

Česká zemědělská univerzita v Praze

Fakulta životního prostředí

Katedra biotechnických úprav krajiny

Obor DSP: Úprava vodního režimu krajiny



Vybraná problematika revitalizace hydrologické sítě

Selected issue of revitalization of the hydrological network

Disertační práce

Doktorand: **Ing. Andrea Jelínková, DiS.**

Školitel: **prof. Ing. Pavel Kovář, DrSc.**

2018

Prohlášení

„Prohlašuji, že jsem disertační práci vypracovala samostatně, pod vedením prof. Ing. Pavla Kováře, DrSc. Uvedla jsem všechny literární prameny a publikace, ze kterých jsem čerpala“.

Ing. Andrea Jelínková

V Pardubicích dne 8.8.2018

Poděkování

Tímto bych ráda velice poděkovala prof. Ing. Pavlu Kovářovi, DrSc. za odborné vedení po dobu mého studia, za trpělivost, ochotu a vstřícnost. Mé díky patří také mé rodině, příteli a dcerkám za podporu během celého studia.

ABSTRAKT

Disertační práce „Vybraná problematika revitalizace hydrologické sítě“ představuje soubor tří studií publikovaných nebo přijatých k publikaci ve vědeckých časopisech s IF (*Impact Factor*) nebo zařazených v databázi Scopus.

První část práce se formou rešerše řeší téma revitalizace hydrologické sítě.

První část rešerše je zaměřena na obecný proces revitalizace hydrologické sítě, zejména proces revitalizace toků - druhy revitalizací, jejich specifika dle lokality realizace, popis revitalizačních objektů. Rozsáhleji je pojednáváno o podkladech a zásadách procesu revitalizace. Druhá část rešerše se zabývá charakteristikou provedených úprav říční sítě v oblasti Mostecké hnědouhelné pánve. Dokládá typické příklady provedených úprav pro tuto oblast. Třetí část rešerše se věnuje klasifikaci hydrologických modelů, včetně stručné charakteristiky modelů a metod, použitých v rámci disertační práce.

Druhá část práce je tvořena třemi samostatnými studii. V prvních dvou studiích jsou na základě prováděných simulací porovnávány zvolené hydrologické modely (ANN, KINFIL a Snyderův syntetický hydrogram) a jejich užití v podmínkách konkrétních lokalit. Třetí studie je zaměřena na problematiku Kamencového jezera v Chomutově a působení vnějších vlivů na něj. Část studie je věnována návrhu revitalizačních opatření.

Předměty zkoumání jednotlivých studií poukazují na rozmanitost problematik spojených s revitalizačními procesy hydrologické sítě. Výsledky potvrzují nepostradatelný význam aplikace hydrologických modelů, tak i nutnost užití multidisciplinárního přístupu při jejich řešení.

Klíčová slova: revitalizace, hydrologická síť, hydrologický model, model KINFIL, Kamencové jezero

ABSTRACT

The dissertation "Selected issue of revitalization of the hydrological network" presents a set of three studies published or accepted for publication in scientific journals with IF (Impact Factor) or indexed in the Scopus database.

The first part of the thesis deals with the topic of the revitalization of the hydrological network.

The first part of the research focuses on the general process of revitalization of the hydrological network, especially the revitalization of the flows - types of revitalization, their specifics according to the site of realization, description of the revitalization objects. More extensive discussion of the facts and principles of the revitalization process. The second part of the research deals with the characterization of the modifications made to the river network in the Mostecká brown coal basin. It presents typical examples of modifications made for this area. The third part of the research focuses on the classification of hydrological models, including the brief characteristics of the models and methods used in the dissertation.

The second part of the thesis consists of three separate studies. In the first two studies, selected hydrological models (ANN, KINFIL and Snyder's Synthetic Hydrogram) are compared on the basis of the simulations performed and their use in the conditions of specific localities. The third study focuses on the issue of the Lake of Chomutov in Chomutov and the influence of external influences on it. Part of the study is devoted to the proposal for revitalization measures.

Subjects examining individual studies point to the diversity of issues associated with revitalization processes of the hydrological network. The results confirm the indispensable

importance of the application of hydrological models, as well as the necessity to use a multidisciplinary approach in their solution.

Key words: revitalization, hydrological network, hydrological model, KINFIL model, Alum lake

OBSAH

1 ÚVOD	8
2 REVITALIZACE HYDROLOGICKÉ SÍTĚ.....	9
2.1 Revitalizace toků	10
2.1.1 Revitalizace dle činitele	10
2.1.2 Revitalizace dle rozsahu.....	10
2.1.3 Přírodě blízké hrazení bystřin.....	11
2.2. Návrh revitalizace toku.....	15
2.2.1 Podklady pro návrh revitalizace toku.....	16
2.2.2 Zásady návrhu revitalizace toku.....	16
2.3 Charakteristika provedených úprav říční sítě v Mostecké pánevní oblasti.....	23
2.3.1 Charakteristika hydrologické sítě.....	24
3 HYDROLOGICKÉ MODELÝ	33
3.1 Stručná charakteristika vybraných metod a modelů.....	35
4 CÍLE PRÁCE.....	38
5 STUDIE.....	39
5.1 Studie 1: Choosing an Appropriate Hydrological Model for Rainfall-Runoff Extremes in Small Catchment.....	41
5.2 Studie 2: The Use of Snyder Synthetic Hydrograph for Simulation of Overland Flow in Small Ungauged and Gauged Catchments.....	66
5.3 Studie 3: Effect of external conditions on water quality in the Kamencove (Alum) lake in Chomutov.....	88
6 CELKOVÉ SHRUTÍ A DOPORUČENÍ PRO DALŠÍ VÝZKUM.....	108
7 SEZNAM OBRÁZKŮ, TABULEK A ROVNIC.....	110
8 POUŽITÉ ZDROJE	111

1 ÚVOD

Současná nutnost realizace revitalizačních úprav je mnohdy důsledkem nedostatečného respektu člověka vůči přírodním zákonitostem. V minulosti docházelo k nevhodnému přetváření hydrologické sítě většinou s cílem podřídit po tisíce let fungující systémy potřebám společnosti.

Oblast severozápadních Čech je toho důkazem. Zdejší, více než dvě staletí trvající průmyslový rozvoj si vyžádal svou daň, mimo jiné také ve formě zdeformované říční sítě. Byly zde budovány přeložky toků, některé toky zatrubňovány, jiné vedeny kanalizovaným korytem.

Cílem multidisciplinárního přístupu komplexních revitalizačních úprav je především obnovení přirozené funkce hydrologické sítě.

Při návrzích je kladen důraz především na použití přírodních materiálů lokálního původu, meandrování toku, jakost vody, retenci vody v krajině, vytvoření vhodných podmínek pro život vodních živočichů či tlumení povodňových průtoků.

Jelikož revitalizované lokality a objekty mají zpravidla dlouhou životnost a na jejich realizaci jsou vynakládány značné finanční prostředky, je třeba k jejich návrhu i realizaci přistupovat velice zodpovědně a uvažovat také následnou údržbu, aby revitalizovaná lokalita byla schopna optimálně fungovat. Nepostradatelným nástrojem pro návrhy revitalizací jsou hydrologické modely, založené na přenosu pestré reality do zjednodušené formy. Výstupy z hydrologického modelování poskytují simulaci chování toku a jeho povodí za konkrétních podmínek, čímž umožňují zvýšení efektivity navrhovaných a následně provedených revitalizačních úprav. S technickým pokrokem se zvyšuje také kvalita a množství aplikovatelných modelů, které jsou schopny predikovat a analyzovat s čím dál větší přesností.

2 REVITALIZACE HYDROLOGICKÉ SÍTĚ

Proces revitalizace je podle SKLENÍČKY (2003) nástrojem řízené obnovy hydrologických, ekologických, estetických, příp. dalších funkcí vodních toků a nádrží, které byly převážně člověkem potlačeny. Je zde kladen důraz na komplexnost navrhovaných řešení a opatření. Účelem úprav je také odstranění a zmírnění negativních dopadů na říční biotu. JUST et al. (2005) vysvětluje pojem revitalizace jako „*technický zásah, který jednorázově mění charakter vodního toku do přírodě blízké podoby*“.

K revitalizacím je přistupováno, pokud toky byly v minulosti nevhodně upraveny či nedochází k plnění jejich vodohospodářských nebo environmentálních funkcí. Jedná se především o prostorovou redukci vodního prvku krajiny – zúžení potočních a říčních pásů, ztrátu stability koryt vodních toků a ztrátu členitosti koryt (JUST et al., 2003). Přírodě blízké úpravy tzv. „*naturnahe Umgestaltung*“, byly v západních evropských zemích (Německo, Švýcarsko) prováděny na malých vodních tocích již od počátku 80. let. V 90. letech byly realizovány první tzv. renaturační a revitalizační projekty (BELF 1995). BELF (1995) uvádí, že v současnosti se v SRN se nalézají pouze 10-15 % vodních toků v přirozeném stavu.

BOSTELMANN et al. (1996) a WAAL et al. (2000) poukazují na nutnost řešit revitalizační úpravy multidisciplinárně a velký důraz je kladen především na geomorfologii, hydrologii, kvalitu vody a krajinný ráz zájmového území.

Důležitým aspektem revitalizačních úprav je také zvýšení retenční schopnosti krajiny pomocí infiltrace, zadržováním vody v mokřadech, rybnících a malých vodních nádržích (GREGAR et al., 2017).

Současným trendem v post těžebních lokalitách je vodohospodářská rekultivace zbytkových jam. Vznikají tak rozsáhlá jezera, která významně ovlivňují nejen vodohospodářské poměry regionu, ale také regionální atraktivitu pro jeho obyvatele či návštěvníky. Každé stávající i budoucí jezero musí splňovat požadavky Rámcové směrnice EU

(RS EU 2000/60/ES), požadavky legislativy ČR v oblasti zákona o vodách a ochrany přírody a krajiny a také hygienické požadavky na vodu vhodnou ke koupání (KOVÁŘ et al., 2009).

2.1 Revitalizace toků

2.1.1 Revitalizace dle činitele

JUST et al. (2005) in KLIMEŠOVÁ (2009) dělí revitalizace následujícím způsobem:

Samovolné renaturace v současnosti představují populární a finančně výhodný způsob úpravy toků. Podstata úpravy spočívá v zanášení upravených koryt splaveninami, zarůstání vegetací a postupném rozpadu umělých opevnění, příčných objektů a dalších technických prvků v korytech. Tyto procesy obnovují členitost koryta, v některých případech je změlčují a zmenšují jeho nepřírodně velkou průtočnou kapacitu.

Renaturace povodněmi – k tomuto jevu dochází v upravených korytech toků při povodních, kdy dochází k narušení uměle vytvořené trasy toku a jeho opevnění. V důsledku povodní může docházet od rozčlenění koryta nánosy a tůněmi až po úplnou destrukci opevnění koryta toku a vytvoření nového koryta.

Technické revitalizace jsou založeny na stavebních a organizačních opatřeních, kterými dochází k náhradě nevyhovující úpravy vodních toků úpravami přírodě blízkého charakteru.

2.1.2 Revitalizace dle rozsahu

EHRlich et al. (1996) a ŠLEZINGR (2010) dělí revitalizace dle rozsahu:

Revitalizace částečná – principem částečné revitalizace je provedení dílčí úpravy v korytě (po břehovou hranu). Neopomenutelný význam v procesu částečných rekultivací zaujímá vegetační doprovod toku, který zvyšuje ekologickou a biologickou hodnotu říčního ekosystému. Ideální je kombinace s vhodnými biotechnickými úpravami pat svahů tvořících břehy a dna toku. Za

částečnou revitalizaci lze považovat také jednostrannou úpravu koryta toku (např. v případě liniové stavby podél toku) či dílčí zásahy do koryta toku (např. odstranění migračních bariér).

Revitalizace úplná - v případě úplné revitalizace se jedná o provedení nápravných zásahů v celém rozsahu původní nevhodné úpravy. Revitalizace zahrnuje změnu trasy revitalizovaného toku, včetně revitalizace říčního ekosystému a přiléhajících pozemků. Základem však zůstává zajištění kvality vody v toku.

2.1.3 Přírodě blízké hrazení bystřin

V ČR se nachází cca 20 116 km bystřin, z čehož 1 350 km upravených. Správa bystřin a horských potoků je zajišťována prostřednictvím Oblastní správy toků s.p. Lesy České republiky. Hrazení bystřin je definováno v zákoně č.289/1995 Sb. O lesích. Vlastní proces navrhování, úprav a údržby bystřin probíhá dle ČSN 75 2101 Hrazení bystřin a strží a Doporučeného standardu technického – Hrazení bystřin, ČKAIT Praha, č. 12/1998 (SLAVÍK, NERUDA, 2007).

Bystřina, kategorie malých vodních toků, která je typická svým bystřinným prouděním, vyjádřeným indexem bystřinnosti K_b (KOVÁŘ,1988). Výpočet se provádí dle ČSN 73 6820 Úpravy toků a ČSN 75 2106 Hrazení bystřin a strží. Mezi bystřiny se řadí toky, jejichž hodnota indexu bystřinnosti $\geq 0,1$ (SLAVÍK, NERUDA, 2007).

(1) *Index bystřinnosti:*

$$K_b = \frac{H_s \cdot O \cdot V_s \cdot P \cdot E \cdot (F + 1)^{0,5}}{L \cdot (F_v + 1)}$$

H_s hustota hydrografické sítě (km^{-1})

O délka rozvodnice

V_s střední výškový rozdíl povodí (km)

<i>P</i>	<i>součinitel závislý na propustnosti půd (0,5 – 0,9)</i>
<i>E</i>	<i>součinitel vyjadřující rozsah eroze (0,0 – 0,6)</i>
<i>F</i>	<i>plocha povodí (km²)</i>
<i>L</i>	<i>délka hlavního toku (km)</i>
<i>F_v</i>	<i>plocha protierozně účinného vegetačního krytu (km²)</i>

Mezi základní znaky charakterizující bystřiny patří: plocha povodí do 35 km², výrazný transport splavenin, nepravidelný průběh nivelety, střídající se sedimentační úseky s úseky se silnou erozí, rozkolísanost průtoků.

Pohyb vody v korytě je neustálený, průtok a rychlost proudu je velice proměnlivá. Hrazení bystřin představuje kombinaci lesnicko-technických opatření s prioritním cílem zajistit bezpečný průtok velkých vod na odpovídající stupeň protipovodňové ochrany, s využitím retenčního a retardačního potenciálu lesních půd. Při hrazení bystřin je nevyhnutelná koordinace s lesním hospodářstvím (KOVÁŘ et al., 2013).

Objekty užívané při procesu hrazení bystřin (KOVÁŘ, 1988):

Prahy – stabilizační objekty s přepadovou výškou nižší než 0,3 m s přelivnou hranou v horní úrovni dna. Nepřerušují břehové linie a při vyšších průtocích jsou zatopeny vodou. Při nižších průtocích dochází ke snížení rychlosti proudění a vzniku drobných vodní ploch jako útočišť pro vodní živočichy. Tyto objekty jsou budovány nejčastěji z kulatiny, kamenného zdiva či kamenné rovnaniny. Jsou zapuštěny do dna toku a stabilizovány do břehů, jejich úkolem je prevence hloubení výmolů. Tlumení energie vodního proudu se dochází zvýšením drsnosti dna a břehů koryta pod objektem (TNV 75 2102).

Stupně - zřizují se s přepadovou stěnou svislou nebo ve sklonu 5:1 a strmějším, s výškou větší než 0,3 m. V případě vyššího převýšení se upřednostňuje vybudování kaskády z

nižších stupňů. Stupně jsou spádové objekty, sloužící k zadržování vody v požadované úrovni vodního stavu, snížení podélného sklonu nivelety toku a ochraně koryta před erozí prostřednictvím vytvoření stabilizovaného spádu. Jsou budovány z kamenného zdiva, kulatiny či gabionů. Důležité je zabránit podmílání objektu pod jeho založením v korytě. Pod vyššími stupni se zřizuje podjezí (dopadiště) - vývar či opevněné spadiště, zabezpečující tlumení kinetické energie vodního skoku přepadající vody. Při říčním proudění pod stupněm se podjezí upraví jako prohloubený vývar, při bystrinném proudění se podjezí ve dně a svazích břehů upraví tak, aby mělo co největší účinnou drsnost, opevnění je prováděno kamenem, záhozem či dlažbou. Rozměry stupně jsou závislé na hydrologických výpočtech pro maximální průtok (TNV 75 2102).

Skluzy – spádové objekty, upravující sklon dna, přes které voda plynule přechází po šikmé skluzové ploše, vybudované z drsných materiálů, čímž dochází ke snížení rychlosti proudění. Skluzy se navrhují se sklonem skluzové plochy zpravidla 10 % až 20 %, při tom se volí výška skluzu do 1,5 m. Skluzová plocha a podjezí se opatří výstupky nad lící plochy, aby byla drsnost stěn co největší, podjezí se může upravit jako prohloubený vývar.

Balvanité skluzy v korytě tvoří šikmou rovinu dna s podélným sklonem 1:8 až 1:15 pro překonání výškového rozdílu nivelety do 2 m, která je z kamenné rovnaniny z kamenů o velikosti 0 – 1,2 m, kladených nerovnoměrně, čímž dochází k velkému tření. Při použití balvanitých skluzů je vždy nutné hydraulické posouzení rozměrů, stability a účinnosti. Konstrukční a materiálové řešení se přizpůsobí rozměrům koryta (TNV 75 2102).

Přehrážky – objekty o výšce vyšší než 2 m, plnící funkci retenční či konsolidační, jsou navrhovány v případech, kdy je nutné výrazně omezit transport splavenin nebo zvýšit niveletu dna potočního koryta nad profilem přehrážky sedimentací splavenin (TNV 75 2102). Pro jejich výstavbu se používá kamenné zdivo či kulatina (obr.1), jejich půdorys je klenbový (obr.2) či

přímý. Jelikož přehrážky brání migraci vodních živočichů, je nezbytné dodatečně zabezpečit migrační prostupnost toku.

Obr.1: Přehrážka z kulatiny



Zdroj: www.natrixvz.cz

Retenční přehrážky slouží k záchytu splavenin a prevenci jejich dalšího transportu do nižších částí toku (obr.2). Retenční zóna přehrážky je pravidelně odtěžována.

Konsolidační přehrážky zabraňují prohlubování koryta bystřiny a zachycují splaveniny, načež zanesením přehrážky dochází ke stabilizaci spádu toku. Po zanesení konsolidačního prostoru přehrážky je třeba jej následně odtěžit (SLAVÍK, NERUDA, 2007).

Obr.2: Přehrážka na Lužeckém potoce – klenbový půdorys



Zdroj: JELÍNKOVÁ, 2011

2.2 Návrh revitalizace toku

V současnosti se identifikace potenciálně vhodných lokalit (toků) provádí také prostřednictvím multidisciplinárních ekohydrologických analýz. Podstata těchto postupů spočívá ve sběru, vyhodnocení a analýze dat určitých parametrů vodních toků, např. hydromorfologie toku, vegetačního doprovodu či parametrů, souvisejících s odtokovými procesy v rámci zájmové lokality. Ekohydrologické metody se skládají z mnoha dílčích hodnotících prvků a jevů, které jsou při hodnocení integrovány. Analýzy obecně bývají založeny na dvou principech. První představuje slovní popis hodnocených parametrů, druhý výpočet indexu, kdy je nutné přisoudit daným charakteristikám vodních ekosystémů určité numerické hodnoty.

V praxi se využívají např. metoda HEM (hydroekologický monitoring) (LANGHAMMER, 2008), metoda RCE (The Riparian, Channel and Environmental Inventory) (PETERSEN, 1992), metoda BEHI (Bank Erosion Hazard Index) (ROSGEN, 2001) nebo index říční kvality QBR (Qualitat del Bosc de Ribera) (ŠLEZINGR, 2010).

Před vlastním zpracováním konkrétního návrhu revitalizace zvoleného toku je třeba zajistit dostatečné množství podkladů, které poskytnou co nejpřesnější zobrazení jak současného, tak

budoucího stavu toku. Při získávání informací je nutné postupovat systematicky a komplexně. Na součinnost jednotlivých kroků poukazuje také VRÁNA (2004) a GORDON et al. (1996).

2.2.1 Podklady pro návrh revitalizace toku

Podklady by měly obsahovat následující informace (ŠLEZINGR, 2010):

- terénní průzkum zájmového území (soulad řešení s územně plánovací dokumentací, vliv vinutí trasy toku, stav vegetačního doprovodu toku)
- inženýrsko-geologický, pedologický a hydrogeologický průzkum
- průzkumy lesnické či zemědělské
- historický průzkum povodí (fotografie, archivy, katastrální mapy)
- biologické podklady
- průzkum jakosti povrchových vod
- saprobní index (dle ČSN 83 0532)
- kategorizace toků (kategorizace toků představuje klasifikační členění toků dle základních charakteristik v závislosti na nadmořské výšce a klimatickému regionu)

2.2.2 Zásady návrhu revitalizace toku

Na základě podkladů, průzkumů a dostupných poznatků o současném stavu toku a jeho okolí se vypracuje vlastní návrh revitalizace toku, který EHRLICH et al. (1996) člení do následujících fází:

➤ **Určení druhu, způsobu a postupu revitalizace**

Druh, způsob i postup úprav je zpravidla stanoven na základě kategorického zařazení toku, krajinného rázu, lokálních podmínek a charakteru navrhovaných úprav.

Jedním z úkolů revitalizace je propojení upravených i neupravených úseků do územního systému ekologické stability a zároveň zabezpečení oboustranné migrace ve vodním toku.

➤ **Návrh revitalizace vodního biotopu koryta**

Nejvýznačnějším faktorem přirozeného vodního biotopu je velká členitost koryta, která umožňuje vytvoření úkrytů, ovlivňuje intenzitu samočisticích procesů a reprodukčních možností organismů (DVOŘÁKOVÁ et al., 2014). Nejčastěji vznikají přirozené úkryty ve vegetačním opevnění patek svahů dřevinami s členitým kořenovým systémem zasahujícím pod hladinu (např. olše).

Význam vodních rostlin v korytě toků významně ovlivňuje drsnost dna, samočisticí schopnost toku a vytváří proudové stíny a úkryty pro vodní živočichy. Neopomenutelný faktor v korytě toku představují tůně, které jsou uplatňovány především v potocích pahorkatin a podhorských potocích jako rybí útulek, pro zachování stálé vodní hladiny za snížených průtoků a zlepšení kyslíkové bilance vodního toku (EHRlich et al., 1994) a na jejichž význam a způsoby zakládání v korytech toků poukazuje PIELOU (1998), důraz klade na střídání tůní a mělčin tak, aby tůně byly vždy na vnější straně meandru. Toky, kde dochází k pravidelnému střídání hlubokých tůní a světlých mělčin nazývá „*pools and riffle streams*“. Aspektům specifické sedimentace těchto toků se věnuje CLIFFORD (1993).

Návrh parametrů zabezpečujících hydrobiologické podmínky pro život v toku se posuzuje na Q330d.

➤ Návrhový průtok

Návrhový průtok koryta se stanovuje dle požadavků ochrany na okolní pozemky a jejich využívání, požadavky ostatních navrhovaných opatření na toku (nádrže, inundace) a v povodí (časový průběh povodňových vln, provoz a zabezpečení objektů na toku) (tab.1).

Pokud to podmínky dovolí, koncepce revitalizace toku by měla zhodnotit možnosti zaplavení nivy vodního toku. „Mělká přírodě blízká koryta odvodňují nivy menší měrou než koryta technicky upravená, revitalizace tedy mohou přispívat k lepšímu zadržování vody v nivách a k obnově vlhkých nivních biotopů (JUST et al., 2005)“.

Tab.1: Návrhové průtoky koryta (TNV 75 2102)

Území, objekt	Průtok Q_n (n-letý průtok)
Louky, pastviny, lesy	$Q_{30d} - Q_1$
Orná půda	Q_5
Sady, chmelnice, zahrady	Q_{10}
Malá sídliště	$Q_{20} - Q_{50}$
Velká sídliště, výrobní objekty	$Q_{50} - Q_{100}$
Historická zástavba	Q_{100}
Účelové komunikace	$Q_{10} - Q_{50}$
Veřejné komunikace	Q_{100}

Zdroj: SLAVÍK et NERUDA (2007)

➤ **Trasa toku**

Návrh trasy toku by měl vycházet z přirozených požadavků (tvar, členitost) koryta a okolních přírodních podmínek. Prostor by měl být vytvořen i pro samovolné utváření a formování trasy podle okolních přírodních podmínek. Ke vzniku přímých a částečně zvlňených koryt dochází v užších údolích s podélným sklonem od 2 % výše, divočící koryta vznikají v údolích se sklony 0,5 – 4 % vyplněnými hrubým splaveninovým materiálem v důsledku častých povodní, meandrující koryta jsou typická pro údolí do 2% podélného sklonu s širšími nivami vyplněnými jemnějším materiálem (JUST et al., 2005 in KLIMEŠOVÁ, 2009).

VRÁNA (2004) doporučuje trasu plynulou se střídáním protisměrných oblouků, vyvarovat se dlouhých napřímených úseků. Do plánování trasy toku je také nutné zahrnout požadavky odvodňovacích soustav podél toku, manipulaci s hladinou podzemní vody, zaústění kanalizace, drénů a vodního režimu přilehlých pozemků.

Při návrhu celkové revitalizace je vhodné zvážit návrat toku do původní (přirozené) trasy, kterou je možné dohledat v historických podkladech.

Při každé změně trasy koryta je nutné zohlednit a vlastnické vztahy dotčených pozemků a jejich případné vypořádání.

➤ **Podélný profil koryta**

Mezi hlavní kriteria, která je nutné při návrhu podélného profilu respektovat zejména zabezpečení funkce při průtoku velkých vod, minimální nutnost údržby a především vytvoření optimálních podmínek pro vodní biotop (EHRLICH et al., 1996).

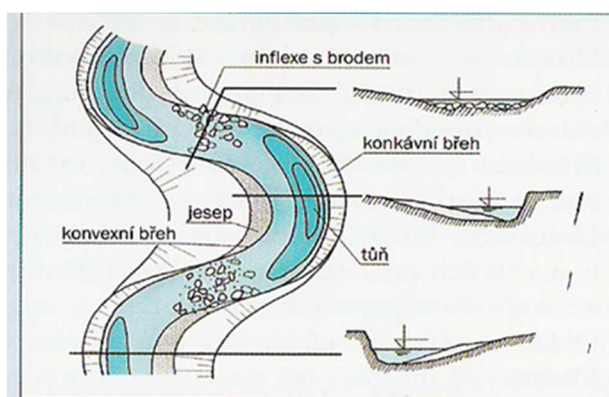
S ohledem na ekologické a účelové funkce toku, je třeba rozčlenit delší úseky prostřednictvím změn podélného sklonu vložением úseků s účinnou drsností, převýšených prahů, spádových objektů (prahů, skluzů, stupňů) v kombinaci s prohlubněmi, tůňemi a brody – to vše v souladu s hydrotechnickým posouzením. Plynulý průběh nivelety dna je nežádoucí.

➤ Příčný profil koryta

V minulosti se navrhovaly příčné profily nejčastěji lichoběžníkového či obdélníkového tvaru po celé trase toku, opevněné tuhým opevněním. V současnosti se uplatňuje tvar koryta geometricky nepravidelného profilu s poměry stran výška – šířka 1:4 až 1:10.

Pozornost je věnována členitosti koryta – střídání zón hlubších vod a mělčin, klidných a peřejnatých úseků (obr.3). „V obloucích by mělo být koryto nesymetrické a odpovídat přirozenému vývoji (u konkávního břehu s maximální hloubkou a strmějším svahem, u konvexního břehu s bermou a mírným svahem)“ (JUST et al., 2005):

Obr.3: Meandr koryta – schéma



Zdroj: JUST (2005)

➤ Opevnění koryta toku

Jako základní vstupní data pro hydrotechnický výpočet, určující způsob opevnění, slouží údaje Českého hydrometeorologického úřadu. Další faktory pro výpočet představují charakter toku, kolísání jeho hladiny a podmínky stability a odolnosti či účinky zimního režimu. Při revitalizačních úpravách je upřednostňováno vegetační nebo kombinované opevnění, nejlépe

původního, lokálně vlastního materiálu. Tzv. „tvrdé“ opevnění by mělo být uplatňováno především v zastavěném území nebo u strategických objektů (SKLENIČKA, 2003).

➤ **Objekty pro revitalizaci**

Použití objektů mělo za úkol pozměnit průběh podélného a příčného profilu koryta a současně zajistit stabilitu průtočného profilu (VRÁNA et al., 1998 in KLIMEŠOVÁ, 2009).

Současným trendem v revitalizačních úpravách je snaha navrhovat trasu toku tak, aby bylo možné vkládání příčných objektů do toků maximálně eliminovat. Pokud je nevyhnutelná stabilizace nivelety, rozčlenění podélného profilu toku či navázání revitalizovaného úseku, bývají použity objekty pružné a nízké, např. balvany, kamenné pásy, kamenné či balvanité skluzy. (JUST et al., 2005).

Populární, avšak sporné je zařazování prvků „mrtvého dřeva“ do koryt vodních toků, jelikož přítomnost dřeva vytváří na jedné straně riziko ucpání koryta či poškození vodních staveb, na druhé straně významně přispívá ke zlepšení ekologického stavu toku. Dřevní hmota, která se do vodotečí dostává z břehových a doprovodných porostů, může mít různou formu - od vyvrácených stromů až po pařezy či větve. Nutno podotknout, že vodní toky, obsahující významný podíl mrtvého dřeva, vykazují vyšší stanovištní a druhovou pestrost organismů, markantní pozitivní vliv se odráží zejména na populacích ryb, makrozoobentosu a hmyzu (MÁČKA et KREJČÍ, 2010).

➤ **Hydrotechnické výpočty**

Hydrotechnické výpočty slouží ke stanovení návrhového průtoku, jeho požadavků na kapacitu koryta, odolnost a ověření, že při průtoku Q_{330} d koryto splňuje podmínky pro vodní biotop.

Vlastní návrh kapacity koryta se odvíjí od informací, které poskytuje ČHMÚ (průtokové řady).

Velikost a tvar příčného řezu koryta, drsnost a podélný sklon pro ustálený průtok vody otevřeným korytem, je odvozena ze základní Chézyho rovnice ($\text{m}^3 \text{s}^{-2}$) (2), (KOVÁŘ, 2013):

(2)

$$Q = C \cdot S \cdot \sqrt{R \cdot I}$$

Q průtok ($\text{m}^3 \text{s}^{-2}$)

C rychlostní součinitel ($\text{m}^{0,5} \cdot \text{s}^{-1}$)

S plocha průtočného řezu (m^2)

R hydraulický poloměr (m)

I sklon dna

Rychlost proudění vody v korytě lze odvodit z následujícího vztahu Chézyho rovnice (3):

(3)

$$v = C \sqrt{R \cdot i}$$

v rychlost proudění vody v korytě

R hydraulický poloměr (m)

i sklon čáry energie (pro rovnoměrné proudění je roven podélnému sklonu dna koryta)

C Chézyho rychlostní součinitel ($\text{m}^{0,5} \cdot \text{s}^{-1}$) - určuje se na základě drsnostního součinitele a hydraulického poloměru dle Bazina, Manninga, atd.

Od zvolené kapacity koryta se pomocí těchto vztahů postupuje k návrhu rozměrů příčného průřezu.

Současně jsou řešeny také tvarové proporce, drsnost a trasa, z níž vychází podélný sklon koryta.

Výpočet rychlostního součinitele C:

a/vzorec dle MANNINGA ($\text{m}^{0,5} \cdot \text{s}^{-1}$) (4):

(4)

$$C = \frac{1}{n} R^{1/6}$$

n stupeň drsnosti (tabelovaný v hydraulické literatuře)

b/ vzorec dle COLEBROOK – WHITEA pro přirozené toky (5):

(5)

$$C = 18 \log. 12R/ds$$

ds průměrná hodnota středního efektivního zrna d

Důležité je také posouzení režimu toku pro zachování minimálního zůstatkového průtoku dle metodického pokynu MŽP ČR č. 11/1998 (www.dppcr.cz in JELÍNKOVÁ, 2011).

➤ **Vegetační doprovod toku**

Základem pro návrh doprovodné vegetace je rozbor územních systémů ekologické stability pro dané území, návrh komplexních pozemkových úprav, způsob využití přilehlých pozemků (ochranná pásma vedení, komunikací a objektů) či druhová skladba původní vegetace.

Travní porosty plní funkci ochrannou, jako protierozní pásy či přirozené opevnění koryta (JELÍNKOVÁ, 2011).

2.3 Charakteristika provedených úprav hydrologické sítě v Mostecké pánevní oblasti

Mostecká pánevní oblast byla zvolena jako lokalita, na které lze demonstrovat nešetrné zásahy a opatření, které byly v minulosti účelně realizovány. S postupným útlumem povrchové

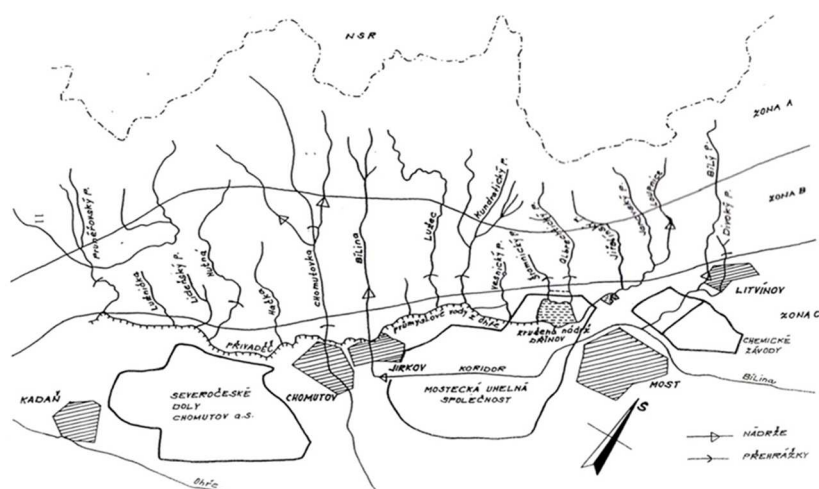
těžby se stala prioritou nápravná opatření jejích pozůstatků. Jedná se o rozsáhlé rekultivace a revitalizace dotčených území, včetně nešetrně pozměněných hydrologických poměrů. V rámci těchto nápravných kroků, vyžadujících precizní legislativní a organizační řešení, jsou vynakládány značné finanční prostředky.

Po ukončení těžby bylo v některých případech přistoupeno k mokré variantě revitalizace, resp. kombinované variantě. V lokalitách původních lomů tak vznikají jezera s mnohostranným využitím.

2.3.1 Charakteristika hydrologické sítě

Hydrologická síť byla nejvýrazněji ovlivněna potřebou uvolnění těžebního prostoru – vznikla tak území, kde došlo k přeložení a deformaci hydrologické sítě Mostecko, Chomutovsko a Sokolovsko. Za následný negativní dopad na životní prostředí lze považovat vliv povrchové těžby na atmosféru spalováním hnědého uhlí v teplárnách bez potřebného odsíření. Došlo tak k devastaci cca 80 % zdejších jehličnatých porostů v horních částech povodí (PONDĚLÍČEK, 2007 in JELÍNKOVÁ, 2011). Za důsledek likvidace porostů v horních částech povodí lze považovat výrazné snížení jejich retenční kapacity. I přes provedená biotechnická opatření (odvodnění, osázení introdukovanými rostlinami) nebyla zabezpečena původní hydrická funkce lesa. Provedená opatření tak výrazně ovlivnila hydrologický režim a jakost vody podkrušnohorských toků. Kromě stovek kilometrů odvodňovacích sítí (např. povodí nádrže Fláje – 148 km) bylo vybudováno přes 70 km umělých převaděčů vody a více než 80 km umělých přeložek vodních toků (PONDĚLÍČEK, 2007 in JELÍNKOVÁ, 2011), (obr. 4).

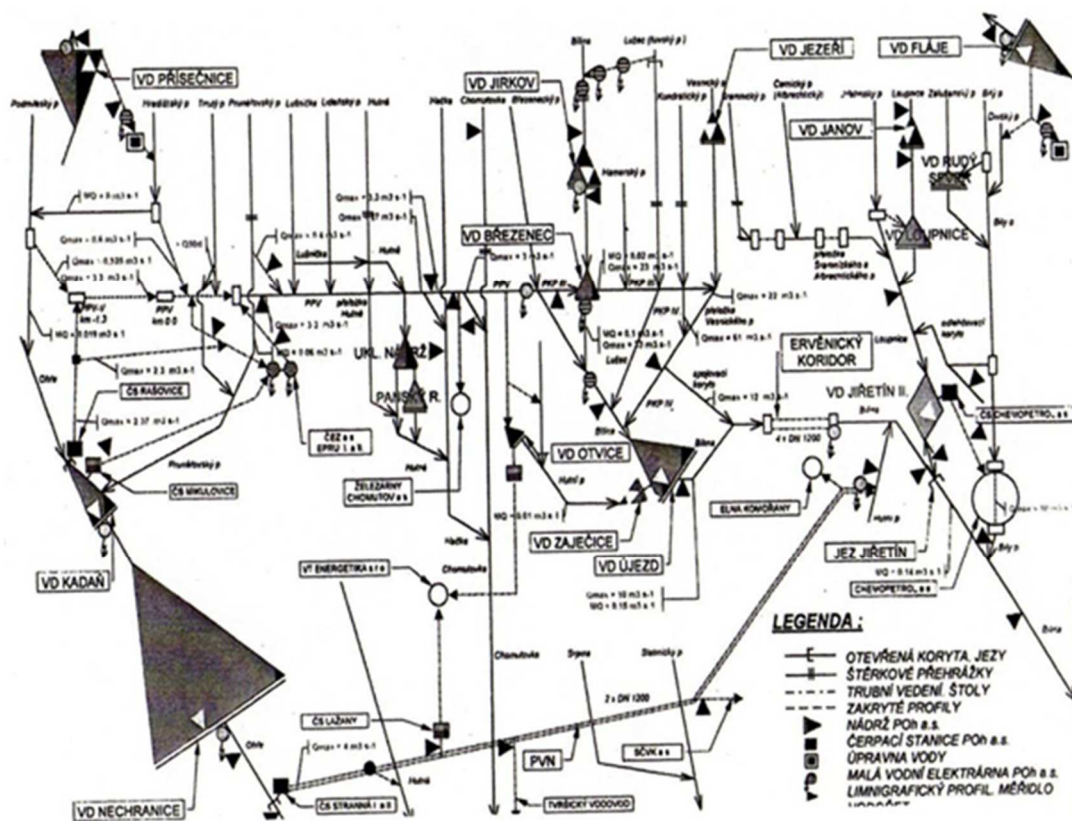
Obr.4: Přehledná situace stavu říční sítě v území Chomutov – Most



Zdroj: V. Pondělíček (2007) in JELÍNKOVÁ (2011)

Kromě zajištění dostatečné retenční kapacity území, bylo požadováno uvolnění důlních oblastí, prostřednictvím převedení říční sítě mimo zájmové území důlních společností. Jelikož bylo nutné zabezpečit také zvýšené nároky na zásobování energetiky, těžké chemie a dalšího průmyslu neupravenou vodou a pro obyvatelstvo zajistit dostatečné vodárenské zdroje pitné vody, bylo přistoupeno k unikátním technickým opatřením, výstavbě dalších vodních zdrojů a jejich řízení. Vznikla tak nejsložitější vodohospodářská soustava na území ČR (obr. 5) (JELÍNKOVÁ,2011).

Obr.5: Vodohospodářská soustava oblasti Chomutov – Most



Zdroj: archiv Povodí Ohře, s. p. in JELÍNKOVÁ (2011)

Jako typické příklady provedených úprav v řešených oblastech lze uvést:

➤ Podkrušnohorský přivaděč

Tento systém byl vybudován především k ochraně lomů před zatopením, zásobování užitkovou vodou z řeky Ohře pro město Chomutov a zajištění dostatečného množství vody v řece Bílině. Uměle vytvořené koryto je dlouhé cca 33,8 km a svádí horské potoky mimo těžební lokalitu (obr.6).

Obr.6: Podkrušnohorský přivaděč – lokalita Drmaly – Vysoká Pec



Zdroj: JELÍNKOVÁ, 2011.

➤ **Přeložka Šramnického a Černického potoka**

Obecným účelem přeložek je především ochrana povrchových dolů před povodněmi a svedení toků mimo těžební oblast.

Trasa přeložky je vedena z údolí Šramnického potoka do bočního údolí Černického potoka štolou Jezeří. Je zaústěna do potoka Loupnice, který ústí do nádrže Dolní Jiřetín a následně do Bíliny (CHLUM et al., 1980).

Nedílnou součástí přeložky tvoří přeložka potoků v úseku Dolní Jiřetín – Albrechtice (štola Jezeří, štola Albrechtice – obr.7,8), jejíž délka dosahuje 3 149 m, z toho 1 269,5 m je vedeno štolami (PONDĚLÍČEK, 2007 in JELÍNKOVÁ, 2011).

Obr.7: Vtok do štoly Albrechtice



Obr.8: Výtok ze štoly Jezeří



Zdroj: JELÍNKOVÁ, 2011

Přeložky jsou vybudovány v extrémních spádech a podmínkách, a proto je nutná zvýšená provozní péče a dohled.

➤ **Ervěnický koridor**

Ervěnický koridor představuje specifikum severočeské hnědouhelné pánve, které vzniklo propojením měst Chomutov a Most mezi územími využívanými pro těžební činnost.

Koridor leží na území, tvořeném vnitřní výsypkou velkodolu ČSA a Jan Šverma a je tvořen inženýrskými sítěmi (vodovodní řady, kanalizace, plynovody, čpavkovody), železniční tratí č. 130, silnicí 1/13 (E442) a zatrubněnou částí toku řeky Bíliny (obr.9). K převedení Bíliny byla vybudována 4 potrubí o průměru 1200 mm a délce 3,11 km, uložená na pražcích.

Jelikož výsypka byla tvořena bez hutnění a potřebných stabilizačních opatření, území se v současnosti vyznačuje značnou nestabilitou a neustálými pohyby podloží. Původně se na místě výsypky nacházela vesnice Ervěnice, která byla v důsledku těžby ve 2. polovině 20. století

zničena. Koridor byl vybudován v letech 1978 – 1982 a vede z Jirkova do Komořan, jeho délka dosahuje cca 11 km (JELÍNKOVÁ, 2011).

Obr.9: Řeka Bílina svedená do potrubí (Ervěnický koridor)



Zdroj: JELÍNKOVÁ, 2011

➤ **Zatápění zbytkových jam**

Vodohospodářskou rekultivací zbytkových jam v post těžebních lokalitách vznikají rozsáhlá jezera, která významně ovlivňují nejen vodohospodářské poměry regionu, ale také regionální atraktivitu pro jeho obyvatele či návštěvníky.

Využití vzniklých areálů lze v současnosti považovat spíše za rekreační, avšak vzhledem k četnosti hydricky rekultivovaných lokalit ve zdejší oblasti, se do budoucna se uvažuje o mnohem širším a komplexnějším využití.

V mostecké oblasti se nachází např. jezero Milada (Chabařovice), jezero Barbora, jezero Most (obr.10), jezero Matylda.

Obr.10: Jezero Most



Zdroj: JELÍNKOVÁ, 2011

➤ **Kamencové jezero**

Kamencové jezero lze považovat za předchůdce jezer, vznikajících zatopením povrchového dolu.

Na téměř 200leté existenci jezera je možno identifikovat nedostatky, kterých je třeba se při zatápní zbytkových jam vyvarovat. Jedná se především o absenci komplexního hydrologického průzkumu, koncepčních a organizačních opatření.

Kamencové jezero v Chomutově představuje unikát, který je proslaven zejména kvůli specifickým vlastnostem zdejší vody. Tvrdí se, že Kamencové jezero v Chomutově je jediné kamencové jezero na světě.

Jezero leží na severovýchodním okraji Chomutova pod úpatím Krušných hor. Vznik jezera lze přisoudit kombinaci přírodních a antropogenních vlivů.

Obr.11: Letecká mapa – lokalita Kamencového jezera



Zdroj: www.mapy.cz

Základ jezera je díky existenci terénní deprese přírodní, avšak jeho současná podoba jezerní pánve je důsledkem sesuvu svahů a zatopení povrchového dolu na kamenečné břidlice, které se v těsné blízkosti od r. 1588 nacházel a do lokality jezera částečně zasahoval. Příčinou zatopení byl požár a propad odvodňovací štoly a průval vod do dolu v roce 1810. Vznik vlastního jezera se datuje mezi roky 1813-1815. Od roku 1877 má jezero přibližně stávající podobu (GABRIELOVÁ,1996).

Morfologická charakteristika jezera (KUCHAŘ, 1947)

Délka:	646 m
Šířka:	240 m
Průměrná hloubka:	2 m
Max. hloubka:	4 m
Plocha jezera:	15,95 ha
Obvod jezera:	3 km
Objem vody:	329 575 m ³

Jelikož Kamencové jezero nemá žádný povrchový přítok, za hlavní zdroje dotace vody do jezera lze považovat srážkovou činnost a podzemní prameny, jejichž existence byla prokázána na základě hydro-geologických průzkumů. Vydatnost pramenů byla na základě hydrologické bilance jezera stanovena na 2,8 - 3 l/s (ŽITNÝ et al., 1981). Voda z Kamencového jezera je dle potřeby odváděna přepadem na východní straně jezera do Hutního potoka. Hydrologie Kamencového jezera však nebyla dosud podrobně objasněna.

Blahodárná, avšak abnormálně kyselá voda s obsahem kamence draselného zabraňuje vyšší biologické aktivitě v jezeře. Vzhledem k obsahu síranových solí se hodnoty pH jezerní vody pohybují v rozmezí 2,5 – 4,0.

Vzhledem ke zhoršujícímu se stavu jezerní vody, byla problematika Kamencového jezera a zachování ojedinělých vlastností vody v jezeře již v minulosti předmětem řady výzkumů. Bylo řešeno především riziko eutrofizace, zvyšující se s rostoucím pH a nadměrným obohacováním vody o živiny, zejména dusík a fosfor.

Podrobnější informace o chemismu vody a hodnocení rizika eutrofizace jsou předmětem studie č. 3 této disertační práce.

3 HYDROLOGICKÉ MODELY

Hydrologické modely představují moderní a důležitý nástroj vodohospodářského managementu. Jsou nepostradatelnou pomůckou při řešení škály problematik spojených s vodním tokem a jeho povodím. Prostřednictvím těchto nástrojů lze získat poměrně přesnou představu o hydrologickém chování povodí a jeho charakteristik za daných podmínek (např. změně jednotlivých parametrů, v extrémních situacích, reakce na antropogenní zásahy). Kvantifikace hydrologických režimů poskytuje důležitý podklad pro zvýšení efektivity potenciálních revitalizačních úprav (KŘOVÁK, 2001).

KOVÁŘ (2000) definuje hydrologický model jako „*algoritmus řešení soustavy rovnic, kterými je popsána struktura nebo chování povodí (případně obojí) během srážko-odtokového procesu*“. DAŇHELKA et al. (2003) charakterizuje srážko-odtokové modely jako „*zjednodušený kvantitativní vztah mezi výstupními veličinami určitého hydrologického systému*“, který je definován jako systém převážně fyzikálních procesů působících na vstupní proměnné, které jsou následně transformovány ve výstupní veličiny. Postup hydrologického modelování definuje jako sběr a zpracování vstupních dat, vlastní hydrologické modelování a zpracování předpovědi pro časové období a interpretace výsledků pro následné využití.

Při volbě modelů se zohledňuje jejich dostupnost, prakticky přípustná míra zjednodušení hydrologicko-hydraulických vztahů, náročnost na vstupní data, nutnost kalibrace. Neméně důležitým hlediskem vhodného modelu je zohlednění antropogenních charakteristik v povodí v důsledku agrotechnických a technických opatření v povodí (www.hydro.upol.cz).

KOVÁŘ et VAŠŠOVÁ (2011) klasifikují srážko-odtokové modely na základě zvolených kritérií:

a/ způsobu popisu procesu transformace srážky na odtok:

- Modely fyzikálně založené (např. KINFIL)
- Konceptuální
- Empirické (např. ANN-GA)

b/ prostorového měřítka:

- Modely celistvé (řešenému prostoru odpovídají vlastnosti pro celé povodí) – např. HEC-HMS.
- Prostorově distribuované (členění území na síť pravidelných segmentů, procesy jsou řešeny pro každý segment samostatně) – např. AquaLog

c/ časového měřítka

- Modely epizodní
- Modely kontinuální

VÁŠKA et al. (2000) obecně dělí hydrologické modely do tří skupin:

1. *Modely statické* – pravděpodobnostní, stochastické, korelační, regresní
2. *Modely deterministické* – kybernetické, fyzikálně založené, koncepční
3. *Modely smíšené* – obsahují submodely statistického i deterministického charakteru

ZEZULÁK et al. (2000) in KLIMEŠOVÁ (2009) rozlišuje modely z hlediska matematické formulace:

1. *Modely soustředěných parametrů (0D)* – předpokládají prostorovou informaci soustředěnou do jednoho bodu. Převážně vyjádřené diferenciálními rovnicemi, doplněnými empirickými algebraickými vztahy (např. HEC-1, Muskingum, AquaLog-TDR).

2. *Modely distribuované (1D, 2D, 3D)* – prostorová informace o hydrologických charakteristikách povodí je rozšířena zavedením prostorové závislosti do modelovaných procesů, většinou vyjádřeno parciálními rovnicemi.

3.1 Stručná charakteristika vybraných metod a modelů

V této kapitole jsou stručně definovány vybrané metody a modely, používané při vypracování disertační práce.

Metoda jednotkového hydrogramu

Metoda jednotkového hydrogramu umožňuje ze srážkových údajů nepřímo určovat průběh odtoku a jeho parametry např. velikost kulminačního průtoku. Vychází z transformace srážek na $H_s(t)$ na průtoky $Q(t)$. Vychází se z efektivních srážek $H_{Se}(t)$, které jsou transformovány distribučním grafem rozdělení odtoku $q(t)$ – jednotkovým hydrogramem – na průběh odtoku $Q(t)$.

Jednotkový hydrogram představuje funkci vlastností povodí, která vyjadřuje rozdělení jednotkových objemů odtoku v závislosti na morfologických a fyzikálních vlastnostech povodí.

Tato metoda umožňuje stanovit odtoky na malých neměřených povodích (DUB et al., 1969).

Základní principy metody jednotkového hydrogramu (FELDMANN in BAŽATOVÁ, 2016):

1. **Princip linearity** – přímý odtok v určitém časovém intervalu je přímo úměrný odpovídající vstupní efektivní srážce.
2. **Princip časové invariance** - velikost přímého odtoku není závislá na době výskytu efektivní srážky. Čas počátku vstupu neovlivňuje velikost ani časové rozložení výstupu.

3. **Princip superpozice** – průtoky způsobené po sobě následujícími dešti mohou být vypočteny sečtením průtoků vyvolaných jednotlivými dešti.

Metoda jednotkového hydrogramu se uplatňuje v hydrologických modelech, umožňujících určit hodnoty odtoku na základě znalosti výšky a srážky na povodí.

V současné době existuje několik modifikací této metody, které dokážou chybějící data empiricky odvodit – např. Snyderův syntetický hydrogram, Clarkův syntetický hydrogram.

Snyderův syntetický hydrogram byl vyvinut Snyderem a jeho metodika je založena na podrobné a strukturované analýze výstupů z velkého množství hydrogramů z různých povodí v Apalačských horách na východě USA.

Pro Snyderův syntetický model existují dva hlavní parametry: faktor doběhu (C_t) a faktor kulminačního průtoku (C_p). Tyto parametry jsou topograficky závislé a měly by být odhadnuty pro každý konkrétní případ.

Model KINFIL

Model KINFIL představuje model simulačního typu, popisující významný srážko-odtokový případ.

Model je založen na kombinaci teorie infiltrace a transformace povrchového odtoku kinematickou vlnou (Janeček, 2012) a skládá se ze dvou komponentů - EINFIL (simulace infiltračních procesů a determinace hyetogramu deště) a KIN (simulace transformace povrchového odtoku, včetně rychlostí a hloubek) (KOVÁŘ, 1992).

V případě absence terénního průzkumu a měření, lze jako vstupní informace pro model

využít fyzikálně-geometrické (fyziografické), hydraulické a klimatické parametry povodí, které mohou být určeny z mapových a jiných podkladů. Model je využíván především pro stanovení návrhových průtoků pro různé „scénářové situace“, zapříčiněné antropogenní činností jako např. změna kultur, odlesnění, urbanizace (KOVÁŘ et VAŠŠOVÁ, 2011). Detailně popisuje problematiku modelu KOVÁŘ et VAŠŠOVÁ (2011).

Model ANN

Model ANN představuje matematický srážko-odtokový „učící“ model fungující na principu umělé neuronové sítě (*artificial neural network*). Neuronová síť je model nelineární funkční závislosti mezi vstupy a výstupy s volnými parametry, které jsou vytvářeny algoritmy iterativního gradientového učení s využitím kalibračních dat. Neuronová síť je složená z jednotek nazývaných neurony, které přenášejí a zpracovávají informace v podobě excitace.

- ANN-KW (Chua, Wong, 2010) je epizodní srážkoodtokový model založený na kombinaci umělé neuronové sítě a kinematické vlny (KOVÁŘ et al., 2011).
- ANN-GA je srážko-odtokový model založený na kombinaci umělé neuronové sítě a genetického algoritmu (*genetic algorithm*) (www.academia.edu).

4 CÍLE PRÁCE

Disertační práce se řeší otázky a přístupy spojené s problematikou revitalizace hydrologické sítě, včetně možnosti využití hydrologického modelování.

Dva hlavní cíle disertace jsou následující:

- Volba vhodného hydrologického modelu a metody, která by mohla být v řešené lokalitě použitelná jako významný podklad při řešení potenciálních revitalizačních úprav (studie, 1, 2).
- Vyhodnotit působení vnějších vlivů na jakost vody v řešené lokalitě, definovat možné riziko eutrofizace a navrhnout revitalizační opatření a postupy (studie 3).

Dílní cíle práce:

- definovat vhodné lokality pro předmět následného zkoumání – Studie 1, 2, 3
- prověřit a porovnat možnosti zvolených hydrologických modelů, jejichž simulace by bylo možné využít jako spolehlivý podklad při procesu návrhu potenciální revitalizace – Studie 1, 2
- shrnout a navázat na výsledky předešlých výzkumných projektů - Studie 2, 3

5 STUDIE

Tato disertační práce představuje soubor studií zaměřených na velice širokou a rozmanitou problematiku revitalizace říční sítě. Dvě studie jsou zaměřeny na porovnání vhodnosti využití vybraných hydrologických modelů v konkrétních podmínkách. Třetí studie je zaměřena na identifikaci a hodnocení vnějších vlivů působících na jakost vody Kamencového jezera v Chomutově.

STUDIE 1. Studie je věnována modelování srážko-odtokových procesů v oblasti povodí Smědé v Jizerských Horách. Cílem je výběr vhodného hydrologického modelu, který by mohl být spolehlivě využíván k predikci extrémních srážko-odtokových procesů, které v lokalitě páchají velké škody. Výběr byl proveden na základě porovnání výsledků provedených simulací extrémních srážko-odtokových procesů prostřednictvím modelů ANN a KINFIL.

STUDIE 2. Studie se zabývá možností využití Snyderova syntetického hydrogramu pro simulaci povrchového odtoku v malých měřených a neměřených povodí. Dochází zde k porovnání výsledků, kterých bylo dosaženo jak pomocí Snyderova syntetického hydrogramu, tak prostřednictvím modelu KINFIL. Jako experimentální plocha bylo použita výzkumná lokalita Třebsín, kterou provozuje Ústav meliorací a ochrany půdy v Praze. Studie je doplněna měřeními srážko-odtokových poměrů malého měřeného povodí Jílovského potoka prostřednictvím moderního modelu Matrix Inversion,

STUDIE 3. Studie je zaměřena na řešení problematiky Kamencového jezera v Chomutově a hodnocení rizika eutrofizace. Vlastní řešení je založeno na výsledcích a metodách historických výzkumných projektů.

Součástí jednotlivých úvodů ke studiím je také stručný popis aplikované metodiky, která je detailně popsána v rámci publikace.

Formáty uvedených studií jsou uváděny na základě požadavků redakcí jednotlivých časopisů.

5.1 STUDIE 1:

Choosing an Appropriate Hydrological Model for Rainfall-Runoff Extremes in Small Catchment

Pavel Kovář, Michaela Hrabalíková, Martin Neruda, Roman Neruda, Jan Šrejber, Andrea Jelínková, Hana Bačínová

Soil & Water Res., 10, 2015 (3): 137–146

DOI: 10.17221/16/2015-SWR

Studie se zabývá simulací extrémních srážko-odtokových procesů malého povodí Smědé a bystřinného toku Bílý Potok v Jizerských horách. Cílem je výběr vhodného hydrologického modelu, který by mohl být spolehlivě využíván k predikci extrémních srážko-odtokových procesů, které v lokalitě páchají velké škody.

Pro simulaci významných srážkových epizod byly zvoleny dva zcela odlišné modely – fyzikální 2 D hydrologický model KINFIL a matematický „učící se“ model umělých neuronových sítí ANN (neuronová síť je složena z jednotek nazývaných neurony, které přenášejí a zpracovávají informace v podobě excitace). I když se jedná o modely založené na rozdílných principech, oba vyžadují shodné vstupní informace, tj. časovou řadu (srážky – odtok). Silná stránka modelu KINFIL je, že existují fyzicky jasné parametry odpovídající odpovídajícím rovnicím hydrologických procesů, zatímco silná stránka modelu ANN spočívá v "učebním postupu".

Studie je doplněna také modelací povodí za použití nástrojů Arc GIS 10.2., která znázorňuje ortofotografie, poměry výšky a schéma dílčích povodí, sklon a využití půdy.

Výsledným produktem je zeměpisná mapa obsahující hydrologické informace požadované pro model KINFIL.

Jako základní vstupní hydrologická data pro simulaci byly zvoleny průměrné roční srážky z blízkých hydrometeorologických stanic a N-leté odtokové hodnoty z limnigrafu na Bílém potoce.

Model KINFIL – obecně se jedná o čtyřparametrový model (2 parametry infiltrační a 2 transformační kinematickou vlnou). V rámci studie byla vyzkoušena verze odtokových CN křivek, kdy z této hodnoty byly odvozeny hodnoty dvou parametrů – K_s a S_f , čímž byla čtyřparametrová verze redukována na tříparametrovou.

Kalibrace modelu KINFIL – kulminační průtoky testovaných hydrogramů byly v souladu s použitými kritérii hodnocení (WMO 1984) pouze v případě epizody 04. Použitelné jsou pouze simulace s výslednými koeficienty v rozmezí 0,75-1,0.

Model KINFIL ve verzi odvození parametrů nasycené hydraulické vodivosti K_s a sorptivity S_f jako jednoduchý tříparametrový model (společně s Manningovou drsností n), se prokázal jako nepříliš spolehlivý pro simulaci extrémního odtoku. Odvozené parametry ze dvou kalibračních případů jsou aplikovatelné, ale pouze tři ze čtyř ověřených epizod jsou plně přijatelné (kvalita výsledků je popsána Nash-Sutcliffe koeficientem).

Kalibrace modelu ANN - během experimentů jsme použili postup „leave-one out“, tedy model byl kalibrován pomocí čtyř epizod z pěti a zbývající pátá epizoda byla použita pro validaci. Hlavní problém při kalibraci sítě nebyla kvalita aproximace, ale spíše zobecnění modelu dříve neviditelných údajů. Při kalibraci byla proto použita chyba ověření dat jako kritérium zastavení, aby se zabránilo nadměrnému zahlcení.

V našem případě je proces kalibrace modelu ANN založen na „učení“ sítě o datech z několika 2-3 hodinových epizod, bez ohledu na fyzický systém, strukturu a řídicí rovnice.

Robustnost modelu je zapříčiněna dvěma faktory. Prvním faktorem je spolehlivost údajů představujících srážko-odtokové relace, zatímco druhý faktor je přístup typu leave-one-out. To znamená, že každá simulace je kalibrována v několika epizodách a je ověřena v jedné epizodě, při které nebyla použita kalibrace. Byly testovány všechny možné kombinace kalibrace a ověřovací rozdíl epizod.

Nejvýznamnější problém, který bylo třeba při kalibraci modelu ANN řešit bylo zahlcení „školicími“ údaji. Zjevná nelinearita problému, reprezentovaná údaji, vyžaduje komplexnější design sítě s větším počtem jednotek. To je v konfliktu s poměrně malými rozměry datových sad popisujících epizod pomocí dat jedné hodiny. Tím pádem, sítě desítky jednotek ve dvou vrstvách mají tendence zachytit příliš mnoho detailů (možná včetně chyby měření srážek).

Parametry sítě a délka „zaškolení“ byla proto přezkoušena prostřednictvím validační sady s výsledky.

Srážko-odtokový proces v povodí Smědé je sice obtížné kalibrovat, zejména prostřednictvím modelu s malým počtem parametrů, jako obvykle používaný fyzicky založený model KINFIL, čtyřparametrový 2 D model (2 infiltrační parametry a 2 transformace kinematickou vlnou). Simulaci by také nejspíš pomohla kalibrace pomocí aktuálnějších epizod. Také lze předpokládat, že přímé měření hydraulických parametrů půdy geostatickými metodami (místo použití CN metod) k odvození obou infiltračních parametrů, by přineslo relevantnější výsledky.

V případě modelů ANN bylo prokázáno že neuronové sítě obecně mají schopnost zachytit nelineární povahu srážky-odtoku a výsledky jsou srovnatelné s výsledky získanými

pomocí hydrologických modelů. Aplikace neuronových sítí v této oblasti vynesla několik otázek, které je třeba řešit. Vzhledem k nízké statistické četnosti extrémních epizod, model ANN musí být „zaučený“ na aktuálních a potřebných datech. Bohužel množství dostupných dat z extrémních epizod je relativně malé, s ohledem na složitost systému inherentní nelineární vztah modelu.

Nejdůležitější otázkou je vhodná velikost sítě. Měla by být dostatečně velká, aby byl problém modelován věrně, ale zároveň by měla být dostatečně malá, aby se zobecnil. Naše řešení tohoto problému bylo použití výsledků ověřovacích dat jako kritérium zastavení během kalibrační fáze. To umožnilo zastavit kalibraci předtím, než algoritmus začal systém zahlcovat daty.

Choosing an Appropriate Hydrological Model for Rainfall-Runoff Extremes in Small Catchments

Pavel KOVÁŘ¹, Michaela HRABALÍKOVÁ¹, Martin NERUDA², Roman NERUDA³, Jan ŠREJBER⁴,

Andrea JELÍNKOVÁ¹ and Hana BAČINOVÁ¹

¹Faculty of Environmental Sciences, Czech University of Life Sciences Prague, Prague, Czech

Republic; ²Faculty of Environment, University of Jan Evangelista Purkyně in Ústí nad Labem, Ústí

nad Labem, Czech Republic; ³Institute of Computer Science, Academy of Sciences of the Czech

Republic, Prague, Czech Republic; ⁴Czech Hydrometeorological Institute, Ústí nad Labem, Czech

Republic

Abstract

Kovář P., Hrabalíková M., Neruda M., Neruda R., Šrejber J., Jelínková A., Bačinová H. (2015): Choosing an appropriate hydrological model for rainfall-runoff extremes in small catchments. *Soil & Water Res.*, 10: 137–146.

Real and scenario prognosis in engineering hydrology often involves using simulation techniques of mathematical modelling the rainfall-runoff processes in small catchments.

These catchments are often up to 50 km² in area, their character is torrential, and the type of water flow is super-critical. Many of them are ungauged. The damage in the catchments is enormous, and the length of the torrents is about 23% of the total length of small rivers in the Czech Republic. The Smědá experimental mountainous catchment (with the Bílý potok downstream gauge) in the Jizerské hory Mts. was chosen as a model area for simulating extreme rainfall-runoff processes using two different models. For the purposes of evaluating

and simulating significant rainfall-runoff episodes, we chose the KINFIL physically-based 2D hydrological model, and ANN, an artificial neural network mathematical “learning” model. A neural network is a model of the non-linear functional dependence between inputs and outputs with free parameters (weights), which are created by iterative gradient learning algorithms utilizing calibration data. The two models are entirely different. They are based on different principles, but both require the same time series (rainfall-runoff) data. However, the parameters of the models are fully different, without any physical comparison. The strength of KINFIL is that there are physically clear parameters corresponding to adequate hydrological process equations, while the strength of ANN lies in the “learning procedure”. Their common property is the rule that the greater the number of measured rainfall-runoff events (pairs), the better fitted the simulation results can be expected.

Keywords: flood prediction; infiltration; Jizerské hory Mts.; kinematic wave; neural network

Rapidly developing catastrophic situations caused by extreme rainfall-runoff episodes can often be encountered in small mountainous catchments, where changes in the runoff and sediment regime can be enormous. This is the situation for the creeks in the Jizerské Hory Mts., where the Smědá catchment was chosen as the case study for this paper. Convective high-intensity precipitation on a relatively small catchment area, its high inclination and the slope of the longitudinal profile of the river, channel destruction and its surroundings impacted by erosion often cause a great damage (KOVÁŘ & KŘOVÁK 2002).

An improvement in runoff prediction methods and in determining the volumes of flooding waves are of economic as well as environmental importance (ČAMROVÁ & JÍLKOVÁ 2006). *N*-year flood discharges are the basic hydrological sources for proposing measures against floods and erosion. Over the past few decades, growing importance has been given to

the use of mathematical models of the rainfall- runoff process, based physically on infiltration, and to monitoring surface runoff and its movement on slopes and on hydrographic networks. This case study shows the ways of identifying the design runoff in small basins using the KINFIL model (KOVÁŘ 1992). This model combines the *CN* curves method and the solution of infiltration equations (MOREL-SEYTOUX & VERDIN 1981). The simulation of surface runoff is resolved by the kinematic wave model (SINGH 1976, 1996), taking into account the detailed topography of the basin. The topographic terrain values are calculated by ArcGIS software. The accuracy of these mathematical modelling methods and their connection to GIS systems is adequate for the accuracy of the mathematical description of physical processes and to the range and reliability of the data set used herein.

The second model used in this paper is an artificial neural network consisting of units called neurons that transfer and process information in the form of excitations. The training of the neural network can be imagined as modifications to the network parameters in such a way that the output neurons are excited by certain combinations of input signals (RUMELHART & MCCLELLAND 1986). The number of neurons and their connections are determined by the topology of the network. According to the function, we distinguish input, output, and intermediate neurons. The input neurons correspond with receptors, the output neurons are connected to effectors, and the intermediate neurons constitute the mediators of the information transfer between inputs and outputs (LIPPMANN 1987). These ways of excitation transfer are referred to as paths. The information is processed on paths by means of changes in the states of neurons along the corresponding paths. The states of all neurons and connections (synaptic weights) represent the configuration of a network. Training the neural network involves setting the configuration on the basis of data representing pairs of inputs with desired outputs. This approach is called supervised learning, and it most often utilizes gradient-based nonlinear algorithms, called error back propagation (NERUDA *et al.* 2005).

The goal of our study is to compare the KINFIL and ANN approaches, to identify their strengths and weaknesses.

MATERIAL AND METHODS

Description of the Smědá catchment.

The river Smědá rises in the peat lands of the Jizerské hory Mts. It is the border flow between the Czech Republic and Poland (Figure 1a). Since 1957, a water level recorder has been installed in the Bílý potok station and a number of precipitation gauges have been set up in Hejnice, Nové Město pod Smrkem, Višňová, and Bílý Potok. This catchment with its measured rainfall-runoff episodes is often a source of flood disasters, which will be analyzed in this study. Table 1 shows the major physical-geometric catchment characteristics of the Bílý Potok downstream water level recorder.

The Smědá brook is classified as having class I and class II basic water quality – the water is classified as unpolluted or slightly polluted. Table 2 shows the basic hydrological data in the Smědá catchment, e.g. the average yearly precipitation and the *N*-years runoff values.

In the following description, the basic geological, soil, geomorphological, and land use characteristics of this part of the Jizerské hory Mts. are presented as a consequence of the effects of major rainfall-runoff episodes. For understanding the destruction in the area caused by high surface outflow and erosion processes, the following considerations should be taken into account:

- The geological basement of the Jizerské hory massif is composed of biotic coarse granular or porphyritic granite, easily eroded and crumbled into fine fractions.
- Most of the soils are shallow, light, coarse granular loamy-sandy soils of peat mountain Podzol type, peaty soils, and rocky rubble on steep slopes.

- The unsuitable structure and texture of the soils and the softness of the soil profile with a lack of humus means that the soils are easily eroded.
- The Jizerské hory Mts. have one of the highest precipitation frequencies and amplitudes of all Central Europe.
- Steep terrain slopes (30–50%) and quite long slope lengths (400–1000 m) provide conditions for gully erosion of whole areas.

Table 1. Physical-geometric characteristics of the Smědá catchment, Bílý Potok downstream gauge

Characteristics	Value
Basin area (km ²)	26.58
Thalweg length (km)	13.3
Thalweg slope (–)	0.069
Altitude (m a.s.l.)	497–1123
Basin average width (km)	1.96
Basin slope (Herbst) (%)	22.2

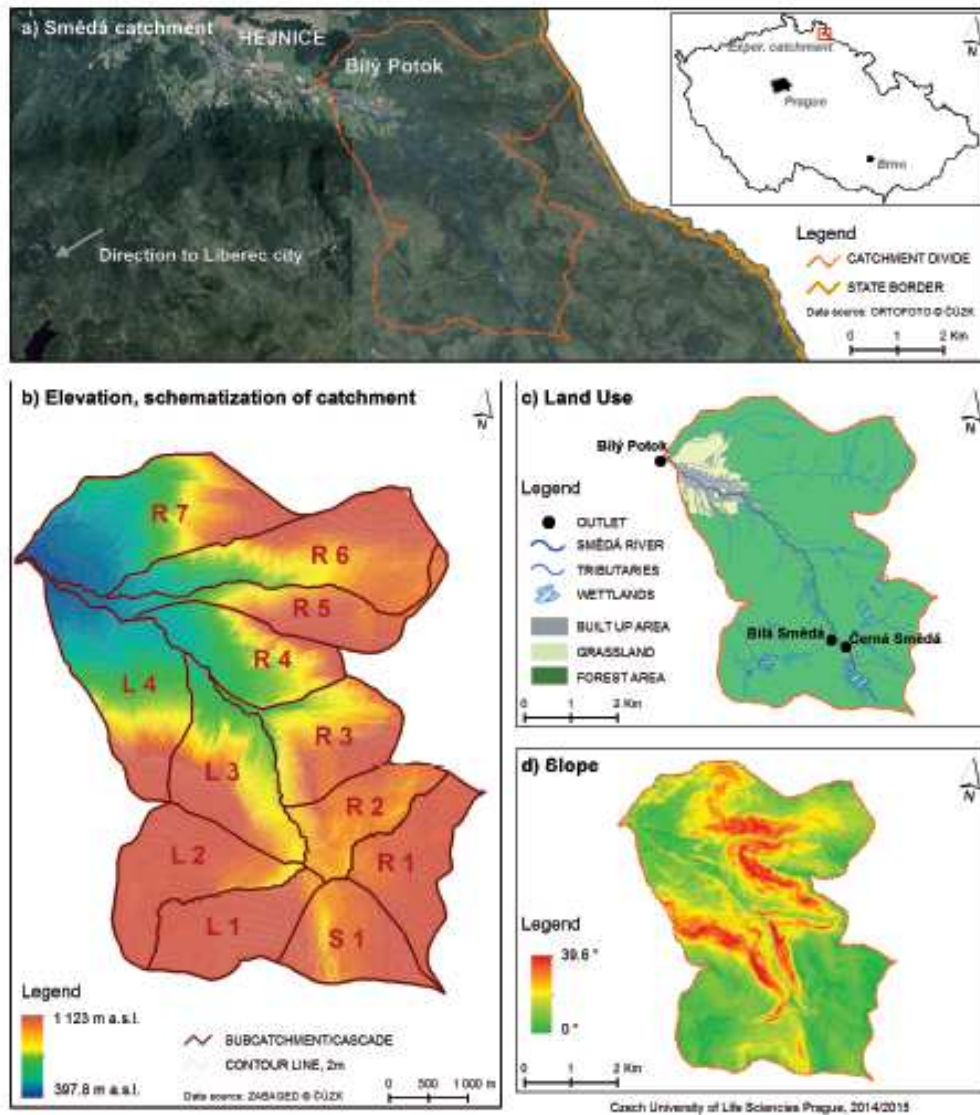


Figure 1. Main characteristics of the Smědá catchment

The vegetation in the Smědá basin consists mainly of spruce (80–90%), beech and maple trees (up to 15%). Dwarf pines occur in the peatlands, and birches and rowans are scattered in coppices. However, there is an intensive new planting programme, and the herbaceous small reed vegetation that has grown up in the clearings after deforestation is gradually being replaced. The species composition now being planted is different from the old species composition, and includes species that are more resilient to natural disasters, and that help preventing forest erosion and infiltration.

GIS mapping of the Smědá catchment.

In the present study, GIS tools were used to create a digital model of the terrain (DMT), hydrological soil groups, economic land use, and the distribution into the sub-catchments. We used ArcGIS 10.2 software tools, with the Spatial Analyst extension. The starting-point materials were vector base datasets derived from the Orthophoto map and the Basic Map of the Czech Republic 1:10 000 (ZABAGED II), digital map BPEJ, and datasets downloaded from the HEIS database. The resulting products are the maps shown in Figure 1: Major characteristics of the Smědá catchment, comprising: (a) orthophotos, (b) height ratios and schematization of sub-catchments, (c) slope, and (d) land use. The synthetic product is a geographical map containing the hydrological information required for the KINFIL model. This data is compiled in Table 3 and shown in Figure 2, which provides a geometrical schematization of the sub-catchments, including land use.

Table 2. Hydrological data of the Smědá basin at Bílý Potok, the outlet station (Czech Hydrometeorological Institute)

Smědá basin	Precipitation (mm)	Runoff	<i>N</i> -year runoffs (m ³ /s)						
			Q_1	Q_2	Q_5	Q_{10}	Q_{20}	Q_{50}	Q_{100}
Bílý potok	1426	1116	21	33	54	74	97	132	162

Table 3 provides a numbering system for the geometrized areas of the catchment (see Figure 2) away from the catchment boundary to the downstream gauge profile, distinguishing the upper segment (S) and the plates of the left (L) and right (R) side of the flow direction of the Smědá river.

The KINFIL model.

The KINFIL model is based on a combination of infiltration theory, put forward by Green and Ampt and modified by Morel-Seytoux (Morel-Seytoux & Verdin 1981), and direct runoff

transformation, resolved using a kinematic wave (Lax & Wendroff 1960; Kibler & Woolhiser 1970; Beven 1979; Singh 1996).

The task of the infiltration part of the model is to determine the parameters of saturated hydraulic conductivity K_s and the retention coefficient of the suction pressure S_f (for the state of field capacity FC).

Table 3. Schematization of the Smědá catchment

Cascade/ subcatchment	Area (km ²)	Length of basin (km)	Plate	Area (km ²)	Average width (km)	Length (km)	Slope (-)	Land use (%)			
								Grassland	Forest	Other area	Built up area
S1	1.64	1.86	S 11	1.12	0.88	1.26	0.178	-	99.30	-	0.70
			S 12	0.53		0.60	0.114	-	94.60	-	5.40
R1	1.84	1.35	R 1	1.84	1.36	1.35	0.070	-	99.60	-	0.40
R2	1.44	0.75	R 21	0.96	1.93	0.50	0.097	-	99.60	-	0.40
			R 22	0.48		0.25	0.204	-	99.90	-	0.10
R3	1.99	1.80	R 31	1.08	1.10	0.98	0.213	-	100.00	-	-
			R 32	0.91		0.83	0.394	-	99.90	-	0.10
R4	1.91	1.75	R 41	0.97	1.09	0.89	0.243	-	91.50	-	7.80
			R 42	0.95		0.87	0.424	-	100.00	-	-
R5	1.79	0.78	R 51	0.10	2.29	0.05	0.119	-	100.00	-	-
			R 52	0.41		0.18	0.216	-	100.00	-	-
			R 53	1.27		0.56	0.269	1.10	81.10	1.70	16.10
R6	3.30	1.49	R 61	0.50	2.22	0.23	0.156	-	100.00	-	-
			R 62	1.33		0.60	0.218	-	100.00	-	-
			R 63	1.47		0.66	0.380	0.65	93.75	3.06	2.54
R7	3.46	3.50	R 71	0.40	0.99	0.41	0.180	-	100.00	-	-
			R 72	1.68		1.70	0.317	2.90	95.40	1.70	-
			R 73	1.38		1.40	0.147	34.70	42.50	15.00	7.80
L1	1.79	1.18	L 11	0.62	1.51	0.41	0.193	-	100.00	-	-
			L 12	1.17		0.77	0.147	-	99.70	-	0.30
L2	2.25	1.23	L 21	1.34	1.83	0.73	0.086	-	100.00	-	-
			L 22	0.91		0.50	0.154	-	99.93	-	0.07
L3	2.33	1.48	L 31	0.36	1.58	0.23	0.157	-	100.00	-	-
			L 32	1.61		1.02	0.415	-	98.40	-	1.60
			L 33	0.36		0.23	0.273	-	94.60	-	5.40
L4	2.75	2.67	L 41	0.23	1.03	0.23	0.171	-	100.00	-	-
			L 42	1.03		1.00	0.403	-	100.00	-	-
			L 43	1.49		1.45	0.164	24.70	52.00	2.00	21.30

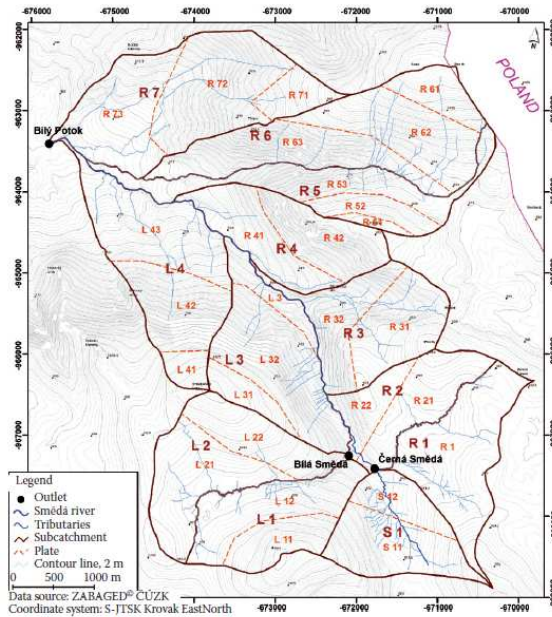


Figure 2. The Smědá catchment (BP) – distribution into sub-catchments

The solution makes use of previously derived relationships between these parameters and the values of the runoff curve numbers CN (US SCS 1986). The CN index values correspond with the conceptual values for soil parameters K_s and S_f (FC): $CN = f(K_s, S_f)$ (Kovář 1992; Kovář *et al.* 2014). The second component of the KINFIL model is the direct runoff transformation. The equation describes an unsteady flow, which is approximated by a kinematic wave. The kinematic equation has been converted into the finite difference form and resolved by the Lax-Wendroff explicit numerical scheme (Lax & Wendroff 1960). For practical solutions, the basin has been geometrized by being divided into two components: the cascade of planes and the convergent segments, so that the simulation of the runoff process corresponds with the topographical catchment areas.

For the rain files of rainfall-runoff episodes, the KINFIL model simulation is important for correct determining the value for the runoff curve numbers CN (US SCS 1992) for antecedent moisture conditions (average: AMC II), and also the default values for other parameters (actual: CNA , volumetric: CN_{vol}), and consequently the hydraulic conductivity K_s and sorptivity S (at the field capacity FC). The CN values, and therefore the value for the potential

retention of the active upper soil zone, are influenced by the uses to which the mostly forested land is put. The forest hydrological conditions affect especially the interception, infiltration, and retention of water in depressions with no runoff and a ground cover layer of forest soil (humus leaf litter, *HLL*). The class of forest hydrological conditions (*CFHC*) is determined on the basis of the depth of the litter (*HLL* from 0 to 15 cm) and its compactness (*C*) classification. For these *CFHC* values, the average numbers of runoff *CN* curves have been derived by hydrologic soil groups (KOVÁŘ & VAŠŠOVÁ 2012).

The average value representation of the first grain category Ist is 25–30%. To this class reaches saturated hydraulic conductivity *Ks* values as high as 10 mm/h. On the basis of the humus compactness grade *CG* = 1 (depth to 5 cm), the forested surface of the basin may be classified into two hydraulic conditions (*CFHC* = 2) and for soil group C, subsequent $CN_{II} = 79$ and for soil group B $CN_{II} = 69$.

Table 4 provides a clear record of the numbers of runoff curve values. To calibrate the parameters of the model, it is necessary to choose characteristic couples of rainfall-runoff episodes in such a way that the rains were short and heavy, that the basin has already been saturated by previous rain, and that the peak flow was attained as soon as possible. This means that the episode should preferably be in category *AMC* III of the *CN* curve validity (i.e. low values for hydraulic conductivity and sorptivity at *FC*).

Table 4. Land division in the Smědá catchment, Bílý Potok downstream gauge

Representation	Area (%)	HSG	Weighted CN
Forests	88	70 C	$0.70 \times 79 = 55.3$
		18 B	$0.18 \times 69 = 12.4$
Pastures (clearings)	7	7 C	$0.07 \times 79 = 5.5$
Arable land	3	3 B	$0.03 \times 79 = 2.4$
Built-up (urbanized)	2	2 –	$0.02 \times 98 = 1.9$
Total	100	100	$CN_{II} = 77.0$ (rounded) $CN_{III} = 89.0$

HSG – hydrological soil groups; weighted CN – weighted average of curve number values

Episodes with the characteristics reported in Table 5 were selected for calibration.

Variable i_{\max} in Table 5 is the highest rainfall intensity, H_s is rain depth, H_{s5} is the sum of previous rains for five days before the start of the episode, and Q_{\max} is peak flow. For the selected calibration episodes, we were aware that the period of 35–45 years that elapsed between the calibration and the validation period in the KINFIL model has changed the status of land use in the Smědá basin to some extent.

Table 5. Selected runoff episodes (KINFIL) in the Smědá catchment (calibration)

Episode No.	Date (start) of episode	i_{\max} (mm/h) ¹	H_s (mm)	H_{s5} (mm)	Q_{\max} (m ³ /s)
03	1/7 1971	10.1	77.3	50.5	33.75
04	20/6 1977	12.4	37.7	37.0	37.89

i_{\max} – highest rainfall intensity; H_s – precipitation depth; H_{s5} – sum of the previous rains for five days before the start of the episode; Q_{\max} – peak flow

Table 6. Simulation rating of episodes selected for parameter calibration in the Smědá catchment

Episode No.	Date (start) of episode	Measured Q_{\max}	Calculated QC_{\max}	Difference peak (%)	Nash-Sutcliffe coefficient (–)
		(m ³ /s)			
03	1/7 1971	33.75	40.22	19.17	0.62
04	20/6 1977	37.89	35.45	3.14	0.99

Q_{\max} – peak flow; QC_{\max} – computed peak flow

The simulation rating for the parameters used for calibrating the KINFIL model is shown in Table 6.

From the calibration criteria, only episode number 04 is fully acceptable (WMO 1984). When selecting the validation episodes, we focused on recent episodes (after 2008) (Table 7), indicating the volume of effective rainfall (i.e. runoff volumes) for each rain gauge station. Table 7 also shows the previous rainfall totals, the *API30* index, and the saturation class (II–III) for each episode. Table 8 provides the episodic volume values for *CN* and the volume of the retention zone.

The volume values for the CN_{vol} curves and the values for the retention zone volumes were calculated from the rainfall and runoff volumes according to a well-known methodology (PONCE & HAWKINS 1996).

The ANN model.

The inputs for the ANN model are short-history values of hourly precipitation and runoffs; the output of the network, representing the runoff value one hour ahead, is predicted on the basis of the history of hourly values of precipitation and runoff. The experiments demonstrated that a period of two or three hours was sufficient for good predictions. A further objective of the experiments was to minimize the free parameters, i.e. the size of the network. A two-hour runoff and precipitation history was therefore used during the experiments. The number of layers in the network has also been kept as limited as possible. It is known that, in theory, one hidden layer should be sufficient to obtain an arbitrarily relevant approximation of the functional dependence represented in the data. However, in our experiments there was a confirmation that the use of two (and sometimes more than two) hidden layers results in a smaller network. In all our experiments we have therefore used networks with four input neurons, one output neuron, and two layers of eight and five neurons, respectively. This rather small size has proved to be specific enough for the quantity of available data; larger networks have a tendency to over-fit the training data and achieve poor generalization.

Table 7. Status of catchment saturation 30 days before the start of the episode

Episode No.	Start of episode	Total rainfall 30 days before the episode start (mm)			API_{30} (mm)	Saturation class
		Hejnice	Nové Město pod Smrkem	weighted average		
Weight		0.830	0.170	1		
1	29/10 2008	84.2	94.5	86.0	79.9	II
2	24/6 2009	195.4	226.1	200.6	186.6	III
3	2/6 2010	144.8	150.8	145.8	135.6	III
4	23/7 2010	88.9	97.3	90.3	84.0	II
5	6/8 2010	164.0	175.2	165.9	154.3	III

API_{30} – index of previous saturation

Table 8. Runoff episode heights and CN_{vol} volume

Episode No.	Start of episode	Rainfall	Q	A	CN_{vol} (-)
			(mm)		
1	29/10 2008	54.6	26.3	37.3	87.2
2	24/6 2009	21.1	15.7	5.4	97.9
3	2/6 2010	44.8	38.6	5.7	97.8
4	23/7 2010	79.1	29.1	76.3	76.9
5	6/8 2010	199.7	136.8	63.5	80.0

Q – runoff; A – retention zone volume; CN_{vol} – volume value of curve number

RESULTS

Results of the KINFIL model calibration and validation.

The results of parameter calibration for the KINFIL model are shown in Figure 3. The peak flows of the tested hydrographs were in accordance with the criteria assessment that was used (WMO 1984) only in the case of episode 04. The data for calibrating the KINFIL model parameters is presented in Table 6, and the results of the hydrograph simulations used by the model are shown in Figure 4.

According to the criteria of the World Meteorological Organization (WMO 1984), simulations with resulting coefficients in the range of 0.75–1.0 are applicable, using the same coefficient for model assessment (Table 9). The quality of the results is described by means of the Nash-Sutcliffe coefficient (NASH & SUTCLIFFE 1970) in Table 9.

Table 9. Validation results of the physically based model (KINFIL)

Episode	Nash-Sutcliffe coefficient	
1 29–30/10 2008	0.61	no*
2 24–25/6 2009	0.77	yes
3 23–25/7 2010	0.89	yes
4 6–8/8 2010	0.81	yes

*coefficient lower than WMO limit

Results of the ANN Model calibration and validation.

During the experiments, we employed the leave-one out methodology – the model was always calibrated using four episodes out of five, and the remaining fifth episode was used for validation. Figure 5 shows the calibration and validation results. In this case, a history of two hour worth runoff and precipitation values is used as an input of one training example with the output of runoff value one hour ahead. The main problem when calibrating the network was not the quality of approximation, but rather the generalization of the model for previously unseen data. The validation data error was therefore used during calibration as a stop criterion to prevent over-fitting. In particular, the relevant increase in the validation error was used as an indicator to stop the iterative training algorithm. The models were calibrated by the error back propagation method with a momentum term. The quality of the results is described by means of the Nash-Sutcliffe coefficient (Nash & Sutcliffe 1970) in Table 10.

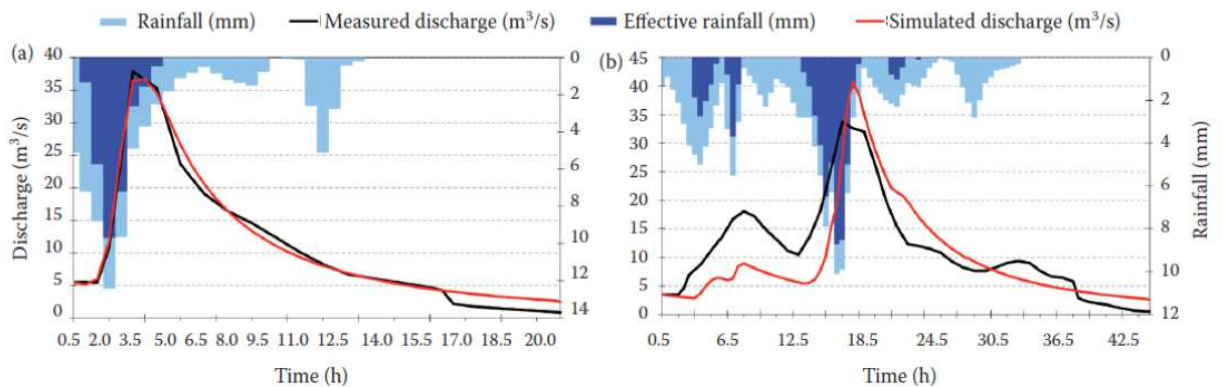


Figure 3. KINFIL calibration: Smědá 04, 20–21/6 1977 (a) and Smědá 03, 1–2/7 1971 (b)

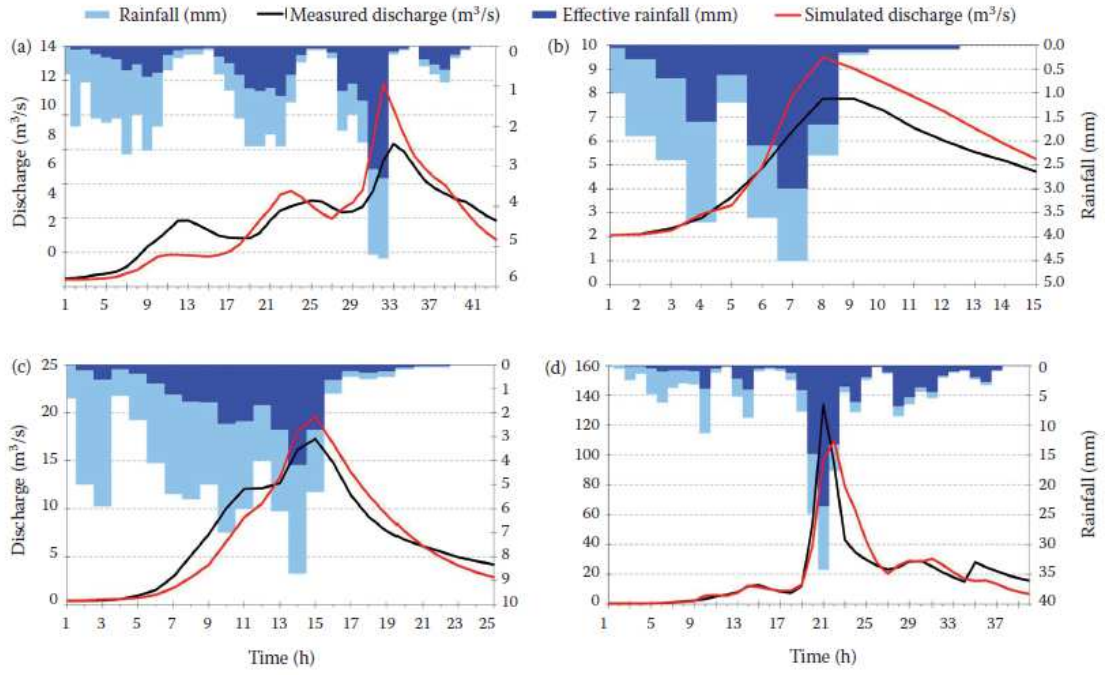


Figure 4. KINFIL validation Smědá: 29–30/10 2008 – episode 1 (a), 24–25/6 2009 – episode 2 (b), 23–25/7 2010 – episode 3 (c) and 6–8/8 2010 – episode 4 (d)

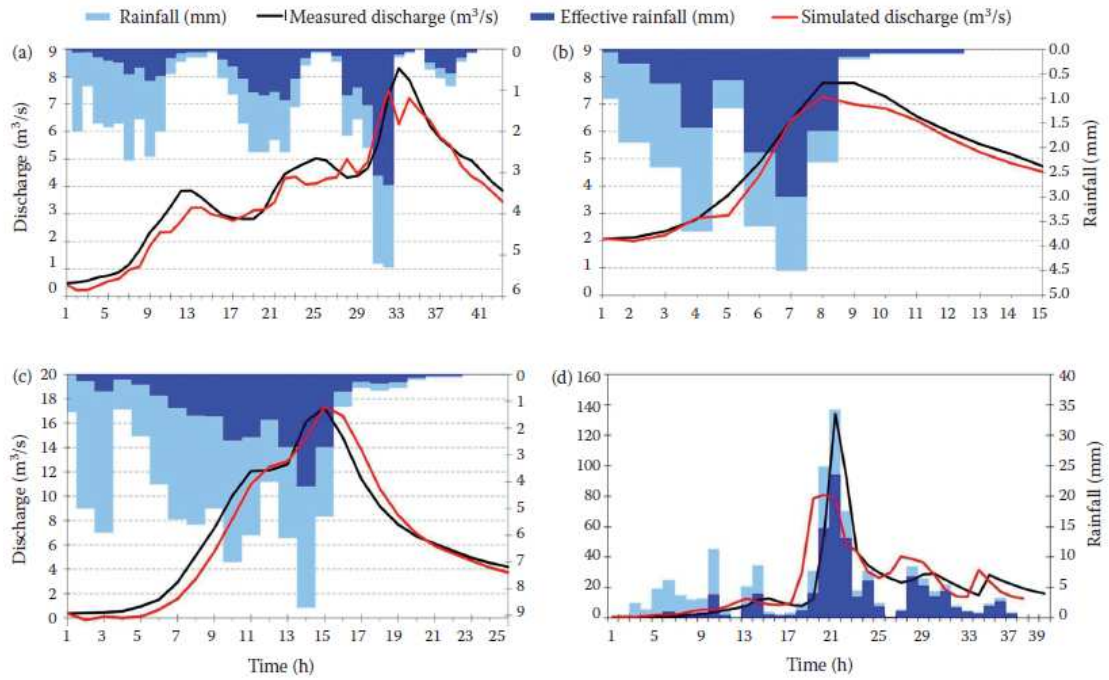


Figure 5. ANN Smědá: 29–30/10 2008 – episode 1 (a), 24–25/6 2009 – episode 2 (b), 23–25/7 2010 – episode 3 (c) and 6–8/8 2010 – episode 4 (d)

Table 10. Validation results of the artificial neural network (ANN) model

Episode		Nash-Sutcliffe coefficient	
1	29–30/10 2008	0.92	yes
2	24–25/6 2009	0.96	yes
3	23–25/7 2010	0.95	yes
4	6–8/8 2010	0.75	yes

DISCUSSION

Concerning the KINFIL model, the essential question for hydrologists is which simplifications are right. Physically-based rainfall-runoff models attempt to link catchment behaviour with measurable properties (BEVEN 2001). However, scaling is a problem of magnitude. It is currently unclear whether this upscaling premise is correct. Catchment behaviour at larger scales can hardly be described by the same governing equations with effective parameters that somehow subsume the heterogeneity of the catchment (KIRCHNER 2009). Not only the subsurface conditions for unsaturated flow, but also the spatial distribution of the rainfall over a catchment area serve as good examples of heterogeneity. However, we tested the KINFIL model with four parameters only in order to avoid over-parametrization while keeping an adequate model structure (PERRIN *et al.* 2001; ANDRÉASSIAN 2004).

The Smědá catchment in the Jizerské hory Mts. has a very non-linear rainfall-runoff process. The shallow peat soils are poorly permeable, and precipitation extremes often cause soil erosion and even landslides. The KINFIL model in the version with parameter derivation of saturated hydraulic conductivity K_s and sorptivity S (at FC), as a simple three-parameter model (along with Manning roughness n), has proved not to be entirely reliable for simulating extreme runoff. The derived parameters from two calibration cases are applicable (Table 6), but only three out of four validated episodes are fully acceptable (Table 9).

Unlike a physically-based model, the mechanism of the artificial neural network ANN model involves approximating the relationship between rainfall (an input to the system) and runoff (an output from the system) represented by the available historical data. In our case, the calibration process is based on training the network on data from several episodes, irrespective of the physical system, the structure, and the governing equations. The robustness of the model is based on two important factors. The first factor is the reliability of data representing the rainfall-runoff relations, while the second factor is the leave-one-out approach. It means that each simulation is calibrated on several episodes, and is validated on one episode that has not been used for calibration. All possible combinations of calibration and validation splits of the episodes were tested.

The most important issue that we had to address when calibrating the ANN model was overfitting of the training data. The obvious non-linearity of the problem, represented by the data, calls for a more complex network design with a larger number of units. This conflicts with the rather small sizes of the datasets describing the episodes by means of one hour-based data. Thus, the networks of dozens of units in two layers have a tendency to capture too many details (maybe including rainfall measurement errors). The network parameters and the length of the training episode were therefore verified by means of the validation set results. Since our goal is not the best-possible performance of the training set, but relevant performance of the validation data, the models typically show better validation results than calibration.

CONCLUSION

The rainfall-runoff processes in the Smědá basin are admittedly difficult to calibrate, especially in a model with a small number of parameters. Generally, the KINFIL model used here is a physically-based four-parameter 2D model (2 infiltration parameters and 2 transformations by a kinematic wave). When a version of the runoff *CN* curves was tested, the resulting values

were used for deriving two parameters, K_s and S . Thus the four-parameter version was reduced to a three-parameter version. The selection of more recent calibration episodes (not from the 1960s and 1970s) would probably also help the simulation. We also assume that direct measurements of the soil hydraulic parameters using geo-statistical methods, instead applying *CN* methods to derive both infiltration parameters, would bring more relevant results. However, a method of that kind would be very laborious.

In the case of ANN models, it has been demonstrated that neural networks in general have the ability to capture the non-linear nature of the rainfall–runoff relationship, and the results are to a degree comparable with those obtained using hydrological models. The application of neural networks in this area raised several issues that needed to be dealt with. Due to the low statistical frequency of extreme episodes, the ANN model has to be trained on selected data where these episodes are present, and most of the data is not of interest and has to be abandoned. Unfortunately, the amount of available data from extreme episodes is relatively small, taking into account the complexity of the inherent nonlinear relationship of the model. We therefore have to address the issue of a suitable network size. It has to be large enough for the problem to be modelled faithfully, but at the same time it should be small enough to generalize well. Our solution to this problem was to use the validation data performance as a stopping criterion during the calibration phase. This allowed us to stop the calibration before the algorithm started to over-fit the data. This problem should be further investigated in future, and several other methods for improving generalization should be employed. Ensembles of ANNs are a promising approach.

Acknowledgement. *The authors gratefully acknowledge the financial support provided by Technology Agency of the Czech Republic (Project TA02020402 “Water regime optimisation to mitigate the impact of hydrological extremes”).*

References

Andréassian V. (2004): Water and forests: from historical controversy to scientific debate.

Journal of Hydrology, 291: 1–27.

Beven K.J. (1979): On the generalized kinematic routing method. Water Resources Research, 15: 1238–1242.

Beven K.J. (2001): Rainfall-Runoff Modelling: The Primer. Chichester, John Wiley & Sons.

Čamrová L., Jílková J. (2006): Flood Damages and Tools for their Mitigation. Praha, IEEP, VŠE. (in Czech)

Kibler D.F., Woolhiser D.A. (1970): The Kinematic Cascade as a Hydrologic Model.

Hydrology Paper No. 39. Fort Collins, Colorado State University.

Kirchner J.W. (2009): Catchments as simple dynamical systems: Catchment characterization, rainfall-runoff modelling, and doing hydrology backward. Water Resources Research, 45: W02429.

Kovář P. (1992): Possibilities of design floods assessment using model KINFIL. Journal of Hydrology and Hydromechanics, 40: 197–220.

Kovář P., Křovák F. (2002): Torrent Control. Praha, FLE ČZU. (in Czech)

Kovář P., Vaššová D. (2012): The KINFIL Model Manual. Praha, FŽP ČZU. (in Czech)

Kovář P., Pelikán M., Heřmanovská D., Vrana I. (2014): How to reach a compromise solution on technical and non-structural flood control measures. Soil and Water Research, 9: 143–152.

Lax P.D., Wendroff B. (1960): Systems of conservation laws. Communications on Pure and Applied Mathematics, 13: 217–237.

- Lippmann R.P. (1987): An introduction to computing with neural nets. *IEEE ASSP Magazine*, 4: 4–22.
- Morel-Seytoux H.J., Verdin J.P. (1981): *Extension of the Soil Conservation Service Rainfall-Runoff Methodology for Ungauged Watersheds*. Fort Collins, Colorado State University.
- Nash J.E., Sutcliffe J.V. (1970): River flow forecasting through conceptual models. Part I, A discussion on principles. *Journal of Hydrology*, 10: 282–290.
- Neruda M., Neruda R., Kudová P. (2005): Forecasting runoff with artificial neural networks. Progress in surface and subsurface water studies at plot and small basin scale. In: 10th Conf. Euromediterranean Network of Experimental and Representative Basins (ERB), Turin, Oct 13–17, 2004: 65–69.
- Perrin C., Michel C., Andréassian V. (2001): Does a large number of parameters enhance model performance? Comparative assessment of common catchment model structures on 429 catchments. *Journal of Hydrology*, 242: 275–301.
- Ponce V.M., Hawkins R.H. (1996): Runoff curve number: Has it reached maturity? *Journal of Hydrologic Engineering*, 1: 11–19.
- Rumelhart D.E., McClelland J.L. (1986): *Parallel Distributed Processing: Explorations in the Microstructure of Cognition I&II*. Cambridge, MIT Press.
- ingh V.P. (1976): A note of the step error of some partial finite-difference schemes used to solve kinematic wave equations. *Journal of Hydrology*, 30: 247–255.
- Singh V.P. (1996): *Kinematic Wave Modelling in Water Resources: Surface Water Hydrology*. New York, John Wiley&Sons.

US SCS (1986): Urban Hydrology for Small Watersheds. Technical Release 55. Washington D.C., USDA.

US SCS (1992): Soil Conservation. Program Methodology. Chapter 6.12: Runoff Curve Numbers. Washington D.C., USDA.

WMO (1984): Commission for Hydrology: Abridged Final Report of the Seventh Session. Geneva, Aug 27–Sept 7, 1984, Secretariat of the World Meteorological Organisation.

Received for publication January 27, 2015

Accepted after corrections April 28, 2015

Corresponding author:

Prof. Ing. Pavel Kovář, DrSc., Česká zemědělská univerzita v Praze, Fakulta životního prostředí, Kamýcká 129, 165 21 Praha 6-Suchdol, Česká republika; e-mail:

kovar@fzp.czu.cz

5.2 STUDIE 2:

The Use of Snyder Synthetic Hydrograph for Simulation of Overland Flow in Small Ungauged and Gauged Catchments

Darya Fedorova, Pavel Kovář, Jan Gregar, Andrea Jelínková, Jana Novotná

Soil & Water Research

DOI: 10.17221/237/2017-SWR

V rámci této studie byl učiněn pokus objevit nový přístup na simulaci povrchového odtoku za použití Snyderova syntetického hydrogramu tak, aby bylo dosaženo přesných výsledků. Simulace byly provedené Snyderovým syntetickým hydrogramem a hydrologickým modelem KINFIL. Měření srážko-odtokových poměrů bylo doplněno jednou z nejpřesnějších a nejmodernějších metod – modelem Matrix Inversion, náležící do konceptu maticové algebry.

Jako experimentální plocha bylo použita lokalita Třebsín. Oblast patří do mírně teplé oblasti, s roční průměrnou srážkou 517 mm teplota 6,5 ° C a nadmořská výška 340-350 m n.m. Výzkumnou lokalitu provozuje Výzkumný ústav meliorací a ochrany půdy v Praze. Na zájmové lokalitě se nachází devět experimentálních ploch o rozměrech 36 x 7 m.

V rámci studie byly simulovány srážko-odtokové poměry na experimentálních plochách č. 4 a 5.

Pro simulaci odtoku byla použita srážková data z měřicí stanice v Benešově.

Tento dešťový ukazatel poskytuje údaje o denních dešťových srážkách s návratovým obdobím $N = 2, 5, 10, 50$ a 100 let. Vzhledem k malému povodí, byly vybrány kritické doby

srážek $t_d = 20, 30$ a 60 min a návratová doba $N = 10, 20, 50$ a 100 let. Pro výpočet redukce v denních hloubkách srážek P_t, N byla použita metoda DES_RAIN.

Průměrné hodnoty pro nasycenou hydraulickou vodivost K_s (mm / min) a pro sorptivitu S (mm / min^{0,5}) byly získány metodou infiltrometru (dvojitě válce).

Jednotkový hydrogram popisuje základní teorii řešící transformaci srážky odtokem, je to v podstatě hypotetická odezva povodí na jednotkový efektivní déšť, vždy stejná pro déšť dané doby trvání. Tato jednoduchá a hojně používaná metoda má však jednu velkou nevýhodu – nelze ji používat na místech s nedostatkem dat.

Snyderův syntetický hydrogram byl vyvinut Snyderem a jeho metodika je založena na podrobné a strukturované analýze výstupů z velkého množství hydrogramů z různých povodí v Apalačských horách na východě USA.

Pro Snyderův syntetický model existují dva hlavní parametry: faktor doběhu (C_t) a faktor kulminačního průtoku (C_p). Tyto parametry jsou topograficky závislé a měly by být odhadnuty pro každý konkrétní případ. V této studii bylo oba údaje odvozeny z měřených dat.

Fyzikální hydrologický model KINFIL se využívá především pro simulaci erozních procesů a předpovídání zranitelnost půdy vůči vodě, jelikož povrchový odtok a vodní eroze spolu úzce souvisejí. Současná verze modelu je založena na kombinaci infiltrace a přímého odtoku kinematickou vlnou.

Matematický model Matrix Inversion byl vyvinut Snyderem v roce 1961. Základ metodiky je založen na konvoluci přebytečných srážek s jednotkovým hodinovým hydrogramem.

Testování modelu Matrix inversion proběhlo na základě katastrofické epizody v malém, měřeném povodí Jílovského potoka ze dne 4. – 5. 7. 2009. Úspěšnost kalibrace a validace

modelu je vyjádřena Nash-Suttcliffe koeficientem účinnosti (CE). Maximální hodnota CE = 1. V případě testované epizody činila hodnota CE = 0,989. Výsledný hydrogram lze považovat za velice přesný.

Studie prokázala, že i když se k simulacím na malých neměřených povodích využívají spíše různé variace hydrogramů, pro simulaci je možno uvažovat také fyzikálně založené modely.

Metoda simulace odtoku malých neměřených povodí pomocí Snyderova hydrogramu se ukázala jako vysoce účinná, avšak její hlavní nevýhodou je odvození potřebných koeficientů pro neměřená povodí.

The Use of Snyder Synthetic Hydrograph for Simulation of Overland Flow in Small Ungauged and Gauged Catchments

Darya FEDOROVA, Pavel KOVÁŘ, Jan GREGAR, Andrea JELÍNKOVÁ and Jana NOVOTNÁ

Soil & Water Res., 13, 2018 (1): Online first, doi: 10.17221/237/2017-SWR

ABSTRACT

The paper presents the results of simulated overland flow on the Třebsín experimental area, Czech Republic, using the Snyder synthetic unit hydrograph. In this research an attempt was made to discover a new approach to overland flow simulation that could give precise results like the KINFIL model for a small ungauged catchment. The provided results also include a comparison with the KINFIL model for $N = 10, 20, 50$ and 100 year recurrence of rainfall-runoff, with the rainfall time duration $t_d = 10, 20, 30,$ and 60 min. Concerning a small gauged catchment, one of the most accurate and elegant methodologies, Matrix Inversion Model, can be used for the measurement of both the gross rainfall and the runoff. This method belongs to a matrix algebra concept. For the sake of completeness, we designated this model at the end of the present article to show how exact this forward march can be.

Keywords: extreme rainfall; infiltration intensity; KINFIL model; Matrix Inversion Model; Snyder unit hydrograph

INTRODUCTION

One of the main problems in hydrological studies is the prediction of runoff from an ungauged basin, since the majority of small catchments are ungauged (Hrachowitz et al. 2013). The data on rainfall events are often available for such basins, however the simulation of runoff is much more complicated than for the basins with well observed data of runoff discharges. In addition,

it is even more sophisticated for the small ungauged catchments (Parajka et al. 2013). There are many different approaches to the solution of such a hydrological riddle. In 1932 the unit hydrograph method was introduced by Sherman (1932) and changed the runoff-rainfall modelling forever. It has become the most widely used method of flood analysis for gauged basins. In spite of obvious advantages, simplicity and applicability of this method, it has one big imperfection: it cannot be used on the basins with lack of data. For the extension of the unit hydrograph theory for ungauged basins the synthesis from physical characteristics should be considered as an effective and necessary measure. Currently, there exist several methods for developing the synthetic unit hydrograph using measurable physical basin characteristics. As the founder of the unit hydrograph theory, Sherman was the first to study the possibilities of developed method extension. The physical characteristics of the basin he thought to have an impact on the hydrograph and possibly could be used for the estimation of runoff on the ungauged basins are: the shape and size of the drainage area, slopes of valley sides and mainstream, distribution of water channels and ponding due to course or surface obstacles. As the basis of most synthetic unit hydrograph methods researchers still use Sherman's ideas. Major part of the methods try to find relationships between physical basin parameters and unit hydrograph characteristics, the differences are in the used methodologies or in recognized relationships (Ellouze-Gargouri & Bargaoui 2012; Singh et al. 2014; Rigon et al. 2016). Those methods for developing a synthetic hydrograph for ungauged areas have been made by Bernard (1935), Snyder (1938), McCarthy (1939) and Clark (1945). The final step of our study was a Matrix Inversion Model calculation. The basics of this methodology were developed by Snyder (1961), through the concepts of matrices and vectors. The convolution of excess rainfall with the T-hour Unit Hydrograph (TUH) is simply the process of multiplication of a matrix by a vector. The present study was conducted in the Třebsín experimental area. The surface runoff

simulation was done using two different approaches: Snyder synthetic unit hydrograph method and kinematic wave based on the KINFIL model.

MATERIAL AND METHODS

This paper describes the continuation of research outcomes from the article published by Fedorova et al. (2017), using the HEC-HMS SCS Unit Hydrograph and KINFIL model to compute the surface runoff from extreme rainfall in the small ungauged Kninice catchment. One of the articles mentioning the unit hydrograph was published by Černohous and Kovář (2009) due to approximation of the recession limb of the hydrograph. The KINFIL model is currently used for simulating erosion processes and for predicting the vulnerability of soil to water, since the surface runoff and water erosion are closely related. In the calculation, we designed rainfall events on experimental plots No. 4 and 5 in Třebsín, which are located about 40 km from Prague in south-east direction, close to the village of Třebsín. The location of Experimental Runoff Area (ERA) is depicted in Figure 1.

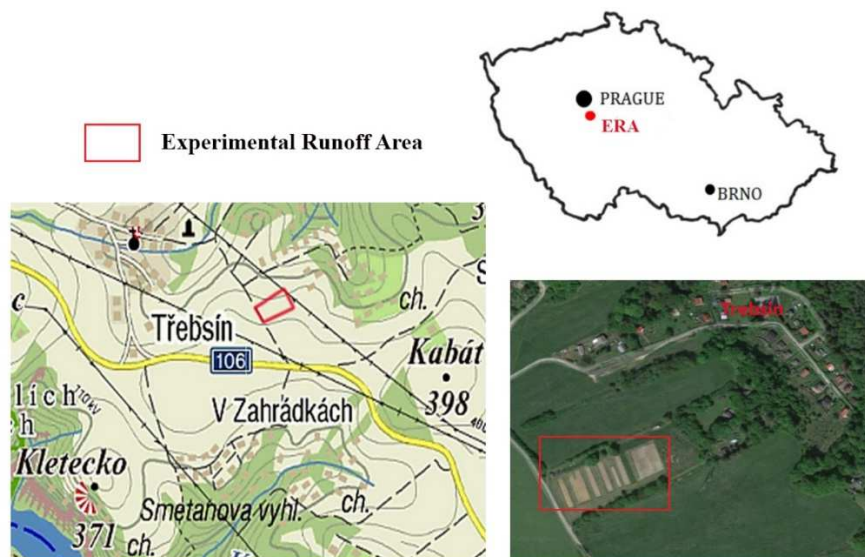


Figure 1. The location of the Experimental Runoff Area (ERA)

In sum, there are nine experimental plots, the length of each is 36 m and the width is 7 m. The average slope of the experimental area is about 7°. The research location is operated by the Research Institute for Soil and Water Conservation in Prague-Zbraslav (RISWC Prague). The area belongs to a mildly warm region, with annual mean precipitation of 517 mm, average temperature of 6.5°C and an altitude of 340–350 m a.s.l. The natural soil composition is originally a gneiss substrate and is mostly of Haplic Cambisol type, belonging to the soil group of silty loam. The scheme of experimental runoff plots is presented in Figure 2. The studied plots are highlighted in green colour.

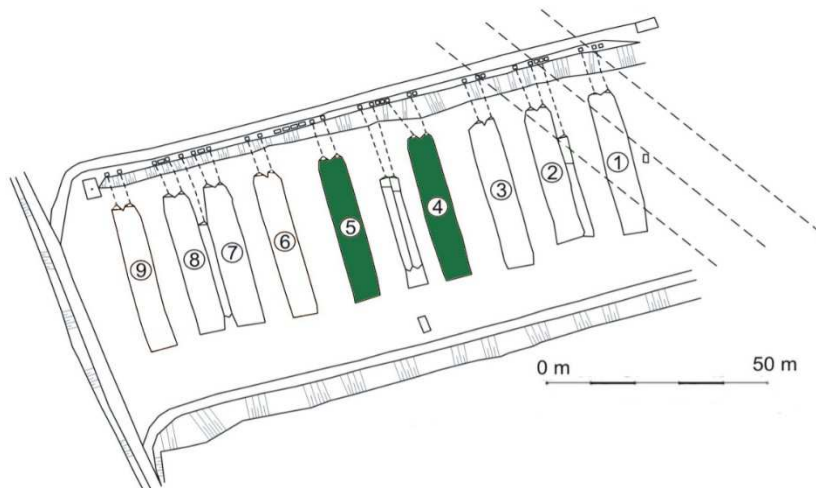


Figure 2. The scheme of runoff plots

The rainfall data

The rainfall data from the Benešov station was used for runoff simulation in the Třebsín catchment. This rain gauge provides daily rainfall data with a return period $N = 2, 5, 10, 50$ and 100 years. Due to the small catchment area, the selected periods of critical rainfall time duration are $t_d = 20, 30$ and 60 min and the return period of $N = 10, 20, 50$ and 100 years. To compute the reduction in the daily rainfall depths $P_{t,N}$ was used the DES_RAIN procedure (<http://fzp.czu.cz/vyzkum>) (Vaššová and Kovář 2011). The procedure is based on regional

parameters a and c , derived by the methodology of Hrádek and Kovář (1994). The results are provided in Table 1.

Table 1. Maximum rainfall depths $P_{t,N}$ on the Benešov station (mm)

N (years)	$P_{t,N}$ (mm)	t (min)			
		10'	20'	30'	60'
2	38.6	12.8	15.7	17.7	20.5
5	52.9	18.6	23.0	26.1	31.4
10	62.0	22.3	28.3	32.6	38.9
20	71.6	27.2	34.7	40.1	48.1
50	83.3	33.4	42.9	49.7	60.3
100	92.4	37.9	49.2	57.2	69.3

The field measurements

The average values for saturated hydraulic conductivity K_s (mm/min) and for sorptivity S (mm/min^{0.5}) were obtained by the infiltrometer method (double cylinders).

The Richards equation (Kutílek and Nielsen 1994) combined with Philip solution for non-steady flow infiltration (Philip 1957) was implemented for calculation of hydraulic soil parameters. The simplified Philip equation for the infiltration intensity v_f calculated with the saturated hydraulic conductivity K_s (m/s) and sorptivity S (m/s^{0.5}), is as follows:

$$v_f(t) = \frac{1}{2} S \cdot t^{-1/2} + K_s \quad (1)$$

Subsequently, parameters K_s and S were both computed, applying the method of the non-linear regression (Kovář et al. 2011, Štibinger 2011). Table 2 provides the measured hydraulic conductivity K_s , sorptivity S , and the storage suction factor S_f (mm):

$$S_f = \frac{S^2}{2K_s} \quad (2)$$

Table 2. The soil hydraulic parameters: hydraulic conductivity K_s (mm/min), sorptivity S (mm/min^{0.5}), and storage suction factor S_f (mm)

Plot	Sorptivity S, (mm/min ^{0.5})	Saturated hydraulic conductivity K _s , (mm/min)	Storage suction factor S _f , (mm)
4	4.64	4.36	2.47
5	4.13	1.65	5.17

Snyder Unit Hydrograph

The unit hydrograph is a universal solution for any basin rainfall-runoff relationship providing the single storm hydrograph parameters given the excess rainfall data. However, major part of watersheds have no recorded rainfall or runoff data. The answer is in synthesizing of unit hydrograph - estimating the simple rainfall-runoff relationship by application of physical parameters of drainage basin.

In the year 1938, a concept of the synthetic unit hydrograph was introduced by Snyder. The methodology is based on the detailed and structured analysis of a large number of hydrographs from different catchments in the Appalachian region. The study led to the following formula (3) for time lag (Ponce 1989):

$$T_{lag} = C_t(LL_c)^{0,2} \quad (3)$$

where: T_{lag} is catchment time lag in hours, C_t is coefficient explaining catchment gradient and related to catchment storage, L is the mainstream length (km), L_c is the mainstream length from outlet to the closest point to catchment centroid (km).

Snyder's formula for peak discharge is as follows (Ponce 1989):

$$Q_p = \frac{2,78 \cdot C_p \cdot A}{T_{lag}} \quad (4)$$

Where Q_p is a peak discharge related to 1 cm of effective rainfall (m³/s), A is a catchment area (km²), C_p is empirical coefficient connected with triangular base time to time lag.

KINFIL rainfall-runoff model

The KINFIL model is used for simulation of significant rainfall-runoff events or for estimation of design discharge in catchments that are impacted by human activities. The kinematic wave techniques are generally considered to be sufficient for analysis of overland and channel flow. This method is a simplified version of the dynamic wave theory.

Current version of presented model consists of two parts. First part is based on Green-Ampt infiltration theory with ponding time according to Mein and Larson (1973) and Morel-Seytoux (Morel-Seytoux and Verdin 1981, Morel-Seytoux 1982):

$$K_s(z_f + H_f/z_f) = (\theta_s - \theta_i) dz_f/dt \quad (5)$$

$$S_f = (\theta_s - \theta_i) \cdot H_f \quad (6)$$

$$t_p = S_f/i \cdot \left(\frac{i}{K_s} - 1\right) \quad (7)$$

Where K_s is hydraulic conductivity ($\text{m}\cdot\text{s}^{-1}$); z_f is the vertical extent of the saturated zone (m); θ_s is the water content at natural saturation (-); θ_i is the initial water content (-); H_f is the wetting front suction (m); i is the rainfall intensity ($\text{m}\cdot\text{s}^{-1}$); S_f is the storage suction factor (m); t_p is ponding time (s), and t is time (s). On small experimental catchments the hydraulic conductivity K_s and the storage suction factor S_f can be measured directly.

The overland flow part of the model uses the kinematic equation and can be described by Eq.(8) (Kibler and Woolhiser 1970, Beven 2006):

$$\frac{\partial y}{\partial t} + \alpha \cdot m \cdot y^{m-1} \cdot \frac{\partial y}{\partial x} = r_e(t) \quad (8)$$

where $r_e(t)$ is rainfall excess intensity (m/s), y , t , x are ordinates of the depth of water, time and position (m, s, m), and α , m are hydraulic parameters.

Matrix Inversion Model

One of the most accurate mathematical model for known rainfall and runoff parameters is the Matrix Inversion Model. The basic processes of this method have been developed in Tennessee Valley Authority study by Snyder (1961). The detailed view if the process involved in the convolution of discrete values of TUH with the rainfall excess to produce the direct runoff through summation provides Equation 9 (O'Donnell 1960):

$$Q_{m+n-1} = \Delta T * \sum_1^{m+n-1} P_m * U_{m-n} \quad (9)$$

Where Q is the runoff, P is a rainfall, U is the unit hydrograph ordinates, m is a number of rainfall intervals, n is the number of isochrones areas (equals to number of TUH ordinates), ΔT is a length of time period. When $\Delta T \rightarrow 0$, then summation can be replaced by a Duhamel's convolution integral:

$$Q(t) = \int_0^t P(\tau) * U(t - \tau) d\tau \quad (10)$$

Equation 9 shows that basically the process is a multiplication of a matrix by a vector. However, this means to solve $m+n-1$ equals of n unknown values TUH. Consequently, it is an overdetermined system of $m-1$ equations and it can hardly be solved by the substitution method.

This computation suits the matrix algebra very well (Figure 3):

$$\begin{aligned} Q_1 &= P_1 * U_1 + 0 + 0 \dots \dots \dots + 0 + 0 \\ Q_2 &= P_2 * U_1 + P_1 * U_2 + 0 \dots + 0 \dots \dots \dots + 0 + 0 \\ Q_3 &= P_3 * U_1 + P_2 * U_2 + P_1 * U_3 + 0 \dots + 0 \dots \dots + 0 + 0 \\ Q_m &= P_m * U_1 + P_{m-1} * U_2 + P_{m-2} * U_3 + \dots + P_1 * U_m + 0 \\ Q_{m+1} &= 0 + P_m * U_2 + P_2 * U_m + \dots \dots \dots + P_1 * U_{m+1} + 0 \\ Q_{m+n-1} &= 0 + 0 + 0 + 0 + \dots \dots \dots + P_m * U_n \end{aligned}$$

Figure 3. The group of equations relating rainfall and unit hydrograph ordinates to runoff.

The matrix equivalent of the equations of Figure 3 is given by Figure 4:

$$\begin{vmatrix} X_1 & 0 & 0 & 0 & \dots & \dots & \dots & \dots & \dots & \dots & \dots & \dots & \dots & 0 \\ X_2 & X_1 & 0 & 0 & \dots & \dots & \dots & \dots & \dots & \dots & \dots & \dots & \dots & 0 \\ X_3 & X_2 & X_1 & 0 & \dots & \dots & \dots & \dots & \dots & \dots & \dots & \dots & \dots & 0 \\ \vdots & \vdots & \vdots & \vdots & \vdots & \vdots & \vdots & \vdots & \vdots & \vdots & \vdots & \vdots & \vdots & \vdots \\ X_m & X_{m-1} & X_{m-2} & \dots & \dots & X_1 & 0 & 0 & 0 & \dots & \dots & \dots & \dots & 0 \\ 0 & X_m & X_{m-1} & \dots & \dots & X_2 & X_1 & 0 & 0 & \dots & \dots & \dots & \dots & 0 \\ \vdots & \vdots & \vdots & \vdots & \vdots & \vdots & \vdots & \vdots & \vdots & \vdots & \vdots & \vdots & \vdots & \vdots \\ 0 & 0 & 0 & \dots & \dots & \dots & \dots & \dots & 0 & X_m & X_{m-1} & \dots & \dots & \dots \\ 0 & 0 & 0 & \dots & \dots & \dots & \dots & \dots & 0 & 0 & X_m & \dots & \dots & \dots \end{vmatrix} * \begin{vmatrix} U_1 \\ U_2 \\ U_3 \\ \vdots \\ \vdots \\ \vdots \\ U_n \end{vmatrix} = \begin{vmatrix} Y_1 \\ Y_2 \\ Y_3 \\ \vdots \\ \vdots \\ Y_m \\ Y_{m+1} \\ \vdots \\ \vdots \\ Y_{m+n-1} \end{vmatrix}$$

Figure 4. Matrix equivalent of discrete convolution equations.

The matrix technique suggested in the abovementioned T.V.A study (Snyder 1961) automatically provides a least-squares solution to TUH ordinates. Precipitation P should be replaced by the letter X (only for rainfall, e.g. liquid form of precipitation); Q by the letter Y for discharge and the usual notation, the matrix equation can be written:

$$|X| * |U| = |Y| \tag{11}$$

To solve the Equation 11 for $|'U|$, one must first make the rectangular matrix $|'X|$ a square one. This can be done by multiplying both sides of Equation 11 by the transpose of $|X|^T$ left side, which is the matrix formed by interchanging the rows and columns of $|X|$ in Equation 12:

$$|X|^T * |X| * |U| = |Z| * |U| = |X|^T * |Y| \tag{12}$$

Where:

$$|X|^T * |X| = |Z| \tag{13}$$

$$|A| = |X|^T * |Y| \tag{14}$$

and

$$|U| = |Z|^{-1} * |X|^T * |Y| = |Z|^{-1} * |A| \tag{15}$$

The computed vector $|U|$ gives the procedure finding the TUH ordinates directly from a gross rainfall step by step to reach a net rainfall up to a direct runoff $|YC|$ (Y computed) using standard matrix routines:

$$|YC| = |X| * |U| \quad (16)$$

Hidden in the manipulation of the matrix algebra on the right side of Eq. (16) is the least-squares curve fitting technique mentioned above but to repeat it to requested close coincidence with a net rainfall and T-Unit Hydrograph ordinates. The improved rainfall data is now used to find a better estimate of the TUH and the whole process is repeated. We were testing the Matrix Inversion Model on a dangerous event in the Jilovsky River catchment. The flooding occurred on 4–5 of July in 2009 (24 h) when a gross rain was falling for about 10 hours. The difference in gross and net rainfall was extremely large: $80 - 10.25 = 69.75$ (mm). Table 3 provides the basic parameters of the Jilovsky catchment.

Table 3. Jilovsky catchment parameters.

Catchment area, km²	45.6	Land use	
Elevation, m a.s.l.	730-249	Forest, %	52.8
Length of river, km	11.1	Grassland, %	37.0
River slope, %	10.3	Urban areas, %	9.4
Slope of catchment, %	14.2	Water areas, %	0.8

RESULTS AND DISCUSSION

The Unit Hydrograph (UH) was first proposed by Sherman (1932), originally named unit-graph. The UH is a very simple and effective method of the rainfall-runoff simulation, however it cannot be used if there is a lack of data. In this case the synthetic unit hydrograph modifications should be used (Clark's, Snyder's, SCS). Since the majority of small watersheds have no recorded runoff or rainfall data, it must be a synthetic hydrograph. Snyder (1938) presented a method of deriving synthetic unit graphs empirically. The study and analysis of rainfall-runoff characteristics were done in ungauged and gauged catchments of the Appalachian Mountains

of the Eastern United States. There are two main parameters for the Snyder synthetic UH: the lag factor (C_t) and the peak flow factor (C_p). These parameters are topographically dependent and should be estimated for each particular case. In this study both those parameters were derived from measured data (Melching & Marquardt 1997; Ramírez 2000). Snyder's method was chosen for this study also because it is a part of HEC-HMS software. Many researches have studied the implementation of the Snyder hydrograph, since it is one of the most popular solutions for the ungauged catchments. In their research Hoffmeister and Weisman (1977) used the synthetic unit hydrograph for an ungauged basin in New Zealand. The authors simulated the runoff using three different methods: Snyder's method, SCS dimensionless hydrograph and Commons' dimensionless method in six basins of two hydrological regions. The synthetic UH were compared with unit hydrographs based on observed data. The results of research show that Snyder's method is reasonably accurate. In Europe a good representative study of synthetic unit hydrographs was conducted in Poland, in the Grabinka catchment by Wałęga et al. (2011). The research results show that both Clark's and Snyder's methods are applicable, with slightly better results of Snyder's method. The publication also contains an interesting approach to the estimation of necessary parameters for simulation. The previous study on a comparison of SCS synthetic unit hydrograph and KINFIL model showed that KINFIL model provided better results due to the more natural form of hydrograph. The comparison of simulated runoff by KINFIL model and Snyder's method shows that the Snyder synthetic hydrograph improved results compared to a previous study on the SCS synthetic unit hydrograph. Figure 5 demonstrates the results of simulation for plots 4 and 5 of the Třebsín ERA. The simulation by both models was made on rainfall with recurrence interval $N = 10, 20, 50, 100$ years, time duration $t_d = 10', 20', 30', \text{ and } 60'$.

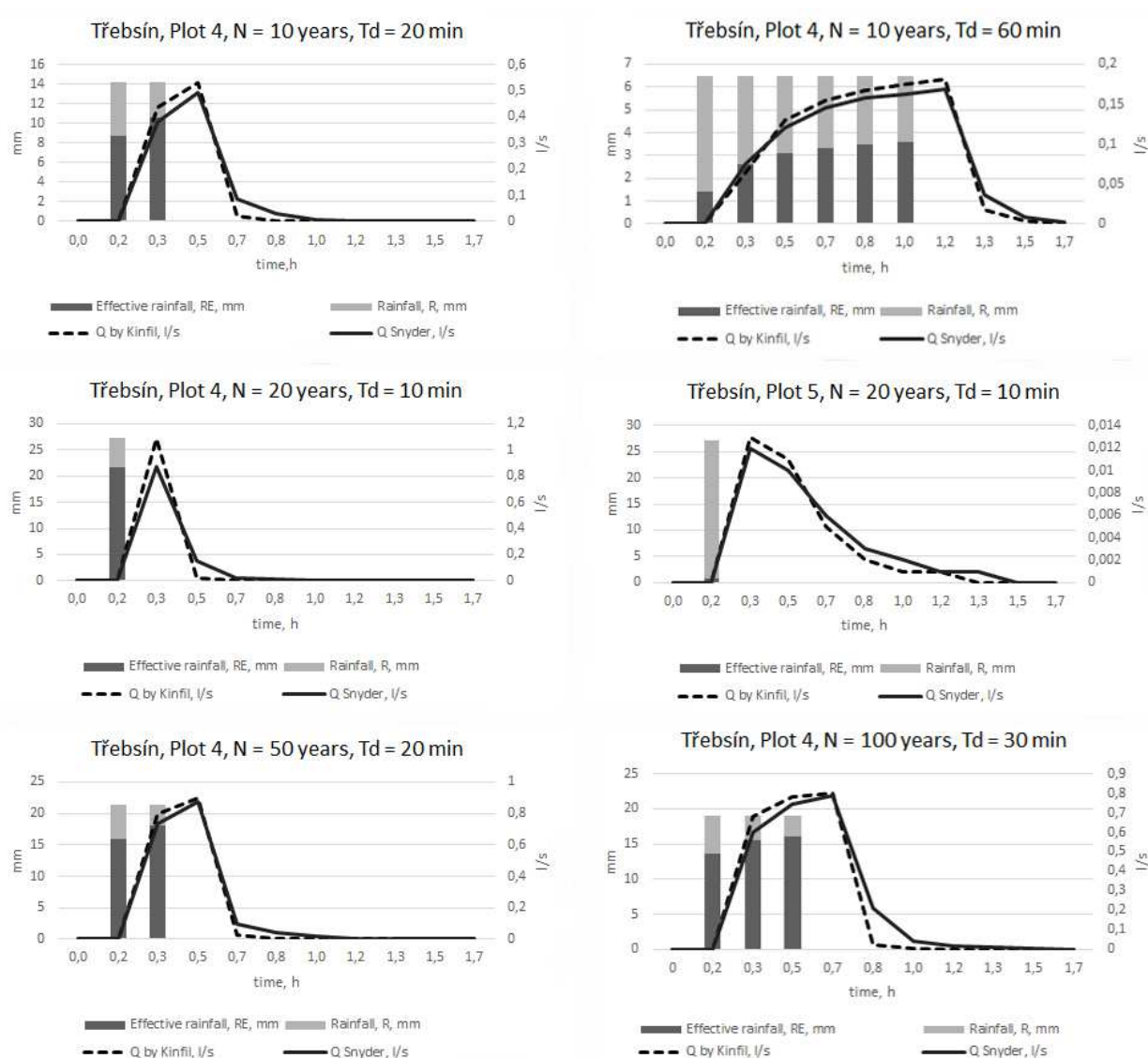


Figure 5. The comparison of hydrographs simulated by KINFIL model and Snyder synthetic unit hydrograph, Třebšín Experimental Runoff Area; N - recurrence interval; t_d - time duration

The Matrix Inversion method was well described by Dooge and O’Kane (2003) and by Mays (2010). If the unit hydrograph is described, it can be used to determine a direct runoff for any storm event by the Matrix Inversion method. Because of the simplicity and accuracy of this method it is quite popular in different variations and climatic conditions among hydrology engineers. The study on the Johor River in Malaysia was done by Razi et al. (2010). The synthetic flood hydrographs were calculated using the SCS Unit Hydrograph method and the

convolution matrix procedure. The results of the Matrix Inversion Model for the Jilovsky catchment are presented in Table 4. The calculated hydrograph is presented in Figure 6.

Table 4. The matrix hydrograph reconstruction.

Time, hours	Gross rainfall, mm/h	Net rainfall, mm/h	Observed runoff, m³/s	Computed runoff, m³/s	Unitgraph
0	0.5	0	0.35	0	0.104
1	2	0.01	0.36	0.01	0.267
2	3.5	0.05	0.33	0.04	0.316
3	5	0.15	0.35	0.06	0.332
4	9	0.49	0.37	0.39	0.141
5	25	2.73	0.4	2.78	0.090
6	21	3.7	0.45	1.66	0.007
7	7	1.5	1.23	2.75	0.093
8	5	1.14	24.97	23.82	0.026
9	2	0.48	22.98	23.83	0.055
10	0	0	19.79	19.16	0.006
11	0	0	13.56	14.03	0.022
12	0	0	9.25	8.9	0.013
13	0	0	7.37	7.63	0.018
14	0	0	5.53	5.34	0.007
15	0	0	4.21	4.35	0.010
16	0	0	2.66	2.56	0.008
17	0	0	2.34	2.42	0.007
18	0	0	1.98	1.92	0.005
19	0	0	1.64	1.68	0.006
20	0	0	1.44	1.41	0.003
21	0	0	1.25	1.27	0.006
22	0	0	1.12	1.1	0

23	0	0	0.98	0.99	0.009
24	0	0	0.85	0.84	0
25	0	0	0.73	0.74	0
26	0	0	0.65	0.65	0
27	0	0	0.59	0.57	0
28	0	0	0.52	0.5	0
29	0	0	0.46	0.5	0
30	0	0	0.4	0.52	0
31	0	0	0.35	0.2	0
32	0	0	0.31	0.13	0
33	0	0	0.27	0.05	0

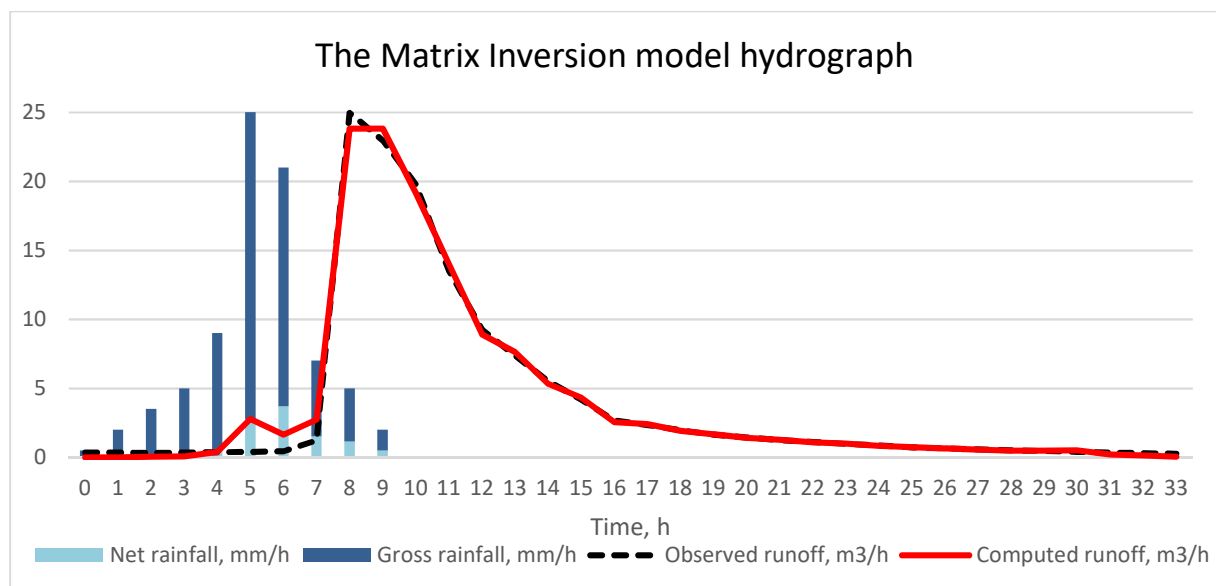


Figure 6. The hydrograph computed by Matrix Inversion method

The successfulness of calibration and validation of models is usually described by the Nash and Sutcliffe Coefficient of Efficiency (CE). In the case of the maximum coincidence $CE = 1.00$.

The equation for the Nash and Sutcliffe coefficient calculation is:

$$CE = 1 - \frac{\sum_{i=1}^n (Q_i - Q_c)^2}{\sum_{i=1}^n (Q_i - \bar{Q})^2} \quad (17)$$

Where Q_i is observed runoff, Q_c is computed runoff, \bar{Q} is a mean value of observed runoff and n is a number of runoff ordinates. Coefficient of efficiency for current study is **CE = 0.989** which is considered to be very high. The efficiency of the Jilovsky catchment is surprisingly accurate.

CONCLUSION

Among all available models for runoff simulation in ungauged catchments different variations of the synthetic unit hydrograph take the leading place, however, it was necessary to consider that there are many effective, physically based models. The previous study showed that the main disadvantage of the applied SCS synthetic unit hydrograph method was its less natural shape. Snyder's method of the synthetic hydrograph is obviously free of this disadvantage. Nonetheless, the main difficulty is the derivation of necessary coefficients. If this problem can be solved in any manner, this method is considered to be effective for runoff simulation in ungauged catchments, yet, it needs further research on catchments under different conditions. Hydrology as a science expands quickly and a new developed technology shows the priority of physically based methods in gauged catchments. New methodology, such as various time series (Fourier series, Laguerre function, etc.) and inversion via matrices, is developed rapidly in terms of mathematical modelling.

References

Bernard M. (1935): An approach to determinate stream flow. Transactions of the American Society of Civil Engineers, 100: 347–362.

Beven K.J. (2006): Rainfall-Runoff Modelling. The Primer. Chichester, John Wiley & Sons.

Černohous V., Kovář P. (2009): Forest watershed runoff changes determined using the unit hydrograph method. Journal of Forest Science, 55: 89–95.

Clark C. (1945): Storage and unit hydrograph. Transactions of the American Society of Civil Engineers, 110: 1419–1446.

Dooge J., O’Kane P. (2003): Deterministic Methods in Systems hydrology. IHE Delft Lecture Note Series, CRC Press.

Ellouze-Gargouri E., Bargaoui Z. (2012): Runoff Estimation for an Ungauged Catchment Using Geomorphological Instantaneous Unit Hydrograph (GIUH) and Copulas. Water Resources Management, 26: 1615–1638.

Fedorova D., Bačinová H., Kovář P. (2017): Use of terraces to reduce overland flow and soil erosion, comparison of the HEC-HMS model and the KINFIL model application. Soil and Water Research, 12: 195–201.

Hoffmeister G., Weisman R. (1977): Accuracy of synthetic hydrographs derived from representative basin. Hydrological Sciences, 22: 297–312.

Hrachowitz M., Savenije H., Blöschl G., McDonnell J., Sivapalan M., Pomeroy J., Arheimer B., Blume T., Clark M., Ehret U., Fenicia F., Freer J., Gelfan A., Gupta H., Hughes D., Hut R., Montanari A., Pande S., Tetzlaff D., Troch P., Uhlenbrook S., Wagener T., Winsemius H., Woods R., Zehe E., Cudennec C. (2013): A decade of predictions in ungauged basins (PUB) – a review. Hydrological Sciences Journal, 58: 1198–1255.

Hrádek F., Kovář P. (1994): Computation of design rainfalls. Vodní hospodářství, 11: 49–53. (in Czech)

Kibler D.F., Woolhiser D.A. (1970): The Kinematic Cascade as a Hydrologic Model. Hydrology Paper No. 39, Fort Collins, Colorado State University.

- Kovář P., Vaššová D., Hrabalíková M. (2011): Mitigation of surface runoff and erosion impacts on catchment by stone hedgerows. *Soil and Water Research*, 6: 153–164.
- Kutílek M., Nielsen D. (1994): *Soil Hydrology*. CremlingenDestedt, Catena Verlag: 98–102.
- Mays L. (2010): *Water Resources Engineering*. 2nd Ed., New York, John Wiley and Sons, Inc.
- McCarthy G. (1939): *The Unit Hydrograph and Flood Routing*. Providence, US Corps of Engineers Office.
- Mein R.G., Larson C.L. (1973): Modelling infiltration during a steady rain. *Water Resources Research*, 9: 384–394.
- Melching C., Marquardt J. (1997): *Equations for Estimating Synthetic Unit-Hydrograph Parameter Values for Small Watersheds in Lake County, Illinois*. Urbana, Open-File Report, US Geological Survey. Morel-
- Seytoux H.J. (1982): Analytical results for prediction of variable rainfall infiltration. *Journal of Hydrology*, 59: 209–230.
- Morel-Seytoux H.J., Verdin J.P. (1981): *Extension of the SCS Rainfall Runoff Methodology for Ungaged Watersheds*. [Report FHWA/RD-81/060.] Springfield, US National Technical Information Service.
- O'Donnell T. (1960): Instantaneous Unit Hydrograph Derivation by Harmonic Analysis. IASH Publication No. 51, Commission of Surface Waters: 546 – 557.
- Parajka J., Viglione A., Rogger M., Salinas J.L., Sivapalan M., Blöschl G. (2013): Comparative assessment of predictions in ungauged basins – Part 1: Runoff-hydrograph studies. *Hydrology and Earth System Sciences*, 17: 1783–1795.

Philip J.R. (1957): The theory of infiltration. The infiltration equation and its solution. *Soil Science*, 83: 345–357.

Ponce V.M. (1989): *Engineering Hydrology: Principles and Practices*. Englewood Cliffs, Prentice Hall Upper Saddle River.

Ramírez J.A. (2000): Prediction and Modelling of Flood Hydrology and Hydraulics. Chapter 11. In: Wohl E. (ed.): *Inland Flood Hazards: Human, Riparian and Aquatic Communities*. New York, Cambridge University Press: 293–329.

Razi M.A., Ariffin J., Tahir W., Arish N.A. (2010): Flood Estimation Studies using Hydrologic Modelling System (HEC-HMS) for Johor River, Malaysia. *Journal of Applied Sciences*, 10: 930–939.

Rigon R., Bancheri M., Formetta G., de Lavenne A. (2016): The geomorphological unit hydrograph from a historicalcritical perspective. *Earth Surface Processes and Landforms*, 41: 27–37.

Sherman L.K. (1932): Stream flow from rainfall by the unit hydrograph method. *Engineering News Record*, 108: 501–505.

Singh P.K., Mishra S.K., Jain M.K. (2014): A review of the synthetic unit hydrograph: from the empirical UH to advanced geomorphological methods. *Hydrological Sciences Journal*, 59: 239–261.

Snyder F. (1938): Synthetic unit-graphs. *Eos, Transactions, American Geophysical Union*, 19: 447–454.

Snyder F. (1961): *Study of the Tennessee Valley Authority. Matrix Operation in Hydrograph Computations*. Research Paper 1, Knoxville, Office of Tributary Area Development.

Štibinger J. (2011): Infiltration capacities. *Stavební obzor*, 2/2011: 78–83. (in Czech)

Vaššová D., Kovář P. (2011): DES_RAIN, Computational Program. Prague, FZP CZU.

Wałęga A., Grzebinoga M., Paluszkiewicz B. (2011): On using the Snyder and Clark unit hydrograph for calculations of flood waves in a highland catchment (the Grabinka river example). *Acta Scientiarum Polonorum, Formatio Circumiectus*, 10: 47–56.

5.3 STUDIE 3:

Effect of external conditions on water quality in the Kamencove (Alum) lake in Chomutov

Andrea Jelínková, Darya Fedorova

Scientia Agriculturae Bohemica, 2018 (accepted manuscript on July 11th 2018, under revision)

Tato studie se zabývá vlivem vnějších vlivů na jakost vody Kamencového jezera v Chomutově a návrhem revitalizačních opatření.

Kamencové jezero v Chomutově vzniklo v roce 1810 zatopením povrchového dolu na kamenečné břidlice, který se v těsné blízkosti od r. 1588 nacházel a do lokality jezera částečně zasahoval. Příčinou zatopení byl požár a propad odvodňovací štoly a průval vod do dolu.

Jezero nemá žádný povrchový přítok, avšak existují indicie, že je jezero dotováno několika podzemními prameny. Hydrologické poměry jezera doposud nebyly podrobně prozkoumány.

Vzniklé jezero získalo svůj věhlas díky vlastnostem jezerní vody, které obsahují kamenec draselný. Koupele v jezerní vodě byly pro její blahodárné účinky v minulosti hojně využívány k léčbě celé řady nemocí např. revmatismu, anemie, nemoci ledvin či kožních chorob. Vzhledem k chemickému složení jezerní vody je biologická aktivita v jezeře značně omezena na zástupce vodních mikroorganismů a hmyzu. Abnormálně kyselá voda zamezuje existenci vyšších organismů.

Vzhledem ke zhoršující se jakosti jezerní vody a hrozbě ztráty jejích unikátních vlastností bylo Kamencové jezero v minulosti předmětem rozsáhlých výzkumných projektů významných vodohospodářských institucí.

Tato studie navazuje na výsledky některých z nich.

Jako hlavní příčiny zhoršující se jakosti vody byly identifikovány:

Kvalita srážek (v minulosti „kyselých dešťů“), opad z listnatých stromů lemujících jezero, činnost rekreatantů a nedostatečná údržba jezerního areálu.

Pro vyhodnocení rizika eutrofizace byla použita klasifikace podle Vollenweidera - Klasifikace na základě plošného ročního zatížení jezera vnosem fosforu a dusíku.

Jako nejdůležitější faktor se prokázala kvalita a množství srážek. Jelikož se kvalita srážek po útlumu těžkého průmyslu a vlivem technologického pokroku (zavedení odsiřovacích zařízení) v severočeské hnědouhelné pánvi rapidně zlepšila, tato skutečnost se odrazila na výsledcích provedené klasifikace.

Velkým problémem ovšem zůstává nedostatečná údržba areálu jezera – především absence periodického hloubkového čištění. Mocná vrstva sedimentů na dně jezera zamezuje dotaci mineralizované vody do jezera.

Návrhy revitalizačních opatření poukazují především na nutnost zavedení kontinuálních a systematických opatření, které vycházejí mnohdy z historických pramenů a v minulosti velmi dobře fungovaly.

EFFECT OF EXTERNAL CONDITIONS ON WATER QUALITY IN THE KAMENCOVE (ALUM) LAKE IN CHOMUTOV

Andrea Jelínková* and Darya Fedorova

*Faculty of Environmental Sciences, Czech University of Life Sciences Prague,
Czech Republic*

**corresponding author*

ABSTRACT

The Kamencove (Alum) Lake in Chomutov is the very rare alum lake in the world. The lake water has unique chemical composition ($\text{K Al}(\text{SO}_4)_2 \cdot 12 \text{H}_2\text{O}$) with ability of natural prevention from algae growth. The lake is situated in the Czech Republic, in the North Bohemian brown coal basin. The region was specialized in heavy industry, based on brown coal burning, with crucial impact on environment (especially acid rain) in 1980s. This fact was considered as the key aspect influencing worsening of lake water quality in the past. Other aspects were seen in the growing popularity of this recreation area (increased risk of eutrophication) and the significant changes in lake maintenance (increased risk of eutrophication, excessive bottom sedimentation). If there is no proposal and subsequent implementation of systematic measures to reduce the potential risk of eutrophication, there is a real threat of a gradual loss of the unique characteristics of lake water. This work builds on the result of scientific researches that have been carried out by significant water management entities as Geofyzika Brno, Povodí Ohře, s.p. or Hydroprojekt Praha. The aim of the study is to assess the potential risk of eutrophication and to propose remedial measures.

Keywords

The Alum Lake, water quality, eutrophication, water chemistry, alum water

INTRODUCTION

„Kamencove jezero“ or the Alum Lake is a unique natural formation *both for the Czech Republic and for the whole world*. Another similar lakes in former stone shales mining areas are e.g. Tonteich lake or Lake in Reinbek in Germany (Gabrielová, 1996). The Alum lake in Chomutov is the second biggest lake in the Czech Republic (bigger is The Černé lake in Sumava). The water, containing potassium alum ($K Al (SO_4)_2 \cdot 12 H_2O$) was used in the 19th century for healing baths. It had positive effects on treating of upper respiratory tract, gynecological diseases, anemia, rheumatism or kidney diseases (Klement, 1940). The water also serves as a natural prevention from growth of algae and cyanobacteria.

Over the past decades, the unique lake water chemistry has been significantly influenced by external factors worsening the lake water quality, in the sense of increasing the risk of eutrophication. In order to avoid the loss of unique water properties, identification of the factors was the subject of extensive research projects taken in past decades e.g. Geofyzika Brno (Cahyna, 1982), Povodi Ohre, s.p., Hydroprojekt Praha (Kos, 1981).

The main factors that have influenced lake water quality (especially conductivity, pH value, content of sulphates, chlorides, nitrates and phosphorus) were identified as: quality of precipitation (in the past „acid rain“ – precipitation with pH bellow 5,6), fall of the leaves from the trees located close to the lake, bathers and also inappropriate maintenance of the lake, especially insufficient depth cleaning. The last depth cleaning in the lake in 1993 was carried out by suction in a caisson using a suction dredger. About 40 000 m³ of sediments were harvested during this cleaning. Most of the extracted material consisted of leaves from trees near the lake, the rest represented the intake by bathers (Gabrielová, 1996). Also due to the growth of bottom sediments, preventing the lake from submerging with mineralized water, the concern on eutrophication has become significant.

The aim of the study is to assess the potential risk of eutrophication. The results from previous research project (KOS, 1981) are going to be used as a basis for assessment of potential risk and comparison with the current state. The original methodology will be updated with data from local authorities and companies (Czech Hydrometeorological Institute – CHMI, Povodi Ohre, s.p.) and municipal resources (archive of Chomutov Municipality). Systematic measures to reduce the potential risk of eutrophication are going to be proposed.

MATERIALS AND METHODS

The Alum Lake is located on the North-East border of Chomutov (GPS location: 50°28'21" N, 13°25'31" E), on the foot of the Ore Mountains. Area of the lake is 159 100 m², the maximum depth of the lake is 3.25 m. The origin of the lake can be attributed to a combination of natural and anthropogenic factors. The bed of the lake is natural due to the existence of field depression, but the current shape of the lagoon is the consequence of slopes sliding and the flooding of the surface alum slate. The alum and sulphur exploitation dates back to the 1588-1785 years. It partially affected the locality of the lake. The cause of the flood, which is proclaimed to be the main impact on lake formation, was fire and the following fall of the drainage galley and water drifting into the mine in 1810. The further lake formation dates from 1813 to 1815. Since 1877, the lake has been around its current shape (Gabrielová, 1996). Next to the lake there is located the Otvice water reservoir. The water into this reservoir is supplied from the Podkrušnohorský feeder and it has no similar properties with water in the lake (Figure 1).



Figure 1. The location of Alum Lake (www.mapy.cz)

Geological characteristics of the site

Geologically, the research area territory is a part of the tertiary north Bohemian basin, the basin's base forms the metamorphic rock of crystalline rock. Tertiary sediments consist mainly of clays, claystone, sands, sandstone, and also brown coal locally. The locality of the northern edge of the lake is covered by claystone with coal deposits in the overburden of the coal seam - stone shale. Over which the underground water flows and then rises through the cracks from the bottom of the lake (Gabrielová, 1996).

The origin and composition of alum water

The tertiary sedimentation of the North bohemian basin began in the Oligocene and formed the main filling of the basin. It was by a layer of clay, sandstone with a mail on sealant and coloured with redeployed volcanic material. The area of the lake is formed by the clay layer with a thickness of 8-27 meters (Cahyna 1982). The formation of the stone is bound to the oxidation processes of the bedrock. Pyrite leaching produces sulfuric acid which dissolves the clays to form ions (e.g. Na^+ , K^+). Aluminum sulphate and potassium sulphate are formed independently of these, and after mixing, the potassium alum - $\text{K Al (SO}_4)_2 \cdot 12 \text{ H}_2\text{O}$ is formed (Cahyna 1982). Therefore, so that water can be classified as „alum water“, it must exceed the following

concentrations: the content of the sulphate ions of SO_4^{2-} is about 400 mg / l, chlorine Cl^- more than 35 mg / l, iron more than 5 mg/l, aluminium more than 1 mg/l. The water may also contain an increased amount of NH_4 , however the ammonium cation must be of natural origin (Černoč, 1996). The metals are most abundantly represented by calcium ions Ca^{2+} , Mg^{2+} , Na^+ , K^+ , Fe and Al with a total content of 700 mg / l (Cahyna, 1982). The hydrolytic balance of the aluminum ions and the pH value are critical for alum water. Due to the sulfate salt content, the lake water pH values range from 2.5-4.0. Increasing of the pH value of the water leads to hydrolysis of aluminum and oxidation of divalent iron and its excretion in the form of insoluble hydroxide and / or basic sulfates- iron and aluminum form deposits and settle on the bottom of the lake. The pH limit for these reactions is 4.2. (Žáček, 1981). The changes of the values can be seen in Table 1.

Date	pH	Al_3^+ (mg/l)	Fe (mg/l)	K (mg/l)	Cl ⁻ (mg/l)	SO_4^{2-} (mg/l)	NH_4^+ (mg/l)
1877	2.3	-	-	-	-	-	-
1902	2.3	117.6	64	-	-	955	-
1929	2.4	29	20	-	-	630	-
1947	2.4	18	9	-	-	520	-
1969	2.5	10	5.4	-	27.2	460	-
1971	4.1	10	5.6	-	-	360	-
1975	7.1	10	5.0	-	36.5	398	21.8
1979	3.2	10	5.4	-	33.4	421	10.9
1980	3.6	10	6.7	-	38.6	424	9.9
1981	3.1	10	7.5	-	31.9	349	8.6
7.2.1985	3.3	-	6.6	-	-	430	12.32
24.7.1985	3.0	-	7.0	-	-	530	19.25
23.7.1986	5.1	-	15.0	-	-	540	13.86
13.7.1987	4.9	-	4.5	-	-	410	8.855
4.7.1988	3.0	-	10.7	-	53	500	13.86
20.7.1989	3.0	-	-	-	45	515	13.84

16.7.1990	3.0	-	9.5	-	55	490	13.86
20.8.1991	2.9	-	7.5	-	51	528	12.3
2.7.1992	2.9	-	11.0	-	40	480	13.5
4.8.1993	2.1	-	12.0	21.3	48	586	13.2
21.7.1994	3.0	-	11.0	-	40	509	12.4
13.7.1995	2.8	-	8.0	24	41	461	7.26
11.7.1996	2.9	-	14.4	25.0	44	490	10.1
10.7.1997	3.0	-	13.6	23.0	52	499	8.81
3.8.1998	3.0	-	16.3	24.0	58	566	27.33
4.8.1999	3.0	-	19.5	22.0	47	470	9.6
18.7.2000	3.0	-	14.8	24.0	48	170	9.5
12.7.2001	3.1	-	10.4	20.8	48	430	11.5
15.7.2002	3.0	-	10.0	-	52	400	10.0
27.8.2003	3.1	8.39	10.7	22.1	54	400	9.1
30.5.2016	3.6	1.97	4.48	19.9	58	247	-

Table 1. An overview of the concentrations of substances in alum water in years 1877-2016

(Municipality of Chomutov town archives)

Abnormally acidic water prevents higher biological activity in the lake and so lakeside water is sometimes referred to as "Dead water". Approximately thirty species of aquatic microorganisms and insects were found in the lake by biological research. In one milliliter of lake water live tens to hundreds of individuals (in common water up to hundreds of thousands of individuals). The most common are the genera *Ochromonas*, *Eunotia*, *Nitzschia* and *Chlamydomonas* (Gabrielová, 1996).

The hydrological balance

As the Alum Lake has no surface inflow, rainfall and underground springs can be considered as the main sources of water supply. Based on the lake hydrological balance the spring discharge was defined at 2.8-3 l/s (Žitný, 1981). When necessary, water from the lake is diverted to the Hutní Creek, flowing on the eastern side of the lake.

Characteristics of the Alum lake catchment (Gabrielová, 1996)

Catchment area	2.83 km ²
Length of switchboard	9.39 km
Medium length of the catchment	4.38 km
Medium width of the catchment	0.646 km
Lake area	0.16 km ²
Share of the lake on the catchment area	0.057 l

The relative height difference between the highest (578 meters above sea level) and the lowest (335 meters above sea level) lake point is 243 m.

Hydrological characteristics of the Alum Lake can be summarized by following brief hydrological balance in Table 2.

	Input/calculated parameters	Balance of supply/ losses	Share of total volume of water in lake
Area	159 100 m ²		
Water volume	329 575 m ³		100 %
Rainfall total (565 mm/year - CHMI)	90 400 m ³ /year		27.42 %
	supply	178 700 m ³ /year	
Water inflow (surface and ground water)	88 300 m ³ /year		26.79 %
Vapour	116 800 m ³ /year	116 800 m ³ /year	35.43 %
Outflow (surface or underground)	1.96 m ³ /s	61 900 m ³ /year	18.78 %
	loss		

Table 2. Brief hydrological balance of the Alum Lake (CHMI, Geofyzika Brno, 1982)

The hydrological balance was calculated for the period of keeping water in the lake for almost 2 years, which can be regarded as a relatively long time in terms of maintaining the quality of surface stagnant water.

Main factors affecting chemistry of the alum water

Precipitation quality and quantity

Rainfall is the most important factor influencing the quality of the lake water. Depending on the amount, increased mineralization or dilution of lake water occurs.

Precipitation activity according to data from CHMI database:

The average rainfall for 1969 - 1980 was: 514 mm / year 82.240 m³ / year

The average rainfall for 2004 - 2015 was: 565 mm / year 90.400 m³ / year

Differences in lake water quality occur depending on the seasons (drought in the summer months, spring melting, spring circulation). Natural renewal of water quality in the lake takes about 2-3 months (Cahyna, 1982).

The precipitation acidity is determined by the partial pressure of CO₂ in the atmosphere. Due to the high industrial activity of the North Bohemian Coal Basin, based on brown coal burning and insufficient desulphurization in the 1980s SO₂ and NO_x were oxidized in the atmosphere and formed sulfuric and nitric acid, which reduced the pH of the local precipitations (Kopáček, 2005). Character of the precipitation, also called as „acid rain“ subsequently significantly influenced lake water chemistry - decrease in pH values, increased content of sulphates, nitrogen and other substances.

Phosphorus and nitrogen subsidies

In general, eutrophication can be defined as a process of nutrient enrichment of water, especially with nitrogen and phosphorus. It can be divided into a natural one (the main source is the nutrition of nutrients from the soil and the decomposition of dead organisms) and anthropogenic (nitrogen and phosphorus come mostly from agriculture). Lakes gain these substances through solid material transported by the water (sediments) from the shorelines erosion, atmospheric deposition. It leads to overgrowth of the plankton and cyanobacteria, resulting in shading of the bottom where other plants grow. Subsequently, there is a rapid depletion of the nutrients dissolved in the water. after that oxygen deficiency occurs. The system collapses and the organisms dwindle in the water. The accumulation of sediments begins to fill the basin and, with increasing of the interactions of water and sediment, the resuspension of nutrients occurs at the bottom of the lake (Lugliè, 1993). This anaerobic decomposition produces poisonous substances, e.g. instead of nitrogen or water in anaerobic digestion, nitrogen in form of ammonia and methane are produced (Kušková, 2003). Schindler (2006) defines eutrophication as a process of excessive plant and algae growth as a consequence to the increasing of one or more growth limiting factors necessary for photosynthesis, such as sunlight, carbon dioxide, nutrient fertilizers, etc. This process leads to a further decrease of water quality, emphasizing the processes related to eutrophication (Medici, Rinaldi, 2008). Many studies were made on the problem of eutrophication and measures to reduce it (Odum, 1969). For example, the study on Newman Lake, USA (Moore,2009). It rises the question of biological response to phosphorus control and restoration of the lake. The study on Norway Lake Saebyvannet investigated the mineral and chemical composition of sediments and the content of total phosphorus (TP) and P pools (Lukawska-Matuszewska et al., 2013). First time the idea of the watershed impact on algae growth was proposed by a Swedish limnologist Einar Naumann (1929). The early approach to the quantitative classification of the trophic lakes was made by Vollenweider (1968;

1975; 1976), who developed Naumann ideas into his own classification. The research was made upon the chemical results of several regional lake surveys (Harper, 1992).

A model calculation based on classification according to Vollenweider (1968) was used to assess the potential risk (not a status) of eutrophication in the lake.

Classification to the annual load of P and N according to Vollenweider (1968)

The classification is based on flat annual load of phosphorus and nitrogen. The water is classified according to flat annual load of phosphorus and nitrogen depending on the depth of the lake. The result shows the level of water potential risk - possible or hazardous (Table 3).

Depth of the lake	Possible pollution to g/m ² .year ⁻¹		Hazardous pollution above g/m ² .year ⁻¹	
	P	N	P	N
5 meters	0.07	1.0	0.13	2.0
10 meters	0.1	1.5	0.2	3.0
50 meters	0.25	4.0	0.5	8.0
100 meters	0.4	6.0	0.8	12.0
150 meters	0.5	7.5	1.0	15.0
200 meters	0.6	9.0	1.2	18.0

Table3. Water Criteria for Eutrophication according to Vollenweider, 1968 (Cahyna, 1982)

Key factors considered for evaluation were rainfall quality and intensity and nutrient loading in a runoff from forested area for years 1980 and 2014. These years were chosen to show the impact of the industrial change in the region (modern desulphurization technologies and heavy industry attenuation) on the rainfall quality with effect on lake water chemistry. Cultural eutrophication (bathers) was not included.

1. Rainfall quality and intensity

The rainfall quality and intensity data used for the model are presented in Table 4.

Index	Units	Diameter	
		1980 (OHS Most)	2014 (Average values of the measuring station Jezeří – UJEZ Most)
Quantity		514 mm/year	565 mm/year
		82 240 m ³ /year	90 400 m ³ /year
pH value		4.6	4.99
conductivity	µS/cm	75.1	38.2
sulphates	mg/l	23.0	3.283
chlorides	mg/l	3.1	0.885
nitrates	mg/l	5.2	2.917
ammonium ions	Mg/l	2.4	1.16

Table 4. Comparison of rainfall quality and intensity in 1980/2014 (Kos 1981, CHMI database)

The average reported amount of phosphorus contained in precipitation for North Bohemian brown coal basin was **0.7 kg/0.01km²** and the average amount of nitrogen was **8 kg/0.01 km²** a year in year 1980 (Kos, 1981).

2. Nutrient loading in a runoff from forested area near the lake

Sedimentation also plays a significant role in lakes eutrophication. Naturally eutrophication occurs over lakes aging and filling in with sediments (Carpenter, 1981).

For a mixed forest area with an afforestation of about 50 % the based declared amount of P and N in the runoff (the considered area of the deciduous stands at a distance of up to 10 m from the shores of the lake is 0.03 km²) was set by Kos (1981) at:

3 - 16 kg/km² of phosphorus (0.03 – 0.16 kg/0.01 km²) a year

20 - 120 kg/km² of nitrogen (0.2 – 1.2 kg/0.01 km²) a year

For nutrient loading in a runoff from forested area near the lake were considered the same values as in year 1980 (the forested area around the lake has not undergone a major change).

The comparison of the balance used for classification according to Vollenweider for years 1980 and 2014 are presented in Table 5.

	Phosphorus load		Nitrogen load	
	1980	2014	1980	2014
Total load	17.34 kg	19.06 kg	169.6 kg	106.42 kg
Flat load	0.107 g/m ² /year	0.117 g/m ² /year	1.04 g/m ² /year	0.65 g/m ² /year

Table 5. Comparison of the balance used for classification according to Vollenweider for years 1980 and 2014

After being classified into the Vollenweider's classification:

Phosphorus

The flat load of the phosphorus in year 1980 (0.107 g/m²/year) is slowly approaching the classification „dangerous pollution“.

The flat load of the phosphorus in year 2014 (0.117 g/m²/year) is almost reaching the „dangerous pollution“ classification.

Nitrogen

The flat load of nitrogen in year 1980 (1.04 g/m²/year) is moving slightly above the limit of „possible pollution“.

The flat load of nitrogen in year 2014 (0.65 g/m²/year) was classified as „possible pollution“.

DISCUSSION

After being classified into the Vollenweider's classification, it has been determined, that the major part of the risk is obviously caused by rainfall quality and quantity. The positive effect of industrial progress and the overall improvement of the environment in the region is visible

on drop of nitrogen. The cultural eutrophication is the leading cause of water pollution for many basins and is a fastgrowing problem in the developing world (Smith, Schindler, 2009).

From theThe most noticeable effect of cultural eutrophication is the dense blooms of algae that reduce water quality and harm water clarity (Chislock et al., 2013

The assessment according to the Ecological Evaluation of the Alum lake according to Vucka, Nesmerak (1989) methodology, carried out by Hydroprojekt Praha says, that the lake water has a very good ability to withstand the influence of external conditions and maintains its quality relatively stable. In the case of assessment of lake resilience to resist biodegradation was detected, that the lake must be included among the lakes with adverse natural conditions, with the possibility of being subject to degradation, where every external influence can lead to lake Biodegradation (Kos et al., 1981). Therefore, every interventions in the lake ecosystem must be carried out professionally with extreme caution.

All these facts lead to the application of necessary steps and measures:

Proposal of revitalizing measures

The proposal of revitalizing measures can be divided into technical and organizational types. A comprehensive hydro-geological survey is a basis for the subsequent optimal interventions and measures, followed by regular monitoring of both lake water quality and outdoor lake conditions (water analyzes at regular intervals, bottom sediment extracts, regular underwater monitoring).

The main technical measure to avoid the eutrophication of Alum lake is to carry out restoration work periodically: sediment extraction from the bottom of the lake (approx. once in 5 years). The removal of sediments releases the path for underground mineral springs. Also it is important not to interfere the chemistry of water (artificial alum). The artificial supplies of alum

were applied several times in the past, which lead to temporary increase of mineralization and acidity of the lake water. Moreover, once the existence of underground springs has been proven, such interference is considered as a highly contra productive (Gabrielová, 1996). To avoid the possibility of salt coagulation (Fe^{3+} and Al^{3+}) it is needed to keep the pH value of the water below 4.2. Another advice is to use appropriate materials corresponding to the nature of the lake water for landscaping (e.g. to treat the beach using washed river sand); to collect the fall leaves on the water surface and around the lake from time to time (e.g. with special rake - as practiced in the past); planting the shores of the lake with evergreen shrubs, which could serve as biological barriers to protect the lake level from the flood of fallen leaves, rubbish or prevent entry into the lake outside the reserved areas; to eliminate the entrance to the lake directly from the banks - build up additional piers and entrances.

Organizational measures include avoiding of the increase of recreational capacity. It is necessary to amend the operating rules of the lake: to ensure the needed control over the entrance to the lake outside the reserved areas, to perform regular inspections of the operation of the lake during the summer season.

CONCLUSION

Due to the chemical composition of lake water, the Alum Lake represents a unique natural phenomenon, which must be treated with due care. In spite of uncontrolled external influences and nonconceptional interventions, lake water stays fairly stable in its quality. The fluctuations in the concentrations of certain substances can largely be attributed to the fact, that since 1993, the lake has not been cleaned and the alum water springs have been flooded with a thick layer of bottom sediments. The rainfall activity is still the most important factor influencing lake water chemistry. With the application of modern desulphurization technologies and heavy

industry attenuation in the North Bohemian brown coal basin, there was a decrease in exhalation and thus a change in the quality of precipitation and its impact on lake water chemistry.

REFERENCES

Cahyna F. (1982): Geophysical exploration of the alluvial lake, Research project, Geofyzika Brno (in Czech).

Carpenter S. R. (1981): Submersed vegetation: an internal factor in lake ecosystem succession. *The American Naturalist*, 118, 372-383.

Chislock M. F., Doster E., Zitomer R. A., Wilson A. E. (2013): Eutrophication: Causes, Consequences, and Controls in Aquatic Ecosystems. *Nature Education Knowledge* 4,10.

Černoch P. (1996): The Alum lake in Chomutov (chemical issue), 64, Prague (in Czech).

Gabrielová I. (1996): Chomutov alum lake, Dissertation, Faculty of Natural Sciences, Charles University, Prague (in Czech).

Harper D. (1992): Eutrophication of Freshwaters. Principles, problems and restoration. Springer Netherlands, 6, 45-53, doi: 978-94-011-3082-0

Klement O. (1940): Geographie der Heimat, Zur Erdkunde der Komotauer Landschaft. *Heimatkunde des Kreises Komotau*, 57-66, Chomutov.

Kopáček J., Veselý J., 2005. Sulfur and nitrogen emissions in the Czech Republic and Slovakia from 1850 till 2000. *Atmospheric Environment* 39, 2179-2188 (in Czech).

Kos, M. (1981): Chomutov – The alum lake, chemical evaluation, Research project, Hydroprojekt Praha (in Czech).

Kuchař K. (1947): Chomutov alum lake. Research project, Proceedings of the State Institute of Hydrological TGM in Prague (in Czech).

Kušková P. (2003): The Czech Republic 2003. Ten Years of Sustainable Development. Charles University in Prague. Environmental Center, 36-37 (in Czech).

Lugliè A. G. L.; Sechi N. (1993): Trophic status and phytoplankton in Lake Bidighinzu. *Giornale botanico italiano*, 127 (4), 765-785.

Łukawska-Matuszewska K., Vogt R.D., Xie R. (2013): Phosphorus pools and internal loading in a eutrophic lake with gradients in sediment geochemistry created by land use in the watershed. *Hydrobiologia* 713, 183-197. doi: 10750-013-1506-9

Medici F., Rinaldi G (2008): An Updated Report on the Water Chemistry of the Lakes of Central Italy. *Lake Pollution Research Progress*. Nova Science Publishers Inc.

Naumann, E. (1929): The scope and chief problems of regional limnology. *Int. Revue ges. Hydrobiol. Hydrogr.* Akademie Verlag Berlin, 22, 423-444.

Odum E.P. (1969): The strategy of ecosystem development. *Science*, 164, 262-270.

Schindler D. W.(2006): Recent advances in the understanding and management of eutrophication. *Limnology and Oceanography* 51, 356-363.

Smith V. H., Schindler D. W.(2009): Eutrophication science: where do we go from here? *Trends in Ecology and Evolution* 24, 201-207.

Vollenweider R.A. (1968): The scientific basis of lake and stream eutrophication, with particular reference to phosphorus and nitrogen as eutrophication factors. Technical Report OAS/DSI/68.27. Organization for Economic Cooperation and Development, Paris.

Vollenweider R.A. (1975): Input-output models. *Schweiz. Z. Hydrologie*, 37, 53-84.

Vollenweider R.A. (1976): Advances in defining critical loading levels for phosphorus in lake eutrophication. *Mem. Ist. Ital. Idrobiol.*, 33, 53-83.

Vučka V., Nesměrák I. (1981): Draft Standards for Classification of Standing Water Quality. *Water management* 08, 17-23.

Žáček L. (1981): Alum Lake Rescue. Research project, Research Institute of Water Management, Prague (in Czech).

Žitný L. (1981): Alum lake 134/81, Research project, Water Resources Prague (in Czech).

Andrea Jelínková (corresponding author), Faculty of Environmental Sciences, Czech University of Life Sciences Prague, Kamýcká 129, 165 21 Prague, Czech Republic.

E-mail: cherry.name@seznam.cz

Phone: +420 777 273 137

6 CELKOVÉ SHRNTÍ A DOPORUČENÍ PRO DALŠÍ VÝZKUM

Prezentovaná disertační práce dokazuje rozmanitost činností spojených s procesem revitalizací. Poukazuje na nutnost individuálního a zároveň komplexního přístupu k řešeným případům.

Využívání hydrologických modelů představuje již neodmyslitelnou a významnou součást procesu. Nejdůležitějším, avšak také nejobtížnějším úkolem je výběr a použití takového modelu, který by poskytoval věrnou simulaci jak stávajících hydrologických poměrů, tak především simulaci možných rizikových situací.

Studie 1. Simulace extrémních srážko-odtokových procesů v povodí Smědé sloužila k porovnání výsledků dvou zcela odlišných modelů - KINFIL a ANN. Tento inovativní přístup přinesl vcelku překvapivé výsledky: zatímco fyzikálně založený, ve studii modifikovaný tříparametrový model KINFIL se neprokázal pro řešenou problematiku jako příliš spolehlivý, čistě matematický „učící se“ model ANN dosáhl výsledků porovnatelných s hydrologickými modely. Avšak v případě použití matematického modelu vyvstal problém spojený s optimální velikostí architektury sítě – tak, aby problém mohl být věrně modelován a současně také do jisté míry zobecněn. Tento problém je možno považovat jako vhodný podnět k budoucímu zkoumání a experimentům.

Studie 2. Tato studie představuje pokus, ve kterém se porovnávají simulace povrchového odtoku malého neměřeného povodí prostřednictvím dvou odlišných přístupů - Snyderova syntetického hydrogramu a fyzikálního modelu KINFIL. Studie je doplněna měřeními srážko-odtokových poměrů malého měřeného povodí prostřednictvím velice moderního nástroje – matematického modelu Matrix Inversion. Studie prokázala, že využití Snyderova syntetického hydrogramu k simulaci povrchového odtoku na malých neměřených

povodích je poměrně náročná metoda, vzhledem k odvozování potřebných koeficientů pro neměřená povodí, nicméně v tomto případě poměrně přesná. Stejně dobře se v tomto případě osvědčil i fyzikálně založený 2 D model KINFIL. Model Matrix Inversion se na základě testování epizody z povodí Jílovského potoka prokázal být také vhodným prostředkem pro zvolenou simulaci. Jelikož v tomto případě simulace pomocí Snyderova hydrogramu byla velice úspěšná, bylo by vhodné prošetřit aplikaci tohoto postupu také v jiných povodích za odlišných podmínek.

Studie 3. Tato studie se zabývá vlivem vnějších vlivů na jakost vody Kamencového jezera v Chomutově a následným návrhem revitalizačních opatření. Voda Kamencového jezera je proslulá svou léčivou vodou s obsahem kamence draselného. Abnormálně kyselá voda zamezuje existenci vyšších organismů v jezeře. Studie navazuje na výsledky výzkumných projektů, které byly v minulosti vzhledem ke zhoršující se jakosti jezerní vody realizovány. Ve studii se potvrdilo, že nejvýznamnějším faktorem ovlivňujícím jakost vody je kvalita srážek. Metoda hodnocení rizika eutrofizace dle Vollenweidera pro roky 1980 a 2014 prokázala rapidní pokles zatížení jezerní vody dusíkem, což lze přisoudit technologickému pokroku, především aplikaci kvalitních odsiřovacích zařízení ve zdejších teplárnách a útlumu těžkého průmyslu ve zkoumané lokalitě. Pro trvalé udržení kvality jezerní vody byly navrženy možné úpravy a kroky, mnohdy na základě historického průzkumu. Protože je Kamencové jezero cílem vzrůstajícího počtu rekreatantů, tato studie také poukazuje na nutnost zajištění trvalých systematických provozních opatření vedoucích k minimalizaci škod, nákladů a problémů spojených s fungováním rekreačního komplexu. Jelikož hydrologie Kamencového jezera nebyla dosud řádně probádána a objasněna, shledávám tento fakt jako předmět pro možný rozsáhlý výzkum, jehož výsledky by byly velice významné z hlediska optimální péče o tento unikát.

7 SEZNAM OBRÁZKŮ, TABULEK A ROVNIC

- Obr.1* Přehrážka z kulatiny (zdroj: www.natrixvz.cz)
- Obr.2* Přehrážka na Lužeckém potoce – klenbový půdorys (zdroj: Jelínková, 2011)
- Obr.3* Meandr koryta – schéma (zdroj: Just, 2005)
- Obr.4* Přehledná situace stavu říční sítě v území Chomutov – Most (zdroj: V. Pondělíček, 2007 in Jelínková, 2011)
- Obr.5* Vodohospodářská soustava oblasti Chomutov – Most (zdroj: archiv Povodí Ohře s.p.)
- Obr.6* Podkrušnohorský přivaděč – lokalita Drmaly - Vysoká Pec (zdroj: Jelínková, 2011)
- Obr.7* Vtok do štoly Albrechtice (zdroj: Jelínková, 2011)
- Obr.8* Výtok ze štoly Jezeří (zdroj: Jelínková, 2011)
- Obr.9* Řeka Bílina svedená do potrubí (Ervěnický koridor) (zdroj: Jelínková, 2011)
- Obr.10* Jezero Most (zdroj: Jelínková, 2011)
- Obr.11* Letecká mapa – lokalita Kamencového jezera (zdroj: www.mapy.cz)
- Tab.1* Návrhové průtoky koryta (TNV 75 2102) (zdroj: Slavík et Neruda, 2007)
- (1) Index bystřinnosti
- (2) Chézyho rovnice
- (3) Chézyho rovnice – rychlost proudění vody
- (4) Výpočet rychlostního součinitele C dle Manninga
- (5) Výpočet rychlostního součinitele C dle Colebrook – Whitea

8 POUŽITÉ ZDROJE:

BAŽATOVÁ, T., 2016: Studie vodního režimu malého povodí. Disertační práce. ČZU FŽP Praha.

BELF (BUNDESMINISTERIUM FÜR ERNÄHRUNG, LANDWIRTSCHAFT UND FORSTEN) (1995): Gewässerrenaturierung und Landwirtschaft. *AID, Bonn*.

BOSTELMANN, R., BRAUKMAN, U., BRIEM, E., FLEISCHHACKER, T., BROOKERS, A., SHIELDS, F., D., 1996: River channel restoration. *John Wiley & Sons Ltd., 433 p.*

CLIFFORD, N. J., 1993: Differential bed sedimentology and the maintenance of riffle-pool sequences. *Elsevier, Catena, 447 – 468 pp.*

DVOŘÁKOVÁ, S., KOVÁŘ, P., ZEMAN, J., 2014: Impact of Evapotranspiration on Discharge in Small Catchments. *Journal of Hydrology and Hydromechanics*. Vol. 62 (2014), No.4: 285-292. DOI: 10.2478/johh-2014-0039, WOS: 000345253600005

EHRlich, P., GERGEL, J., ZUNA, J., NOVÁK, L., MERUŇKA, K., 1996: Metodické pokyny pro revitalizaci potoků. *Výzkumný ústav meliorací a ochrany půdy, Praha, 72 s.*

EHRlich, P., ZUNA, J., NOVÁK, L., ŠLECHTA, V., KŘOVÁK, F., 1994: Revitalizační úpravy potoků – objekty. *Výzkumný ústav meliorací a ochrany půdy, Praha, 80 s.*

FICTUM, V., 1981: Hydrologie a hydraulika. *SNTL – nadace technické literatury, Praha, 177 s.*

GABRIELOVÁ, I., 1996: Chomutovské kamencové jezero, Přírodovědecká fakulta UK v Praze – diplomová práce.

GORDON, N., Mc MAHON, T., A. FINLAYSON, B., L., 1996: Stream hydrology – An introduction for Ecologist. *John Wiley & Sons Ltd., West Sussex, 526 p.*

GREGAR, J., KOVAR, P., BACINOVA, H., BAZATOVA, T., 2017: Comparison of Water Regimes Using the Hydrological Balance of Two Dump Catchments in Dry Years in the Krusne

Mountains. *Soil and Water Research Vol.12, No. 3.*, DOI: 10.17221/97/2016-SWR. WOS: 000405526600001

JELÍNKOVÁ, A., 2011: Vodohospodářská revitalizace území vzniklých báňskou činností v severních Čechách. Diplomová práce. ČZU FŽP Praha.

JUST, T., MATOUŠEK, V., DUŠEK, M., FISCHER, D., KARLÍK, P., 2005: Vodohospodářské revitalizace a jejich uplatnění v ochraně před povodněmi. *Agentura ochrany přírody a krajiny, MTP ČR, Praha, 359 s.*

JUST, T. 2010: Přírodě blízké úpravy vodních toků v intravilánech a jejich význam v ochraně před povodněmi, Revitalizace sídelního prostředí vodními prvky. *Agentura ochrany přírody a krajiny, MTP ČR, Praha, 213 s.*

JUST, T., 2010: Revitalizace Isary v Mnichově. *In Vodní hospodářství, 03/10.*

JUST, T a kol., 2003: Revitalizace vodního prostředí. *Agentura ochrany přírody a krajiny, Praha, 144 s.*

KLIMEŠOVÁ, M., 2009: Revitalizace drobných vodních toků z hlediska minimálních a maximálních průtoků. Dizertační práce. ČVUT Fakulta stavební Praha.

KOVÁŘ, P., 1988: Úpravy toků, skripta. Fakulta agronomická, Vysoká škola zemědělská v Praze, Praha, 179 s.

KOVÁŘ, P., 2000: Využití hydrologických modelů pro určování maximálních průtoků na malých povodích. ČZU, Powerprint 2. vydání, ISBN 80-213-0088-4

KOVÁŘ, P. et al., 2009: Optimalizace rekultivačních a sanačních postupů pro těžbou devastované krajinné celky s důrazem na ochranu vod a ekologickou stabilitu. Grant MZe – NAZV QH 92091. *FŽP ČZU, Praha, 75 s.*

KOVÁŘ, P. et al., 2011: Optimalizace rekultivačních a sanačních postupů pro těžbou devastované krajinné celky s důrazem na ochranu vod a ekologickou stabilitu. Dokončení

finálního výběru kritérií rekultivačního postupu a databáze ukazatelů. Určení optimálních variant rekultivačních a sanačních postupů generováním vybraných transformačních funkcí.

Grant MZe – NAZV QH 92091. *FŽP ČZU, Praha, 49 s.*

KOVÁŘ, P., VAŠŠOVÁ, D., 2011: Model KINFIL – manuál. *Česká zemědělská univerzita v Praze, Praha, 16 s.*

KOVÁŘ, P., KŘOVÁK, F., ROUS, V., BÍLÝ, M., ŠÁLEK, M., VAŠŠOVA, D., HRABALIKOVÁ, M., TEJNECKÝ, V., DRABEK, O., BAŽATOVÁ, T., PEŠKOVA, J. 2013: An Appraisal of the effectiveness of nature-close torrent control control methods – Jindrichovicky Brook case study. *In Ecohydrology (2013)*, (wileyonlinelibrary.com), DOI: 10.1002/eco.1453.

KŘOVÁK, F., 2001: Matematické modely v ochraně před povodněmi. *MŽP a Fakulta stavební, ČVUT Praha.*

KUCHAŘ, K., 1947: Chomutovské Kamencové jezero, Sborník Státního ústavu hydrologického TGM v Praze.

LANGHAMMER, J., 2008: HEM – hydroekologický monitoring. Metodika pro monitoring hydromorfologických ukazatelů ekologické kvality vodních toků. *UK přírodovědecká fakulta Praha.*

MÁČKA, Z.; KREJČÍ, L., 2010: Výskyt dřevní hmoty v korytech vodních toků České republiky. In: *Vodní hospodářství, 02/2010.*

PETERSEN, R. C., 1992.: The RCE: a Riparian, Channel and Environmental Inventory for small stress in the agricultural landscape. *In: Freshwater Biology, 1992, roč. 27, s. 295 – 306.*

PIELOU, E., C., 1998: Fresh water. *University of Chicago press, Chicago, 275 s. (s. 127 – 129).*

ROSGEN, D. L. 2001.: A stream channel stability assessment methodology. *In: Proceedings of the 7th federal interagency sedimentation conference, Vol. II, Pagosa sprint, CO: Wildland Hydrology, pp. 18 – 26.*

SKLENIČKA, P., 2003: Základy krajinného plánování. *Naděžda Skleničková, Praha, 321 s.*

SLAVÍK, L., NERUDA, M., 2007: Voda v krajině. *Fakulta životního prostředí UJEP Ústí nad Labem, Ústí nad Labem, 176 s.*

ŠLEZINGR, M., 2010: Revitalizace toků. Příspěvek k problematice úprav vodních toků. *VUTIUM, Brno, 255 s.*

SOUKUP, M., HRÁDEK, F., 1999: Optimální regulace povrchového odtoku z povodí. *VÚMOP Praha.*

VRÁNA, K., 2004: Revitalizace malých vodních toků. *Ministerstvo životního prostředí, Praha, 60 s.*

WAAL, L. C., LARGE, A. R. G., WADE, P. M.: Rehabilitation of rivers, principles and implementation. *John Wiley & Sons, Ltd., 311pp.*

ŽITNÝ, L. (1981): Kamencové jezero 134/81, Vodní zdroje n.p. Praha.

TNV 75 2102

Internetové zdroje:

www.natrixvz.cz

www.academia.edu

www.hydro.upol.cz

www.mapy.cz