0	0,05
1826,6 Dunaj	0,79	1,40	1,64	0,22	0,57	0,73	0,63	1,24	1,52	1,02	1,55	1,78	0,64	0,88	1,09	1826,6	0,27	0,51	0,62	0	0,04
1826,1 Dunaj	1,08	1,61	1,82	0,91	1,38	1,59	1,05	1,46	1,65	0,95	1,33	1,50	1,67	1,81	2,01	1826,1	0,27	0,48	0,57	0	0,04
1820,6 Dunaj	0,72	1,42	1,64	0,42	0,85	0,97	0,72	1,41	1,64	0,93	1,25	1,42	0,69	0,92	1,10	1820,6	0,06	0,19	0,26	0,01	0,07
1815,2 Dunaj	0,41	0,86	1,09	0,22	0,48	0,60	0,41	0,86	1,09	0,41	0,86	1,09	0,39	0,56	0,70	1815,2	0,04	0,39	0,49	0	0,07
Celkový priemer	0,74	1,21	1,40	0,31	0,70	0,86	0,75	1,23	1,43	0,70	1,15	1,32	0,77	0,98	1,14		0,17	0,37	0,46	0,01	0,06
Bočné ramená – priemerné rýchlosti prúdenia v priečných rezoch (m/s)																Meandrujúce koryto – rýchlosti prúdenia (m/s)					
① Pravostranné hlavné rameno 6381	0,33	0,38	0,35	0,33	0,38	0,34	0,33	0,40	0,38	0,37	0,42	0,42	0,34	0,36	0,36	① Szigetské	0,46	0,45	0,52	0,62	1,12
② Pravostranné hlavné rameno 11044	0,17	0,28	0,35	0,16	0,24	0,32	0,17	0,26	0,35	0,37	0,56	0,63	0,16	0,26	0,35	② Vojčianske	0,30	0,59	0,71	0,50	0,80
③ Pravostranné hlavné rameno 18487	0,26	0,38	0,46	0,34	0,47	0,55	0,26	0,38	0,46	0,14	0,34	0,42	0,26	0,38	0,46	③ Görbe	0,94	1,06	0,96	0,88	1,24
④ Rameno Tabori 662	-0,01	-0,01	-0,02	0,00	0,00	0,01	0,01	0,01	0,02	0,00	-0,01	-0,02	-0,01	-0,01	-0,02	④ Šulianske	0,35	0,52	0,65	0,29	0,56
⑤ Rameno Újszigeti 1670	0,18	0,30	0,35	0,18	0,26	0,31	0,18	0,31	0,38	0,14	0,28	0,35	0,17	0,30	0,35	⑤ Aggské	0,82	1,23	1,34	0,66	1,00
⑥ Gatyai Dunaj 2700	0,31	0,33	0,24	0,10	0,04	0,02	0,31	0,33	0,24	0,27	0,33	0,24	0,31	0,34	0,25	⑥ Bakanské	0,65	0,87	0,98	0,54	1,05
Priemer pravostranné hlavné rameno.	0,31	0,43	0,50	0,33	0,43	0,50	0,31	0,43	0,50	0,25	0,43	0,51	0,31	0,43	0,50	⑦ Ášváňske	0,65	0,92	1,00	1,12	1,52
																⑧ Bagomérské	0,31	0,46	0,52	0,20	0,42
^{a)} Prehrádzky v rkm 1834,15/1826,2/1814,9																					
^{b)} Hodnoty pre Rozšírenie počítané s 350/40 m³/s namiesto 200/40 m³/s																					
^{c)} Aktuálne rozdelenie prietoku zmenené v každom meandrujúcom úseku																					
^{d)} Model pre situáciu nízkeho prietoku 50/100 neposkytuje požadovaný prietok v hlavnom koryte																Priemer	0,44	0,60	0,69	0,48	0,78

Bočné ramená: V súčasnom stave sú v sústave bočných ramien rýchlosti prúdenia pod 0,3 m/s pri 40 m³/s; zvyšujúce sa prietoky vedú len k miernemu nárastu rýchlostí. Žiadny z variantov nevytvára, v porovnaní so súčasnou situáciou, významnú zmenu v rýchlostiach prúdenia. Celkový priemer v pravostrannom hlavnom ramene s dĺžkou 35 km je mierne nad hodnotami vybraných priečných rezov. Tento výsledok indikuje sub-optimálne podmienky biotopu pre reofilné druhy.

Meandrové rameno: Pre verziu Meander (400) sa rýchlosti prúdenia pohybujú od 0,3 do 0,9 m/s pre 40 m³/s. Pri 80 m³/s v meandrovom ramene rýchlosti stúpajú na 0,45-1,2 m/s a pri 120 m³/s je rozsah rýchlostí 0,5-1,3 m/s. V skutočnosti sa rozdelenie prietokov, ktoré sa v meandrovom ramene zvyšovali po 220 m³/s, pohybovalo podľa kapacity ramien. Pri 400 m³/s tečúcich v ramene verzia Meander (400) vytvárala rýchlosti podobné Súčasnému stavu v Dunaji pri 200 m³/s (**Obr. 9-6**). Pri 100 m³/s s priemerom 0,48 m/s stále prevažujú vhodné podmienky biotopu pre reofilné druhy, s výnimkou dolného konca ovplyvneného účinkom spätného vzdutia ústia Bagamérskeho ramena.



Obr. 9-6 Rozdelenie rýchlostí prúdenia v ramene Meander (400)

Vplyv zvýšenia prietokov na rýchlosti prúdenia

V koryte Dunaja len varianty Meandra a v hornom a strednom úseku SZITE pri nízkych prietokoch redukujú rýchlosti prúdenia pod kritickú hranicu pre reofilné ryby. V záujme zachovania vhodných podmienok pre reofilné ryby by minimálne sezónne prietoky v prípade variantu SZITE mali byť zvýšené na asi 300 m³/s. Pre varianty Meandra sú ekologické funkcie voľne tečúcej rieky prenesené do meandrového koryta. Pre verziu Meandra (INTERREG) by prietok prevedený do meandrového toku mal byť najmenej 80 m³/s a mal by sa meniť podľa ročných období.

Na zabezpečenie vhodných podmienok biotopu pre reofilné ryby v bočných ramenách by v prípade variantu SZITE malo byť do ramennej sústavy dodávané sezónne minimum 80 m³/s.

Predbežné závery k rýchlostiam prúdenia

S výnimkou variantov SZITE a Meandrov, žiadne z opatrení nezlepšuje alebo zhoršuje podmienky prúdenia v porovnaní so súčasnou situáciou. Je treba spomenúť, že variant Optimálneho vyplnenia zvyšuje rýchlosti prúdenia na dolnom konci súčasného úseku so spätným vzdutím. V porovnaní s referenčnými podmienkami však je treba vykonať značné zlepšenie podmienok vodných biotopov, t.j. objekty v toku. Akýkoľvek plán pre obnovu musí obsahovať vhodné opatrenia na zvýšenie rôznorodosti vodných biotopov mimo typológie uvedenej Amoros - Rouxovým systémom. Absencia štrkových lavíc je spojená s uniformnými podmienkami prúdenia, ktoré vedú k degradácii vodnej fauny.

Varianty Meandra zvyšujú rýchlosti prúdenia v meandrovom ramene, ale nie celkom na úroveň hlavného koryta v súčasných podmienkach. Pre verziu Meander (INT.) by zvýšenie prietoku mohlo podporovať reofilné druhy v hlavnom koryte, ako aj v bočných ramenách.

Oblasť hodnotenia	Súčasný	SZITE	Zúženie (s uzávermi)	Opt. vyplnenie	Rozšírenie	Meander (INTERREG)	Meander (400)
Rýchlosti prúdenia: Dunaj	- +	-	- +	- +	- +	--	--
Rýchlosti prúdenia: ramená	-	-	-	-	-	++	+
Zlepšenie rýchlostí prúdenia s vyššími prietokmi (Dunaj / ramená)	0 / +	+ / +	0 / +	0 / +	0 / +	(+) / +	0/+

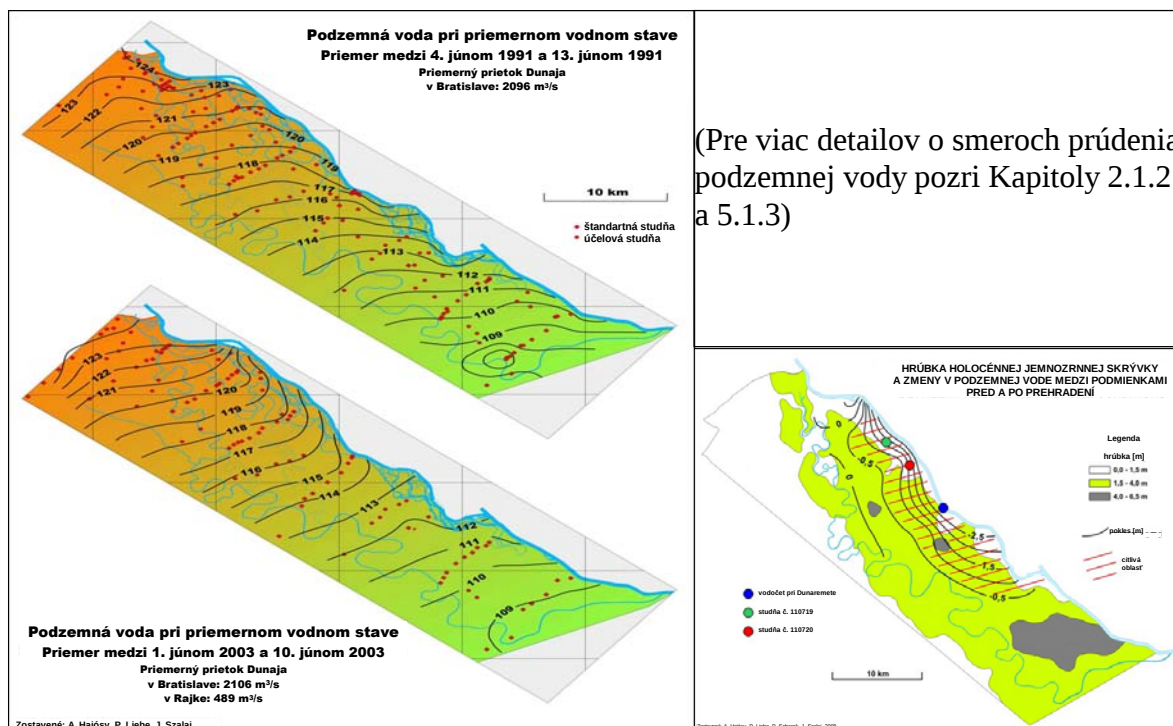
9.4.3. Dynamika hladiny podzemnej vody

Poloha a sezónne kolísanie hladiny podzemnej vody spolu s pravidelnými záplavami a substrátmi určujú podmienky terestrických biotopov v aktívnej inundácii, ako aj na chránenej strane. Okrem toho je dôležitým faktorom pre podmienky terestrických biotopov morfordynamika. Nepretržité osídľovanie alpínskych sedimentov viedlo v Szigetköze k vytvoreniu veľkého aluviálneho kužľa s vyvýšeným „zaveseným“ korytom rieky. Preto bola podzemná voda pri priemerných prietokoch vždy dotovaná riekou.

Súčasná situácia v porovnaní s referenčnými podmienkami

Tento vzťah medzi riekou a podzemnou vodou sa v roku 1992 zásadne zmenil, keď priemerná hladina vody Dunaja klesla o 2-3 m a hlavné koryto sa salo trvalým drénom (**Obr. 9-7**). Zároveň bola zavzdutá horná zdrž, ktorá odvtedy predstavuje trvalý zdroj infiltrácie pre hornú

oblasť projektu. V roku 1995 sa začala dotácia bočných ramien, čo má ďalší vplyv na hladiny podzemnej vody.



(Pre viac detailov o smeroch prúdenia podzemnej vody pozri Kapitoly 2.1.2 a 5.1.3)

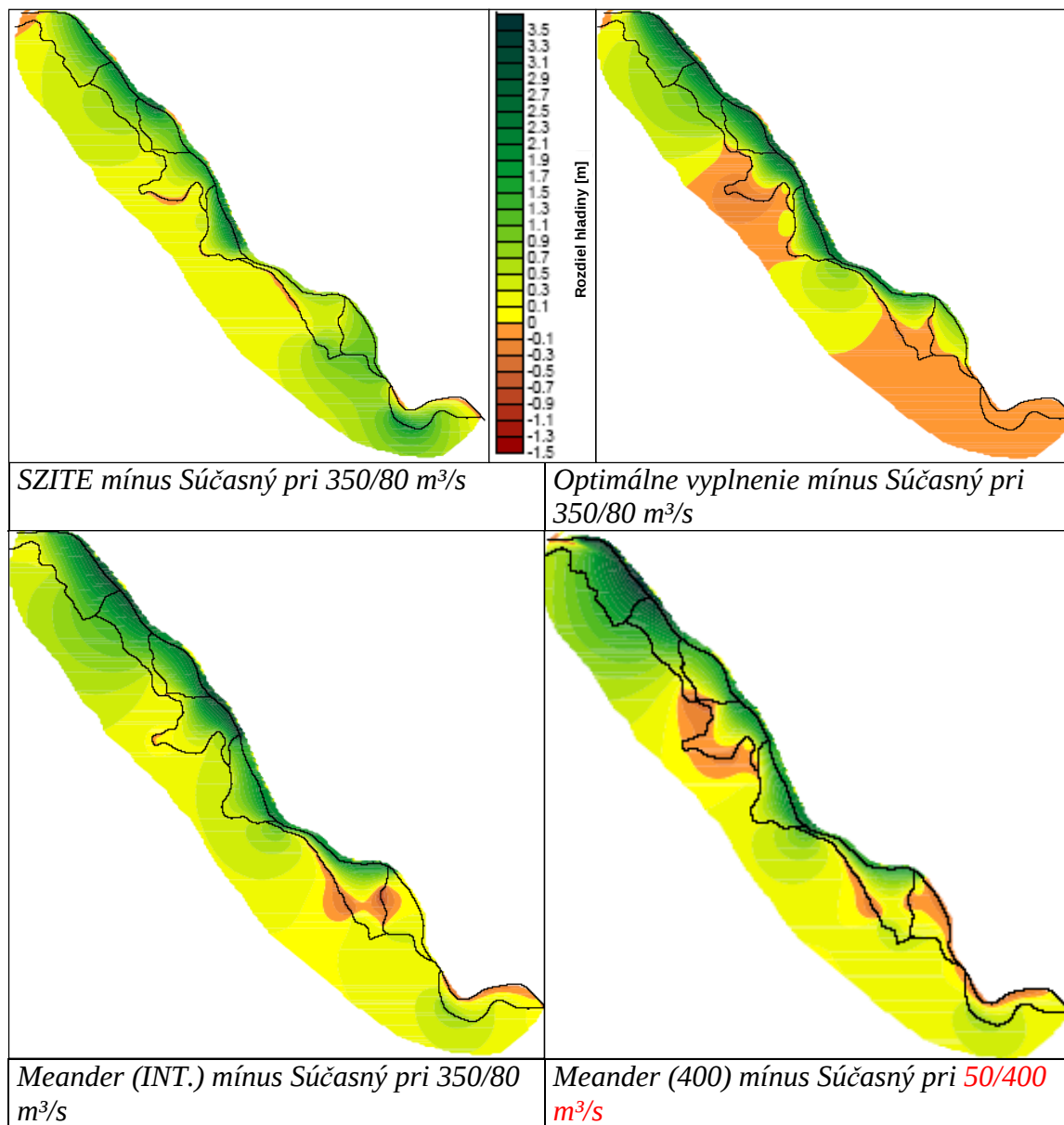
Obr. 9-7 Zmena v režime podzemnej vody pred a po odklonení vody na Gabčíkovo v októbri 1992

Ešte pred riečnou reguláciou koncom 19-teho storočia boli režim podzemnej vody, dopĺňanie a dynamika podobné podmienkam pred prehradením v roku 1991. Najvýznamnejší vplyv je pokles hladín podzemnej vody v centrálnej časti dosahu projektu medzi Dunakiliti a Ásványráró, ovplyvňujúci hlavne aktívnu inundáciu a do menšej miery chránené územie. Pokles hladín podzemnej vody je spojený so zmenšením kolísaní hladiny podzemnej vody, ktoré v aktívnej inundácii činilo 2-3 m a v blízkosti Mošonského Dunaja 0,5-1 m.

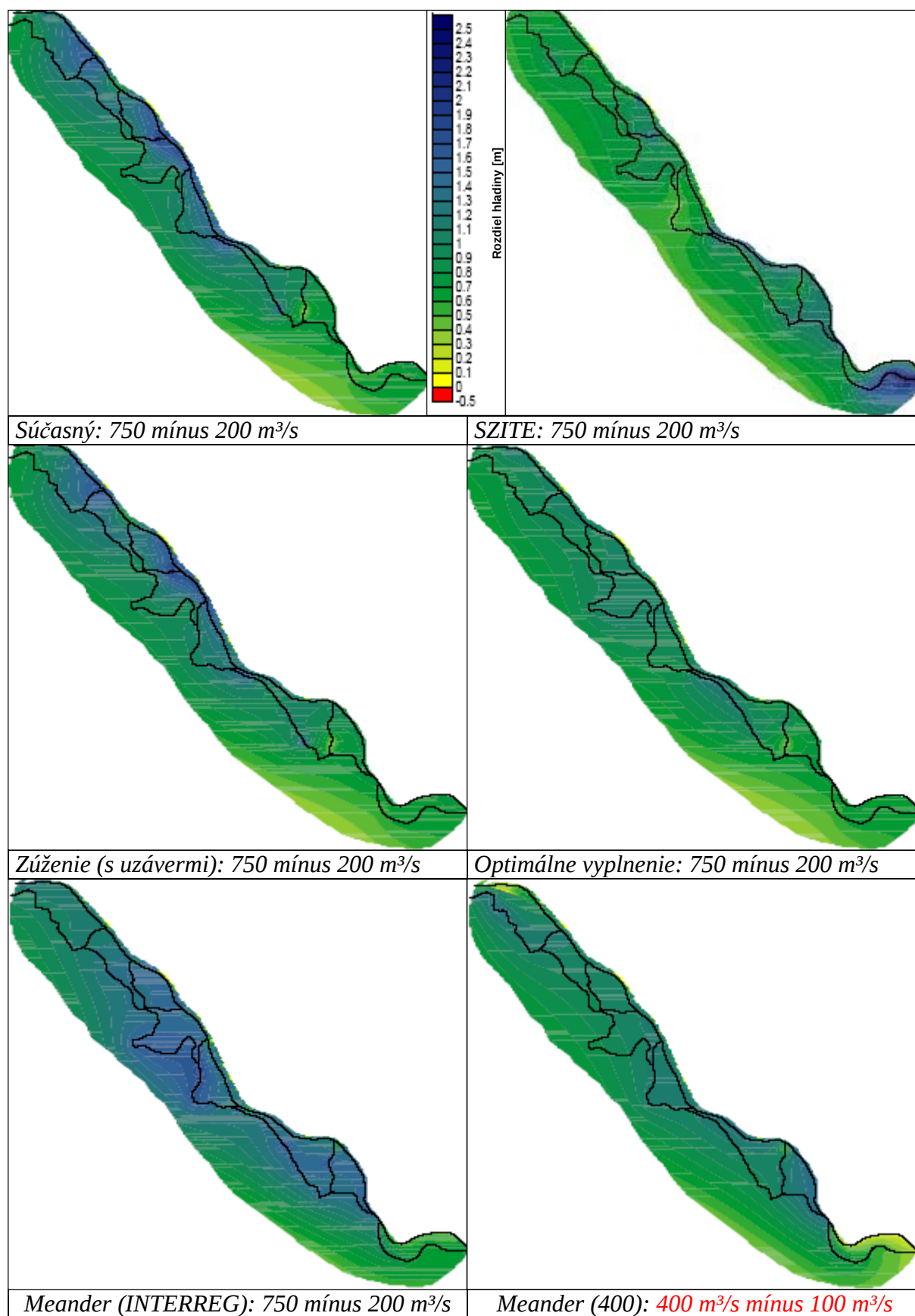
Varianty porovnávané k súčasným podmienkam

Obr. 9-8 ukazuje zmeny hladín podzemnej vody v maďarskej inundácii pre SZITE, Optimálne vyplnenie a varianty Meandra. Variant Optimálneho vyplnenia súvislo dvíha hladiny podzemných vôd pozdĺž Dunaja až do 2,5 m. Vplyv je obmedzený na úzky pás riečneho koridoru bočných ramien. Umiestnenie troch prehrádzok určuje vplyvy na hladiny podzemných vôd pri variante SZITE. Pozdĺž Dunaja sú hladiny podzemných vôd dvíhnuté o 1,5-2,5 m. Je to jediný variant, ktorý dvíha hladiny podzemných vôd na dolnom konci projektovej oblasti. Vplyv opäť významne neovplyvňuje chránenú stranu. Varianty Meandra dvíhajú hladiny podzemnej vody pozdĺž Dunaja o 2-3,5 m. Vplyv siaha oveľa ďalej než akýkoľvek iný variant, ktorý na chránenej strane činí až 0,5 m. Lokálne rozdiely oboch variantov sú spôsobené rozdielnymi výškami koruny realizovaných prehrádzok. Okrem toho, modelovanie verzie Meander (400) neposkytuje prietok do ostatných bočných ramien. Variant

Rozšírenia zdvíha hladiny podzemných vôd pri Dunaji až o 0,5 m a variant Zúženia podzemnú vodu neovplyvňuje.



Obr. 9-8 Zmeny hladiny podzemnej vody realizáciou variantov



Obr.9-9 Rozsah kolísaní hladiny podzemnej vody medzi 750/120 a 200/40 m³/s pre Súčasný stav a varianty

Obr. 9-9 ukazuje rozdiely hladiny podzemnej vody medzi podmienkami nízkeho prietoku a vysokého prietoku. Tieto výsledky predpokladajú, že situácie vysokej vody prevažujú dosť dlho na to, aby vyvolali odpoveď podzemnej vody predpovedanú v modeli s konštantným stavom. Tento vplyv sa stáva významnejší so zväčšujúcou sa vzdialenosťou od rieky, t.j. kolísania podzemnej vody na chránenej strane môžu byť nižšie než je navrhované v modeli.

V Súčasnom stave väčšina územia vykazuje rozdiel hladiny okolo 1 m; pri Dunaji je rozsah 1-2 m, s výnimkou najspodnejšieho úseku, ktorý je ovplyvnený účinkom spätného vzdutia odpadového kanála. Variant Zúženia vykazuje rovnaké výsledky. Oveľa menšie kolísania hladiny povrchovej vody vedú k zodpovedajúcej odozve podzemnej vody s rozdielmi len 0,5-1,2 m pre variant Optimálneho vyplnenia. Pre variant SZITE väčšina územia ukazuje rozdiely hladiny podzemnej vody 0,5-1 m, v malom území v dolnom úseku projektu sa dosahuje 1,2 m. Vyššie kolísania by mohli byť dosiahnuté pre variant SZITE primeraným spôsobom prevádzky haťových stavidiel. Podobné výsledky sú dosahované pre variant Rozšírenia.

Výsledky variantu Meandrovania (INTERREG) sú pomerne prekvapujúce. Meandrové rameno evidentne reguluje kolísania výkyvov podzemnej vody na väčšine územia rozsiahlejšími kolísaniami 1-1,5 m. Výsledok môže byť do istej miery nadhodnotený vstupom údajov z 1D-modelu, ktorý nevie vypočítať reálne hodnoty hladiny vody, ktoré prekračujú stavy plného koryta. Verzia Meander (400) na väčšine územia vyvoláva kolísania hladiny podzemnej vody 0,8-1 m. Je treba viac skúmaní na vysvetlenie rozdielu medzi oboma verziami Meandra, ktoré sú pravdepodobne spôsobené vylúčením bočných ramien v modelových priebehoch pre verziu Meander (400).

Vplyv zvýšenia prietokov na dynamiku hladiny podzemnej vody

Modelovanie rozdielov hladiny podzemnej vody bolo už urobené pre vyšší prietok 750/120 m³/s. V prípade variantov Súčasného stavu, Zúženia, SZITE a Optimálneho vyplnenia zvýšenie prietokov vo všeobecnosti zlepši dynamiku hladiny podzemnej vody. Pre verziu Meandrovania sa kolísanie v ramenách zdá byť dôležitejšie než v Dunaji.

Predbežné závery k dynamike hladiny podzemnej vody

Len účinné zvýšenie vodných hladín Dunaja vyplnením koryta alebo vzdutím úsekov rieky významne zvýši hladinu podzemnej vody. Pokiaľ ide o kolísania hladiny podzemnej vody, len verzia INTERREG z variantov Meandra vyvolala vyššie rozsahy, čo môže byť vysvetlené vynechaním bočných ramien z modelových priebehov pre verziu 400. Výsledky modelu pre variant SZITE boli založené na predpoklade, že priepusty sú pri podmienkach nízkych a priemerných prietokov uzavreté. V tomto prípade by kolísania podzemnej vody boli v porovnaní so Súčasným stavom znížené. Rozsah hladín podzemných vôd by mohol byť zvýšený inými spôsobmi prevádzky (pozri Kapitulu 9.7.3). Všetky varianty s výnimkou variantov Meandra by mohli mať zo zvýšených prietokov osôh.

Oblasť hodnotenia	Súčasný	SZITE	Zúženie (s uzávermi)	Opt. vyplnenie	Rozšírenie	Meander (INTERREG)	Meander (400)
Kompenzovanie poklesu hladín podzemnej vody	-	+	-	+	-	+	+
Kolísania hladiny podzemnej vody	-	(--)	-	--	--	(+)	-
Zlepšenie kolísaní hladiny podzemnej vody s vyššími prietokmi	+	+	+	+	(+)	0	0

*) Výsledky nie sú porovnateľné kvôli rozdielnym prietokom.

9.4.4. Morfodynamika

Bočná erózia a ukladanie s následnými zmenami charakteru koryta, lokálne vymieľanie koryta a vznik piesčitých a štrkových lavíc v rozšírených úsekoch boli charakteristickými procesmi prirodzenej riečnej krajiny v Szigetköze. Celkové ukladanie sedimentov vyústilo do vývoja rozsiahleho aluviálneho kužľa vytvoriac unikátnu vnútrozemskú deltu rieky Dunaja s pohyblivými hlavnými korytami v historických dobách. Referenčné podmienky skôr poukazujú na rýchlo sa meniaci charakter riečnych koryt, dokumentovaný v Kapitole 5.2.

Súčasná situácia v porovnaní s referenčnými podmienkami

S výstavbou sústavy priehrad v hornom povodí a intenzívnym bagrovaním štrku už boli splaveniny redukované, ale so sprevádzkovaním zdrže Hrušov sa všetok štrk a väčšina piesku usadzuje a už viac nevstupuje do projektového úseku. V dôsledku kapacity turbín pri Gabčíkove na špičkovú prevádzku sú s Dunajom zdieľané len veľké povodňové prietoky, prepravujúc prietoky vyššie ako prietok plným korytom. Po roku 1992 len tri povodňové prietoky zaplavili projektové územie a prietoky plným korytom, s hodnotou 3000 m³/s, vhodné na transport splavenín, trvali menej ako jeden deň (Kapitola 8.4). Dokonca aj prietoky nad 1200-1400 m³/s, iniciujúce transport sedimentov, sa medzi rokmi 1992-2007 vyskytli len asi 20 krát. Zároveň bola úroveň dna v Dunaji pod sútokom (rkm 1811-1805) oderodovaná o asi 3 m, iniciujúc tiež degradáciu koryta v najspodnejšej časti protiprúdneho projektového úseku spätnou eróziou.

V Súčasnom stave sú morfodynamické procesy charakterizované

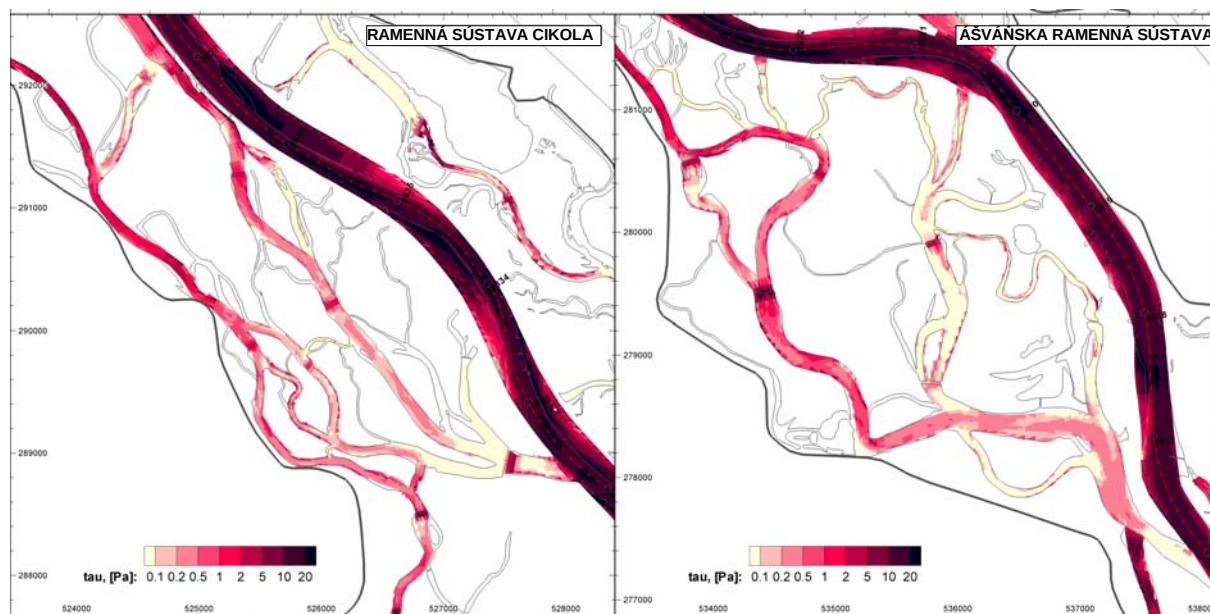
- zmenšenou schopnosťou transportu splavenín pri prevažujúcom prietokovom režime,
- slabšou siltáciou inundácie a izolovaných vodných útvarov,

- spätnou eróziou na dolnom konci projektového úseku,
- miernym vymieľaním koryta a nedostatkom bočnej erózie,
- občasným a slabým transportom piesku a jemného štrku ponad spevnený hrubý štrkový dnový materiál,

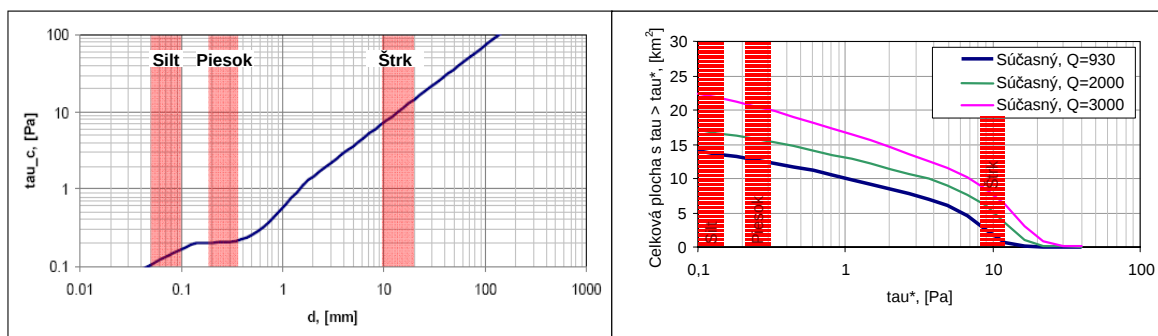
s následkom

- žiadneho omladzovania pionierskych porastov,
- žiadneho omladzovania vodných útvarov (stabilná schéma korýt),
- nedostatku diverzity substrátov,
- nedostatku štruktúr v prúde, napr. štrkové lavice (pozri **Obr. 9-5**),
- všeobecnej uniformity podmienok biotopu.

Obr. 9-10 ukazuje rozloženie šmykového napätia dna pri prietoku $3000 \text{ m}^3/\text{s}$ v riečnych korytách v okolí Cikola a Ášvány. Najtmavšie červené farby indikujú hodnoty šmykového napätia $>10 \text{ Pa}$, ktoré sú vhodné pre pohyb voľne uložených okruhliakov (valúnov – pozn. prekl.), hrubších ako 10 mm ; druhá najbledšia červená ukazuje oblasti so začínajúcim sa transportom piesčitých zŕn $>0,25 \text{ mm}$. Je zrejmé, že účinný transport piesčitých a štrkových splavenín sa môže vyskytovať iba v hlavnom riečnom koryte a len ak povodňový prietok pretrváva dostatočne dlho. Avšak v ramennej sústave by dokonca aj prietok $3000 \text{ m}^3/\text{s}$ mohol presúvať len piesok a silt. Lokálne vymieľanie je obmedzené na blízke okolie objektov, kde prepádanie vytvára dosť energie na presun dnového materiálu na malých plochách.



Obr. 9-10 Rozloženie šmykového napätia pri $3000 \text{ m}^3/\text{s}$ v riečnych korytách



Obr. 9-11 Prahové hodnoty začínajúceho sa pohybu zrnitostných veľkostí (vľavo) a plocha rozloženia šmykového napätia koryta pre Súčasný stav pri prietokoch od 750/180 do 3000 m³/s (Príklad: Pri 3000 m³/s okolo 6,5 km² z 22 km² plochy koryta počítať hodnoty šmykového napätia schopné iniciovať transport štrku. Pri 930 m³/s (= 750 m³/s v hlavnom koryte + 180 m³/s v bočných ramenách) je táto plocha zmenšená na asi 1 km².)

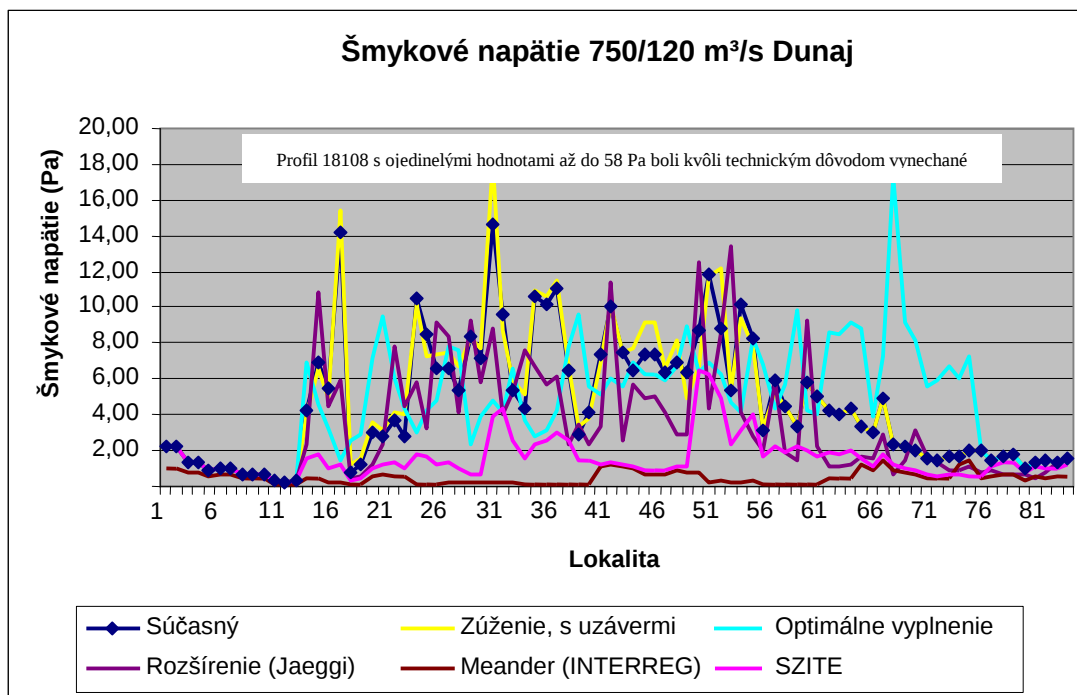
Obr. 9-11 spočítava celkovú plochu šmykového napätia v riečnych korytách v celej oblasti projektu, vrátane slovenskej inundácie. Účinný transport splavenín je obmedzený na centrálnu časť hlavného koryta, ktorá pokrýva asi 6,5 km².

Pokiaľ ide o morfordynamiku, Súčasný stav je ďaleko od historickej situácie pred riečnou reguláciou. Na prvom mieste všetkých zásahov riečnej regulácie riečny ekosystém trpí nedostatkom vhodných povodňových prietokov, ktoré iniciujú erózne procesy a nedostatkom prísunu splavenín z horného úseku.

Varianty porovnávané k súčasným podmienkam

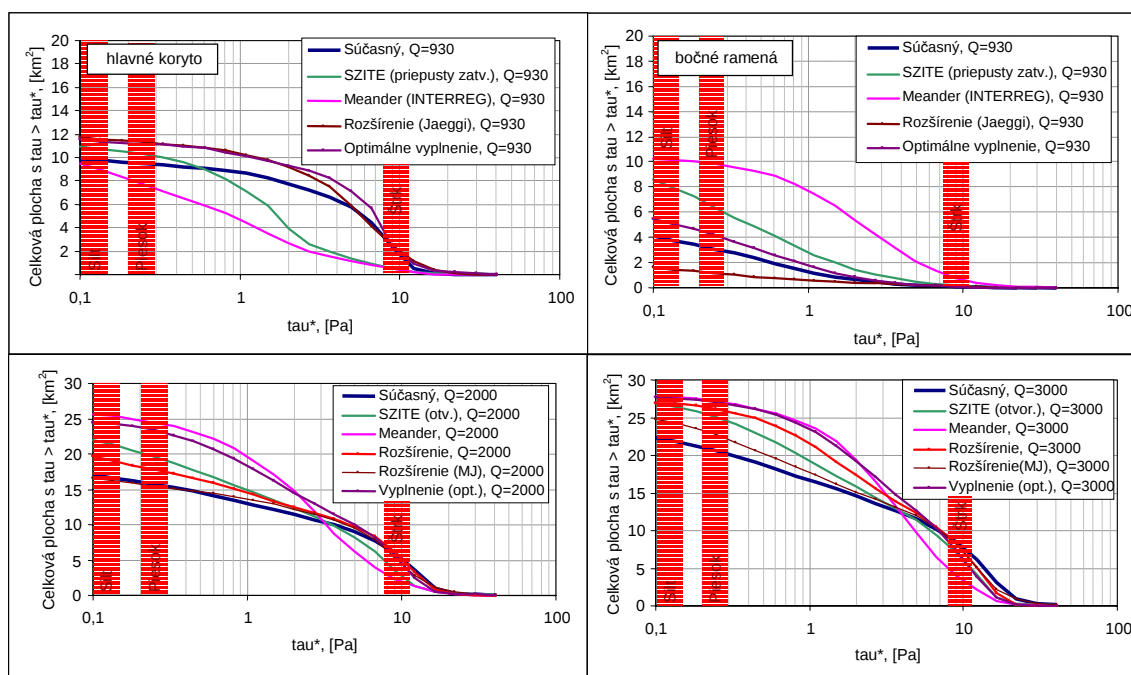
Obr. 9-12 ukazuje pozdĺžne rozloženie stredného šmykového napätia dna po priečných profiloch pozdĺž Dunaja od Rajky po sútok pre Súčasný stav a pre varianty pri 750 m³/s. Z morfológického modelovania je známe, že účinný transport splavenín začína pri prietokoch medzi 900-1200 m³/s. Konkrétne len niekoľko hodnôt prekročilo prahovú hodnotu 10-15 Pa pre počiatočný pohyb štrku (stredná veľkosť zrna 10 mm). Graf ukazuje, že v hornom a prostrednom úseku je priebeh šmykového napätia dosť podobný pre varianty Súčasný stav, Zúženie, Optimálne vyplnenie a dokonca aj Rozšírenie. V dolnom úseku si variant Optimálneho vyplnenia zachováva úroveň šmykového napätia prostrednej časti kompenzujú účinnosť vzdušného vzdušného v dôsledku vyšších úrovní dna.

Variant SZITE ukazuje zvyčajne o niečo nižšie hodnoty šmykového napätia s kolísaním podľa umiestnenia prehrádzok. Uzavretý reťazec prehrádzok vo variante Meander (INTERREG) vytvára veľmi nízke hodnoty šmykového napätia v hlavnom koryte. Ukladanie jemnozrnných sedimentov je pravdepodobnejšie vo vzdušných úsekoch variantu Meander, než v SZITE. Podobne nízke hodnoty sa nachádzali nad prehrádzkou pri Dunakiliti (lokalita č. 13) a v blízkom okolí sútoku – úseky, kde je v súčasnosti pozorovaná siltácia (zanášanie – pozn. prekl.)



Obr. 9-12 Rozloženie dnového šmykového napätia pozdĺž hlavného koryta ako priemery v priečných rezoch (údaje 1D-modelu)

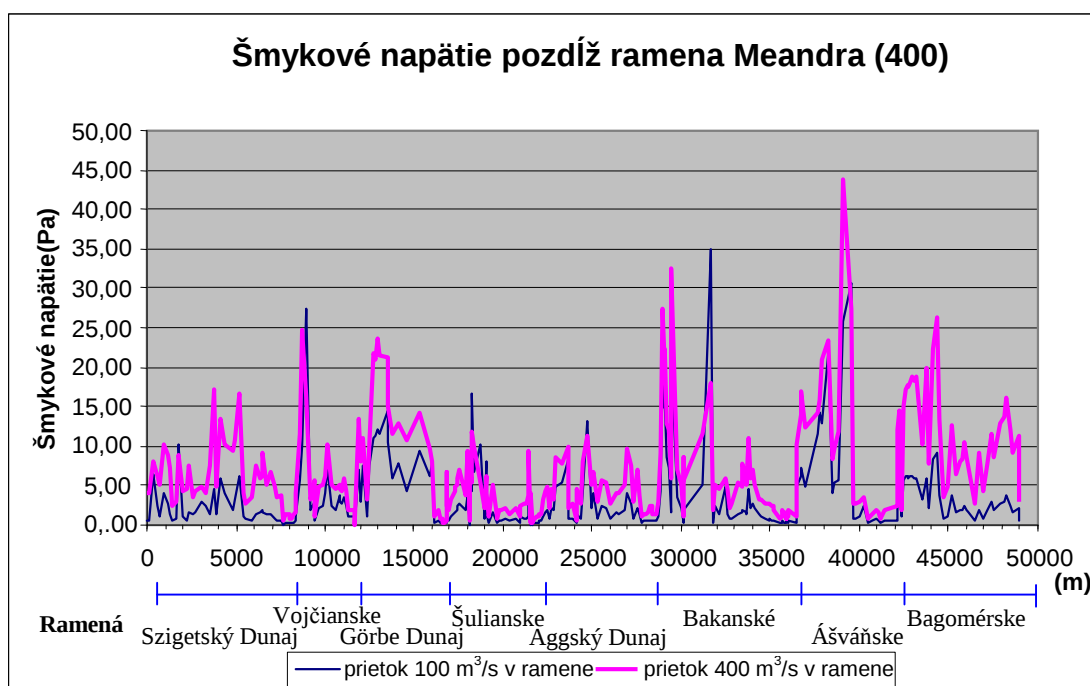
Výsledky 2D-modelu pre hlavné koryto (**Obr. 9-13** vľavo hore) potvrdzujú závery z 1D-modelovania. Pod 3 Pa sa variant Meander významne odchyľuje od SZITE, naznačujúc, že rozsiahlejšie plochy sú vystavené menším hodnotám šmykového napätia s rizikom zanášania. Oba varianty však nie sú schopné presúvať väčšie valúny, čo sa nápadne odlišuje od všetkých ostatných variantov a Súčasného stavu. Pre variant SZITE je treba poznamenať, že priepusty na troch hatiach sú pri prietoku 750/180 m³/s uzavreté a otvorené priepusty pri vyšších prietokoch by mohli vyvolať vyššie hodnoty.



Obr. 9-13 Plošné rozloženie dnového šmykového napätia v hlavnom koryte a v bočných ramenách pre 750/180 m³/s (údaje 2D-modelu); verzia Meander (400) nie je v 2D-modelovaní zahrnutá

Morfodynamické procesy formujúce koryto pre súčasný stav je možné očakávať iba pri prietoku plným korytom niekde medzi 2000-3000 m³/s (**Obr. 9-13**, dole). Pri pohľade na prahové hodnoty nad 8-10 Pa, ktoré viac-menej reprezentujú hlavné koryto a nie bočné ramená, je variant Meander (INTERREG) spájaný s najmenšou plochou s vhodnými hydraulickými silami, zatiaľ čo ostatné varianty majú podobné hodnoty ako Súčasný stav, SZITE je nepatrne menší. Kvôli vyšším hodnotám šmykového napätia v ramenách, variant Meander vytvára rozsiahlejšie plochy s vyššími šmykovými napätiami, pod prahovými hodnotami 3-4 Pa pri 3000 m³/s.

V ramenách je obraz úplne obrátený (**Obr. 9-14**, vpravo hore). Tam je variant Meander (INTERREG) jediný, v ktorom nie sú riečne korytá náchylné na zanášanie. Keďže 180 m³/s dodávaných do ramien už vo väčšine koryt prekračuje prietok plným korytom, pri vyšších prietokoch nie je možné očakávať významný nárast šmykového napätia. Zvýšenie celkovej plochy pre variant Meandra a SZITE je kvôli zaplaveniu ramien v slovenskej inundácii.



Obr. 9-14 Rozloženie stredného dnového šmykového napätia pozdĺž meandrujúceho koryta variantu Meander (400) v priečných rezoch (údaje 1D-modelu)

Obr. 9-14 ukazuje priemerné hodnoty šmykového napätia v priečných rezoch pozdĺž meandrujúceho ramena verzie Meander (400). 10 Pa môže byť prijaté ako prahová hodnota pre vývoj koryta vymieľaním a lokálnym transportom, keďže sa v jednotlivých priečných rezoch a v častiach priečných rezov budú vyskytovať vyššie maximá. Z tohto dôvodu je pozdĺž meandrujúceho ramena, s výnimkou Šulianskeho a Aggského ramena, možné očakávať morfodynamické procesy s lokálnym vymieľaním a vytváraním lavíc, t.j. procesy formovania koryta. Môžu sa vytvárať krátke úseky zarezávania sa a ukladania, ale celkovú

degradáciu meandrujúceho ramena je možné vylúčiť. Len ústie pri Bagamérskom Dunaji je potrebné chrániť proti spätnej erózii.

Vplyv zvýšenia prietokov na morfordynamiku

Obnova morfordynamických procesov formujúcich koryto rozhodne vyžaduje zásadnú zmenu v prietokovom režime smerom k vyšším a dlhšie trvajúcim povodňovým prietokom (Kapitola 9.4.7). Zvýšenie prevažujúcich sezónnych prietokov by nebolo pre morfordynamické procesy dôležité.

Predbežné závery k morfordynamike

Hlavné koryto: S vhodným prietokovým režimom má Súčasný stav a všetky ostatné, okrem variantov Meandra, potenciál procesov formujúcich koryto; toto je jasne indikované rozložením šmykového napätia pre 3000 m³/s (pozri **Obr. 8-39** až **8-48**). Variant Optimálneho vyplnenia výrazne zlepšuje morfordynamický potenciál v zavzdutom úseku odpadového kanála. S pevnými prehrádzkami by ani variant Meandra nebol schopný transportovať splaveniny veľkosti štrku.

Najväčšia schopnosť využívania potenciálu na formovanie koryta je spojená s variantom Rozšírenia a variantom Optimálneho vyplnenia. Koncepcia Rozšírenia o poskytovaní dnového materiálu bočnou eróziou by určite mohla viesť k novému vývoju korýt malej vody v (nadmerne) rozšírenom riečnom koryte. Nahromadený materiál by v prvých dekádach vývoja mohol tvoriť lavice a ostrovy zarastené vegetáciou. Nakoniec by sa na úrovni 1,5-2,5 m nad súčasným dnom koryta mohla vyvinúť nová inundácia s terestrickými biotopmi, ponechajúc terajšiu inundáciu ako terasu. Podobným spôsobom by variant Optimálneho vyplnenia mohol poskytnúť široké riečne koryto s veľkým potenciálom pre vývoj menšieho koryta prispôbeného prevažujúcemu prietokovému režimu. Nespevnený sediment by v nepravidelných priečných rezoch mohol pomerne rýchlo vytvárať lavice a ostrovy.

Bočné ramená: V bočných ramenách majú morfordynamický potenciál len varianty Meandra. Variant Meander (INTERREG) môže byť schopný udržiavať veľké plochy piesčitých jemne štrkovitých substrátov. Výrazný vývoj koryta je možné očakávať s verziou Meander (400) v dlhých úsekoch meandrujúceho ramena. Očakáva sa, že rôznorodosť substrátu všetkých ostatných variantov, vrátane Súčasného stavu, bude pomerne malá, t.j. budú prevažovať rovnaké podmienky substrátov koryta s dominanciou jemnozrnných sedimentov.

Prirodzené mokrade Dunaja boli charakterizované rýchlo sa meniacimi sústavami korýt, ako je to znázornené v Kapitole 5.2. Dnešné obmedzenia do veľkej miery vymedzujú možnosti na reaktiváciu morfordynamických procesov. Potenciál formovania koryta s vymieľaním v malom rozsahu, bočným presunom, tvorbou lavíc, s rôznorodosťou substrátov, rýchlostí prúdenia a hĺbok vody sú dôležitým kritériom hodnotenia. Potenciál závisí od hydraulických síl pôsobiacich na riečne koryto prostredníctvom naordinovaného prietokového režimu a od vlastnej koncepcie obnovy.

Oblasť hodnotenia	Súčasný	SZITE	Zúženie (s uzávermi)	Opt. vyplnenie	Rozšírenie	Meander (INTERREG)	Meander (400)
Morfodynamický potenciál: Dunaj	-+	-+	-+	++	++	--	--
Morfodynamický potenciál: ramená	-	-	-	-	-	+	++
Zlepšenie morfodynamiky s vyššími prietokmi (Dunaj / ramená)	+ / 0	+ / 0	+ / 0	+ / 0	+ / 0	0 / 0	0 / 0

9.4.5. Vývoj vodného biotopu

Morfodynamické procesy v prirodzenej situácii Szigetközu viedli k neustálym zmenám krajiny, ktoré boli riadené povodňami. Vysoká dynamika krajiny s charakteristickou zmenou biotopu a priestorovým rozmiestnením krajinných prvkov viedla k dynamickej rovnováhe v zložení biotopu. Tieto hydrologicky riadené geomorfologické procesy spôsobujú charakteristickú ekotonálnu štruktúru a mozaiku biotopu a iniciujú neustále omladzovanie biotopu a sukcesie. Dynamika krajiny vedie k vysokej biodiverzite, ako je to vyjadrené v „Hypotéze intermediálnej disturbancie“ (Ward a Stanford, 1995; Schiemer, 1999).

Historická analýza v Kapitole 5.2 ukazuje, že celková plocha tečúcej vody so širokou škálou rýchlosti prúdenia a pridružený ekologický gradient bol pozoruhodne vysoký. Tieto podmienky podporovali požiadavky reofilnej bioty, napr. rýb a makrozoobentosu. Periodicky odpájané bočné ramená (parapotamál a plesiopotamál) a vodné plochy zaplavované len príležitostne pri vysokých povodniach (paleopotamál) viedli k širokej škále podmienok vodných biotopov ako základ pre vysoko rôznorodú a dobre prispôbenú biotu, charakteristickú pre krajinu riečnych záplavových území.

Kvantitatívne porovnanie dostupnosti historických a súčasných biotopov s ohľadom na plošný rozsah vodných biotopov (PR) a podiel eutopotamálneho biotopu (PEu) (pozri Kapitolu 7) objasňuje ekologické zhoršovanie v porovnaní s referenčnými podmienkami. Preto je podporovanie týchto typov biotopov a starostlivosť o zachovanie vodných útvarov typu parapotamál - paleopotamál špecifickým rámcom programov obnovy.

Pokles medzi historickým a súčasným plošným rozsahom vodných biotopov je 48 % a podiel eutopotamálneho biotopu klesol na 70 % (Tab. 9-7); všetky hlavné typy vodných biotopov sa však stále vyskytujú.

Tab. 9-7 Pokles plošného rozsahu vodných biotopov a podiel eupotamálneho biotopu

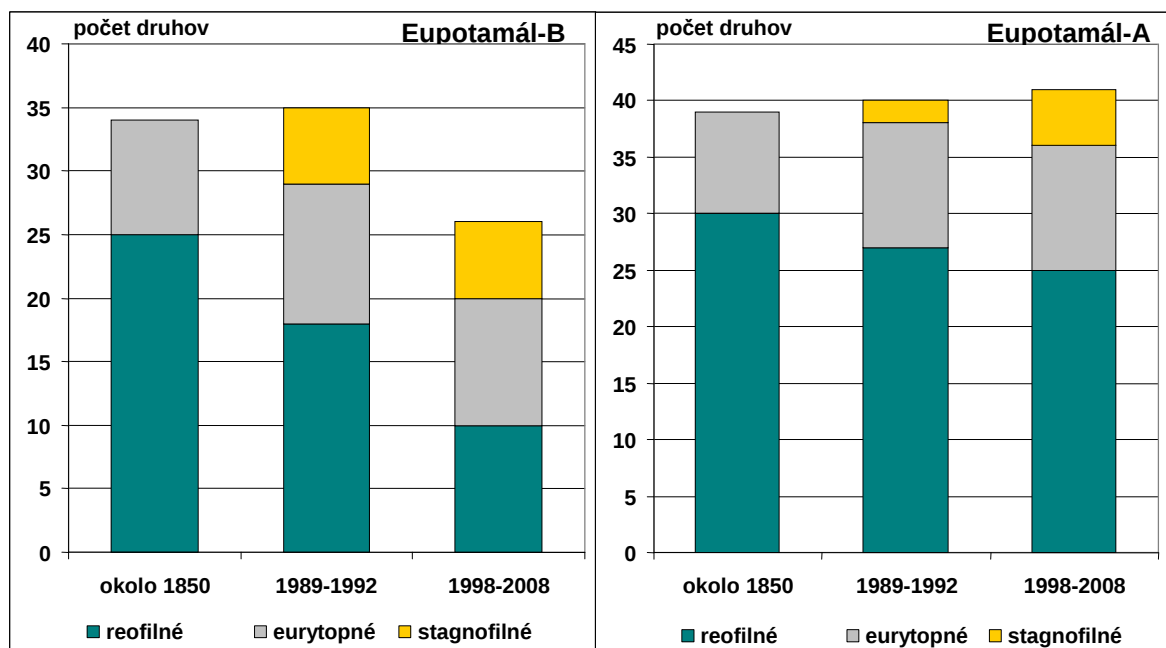
<i>plošný rozsah (PR)</i>	Referenčný	Súčasný
Eup. + Parap.+ Plesiop. (ha)	4500	2360
zmena (%)	0	-48
<i>podiel eupotamálu (PEu)</i>	Referenčný	Súčasný
Eup. A + Eup. B (%)	85-90	70

S ohľadom na prepojenosť medzi sústavou bočných ramien a hlavným korytom, varianty Súčasný, Zúženie a Rozšírenie nedosahujú vhodné podmienky ani pri vyššom prietoku.

Varianty SZITE, Meandrovanie a Optimálne vyplnenie dosahujú túto bočnú prepojenosť a poskytujú zväčšený rozsah vodných biotopov a vyšší podiel eupotamálnych zón. Vo variante SZITE v dôsledku účinku hatí je pozdĺžna prepojenosť v hlavnom koryte obmedzená a šmykové napätie a gradient rýchlosti v eupotamále-A je sub-optimálne. Pozdĺžna prepojenosť v ramennej sústave, kvôli nutnosti zachovania prehrádzok, zostáva z ichtyologického hľadiska neuspokojivá.

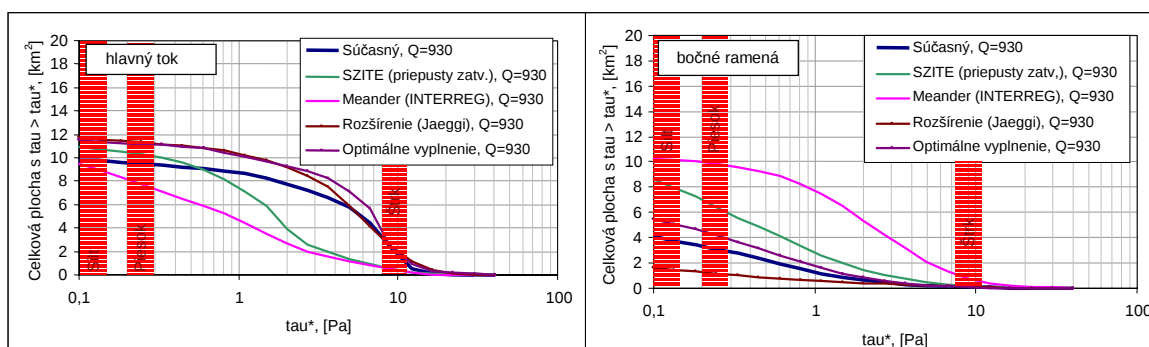
Vyhodnotenie variantov, okrem tohto všeobecného hodnotenia vodných biotopov, vyžaduje podrobnejšiu analýzu podmienok biotopov pre charakteristickú reofilnú biotu, predovšetkým ryby a makrozoobentos.

Zhoršovanie podmienok počas uplynulých 160 rokov je možné najzreteľnejšie ukázať zmenou zloženia spoločenstva rýb v hlavnom koryte a v sústave bočných ramien (**Obr. 9-15**).



Obr. 9-15 Dlhodobá zmena počtu druhov a podielu reofilných, eurytopných a stagnofilných druhov rýb v hlavnom toku (Eupotamál-A) a v bočnom ramene v ramennej sústave Cikola. Bočné rameno bolo v polovici 19-teho storočia biotopom Eupotamál-A. Pred odklonením Dunaja to bol biotop typu Parapotamál-A (od konca 19-teho storočia po rok 1992) a v súčasnosti to je biotop Eupotamál-B.

Hodnotenie zloženia rýb je posudzované osobitne pre hlavný tok (*Eupotamál-A*) a pre sústavu bočných ramien (*Eupotamál-B*), aby sa ukázal rozdielny účinok možných manažmentových opatrení na oba systémy. Pokiaľ ide o kvalitu biotopu je ako indikátor kvality používaný vzťah medzi požiadavkami charakteristických spoločenstiev rýb a triedami šmykového napätia. Je to vhodné pre reofilné spoločenstvá rýb, ktoré tvoria najdôležitejší biotický indikátor eupotamálnych biotopov. Je možné rozlíšiť tri charakteristické triedy šmykového napätia: dobré (šmykové napätie >7 Pa), stredné ($0,2-7$ Pa) a zlé ($<0,2$ Pa) podmienky pre reofilné ryby. Toto hodnotenie kvality biotopu nezohľadňuje životné podmienky pre skoré vývojové štádiá života, ale je založené na skúsenostiach z elektrolovu prevažne dospelých rýb.



Obr. 9-16 Rozloženie šmykového napätia pre rôzne varianty v hlavnom toku (*Eupotamál-A*) a v bočných ramenách (*Eupotamál-B*) pre rôzne scenáre obnovy pri prietoku $750+180 \text{ m}^3/\text{s}$.

Pre hlavný tok sú podmienky všetkých variantov, vrátane Súčasnej situácie, pri vyššom prietoku lepšie. Plošný rozsah vysokých tried šmykového napätia sa zväčšuje.

V biotope typu *Eupotamál-B* ramennej sústavy inundácie spoločenstvo rýb v historických dobách upadlo markantnejšie – z veľmi dobrého na priemerný pred odklonením Dunaja a na veľmi zlý v súčasnej situácii. Terajšie zloženie spoločenstiev rýb sa mení s priestorovými podmienkami biotopov, ktoré sú vyjadrené rozložením šmykového napätia.

Tab. 9-8 poskytuje celkové vyhodnotenie variantov s ohľadom na vývoj vysoko kvalitných zón biotopov pre reofilné ryby, berúc do úvahy rozloženie šmykového napätia v **Obr. 9-16**.

Tab. 9-8 Vyhodnotenie variantov z hľadiska reofilných rybích spoločenstiev

	Súčasný	SZITE	Zúženie	Optimálne vyplnenie	Rozšírenie	Meandrovanie
Vysoko kvalitné zóny Eupotamálu-A	+	-	+	+	+	-
Vysoko kvalitné zóny Eupotamálu-B	-	++	-	-	-	+

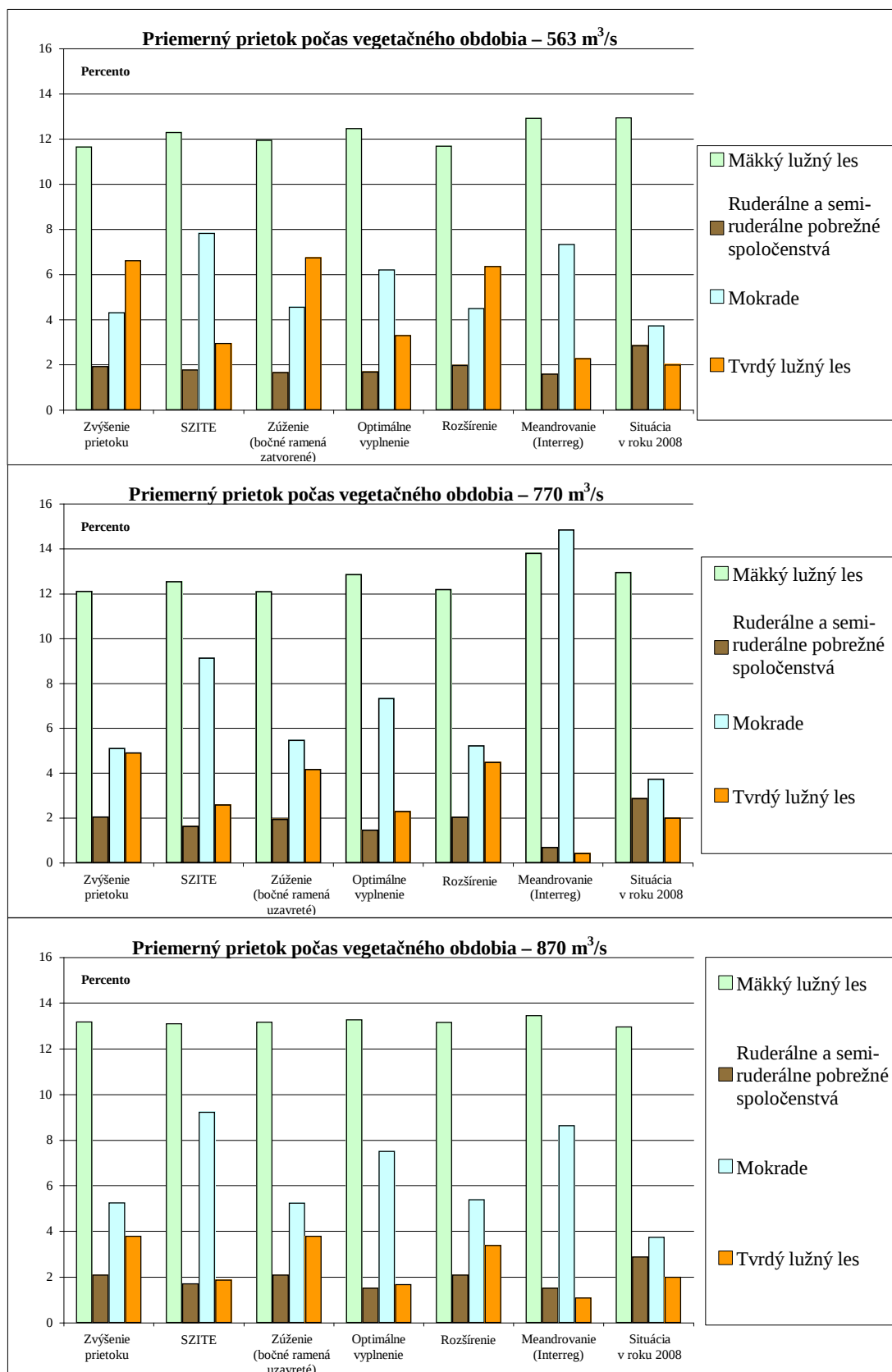
Kvantitatívne a kvalitatívne hodnotenie ostatných typov vodných biotopov v sústave bočných ramien – parapotamál, plesiopotamál a paleopotamál vyžaduje podrobné posúdenie v neskoršej etape. Podľa hodnotenia 1D-modelu je pokračujúca existencia týchto typov biotopov zabezpečená pre všetky varianty (pozri Kapitolu 8, plošné grafy, kvantitatívne zloženie). Im prislúchajúca kvalita biotopu, ktorá je mimoriadne dôležitá pre charakteristickú biotu, napr. vodná a mokradňá vegetácia, stagnofilné ryby (pozri kapitola 7) a obojživelníky (pozri Kapitola 7) vyžaduje podrobnejšie posúdenie v neskoršej etape v kombinácii s modelovaním dynamického sezónneho hydrologického priebehu.

Zatiaľ čo spoločenstvá rýb a makrozoobentosu sú indikatívne predovšetkým pre dostupnosť a kvalitu eutopotamálnych biotopov, pre faunu obojživelníkov je mimoriadne významná existencia plesiopotamálnych a paleopotamálnych vodných útvarov ako miest pre rozmnožovanie.

Na základe päťstupňovej sústavy porovnávacích hodnôt (pozri Kapitolu 7), dobré hodnoty vykázali varianty „Optimálne vyplnenie” a „SZITE”. Bolo by potrebné zdôrazniť, že pomer typu biotopov Parapotamál-B/Parapotamál-A sa zdá byť výrazne vyšší v prípade variantu „Optimálneho vyplnenia” v porovnaní so „SZITE”, čoho dôsledkom sú v inundácii podstatne vhodnejšie miesta neresenia pre obojživelníky.

9.4.6. *Prechodné zóny a vývoj terestrického biotopu*

Potenciálny rozvoj **terestrickej vegetácie** oblasti inundácie počas dlhotrvajúceho časového obdobia pre varianty bol posudzovaný modelom založeným na nárokoch rôznych typov vegetácie na vodu a na vypočítaných hladinách podzemnej vody pre rôzne scenáre a pre konštantné prietoky. Pochopiteľne, toto môže poskytnúť len veľmi všeobecné porovnanie vývoja vegetácie, pretože kľúčový faktor pre omladzovanie biotopu, disturbancie vyvolané povodňou, neboli vzaté do úvahy. Z tohto dôvodu vývoj pionierskych asociácií, predovšetkým v prechodných zónach inundácie, ktoré sú charakteristickým typom „terestrického” biotopu aktívnej inundácie, nebolo možné modelom predpovedať. Model však poskytuje určitý prehľad o dvoch ďalších prvkoch biotopu, ktoré sú významné z hľadiska ochrany, plošnom rozsahu mäkkých lužných lesov a plošnom rozsahu mokradí, ako napríklad porasty trstiny (*Phragmites*) (**Obr. 9-17**).



Obr. 9-17 Porovnanie predpovedí dlhodobého vývoja charakteristických typovej vegetácie pri 3 úrovniach simulovaného prietoku

Pionierske vegetačné asociácie v často „narušovaných“ **prechodných zónach** sú charakteristickými rysmi aktívnych záplavových území. Tieto spoločenstvá majú vysoké

hodnoty ochrany a obsahujú charakteristické prvky FFB (Flóra-Fauna-Biotopy, Smernica 92/43/EEC o ochrane prirodzených biotopov a o divo žijúcej faune a divo rastúcej flóre, „Smernica o biotopoch“ – pozn. prekl.) a ohrozenú biotu (vegetácia, bezstavovce) a sú dôležitými biotopmi pre rozmnožovanie vtákov.

Ich špecifické ekologické podmienky závisia od narušovania povodňami a od rozsahu kolísaní hladiny vody. Použitý vegetačný model nezahŕňa režim narušovania povodňami ani dynamiku vodnej hladiny.

Z tohto dôvodu je plošný rozsah prechodných zón spojených s Amoros - Rouxovým typom biotopov a predpokladané kolísania vodnej hladiny dôležitým ekologickým prínosom pre budúci vývoj krajiny. V budúcej diskusii a plánovaní variantov sa musia týmto prvkom krajiny venovať detailnejšie úvahy. Tieto nie sú zhodné s „ruderálnymi“ a „semi-ruderálnymi“ pobrežnými spoločenstvami ako predpokladá vegetačný model (pozri Kapitola 7).

Tab. 9-9 podáva prehľad o účinkoch variantov s ohľadom na podmienky biotopov v terestrickej zóne a prechodnej zóne (Pre hodnotenie motýľov (*Lepidoptera*) pozri Kapitoly 7 & 8).

Tab. 9-9 Hodnotenie variantov podľa bioindikácie prechodných zón a terestrických biotopov

	Súčasný	SZITE	Zúženie	Optimálne vyplnenie	Rozšírenie	Meandrovanie
Ekológia prechodných zón	-+	-+	-+	+?	+?	+
Ekológia terestrických biotopov	-	-+	-	-+	-	+

9.4.7. Hodnotenie prietokového režimu

Hoci boli sezónne kolísania ustanovené v roku 1995 dohodou o Dočasnom vodohospodárskom režime, povodňové prietoky neboli zdieľané dostatočne. V Kapitole 8.4 je preukázané, že

- len tri povodne medzi rokmi 1993-2007 zaplavili celú inundáciu,
- v dôsledku prevádzkových harmonogramov vyššie položených priehrad tieto tri povodne trvali len niekoľko dní,
- prietoky plným korytom 3000 m³/s sa vyskytli len 15 dní,
- 2000 m³/s sa vyskytli 2,2 krát za rok,
- 930 m³/s sa vyskytlo počas 7 dní za rok,
- v niekoľkých za sebou idúcich rokoch prietok nedosiahol 1000 m³/s.

Ekológia riek záplavových území plne závisí od účinných povodňových prietokov, ktoré

- podporujú morfodynamické procesy umožňujúce omladzovanie biotopov (zmena biotopu),
- zaisťujú sezónne kolísania hladín povrchových a podzemných vôd,
- pravidelne zaplavujú inundáciu.

Zmeny v prietokovom režime

Zmeny v prietokovom režime by sa mohli týkať hodnôt sezónnych nízkych a maximálnych prietokov, ako aj zdieľania povodňových prietokov medzi derivačným kanálom Gabčíkova a Dunajom.

Sezónny prietokový režim riadi priemerné ročné kolísanie hladín povrchových a podzemných vôd spolu s hĺbkami vody, rýchlosťami prúdenia, rozsahom prechodných zón a podmienkami terestrických biotopov. Väčšina variantov a Súčasný stav by zo zvýšenia letných prietokov v hlavnom koryte a/alebo v ramenách mala osoh. Zväčšenie povodňových prietokov s dostatočným trvaním by mohlo zlepšiť všetky stavy v hlavnom toku, s výnimkou variantov Meandra. Bočné ramená by zo zlepšeného záplavového režimu osoh nemali.

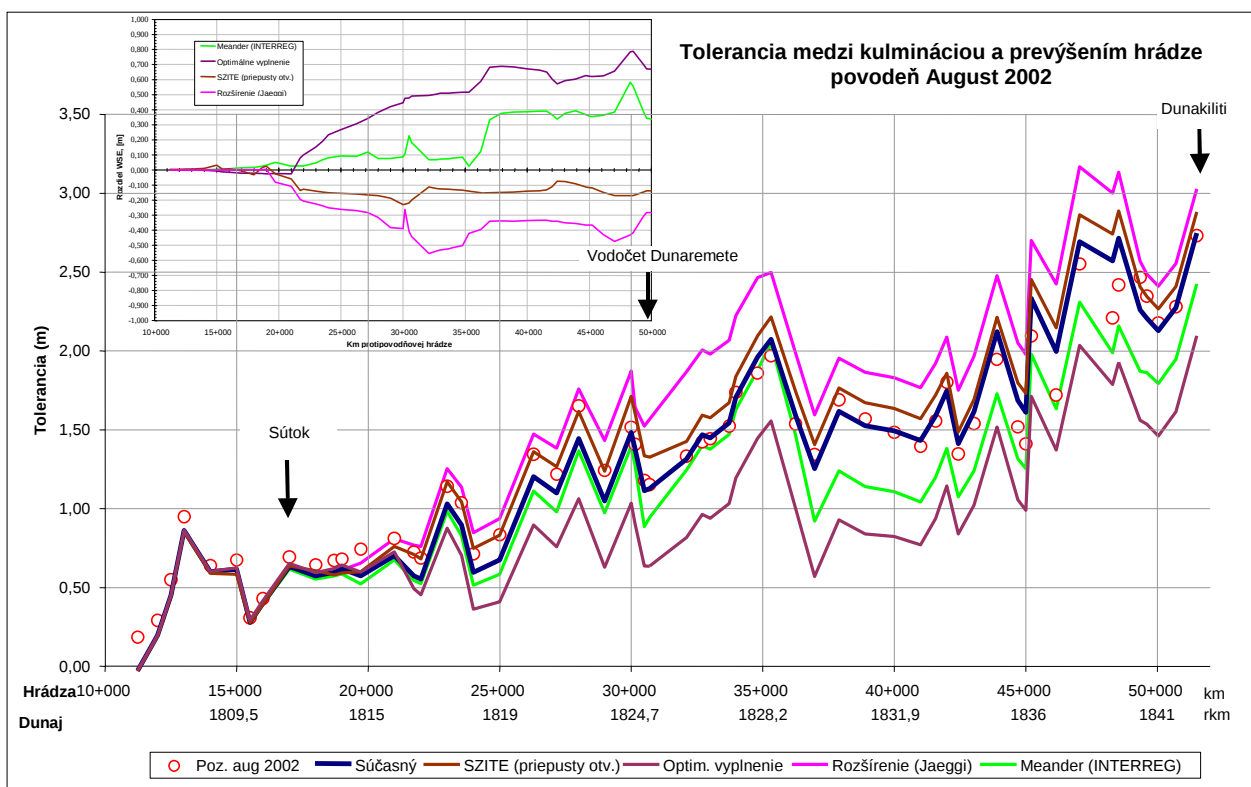
Oblasť hodnotenia	Súčasný	SZITE	Zúženie (s uzávermi)	Opt. vyplnenie	Rozšírenie	Meander (INTERREG)	Meander (400)
Zlepšenie dynamiky vodnej hladiny s vyššími prietokmi (Dunaj / ramená)	+ / 0	+ +	+ / 0	+ / +	0 / 0	+ / ++	nie je relevantné
Zlepšenie rýchlostí prúdenia s vyššími prietokmi (Dunaj / ramená)	0 / +	+ / +	0 / +	0 / +	0 / +	(+) / +	0/+
Zlepšenie kolísaní hladiny podzemnej vody s vyššími prietokmi	+	+	+	+	(+)	0	0
Zlepšenie morfodynamiky s vyššími prietokmi (Dunaj / ramená)	+ / 0	+ / 0	+ / 0	+ / 0	+ / 0	0 / 0	0 / 0

9.5. Vplyv na povodňovú bezpečnosť

Prevádzanie povodne

Priebeh prevádzania povodne bol testovaný povodňovým prietokom v auguste 2002, ktorý mal vo vodomernej stanici Devín prietok $10370 \text{ m}^3/\text{s}$ a vyrovnal sa kulminácii povodňového prietoku v roku 1954³⁴. Štatistická analýza vyústila do hodnôt $HQ_{50} = 10100 \text{ m}^3/\text{s}$ a $HQ_{100} = 11000 \text{ m}^3/\text{s}$.

Obr. 8-38 ukazuje hladiny vody Súčasného stavu a variantov. V **Obr. 9-18** je znázornená tolerancia medzi kulmináciou a prevýšením hrádze pozdĺž maďarskej sústavy hrádží, t.j. vertikálna vzdialenosť medzi korunou protipovodňových hrádží a hladinou vody. V tejto štúdii je navrhovaná tolerancia medzi kulmináciou a prevýšením hrádze 1 m ako referenčná hodnota pre hodnotenie variantov.



Obr. 9-18 Pozorované a vypočítané tolerancie medzi kulmináciou a prevýšením hrádze pre Súčasný stav a varianty; (vložená mapa rozdielov „varianty mínus súčasnosť“)

Z oboch obrázkov je zrejmé, že úsek Dunaja pod sútokom nemá dostatočnú kapacitu na prevedenie povodne s toleranciou medzi kulmináciou a prevýšením hrádze 0,5 m a menej. Kvôli účinku spätného vzdutia sa toto šíri asi 10 km proti prúdu do projektového úseku. Medzi km 1820 a 1834 Dunaja činí rozdiel medzi kulmináciou a prevýšením hrádze v Súčasnom stave 1,0-1,5 m, v zostávajúcich 9 km po Dunakiliti sa rozdiel medzi kulmináciou a prevýšením hrádze zvyšuje na 1,5-2,5 m. Pochopiteľne, žiadny z variantov nemôže zmierniť povodňové nedostatky na dolnom úseku.

³⁴ Miklánec P. & Pekárová P., (2008): Povodňový režim rieky Dunaj v Bratislave, Slovensko. Ústav hydrológie SAV, Bratislava, Publikácia na Internet: 147.213.145.2/pekarova/WEBClanky/AEC01.pdf

Variant SZITE, ktorý predpokladal bagrovanie lavíc v hlavnom koryte, vyrúbanie určitých plôch lužného lesa a pohyblivé hate na troch prehrádzkach, zväčšuje rozdiel medzi kulmináciou a prevýšením hrádze o 10-20 cm predovšetkým na úseku Dunaja, ktorý má v Súčasnom stave toleranciu medzi kulmináciou a prevýšením hrádze viac ako 1 m. Variant Rozšírenie, ktorý predpokladal rozšírenie koryta o 100 m so zvýšenou úrovňou dna, výrazne zväčšuje kapacitu koryta: v dolnom úseku po rkm 1822 znižuje hladiny vody v porovnaní so súčasnými podmienkami o 20-30 cm, v hornom úseku o 30-50 cm. Opäť sa zväčšenie rozdielu medzi kulmináciou a prevýšením hrádze dotýka úsekov, ktoré sú už o 1,0 alebo 1,5 m vyššie.

Variant Meander (INTERREG) spôsobuje slabé zvýšenie vodných hladín v dolnom a strednom úseku o 10 cm s lokálnym maximom 20 cm. Výrazné stúpnutie s rozdielom vodnej hladiny 40 cm pri rkm 1829 spôsobuje hladiny s lokálnym maximom 60 cm (pri rkm 1838,7). Tolerancia medzi kulmináciou a prevýšením hrádze zodpovedajúco klesá: minimum 1 m je však zachované pozdĺž celého úseku nad rkm 1820 s menšími odchýlkami. Variant Meander (400) nebol v 2D-modeli realizovaný. Jeho povodňový priebeh sa môže značne odchyľovať, pretože na jednej strane sú úrovne korún hrádzí vyššie a na druhej je meandrujúce rameno rozšírené.

Variant Optimálneho vyplnenia výrazne znižuje prevádzaciu schopnosť hlavného koryta. Výsledná hladina vody je 30-55 cm nad súčasným stavom a pod rkm 1834 nedodržiava toleranciu medzi kulmináciou a prevýšením hrádze 1 m.

Prevádzanie ľadu

Okrem prirodzených povodňových prietokov je z hľadiska povodňovej bezpečnosti znepokojujúce prevádzanie ľadu. Prevádzanie unášaného ľadu môže byť obmedzované plytkými a zarastenými lavicami a pevnými prehrádzkami. Ľadové zápchy môžu vytvárať hladiny vody prevyšujúce úrovne prirodzenej povodne. Dnový prah pri Dunakiliti nie je vhodný na prevádzanie ľadu; avšak mať Dunakiliti môže prevádzkovými spôsobmi prúdenie ľadu riadiť a dokonca rozlámať ľadový kryt. Optimálnym riešením vo všeobecnosti je ponechať pevný ľadový kryt a nechať ho rozpadnúť.

Súčasný stav je v zavzdutom úseku nad Dunakiliti charakterizovaný zvýšeným rizikom tvorby ľadu. Pod Dunakiliti silná infiltrácia podzemnej vody skombinovaná s nízkymi zimnými prietokmi bráni tvorbe ľadového krytu. Prevádzanie plávajúceho ľadu môže byť obmedzované zarastenými lavicami. Variant SZITE zavádza tri vzdutia, ktoré zvyšujú riziko tvorby ľadu. Avšak pohyblivé hate môžu prepúšťať plávajúci ľad ponad prehrádzky a ľadoborce môžu prechádzať cez plavebné komory. Lavice sú vyčistené a vybagrované alebo zavzduté. Holorub stanovených plôch v inundácii uľahčuje prevádzanie povodní a plávajúceho ľadu.

Variant Zúženie ešte viac obmedzuje plochu koryta zvyšujúc riziko ľadových zápch. Variant Optimálneho vyplnenia je náchylný na tvorbu zarastených lavíc a ostrovov, takže prekáža prevádzaniu ľadu. Oba varianty sa však vyhýbajú vzdúvaniu úseku a neobsahujú budovanie prehrádzok s k tomu patriacim rizikom ľadových zápch a stavebnými škodami. Variant Rozšírenia môže byť hodnotený podobne ako variant Optimálneho vyplnenia s jedným rozdielom: vplyv podzemnej vody na zabránenie tvorby ľadu je pravdepodobnejší. Variant Meander (INTERREG) obsahuje 7 vzdutí s ešte nižšími rýchlosťami prúdenia ako v návrhu SZITE: tvorbu ľadu je možné očakávať s rovnakou frekvenciou ako v hornej zdrži. Pevné prehrádzky nie sú vhodné na prevádzanie ľadu a k vzdutiám sa nie je možné dostať loďami.

Meandrujúce rameno je v niektorých miestach príliš úzke na prevedenie plávajúceho ľadu bez riskovania upchatých priečnych rezov. Variant Meander (400) môže mať výhodu, že pri prietoku plným korytom môžu ľadoborce využiť rozšírené meandrové rameno. Plávajúci ľad pravdepodobnejšie prejde meandrovým korytom bez toho, aby bol zachytený v zúženinách koryta.

Predbežné hodnotenie priebehu povodne

Hodnotenie je rozdelené do troch častí:

- vplyv na povodňové hladiny
- nedodržanie podmienok rozdielu medzi kulmináciou a prevýšením hrádze
- riziko tvorby ľadu a prevádzanie plávajúceho ľadu

Oblasť hodnotenia	Súčasný	SZITE	Zúženie (s uzávermi)	Opt. vyplnenie	Rozšírenie	Meander (INTERREG)	Meander (400)
Vplyv na povodňové hladiny	0*)	+	-	--	++	-	-
Nedodržanie podmienok medzi kulmináciou a prevýšením hrádze	0	0	-	--	0	(-)	-
Riziko tvorby ľadu**)	0	-	0	0	0	--	--
Prevádzanie ľadu**) (Dunaj / ramená)	0 / 0	+ / 0	- / 0	- / 0	- / 0	- / 0	- / +

*) „0“: Žiadna zmena v porovnaní so Súčasným stavom

**) Porovnávané k súčasným podmienkam

Povodňové hladiny: Žiadny z variantov nemôže vyriešiť nedostatky povodňovej ochrany, ktoré sú spôsobené nedostatočnou prevádzacou schopnosťou Dunaja pod Sapom. V porovnaní s podmienkami pred prehradením, jediným variantom, ktorý podáva neprijateľné výsledky, je variant Optimálneho vyplnenia. Dokonca aj variant Meander (INTERREG) pozdĺž úseku, ktorý nie je ovplyvnený účinkom spätného vzdutia, takmer zachováva minimálnu toleranciu medzi kulmináciou a prevýšením hrádze 1 m. Ďalšie plánovanie by sa mohlo týmto nedostatkom vyhnúť. Špeciálne povodňové ochranné opatrenia spojené s variantom SZITE do značnej miery vyvolávajú nižšie povodňové hladiny tam, kde už existuje dostatočná tolerancia medzi kulmináciou a prevýšením hrádze. Varianty Zúženia a Meander (400) boli hodnotené odborným úsudkom.

Tvorba ľadu a prevádzanie: Varianty s voľným prúdením a Súčasný stav majú podobné riziko tvorby ľadu ako mal Dunaj pred odklonením. Znížené rýchlosti prúdenia vzdutím zvyšujú riziko tvorby ľadu, čo je prípad oboch variantov Meandra a v menšom rozsahu variantu SZITE. V porovnaní so súčasnými podmienkami všetky varianty, s výnimkou variantu SZITE, zhoršujú prevádzanie ľadu v hlavnom koryte Dunaja. Pre voľne prúdiace stavy to je spôsobované zarastenými útvarmi lavíc. Varianty Meandra s pevnými prehrádzkami by potrebovali prepracovanejší tvar, aby umožnili prepúšťanie ľadu.

9.6. Investičné a prevádzkové náklady

Investičné a prevádzkové náklady neboli v tejto štúdii počítané. Rámcom tejto štúdie bolo skôr preskúmať vplyvy rôznych rehabilitačných opatrení na životné prostredie. Ďalšie kroky plánovania založené na týchto výsledkoch podrobnejšie načrtnú rehabilitačné opatrenia a bude možné analyzovať s tým spojené náklady.

9.7. Závery a odporúčania

Prvý zásadný zásah do prirodzeného riečneho ekosystému sa datuje ku koncu 19-teho storočia s budovaním nemenného jediného hlavného koryta v bývalom oddeľujúcom a znova sa pripájajúcom a meandrujúcom charaktere koryta (Kapitola 3). Predchádzajúce ľudské vplyvy, ako napríklad odlesňovanie v povodí, nenarušili riadiace procesy erózie a sedimentácie, tak ako to urobila regulácia rieky. Analýza krajiny (Kapitola 5.2) ukazuje, že zmeny v charaktere koryta sa udiali v rámci niekoľkých desaťročí a boli pravdepodobne vyvolané klimatickými výkyvmi. Po celkovej regulácii bol ustanovený nový systém jedného hlavného koryta a bočných ramien s obmedzeným potenciálom pre omladzovanie biotopu. Odvtedy boli morfodynamické procesy obmedzené na zanášanie a degradáciu úsekov hlavného koryta, tvorbu lavíc a menšie vymieľanie v bočných ramenách. Postupné usadzovanie v ramenách a celkové zanášanie území inundácie boli dominantnými procesmi. Intenzívne bagrovanie v hlavnom koryte pozdĺž celého úseku pod rakúskou hranicou spojené so zníženým prísunom splavenín z horného povodia narušilo koryto. S degradáciou riečneho koryta stále viac a viac ramien strácalo spojenie s hlavným korytom (Kapitoly 4.1 a 5.1).

Vybudovanie VD Gabčíkovo v roku 1992 predstavovalo ďalší veľký zásah s ďalšími zásadnými zmenami ekosystému. Odklonenie viac ako 80 % prietoku do derivačného kanálu znížilo strednú hladinu vody o 2-3 m. Následný pokles hladín podzemnej vody bol čiastočne kompenzovaný prepojením bočných ramien, riadením vodných hladín v ramenách objektmi s prepadmi a vybudovaním dnového prahu pri Dunakiliti na zvýšenie protiprúdnych vodných hladín v Dunaji v roku 1995. Realizovaný umelý prietokový režim poskytuje len tie povodňové prietoky, ktoré prekračujú kapacitu VD Gabčíkovo.

Všetky tieto zásahy viedli k vážnemu nedostatku hydrodynamických a morfodynamických procesov, ktoré zvykli charakterizovať inundačný ekosystém a vytvárali jeho bohatú schému biotopov a jeho biologickú rôznorodosť.

Rehabilitačné opatrenia sa musia zaoberať nedostatkami v ekologickom fungovaní riečneho ekosystému. Kľúčové ukazovatele boli stanovené a porovnávacie hodnoty popísané v Kapitole 7. Vplyv obnovných opatrení na povrchovú vodu a podzemnú vodu bol skúmaný prostredníctvom hydrodynamických modelov. Biologická odozva opatrení bola posudzovaná pre vegetáciu záplavového územia a indikátorové skupiny živočíchov, menovite pre ryby. Výsledky boli zhrnuté v Kapitole 8. Podrobné hodnotenie bolo vykonané v Kapitole 9.

Koncepcie obnovy

Varianty uvedené v Kapitole 8 je možné rozdeliť do štyroch koncepcií obnovy:

Konceptia		Opatrenia
1	Akceptovanie oddelenia hlavného koryta a sústavy bočných ramien	Súčasný stav + Zvýšený prietok
2	Prepojenie sústav zvýšením úrovni dna v hlavnom koryte	Variant Zúženie, variant Optimálne vyplnenie + UPR
3	Prepojenie sústav zvýšením vodných hladín (prehrádzky s haťami a prahmi v hlavnom koryte)	Variant SZITE, oba varianty Meandra + UPR
4	Vytvorenie nižšej sekundárnej inundácie bočnou eróziou	Variant Rozšírenie + UPR

UPR = Upravený prietokový režim

Vymedzenie koncepcií naznačuje, že ani jedno z rehabilitačných opatrení neprináša jednoznačný úžitok všetkým ekologickým funkciám vyjadreným indikatívnym ukazovateľom hodnotenia. Zoskupenie do rôznych koncepcií obnovy by skôr malo zdôrazniť myšlienku kombinácie variantov, aby sa presadilo ekologické fungovanie založené na výsledkoch modelov a biologickej odozve.

Tab. 9-10 ukazuje hodnotenie kľúčových ukazovateľov a varianty, ktoré budú diskutované nižšie.

Tab. 9-10 Hodnotenie kľúčových ukazovateľov a opatrení

Koncepcia	1	2		3			4
Opatrenia	Súčasný zmieňovacie opatrenia + UPR	Zúženie	Opt. vyplnenie	SZITE	Meander (INTER.)	Meander (400)	Rozšírenie (bočná erózia)
Kritériá							
Zvýšenie hladiny podzemnej vody	+	-	+	+	+	+	-
Dynamika podzemnej vody	+	-	-	(-)	+?	-	-
Dynamika hladiny povrchovej vody	(+)	-	+	-	+	+	-
Morfodynamika (omladenie biotopu)	-	-	(+)	-	+	+	+
Bočná prepojenosť	-	-	+	+	+	+	-
Pozdĺžna prepojenosť	+	+	+	-+	(-)	(-)	+
Reofilné spoločenstvá*	-	-	-+	+	-+	-+	-
Prevádzanie povodne		-	-	+	-	-	+

UPR = Upravený prietokový režim (v tomto prípade zahŕňa celkové zvýšenie prietokov pre Súčasný stav)

*) Komplexné zhodnotenie podmienok biotopov reofilných spoločenstiev rýb musí brať do úvahy kritérium kvality biotopu pre dospelé (a juvenilné) štádiá, ale aj prepojenosť biotopu vo forme bočnej a pozdĺžnej prepojenosti (Schiemer & Waidbacher, 1992). Tieto hľadiská boli zohľadnené v hodnotení v Tab. 9-12

9.7.1. Koncepcia 1: Súčasný stav + Zvýšený prietok

Zdôvodnenie a opatrenia

Keďže za súčasných podmienok nie je možné bez plného prietoku obnoviť bočnú prepojenosť, táto koncepcia akceptuje oddelenie Dunaja a inundácie s ramenou sústavou.

Opatrenia: Inžinierskymi opatreniami po odklonení sa zmenil charakter starého bočného ramena na prepojený systém ramien s objektmi s prepadmi riadiacimi vodné hladiny. Prietok prepúšťaný pri hati Čunovo je pri Dunakiliti delený medzi koryto Dunaja a ramená inundácie. V ramennej sústave je naordinovaný dynamický prietokový režim s priemernými prietokmi od 30-150 m³/s a občasnými maximálnymi prietokmi 200 m³/s, ktoré spôsobujú zaplavenie predovšetkým v úseku medzi obcami Cikolasziget a Dunaremete a v menšom rozsahu v Ášváňskej ramennej sústave. Koncepcia je založená na optimalizácii prietokového režimu nezávisle v oboch systémoch.

Upravený prietokový režim: Celkové zvýšenie prietoku v hlavnom koryte Dunaja pre určité reofilné druhy rýb zlepši podmienky vodných biotopov. Výrazným zlepšením by však bolo obnovenie štrkových lavíc v hlavnom koryte vo veľkom rozsahu (pozri nižšie). To by bolo možné dosiahnuť len účinným povodňovým režimom s vhodnými povodňovými prietokmi, ktoré by omladzovali biotopy; t.j. prepracovávaním lavicových sedimentov, kolonizáciou pionierskou vegetáciou a opätovným prepracovaním pred úplným vývojom porastov mäkkého lužného lesa. Bez ďalších zásahov, zvýšených prietokov v ramennej sústave, by sa podmienky vodných biotopov významne nezlepšili, pretože súčasný prietokový režim už poskytuje prietoky plným korytom so sezónnymi kolísaniami.

Efektívne zdieľanie povodňových prietokov s ohľadom na maximálne prietoky, ako aj na ich trvanie, by tiež zvýšilo ročné kolísania hladiny podzemnej vody a zaplavenie terestrických biotopov, zdôrazňujúc dynamický charakter riečného mokradného ekosystému.

Predpoveď vplyvov

Vodné biotopy: Hoci rôznorodosť vodných biotopov v porovnaní s referenčnými podmienkami poklesla, hlavné koryto, napriek nízkym prietokom, stále poskytuje vhodné rýchlosti prúdenia a substráty pre podporovanie reofilných spoločenstiev makrozoobentosu a rýb. Hlavným nedostatkom pre vodné živočíchy zostáva chýbajúca prepojenosť s bočnými ramenami. Podmienky biotopov v ramennej sústave však, napriek priemernému ročnému prietoku 85 m³/s a občasnému prepláchnutiu, nie sú vhodné pre reofilné spoločenstvá. To nie je len kvôli nízkym rýchlostiam prúdenia, ale kvôli prevažovaniu jemných sedimentov. Dokonca ani vyššie povodňové prietoky nie sú schopné účinne mobilizovať jemné naplaveniny v ramennej sústave. Možnosť zvýšenia prietokov do ramennej sústavy je obmedzená geometriou koryta.

Prechodné zóny: V roku 1970 ešte v hlavnom koryte existovali lavice s alebo bez pionierskej vegetácie. Tieto tvorili dôležité prechodné zóny najmä odvtedy, čo sú riečne brehy chránené kamennými násypmi (pozri Kapitulu 2.2.2, Mapa 2-6). Do roku 2008 boli všetky lavice zmenené na terestrické biotopy, tvorené mäkkým lužným lesom a krovím (pozri Kapitulu 2.2., Mapa 2-7) a prechodné zóny v hlavnom koryte sú obmedzené na úzke pobrežie pozdĺž bývalých lavíc. V ramennej sústave je redukcia štrkových lavíc podobná tej v hlavnom koryte. Pretože väčšina brehov v ramenách nie je pokrytá kamenným násypom, tieto predstavujú

dôležitú prechodnú zónu. Dokonca aj pri vyšších prietokoch by sezónne kolísania vodnej hladiny (70-80 cm), v porovnaní s referenčnými podmienkami, viedli k pomerne malým plochám. Potenciál pre vývoj pionierskych spoločenstiev je nízky. Kľúčový faktor pre omladzovanie biotopu, narušenia vyvolané povodňou, neboli vo vegetačnom modeli uvažované. Z tohto dôvodu vývoj pionierskych spoločenstiev, obzvlášť v prechodných zónach inundácie – ktoré sú charakteristickým „terestrickým“ typom biotopu aktívnej inundácie, nie je možné modelom predpovedať.

Terestrické biotopy: Model potenciálneho vývoja terestrickej vegetácie je založený na nárokoch rôznych typov vegetácie na vodu a na vypočítaných hladinách podzemnej vody (pozri Kapitolu 8). Predpovede modelu pre tento variant, s ohľadom na vývoj mäkkého lužného lesa – ktorý je dôležitý z hľadiska ochrany – ukázali zlepšenie len pri zvýšených prietokoch. Všetky terestrické a semi-terestrické typy biotopov by určite mali mať osoh z častých povodňových prietokov zaplavujúcich inundáciu aspoň na niekoľko dní.

Aspekty prevádzania povodne: Nedostatky v tolerancii medzi kulmináciou a prevýšením hrádze v dolnom úseku projektu sú spôsobené chýbajúcou prevádzacou kapacitou Dunaja pod sútokom. Žiadne opatrenie v dosahu projektu nemôže, kvôli účinku spätného vzdutia, účinne prispieť k zníženiu povodňových hladín na úseku neďaleko sútoku.

Možné vylepšenia koncepcie

V *hlavnom koryte* by zníženie zarastených lavíc na prevažujúcu úroveň vody mohlo obnoviť štrkové lavice a pionierske porasty, ak by toto opatrenie bolo spojené s účinným povodňovým režimom. Určitá plocha zarastených lavíc by mala byť vždy ponechaná ako prirodzený breh rieky. Na podporu a udržiavanie predpokladaných procesov možno bude potrebné dodávanie vhodného množstva sedimentov do hlavného koryta Dunaja. Na vybraných lokalitách na vonkajších brehoch by na krátkych úsekoch mali byť odstránené kamenné násypy, aby sa naštartovalo lokálne vymieľanie a bočná erózia malého rozsahu na zvýšenie rôznorodosti biotopov a poskytovanie dnového materiálu. Pravidelné monitorovanie by mohlo pomôcť kontrolovať neželané účinky.

V *ramennej sústave* by, za účelom zlepšenia rýchlostí prúdenia a prípadne zloženia substrátov na niektorých úsekoch, malo byť zvážené odstránenie objektov s prepadmi. Bagamérske rameno v dolnom úseku projektu by malo byť začlenené do systému a malo by byť zvážené vybudovanie prepádového objektu na poslednom napojení do Dunaja.

Dlhodobé hľadisko

Ak by boli vykonané opatrenia na zlepšenie biotopu, *hlavné koryto Dunaja* by pravdepodobne mohlo dlhodobo poskytovať útočisko pre väčšinu druhov súčasnej vodnej fauny. Chýbajúca prepojenosť s inundáciou bude znižovať úživnosť pre reofilné spoločenstvá a – z dlhodobého hľadiska – bude znižovať ich druhovú bohatosť. Funkčné stránky inundácií, napr. zadržiavanie živín a dočasné odoberanie uhlíka, budú znížené. V *ramennej sústave* budú niektoré krátke úseky poskytovať vhodné podmienky biotopov pre reofilné druhy, ale vo väčšine ramien bude prebiehať ukladanie jemných sedimentov. Vodné útvary typu parapotamál a plesiopotamál by mohli byť ohrozené zanášaním a postupne by sa mohli premeniť na terestrické biotopy. Dlhodobý vývoj terestrických biotopov bude závislý najmä na podzemnej vode s nedostatočným omladzovaním.

9.7.2. *Koncepcia 2: Prepojenie sústav zvýšením úrovni dna*

Zdôvodnenie a opatrenia

Koncepcia „Zvýšenia úrovni dna“ predpokladá zvýšenie úrovni dna a prietokov, aby sa obnovila prepojenosť bočného ramena. Zvýšenie úrovni dna je rovnocenné so zúžením koryta. Obe opatrenia znižujú prevádzaciu schopnosť koryta.

Opatrenia: Modelovanie zahŕňalo variant Zúženia, ktorý zvýšil výšku existujúcich lavíc, – pokrývajúcich 1/3 riečného koryta –, o 2 m. Vo variante Optimálneho vyplnenia bolo celé riečne koryto vyplnené o 3-4 m, zvýšiac tým hladinu vody pri 350 m³/s na strednú úroveň toku z 1950-tych rokov. V tejto etape skúmania nebolo študované z akého zdroja by mohol materiál pochádzať.

Upravený prietokový režim: Akýkoľvek variant vyplnenia alebo zúženia, vytvárajúci vodné hladiny pod variantom Optimálneho vyplnenia, by potreboval zvýšiť prietoky. Inak by nebola obnovená bočná prepojenosť. Okrem toho by bolo potrebné zdieľanie povodňových prietokov na vyvolanie procesov formovania koryta, vrátane prirodzeného opevnenia, ako je popísané nižšie.

Predpoveď vplyvov

Variant Zúženia sa ukázal byť pre zvýšenie vodných hladín neúčinný, pretože vrchné časti väčšiny lavíc boli nad prevažujúcimi vodnými hladinami. S variantom Optimálneho vyplnenia bolo preskúmané do akej úrovne by bolo potrebné dno vyplniť v záujme dosiahnutia prepojenosti bočného ramena. V skutočnosti oba varianty predstavujú hraničné podmienky koncepcie „Zvýšenia úrovni dna“, a pre rehabilitačné opatrenia podľa tejto koncepcie bude potrebné stanovenie ako úrovni dna, tak aj zvýšených prietokov. Je zrejmé, že v záujme zachovania primeranej výroby energie na VD Gabčíkovo bude musieť byť úroveň vyplnenia (a/alebo zúženia) blízko „optimálnej“ úrovne. No jednako, očakávané podmienky biotopov je možné na základe doterajších výsledkov diskutovať.

Vodné biotopy: S vyplnením *hlavného koryta* by sa na rovnakých miestach mali rýchlo vyvíjať nové lavice a v podobnej dĺžke ako sú súčasné. Erózia, transport a usadzovanie by nakoniec mali viesť ku korytu prispôbenému prevažujúcemu prietokovému režimu a dostupným sedimentom. Procesy formovania koryta by mali zvýšiť rôznorodosť biotopu: mali by sa vyskytovať hlbšie úseky koryta, ako aj plytčiny. V *ramennej sústave* sa podmienky vodných biotopov, v porovnaní so Súčasným stavom, nezmenia. S variantom Optimálneho vyplnenia by sa, pri vyšších prietokoch, mohla dosiahnuť zlepšená bočná prepojenosť k *ramennej sústave*, čo predstavuje výrazné zlepšenie.

Prechodné zóny: Tvorba nových lavíc by mala zlepšiť prechodné zóny v *hlavnom koryte*. V *ramennej sústave* nie je možné očakávať zmeny. S vyplnením hlavného koryta bolo pozorované zmenšenie kolísaní vodnej hladiny, čomu by sa dalo predísť použitím vhodných technológií (pozri nižšie).

Terestrické biotopy: Pozdĺž celého hlavného koryta by mali byť výrazne zvýšené hladiny podzemných vôd. Kvôli menším rozsahom kolísaní hladiny povrchovej vody však bol

pozorovaný pokles kolísaní podzemnej vody. To je nevýhodou pre dlhodobý vývoj terestrickej vegetácie v tomto variante.

Aspekty prevádzania povodne: Variant Optimálneho vyplnenia nedodržuje požiadavky na rozdiel medzi kulmináciou a prevýšením hrádze na väčšine projektového územia. Poskytovanie nevyhnutnej tolerancie medzi kulmináciou a prevýšením hrádze pre povodňovú ochranu výrazne obmedzí voľnosť pre zdvihnutie a zúženie koryta.

Možné vylepšenia koncepcie

Vodné hladiny je možné zvýšiť zvýšením úrovni dna alebo zúžením koryta. Efektívne zúženie koryta by malo viesť k vyšším kolísaniam vodnej hladiny s meniacimi sa prietokmi, než pri zvýšení dna koryta. V praktickom plánovaní by sa mal nájsť kompromis zúženia a zvýšenia úrovni dna, podobný predpokladanému tvaru koryta podľa návrhu WWF. Malo by to tiež zvýšiť kolísania hladiny podzemnej vody.

Výsledky morfológického modelovania naznačili, že stabilita riečneho koryta nesmie byť ohrozená. Prostredníctvom triedenia zín by sa dalo očakávať prirodzené opevnenie koryta. Dlhodobé správanie sa by bolo potrebné overiť v ďalších fázach plánovania.

Dlhodobé hľadisko

Dlhodobý vývoj hlavného koryta môže vyžadovať kompenzáciu straty sedimentov pomocou prísunu materiálu. Účinný povodňový režim by mal byť nevyhnutný, aby sa predišlo vývoju porastov mäkkého lužného lesa na vyšších vyvýšeninách. Z dlhodobého hľadiska zostanú biotopy inundácie a ramená v porovnaní so Súčasným stavom nezmenené.

9.7.3. Koncepcia 3: Prepojenie sústav zvýšením vodných hladín

Zdôvodnenie a opatrenia

Zvýšenie vodných hladín vzduťím, namiesto zmenšenia prevádzacej schopnosti koryta, je ďalšou koncepciou. Hlavným cieľom tejto koncepcie je zvýšiť hladiny povrchovej a podzemnej vody vzduťím hlavného koryta a obnoviť prepojenosť s bočnými ramenami. Varianty meandra sa usilujú zachovať charakter voľne tečúcej rieky a preniesť ekologické funkcie z hlavného koryta do meandrového ramena, t.j. vhodné podmienky biotopu pre všetky životné štádiá reofilných rýb. To vyžaduje širokú škálu rýchlostí prúdenia nielen pozdĺž dráhy meandra, ale aj na úrovni úsekov v blízkom okolí. S rôznymi rýchlosťami prúdenia je lokálne spojená rôznorodosť substrátov od hrubého štrku po jemný piesok (fláky).

Opatrenia: V priebehu skúmania bolo diskutovaných niekoľko návrhov s rôznym počtom prehrádzok (prehrádzok s haťami a/alebo dnovými prahmi) a nakoniec boli pre ďalšie skúmanie zvolené tri varianty, t.j. variant SZITE s 3 prehrádzkami s haťami a dva varianty Meandra so siedmymi dnovými prahmi a odlišnými kapacitami v meandrovom ramene. Verzia Meander (INTERREG) ešte zachovávala súčasné delenie prietoku medzi bočné ramená a hlavné koryto Dunaja. Verzia Meander (400) by mala obrátiť rozdelenie prietoku a do meandrového ramena priviesť až do 400 m³/s, ponechajúc v hlavnom koryte Dunaja zostatkový prietok, ktorý bol v modelovaní odhadnutý na 50 m³/s. Podpora 400 m³/s cez

Dunaj vyžaduje pre tento variant vyššie výšky korún prahov (**Tab. 9-2**). Všetky varianty v tejto koncepcii zahrnujú Bagomérske rameno, buď ako súčasť meandrujúceho koryta, alebo ako pripojené bočné rameno.

Upravený prietokový režim: Pre variant SZITE, najmä v hlavnom koryte, by mohli byť podmienky biotopov zlepšené vyššími prietokmi. Okrem toho by biotopy inundácie mal podporovať účinný povodňový režim a do určitej miery by mal zabrániť zanášaniam vzdutých úsekov. Variant Meander (INTERREG) by mal mať úžitok aj z vyšších prietokov. Verzia Meander (400) nezávisí od zvýšenia prietoku, pokiaľ je možné v hlavnom koryte akceptovať malý zostatkový prietok. Zdieľanie povodňových prietokov podporuje predovšetkým terestrické biotopy.

Predpoveď vplyvov

Vodné biotopy: V hlavnom koryte variant SZITE vedie k pomerne rovnakým prietokovým podmienkam, najmä v horných vzdutiach. Substrátu budú dominovať piesčité sedimenty. Väčšina lavíc bude zavzdutá a nemôže prispieť k rôznorodosti biotopov. Celkovo sa podmienky vodných biotopov, v porovnaní so Súčasným stavom, zhoršia. V ramennej sústave však zlepšená bočná prepojenosť variantu SZITE predstavuje, v porovnaní so Súčasným stavom, výrazné zlepšenie.

Variant Meander (400) úplne zavzdúva hlavné koryto, meniac ho takmer na stojatý vodný útvar s rýchlosťami prúdenia 5-10 cm/s a ukladaním jemných sedimentov. V Meandrových ramenách obe verzie vytvárajú rýchlosti prúdenia, ktoré sú podobné Súčasnému stavu pri 200 m³/s v hlavnom koryte (**Tab. 9-6**). Šírka ramena Meandra (400) je podobná terajšej šírke súčasného koryta Dunaja pri prevažujúcich prietokoch (150-200 m, **Obr. 9-6**). Rozdelenie šmykového napätia pozdĺž ramena indikuje veľký potenciál pre vývoj koryta na väčšine jeho dĺžky (**Obr. 9-14**). Je možné očakávať vývoj lavíc, vymieňanie pozdĺž vonkajších brehov, zanášanie a degradáciu v krátkych úsekoch, poskytujúc tak rôzne podmienky biotopov pre vodné živočíchy. Neželaný vývoj charakteru koryta je možné kontrolovať vhodnými opatreniami.

Prechodné zóny: Variant SZITE vyvoláva v hlavnom koryte a v ramennej sústave oveľa menšie kolísania vodnej hladiny než varianty Meandra. Vhodným prevádzkovaním hatí by mohol byť rozsah kolísaní s variantom SZITE zvýšený (pozri nižšie). Avšak pri zvýšených úrovniach vzdutia v hlavnom koryte sa kolísanie odohráva pri brehoch koryta, ktoré sú pokryté kamennými násypmi, čo je pre ekologické funkcie prechodných zón nepriaznivé.

Pre varianty Meandra rozsah kolísaní v ramenách ďaleko prekračuje súčasné hodnoty³⁵ a výsledné prechodné zóny sa nachádzajú pozdĺž nechránených brehov (pre väčšinu ramien). Okrem toho, očakávaný vývoj koryta s lavicami v meandrovom ramene verzie Meander (400) by mal prispieť k rozsahu prechodných zón.

Terestrické biotopy: Predpovede pre dlhodobý vývoj vegetácie, závislej na hladine podzemnej vody, je v porovnaní s variantom SZITE evidentne lepšia pre varianty Meandra: toto sa týka charakteristických mäkkých lužných lesov a mokradí. Rozsah kolísaní hladiny podzemnej vody by pre variant SZITE mohol byť zvýšený vhodným spôsobom prevádzky

³⁵ Celkový rozsah môže byť z technických dôvodov nadhodnotený, ale trend je správny.

hatí (pozri nižšie). Iba varianty Meandra majú obmedzený potenciál omladzovania terestrického biotopu v koridore meandrového ramena.

Aspekty prevádzania povodne: Variant SZITE zvyšuje toleranciu medzi kulmináciou a prevýšením hrádze o 10-20 cm v strednom a hornom úseku, kde dnes nie sú nedostatky. Z dôvodov uvedených vyššie nemôže prispieť k povodňovej bezpečnosti v dolnom úseku, ktorý je ovplyvnený účinkom spätného vzdutia. Varianty Meandra, by bez zvýšenia prietokovej kapacity dnových prahov pomocou hatí, mali porušovať požiadavky na rozdiel medzi kulmináciou a prevýšením hrádze (pozri nižšie).

Možné vylepšenia koncepcie

Vo variante SZITE by sa malo zvážiť odstránenie objektov s prepadmi v *ramennej sústave*, aby sa zlepšili rýchlosti prúdenia a popríade zloženie substrátov. Realizácia ramien, križujúcich Dunaj v mieste prehrádzok („riešenie malého meandra“), by mohla byť spojená s variantom SZITE a poskytne pre ramená nové možnosti.

Prevádzkovanie hatí vo variante SZITE by mohlo byť využité na zvýšenie rozsahu kolísaní hladiny povrchovej a podzemnej vody. Mohol by byť vypracovaný vhodný spôsob prevádzky, ktorý zahŕňa otvorenie hatí na vytvorenie nízkych vodných hladín. V ramenách budú potrebné úpravy, aby sa zabránilo ich vyprázdneniu pri otvorených hatiach.

Pri ďalšom plánovaní umiestnenia a počtu prehrádzok by sa mohli opäť zvážiť varianty Meandra. Pre lepší priebeh povodní by hate variantov Meandra mali byť budované podobným spôsobom ako hate pre SZITE. V ďalších krokoch plánovania by v prípade verzie Meandra (400) bolo potrebné vypracovať integráciu sústavy bočných ramien.

Dlhodobé hľadisko

Je pravdepodobné, že hromadenie jemných sedimentov vo vzdutiach variantov Meandra zhoršia podmienku vodných biotopov v hlavnom koryte. Na druhej strane varianty Meandra sú jedinými možnosťami omladzovania biotopov v *ramennej sústave* v rámci určitých limitov, napr. fixné body pre križovanie meandrového ramena cez hlavné koryto.

9.7.4. Koncepcia 4: Vytvorenie sekundárnej nižšej inundácie bočnou eróziou

Zdôvodnenie a opatrenia

V tejto koncepcii sa akceptuje, že hlavné koryto a súčasná inundácia zostanú oddelenými sústavami. Bočná prepojenosť by nebola možná. Dlhodobý vývoj nižšej sekundárnej inundácie bol hodnotený ako ekosystém sám o sebe. Predpokladaný vývoj nižšej sekundárnej inundácie je dlhodobá koncepcia, ktorá sa vyvíja desaťročia. Táto koncepcia nebola podrobne študovaná. Niektoré základné výskumy boli vykonané v morfológickom modelovaní, a – na základe predpokladov o budúcej úrovni dna – bola skúmaná hydrologická odozva. Jej dlhodobé účinky na krajinu a ekológiu študovanej oblasti vyžadujú ďalšie skúmania. No jednako, koncepcia stojí za to, aby bola prezentovaná a zvažovaná v budúcich diskusiách.

Jej všeobecnou ideou je obnoviť sily vývoja koryta odstránením bočných obmedzení. S účinným povodňovým režimom by bolo možné očakávať procesy formujúce koryto podobné prirodzenému systému, ale v menšom rozsahu. Nakoniec by sa na nižšej úrovni v rozširujúcom sa riečnom koridore mali vyvinúť krajinné prvky novej inundácie.

Opatrenia: V záujme odštartovania bočnej erózie pri povodňových prietokoch by mala byť na vhodných miestach odstránená ochrana brehov. Povodňovými prietokmi v plnom koryte nad 3000 m³/s, ktoré sa vyskytujú niekoľkokrát za rok počas niekoľkých dní alebo dokonca týždňov, sa očakáva, že počas procesu rozširovania brehové sedimenty postupne po určitú úroveň vyplnia koryto. Počas desaťročí by sa mala vyvinúť sekundárna inundácia s korytami a štrkovými lavicami a zarastenými ostrovmi, zanechajúc súčasnú inundáciu ako terasu. Sústava bočných ramien by stále mala byť zásobovaná a s priebežným rozširovaním by mali byť vykonávané úpravy. Pre tento variant je podmienkou zmena povodňového režimu, ako je podrobne uvedené ďalej.

Upravený prietokový režim: Zdieľanie povodňových prietokov na poskytnutie prietokov plným korytom s dostatočným trvaním v hlavnom koryte je zásadným prvkom tejto koncepcie. Efektívna bočná erózia poskytujúca materiál pre vývoj koryta sa vyskytuje pri prietokoch takmer plným korytom s dlhším trvaním. Aj biotopy na vyššej inundácii by mali mať ošoh z väčšieho a častejšieho kolísania prietoku.

Predpoveď vplyvov

Vodné biotopy: Postupné rozširovanie, transport a usadzovanie a lokálne vymieňanie hlavného koryta by malo nakoniec vyústiť do riečneho koryta prispôbeného prevažujúcemu prietokovému režimu a dostupným sedimentom z brehových materiálov. Procesy formovania koryta by mali zvýšiť rôznorodosť biotopov: mali by sa vyskytovať hlbšie úseky koryta, ako aj plytčiny. Vývoj ostrovov v priebehu desaťročí by mal zvýšiť dĺžku produktívneho pobrežia. Vodné živočíchy by mali z rôznorodosti biotopov profitovať. Chýbajúca prepojenosť na vodné útvary bývalej inundácie, by z perspektívy mnohých desaťročí, mala byť kompenzovaná. *Ramená v starej inundácii* by sa v porovnaní so Súčasným stavom nemali zmeniť. Podmienky biotopov zostanú pre reofilné ryby sub-optimálne.

Prechodné zóny: S formovaním sa lavíc a zarastených ostrovov by sa v *hlavnom koryte* mali vyvinúť vysoko kvalitné prechodné zóny. Menšie rozsahy kolísaní vodnej hladiny by mali poskytnúť ekvivalentné rozdiely v nadmorskej výške novej úrovne sekundárnej inundácie. V *bočných ramenách* by, v porovnaní so Súčasným stavom, nemali byť očakávané žiadne zmeny.

Terestrické biotopy: Pokiaľ nebude dotácia sústavy bočných ramien zmenená, dlhodobý vývoj terestrických biotopov by v súčasnej inundácii Szigetközü mal byť podobný ako v Súčasnom stave. Predpovede závisia od priemerných prietokov. Hladiny podzemných vôd by mali byť zachované, kolísania hladiny podzemnej vody by, najmä v hornom úseku projektu, mali byť znížené. Prednosť a kvalita tejto koncepcie by mali byť v možnosti vytvorenia nových terestrických a semi-terestrických biotopov a sukcesí biotopov v rámci hlavného koryta. Ich trvanie a kvalita do značnej miery závisí od naordinovaného prietokového režimu.

Aspekty prevádzania povodne: Rozšírené koryto by pre povodňovú ochranu malo poskytovať dodatočnú toleranciu medzi kulmináciou a prevýšením hrádze. Ako je načrtnuté vyššie, nedostatky rozdielu medzi kulmináciou a prevýšením hrádze v dolnom úseku nie je možné vyriešiť opatreniami v úseku nad sútokom.

Možné vylepšenia koncepcie

Procesy bočnej erózie môžu byť brzdené súdržnými sedimentmi nahromadenými v inundácii do veľkej výšky. Erózia by mohla byť vynútená mechanickým odstránením brehového materiálu, ktorý by bol rozmiestnený po koryte a vodiacimi objektmi (výhonmi), vybudovanými v záujme urýchlenia formovania koryta z kamenných násypov odstránených z brehov. Vhodné metodiky by mali byť preskúmané v teréne. Mechanické odstránenie pokryvnej vrstvy v krátkych úsekoch pozdĺž brehov tiež môže uľahčiť rozširovanie a malo by zabrániť ďalším nánosom jemných sedimentov.

Dlhodobé hľadisko

Z dlhodobého hľadiska by sekundárna inundácia mohla predstavovať široký koridor v rámci súčasnej inundácie, chrániaci podobnú rôznorodosť biotopov ako prirodzený riečny systém, ale v menšom rozsahu. Na udržiavanie systému môže byť z dlhodobého hľadiska potrebný manažment sedimentov, vrátane usadenín z hornej zdrže. Prebytok sedimentov, ktoré budú priebežne prinášané do úseku Dunaja, trpiaceho zarezávaním sa pod sútokom, je ďalším pozitívnym aspektom, ktorý má byť uvažovaný v tejto koncepcii.

9.7.5. Záverečné poznámky

Účelom tejto štúdie bolo poskytnúť spoľahlivú bázu údajov pre budúce rozhodnutia o rehabilitačných opatreniach na úseku Dunaja ovplyvnenom Vodným dielom Gabčíkovo. Boli vytýčené environmentálne ciele a bol ustanovený systém porovnávacích hodnôt s indikatívnymi ukazovateľmi, založený na analýze referenčných podmienok. Do úvahy boli vzaté obmedzenia využívania vody a povodňovej ochrany. Hydrodynamický a morfolodynamický priebeh súčasného stavu a vybraných opatrení bol skúmaný modelovaním povrchových a podzemných vôd. Na základe výsledkov monitorovania boli skúmané skupiny biologických indikátorov.

Žiadne zo skúmaných opatrení sa neukázalo ako „definitívny variant“; najväčšou výzvou zostáva obnovenie morfolodynamických procesov, ktoré by mohli omladiť riečne biotopy a biotopy inundácie. Tieto hnacie sily, ktoré zvykli riadiť prirodzený systém, boli ochudobnené o každoročné vhodné povodňové prietoky a o prísun splavenín z povodia. **Akékoľvek opatrenie, ktoré zlyhá pri inicializácii vhodných hydraulických síl pre transport splavenín a bočnú eróziu a ktoré zlyhá v umožnení takýchto procesov z dlhodobého hľadiska, neudrží biologickú rôznorodosť ekosystému inundácie Szigetköz.**

To je dôvodom, prečo boli do štúdie zahrnuté „netradičné“ opatrenia a predstavené ako základ pre diskusiu, t.j. „Variant rozšírenia“, ktorý predpokladá dlhodobý vývoj nižšej sekundárnej inundácie a „Variant Meander (400)“, ktorý vytvára nové veľké meandrujúce koryto na úrovni inundácie.

Akékoľvek ďalšie plánovanie by malo využiť tento cenný zdroj údajov vytvorených hydrodynamickými modelmi a ekologickými skúmaniami. Na tomto základe je možné vyhodnotiť vplyv na podmienky biotopov využitím kritérií popísaných a použitých v tejto štúdii.

10. Referencie

- Ahnelt H., Bănărescu P., Spolwind R., Harka Á & Waidbacher H., (1998):** Výskyt a rozloženie troch druhov býčkovitých (*Gobiidae*) v oblasti stredného a horného Dunaja – príklady rôznych schém rozptylu? *Biológia*, Bratislava, 53/5; s. 665-678. (Occurrence and distribution of three gobiid species (Pisces, Gobiidae) in the middle and upper Danube region – examples of different dispersal patterns?).
- Amoros C., Roux A. L., Reygrobellet J. L., Bravard J. P. & Pautou G., (1987):** Metóda pre aplikované ekologické štúdie fluvialných hydrosystémov. *Regulované rieky*, 1; s. 17-36. (A method for applied ecological studies of fluvial hydrosystems. *Regulated Rivers*, 1).
- Bayley P. B., (1995):** Chápanie ekosystémov inundácie veľkých riek. *BioScience*, 3; s. 153-158. (Understanding large river-floodplain ecosystems. *BioScience*, 3).
- Bogárdi J. (1955):** Teória pohybu splavenín. Vydavateľstvo Akadémia; s. 547. (A hordalékmozgás elmélete. *Akadémiiai Kiadó*).
- Technická a ekonomická univerzita, Budapešť, (2005):** Výskum kapacity starého koryta Dunaja na prevedenie povodní na slovensko-maďarskom úseku. Výskumná správa projektu PHARE. (Árvízlevezető-képesség vizsgálata a Duna régi medrének szlovák-magyar szakaszán (PHARE projekt kutatási jelentés)).
- Cowx J. & Welcomme R. L., (1998):** Rehabilitácia riek pre ryby. FAO. Fishing News Books; s. 260. (Rehabilitation of rivers for fish).
- Csoma J., (1968):** Zmena korýt v ramenných sústavách na hornom Dunaji. *Geografický spravodaj*, 17; s. 309-324. (A felső-dunai mellékágrendszerek mederváltozása. *Földr. Ért.* 17).
- Deak J., Deseo E., Bohlke J. K. & Revesz K., (1996):** Hydrologické izotopové výskumy v oblasti Szigetközu, Severozápadné Maďarsko. Izotopový manažment vodárenských zdrojov, Zborník zo sympózia, Dátum konania 1995, Zväzok 1; s. 419-432. Medzinárodná agentúra pre atómovú energiu, Viedeň, Rakúsko. (Isotope hydrology studies in the Szigetköz Region, Northwest Hungary. *Isot. Water Resour. Manage., Proc. Symp., Meeting Date 1995, Volume 1. International Atomic Energy Agency: Vienna, Austria*).
- Deák J., László F. & Liebe P., (2002):** Zmeny dopĺňania, pomerov prúdenia, hladiny a kvality podzemných vôd. V: Pracovná skupina MAV pre Szigetköz: Výsledky monitorovania životného prostredia Szigetközu. Súhrn prednášok. Západomaďarská univerzita; s. 4-9. (A felszín alatti vizek utánpótlódásának, áramlási viszonyainak, szintjének és minőségének változása. In: MTA Szigetközi Munkacsoport: A szigetközi környezeti monitoring eredményei. Az előadások összefoglalói. Nyugat – magyarországi Egyetem).
- Delft Hydraulics, Harris F. R. & VITUKI Rt., (1994):** Environmentálny a plavebný projekt Dunaja. Štúdia realizovateľnosti, Rajka - Budapešť, Záverečná správa, rukopis. (Duna környezeti és hajózási projekt. Megvalósíthatósági tanulmány (Danube environmental and navigation project. Feasibility study), Rajka - Budapest. Final report. Manuscript).
- Dynesius M. & Nilsson C., (1994):** Fragmentácia a regulácia toku riečnych systémov v severnej tretine sveta. *Science*, 266; s. 753-762. (Fragmentation and flow regulation of river systems in the northern third of the world. *Science*, 266).
- ÉDUKÖVIZIG, (2000):** Podkladová štúdia dočasného prevádzkového poriadku systému dotácie szigetközskej inundácie vodou. (Szigetközi hullámtéri vízpótló rendszer ideiglenes üzemelési utasításának megalapozó tanulmánya)
- ÉDUKÖVIZIG, (2005):** Výskum kapacity spoločného úseku Dunaja na prevedenie veľkej vody. (A Duna közös szakaszának nagyvízi levezetőképesség vizsgálata).
- ÉDUKÖVIZIG, (2007):** Analýza povodňovej ochrany v oblasti Žitného ostrova - Szigetközu. V: Projekt INTERREG IIIA. (Árvízvédelmi elemzés a Csallóköz - Szigetköz területén In: INTERREG IIIA projekt).
- EK, Československo - Maďarsko, (1992):** Správa Pracovnej skupiny nezávislých odborníkov o Variante C Projektu Gabčíkovo - Nagymaros, Budapešť, 23. november 1992; s. 65. (Report of the Working Group of Independent Experts on Variant C of the Gabčíkovo-Nagymaros Project, Budapest, 23 November 1992).
- ÉDUKÖVIZIG, (2009):** Prevencia ľadových povodní, otázky prevádzania ľadu na rieke Dunaj v úseku „Szigetköz“. Dunai Ferenc (autor), nepublikovaná štúdia. (Prevention of ice floods, ice conveyance issues on Danube River in the “Szigetköz” section. Ferenc Dunai (author)).

- Európske spoločenstvá, (2003):** Analýza tlakov a vplyvov, Príručka č. 3, Spoločná stratégia implementácie Rámcovej smernice o vode. (Analysis of pressures and impacts, Guidance Document No.3., Common Implementation Strategy for the Water Framework Directive).
- Erdélyi M., (1994):** Hydrogeológia maďarského horného úseku Dunaja (pred a po prehradení rieky). Maďarské prírodovedné múzeum, Budapešť. (The hydrogeology of the Hungarian upper Danube section (before and after damming the river). Hungarian Natural History Museum, Budapest).
- Pracovná skupina odborníkov pre vodné hospodárstvo, ekológiu, energiu a plavbu, (2006):** Správa pre vládne delegácie. Časť A: Synopsa o rokovaní, ktoré sa uskutočnili v súvislosti s otázkami uvedenými v mandáte Pracovnej skupiny odborníkov pre vodné hospodárstvo, ekológiu, plavbu a energetiku. Budapešť/Bratislava, 27. marec 2006. (Report to the Governmental Delegations. Part A: Synopsis of the negotiations conducted regarding the issues specified in the mandate of the Expert Working Group on River Management, Environmental Protection, Energy and Navigation. Budapest/Bratislava, 27 March 2006).
- Göcsei I., (1979):** Prírodopis Szigetköz. Geografické štúdie 16. Vydavateľstvo Akadémia, Budapešť; s. 120. (A Szigetköz természetföldrajza. Földrajzi Tanulmányok 16, Akadémiai Kiadó, Budapest).
- Guti G., (1993):** Ekológia rybolovu Dunaja v inundácii Szigetköz. Opuscula Zoologica 26, Budapešť; s. 67-75. (Fisheries ecology of the Danube in the Szigetköz floodplain).
- Guti G., (1998):** Zmeny v juvenilných spoločenstvách rýb v dvoch stojatých vodách szigetközskej inundácie po odklonení rieky gabčíkovskou priehradou. Taliansky zoologický vestník 65, Dodatok; s. 337-339. (Changes in juvenile fish assemblages in two backwaters of the Szigetköz floodplain after river diversion by the Gabčíkovo Dam. Italian Journal of Zoology 65, Suppl.).
- Guti G., (2002):** Zmeny v szigetközskej inundácii Dunaja a jej rybích spoločenstvách po odklonení rieky gabčíkovskou priehradou. Pojednávania medzinárodného limnologického spolku 28; s. 840-844. (Changes in the Szigetköz floodplain of the Danube and its fish communities after river diversion by the Gabčíkovo Dam. Verh. Internat. Verein. Limnol. 28).
- Guti G., (2008):** Predchádzajúci a súčasný stav jesetera v Maďarsku a problémy súvisiace s ich ochranou. Základná a aplikovaná limnológia/Hydrobiologický archív, Dodatok 162, Veľké rieky, zv. 18, č. 1-2; s. 61-79. (Past and present status of sturgeon in Hungary and problems involving their conservation. Fundam. Appl. Limnol./Arch. Hydrobiol., Suppl. 162., Large Rivers Vol. 18. No.1-2).
- Hahn I., (2003):** Botanika – Požiadavky na vodu, určujúce biologickú rôznorodosť v terestrických biotopoch; s. 377-382. V: Berczik Á. & Guti G. (eds.): Stanovenie ekologických požiadaviek Szigetköz na vodu, s osobitným zreteľom na pokračovanie slovensko-maďarských rokovaní: Výskumná správa Úradu predsedu vlády VI/L-686/2002. (Botanika – A biológiai sokféleséget meghatározó vízigény terestris élőhelyeken. In: Berczik Á. & Guti G. (szerk.): A Szigetköz ökológiai vízigényének meghatározása, különös tekintettel a szlovák-magyar tárgyalások folytatására. – Kutatási jelentés MEH VI/L-686/2002).
- Hajósy A., (2008):** Návrh dočasného vodohospodárskeho režimu založený na Správe Pracovnej skupiny odborníkov pre monitorovanie a vodné hospodárstvo pre Sústavu vodných diel Gabčíkova. Bratislava, 1. december 1993. 20. september 2008, zostavený Adrienne Hajósyovou. (Proposal based on the Report by the Working Group of Monitoring and Water Management Experts for the Gabčíkovo System of Locks on Temporary Water Management Regime, Bratislava, 1 December 1993. September 20, 2008, Compiled by Adrienne Hajósy).
- Hajósy A., Liebe P. & Szalai J., (2008, pripravované):** Štúdia dopĺňania podpovrchových vôd. (Study on subsurface water recharges).
- Henry C. P. & Amoros C., (1995):** Ekologická obnova pri riečnych mokradí I. Vedecký základ. Environmentálny manažment 19; s. 891-902. (Restoration ecology of riverine wetlands. I. A scientific base. Environ. Manag., 19).
- Hensel K. & Holčík J., (1997):** Predchádzajúci a súčasný stav jeseterov na hornom a strednom Dunaji. Environmentálna biológia rýb 48; s. 185-200. (Past and current status of sturgeon in the upper and middle Danube River. – Env. Biol. Fish. 48).
- Herman O., (1887):** Kniha maďarského rybárstva I-II. A.K.M. Prírodovedná spoločnosť, Budapešť; s. 860. (A magyar halászat könyve I-II. (Book of the Hungarian Fishery). – A K. M. Természettud. Társulat, Budapest).
- Hock B. & Somlyódi L., (1990):** Zdroje sladkej vody a kvalita vody; s. 67-90. V: Hinrichsen D., Enyedi Gy. (eds.): Stav životného prostredia Maďarska. Maďarská akadémia vied, Ministerstvo

životného prostredia a vody, Maďarský ústredný štatistický úrad, Budapešť. (Freshwater resources and water quality. In: D. Hinrichsen, Gy. Enyedi (eds.): State of the Hungarian environment. Hungarian Academy of Sciences, Ministry of Environment and Water Management, Hungarian Central Statistical Office, Budapest).

Hohensinner S., Jungwirth M., Muhar S. & Habersack H., (2005): Historické analýzy: Podklad pre vývoj a hodnotenie špecifických programov obnovy rieky. Medzinárodný časopis manažmentu povodí, Zväzok 3, 2; s. 87-89. (Historical analyses: a foundation for developing and evaluating river-type specific restoration programs. Int. J. River Basin Management Vol. 3, 2).

Holčík J. (1990): Vplyvy vodného staviteľstva na biotop a spoločenstvo rýb v riečnych ramenách stredného Dunaja; s. 14-24. V: W.L.T. Van Densen, Stenmetz B., Hughes H. R. (eds.): Manažment rybolovu sladkých vôd. Zborník EIFAC, Wageningen. (Effects of hydraulic engineering on habitat and fish community in river anabranches of the middle Danube. In: W.L.T. Van Densen, B. Stenmetz, H.R. Hughes (eds.) Management of freshwater fisheries. Proceedings of the EIFAC, Wageningen).

Holubová K., Capeková Z. & Szolgay J., (2004): Vplyv hydroelektrární na režim splavenín a morfológiu koryta rieky Dunaj. V: Greco M., Carravetta A. & Della Morte R. (eds.), Riečny tok 2004. Univerzita Federica II. Neapol, Taliansko. Vydavateľstvo Balkema. Zväzok I; s. 135-142. (Impact of hydropower schemes at bedload regime and channel morphology of the Danube River. In: Greco, M., Carravetta, A. & Della Morte, R. (ed.): River Flow 2004. Federico II University of Napoli, Italy. Balkema Publisher. Volume I).

ICPDR, (20 November 2006): Problémy manažmentu kvality a kvantity sedimentov v povodí Dunaja, pripravené Maďarskom, Rumunskom, Rakúskom a Sekretariátom ICPDR, IC/WD/266, Draft 4.2.; s. 27. (Management problems of sediment quality and quantity in the Danube River Basin, prepared by Hungary, Romania, Austria and the ICPDR Secretariat, IC/WD/266, Draft 4.2.).

INTERREG IIIA / HUSKUA/05/02/94, (2007): Položenie spoločných základov rehabilitácie ramenného systému záplavovej oblasti Dunaja na Szigetköz - Žitnom ostrove, 2007. Projekt v rámci susedského programu Maďarsko – Slovensko - Ukrajina. www.szigetkozosen.hu. (Laying the joint foundations of the rehabilitation of the Szigetköz - Žitný Ostrov side-arm system of the Danube inundation area, 2007. A Project within the framework of the Hungary-Slovakia-Ukraine Neighbourhood Program. www.szigetkozosen.hu)

Jaeggi M. (1994): Východisko z konfliktu okolo Gabčíkova? – Návrh na revitalizáciu Dunaja. Neue Zürcher Zeitung č. 9, 12. január 1994. (Ausweg aus dem Konflikt um Gabčíkovo? – Ein Vorschlag zur Revitalisierung der Donau. Neue Zürcher Zeitung No. 9, 12 Jan. 1994)

Janák E., Mohácsiné-Simon G., Ficsor J. a Molnár Z., (2009): 1D-modelovanie povrchovej vody a modelovanie podzemnej vody. Výskumná správa. Technická a ekonomická univerzita, Budapešť, Katedra hydrauliky a staviteľstva vodárenských zdrojov; s. 81, decembre 2009. (1D surface water modelling and groundwater modelling. Research report. Budapest University of Technology and Economics, Department of Hydraulic and Water Resources Engineering. December 2009).

Junk W. J., Bayley P. B. & Sparks R. E., (1989): Konceptia povodňovej vlny v systéme rieka - inundácia. Kanadská špeciálna publikácia o rybolove a vodných vedách, 106; s. 110-127 (The flood pulse concept in river-floodplain systems. Can. Spec. Publ. Fish. Aquat. Sci., 106).

Jones F. R. H., (1968): Migrácia rýb. Vydavateľstvo Edwarda Arnolda Ltd. Londýn; s. 355. (Fish migration. Edward Arnold Publishers Ltd., London).

Józsa J., Krámer T. a Rákóczi L., (2009): 2D-hydrodynamické modelovanie vplyvov na povrchové vody – Výskumná správa – Technická a ekonomická univerzita, Budapešť, Katedra hydrauliky a staviteľstva vodárenských zdrojov, január 2010; s. 147. (2D hydrodynamic modelling of the impact on surface waters – Research report. Budapest University of Technology and Economics, Department of Hydraulic and Water Resources Engineering. January 2010).

Jungwirth M., (1998): Spojitosť riek a migrácia rýb – presahujúce pozdĺžny riečny koridor v chápaní ekologickej integrity; s. 19-32. V: Jungwirth M., Schmutz S. & Weiss S. (eds.): Migrácia rýb a rybovody. Fishing News Books. Blackwell Science, Inc. Oxford, Veľká Británia. (River continuum and fish migration – going beyond the longitudinal river corridor in understanding ecological integrity. p. 19-32. In: M. Jungwirth, S. Schmutz & S. Weiss (eds.): Fish Migrations and Fish Bypasses. Fishing News Books. Blackwell Science, Inc. Oxford, UK).

Jungwirth M., Muhar S. & Schmutz S., (2000): Základy ekologickej integrity rýb a ich vzťah ku koncepcii rozšírenej mnohonásobnej nespojitosti. Hydrobiológia 422/423; s. 85-97. (Fundamentals of

fish ecological integrity and their relation to the extended serial discontinuity concept. *Hydrobiologia* 422/423).

Károli J., (1877): Obrie ryby Dunaja. *Prírodovedné zošity*, 1; s. 12-16, 77-81. (A Duna halóriásai. (Giant fish in the Danube). – *Természetrizai Füzetek*. 1).

Károlyi Z. (1962): Geografia vôd Kisalföldu (Malej dunajskej nížiny – pozn. prekl.). *Geografický vestník*, 10; s. 157-174. (A Kisalföld vízeinek földrajza. Földrajzi Közlemények, 10).

Károlyi Z. (1973): Regulácia vôd dunajského údolia; s. 151-279. V: Ihrig D. (ed.): *Maďarská história regulácie vôd*. Národný vodohospodársky úrad, Budapešť. (A Duna-völgy vízeinek szabályozása. In: Ihrig D. (ed.): *A magyar vízszabályozás története*. OVH, Budapest).

Kern K., (1992): Obnova nížinných riek – nemecká skúsenosť; s. 279-297. V: Carling P. & Petts G. E. (eds.): *Nížinné lužné rieky – geomorfologické perspektívy*. Wiley & Sons, Chichester. (Restoration of Lowland Rivers – the German Experience. In: Carling, P. & G.E. Petts (Eds): *Lowland Floodplain Rivers – Geomorphological Perspectives*. Wiley & Sons, Chichester).

Kern K., (1994): Základy tvorby prírode blízkých vôd. Nakladateľstvo Springer, Heidelberg; s. 256 (v nemčine). (*Grundlagen naturnaher Gewässergestaltung*. (Fundamentals of River Restoration). Springer Publ., Heidelberg).

Khin A., (1957): História maďarských jeseterov. *Zošity poľnohospodárskeho múzea*, 2; s. 1-24. (A magyar vizák története (History of great sturgeon in Hungary). *Mezőgazdasági Múzeum Füzetek* 2).

Kriesch J., (1876): Naše užitočné a škodlivé zvieratá, *Zväzok 2*; s. 1-149. *Ryby. Spoločnosť svätého Štefana*, Budapešť. (Hasznos és kártékony állatainkról, Vol. 2. Halak. (Beneficial and damaging animals: Fishes) – Szent-István Társulat, Budapest).

Láng I., Banczerowski J. & Berczik Á (eds.), (1993): Szigetköz, environmentálne výskumy, stav životného prostredia, ekologické požiadavky. MAV, Budapešť; s. 145. (Szigetköz. Környezet-tudományi kutatások, környezeti állapot, ökológiai követelmények. MTA, Budapest).

Lehner B., Döll P., Alcamo J., Henrichs T. & Kaspar F., (2006): Odhad vplyvu globálnej zmeny na riziká povodne a sucha v Európe. Integrovaná vnútrozemská analýza. *Klimatická zmena* 75; s. 273-299. (Estimating the impact of global change on flood and drought risks in Europe: A continental integrated analysis. *Climatic Change* 75).

Limp T., (2007): Ekologické zmeny Szigetközú za uplynulých 15 rokov a ich vplyv na lesné hospodárstvo. *Rukopis*; s. 11. (A Szigetköz elmúlt 15 év ökológiai változásai és annak hatása az erdőgazdálkodásra. *Kézirat*).

Lisický M. J. & Mucha I. (eds.), (2003): Optimalizácia vodného režimu ramennej sústavy v úseku Dunaja Dobrohošť - Sap z hľadiska prírodného prostredia, *Prírodovedecká fakulta UK v Bratislave*, Bratislava, september 2003; s. 205. *V slovenčine s anglickým súhrnom*. (Optimisation of the Water Regime in the Danube River Branch System in the Stretch Dobrohošť - Sap from the Viewpoint of Natural Environment. Plenipotentiary of the Slovak Republic for Construction and Operation of Gabčíkovo-Nagymaros Hydropower Scheme. Bratislava, September 2003. *In Slovak with English Summary*).

Miklánec P. & Pekárová P., (2008): Povodňový režim rieky Dunaja v Bratislave, Slovensko. Ústav hydrológie SAV, Bratislava. Publikácia na Interneti. 147.213.145.2/pekarova/WEBClanky/AEC01.pdf (Flood regime of the Danube river in Bratislava, Slovakia. Institute of Hydrology SAS, Bratislava, Web publication): 147.213.145.2/pekarova/WEBClanky/AEC01.pdf

MKK (Maďarský knižný klub – pozn. prekl.), (2003): Projekt Národného parku Szigetköz. *Rukopis*; s. 114. (A Szigetközi Nemzeti Park terve. *Kézirat*).

Molnár P., (2004): Návrh sanácie szigetközského úseku Dunaja. 7. jún 2004. *Rukopis*; s. 10. (Proposal for the remediation of the Szigetköz Danube section. June 7, 2004. Manuscript).

Moyle P. B., (1991): Vysadzovanie (rýb – pozn. prekl.) do odpadových vôd. *Rybárstvo*, 16/1; s. 4-6. (Ballast water introductions. *Fisheries*, 16/1).

Nanson G. C. & Knighton A. D., (1996): Oddelujúce sa a znovu sa spájajúce rieky: ich príčina, charakter a klasifikácia. *Procesy a tvary zemského povrchu*, 21; s. 217-239. (Anabranching rivers: their cause, character and classification. *Earth Surface Processes and Landforms*, 21).

Pécsi M., (1959): Vznik a geomorfológia maďarského údolia Dunaja. Vydavateľstvo Akadémia, Budapešť. (A magyarországi Duna-völgy kialakulása és felszínalaklana. (Evolution and geomorphology of the Danube-valley in Hungary). Akadémiai Kiadó, Budapest).

ÖKOPLAN - Dunadrop - Eurosense - TÉRTERV - VITUKI, (1999): Hodnotenia vplyvu na Dunaj: Výsledky hodnotení variantov delenia a využívania vody založených na spoločnej analýze ekologických a technických aspektov. Úrad komisára pre Dunaj. december 1998 - január 1999. V maďarčine. (Danube Impact Assessments: Results of the evaluations of the water sharing and water utilisation variants based on a joint analysis of ecological and technical aspects. Danube Commissioner's Office. December 1998-January 1999. In Hungarian).

Petrasovits I., (1988): Najdôležitejšie otázky agrohydrológie. Vydavateľstvo Akadémia, Budapešť. (Az agrohidrológia legfontosabb kérdései. (The most important questions of agrohydrology) Akadémiai Kiadó. Budapest).

Petts G. E., Möller H. & Roux A. L. (eds.), (1989): Historická zmena veľkých nížinných riek: Západná Európa. John Wiley & Sons; s. 355. (Historical Change of Large Alluvial Rivers: Western Europe. John Wiley & Sons).

Pišút P., (2002): Vývoj koryta pred kanalizovaním rieky Dunaj v Bratislave, Slovensko (1715-1886). Procesy a tvary zemského povrchu, 27; s. 369-390. (Channel evolution of the pre-channelized Danube river in Bratislava, Slovakia (1712-1886). Earth Surface Processes and Landforms, 27).

Splnomocnenec vlády Slovenskej republiky pre výstavbu a prevádzku Sústavy vodných diel Gabčíkovo - Nagymaros, (2003): Optimalizácia vodného režimu ramennej sústavy Dunaja v úseku Dobrohošť - Sap z hľadiska prírodného prostredia, Bratislava, september 2003. *V slovenčine s anglickým súhrnom.* (Plenipotentiary of the Slovak Republic for the Construction and Operation of the Gabčíkovo-Nagymaros Hydropower Scheme (2003): Optimisation of the Water Regime in the Danube River Branch System in the Stretch Dobrohošť - Sap from the Viewpoint of Natural Environment. Bratislava, September 2003. *In Slovak with an English Summary*)

Rákóczi L., (1993): Vodný a splaveninový režim horného Dunaja; s. 35-51. V: Láng I., Banczerowski J., Berczik Á. (eds.): Szigetköz, environmentálne výskumy, stav životného prostredia, ekologické požiadavky. MAV, Budapešť (A Felső-Duna víz- és hordalékjárása. In: Láng I., Banczerowski J., Berczik Á. (eds.): Szigetköz – Környezettudományi kutatások, környezeti állapot, ökológiai követelmények. MTA, Budapest).

Rákóczi L. & Sass J., (1996): Vývoj koryta horného Dunaja a szigetközských bočných ramien po uvedení Čunovskej hate do prevádzky. Vodohospodársky vestník, LXXVII. Zošit 1. (A Felső-Duna és a szigetközi mellékágak mederalakulása a Dunacsúnyi Duzzasztómű üzembehelyezése után (Morphological changes in the course of the Upper Danube and the Szigetköz branches after the commissioning of the Čunovo Weir). Vízügyi Közlemények, LXXVII. 1. füzet).

Rákóczi L., Sass J., (2005): Morfológické zmeny, sedimentačné pomery a režim splavenín; s. 7-10. V: Výsledky environmentálneho monitorovania Szigetközu. Súhrn prednášok z konferencie, Pracovná skupina MAV per Szigetköz. Budapešť. (Morfológiai változások, üledékviszonyok, hordalékjárás. In: A szigetközi környezeti monitoring eredményei. Konferencia előadások összefoglalói, MTA Szigetközi Munkacsoportja, Budapest).

Maďarská republika, (2005): Správa o analýze a charakteristike maďarskej časti oblasti povodia rieky Dunaj a prehľad vplyvu ľudských činností na životné prostredie a ekonomická analýza využívania vody podľa sa Smernice Európskeho parlamentu a Rady č. 2000/60/EK ustanovujúcej rámec pôsobnosti Spoločenstva v oblasti vodnej politiky. Termín podania správy: 22. marec 2005. (Report according to Directive 2000/60/EC of the European Parliament and of the Council establishing a framework for Community action in the field of water policy on analysis of the characteristics of the Hungarian part of the Danube River Basin District, and review of the environmental impact of human activities and economic analysis of water uses. Reporting deadline: 22 March 2005).

Resh V. H. et al., (1988): Úloha disturbance v ekológii rieky. Časopis severoamerickej bentologickej spoločnosti, 7; s. 433-455. (The role of disturbance in stream ecology. J. N. Am. Benthol. Soc. 7).

Roux A. L. et al., (1982): Aplikované polytematické mapovanie týkajúce sa ekológie vôd. Národné centrum pre vedecký výskum, Paríž; s. 1-113. (Cartographie polythématique applique a la gestion, cologique des eaux. CNRS, Paris).

Scharek P., Zsámbok I., (1996): Hodnotenie zmien prúdenia podzemnej vody po uvedení novej prehrádzky pri Dunakiliti do prevádzky. V: Maďarský štátny geografický ústav, Správa za rok 1996. (A talajvíz áramlási változásának értékelése a dunakiliti fenékküszöb üzembe helyezése után. In: Magyar Állami Földtani Intézet 1996 évi jelentése).

- Schiemer F., (1999):** Ochrana biodiverzity lužných riek. Veľké rieky 11 (Hydrobiologický archív, Dodatok, 115; s. 423-438. (Conservation of biodiversity in floodplain rivers. Large Rivers 11 (Arch.Hydrobiol.Suppl. 115)).
- Schiemer F., Keckeis H., Reckendorfer W. & Winkler G., (2001):** Koncepcia pobrežnej retencie a jej význam pre veľké rieky. Veľké rieky 12/2-4 (Hydrobiologický archív, Dodatok 135/2-4); s. 509-516. (The inshore retention concept and its significance for large rivers. Large Rivers 12/2-4 (Arch. Hydrobiol. Suppl. 135/2-4)).
- Schiemer F., Spindler T., (1989):** Ohrozené druhy rýb Dunaja v Rakúsku. Regulované rieky: Výskum & Manažment, 4; s. 397-407. (Endangered fish species of the Danube river in Austria. – Regulated Rivers: Research & Management, 4).
- Schiemer F. & Waidbacher H., (1992):** Stratégie pre zachovanie rybej fauny Dunaja; s. 363-382. V: Boon P. J., Calow P. & Petts G. E. (eds.): ochrana a manažment riek. John Wiley & Sons, Ltd. (Strategies for conservation of a Danubian fish fauna. In: Boon, P. J., Calow, P. & Petts, G. E. (eds.): River conservation and management. John Wiley & Sons Ltd).
- Schiemer F., Hein T. & Reckendorfer W., (2007):** Ekohydroológia, kľúčová koncepcia pre obnovu veľkých riek. Ekohydroológia & Hydrobiológia; s. 101-111. (Ecohydrology, key-concept for large river restoration. Ecohydrology & Hydrobiology).
- Schwarz U., (2008):** Hydromorfologický súpis a mapa riek Dráva a Mura. Veľké rieky 18/1-2 (Hydrobiologický archív, Dodatok 166; s. 45-59). (Hydromorphological inventory and map of the Drava and Mura rivers. Large Rivers 18/1-2 (Arch. Hydrobiol. Suppl. 166)).
- Schwarz U., (2009):** Analýza historických prvkov krajiny pre inundáciu Szigetközu v Maďarsku. Nepublikovaná správa, FLUVIUS, s. 31, Viedeň, 4. nov. 2009. (Historical landscape element analysis for the Szigetköz floodplain in Hungary. Unpublished report, FLUVIUS, Vienna, 4 Nov. 2009).
- „Rámcová správa“** plánovaného maďarsko-slovenského spoločného strategického environmentálneho posudzovania týkajúceho sa opatrení plánu manažmentu povodia na úsekoch Dunaja ovplyvnených rozsudkom Medzinárodného súdneho dvora v prípade Projektu Gabčíkovo -Nagymaros. Maďarský návrh. Maďarská časť maďarsko-slovenskej spoločnej Pracovnej skupiny pre prípravu strategického environmentálneho posudzovania. 5. február 2008. (“Scoping Report” of a planned Hungarian-Slovak joint Strategic Environmental Assessment concerning programmes of measures of the River Basin Management Plan on the Danube sections affected by the Judgement of the International Court of Justice in the Case of the Gabčíkovo - Nagymaros Project, Hungarian proposal., The Hungarian Section of the Hungarian-Slovak Joint Working Group for the Preparation of the Strategic Environmental Assessment. 5 February 2008).
- Shields A., (1936):** Aplikácia mechaniky podobnosti a výskumu turbulencie na pohyb splavenín. Správa Pruského výskumného ústavu vodných stavieb a stavby lodí. Berlín, Nemecko, č. 26. („Anwendung der Aehnlichkeitsmechanik und der Turbulenz -Forschung auf die Geschiebebewegung.“ Mitt. der Preussische Versuchsanstalt für Wasserbau und Schiffbau, Berlin, Germany, No. 26).
- Simonffy Z., (1998):** Ochrana výhľadových zdrojov podzemnej vody v Szigetköze. Súhrnná správa. Správa VITUKI, 1996. (A szigetközi távlati felszín alatti vízkészlet védelme. Összefoglaló jelentés. VITUKI jelentés, 1996)
- Sokolov L. I. & Vasilev V. P., (1989):** Jeseter malý (*Acipenser ruthenus*) Lovetsky, 1928; s. 227-262. V: Holčík J. (ed.): Sladkovodné ryby Európy, Zväzok 1/II; Nakladatel'stvo AULA, Wiesbaden. (*Acipenser ruthenus* Lovetsky, 1928. In: Holčík, J. (ed.): The Freshwater Fishes of Europe, Vol. 1/II: 227-262. – AULA-Verlag, Wiesbaden).
- Stanford J. A., Ward J. V., (1993):** Perspektívy ekosystému aluviálnych riek: prepojenosť a hyporeický koridor. Časopis severoamerickej bentologickej spoločnosti 121; s. 48-60. (An ecosystem perspective of alluvial rivers: connectivity and the hyporheic corridor. J. N. Am. Benthol. Soc. 121).
- Stute M., Deak J., Revesz K., Bohlke J. K., Deseo E., Weppernig R., Schlosser P., (1997):** Tríciové ³H datovanie riečnej infiltrácie: Príklad z Dunaja z oblasti Szigetközu., Maďarsko. Podzemná voda 35 (5); s. 905-911, 1997. (Tritium ³He dating of river infiltration: An example from the Danube in the Szigetköz Area, Hungary. Ground Water 35 (5), 1997).

- Thorp J. H., Thoms M. C., Delong M. D., (2006):** Syntéza riečneho ekosystému: Biologická komplexnosť v riečnych sieťach v priestore a čase. Výskum riek a aplikácie, 22; s. 123-147. (The riverine ecosystem synthesis: Biocomplexity in river networks across space and time. River Res. Appl. 22).
- Topol'ská J., Kľúčovská J., (1995):** Riečna morfológia. Prehľad environmentálnych vplyvov Gabčíkova. Bratislava. (River Morphology. Gabčíkovo - Environmental Impact Review, Bratislava).
- Tóry, (1952):** Regulácia Dunaja. Vydavateľstvo Akadémia. Budapešť. (A Duna szabályozása. Akadémiai Kiadó, Budapest).
- Várday N., (1987):** Hydrologické a hydrochemické pomery kisalföldského úseku Dunaja; s. 7-41. V: Dvihally Zs. (ed.): Ekológia kisalföldského úseku Dunaja. Oblastný výbor MAV Veszprém. (A kisalföldi Duna-szakasz hidrológiai és vízkémiai viszonyai. In: Dvihally Zs. (ed.): A kisalföldi Duna-szakasz ökológiája. VEAB).
- Vitousek P. M., D'Antonio C. M., Loope L. L., Rejmánek M., Westbrooks R., (1997a):** Nasadené druhy: významná zložka človekom spôsobovanej globálnej zmeny. Novozélandský ekologický časopis, 21; s. 1-16. (Introduced species: a significant component of human-caused global change. New Zealand Journal of Ecology 21).
- Vitousek P. M., Aber J. D., Howarth R. W., Likens G. E., Matson P. A., Schindler D. W., Schlesinger W. H., Tilman D. G., (1997b):** Ľudské zmeny dusíkového cyklu ohromne zvýšili prenos dusíka prostredníctvom riek k ústiam. Ekologická aplikácia, 7 (3); s. 737-750. (Human alterations of the nitrogen cycle have greatly increased the transfer of nitrogen through rivers to estuaries. Ecological Application, 7(3)).
- VITUKI, (2005):** Alternatívy riešenia pre Szigetköz: Analýza variantu „zdvihnutia koryta“. September 2005. (Solution alternatives for the Szigetköz: Analysis of the 'bed-lifting' variant. September 2005).
- VITUKI, (2009):** Štúdia realizovateľnosti: Rehabilitácia szigetközského úseku Dunaja. Objednaná maďarskou časťou Pracovnej skupiny pre prípravu spoločného maďarsko-slovenského strategického environmentálneho posudzovania, založenou Vládnymi delegáciami Projektu Gabčíkovo – Nagymaros. (Feasibility Study: The Rehabilitation of the Szigetköz Reach of the Danube. Commissioned by the Hungarian Section of the Working Group for the Preparation of the Joint Hungarian-Slovak Strategic Environmental Assessment Established by the Governmental Delegations of the Gabčíkovo-Nagymaros Project).
- VITUKI Consult, (2003):** Aktualizácia regionálnych rozvojových koncepcií oblasti Szigetköz a Mošonského Dunaja. Záverečná správa, jún 2003. (Updating regional developmental concepts of the Szigetköz and Mosoni-Danube region. Final Report. June 2003).
- Ward J. V., (1989):** Štvor-dimenzionálny charakter lotických ekosystémov. Časopis severoamerickej bentologickej spoločnosti, 81; s. 2-8. (The four-dimensional nature of lotic ecosystems. N. Am. Benthol. Soc., 81).
- Ward J. V. & Stanford J. A., (1989):** Pobrežné ekosystémy: Vplyv človeka na dynamiku povodia a ekológiu rýb; s. 56-64. V: Dodge D. P. (ed.): Zborník z medzinárodného sympózia o veľkých riekach. Kanadská špeciálna publikácia o rybolove a vodných vedách, 106. (Riverine ecosystems: The influence of man on catchment dynamics and fish ecology. In: D. P. Dodge (ed.): Proceedings of the International Large River Symposium. Can. Spec. Publ. Fish. Aquat. Sci. 106).
- Rámcová smernica o vode, (2000):** Smernica č. 2000/60/EK ustanovujúca rámec pôsobnosti Spoločenstva v oblasti vodnej politiky. (Directive 2000/60/EC establishing a framework for Community action in the field of water policy).
- WWF, (1994):** Nové riešenie pre Dunaj. Vyhlásenie WWF na Správu misie EK „Pracovnej skupiny odborníkov na monitorovanie a manažment“ o celkovej situácii projektu Vodného diela Gabčíkovo. (A new solution for the Danube. WWF Statement on the EC Mission Reports of the "Working Group of Monitoring and Management Experts" on the Overall Situation of the Gabčíkovo Hydrodam Project).
- WWF, (1997):** Ako zachrániť záplavové územia Dunaja. Vplyv sústavy Vodného diela Gabčíkovo počas piatich rokov. Vyhlásenie WWF. Program zeleného Dunaja. (How to Save the Danube Floodplains. The Impact of the Gabčíkovo Hydro Dam System Over Five Years. WWF Statement. Green Danube Programme).

11. Prílohy

Príloha 1 - Hodnotenie súčasného stavu szigetközskej sústavy použitím schémy RSV (G. Gutí)

Rámcová smernica o vode sa usiluje o dobré ekologické podmienky vo všetkých povrchových vodách a na pozorovanie ekologického stavu vodných útvarov presadila monitorovaciu sieť a štandardizované metódy hodnotenia. Ekologický stav vodných útvarov v Maďarsku bol v roku 2008 hodnotený podľa RSV a protokolov ECOSTAT. Triedy kvality ekologického potenciálu vo výrazne zmenených vodných útvaroch ešte neboli popísané, a ich klasifikácia bola založená na hodnotení ekologického stavu.

Väčšina prieskumov bola uskutočnená od roku 2007 do roku 2008. Hodnotenia tried kvality boli založené na ekologickom hodnotení biologických objektov (fyto-bentos, fytoplanktón, makrofyty, makro-bezstavovce (makrozoobentos – pozn. prekl.) a ryby) a fyzikálno-chemických prvkov RSV, ako aj chemickom hodnotení prioritných nebezpečných látok a iných zložiek zvažovaných ICPDR. Klasifikácia nezahŕňa výsledky hydro-morfologického hodnotenia.

Tab. 11 Hodnotenie ekologického stavu v úseku Dunaja Rajka - Gönyű (Szigetköz). Triedy kvality: 5 = veľmi dobrá, 4 = dobrá, 3 = priemerná, 2 = zlá, 1 = veľmi zlá; Úrovne spoľahlivosti: 3 = vysoká, 2 = stredná, 1 = nízka.

vt-VOR NÁZOV	AEP443 Rajka - Gönyű
priemer triedy fyto-bentosu vo vodnom útvare	3,9
trieda fyto-bentosu podľa odborného odhadu	4,0
spoľahlivosť triedy fyto-bentosu	3,0
priemer triedy fytoplanktónu vo vodnom útvare	5,0
spoľahlivosť triedy fytoplanktónu	2,2
priemer triedy makro-bezstavovcov vo vodnom útvare	3,6
maximum triedy makro-bezstavovcov	5,0
spoľahlivosť triedy makro-bezstavovcov	2,0
priemer triedy rýb vo vodnom útvare	3,2
maximum triedy rýb	4,0
spoľahlivosť triedy rýb	3,0
fyzikálno-chemická trieda	4
spoľahlivosť fyzikálno-chemickej triedy	3
prioritné nebezpečné látky nad limitom	1
Integrovaná trieda (ECOSTAT)	1
Integrovaná trieda (vážený priemer)	3,9

Szigetközský úsek Dunaja je v maďarskom typologickom systéme povrchových vôd jeden vodný útvar (AEP 443). Siaha od Rajky po Gönyű a je výrazne modifikovaným vodným útvarom. Hodnotenie založené na makrofytoch doteraz ešte nebolo vykonané. Hodnotenie ekologického stavu v riečnom úseku Rajka – Gönyű je zhrnuté v **Tab. 11**

Integrovaná trieda kvality ekologického stavu bola stanovená podľa najhoršieho kritéria (princíp jedno zle všetko zlé) podľa RSV a ECOSTATu. Bolo vykonané indikatívne

alternatívne hodnotenie, ktoré určuje výslednú triedu kvality podľa spoľahlivosti - váženého priemeru kritérií, ale táto metóda nezodpovedá RSV.

Integrovaná trieda ekologického potenciálu bola veľmi zlá kvôli skutočnosti, že prioritné nebezpečné látky boli nad limitom a kvôli integrovaniu triedy. Avšak výsledná trieda kvality podľa spoľahlivosti – váženého priemeru, indikuje dobrý ekologický potenciál.

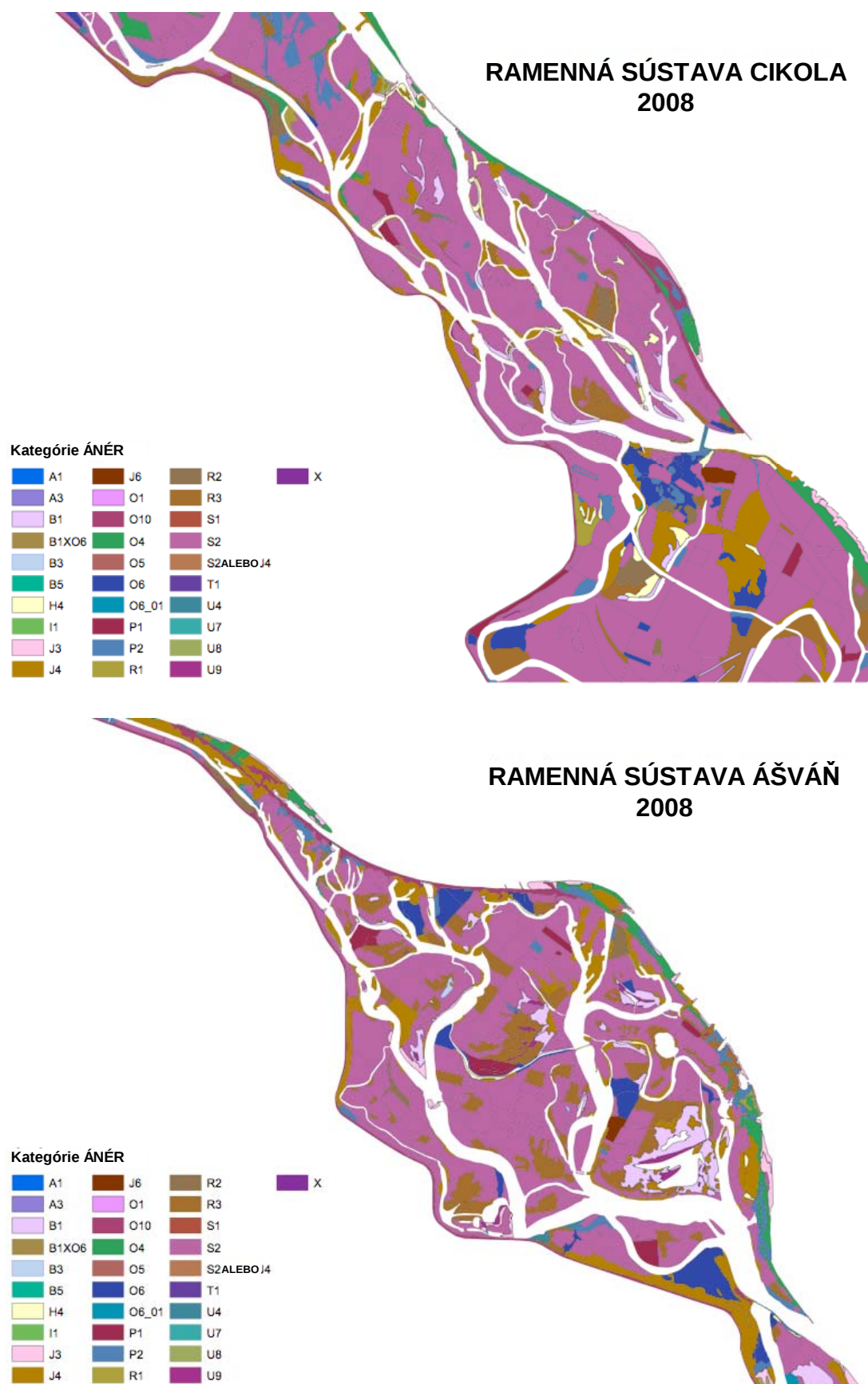
Podľa konečného výsledku hodnotenia, systém hodnotenia RSV nesvedčí o environmentálnych problémoch v szigetközskom úseku Dunaja. Ďalším problémom hodnotiaceho systému je, že nerozlišuje niekoľko typov vodných biotopov inundácie.

Príloha 2 – Popis biotopového modelu (András Gubányi a Richárd Wohlfart)

Pred vývojom simulačného modelu pre inundáciu rieky Dunaj v oblasti Szigetközu boli splnené nasledovné podmienky: (i) hodnotenie stavu biotopov spolu so stanovením rozdielnych typov spomedzi nich; (ii) špecifikácia optimálneho zásobovania biotopov vodou indikáciou priaznivej hladiny podzemnej vody, ktorá uspokojí nároky vegetácie na vodu; (iii) sledovanie zmien v hladinách podzemnej vody, ktoré najviac charakterizujú ekologický stav biotopov; (iv) definovanie sukcesných schém ukazujúcich premenu určitých typov biotopov, ako funkcie zmeny v zásobovaní vodou (**Obr. 3**); (v) stanovenie vrchnej hranice štrkovej vrstvy v inundácii rieky Dunaja v oblasti Szigetközu; (vi) vypočítanie Digitálneho modelu terén (DMT) v inundácii s použitím konštrukcie siete 25 m x 25m; (vii) analýza zhromaždených údajov použitím baliaceho programu (wrapper program, program pre extrakciu alebo prípravu údajov pre ich použitie iným programom – pozn. prekl. (vykonávaný pomocou Clarion PE 6.0), ktorý je schopný vytvoriť vstupnú maticu pre simulačný program.

Hodnotenie súčasného stavu biotopov spolu so stanovením ich typov

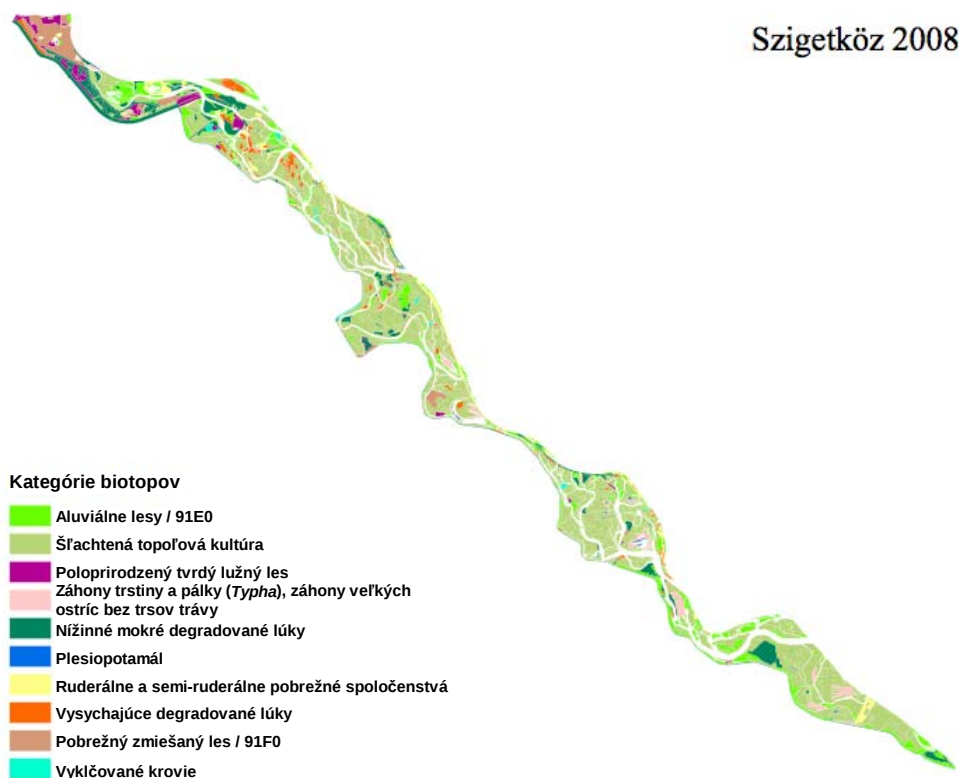
Pre stanovenie počiatočných podmienok priestorového rozloženia biotopov boli použité infračervené letecké snímky s vysokým rozlíšením vyhotovené Vituki - Argos v roku 2008. Boli použité aj údaje získané z predchádzajúcich prieskumov a výsledky zo zaznamenaných terénnych pochôdzok. Biotopy boli vymedzené použitím siete 25 m x 25 m, rovnajúcej sa rozlíšeniu údajov o vrchnej hranici štrkovej vrstvy. Metóda použitá pri mapovaní biotopov bola založená na klasifikačnej schéme ÁNÉR (**Obr. 1**). Tieto kategórie boli zjednodušené a zlúčené do 10 hlavných typov biotopov (**Obr. 2**).



Obr. 1 Rozloženie biotopov podľa kategórií ÁNER v ramenných sústavách Cikola a Ášvň

Na základe údajov z mapovania a sukcesnej schémy, ako aj na základe teoreticky predvídaných foriem vegetácie, bolo pre model zostavených nasledujúcich 17 potenciálnych úhrnných typov biotopov (**Obr. 14**):

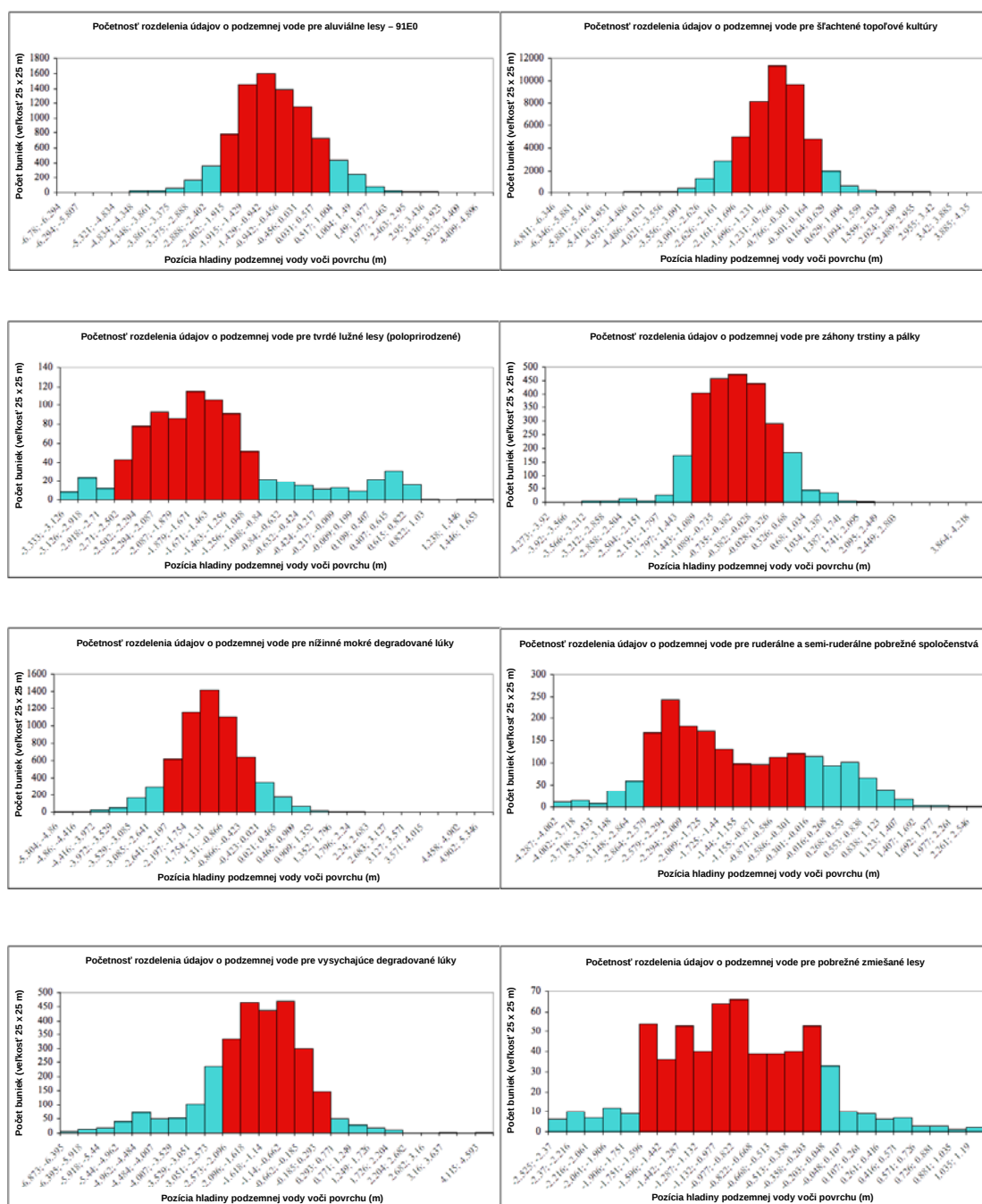
0. Aluviálne lesy – 91E0
1. Kultúry šľachtených topoľov
2. Tvrdé lužné lesy (poloprirodzené)
3. Čerstvo zapojené dubové lesy – 91F0
4. Záhony trstiny a pálky (*Typha*), záhony veľkých ostríc bez trsov trávy
5. Nížinné mokré degradované lúky
6. Paleopotamál
7. Ruderálne a semi-ruderálne pobrežné spoločenstvá
8. Vysychajúce degradované lúky
9. Javorovec jaseňolistý (*Acer negundo*)
10. Plesiopotamál
11. Jelšová a vrbová mokrina
12. Pririečne jelšové lesy
13. Vysoké byliny
14. Záhony trstiny, záhony veľkých ostríc bez trsov trávy / anaeróbne
15. Pobrežné zmiešané lesy – 91F0
16. Vykľčované krovie

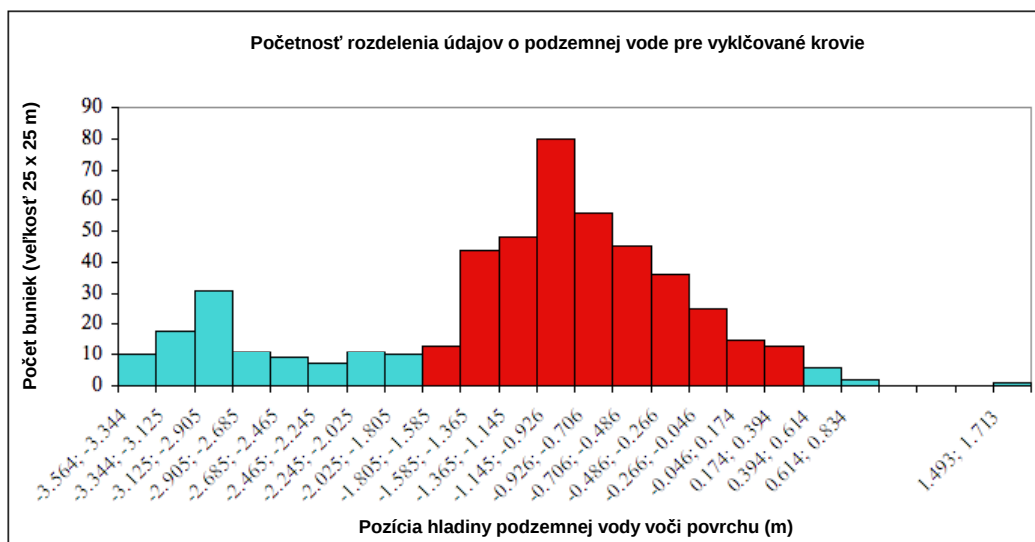


Obr. 2 Úhrnné typy biotopov inundácie Szigetközu

Špecifikácia optimálneho zásobovania vodou

Početnosť rozdelenia hladiny podzemnej vody na konkrétnych typoch biotopov bola stanovená s použitím údajov získaných z mapovania biotopov a rozdelenia hladín podzemnej vody (údaje o podzemnej vode zo „súčasného“ variantu 750+120) a sleduje teoretické kvázi-normálne rozdelenie. Pre stanovenie optimálneho rozsahu pre daný typ biotopu bol uvažovaný 70-75 % rozsah krivky rozdelenia (pozri **Obz. 3**). Dolný a horný prah optimálneho rozsahu boli ďalej použité pre vygenerovanie vstupnej matice simulačných výpočtov. Hodnoty pre predvídané typy biotopov boli odvodené z charakteru rozdelenia hladín podzemných vôd pomocou úhrnných typov habitatov.





Obr. 3 Početnosť rozdelenia údajov o podzemnej vode podľa rôznych terestrických biotopov (červené stĺpce predstavujú optimálny rozsah rozdelenia hladiny podzemnej vody pre daný typ biotopu)

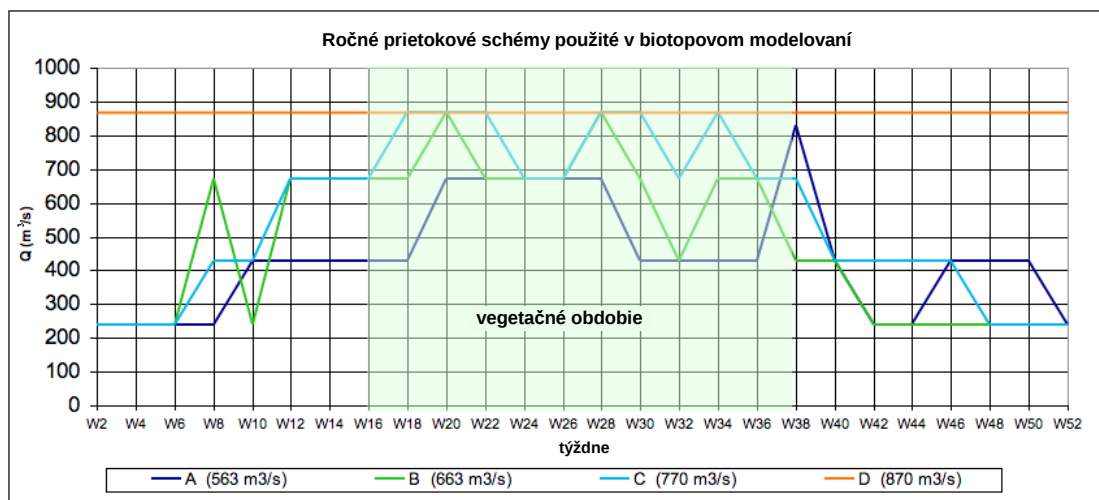
Tab. 1 Optimálny rozsah hladiny podzemnej vody podľa terestrických biotopov

Typ biotopu	Min (m)	Max (m)
Aluviálne lesy – 91E0	-2,4	0,5
Šľachtené topoľové kultúry	-2,2	0,2
Tvrde lužné lesy (poloprirodzené)	-2,7	-1,1
Čerstvo zapojené dubové lesy – 91F0	-6,0	-2,7
Záhony trstiny a pálky (<i>Typha</i>), záhony veľkých ostríc bez trsov trávy	-1,4	0,3
Nížinné mokré degradované lúky	-2,6	-0,4
Ruderálne a semi-ruderálne pobrežné spoločenstvá	-2,9	-0,0
Vysychajúce degradované lúky	-2,6	0,3
Javorovec jaseňolistý (<i>Acer negundo</i>)	-3,0	-1,0
Jelšová a vrbová mokrina	-0,5	1,5
Pri riečnej jelšové lesy	-1,7	-0,2
Vysoké byliny	-1,5	-0,4
Záhony trstiny, záhony veľkých ostríc bez trsov trávy / anaeróbne	-0,5	0,5
Pobrežné zmiešané lesy – 91F0	-1,7	-0,2
Vyklčované krovie	-1,8	0,4

Simulácia zmien hladiny podzemnej vody bola vykonaná pre štyri rôzne prietoky vody ($200 + 40$, $350 + 80$, $550 + 120$, $720 + 120 \text{ m}^3/\text{s}$), berúc do úvahy faktory pretekajú z 1D-hydromorfologického modelu. V prípadoch, keď simulované hladiny podzemnej vody dosiahli povrch, boli v záujme stanovenia parametrov rôznych pozadových premenných, brané do úvahy aj údaje ($750 + 180 \text{ m}^3/\text{s}$) z 2D-hydromorfologického modelu.

Na základe hydrologických sád údajov, poskytnutých ÉDUKÖVIZIG-om a ekologických nárokov terestrických biotopov na vodu (**Obr. 4**), boli zostavené štyri rôzne schémy ročného

prietoku vody a boli použité pre ďalšie výpočty. Typ profilov „A“ a „B“ mapoval roky 2007 a 2005, kedy celkový prietok vody vykazoval minimálne a maximálne hodnoty, v tomto poradí. Typ „C“ bol počítaný podľa teoretickej dynamiky nárokov terestrických biotopov na vodu. Posledný typ „D“ predstavoval maximálny prietok vody, ktorý bol realizovaný analýzami modelu podzemnej vody. Vegetačné obdobie bolo stanovené medzi 15. aprílom a 15. októbrom a úrovne prietoku vody boli definované dvojtyždennými obdobiami.



Obr. 4 Ročné prietokové schémy použité v analýzach (zelená plocha predstavuje vegetačné obdobie)

Pre vyhodnotenie základných údajov boli použité nasledovné programy: Q-GIS, LandSerf a Clarion PE 6.0.

Výpočet digitálneho modelu výšok (DMV) inundácie

Digitálny model výšok bol zostavený Katedrou hydrauliky a stavebníctva vodárenských zdrojov (Ekonomická a technická Univerzita, Budapešť) s použitím najnovších dostupných prieskumných údajov. Tieto údaje zahŕňali priečne rezy rieky, rozptýlený prieskum inundácie, sondážny prieskum hlavného riečného koryta (pravdepodobne echolokácia – pozn. prekl.) a letecké snímkovanie pokrývajúce celú oblasť. Podrobný popis modelu bol uvedený vo výskumnej správe z 2D-hydrodynamického modelovania vplyvov na povrchové vody (Józsa et al., 2009).

Stanovenie vrchnej hranice štrkovej vrstvy v inundácii rieky Dunaj v oblasti Szigetközu a interakcie medzi hladinou podzemnej vody a pôdami

Na základe vyhodnotenia údajov Maďarského geologického ústavu (MÁFI) a leteckých snímok bola manuálne zostavená mapa štrkovej vrstvy, pôvodne v rozlíšení 0,5 m. Tento dokument bol potom digitalizovaný s použitím MicroStation95 a nakoniec spracovaný s pomocou softvérového balíka MGE spoločnosti Intergraph.

Ako sa dalo očakávať, rozlíšenie povrchového modelu, ktorý definoval hornú hranicu štrkovej vrstvy, v dôsledku nepravidelného rozloženia vrtných údajov nedosiahol limitnú hodnotu digitálneho modelu terénu a teda ešte mohol byť s prijateľnou presnosťou použitý pre kontrolné výpočty. Okrem týchto výsledkov boli, v záujme zostrojenia korektného diagramu povrchu, použité aj sady údajov zo súčasného geologického monitoringu, vykonaného od roku 1995 na deviatich miestach. V tejto štúdii bol na konverziu údajov do tvarového formátu ESRI (shape formát, súbory s príponou shp – pozn. prekl.) a na výpočet modelu inundácie

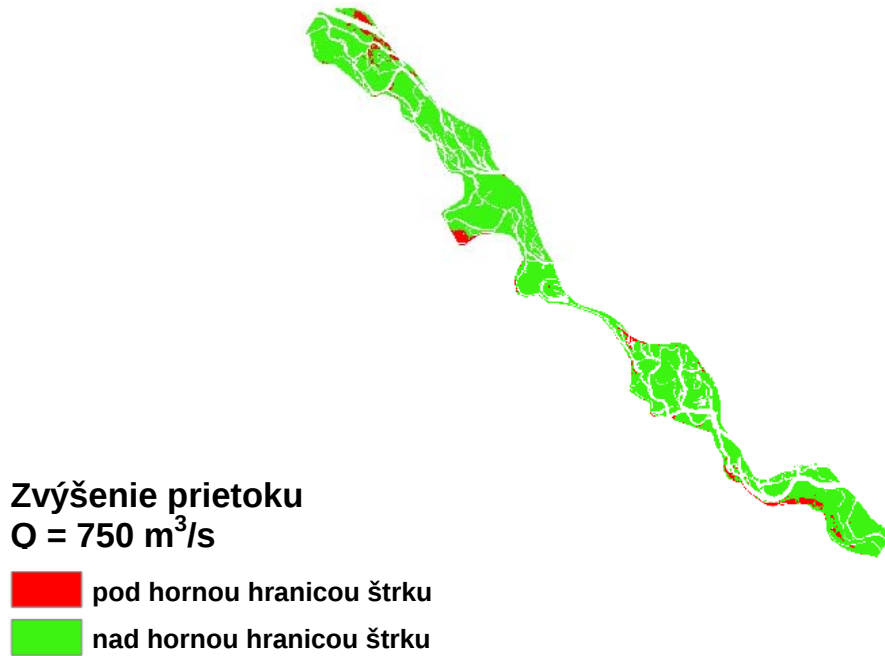
v sieti 25 m použitý ArcGIS 9.2. Pre porovnanie boli použité údaje geologickej mapy vyrobenej MÁFI a Geologickým ústavom Bratislava (Štátny geologický ústav Dionýza Štúra – ŠGÚDŠ) v rámci DANREGU v roku 1997, digitálne zverejneného v roku 2000, ktorý predstavuje 25 km široký pás pozdĺž oboch strán rieky Dunaj. Po niekoľkonásobnej kalibrácii bola takto vypočítaná modelová sieť preložená s digitálnym modelom terénu, čo vyústilo do modelu vrchnej hranice štrkovej vrstvy (**Obr. 5**).



Obr. 5 Horná hranica štrkovej vrstvy v inundácii

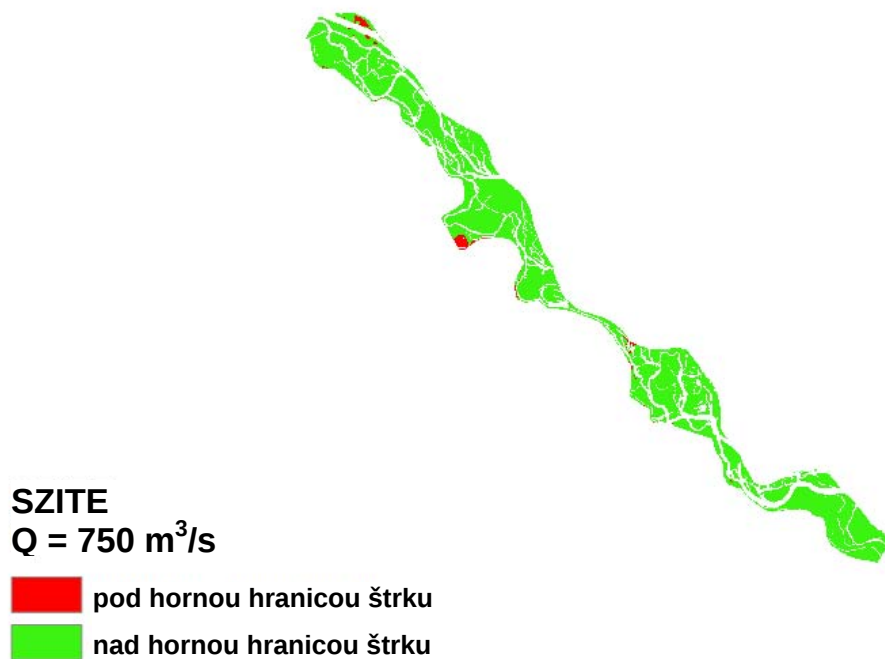
Piezometrická výška podzemnej vody v 25 m-ovej sieti sa obvyčajne nachádzala nad vrchnou hranicou štrkovej vrstvy pre všetkých 8 testovaných variantov (zvýšenie prietoku, SZITE, meandrovanie (400), meandrovanie (INTERREG), rozšírenie, rozšírenie (Jaeggi), optimálne vyplnenie, zúženie s bočnými ramenami zatvorenými, pozri **Obr. 6-13**).

Pozícia hladiny podzemnej vody



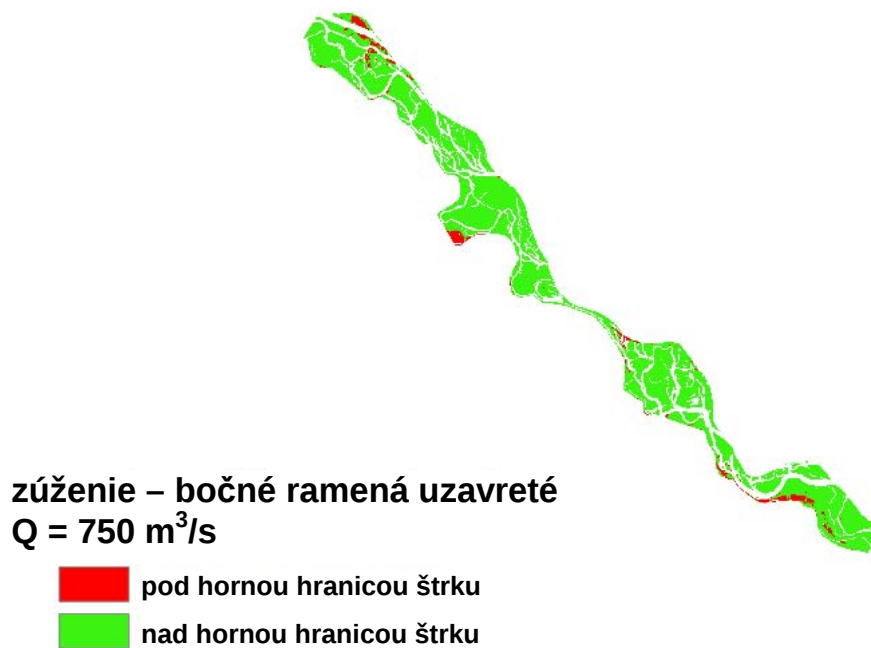
Obr. 6 Zvýšenie prietoku – Interakcia medzi hladinou podzemnej vody a pôdami

Pozícia hladiny podzemnej vody



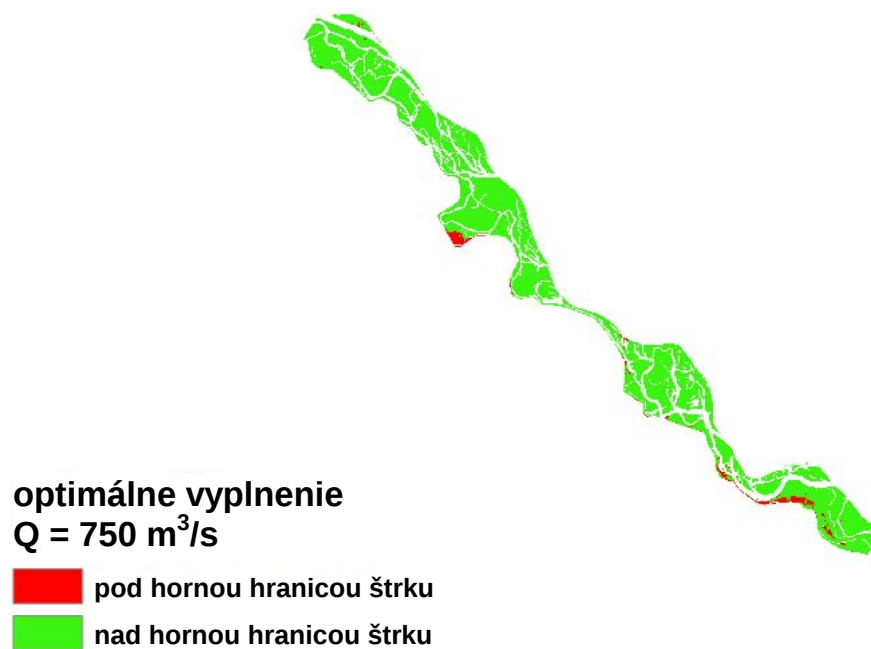
Obr. 7 SZITE – Interakcia medzi hladinou podzemnej vody a pôdami

Pozícia hladiny podzemnej vody



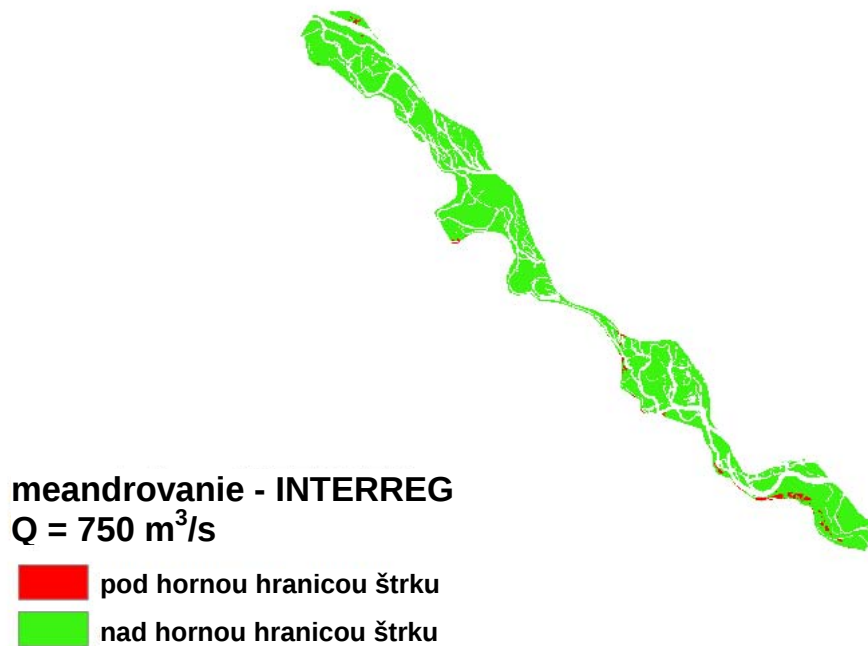
Obr. 8 Zúženie, bočné rameno uzavreté -Interakcia medzi hladinou podzemnej vody a pôdami

Pozícia hladiny podzemnej vody



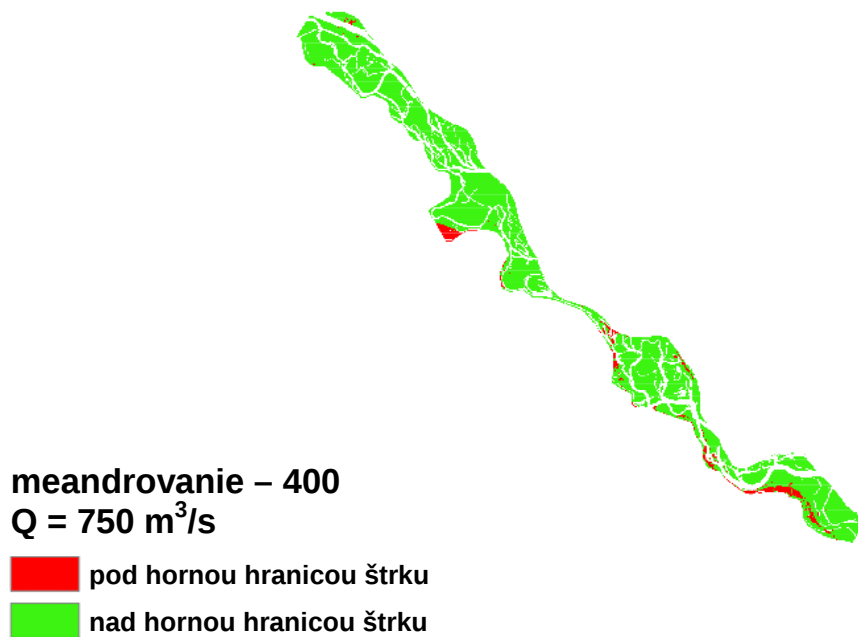
Obr. 9 Optimálne vyplnenie - Interakcia medzi hladinou podzemnej vody a pôdami

Pozícia hladiny podzemnej vody



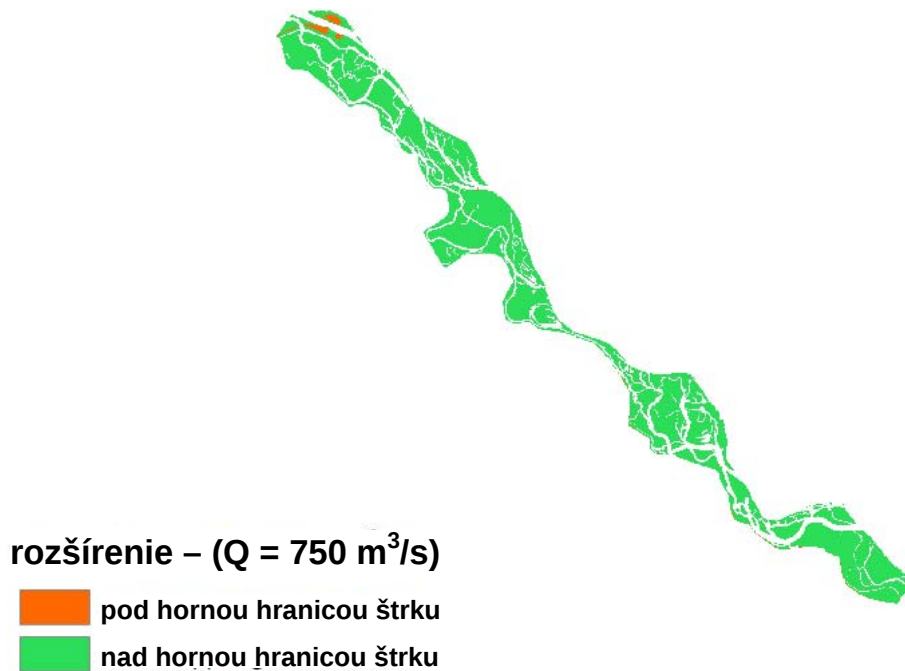
Obr. 10 Meandrovanie (INTERREG) - Interakcia medzi hladinou podzemnej vody a pôdami

Pozícia hladiny podzemnej vody



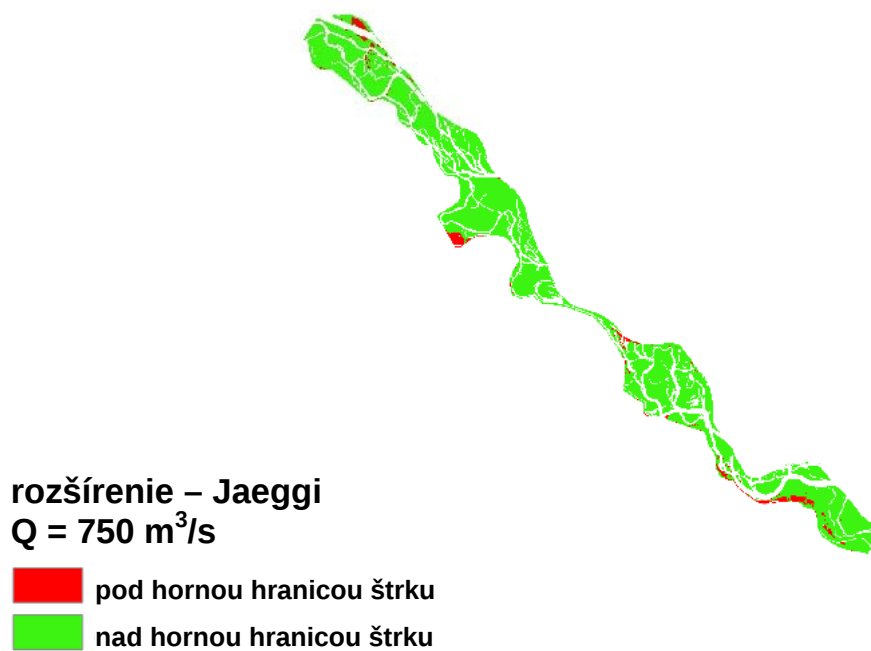
Obr. 11 Meandrovanie (400) - Interakcia medzi hladinou podzemnej vody a pôdami

Pozícia hladiny podzemnej vody



Obr. 12 Rozšírenie - Interakcia medzi hladinou podzemnej vody a pôdami

Pozícia hladiny podzemnej vody



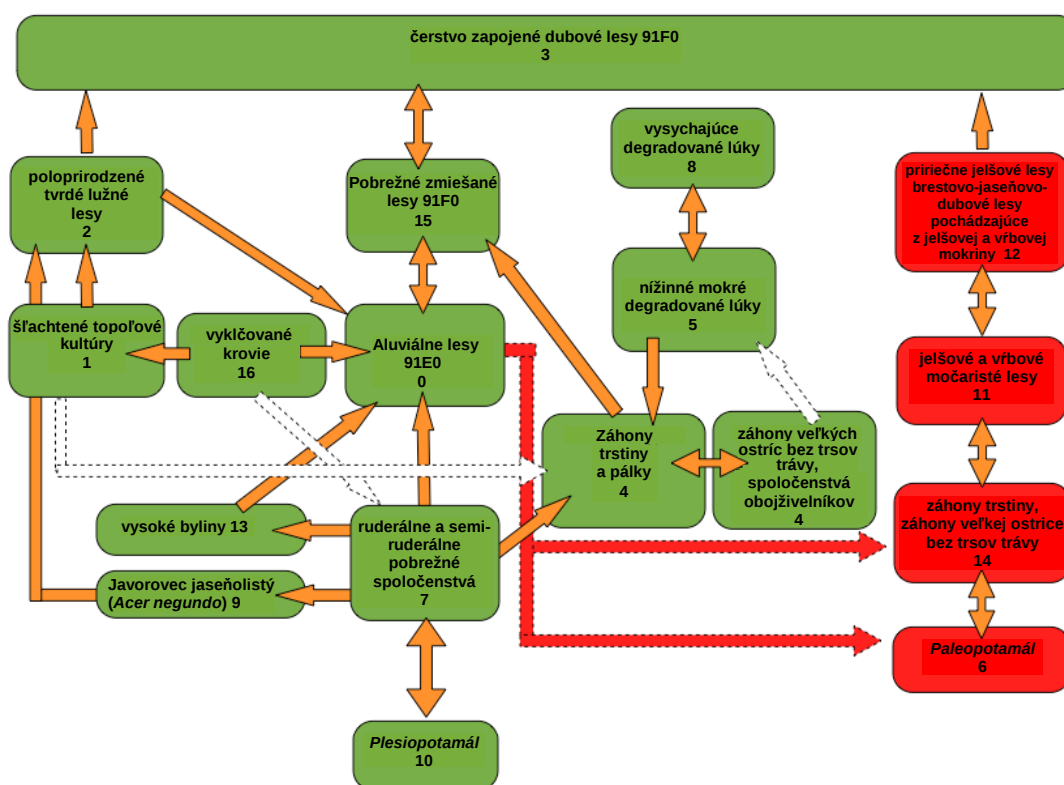
Obr. 13 Rozšírenie (Jaeggi) - Interakcia medzi hladinou podzemnej vody a pôdami

Vyhodnotenie základných údajov s pomocou baliaceho programu

Rozlíšenie simulácie biotopov bolo totožné so sieťou 25 m x 25 m, použitou pri mapovaní biotopov. Takáto veľmi podrobná analýza potrebovala simuláciu s použitím údajov z viac ako 70000 buniek. Pre simuláciu bolo potrebné všetky tieto premenné zaradiť pomocou vstupnej matice, ktorá bola potrebná na riešenie diferenciálnych rovníc počas simulácie. To si vyžadovalo vytvorenie vstupnej matice 100000 x 60, zostavenej osobitným programom.

Stanovenie sukcesnej schémy predstavujúcej vzájomnú konverziu určitých typov biotopov a popis biotopového simulačného modelu

Pri zostavovaní schémy, ukazujúcej vzájomnú konverziu určitých biotopov, boli zohľadnené nasledovné všeobecné aspekty: zmeny spôsobené účinkami (i) vysušovaním alebo (ii) zvlhčovaním môžu byť (iii) prirodzené alebo (iv) antropogénne. Pre časový rámec zmien (časové rozlíšenie) je charakteristické, že (v) sukcesia vlhkých biotopov je vo všeobecnosti rýchlejšia než suchších a (vi) regenerácia vyžaduje dlhšie časové obdobie ako degradácia.



Obr. 14 Harmonogram postupu biotopového simulačného modelu

Východiskovým bodom simulácie bolo stanovenie takzvaných integrovaných typov biotopov a ich prevodnej matice, založenej na sukcesnej schéme uvedenej vyššie (Obr. 3). Smer procesov môžu ovplyvňovať nasledovné faktory: (i) prirodzené faktory, (ii) antropogénne faktory, (iii) vysušovanie a (iv) zvlhčovanie. Časový rámec zmien sa môže pohybovať od rokov po storočia. Tab. 2 ukazuje kvantifikované odhady časových zmien procesov, založené na predchádzajúcich štúdiách (IID Gazdasági és Tanácsadó Kft., 2001 (IID Ekonomická a poradenská spol. s r. o., 2001)) a terénnych skúsenostiach.

Tab. 2 Prechodová matica pre integrované typy biotopov

Y = Časová škála zmien, prechodový čas v rokoch

L = Percento hladiny podzemnej vody, ktorá by mala byť pod optimálnym rozsahom počas vegetačného obdobia, aby premeny začali.

M = Percento hladiny podzemnej vody, ktorá by mala byť v rámci optimálneho rozsahu počas vegetačného obdobia, aby premeny začali.

H = Percento hladiny podzemnej vody, ktorá by mala byť nad optimálnym rozsahom počas vegetačného obdobia, aby premeny začali.

		0	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16
		Aluviálne lesy – 91E0	Šľachtené topoľové kultúry	Tvrdé lužné lesy (poloprirodzené)	Čerstvo zapojené dubové lesy – 91F0	Záhony trstiny a pálky (<i>Typha</i>), záhony veľkých ostríc bez trsov trávy	Nížinné mokré degradované lúky	Paleopotamál	Ruderálne a semi-ruderálne pobrežné spoločensvá	Vysychajúce degradované lúky	Javorovec jaseňolistý (<i>Acer negundo</i>)	<i>Plesiopotamál</i>	Jelšová a vrbová mokrina	Príriečne jelšové lesy	Vysoké byliny	Záhony trstiny, záhony veľkých ostríc bez trsov trávy / anaeróbne	Pobrežné zmiešané lesy – 91F0	Výklčované krovie
0	Aluviálne lesy – 91E0							Y=7								Y=70	Y=100	
		M=50															L = 98	
								H=100								H = 50		
1	Šľachtené topoľové kultúry			Y=100												Y=60		
				L=100														
																H=50		
2	Tvrdé lužné lesy (poloprirodzené)	Y=70			Y=80													
					L=49													
		H=3																
3	Čerstvo zapojené dubové lesy – 91F0																	
4	Záhony trstiny a pálky (<i>Typha</i>), záhony veľkých ostríc bez trsov trávy						Y=7										Y=100	
							L=50-70										L=70	
5	Nížinné mokré degradované lúky					Y=7				Y=7								
										L=100								
						H=25												

		0	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16
		Aluviálne lesy – 91E0	Šľachtené topoľové kultúry	Tvrde lužné lesy (poloprirodzené)	Čerstvo zapojené dubové lesy – 91F0	Záhony trstiny a páľky (<i>Typha</i>), záhony veľkých ostríc bez trsov trávy	Nížinné mokré degradované lúky	Paleopotamál	Ruderálne a semi-ruderálne pobrežné spoločenstvá	Vysychajúce degradované lúky	Javorovec jaseňolistý (<i>Acer negundo</i>)	<i>Plesiopotamál</i>	Jelšová a vrbová mokrina	Prirodzene jelšové lesy	Vysoké byliny	Záhony trstiny, záhony veľkých ostríc bez trsov trávy / anaeróbne	Pobrežné zmiešané lesy – 91F0	Vyklčované krovie
6	Paleopotamál															Y=20 L=20		
7	Ruderálne a semi-ruderálne pobrežné spoločenstvá	Y=8 L = 10 M=50 H = 10				Y=7 L = 1 M=75					Y=9 L=75 H=10	Y=4			Y=8 L=50 H=10			
8	Vysychajúce degradované lúky					Y=7 L=25 L=25												
9	Javorovec jaseňolistý (<i>Acer negundo</i>)			Y=60 L=10 H=10														
10	<i>Plesiopotamál</i>								Y=7 L=90									
11	Jelšová a vrbová mokrina													Y=100 L=20		Y=70 H=50		

		0	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16
		Aluviálne lesy – 91E0	Šľachtené topol'ové kultúry	Tvrde lužné lesy (poloprirodzené)	Čerstvo zapojené dubové lesy – 91F0	Záhony trstiny a páľky (<i>Typha</i>), záhony veľkých ostríc bez trsov trávy	Nížinné mokré degradované lúky	Paleopotamál	Ruderálne a semi-ruderálne pobrežné spoločenstvá	Vysychajúce degradované lúky	Javorovec jaseňolistý (<i>Acer negundo</i>)	<i>Plesiopotamál</i>	Jelšová a vrbová mokrina	Pririečne jelšové lesy	Vysoké byliny	Záhony trstiny, záhony veľkých ostríc bez trsov trávy / anaeróbne	Pobrežné zmiešané lesy – 91F0	Vyklčované krovie
12	Pririečne jelšové lesy				Y=80 L=80								Y=60					
													H=80					
13	Vysoké byliny	Y=15																
		H=10																
14	Záhony trstiny, záhony veľkých ostríc bez trsov trávy / anaeróbne							Y=20					Y=70 L=49					
								H=50										
15	Pobrežné zmiešané lesy – 91F0	Y=70			Y=80 L = 70													
		H = 10																
16	Vyklčované krovie	Y=7	Y=20						Y=7									
		M=50-80	M=50															
									H=70									

Pri zostavovaní počítačového modelu, zohľadňujúceho dostupné údaje a očakávania, bolo nutné vykonať nasledovné obmedzenia:

1. Ako bolo dohodnuté, čas modelového riešenia je 50 rokov.
2. Lesohospodárske činnosti nemôžu byť zahrnuté, keďže trvanie lesných hospodárskych plánov je obdobie 10 rokov.
3. Využívanie lúk je trvalé.
4. Kolísanie hladiny podzemnej vody je najdôležitejším faktorom pri vývoji sukcesie.
5. Vývoj nových biotopov je povolený.
6. Interakcia so susednými bunkami je povolená len v prípade ruderalných a semi-ruderalných pobrežných spoločenstiev, pozri schému modelu.
7. Rozlíšenie simulácie je veľkosť bunky 25 m x 25 m.

Použitými premennými pozadia sú:

- Ročná schéma prietoku vody (roky 2000-2008).
- Údaje z modelovania podzemnej vody pri $Q=200, 350, 550, 750 \text{ m}^3/\text{s}$ po bunkách.
- Údaje 2D-modelu pri $Q=930 \text{ m}^3/\text{s}$ po bunkách.
- Pozícia hornej hranice štrku po bunkách.
- Údaje o vegetácii po bunkách.
- Optimálny rozsah hladiny podzemnej vody podľa typu biotopov.

Rôzne stratégie invázie jednotlivých biotopov boli popísané obvyklou sústavou diferenciálnych rovníc. Základná rovnica bola 1. rádu, druhý stupeň bol závislý na čase.

$$H'_{k,i}(t) = c_{i,j} * H_{k,i}(t) - \frac{c_{i,j} * r_{i,j}}{H_{k,i}(t) * H_{k,j}(t)} * H_{k,i}^2(t)$$

$$H'_{k,i}(t) = -H'_{k,j}(t)$$

Kde:

$H_{k,i}$ = percentuálny pomer typu biotopu v bunke k,

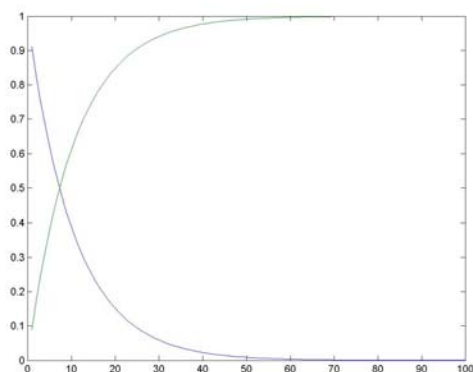
c_{ij} = koeficient závislý od rýchlosti premeny biotopu typu i na biotop typu j,

r_{ij} = odolnosť alebo tlmiaca kapacita biotopu typu i proti biotopu typu j.

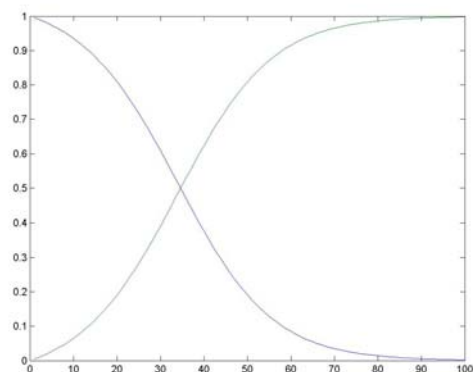
Koeficienty diferenciálnych rovníc, popisujúcich určité zmeny, boli stanovené hodnotami uvedenými v **Tab. 2**.

V podstate existujú dve rôzne stratégie sukcesie, významne pozmeňujúce hodnoty koeficientov diferenciálnych rovníc: jedna, spôsobujúca rýchle a druhá, spôsobujúca pomalé zmeny. Na stanovenie koeficientov bol použitý softvérový balík numerickej analýzy OCTAVE 3.2.3 s otvoreným zdrojovým kódom, podobný ako Matlab. Hodnoty koeficientov, zohľadňujúce trvanie zmien, sú pre obe stratégie uvedené v **Tab. 3**.

„Rýchla” stratégia



„Mierna” stratégia



Tab. 3 Hodnoty koeficientov pre rýchlu a miernu stratégiu, vypočítané pomocou softvérového balíka numerickej analýzy OCTAVE 3.2.3

Roky	Rýchla		Mierna	
	c	r	C	r
2	-	-	0,7	0
3	-	-	0,5	0
7	0,7	0,95	0,3	0
10	0,5	0,95	0,2	0
20	0,27	0,95	0,1	0
25	0,21	0,95	0,09	0
30	0,17	0,95	0,075	0
50	-	-	0,045	0
60	0,09	0,95	-	-
70	0,075	0,95	0,032	0
80	0,065	0,95	0,029	0
100	0,055	0,95	-	-

Obvyklé sústavy diferenciálnych rovníc boli rozšírené o systém podmienok vyššie uvedených premenných pozadia a numericky riešené s použitím programu SIMSZIG, napísaný v programe MS Visual Basic 6.0, ktorý počítal zmeny na úrovni buniek s použitím podmienok modelu. Údaje boli uložené vo všeobecnom bodovom rastrovom formáte (.txt), vykreslené programom LandSerf 2.3 a konvertované do súborov kompatibilných s programom ArcGIS 8.3.

Vstupná štruktúra čiarkami deleného súboru pre program biotopového modelovania SZIGSIM:

- 1: Identifikačné číslo bunky
- 2: X-ová súradnica v maďarskom formáte GIS
- 3: Y-ová súradnica v maďarskom formáte GIS
- 4: Počiatočné typové číslo biotopu v danej bunke, ak je homogénna (0-19)
- 5-21: Pomer (0,0-1,0) rôznych typov biotopov (n=17) v danej bunke

Referencie:

Eaton J. V., Bateman D. a Hauberg S., (2007): Manuál k programu GNU Octave, verzia 3, Network Theory Limited; s. 568 (GNU Octave Manual Version 3 Network Theory Limited).

IID ekonomická a poradenská spol. s r. o., 2001 (Gazdasági Tanácsadó Kft., (2001)): Optimalizácia szigetközskeho zásobovania vodou a ekologickej rehabilitácie – záverečná správa (A szigetközi vízpótlás és ökológiai rehabilitáció optimalizálása – zárójelentés). Budapešť; s. 105.

Józsa J., Krámer T. a Rákóczi L., (2009): 2D-hydrodynamické modelovanie vplyvov na povrchové vody – Výskumná správa (*2D hydrodynamic modelling of the impact on surface waters – Research report*). Ekonomická a technická univerzita, Budapešť, Katedra hydrauliky a staviteľstva vodárenských zdrojov; s. 147.

Wood J., (2009): Manuál programu LandSerf. Verzia 1.0 pre LandSerf 2.3.1 <http://www.landserf.org/>, 3. december 2009; s. 213.

Príloha 3 – Porovnávacie hodnoty (benchmarking) rybích spoločenstiev (G. Guti)

Kľúčovými faktormi kvalitatívneho porovnávania hodnôt (benchmarkingu) sú prietokmi riadené geomorfologické procesy, ktoré vytvárajú charakteristickú dynamiku flákov a priestorové rozloženie rýchlosti prúdenia, šmykové napätie a veľkosť zŕn substrátu. Tieto hydrologické a geomorfologické premenné poskytujú špecifické podmienky biotopov pre charakteristické spoločenstvá druhov inundácie. Zloženie špecifických spoločenstiev je možné charakterizovať podielom reofilných a stagnofilných druhov (Chovanec & Waringer, 2001; Waringer & Graf, 2002; Chovanec et al., 2005). Kvalitatívne porovnávanie hodnôt je podľa Schiemera & Waidbachera (1992) praktizované porovnávaním znakov biotopov s ekologickými požiadavkami rozličných rybích spoločenstiev.

Podiel reofilných a stagnofilných druhov je možné vyjadriť **indexom fauny špecifického biotopu** (HFI). HFI je založený na súčte metrík preferenčných biotopov druhov (hodnota biotopu a indikačná váha). Keďže sa druhové zloženie líši podľa hydrologických a geomorfologických podmienok, môže byť ekologická kvalita vodných biotopov vyjadrená pomocou HFI.

Aby sa preferenčné biotopy druhov dali numericky popísať, bolo medzi päť biotopov rozdelených 10 valenčných bodov. Rozdelenie valenčných bodov je založené na autekologickej znalosti, terénnych pozorovaniach, ako aj údajoch z literatúry. Druhovo špecifické hodnoty biotopov (HB) sú počítané podľa nasledovnej rovnice:

$$HB = (1 \cdot H_1 + 2 \cdot H_2 + 3 \cdot H_3 + 4 \cdot H_4 + 5 \cdot H_5 + 6 \cdot H_6) / 10$$

Kritériom pre odlíšenie typov biotopov bolo bočné prepojenie s hlavným korytom: H_1 = eupotamál-A, H_2 = eupotamál-B, H_3 = parapotamál-A, H_4 = parapotamál-B, H_5 = plesiotamál, H_6 = paleopotamál.

Indikačná váha (IV), pohybujúca sa od 1 pre eurytopné druhy po 6 pre stenotopné druhy, bola pridelená pre každý druh, aby sa dali identifikovať citlivé druhy (indikačná váha ≥ 4). Indikačná váha je počítaná z rozdelenia valenčných bodov:

Preferovaný biotop je bodovaný 8-10 valenčnými bodmi:	IV = 6
Preferovaný biotop je bodovaný 6-7 valenčnými bodmi:	IV = 5
Preferovaný biotop je bodovaný 5 valenčnými bodmi:	IV = 4
Preferované biotopy sú bodované 3-4 valenčnými bodmi, druhy sa vyskytujú v 4 typoch biotopov:	IV = 3
Preferované biotopy sú bodované 3-4 valenčnými bodmi, druhy sa vyskytujú v 5 typoch biotopov:	IV = 2
Preferované biotopy sú bodované 1-2 valenčnými bodmi:	IV = 1

HFI je založený na súčte hodnôt biotopov a indikačných váh všetkých pôvodných druhov, vyskytujúcich sa na danej lokalite. Je počítaný s použitím nasledovnej rovnice:

$$HFI = \Sigma (HB \cdot IV) / \Sigma IV$$

kde HB je hodnota biotopu a IV je druhovo špecifická indikačná váha. Metóda je založená na prístupe prítomnosti / neprítomnosti, a teda početnosti neboli vo vzorci uvažované. Index FI

Tab. 1 Preferenčné biotopy pôvodných druhov rýb v riečnom/inundačnom systéme Szigetköz uvažované v indexe fauny špecifického biotopu (HFI). HB: druhovo špecifická hodnota biotopu, IV: indikačná váha. Reofilné druhy (HB < 2,5) sú indikované bledomodrou, stagnofilné druhy (HB > 4) sú indikované marhuľovou farbou.

rybí taxón	Eu-A	Eu-B	Para-A	Para-B	Plesio	Paleo	HB	IV
Pleskáč siný	<i>Abramis ballerus</i>	5	3	2			1,7	4
Pleskáč vysoký	<i>Abramis brama</i>	2	2	3	2	1	2,8	2
Pleskáč tuponosý	<i>Abramis sapa</i>	5	3	2			1,7	4
Jeseter ruský	<i>Acipenser gueldenstaedtii</i>	8	2				1,2	6
Jeseter hladký	<i>Acipenser nudiiventris</i>	7	2	1			1,4	5
Jeseter malý	<i>Acipenser ruthenus</i>	7	2	1			1,4	5
Jeseter hviezdnatý	<i>Acipenser stellatus</i>	8	2				1,2	6
Ploska pásavá	<i>Alburnoides bipunctatus</i>	10					1	6
Belička európska	<i>Alburnus alburnus</i>	1	2	3	2	2	3,2	2
Úhor európsky	<i>Anguilla anguilla</i>	2	2	3	2	1	2,8	2
Boleň dravý	<i>Aspius aspius</i>	3	3	2	1	1	2,4	2
Slíž severný	<i>Barbatula barbatula</i>	8	2				1,2	6
Mrena severná	<i>Barbus barbus</i>	6	3	1			1,5	5
Piest zelenkavý	<i>Blicca bjoerkna</i>	2	2	3	2	1	2,8	2
Karas obyčajný	<i>Carassius carassius</i>				1	9	5,9	6
Karas striebřistý	<i>Carassius gibelio</i>			2	3	2	4,5	2
Podustva severná	<i>Chondrostoma nasus</i>	6	3	1			1,5	5
Píž podunajský	<i>Cobitis elongatoides</i>			2	3	4	4,4	3
Hlaváč bieloplutvý	<i>Cottus gobio</i>	10					1	5
Kapor obyčajný	<i>Cyprinus carpio</i>	1	2	3	2	2	3,2	2
Štuka severná	<i>Esox lucius</i>		1	2	3	3	4,1	2
Mhuľa ukrajinská	<i>Eudontomyzon mariae</i>		8	2			2,2	5
Hrúz bieloplutvý	<i>Gobio albipinnatus</i>	5	3	2			1,7	4
Hrúz škvrnitý	<i>Gobio gobio</i>	3	4	2	1		2,1	3
Hrúz kesslerov	<i>Gobio kesslerii</i>	6	3	1			1,5	5
Hrebenačka vysoká	<i>Gymnocephalus baloni</i>	5	3	2			1,7	4
Hrebenačka fľkaná	<i>Gymnocephalus cernuus</i>		2	3	4	1	3,4	3
Hrebenačka pásavá	<i>Gymnocephalus schraetser</i>	7	3				1,3	5
Hlavátka podunajská	<i>Hucho hucho</i>	9	1				1,1	6
Vyza veľká	<i>Huso huso</i>	7	3				1,3	5
Ovsienka striebřistá	<i>Leucaspis delineatus</i>				1	6	5,2	5
Jalec hlavatý	<i>Leuciscus cephalus</i>	3	3	2	1	1	2,4	2
Jalec tmavý	<i>Leuciscus idus</i>	3	3	3	1		2,2	3
Jalec maloústý	<i>Leuciscus leuciscus</i>	5	3	2			1,7	4
Mieň sladkovodný	<i>Lota lota</i>	5	3	2			1,7	4
Čík európsky	<i>Misgurnus fossilis</i>				1	3	5,5	5
Šabl'a krivočiara	<i>Pelecus cultratus</i>	6	3	1			1,5	5
Ostriež zelenkavý	<i>Perca fluviatilis</i>	1	1	2	3	2	3,7	1
Lopatka dúhová	<i>Rhodeus amarus</i>		1	1	3	4	4,3	2
Plotica lesklá	<i>Rutilus pigus</i>	8	2				1,2	6
Plotica červenooká	<i>Rutilus rutilus</i>	1	2	2	2	2	3,5	1
Píž vrchovský	<i>Sabanejewia balcanica</i>	6	3	1			1,5	5
Pstruh potočný	<i>Salmo trutta fario</i>	7	2	1			1,4	5
Zubáč veľkouústý	<i>Sander lucioperca</i>	1	3	3	2	1	2,9	2
Zubáč voľžský	<i>Sander volgensis</i>		2	4	3	1	3,3	3
Červenica ostrobruchá	<i>Scardinius erythrophthalmus</i>				1	5	5,3	4
Sumec veľký	<i>Silurus glanis</i>	1	3	3	2	1	2,9	2
Lieň obyčajný	<i>Tinca tinca</i>				1	3	5,5	5
Blatniak tmavý	<i>Umbra krameri</i>					10	6	6
Nosál' sťahovavý	<i>Vimba vimba</i>	5	3	2			1,7	4
Kolok vretenovitý	<i>Zingel streber</i>	8	2				1,2	6
Kolok veľký	<i>Zingel zingel</i>	8	2				1,2	6
FI	1,61	1,80	2,18	3,85	4,29	5,23		

Hodnotenie ekologickej kvality je založené na porovnávaní medzi špecifickým referenčným spoločenstvom riečneho typu pred reguláciou a súčasným spoločenstvom alebo predpokladaným budúcim spoločenstvom. Referenčné spoločenstvo pred reguláciou (polovica 19-teho storočia) bolo zohľadnené pomocou štúdia literatúry a autekologickej znalosti.

Ekologická kvalita je klasifikovaná pomocou päťstupňovej triediacej schémy, zodpovedajúcej systému hodnotenia RSV. Z údajov o rybách bol vyvinutý predbežný kvalitatívny systém porovnávacích hodnôt a je zameraný na zmeny fauny v biotopoch typu eupotamál-A a B.

1) Výpočet HFI pomocou zmeny rybej fauny v biotope typu eupotamál-A:

- zmena počtu reofilných druhov < -4 a zmena počtu stagnofilných druhov 0 **HFI < 1,70** stupeň biologickej kvality rýb = 5
- zmena počtu reofilných druhov < -9 a zmena počtu stagnofilných druhov < +3 **HFI < 2,00** stupeň biologickej kvality rýb = 4
- zmena počtu reofilných druhov < -15 a zmena počtu stagnofilných druhov < +6 **HFI < 2,45** stupeň biologickej kvality rýb = 3
- zmena počtu reofilných druhov < -22 a zmena počtu stagnofilných druhov < +8 **HFI < 3,10** stupeň biologickej kvality rýb = 2
- zmena počtu reofilných druhov > -21 a zmena počtu stagnofilných druhov > +7 **HFI < 3,10** stupeň biologickej kvality rýb = 1

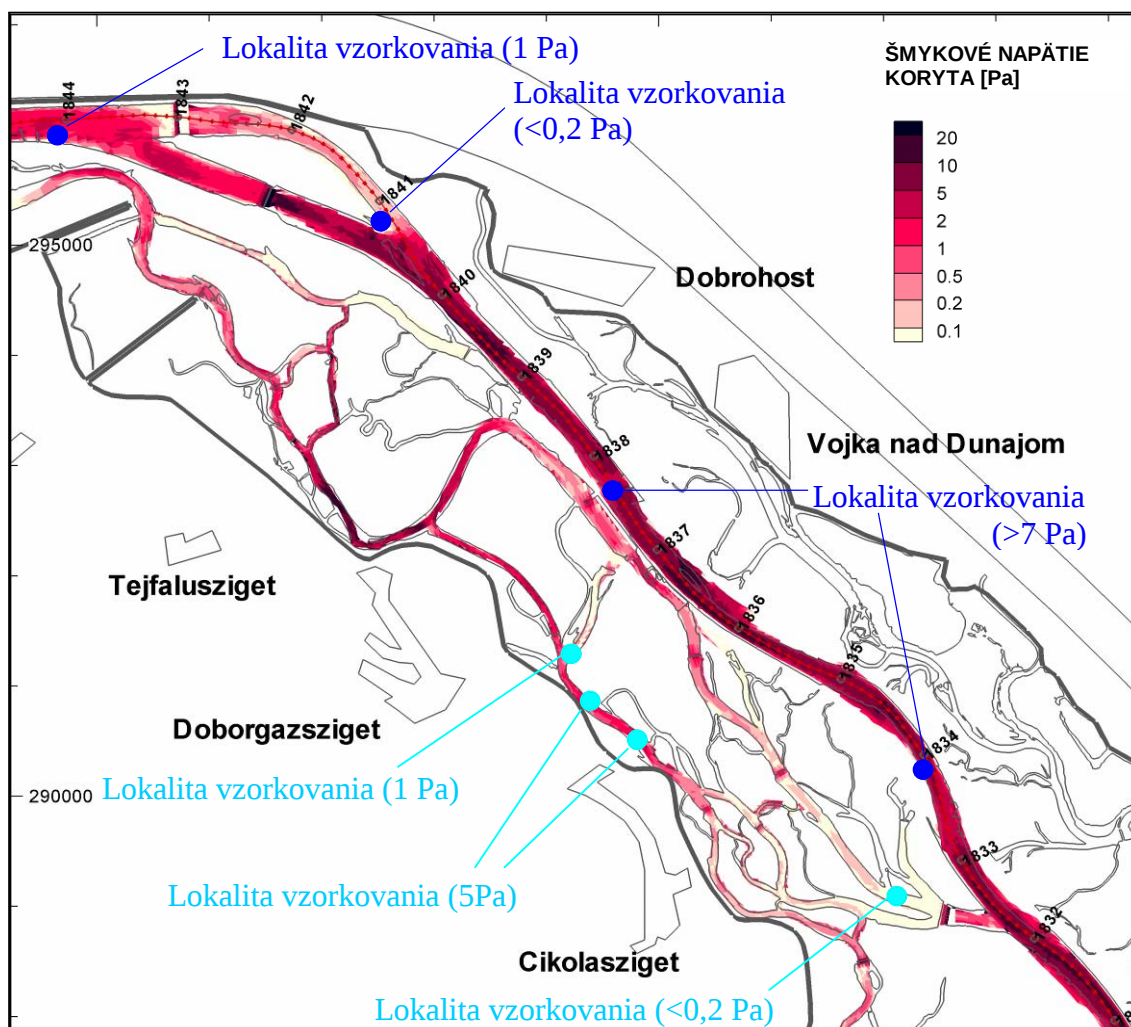
2) Výpočet HFI pomocou zmeny rybej fauny v biotope typu eupotamál-B:

- zmena počtu reofilných druhov < -4 a zmena počtu stagnofilných druhov 0 **HFI < 1,90** stupeň biologickej kvality rýb = 5
- zmena počtu reofilných druhov < -9 a zmena počtu stagnofilných druhov < +3 **HFI < 2,30** stupeň biologickej kvality rýb = 4
- zmena počtu reofilných druhov < -15 a zmena počtu stagnofilných druhov < +6 **HFI < 2,90** stupeň biologickej kvality rýb = 3
- zmena počtu reofilných druhov < -22 a zmena počtu stagnofilných druhov < +7 **HFI < 3,50** stupeň biologickej kvality rýb = 2
- zmena počtu reofilných druhov > -21 a zmena počtu stagnofilných druhov > +6 **HFI < 3,50** stupeň biologickej kvality rýb = 1

Tab. 2 Päťstupňový systém hodnotenia ekologickej kvality biotopov typu eupotamál-A a eupotamál-B, založený na indexe fauny špecifického biotopu (HFI), vypočítaného z údajov o rybách v szigetközskom úseku Dunaja a jeho ramennej sústavy v inundácii

Eupotamál-A	Eupotamál-B	Ekologicky (stupeň biologickej kvality rýb)
FI < 1,70	FI < 1,90	veľmi dobrý
FI < 2,00	FI < 2,30	dobrý
FI < 2,45	FI < 2,90	priemerný
FI < 3,10	FI < 3,50	zlý
FI >= 3,10	FI >= 3,50	veľmi zlý

Podrobnejšia analýza kvality biotopu pre ryby je založená na eko-hydrologickom vzťahu medzi spoločenstvami rýb a triedami šmykového napätia. Výskyt druhov rýb na miestach monitorovania, zoskupených v rôznych triedach šmykového napätia, ukázal významné rozdiely v druhovej bohatosti a podiele reofilných a stagnofilných druhov (Pozri **Obr. 3**).

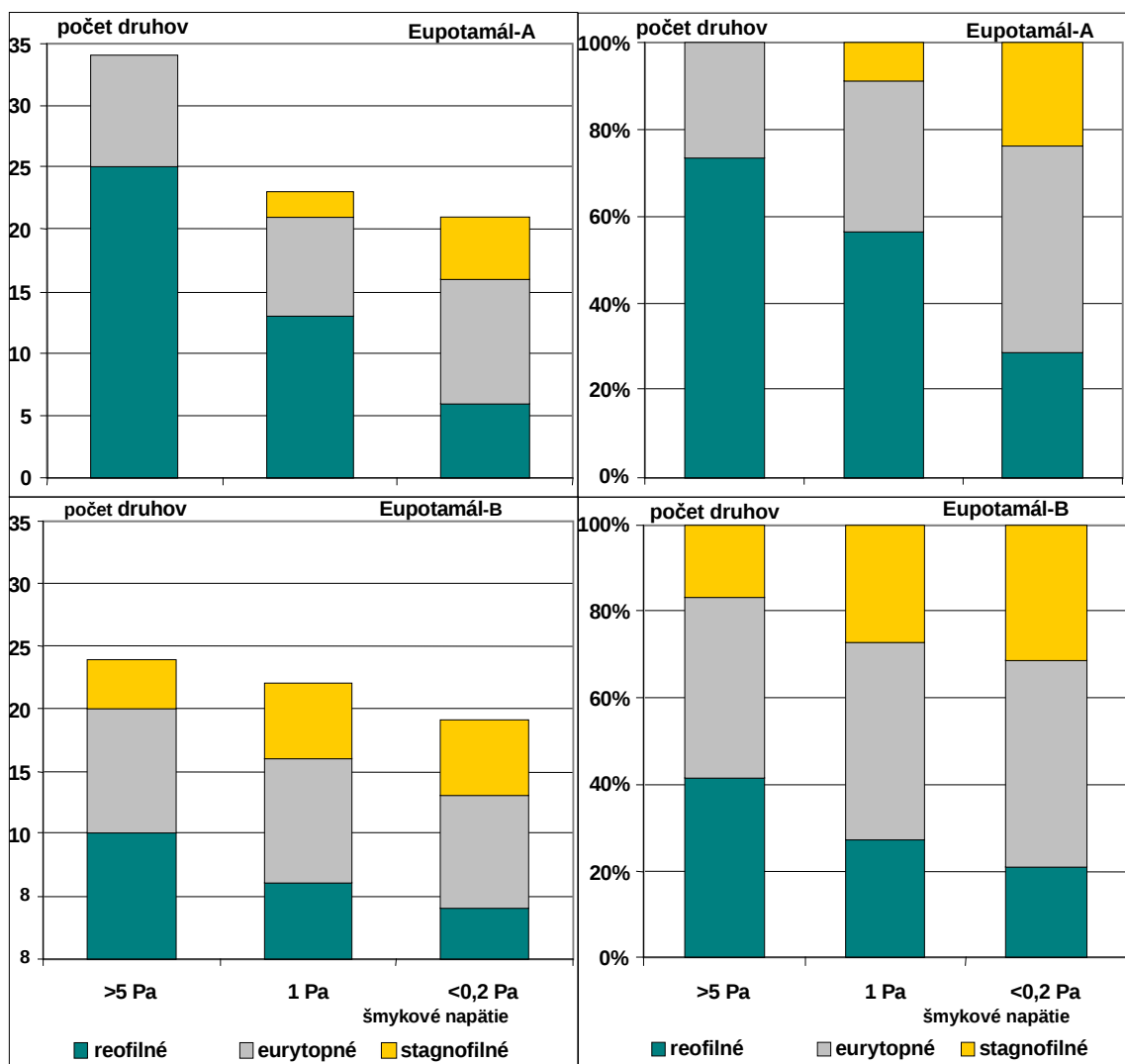


Obr. 2 Lokality biologického vzorkovania rýb v biotopoch Eupotamál-A (tmavomodré body) a B (bledomodré body) a priestorové rozloženie šmykového napätia koryta v hornej časti Szigetköz pri vstupnom prietoku $750 + 180 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$.

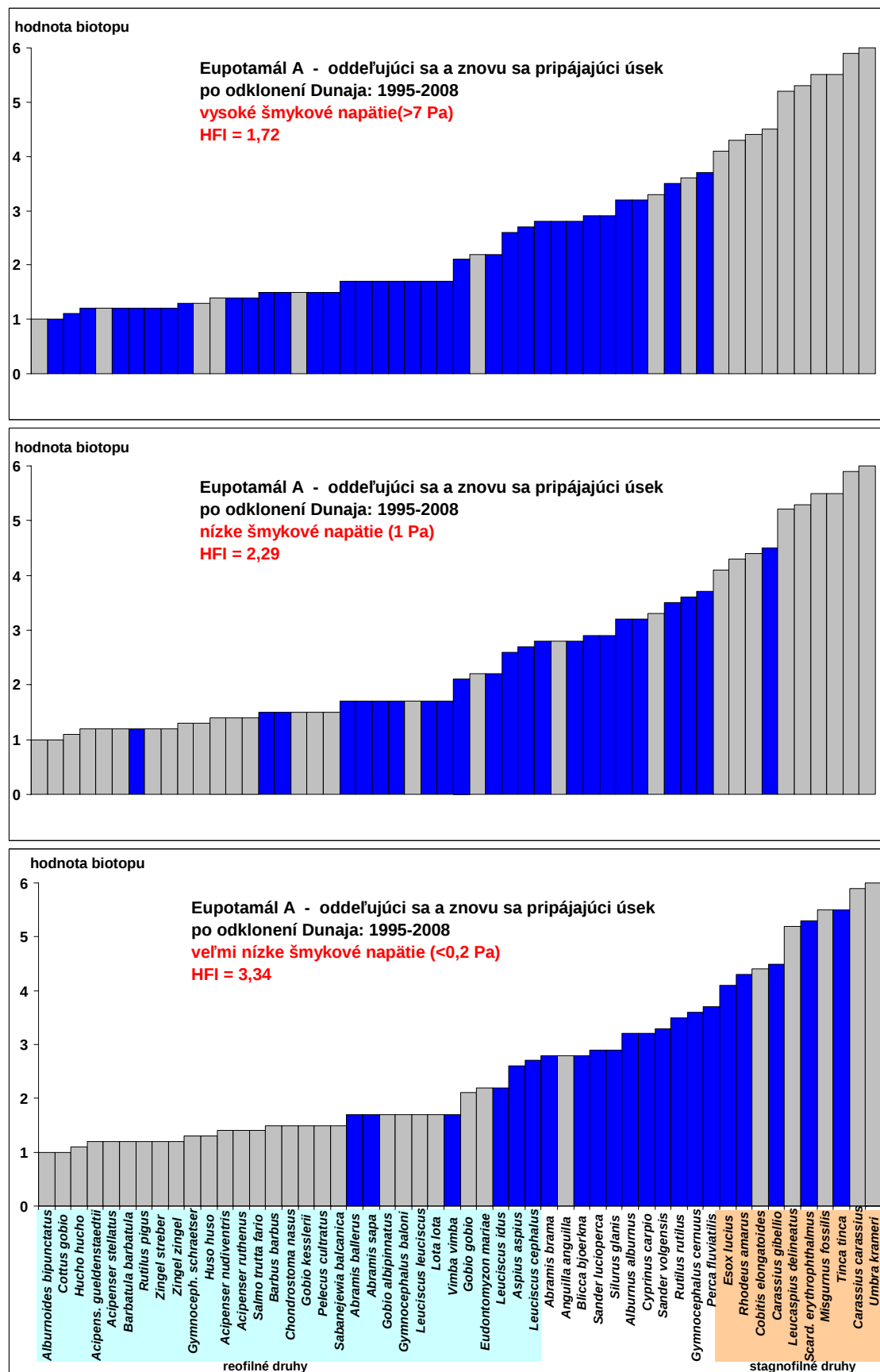
Priestorové rozloženie druhov rýb v biotopoch typu eupotamál-A a eupotamál-B, v oddeľujúcom sa a zase sa spájajúcom úseku je popísaný v **Obr. 4 a 5**, kde sú druhy rýb usporiadané podľa ich hodnoty biotopu. Zložky fauny lokalít s nízkym, priemerným a vysokým šmykovým napätím boli stanovené priamym pozorovaním (od konca 1980-tych rokov) a odborným úsudkom. Priestorové rozloženie šmykového napätia koryta bolo vypočítané pomocou 2D-hydrologického modelu (**Obr. 2**).

Na základe dostupných sád údajov o rýchlosti prúdenia a účinku šmykového napätia na rozloženie rýb v hlavnom koryte szigetközského úseku Dunaja je možné, pomocou údajov o rybej faune, charakterizovať tri triedy šmykového napätia ($> 7 \text{ Pa}$, 1 Pa , $< 0,2 \text{ Pa}$). Vysoký počet pôvodných druhov (34 druhov) bol overený na lokalitách s vysokou triedou šmykového

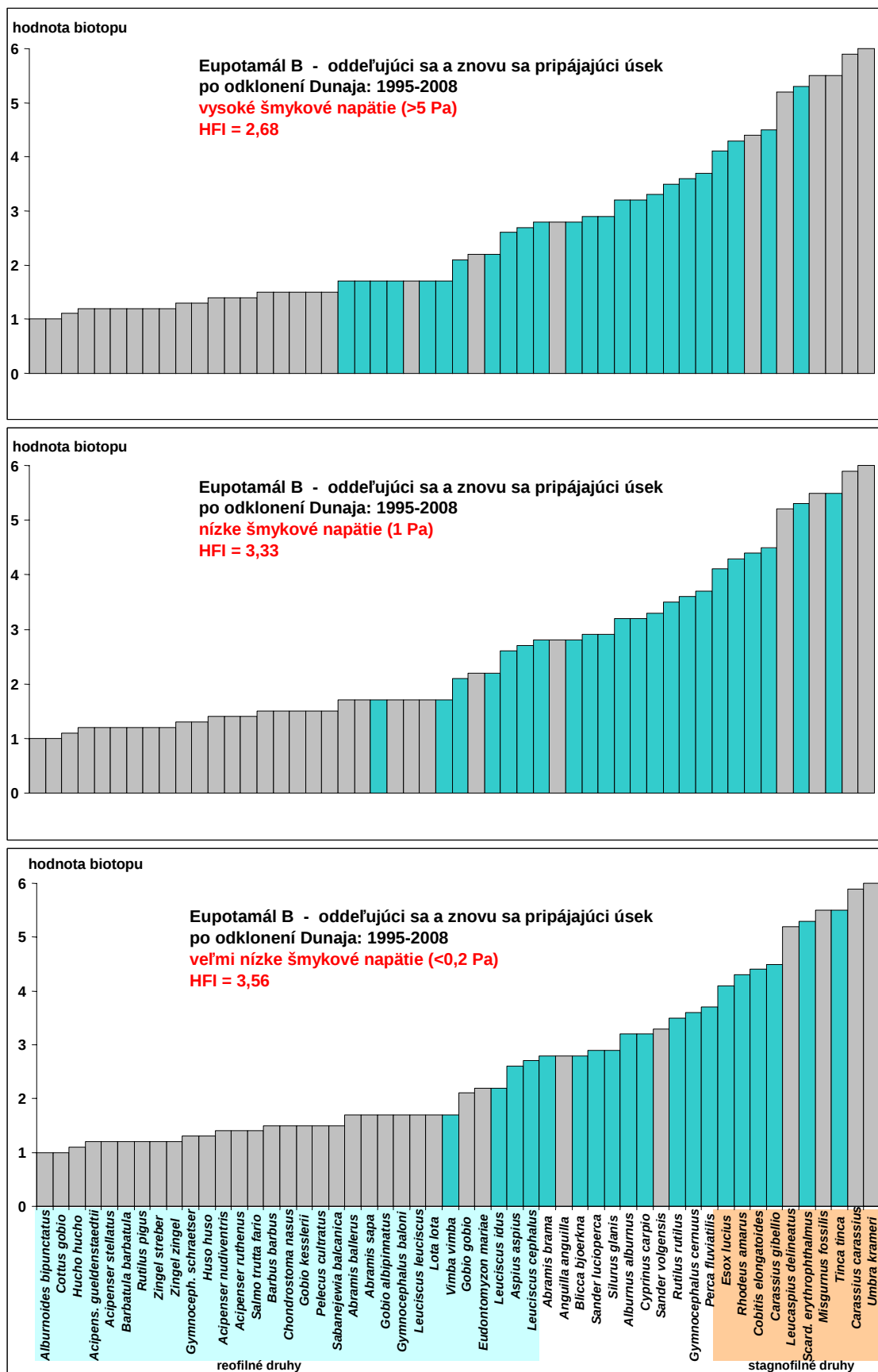
napätia ($> 7 \text{ Pa}$). Počet pôvodných druhov so znižovaním šmykového napätia klesá, je to 23 druhov v triede s priemerným (1 Pa) a 21 s nízkym ($< 0,2 \text{ Pa}$) šmykovým napätím. Podiel reofilných druhov sa s poklesom šmykového napätia znižuje. Pomer je 74 % a 29 % pri vysokej a nízkej hodnote šmykového napätia. Stagnofilné druhy v úsekoch s vysokým šmykovým napätím chýbajú a ich podiel je 24 % na lokalitách s nízkou hodnotou.



Obr. 3 Kolísanie počtu druhov a podiel reofilných, eurytopných a stagnofilných druhov rýb na lokalitách s rôznymi hodnotami šmykového napätia v hlavnom koryte (Eupotamál-A) a bočných ramenách typu Eupotamál-B Cikolajskej ramennej sústavy.



Obr. 4 Výskyt druhov rýb na lokalitách s rôznou triedou šmykového napätia v biotope Eupotamál-A v oddeľujúcom sa a znovu sa pripájajúcom úseku.

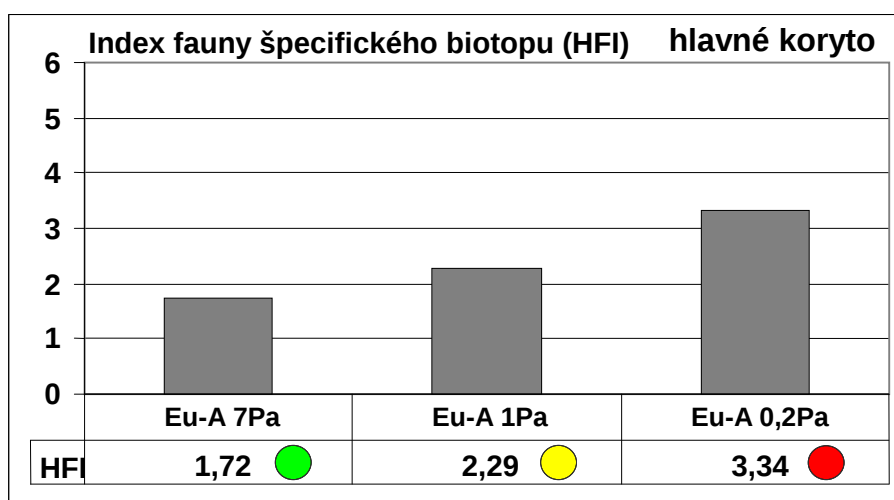


Obr. 5 Výskyt druhov rýb na lokalitách s rôznymi hodnotami šmykového napätia v súčasných biotopoch Eupotamál-B v Cikolajskej ramennej sústave.

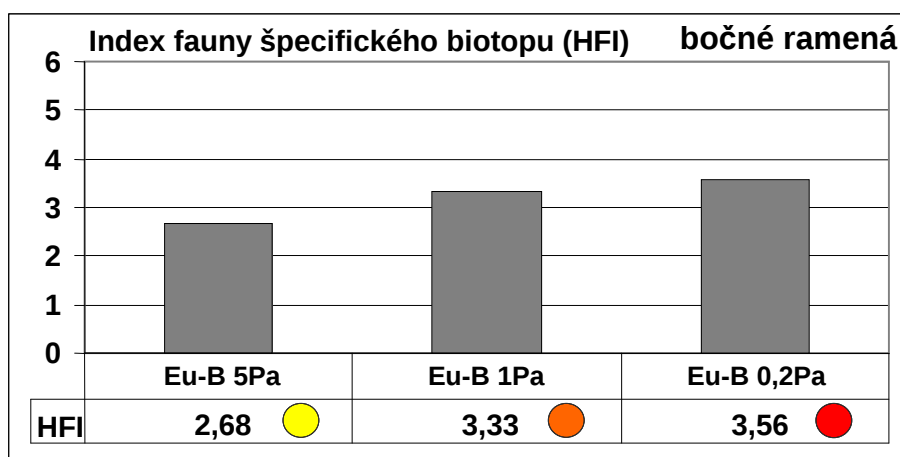
Rozdiely v štruktúre rybích spoločenstiev zdôrazňujú, že pokles plošného rozsahu úsekov s vysokou hodnotou šmykového napätia (> 7 Pa) ohrozuje zachovanie prirodzenej biodiverzity v biotope eupotamálu-A.

V bočných ramenách typu eupotamál-B bolo na lokalitách s vysokou (> 5 Pa), priemernou (1 Pa) a nízkou ($< 0,2$ Pa) triedou šmykového napätia overených 24, 23 a 19 pôvodných druhov, v tomto poradí. Počet reofilných druhov s poklesom šmykového napätia klesol z 10 (42 %) na 4 (21 %). Výskyt stagnofilných druhov ukazuje opačný trend, ich počet s poklesom šmykového napätia stúpa zo 4 (19 %) na 6 (32 %).

Zmena indexu fauny špecifického biotopu (HFI) ukazuje rozdiely v priestorovom rozložení reofilných a stagnofilných druhov podľa zmeny šmykového napätia (Obr. 6 a 7). Tento vzťah medzi triedami šmykového napätia a spoločenstvami rýb umožňuje vyhodnotenie rôznych variantov predovšetkým s ohľadom na reofilné ryby, ako najvýznamnejšej skupiny jedného biotického indikátora pre obnovu inundácie (Schiemer, 1999).



Obr. 6 Rozdiel v druhovom zložení rybích spoločenstiev je na lokalitách s rôznymi hodnotami šmykového napätia v hlavnom koryte (biotop typu Eupotamál-A) vyjadrený pomocou Indexu fauny špecifického biotopu (HFI). Ekologický stupeň (biologickej) kvality (rýb) je indikovaný farbami: Zelená = dobrý, Žltá = priemerný, Červená = veľmi zlý.



Obr. 7 Rozdiel v druhovom zložení rybích spoločenstiev je na lokalitách s rôznymi hodnotami šmykového napätia v bočných ramenách typu Eupotamál-B vyjadrený pomocou Indexu fauny špecifického biotopu (HFI). Ekologický stupeň (biologickej) kvality (rýb) je indikovaný farbami: Žltá = priemerný, Oranžová = zlý, Červená = veľmi zlý.

Referencie

Chovanec A., Waringer J., Straif M., Graf W., Reckendorfer W., Waringer-Löschenkohl A., Waidbacher H., Schultz H., 2005: Index inundácie – nový prístup pre hodnotenie ekologického stavu systémov rieka/inundácia podľa Rámцovej smernice EÚ o vode. (The Floodplain Index - a new approach for assessing the ecological status of river/floodplain-systems according to the EU Water Framework Directive).

Chovanec A., Waringer J., 2001: Ekologická integrita systémov rieka/inundácia – hodnotenie pomocou výskumu vážok. Regulované rieky: Výskum a manažment 17; s. 493-507. (Ecological integrity of river/floodplain-systems - assessment by dragonfly surveys. - Regul. Rivers: Res. Mgmt. 17).

Schiemer F., 1999: Ochrana biodiverzity v lužných riekach. – Archív hydrobiológie, Doplnok 115, Veľké rieky 11; 423-438. (Conservation of biodiversity in floodplain rivers. - Archiv für Hydrobiologie, Supplement 115 Large Rivers 11).

Schiemer F. & Waidbacher H., 1992: Stratégie pre zachovanie rybej fauny Dunaja. – V: Boon P. J., Calow P., Petts G. (eds.): Ochrana a manažment riek. John Wiley & Sons Ltd.; s. 363-382. (Strategies for conservation of a Danubian fish fauna. – In: P. J. Boon, P. Calow, G. Petts (eds.): River conservation and management. – John Wiley & Sons Ltd.).

Waringer J., Graf W., 2002: Spoločenstvá potočníkov ako nástroj pre hodnotenie ekologickej integrity inundácií Dunaja v Dolnom Rakúsku. – V: Mey W. (ed.): Zborník z 10-teho medzinárodného sympózia o potočníkoch, Nova Príloha. Ent.; s. 617-625). (Trichoptera communities as a tool for assessing the ecological integrity of Danubian floodplains in Lower Austria.- [In:] MEY, W.(ed.): Proc. of 10th Int. Symp. Trich., Nova Suppl. Ent.).

Príloha 4 – Porovnávacie hodnoty (benchmarking) vybraných skupín makrozoobentosu (podenky (*Ephemeroptera*), pošvatky (*Plecoptera*), vážky (*Odonata*))

Charakteristická fauna referenčného stavu Dunaja a vodných plôch jeho inundácie bola našťastie hodnotená v prípade podeniek (*Ephemeroptera*) a pošvatiek (*Plecoptera*) (Mocsáry, 1900; Pongrácz, 1914), poskytujúc realistický obraz spoločnstiev na konci 19-teho storočia a na začiatku 20-teho storočia. Tieto prvé záznamy ukazujú zhoršenie kvality vody počas uplynulého storočia a že v tom čase bol Dunaj druhovo veľmi bohatý a obsahoval množstvo druhov podeniek (*Ephemeroptera*) a pošvatiek (*Plecoptera*), ktoré v dôsledku hydromorfologických zásahov vyhynuli. Aj keď nemáme presné údaje ohľadne vážok (*Odonata*), bolo by možné predpokladať, že dva reofilné druhy – klinovka hadia (*Ophiogomphus cecilia*) a klinovka čiernonohá (*Onychogomphus forcipatus*) – museli byť pozdĺž Dunaja tiež široko rozšírené. Napriek pravidelnému výskumu lariev, dnes nie je možné tieto druhy v biotope Dunaja nájsť (Kovács & Ambrus, 2009).

Extrapoláciou údajov zo skorších zdrojov a s ohľadom na zistenia súčasnejšieho výskumu – vykonaného v uplynulých dvoch desaťročiach (Andrikovics et al., 2006; Kovács & Ambrus, 2009) – sme pre hodnotenie vybrali taxóny podeniek (*Ephemeroptera*), vážok (*Odonata*) a pošvatiek (*Plecoptera*).

Tab. 1 Preferencia biotopu charakteristických druhov makrozoobentosu súvisiacich s vodnými biotopmi Amoros - Rouxovho typu. Preferencia je stanovená v škále 0-10.

Taxón podeniek (<i>Ephemeroptera</i>)		Eu-A,B	Para-A	Para-B	Plesio	Paleo
podenka	<i>Ametropus fragilis</i> †	10				
podenka	<i>Baetis buceratus</i>	10				
podenka	<i>Caenis horaria</i>		1	1	2	6
podenka	<i>Caenis robusta</i>				3	7
podenka dvojkrídlová	<i>Cloeon dipterum</i>	1	1	1	2	5
podenka	<i>Cloeon simile</i>				10	
podenka	<i>Ecdyonurus aurantiacus</i>	10				
podenka	<i>Ephemerella lineata</i>	10				
podenka nížinná	<i>Ephoron virgo</i>	10				
podenka	<i>Heptagenia coerulans</i>	10				
podenka	<i>Heptagenia flava</i>	10				
podenka žltkastá	<i>Heptagenia sulphurea</i>	10				
podenka	<i>Oligoneuriella pallida</i> †	10				
podenka	<i>Potamanthus luteus</i>	10				
podenka	<i>Siphonurus lacustris</i>	10				
	<i>Torleya major</i>	10				
Taxón pošvatiek (<i>Plecoptera</i>)		Eu-A,B	Para-A	Para-B	Plesio	Paleo
pošvatka	<i>Isogenus nubecula</i> †	10				
pošvatka	<i>Taeniopteryx araneoides</i> †	10				
pošvatka dlhotykadlová	<i>Taeniopteryx nebulosa</i> †	10				
pošvatka	<i>Brachyptera braueri</i> †	10				
pošvatka	<i>Brachyptera trifasciata</i> †	10				
pošvatka	<i>Oemopteryx loewi</i> †	10				

pošvatka	<i>Marthamea vittripennis</i> †	10				
pošvatka	<i>Isoptena serricornis</i> †	10				
pošvatka	<i>Xanthoperla apicalis</i>	10				
	Taxón vážok		Eu-A,B	Para-A	Para-B	Plesio
	(Odonata)					Paleo
šidlo trstinové	<i>Aeshna affinis</i>				10	
šidlo červené	<i>Anaciaeschna isosceles</i>			1	1	8
šidlo lúčne	<i>Brachytron pratense</i>					10
hadovka lesklá	<i>Calopteryx splendens</i>	8	1	1		
šidielko obyčajné	<i>Coenagrion puella</i>		1	1	2	6
vážka červená	<i>Crocothemis erythraea</i>				2	8
šidielko krúžkované	<i>Enallagma cyathigerum</i>					10
vážka dvojškvrnná	<i>Epithea bimaculata</i>		1	1		8
šidielko červenooké	<i>Erythromma najas</i>					10
klinovka žltónohá	<i>Gomphus flavipes</i>	10				
klinovka obyčajná	<i>Gomphus vulgatissimus</i>	10				
šidielko väčšie	<i>Ischnura elegans</i>	1	1	1	3	4
šidielko menšie	<i>Ischnura pumilio</i>				10	
šidlovka pásikavá	<i>Lestes sponsa</i>				8	2
šidlovka	<i>Lestes virens</i>				8	2
šidlovka zelená	<i>Lestes viridis</i>					10
vážka plavá	<i>Libellula fulva</i>					10
klinovka hadia	<i>Ophiogomphus cecilia</i>	10				
vážka hnedoškvorná	<i>Orthetrum brunneum</i>	10				
šidielko ploskonohé	<i>Platycnemis pennipes</i>	7	1	1		1
ligotavka zelená	<i>Somatochlora metallica</i>	10				
vážka obyčajná	<i>Sympetrum vulgatum</i>		1	1	1	7

Chránené, vzácne alebo vyhynuté druhy sa nachádzajú len medzi reofilnými druhmi podeniek (*Ephemeroptera*) a pošvatiek (*Plecoptera*), charakteristickými pre eupotamál. Tečúca voda, vysoký obsah rozpusteného kyslíka, mierne zásobovanie živinami a nie príliš teplé teploty – obmedzené na letné mesiace – vytvárajú pre tieto druhy preferované životné prostredie. Pre nedostatok vegetácie vo vode alebo na brehu rieky je pre podenky (*Ephemeroptera*) ako biotop vhodný len úzky rajón vodného útvaru v priamom kontakte s korytom. Indikátormi tohto typu biotopu sú tri chránené riečne vážky.

V ostatných typoch biotopov – parapotamál, plesiopotamál, paleopotamál – neboli nájdené žiadne pošvatky (*Plecoptera*), keďže tieto poskytujú útočisko iba početným a eurytopným podenkám (*Ephemeroptera*). Dobré letové schopnosti vážok, žijúcich v týchto oblastiach, vo veľkej miere poskytujú (možnosti – pozn. prekl.) pre ich opätovné osídľovanie alebo kolonizáciu snáď dokonca aj z vhodných vodných útvarov mimo povodňových ochranných hrádzí. Takže druhy žijúce v týchto typoch biotopov nie sú zahrnuté do hodnotenia. Podľa toho je, z hľadiska podeniek (*Ephemeroptera*), vážok (*Odonata*) a pošvatiek (*Plecoptera*), kľúčovo dôležitým biotopom eupotamál.

Schéma hodnotenia preto môže byť založená na relatívnej významnosti eupotamálnych biotopov a v súčasnosti dostupných údajoch o existujúcej faune (Müller et al., 2009). V súčasnej fáze, kvôli nedostatočnej údajovej báze zo sústavy bočných ramien, nie je možné vykonať žiadne komplexné hodnotenie variantov, avšak ekologické nároky charakteristických reofilných skupín boli pri porovnávaní hodnôt (benchmarking) eupotamálu-A (hlavné koryto) & B (bočné ramená) zohľadňované.

Referencie

Andrikovics S., Nosek J. & Oertel N., (2006): Výskumy larev podeniek (*Ephemeroptera*) v Szigetköze) – Acta Biologica Debrecina, Príloha Oecologica Hungarica 14; s. 21-30. (Kérész (*Ephemeroptera*) lárvavizsgálatok a Szigetközben (The *Ephemeroptera* fauna of Szigetköz on the basis of larval investigations) – Acta Biologica Debrecina, Supplementum Oecologica Hungarica 14).

Kovács T. & Ambrus A., (2010): Faunistický výskum vážok (*Odonata*) v Szigetköze (1992-2008). V: Gubányi A. (ed.): Zoologické hodnoty Szigetközu. Maďarské prírodovedné múzeum, Budapešť, v tlači. (Szitakötők faunisztikai vizsgálata a Szigetközben (*Odonata*) (1992-2008). – In: Gubányi A. (ed.): A Szigetköz Állattani Értékei. Magyar Természettudományi Múzeum, Budapest, accepted for publication).

Mocsáry S., (1900): Ordo Pseudo-neuroptera (siet'okrídlóvce). – V: Fauna maďarskej ríše (Fauna Regni Hungariae) III. K. M. Prírodovedná spoločnosť, Budapešť; s. 23-32. (Ordo. Pseudo-neuroptera. – In: A Magyar Birodalom Állatvilága (Fauna Regni Hungariae) III. K. M. Természettudományi Társulat, Budapest).

Müller Z., Kiss B., Juhász P. & Kovács, T., (2009). Využívanie makrobezstavovcov na biologickú klasifikáciu povrchových vôd v Maďarsku. V: Somlyódy L. & Simonffy Z. (eds): Rozvoj trvalo udržateľného vodného hospodárstva v Maďarsku na podporu a implementáciu RSV. Vydané Katedrou zdravotného a environmentálneho staviteľstva, Technická univerzita, Budapešť, 2008: v tlači. (Using macroinvertebrates for biological classification of surface waters in Hungary. – In: Somlyódy L. & Simonffy Z. (eds): Development of sustainable water management in Hungary for the promotion of implementation of WFD. Published by Department of Sanitary and Environmental Engineering of BME, 2008: in press).

Pongrácz S., (1914): Siet'okrídlóvce Maďarska. (Enumeratio Neuropteroidum Regni Hungariae.) – Entomologické listy 21; s. 109-155. (Magyarország Neuropteroidái. (Enumeratio Neuropteroidum Regni Hungariae.) – Rovartani Lapok 21).

Príloha 5 – Systém porovnávacích hodnôt motýľov (Lepidoptera) (László Ronkay)

Táto kategorizácia by mohla mať pre ochranu prírody osobitný význam, pretože žiadny špecialista nemôžu získať ďalšie biologické informácie z „jednoduchého“ faunistického (a zoocenologického) výskumu danej oblasti, ktoré je pre manažérov ochrany prírody často ťažko interpretovateľné. Biogeografická kategorizácia je zrozumiteľná a pomerne dobre zostavená. Kategórie sumarizujúce bionomické informácie sú, kvôli oveľa zložitejšiemu charakteru týchto údajov, menej homogénne (napr. fenológia (náuka o závislosti životných prejavov živočíchov a rastlín na ročných obdobiach a zmenách počasia – pozn. prekl.), počet generácií, atď.). Takže bionomická kategorizácia, v záujme minimalizácie pomerne značnej neistoty prameniacej z teoreticky odhadovaného zloženia fauny rôznych typov vegetácie pre sedem variantov, nebola počas tohto hodnotenia použitá. Avšak ďalšie úsilie stojí za to, aby sa vytvorilo zoradenie, poskytujúce tento typ informácie, ktorý najlepšie charakterizuje druhy, pre každodenné praktické používanie.

Odhadovaná fauna nočných motýľov (*Macroheterocera*) pre varianty

		varianty počet druhov/počet chránených druhov/zoo-geografické kategórie								
	Typ vegetácie	Meandrovanie (400)			Situácia v roku 2008			SZITE		
		Počet druhov	Chránené	Zoogeografia *	Počet druhov	Chránené	Zoogeografia *	Počet druhov	Chránené	Zoogeografia *
1.	aluviálne lesy + topol'ové porasty	57	3	trans-palearktická: 75,44 %; boreo-kontinentálna: 17,54%; západo-palearktická: 7,02%;	57	3	trans-palearktická: 75,44 %; boreo-kontinentálna: 17,54 %; západo-palearktická: 7,02 %;	57	3	trans-palearktická: 75,44 %; boreo-kontinentálna: 17,54 %; západo-palearktická: 7,02 %;
2.	jelšové lesy	0	0	0	0	0		0	0	
3.	tvrdé lužné lesy (dubovo-brestovo-jaseňové lesy)	75	2	extra-palearktická: 1,33 %; trans-palearktická: 59,85 %; boreo-kontinentálna: 16,17 %;	135	6	extra-palearktická: 0,74 %; trans-palearktická: 51,98 %; boreo-kontinentálna: 19,83 %;	147	6	extra-palearktická: 0,68 %; trans-palearktická: 53,74 %; boreo-kontinentálna: 18,37 %;

		varianty počet druhov/počet chránených druhov/zoo-geografické kategórie								
	Typ vegetácie	Meandrovanie (400)			Situácia v roku 2008			SZITE		
				západo- palearktická: 22,09 %;			západo- palearktická: 27,55 %;			západo- palearktická: 27,21 %;
4.	dubové lesy	0	0	0	0	0	0	0	0	0
5.	záhony trstiny a pálky (<i>Typha</i>), záhony veľkých ostríc bez trsov trávy, spoločenstvá obojživelníkov na štrkových a piesčitých brehoch rieky	22	0	trans- palearktická: 27,27 %; boreo- kontinentálna: 68,18 %; juho- kontinentálna: 4,54 %;	18	0	trans- palearktická: 33,33 %; boreo- kontinentálna: 61,11 %; juho- kontinentálna: 5,55 %;	20	0	trans- palearktická: 30,07 %; boreo- kontinentálna: 65,00 %; juho- kontinentálna: 5,00 %;
6.	nížinné mokré degradované lúky	0	0	*časť typickej fauny tohto typu vegetácie mení svoj biotop a čiastočne prežíva v malých fragmentoch tvrdého lužného lesa, čiastočne v príbrežných a vysychajúcich lúkach	83	5	trans- palearktická: 51,25 %; boreo- kontinentálna: 34,94 %; juho- kontinentálna: 4,81 %; západo- palearktická: 7,23 %;	80	5	trans- palearktická: 53,60 %; boreo- kontinentálna: 34,40 %; juho- kontinentálna: 4,80 %; západo- palearktická: 7,20 %;
7.	ruderálne a semi-ruderálne pobrežné spoločenstvá	31	9	trans- palearktická: 66,66 %; boreo- kontinentálna: 8,33 %; západo- palearktická: 25,00 %;	31	9	trans- palearktická: 67,74 %; boreo- kontinentálna: 3,23 %; západo- palearktická: 29,03 %;	31	9	trans- palearktická: 67,74 %; boreo- kontinentálna: 3,23 %; západo- palearktická: 29,03 %;
8.	vysychajúce degradované lúky	80	1	extra- palearktická: 2,5 %; trans- palearktická: 68,75 %; boreo- kontinentálna:	75	1	extra- palearktická: 2,66 %; trans- palearktická: 66,78 %; boreo- kontinentálna:	75	1	extra- palearktická: 2,66 %; trans- palearktická: 66,78 %; boreo- kontinentálna:

		varianty počet druhov/počet chránených druhov/zoo-geografické kategórie								
	Typ vegetácie	Meandrovanie (400)			Situácia v roku 2008			SZITE		
				2,5 %; juho- kontinentálna: 2,5 %; západo- palearktická: 23,75 %;			2,66 %; juho- kontinentálna: 1,33 %; západo- palearktická: 26.60 %;			2,66 %; juho- kontinentálna: 1,33 %; západo- palearktická: 26.60 %;

		varianty počet druhov/počet chránených druhov/zoo-geografické kategórie								
	Typ vegetácie	Zvýšenie prietoku			Optimálne vyplnenie			Zúženie		
		Počet druhov	Chránené	Zoogeografia *	Počet druhov	Chránené	Zoogeografia *	Počet druhov	Chránené	Zoogeografia *
1.	aluviálne lesy + topoľové porasty	57	3	trans- palearktická: 75,44 %; boreo- kontinentálna: 17,54 %; západo- palearktická: 7,02 %;	57	3	trans- palearktická: 75,44 %; boreo- kontinentálna: 17,54 %; západo- palearktická: 7,02 %;	57	3	trans- palearktická: 75,44 %; boreo- kontinentálna: 17,54 %; západo- palearktická: 7,02 %;
2.	jelšové lesy	0	0	0	0	0	0	0	0	0
3.	tvrdé lužné lesy (dubovo-brestovo-jaseňové lesy)	140	2	extra- palearktická: 1,42 %; trans- palearktická: 60 %; boreo- kontinentálna: 17,38 %; západo- palearktická: 22,38 %;	134	2	extra- palearktická: 0,74 %; trans- palearktická: 49,58 %; boreo- kontinentálna: 21,16 %; západo- palearktická: 28,52 %;	137	2	extra- palearktická: 0,73 %; trans- palearktická: 51,83 %; boreo- kontinentálna: 20,44 %; západo- palearktická: 27,01 %;
4.	dubové lesy	0	0	0	0	0	0	0	0	0
5.	záhony trstiny a pálky (<i>Typha</i>), záhony veľkých ostríc bez trsov tráv.	18	0	trans- palearktická: 33,33 %; boreo- kontinentálna:	18	0	trans- palearktická: 33,33 %; boreo- kontinentálna:	18	0	trans- palearktická: 33,33 %; boreo- kontinentálna:

		varianty počet druhov/počet chránených druhov/zoo-geografické kategórie								
	Typ vegetácie	Zvýšenie prietoku			Optimálne vyplnenie			Zúženie		
	spoločenstvá obojživelníkov na štrkových a piesčitých brehoch riek			61,11 %; juho-kontinentálna: 5,55 %;			61,11 %; juho-kontinentálna: 5,55 %;			61,11 %; juho-kontinentálna: 5,55 %;
6.	nížinné mokré degradované lúky	83	5	trans-palearktická: 51,25 %; boreo-kontinentálna: 34,94 %; juho-kontinentálna: 4,81 %; západo-palearktická: 7,23 %;	83	5	trans-palearktická: 51,25 %; boreo-kontinentálna: 34,94 %; juho-kontinentálna: 4,81 %; západo-palearktická: 7,23 %;	83	5	trans-palearktická: 51,25 %; boreo-kontinentálna: 34,94 %; juho-kontinentálna: 4,81 %; západo-palearktická: 7,23 %;
7.	ruderalne a semi-ruderalne pobrežné spoločenstvá	24	8	trans-palearktická: 66,66 %; boreo-kontinentálna: 8,33 %; západo-palearktická: 25,00 %;	31	9	trans-palearktická: 67,74 %; boreo-kontinentálna: 3,23 %; západo-palearktická: 29,03 %;	31	9	trans-palearktická: 67,74 %; boreo-kontinentálna: 3,23 %; západo-palearktická: 29,03 %;
8.	vysychajúce degradované lúky	75	1	extra-palearktická: 2,66 %; trans-palearktická: 66,78 %; boreo-kontinentálna: 2,66 %; juho-kontinentálna: 1,33 %; západo-palearktická: 26,60 %;	75	1	extra-palearktická: 2,66 %; trans-palearktická: 66,78 %; boreo-kontinentálna: 2,66 %; juho-kontinentálna: 1,33 %; západo-palearktická: 26,60 %;	75	1	extra-palearktická: 2,66 %; trans-palearktická: 66,78 %; boreo-kontinentálna: 2,66 %; juho-kontinentálna: 1,33 %; západo-palearktická: 26,60 %;

		varianty počet druhov/počet chránených druhov/zoo-geografické kategórie					
	Typ vegetácie	Rozšírenie			Rozšírenie (Jaeggi)		
		Počet druhov	Chránené	Zoogeografia *	Počet druhov	Chránené	Zoogeografia *
1.	aluviálne lesy + topoľové porasty	57	3	trans-palearktická: 75,44 %; boreo-kontinentálna: 17,54 %; západo-palearktická: 7,02 %;	57	3	trans-palearktická: 75,44 %; boreo-kontinentálna: 17,54 %; západo-palearktická: 7,02 %;
2.	jelšové lesy	0	0	0	0	0	0
3.	tvrdé lužné lesy (dubovo-brestovo-jaseňové lesy)	155	8	extra-palearktická: 0,64 %; trans-palearktická: 50,97 %; boreo-kontinentálna: 20,64 %; západo-palearktická: 27,74 %;	135	6	extra-palearktická: 0,74 %; trans-palearktická: 51,98 %; boreo-kontinentálna: 19,83 %; západo-palearktická: 27,55 %;
4.	dubové lesy	0	0	0	0	0	0
5.	záhony trstiny a pálky (<i>Typha</i>), záhony veľkých ostríc bez trsov trávy, spoločenstvá obojživelníkov na štrkových a piesčitých brehoch riek	18	0	trans-palearktická: 33,33 %; boreo-kontinentálna: 61,11 %; juho-kontinentálna: 5,55 %;	18	0	trans-palearktická: 33,33 %; boreo-kontinentálna: 61,11 %; juho-kontinentálna: 5,55 %
6.	nížinné mokré degradované lúky	83	5	trans-palearktická: 51,25 %; boreo-kontinentálna: 34,94 %; juho-kontinentálna: 4,81 %; západo-palearktická:	83	5	trans-palearktická: 51,25 %; boreo-kontinentálna: 34,94 %; juho-kontinentálna: 4,81 %; západo-palearktická:

		varianty počet druhov/počet chránených druhov/zoo-geografické kategórie					
	Typ vegetácie	Rozšírenie			Rozšírenie (Jaeggi)		
				7,23 %;			7,23 %;
7.	ruderalne a semi-ruderalne pobrežné spoločenstvá	24	8	trans-palearktická: 66,66 %; boreo-kontinentálna: 8,33 %; západo-palearktická: 25,00 %;	31	9	trans-palearktická: 67,74 %; boreo-kontinentálna: 3,23 %; západo-palearktická: 29,03 %;
8.	vysychajúce degradované lúky	75	1	extra-palearktická: 2,66 %; trans-palearktická: 66,78 %; boreo-kontinentálna: 2,66 %; juho-kontinentálna: 1,33 %; západo-palearktická: 26,60 %;	75	1	extra-palearktická: 2,66 %; trans-palearktická: 66,78 %; boreo-kontinentálna: 2,66 %; juho-kontinentálna: 1,33 %; západo-palearktická: 26,60 %.

Proces hodnotenia rôznych variantov

Hodnotenie rôznych variantov bolo uskutočnené s využitím výsledkov nových modelov, kde bola priemerná vodná schéma 750 m³ (pravdepodobne prietok – pozn. prekl.). Zoradenie variantov by malo byť na základe hodnotenia najvlhších typov vegetácie, ich predpokladanej fauny, vyváženosti porastov mäkkých a tvrdých lužných lesov, približujúcej sa dávnyim obdobiam a realizovateľnosti (a tiež vplyvu) daného variantu.

Hodnotenie súčasných variantov na päťstupňovej škále závisí od podielu „pôvodného“ a menej vlhkého, často viac degradovaného typu vegetácie a podielu určitých určujúcich typov fauny v rámci rôznych typov vegetácie.

Skratky:

Extra-palearktický (EP)
Trans-palearktický (TP)
Boreo-kontinentálny (BK)
Juho-kontinentálny (JK)
Západo-palearktický (ZP)

Typ vegetácie	Aluviálny les + topole	Tvrď lužný les	Trstina – páłka bez trsov trávy	Nížinná mokrá lúka	Pobrežné-ruderálne	Vysychajúca lúka
Veľmi dobrý (5)	nad 60 %	pod 2 %	nad 7 %	pod 2 %	pod 1 %	pod 2 %
Dobrý (4)	medzi 50-60 %	medzi 2-6 %	medzi 5-7 %	medzi 2-5 %	medzi 1-2 %	medzi 2-4 %
Priemerný (3)	medzi 40-50 %	medzi 6-10 %	medzi 3-5 %	medzi 5-8 %	medzi 2-3 %	medzi 4-6 %
Zlý (2)	medzi 30-40 %	medzi 10-14 %	medzi 1-3 %	medzi 8-11 %	medzi 3-4 %	medzi 6-8 %
Veľmi zlý (1)	pod 30 %	nad 14 %	pod 1 %	nad 11 %	nad 4 %	nad 8 %

Typ vegetácie	Aluviálny les + topole	Tvrď lužný les	Trstina – páłka bez trsov trávy	Nížinná mokrá lúka	Pobrežné-ruderálne	Vysychajúca lúka
Veľmi dobrý (5)	TP+BK >90 %	ZP pod 25 %; BK nad 20 %	BK nad 65 % ZP pod 5 %	ZP pod 5 %	nemá reálny zmysel	TP+BK nad 70 % ZP pod 25 %
Dobrý (4)	TP+BK medzi 85-90 %	ZP medzi 25-28 % BK medzi 17-20 %	BK medzi 60-65 % ZP medzi 5-6 %	ZP medzi 5-8 %	nemá reálny zmysel	TP+BK medzi 67-70 % ZP medzi 25-28 %
Priemerný (3)	TP+BK medzi 80-85 %	ZP medzi 28-31 % BK medzi 14-17 %	BK medzi 55-60 % ZP medzi 6-7 %	ZP medzi 8-11 %	nemá reálny zmysel	TP+BK medzi 64-67 % ZP medzi 28-31 %
Zlý (2)	TP+BK medzi 75-80 %	ZP medzi 31-34 % BK medzi 11-14 %	BK medzi 50-55 % ZP medzi 7-8 %	ZP medzi 11-14 %	nemá reálny zmysel	TP+BK medzi 61-64 %; ZP medzi 31-34 %
Veľmi zlý (1)	TP+BK medzi 75 %	ZP nad 34 % BK pod 11 %	BK pod 50 % ZP nad 8 %	ZP nad 14 %	nemá reálny zmysel	TP+BK pod 61% ZP nad 34 %

Toto je navrhovaná schéma, ktorá nemá byť v tomto momente úplne aplikovaná. Avšak hlavné aspekty boli pre dlhodobý vývoj terestrického ekosystému zohľadnené.

Referencie

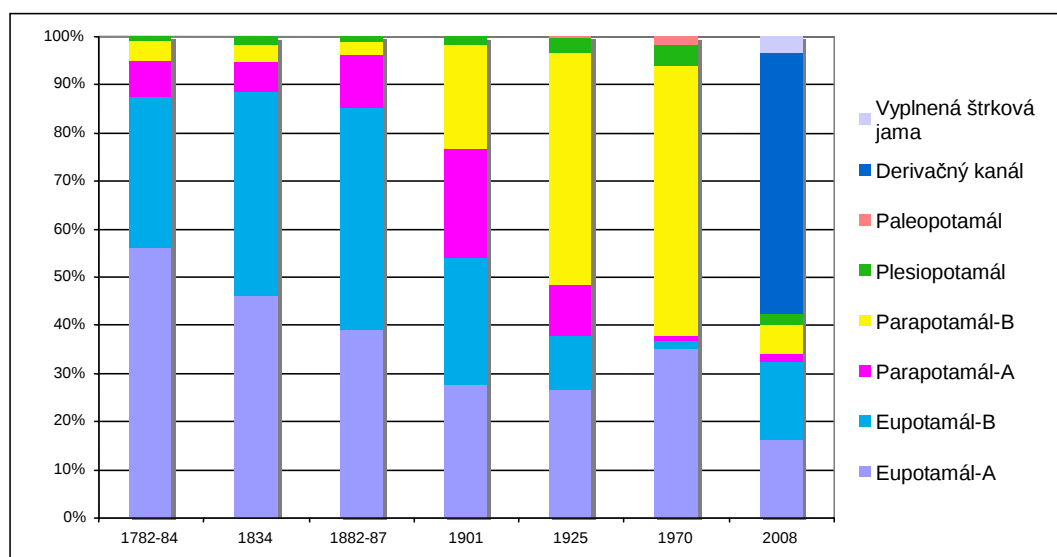
Varga Z., Ronkay L., Bálint Zs., László Gy. M. a Peregovits L., (2005): Súpis fauny Maďarska, Zväzok 3. Veľké motýle. Maďarské prírodovedné múzeum, Budapešť; s. 114. (Checklist of the Fauna of Hungary. Volume 3. Macrolepidoptera. – Hungarian Natural History Museum, Budapest).

Varga Z., Ronkay L., Bálint Zs., László Gy. M. a Peregovits L., (2004): Súpis druhov maďarskej fauny. Zväzok 3. Veľké motýle. Maďarské prírodovedné múzeum, Budapešť; s. 108. (A magyar állatvilág fajjegyzéke. 3. kötet. Nagylepkék. – Hungarian Natural History Museum, Budapest).

Príloha 6 – Fauna obojživelníkov ako bioindikátor pre vodné útvary para- až plesiopotamál

Zatiaľ čo sú spoločenstvá rýb a makrozoobentos indikatívne predovšetkým pre dostupnosť a kvalitu eupotamálnych biotopov, pre faunu obojživelníkov je obzvlášť významná existencia vodných útvarov plesiopotamál a paleopotamál, ako miest rozmnožovania.

Presnosť starých máp sa ukazuje ako prekážka v analýze údajov, najmä v prípade izolovaných vodných útvarov. Po hlavnom projekte regulácie vody (1901) došlo k významnému poklesu biotopov typu eupotamál-A a nárastu typov parapotamál a plesiopotamál. Táto dramatická zmena vytvorila pre obojživelníky v inundácii vhodnejšie biotopy. V posledných dvoch - troch desaťročiach podiel biotopov typu parapotamál-B a plesiopotamál vykazoval rýchly pokles, ktorý vyústil do významného poklesu veľkosti populácie.



Obr. 1 Analýza historických prvkov krajiny pre inundáciu Szigetközu v Maďarsku (Schwarz, 2009)

Obojživelníky počas rozmnožovania vyžadujú ako biotopy neresenia teplé, plytké a silno zarastené vody s malými amplitúdami kolísaní vodných hladín.

Pre hodnotenie variantov s ohľadom na obojživelníky je potrebné rozlišovať dva typy plesiopotamálov: plesiopotamál-A, vodné útvary blízko hlavného koryta s vyšším kolísaním a plesiopotamál-B – izolovanejšie vodné útvary s malou amplitúdou kolísaní vodnej hladiny (zaplavované len pri veľkých povodniach, ovplyvňované podzemnou vodou, čiastočne anaeróbne procesy).

Celkom bolo zistených 11 druhov obojživelníkov, ktoré sa pravidelne v inundácii rozmnožujú (skokan ostropyský (*Rana arvalis*), skokan štíhly (*Rana dalmatina*), mlok bodkovaný (*Lissotriton vulgaris*), mlok dunajský (*Triturus dobrogicus*), hrabavka škvrnitá (*Pelobates fuscus*), rosnička zelená (*Hyla arborea*), ropucha obyčajná (*Bufo bufo*), skokan rapotavý (*Rana ridibunda*), skokan zelený (*Rana esculenta*), skokan krátkonohý (*Rana lessonae*), kuňka ohnivá (*Bombina bombina*)). Reprodukčné stratégie, ktoré žaby szigetközskej oblasti prijali, spadajú do dvoch základných kategórií: prudké a vleklé párenie sa. Obe rozmnožovacie stratégie vyžadujú vhodné biotopy. Na základe dostupných súborov terénnych faunistických údajov je možné vypracovať nasledovné hodnotenie, ktoré sa viaže na rôzne Amoros - Rouxove triedy a stav ochrany.

Tab. 2 Miesta rozmnožovania sa obojživelníkov, ktoré sa viažu na rôzne Amoros - Rouxove triedy a stav ochrany

		Eupotamál-B	Parapotamál-A	Parapotamál-B	Plesiopotamál-A	Plesiopotamál-B	Príloha II Smernice o biotopoch	Stav ochrany
Mlok dunajský	<i>Triturus dobrogicus</i>				+	++	+	chránený
Mlok bodkovaný	<i>Lissotriton vulgaris</i>				+	++		chránený
Kuňka ohnivá	<i>Bombina bombina</i>			+	+	++	+	chránená
Rosnička zelená	<i>Hyla arborea</i>			+	+	++		chránená
Ropucha obyčajná	<i>Bufo bufo</i>			+	+	++		chránená
Hrabavka škvrnitá	<i>Pelobates fuscus</i>			+	+	++		chránená
Skokan ostropyský	<i>Rana arvalis</i>				+	++		chránený
Skokan štíhly	<i>Rana dalmatina</i>				+	++		chránený
Skokan zelený	<i>Rana kl. esculenta</i>	+	+	++	++	+		chránený
Skokan krátkonohý	<i>Rana lessonae</i>			++	+	++		chránený
Skokan rapotavý	<i>Rana ridibunda</i>	+	++	+				chránený
Podiel miest rozmnožovania sa		2/11	2/11	7/11	10/11	10/11		

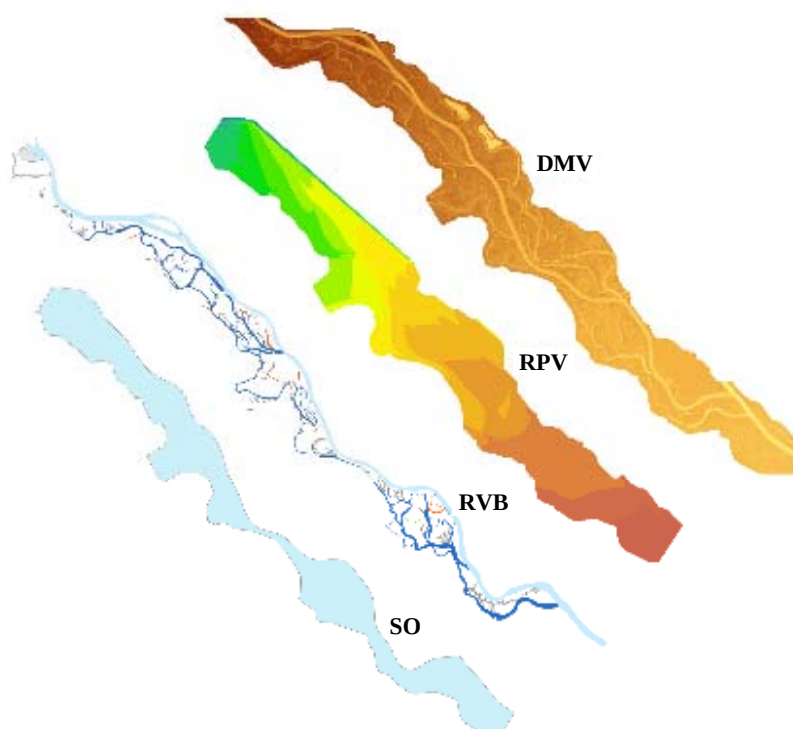
+ = potenciálny biotop v období rozmnožovania

++ = vhodnejší biotop v období rozmnožovania

Tab. 3 Kritériá hodnotenia pre obojživelníky stanovené pomocou podielu biotopov typu plesiopotamál-B a plesiopotamál-A

Podiel plesiopotamálu B a A (B/A)		
> 0,8	značné zlepšenie súčasného stavu	++
0,61-0,8	zlepšenie, ale stále ďaleko od referenčných podmienok	+
0,41-0,6	stav ďaleko od referenčných podmienok, ale stále prijateľný	-+
0,21-0,4	nedostatočný stav	-
< 0,2	značne horší, než súčasný stav	--

Pre vyhodnotenie bola skúmaná oblasť kvôli obmedzeniu vymedzená do troch rôznych typov máp (mapy rozloženia podzemnej vody, mapy digitálnych výšok, mapy rozloženia vodných biotopov). Ako ukazuje Obr. 1, horná a dolná časť Szigetköz, ako aj slovenský úsek inundácie nemohol byť zahrnutý do vyhodnotenia.



Obr. 1 Vymedzenie skúmanej oblasti (Digitálna mapa výšok (DMV), mapa rozloženia podzemnej vody (RPV), mapa rozloženia vodných biotopov (RVB), skúmaná oblasť (SO))

Referencie

Schwarz U., (2009): Analýza historických prvkov krajiny pre szigetközskú inundáciu v Maďarsku. Nepublikovaná správa, FLUVIUS; s. 31, Viedeň, 4. november 2009. (Historical landscape element analysis for the Szigetköz floodplain in Hungary. Unpublished report, FLUVIUS, Vienna, 4 Nov. 2009)