

ČESKÁ ZEMĚDĚLSKÁ UNIVERZITA V PRAZE

FAKULTA ŽIVOTNÍHO PROSTŘEDÍ

KATEDRA BIOTECHNICKÝCH ÚPRAV KRAJINY

Obor:

Úpravy vodního režimu krajiny

DISERTAČNÍ PRÁCE

**Problematika tvorby povrchového odtoku
a epizodní řešení jeho erozních projevů**

Surface Runoff Generation and Its Event-erosion Processes

Doktorand: **Ing. Jana Kalibová (roz. Šimková)**

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

2016

Prohlášení

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

V Praze dne 26. 4. 2016

.....

Ing. Jana Kalibová

Poděkování

Tímto bych chtěla poděkovat prof. Ing. Pavlu Kováři, DrSc. za odborné vedení během studia a při přípravě této disertační práce, za cenné rady a především za trpělivost a ochotu věnovat mi svůj čas. V neposlední řadě pak děkuji svým blízkým, kteří mi pomohli při jazykové korektuře práce a byli mi oporou, kdykoli bylo potřeba.

V Praze dne 26. 4. 2016

.....

Ing. Jana Kalibová

Obsah

Abstrakt.....	6
Abstract	7
1 Úvod	8
2 Povrchový odtok.....	10
2.1 Faktory ovlivňující povrchový odtok.....	12
2.1.1 Klimatické faktory.....	12
2.1.2 Geografické faktory	13
2.1.3 Antropogenní faktory	14
2.1.4 Vliv půdního pokryvu na Manningovu drsnost povrchu	15
2.2 Erozivní účinky PO na svazích.....	16
2.3 Model WBCM	18
2.4 Model KINFIL	18
3 Opatření proti vodní erozi	20
4 Cíle práce	26
5 Metodika	27
5.1 Charakteristika experimentálního území	27
5.1.1 Geologické poměry.....	30
5.1.2 Hydrogeologické poměry	32
5.1.3 Pedologické poměry	33
5.1.4 Klimatické poměry	33
5.2 Hodnocení hydrologické bilance povodí jezera Medard modelem WBCM	34
5.3 Simulace povrchového odtoku modelem KINFIL	37
5.3.1 Půdní charakteristiky	40
5.3.2 Návrhové srážky	41
5.3.3 Převod návrhové srážky na efektivní déšť – část INFIL.....	42
5.3.4 Transformace povrchového odtoku – část KIN	43

5.4	Simulace erozního ohrožení modelem KINFIL.....	44
6	Výsledky a diskuze	44
6.1	Hydrologická bilance	44
6.2	Simulace povrchového odtoku.....	45
6.3	Návrh protierozních opatření.....	50
7	Závěry	51
8	Literatura	53
9	Publikační činnost.....	66
10	Přílohy.....	69
	Příloha 1 – Bažatová, Šimková (2015)	70
	Příloha 2 – Kovář, Šimková, Rous (2013).....	80
	Příloha 3 – Šimková (2014).....	87
	Příloha 4 – Kalibová, Jačka, Petrů (2016)	101

Abstrakt

Předkládaná disertační práce shrnuje výzkum využití modelových simulací hydrologických dat pro vodohospodářské studie a dále testování efektivity vybraných protierozních geotextilií formou laboratorních a terénních simulací deště. Poznatky získané v rámci tohoto výzkumu byly aplikovány při návrhu optimalizace vodního režimu krajiny (zmírnění projevů eroze a urychlení procesu obnovy krajiny) na území bývalého lomu Medard-Libík, kde jsou i přes provedené rekultivační operace stále patrné známky rýhové eroze.

Disertační práce je členěna do tří částí. První část rešeršní formou pokrývá téma tvorby povrchového odtoku a definuje stav, za kterého se odtékající voda v krajině stává z hlediska erozních projevů nebezpečnou. Druhá část se zabývá typy rámcových biotechnických opatření proti vodní erozi na svahu. Třetí část je zaměřena na konkrétní situaci modelového svahu v povodí zatápěného bývalého lomu Medard-Libík na Sokolovsku. Hlavním cílem disertace bylo otestovat možnost využití modelu KINFIL pro simulaci protierozního účinku přírodních geotextilií a následný návrh optimalizace vodního režimu za účelem snížení erozního působení povrchového odtoku na rekultivovaných svazích.

Z výsledků práce vyplývá, že model KINFIL může sloužit jako užitečný nástroj pro hodnocení vlivu různých protierozních opatření na povrchový odtok a erozi a pro následnou volbu technicky i ekonomicky optimálního řešení protierozní ochrany. Výsledné simulace efektivnosti přírodních geotextilií odpovídaly výsledkům získaným během laboratorních a terénních měření s využitím simulátorů deště.

Při vyváženém srážko-odtokovém procesu dojde ke zvýšení stability krajiny v okolí jezera, urychlení opětovné hospodářské využitelnosti rekultivovaného území, snížení nákladů na odstranění škod způsobených erozí na cestní a odvodňovací síti a zvýšení kvality vody v jezeře, která nebude znečišťována smytým materiálem. Výsledky této disertační práce lze nabídnout veřejné správě i soukromé sféře pro potřebu kontroly eroze v rámci rekultivací ploch zasažených těžební činností.

Klíčová slova: povrchový odtok, eroze půdy, svah, model KINFIL, protierozní geotextilie

Abstract

Research of model simulations of hydrological data for water resources studies and field and laboratory experiments testing the effectiveness of erosion control geotextiles using rainfall simulators is summarized in this dissertation. The results of the research have been used to suggest a water regime optimisation in the catchment of a former mining pit Medard-Libík. Although agricultural and forestry reclamation measures have been applied, rill erosion still appears on some slopes within the catchment. The soil loss and sediment transport result in the deterioration of the crop yield, cause damage on the road and drainage systems and also influence the quality of water in the lake arising by flooding the former mining pit.

The first part of the dissertation provides a review on surface runoff and its erosion processes. Next, bio-technical erosion control measures on slopes are summarised. The third part of the dissertation is devoted to a simulation of surface runoff on a model slope in the Medard Catchment. The main aim was to test whether the KINFIL model is suitable for the simulation of the effectiveness of erosion control geotextiles and suggest an appropriate erosion control measures for the eroded slopes in the Medard Catchment.

The KINFIL model seems to be a useful tool to quantify the effectiveness of individual erosion control products and measures in order to find the most convenient option. The simulations carried out in the dissertation corresponded to the results of field and laboratory experiments testing the impact of geotextiles on surface runoff and soil erosion published earlier.

A well-balanced rainfall-runoff regime in the Medard Catchment would increase the stability of the landscape, reduce the cost of restoration of the damage caused by erosion to road and drainage systems and improve the water quality by elimination of the sediment transport. The results of this dissertation may be offered to the public administration or private stakeholders to control erosion within the reclamation of areas affected by mining activities.

Key words: surface runoff, soil erosion, slope, the KINFIL model, erosion control geotextiles

1 Úvod

Eroze půdy a nestabilita svahů jsou přirozenou součástí geomorfologických procesů. Lidská činnost však významně ovlivňuje povahu a intenzitu těchto jevů. Jedním z důsledků je snížení retenční schopnosti krajiny a následné zrychlení a zvýšení povrchového odtoku (Harbor 1994). Jeho erozní účinek pak často vede k ekonomickým i sociálním škodám (Morgan et Rickson et al. 1995), které jsou patrné především ve světle četnějších extrémních klimatických (srážkových) událostí posledních let.

Tvorba jediného centimetru půdní vrstvy trvá desítky až stovky let (Jenny 1941). Eroze však tuto vrstvu může odnést během několika minut (Richter, 1996). Rychlost smyvu půdy tak často převyšuje mez, za níž krajina není schopná tyto ztráty přirozeně kompenzovat. Cestou ke zmírnění negativních důsledků hydrologických extrémů a erozního působení povrchového odtoku je aplikace rámcových a lokálních protierozních opatření.

Vodní režim krajiny v podhůří Krušných hor v České republice byl značně poznamenán povrchovým dobýváním nerostných surovin. Za účelem navrácení ekologické stability a trvalé udržitelnosti a využitelnosti území jsou následky těžební činnosti zahlazovány formou zemědělských, lesnických, případně hydrologických (zatápění zbytkových jam vodou) rekultivací. Části svahů bývalého lomu a budoucího jezera Medard na Sokolovsku vykazují i přes provedené rekultivační práce známky rýhové eroze, která komplikuje produkční využití zemědělských ploch, místy narušuje cestní síť a v neposlední řadě může smytý sediment ovlivňovat kvalitu vody v budoucím jezeře.

Za nejefektivnější ochranu proti erozi půdy je považována vegetace (Álvarez-Mozos et al. 2014, Keesstra et al. 2016, Ola et al. 2015, Rickson, 2006). Svě protierozní funkci však může dostát pouze plně vzrostlý a zapojený travní drn. Přírodní geotextilie poskytují ekonomicky, technicky i environmentálně výhodnou ochranu půdního povrchu do té doby, než je tuto funkci schopna převzít vzrostlá vegetace (Bhattacharyya et al. 2010, Fullen et al. 2007, Jordán et al. 2011, Khan et Binoy 2012, Langford et Coleman, 1996; Morgan et Rickson, 1995; Ogbobe et al., 1998; Sutherland et Ziegler, 2007). Efektivita biologických geotextilií byla zkoumána v mnoha studiích s různými výsledky jejich vlivu na povrchový odtok a ztrátu půdy vodní erozí (Kalibová et al. 2016).

Předkládaná disertační práce shrnuje výzkum možností využití modelových simulací hydrologických dat pro vodohospodářské studie (Bažatová et Šimková 2015 – viz Příloha 1, Kovář et al. 2013 – viz Příloha 2, Šimková 2014 – viz Příloha 3) a dále testování efektivity vybraných protierozních geotextilií formou laboratorních a terénních simulací deště (Kalibová et al. 2016 – viz Příloha 4). Poznatky publikované ve výše uvedených pracích byly aplikovány při návrhu optimalizace vodního

režimu krajiny (zmírnění projevů eroze a urychlení procesu obnovy krajiny) na území bývalého lomu Medard-Libík.

Připravovaná disertační práce je členěna do tří částí. První část rešeršní formou pokrývá téma tvorby povrchového odtoku a definuje stav, za kterého se odtékající voda v krajině stává z hlediska erozních projevů nebezpečnou. Součástí kapitoly je výčet faktorů ovlivňujících povrchový odtok s odkazem na vhodná opatření zmírňující erozní působení povrchového odtoku. Druhá část se zabývá typy rámcových biotechnických opatření proti vodní erozi na svahu. Třetí část je zaměřena na konkrétní situaci části povodí zátápeného bývalého lomu Medard na Sokolovsku, kde je téma eroze rekultivovaných svahů aktuálním problémem. Předně byla popsána hydrologická bilance povodí a formou vizuálního posouzení i matematických simulací byly identifikovány rizikové plochy. Pomocí matematického modelu KINFIL byl na základě návrhových přívalových dešťů simulován odtokový proces nejprve pro scénář stávající situace v povodí jezera Medard. Po vyhodnocení erozního rizika povrchového odtoku bylo navrženo ochranné opatření pro zmírnění negativních důsledků povrchového odtoku. Efektivita daného opatření byla vyhodnocena dle simulace druhého scénáře – svah s protierozním opatřením.

Přínos této práce spočívá v ověření využitelnosti modelu KINFIL nově jako nástroje pro scénářové hodnocení efektivity protierozních geotextilií – přírodě blízkého protierozního opatření, které, jak ukazují současné výzkumy, může představovat ekonomicky, technicky i environmentálně výhodnější alternativu technických protierozních opatření, případně umělých geosyntetik. Následný návrh optimalizované ochrany půdy před erozí na území bývalých lomů může významně přispět k urychlení procesu obnovy původních funkcí a stability krajiny a k udržení kvality povrchových vod (jezer po zbytkových jamách).

2 Povrchový odtok

Na území České republiky se ročně na každém místě vyskytne v průměru pět až šest krátkodobých přivalových dešťů, jejichž srážkový úhrn přesahuje 10 mm (Janeček et al. 2002). Pokud úhrn a intenzita dešťů překročí počáteční akumulaci vody v půdě a intenzitu infiltrace, dochází zejména na svažitéch pozemcích ke zvýšenému povrchovému odtoku (viz Rovnice 2-3), který svou unášecí silou narušuje půdní povrch a následně odnáší uvolněný materiál. Zvýšený povrchový odtok se vyskytuje i při jarním tání, kdy se voda z tajícího sněhu nestačí vsakovat do vodou nasycené, často ještě zmrzlé půdy.

Povrchový odtok je důležitou součástí hydrologického cyklu. Jak píše Hamill (2011), 13 – 62 % světových srážek není zadrženo formou intercepce či infiltrace a tvoří povrchový odtok. Společně s kinetickou energií (erozivitou) deště je tak hlavním erozním činitelem (Weggel et Rustom 1992).

Beven (2011) dělí povrchový odtok do tří fází:

- 1) Fáze nasycování půdy, kdy ještě nevzniká povrchový odtok a intenzita deště nepřekračuje intenzitu infiltrace. Veškerá srážková voda je na odtokové ploše zadržena formou infiltrace, intercepce a akumulace v povrchových depresích.
- 2) Fáze plošného odtoku nastává v okamžiku, kdy intenzita deště překročí intenzitu infiltrace. Po následném nasycení ztratí intercepce a akumulaci v povodí začne voda stékat ve směru nejvyššího sklonu svahu směrem k uzávěrovému profilu. Tato část povrchového odtoku je nejvíce ovlivněna geometrií povodí, hydrografickou (mikro-)sítí, charakterem deště a povrchu a půdními poměry. Podrobněji budou tyto faktory rozvedeny níže v této kapitole.
- 3) Fáze soustředěného odtoku říční sítí, na němž se podílí i odtok podpovrchový. Podíl přímého na celkovém odtoku je odvislý od počátečního nasycení půdy, její propustnosti a od charakteru deště.

Obecný odtokový model je tedy tvořen třemi procesy (Kovář 1990):

- 1) tvorba efektivního deště z deště příčinného,
- 2) transformace efektivního deště na povrchový odtok,
- 3) projev působení charakteristik odtoku v čase a prostoru („propagace“ odtoku).

Povrchový odtok je kromě antropogenních faktorů ovlivňován klimatickými (srážky, teplota, sluneční radiace apod.) a geografickými (geometrické, geomorfologické a fyzikální) charakteristikami povodí, z nichž mnohé nejsou v čase ani prostoru konstantní. Analytické vyjádření procesu povrchového odtoku je kvůli této variabilitě velmi obtížné. Výzkum povrchového odtoku v přírodních podmínkách se proto provádí na tzv. elementárních odtokových plochách (EOP) s homogenními

charakteristikami. Pro odvození vztahů popisujících průběh povrchového odtoku se EOP zjednoduší na nepropustné rovinné plochy, obvykle obdélníkového tvaru o konstantním sklonu, tj. idealizované elementární odtokové plochy (IEOP) (Hrádek et Kuřík 2008). Průběh a výška efektivního deště $i_e(x,t)$ jsou zde rovny průběhu a výšce příčinného deště $i(x,t)$. Neuvažují se tedy žádné ztráty intercepce, akumulací v povrchových depresích, infiltrací aj. Popisem povrchového odtoku na IEOP se zabývali např. Wooding (1965) nebo Woolhiser et Ligett (1967).

Pro popis proudění po přímém rovinném svahu při zanedbání dynamické a difúzní složky proudění, tj. za kinematických předpokladů, byly ze Saint-Venantových rovnic (pohybová a kontinuity) odvozeny rovnice (2-1) a (2-2):

$$\frac{\partial y}{\partial t} + \frac{\partial q}{\partial x} = i_e(x, t) \quad (2-1)$$

$$q = \alpha \cdot y^m \quad (2-2)$$

Kombinací rovnic (2-1) a (2-2) dostaneme rovnici kinematické vlny (2-3):

$$\frac{\partial y}{\partial t} + \alpha m y^{m-1} \frac{\partial y}{\partial x} = i_e(x, t) = i(x, t) - v_f(x, t) \quad (2-3),$$

kde:

y ... hloubka proudu [m]

t ... souřadnice časové osy [s]

q ... průtok na jednotkovou šířku svahu [$\text{m}^2 \cdot \text{s}^{-1}$]

x ... souřadnice polohové osy (ve směru proudu kladná) [m]

i_e ... intenzita efektivního deště [$\text{m} \cdot \text{s}^{-1}$]

α ... parametr závisící na drsnosti a sklonu svahu [$\text{m}^{2-m} \cdot \text{s}^{-1}$]

m ... koeficient (1,65) [-]

i ... intenzita příčinného deště [$\text{m} \cdot \text{s}^{-1}$]

v_f ... intenzita infiltrace [$\text{m} \cdot \text{s}^{-1}$]

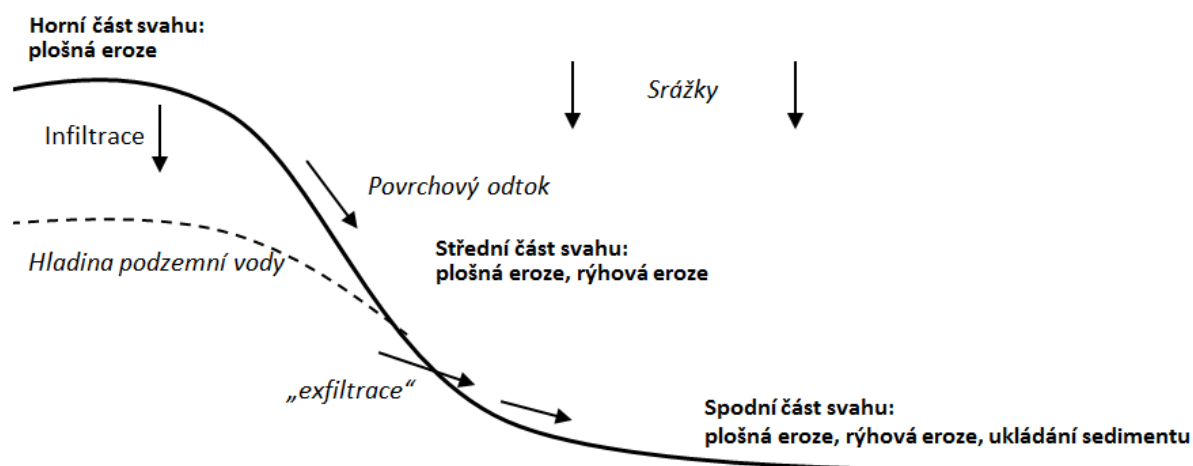
Z hlediska protierozní ochrany je nejdůležitější fáze odtoku před kulminací, kdy je smyv půdy nejvyšší (Jin-liang et al. 2006, Peng et Wang 2012). Ta se odvíjí od celkového charakteru povrchového

odtoku, který je určen klimatickými, geografickými (geometrickými, morfologickými a fyzikálními) a antropogenními (technické zásahy do povodí) faktory v povodí (Kovář 1990, Hewlett et al. 1967).

2.1 Faktory ovlivňující povrchový odtok

Hodnoty celkového objemu povrchového odtoku a produkce sedimentů jsou značně proměnlivé v čase i prostoru. Tato variabilita vychází z rozdílů v charakteru povrchu půdy v měřítku celých povodí i jednotlivých svahů a současně závisí na rozdělení srážek a způsobu využití půdy (Huang et al. 2001).

Klimatické, topografické a hydrologické faktory ovlivňující tvorbu povrchového odtoku byly v literatuře podrobně popsány (Buchtele et Tesař 2008, Dunne 1978, Favis-Mortlock et Boardman 1995, Nearing 2001, Poesen et al. 1996, Van Oost et al. 2000, Williams et al. 1996). Koncepti vztahu mezi polohou na svahu, hydrologickými podmínkami a erozními procesy uvádí Huang et al. (2001) dle Obr. 2.1-1.



Obr. 2.1-1 Konceptní model vztahu mezi pozicí na svahu, hydrologickými podmínkami a erozními procesy (Huang et al. 2001).

2.1.1 Klimatické faktory

Srážky a teplota vzduchu představují nejvýznamnějšími klimatické faktory ovlivňující povahu povrchového odtoku. Dále lze jmenovat rychlost větru, relativní vzdušnou vlhkost, délku slunečního svitu apod., z nichž některé lze zařadit i do faktorů geografických.

Srážky mají rozhodující význam pro proces povrchového odtoku nejen v bezprostředně po srážkové události, ale mohou ovlivnit i vzdálenější období (změna zásob podzemní vody apod.). Sleduje se zejména jejich intenzita a celkový úhrn (Beven 2011). Teplota ovlivňuje povrchový odtok

především v období tání sněhu a druhotně (společně s rychlostí větru) určuje výpar z vodní hladiny a evapotranspiraci.

2.1.2 Geografické faktory

Geografické faktory zahrnují geomorfologii terénu (sklonitost, členitost apod.), nadmořskou výšku, retenční kapacitu povrchu i činitele ovlivňující výpar (teplota, vlhkost a tlak vzduchu, proudění vzduchu, tvar povrchu, druh půdy a její fyzikální a chemické vlastnosti, vegetační kryt svahů a v neposlední řadě vlastnosti odpařující se vody).

Zásadní roli pro tvorbu povrchového odtoku hraje charakter svahu. Mírnější konkávní svahy umožňují vyšší infiltraci než v případě prudkých konvexních svahů (Fox et al. 1996, Freeze 1972). Kateb et al. (2013) zkoumal vliv různých sklonitostí svahu (od 10° do 40°) a vegetačního krytu (od zemědělské půdy po vzrostlé lesní porosty) na povrchový odtok a erozi půdy. Rostoucí tendenci měly obě sledované veličiny, produkce sedimentů však vykazovala vyšší rozdíly než objem povrchového odtoku. K podobným závěrům dospěl i Dietrich et al. (1992). Liu et al. (1994) uvádí, že ztráta půdy způsobená povrchovým odtokem je do sklonu cca 30° přímo úměrná sinu sklonu (úhlu) svahu. Sklon svahu může hrát různou roli i v kontextu s vegetačním pokryvem, kdy vegetace může i při větším sklonu svahu snížit míru eroze (Zhang et al. 2015, Olyphant et Harper 1995). Vývoj vegetace na rekultivovaných plochách však dosahuje různé úspěšnosti. Pro dosažení optimálního vodního režimu v půdě je dle Moreno-de las Heras et al. (2009) nutné krýt vegetací minimálně 50 % povrchu. Míra účinku vegetačního krytu je rovněž závislá na roční době (Nicolau 2002).

Povrchový odtok je ve velmi těsném vztahu s půdní vlhkostí, jejímž klíčovým determinantem je charakter půdního profilu (Tesař et al. 2004), přednostně hydraulická vodivost (závislá na druhu a typu půdy), pórovitost a přítomnost preferenčních cest (Šanda et al. 2006). Zvláště specifické podmínky pro tvorbu povrchového odtoku panují v krasových oblastech se zvýšeným průsakem vody skrz vápencové podloží (Peng et Wang. 2012).

Půdní profil a tím i povrchový odtok ovlivňuje kvůli rozdílům v evapotranspiraci také expozice svahů. Jižní svahy jsou vystaveny větší dávce sluneční radiace, což vede k vyšší evapotranspiraci, menšímu množství dostupné vlhkosti, následně vegetace a organického podílu v půdě. Pomalejší chemické zvětrávání brzdí půdotvorné procesy. Půdy jsou tudíž mělké a kamenitější, svrchní vrstva bývá během srážky brzy nasycena a k tvorbě povrchového odtoku dochází rychleji než na hlubších půdách svahů severních (Arnau-Rosalén et al. 2008, Fox et al. 2008, Mouillot et al. 2005). Díky malému množství vláhy jsou jižní svahy rovněž náchylnější k požárům, které mají za následek snížení retenční schopnosti povrchu i vysoký nárůst povrchového odtoku (Smith et al. 2011, Spring et al. 2005).

Významným faktorem tvorby povrchového odtoku je mikrotopografie. Zejména přítomnost povrchových depresí a propustnost podloží spádové oblasti terénu společně s charakterem půdy a prostorovou strukturou krajinných prvků ovlivňují proces infiltrace a podmínky pro tvorbu půdních krust (Esteves et Lapetite 2003, Shueler 1994, Šanda et al. 2006, Huang et al. 2001). Tyto dispozice lze ovlivnit úpravou fyzikálních a chemických vlastností půdy, ovšem z hlediska zmírnění povrchového odtoku jsou efektivnější organizační, agrotechnická a biotechnická opatření (Kovář et al. 2015, Maetens et al. 2012).

2.1.3 Antropogenní faktory

Lidská činnost může ovlivnit prakticky všechny přírodní charakteristiky povodí uvedené výše a přetvářet tak přirozené geografické prostředí na umělé (antropogenizované). Veškeré aktivity v povodí by proto měly být prováděny s ohledem na jeho komplexní organizaci (pozemkové úpravy, poměr orné půdy a drnového fondu, úprava hydrografické sítě v povodí, meliorační zásahy, plánovité využívání a ochrana vodních zdrojů, ochrana, obnova a využívání lesních porostů), která by měla příznivě ovlivňovat jednotlivé složky oběhu vody a v maximální míře omezit negativní důsledky antropogenní činnosti (Hrádek et Kuřík 2008, Vrána et Dostál 2010).

Hlavní antropogenní zásahy do povodí představují úprava land use a land cover (Bažatová et Šimková 2015, Centrum pro krajinu 2013). Land cover determinuje zejména hydrologickou transformaci srážek na povodí. A to buď přímým uplatněním vegetačního krytu v srážko-odtokových vztazích, kde figurují procesy intercepce a evapotranspirace, nebo ochranou půdy, v jejíchž horizontech se odehrává podstatná část transformace srážkové vody na odtok.

Změny porostní struktury (prostorové i druhové) či odlesnění mohou iniciovat krátkodobou odezvu povodí (dynamika a parametry jednotlivých srážko-odtokových epizod) i odezvu dlouhodobou (např. změny specifického nebo základního odtoku) s tím, že druhý typ odezvy je měřením v horizontu let stěží postižitelný (Langhammer et al. 2015, Tesař et al. 2008, Unucka et Adamec 2008, Váňová et Langhammer 2011).

Za změnou land cover často stojí urbanizace a turismus (Arnold et Gibbons 1996). Fox et al. (2012) jako dominantní faktory změny land cover uvádí topografii. Změna land cover zasahuje především úrodné půdy nižších poloh (především údolní niv). Druhým faktorem změny land cover jsou socio-ekonomické faktory, mezi které autor řadí intenzifikaci zemědělství, populační růst, sekundární bydlení a turismus. Rozšiřování zastavěných ploch vede v závislosti na propustnosti povrchu ke snižování infiltrace a základního odtoku a zvyšování přívalového povrchového odtoku (Konrad et Booth 2002, White et Greer 2006). Jako příklad důsledku těchto změn lze uvést deltu čínské řeky Zhujiang, kde během osmi let (1989-1997) roční povrchový odtok vzrostl o více než 8 mm (Weng 2001).

Podobný trend byl pozorován při změně zalesněných ploch na zemědělské (Fohrer et al. 2001). Odlesňování navíc vede k nárůstu teplot povrchu, což brzdí přirozenou obnovu lesa a tím i opětovné zvýšení retenční schopnosti krajiny. Přehřívání plochy asanovaných lesních porostů mohou také významně měnit místní klima a zvyšovat rizika spojená s extrémními srážko-odtokovými událostmi (Hais 2007).

2.1.4 Vliv půdního pokryvu na Manningovu drsnost povrchu

Z fyzikálního hlediska je jedním z klíčových faktorů ovlivňujících povrchový odtok na svahu drsnost povrchu (Manningova drsnost n). Žádoucí jsou vysoké hodnoty drsnosti, které zpomalují povrchový odtok a kromě podpory infiltrace snižují jeho unášecí sílu, resp. erozní potenciál. Morgan et Rickson (1995) ve své práci dokumentují vliv vegetace, případně geosyntetik dočasně simulujících vegetaci na erozní proces. Jak je patrné z tabulek 2.1.4-1 a 2.4.1-2, vegetace, přirozená i simulovaná, může řádově navýšit drsnost povrchu a přispět tak k protierozní ochraně půdního povrchu svahu.

Typ povrchu	K_s [mm.h ⁻¹]	Manningova drsnost n [-]	Pokryvnost povrchu [%]	Výška vegetace [m]
Holá půda	10	0,01	0	0
TTP	50	0,10 – 0,20	90	0
Kukuřice	25	0,02	80	1,5
Zemědělské plodiny na půdě s krustou	5	0,02	80	1,5

Tab. 2.1.4-1 Parametry pro hodnocení vlivu vegetace na vodní erozi půdy (Morgan et Rickson 1995)

Materiál	Holá půda	Geojute (jutová síť 500 g.m ⁻²)	Fine geojute (jutová síť 500 g.m ⁻²)	Enviromat (mulčovací rohož ze štěpky 450 g.m ⁻²)	Enkamat (3D syntetická rohož 265 g.m ⁻²)	Bachbettgewebe (kokosová síť 700 g.m ⁻²)
Hloubka proudění [mm]	0,68	3,00	2,00	2,00	0,68	2,00
Sklon svahu [°]	10	10	10	10	10	10
Rychlost proudění [m.s ⁻¹]	0,0577	0,034	0,024	0,036	0,033	0,0535
Pokryvnost povrchu [%]	---	54	80	94	40	58
Manningova drsnost [-]	0,055	0,258	0,278	0,186	0,098	0,124
GIR ^a	---	0,203	0,223	0,130	0,043	0,068
Pořadí ^b	6	2	1	3	5	4
Pořadí ^c	6	1	2	5	4	3

^a „Geotextile induced roughness“ – drsnost způsobena geotextilií. Vypočtena jako rozdíl Manningovy drsnosti způsobené geotextilií a drsnosti způsobené půdním povrchem na kontrolní ploše (0,055).

^b Pořadí vlivu na drsnost povrchu.

^c Pořadí míry snížení eroze půdy.

Tab. 2.1.4-2 Změna drsnosti povrchu vlivem aplikace GTX a následný dopad na povrchový odtok (Morgan et Rickson 1995, Owens et Collins 2006)

2.2 Erozivní účinky PO na svazích

Pro erozní proces má základní význam kinetická energie dopadajících dešťových kapek, jež je odvislá od rychlosti a hmotnosti kapky, a unášecí síla povrchově stékající vody (Weggel et Rustom 1992). Erozní ohrožení svahu povrchově stékající vodou lze hodnotit na základě unášecí síly vodního proudu, neboli tangenciálního napětí τ_0 [Pa] (Rovnice 2.2-1):

$$\tau_0 = \rho \cdot g \cdot h \cdot J \quad (2.2-1)$$

kde:

ρ ... hustota vody [$\text{kg}\cdot\text{m}^{-3}$]

g ... gravitační zrychlení [$\text{m}\cdot\text{s}^{-2}$]

h ... hloubka proudu [m]

J ... sklon svahu [-].

Pro zajištění erozní bezpečnosti nesmí hodnota tangenciálního napětí vodního proudu přesáhnout kritickou hodnotu tangenciálního napětí povrchu τ_k [Pa].

Eroze půdy představuje globální problém z hlediska ztráty produktivity půdy, (Charles et al. 2010, Scherr 1999) a ukládání smytého materiálu v reservoárech a tocích. Přináší komplikace z hlediska kvality vody (Avila Foucat et al. 2009, Furlan et al. 2012) a snížení retenční kapacity toků a nádrží. Následky se projevují především během extrémních srážkových událostí transformací vysokého povrchového odtoku na povodňové vlny v tocích (Janeček 2012, Matoušková 2006 in Langhammer 2007). Neméně podstatným aspektem je narušení povrchu a následně i stability především strmých svahů, což může vést až k ohrožení na životech a majetku.

Specifické prostředí z hlediska vodního režimu představuje krajina zasažená dobýváním nerostných surovin. Tato práce je zaměřena na prostředí rekultivovaných výsypek – recentních geomorfologických útvarů, které vznikají v důsledku přechodu od hlubinné těžby k velkoplošným povrchovým lomům spojeným s ukládáním milionů krychlových metrů nadložní zeminy (Štýs et al. 1981). Hydrologická odezva na srážky je zde značně ovlivněna narušením fyzikálních a hydrologických vlastností půdy (Guebert et Gardner 2001). Plochy výsypek mohou na jedné straně trpět nedostatkem půdní vlhkosti (Frouz et al. 2008), na straně druhé se zde kvůli snížení propustnosti (Guebert et Gardner 2001, Nicolau 2002) vyskytuje zvýšený povrchový odtok působící erozní škody na plochách, cestní síti a kvalitě vody. Oproti rostlému terénu s vyvinutým A horizontem, kde povrchový odtok určují především půdní vlhkosti a vegetační pokryv, je povrchový odtok

na výsypkách definován i hustotou erozních rýh (Nicolau 2002), jejichž výskyt by měl být v rámci rekultivačního procesu eliminován.

V zájmu bezpečnosti a trvale udržitelného využívání přírodních zdrojů je proto nezbytné podniknout vhodná protierozní a stabilizační opatření, která zohlední i aspekty celého povodí, nikoli jen lokální problém (Dumbrovský et Korsuň 2009). Návrh ochranných opatření vychází ze stávajícího uspořádání pozemků, land-use a hydrologického hodnocení povodí, konkrétně z návrhových hodnot N-letých průtoků způsobených přívalovými dešti stejné periodicity výskytu (Kovář 2000). Protierozní opatření se pak provádí podle dvou hlavních strategií (Rey 2009):

- 1) kontrola svahové eroze přímo,
- 2) pro případ selhání prvního bodu jsou doplněna opatření pro zachytávání erodovaného materiálu v patě svahu.

K hodnocení erozních procesů se využívají empirické metody založené na vyhodnocení velkého množství experimentálně naměřených dat. Nízký počet vstupních parametrů bývá zpravidla převeden do podoby koeficientů, což vede k jednoduchosti a průhlednosti metody (Kliment et Langhammer 2005). Tyto modely však pouze popisují a odhadují aktuální stav v povodí. Nelze jimi simulovat scénářové situace. Příkladem empirických modelů pro hodnocení erozních procesů je univerzální rovnice pro výpočet dlouhodobé ztráty půdy (USLE) (Wischmeier at Smith 1965) nebo revidovaná univerzální rovnice pro výpočet dlouhodobé ztráty půdy (RUSLE) (Wischmeier et Smith 1978). Přesnost tohoto modelu je však v podmínkách inženýrských staveb a uměle vytvořených zemních těles (např. výsypek) omezená (Zhang et al. 2015). Navíc jej nelze využít pro scénářové simulace.

K simulaci různých scénářů slouží fyzikálně založené, hydrodynamické srážko-odtokové modely. Mezi nejčastěji používané se řadí MIKE-SHE, HEC-HMS, NASIM, SAC – SMA (Sacramento), HBV a další (Jeníček 2007). Pro potřebu této práce bude využit model KINFIL (Kovář et Vaššová 2011, Vaššová et Kovář 2013), jenž je podrobně popsán v kapitole 2.4.

Uvolňování půdních částic závisí především na sklonu čáry energie, rychlosti proudění povrchového odtoku, hydraulických hloubkách a drsnosti povrchu. Z těchto proměnných jsou pak odvozeny celkový a jednotkový průtok, tangenciální napětí (*shear stress*) a energie vodního proudu (*stream power*) povrchového odtoku – indikátory uvolňování a transportu půdních částic (Knapen et al. 2007).

2.3 Model WBCM

Veškeré operace v povodí by s ohledem na svou udržitelnost měly probíhat v souladu s hydrologickou bilancí povodí. V rámci předkládané disertační práce byl pro charakteristiku hydrologické bilance povodí bývalého lomu Medard-Libík využit model WBCM. Tento model je klasifikován jako model deterministický, koncepční, celistvý, nelineární. Jeho parametry jsou pravděpodobnostně rozděleny po ploše povodí tak, aby mohla být zachována jejich plošná variabilita. Každý kapacitní element modelu reprezentuje přirozenou zásobu vody v jednotlivých vertikálních subsystémech hydrologického profilu.

Model byl navržen pro studium jednotlivých komponent hydrologické bilance v závislosti na změnách hospodářského využití povodí. Simuluje denní bilanční hodnoty ve vegetačním období – kritickém období pro vznik vláhových deficitů – a uvažuje všechny podstatné interakce mezi jednotlivými zónami, tj. vegetační, nenasycenou a nasycenou zónou. Kapacity všech zón respektují různorodost přirozených hydrologických podmínek povodí. Model ve většině zón uvažuje lineární rozdělení těchto kapacit kolem jejich průměrných hodnot. Struktura modelu respektuje fyzikální principy, podle nichž dochází k interaktivním hydrologickým procesům (evapotranspiraci, intercepci, infiltraci a tvorbě přímého a základního odtoku). Podrobný popis modelu poskytují Kovář et al. (2010a) a Kulhavý et Kovář (2002), případně kapitola 5.2.

2.4 Model KINFIL

Fyzikální model KINFIL je určen k simulaci významných srážko-odtokových událostí, případně k výpočtu návrhových průtoků ovlivněných antropogenní činností (jako je změna land use, odlesnění, urbanizace, výstavba cestní sítě, technická protierozní opatření aj.) (Kovář et al. 2002, 2006, 2011a, Kovář 2006). Pro potřebu této práce byl uplatněn výpočet charakteristik povrchového odtoku způsobujícího erozi půdy, čímž se zabývali např. Koivusalo et Karvonen (1995), Kovář (1992, 2000), Roo (1993) a další. Výhodou modelu KINFIL je fakt, že vychází z fyzikálně-geometrických, hydraulických a klimatických charakteristik povodí, které lze při absenci přímých pozorování určit z mapových a jiných podkladů (Kovář 2000).

Současná verze modelu KINFIL je založena na kombinaci teorie infiltrace a transformace přímého odtoku kinematickou vlnou. Podrobný popis modelu, z něhož vychází následující text, je uveden v práci Kováře et al. (2011a), příp. Kováře et Vaššové (2011). Model vychází z infiltrační teorie Greena a Ampta (Green et Ampt 1911) rozšířené o koncepci výtopy podle Meina a Larsona (1973) a využití CN-křivek Morel-Seytoux (Morel-Seytoux et Verdin 1981, Morel-Seutoux 1982):

$$K_s \left(\frac{z_f + H_f}{z_f} \right) = (\theta_s - \theta_i) \frac{dz_f}{dt} \quad (2.4-1)$$

$$S_f = (\theta_s - \theta_i) \cdot H_f \quad (2.4-2)$$

$$t_p = \frac{S_f}{i \cdot \left(\frac{i}{K_s} - 1 \right)} \quad (2.4-3)$$

kde:

K_s ... nasycená hydraulická vodivost [$\text{m} \cdot \text{s}^{-1}$]

z_f ... hloubka infiltrační fronty [m]

θ_s ... nasycená půdní vlhkost [-]

θ_i ... počáteční půdní vlhkost [-]

H_f ... sací tlak pod infiltrační frontou [m]

i ... intenzita deště [$\text{m} \cdot \text{s}^{-1}$]

S_f ... retenční součinitel sacího tlaku [m]

t_p ... doba výtopy [s]

t ... čas [s].

V první fázi výpočtu je třeba určit parametr nasycené hydraulické vodivosti K_s a retenčního součinitele sacího tlaku S_f (při polní vodní kapacitě PVK). Řešením pro povodí o malé ploše je přímé měření těchto parametrů v terénu. Na větších povodích se využívá vztahů mezi těmito parametry a hodnotami čísel odtokových křivek CN (SCS 1972, 1986). Indexové hodnoty CN korespondují s konceptuálními hodnotami půdních parametrů K_s a S_f (PVK): $CN = f(K_s, S_f)$. Podrobný popis závislosti uvádí Kovář (1997).

Druhá část modelu KINFIL simuluje propagaci a transformaci přímého odtoku, jak ji popsal Beven (2006). Řešená parciální diferenciální rovnice popisuje neustálený pohyb, aproximovaný kinematickou vlnou (po zanedbání nevýznamných rychlostních členů dynamické St. Venantovy rovnice) po ploše různě uspořádaných a podle topografických podmínek různě skloněných rovinných desek:

$$\frac{\partial y}{\partial t} + \alpha m y^{m-1} \frac{\partial y}{\partial x} = i_e(t) \quad (2.4-4)$$

kde:

$x, y, t \dots$ souřadnice délky, hloubky, času [m, m, s]

$\alpha, m \dots$ hydraulické parametry

$i_e(t) \dots$ intenzita efektivního deště [$\text{m}\cdot\text{s}^{-1}$].

Rovnice (2.4-4) je převedena do tvaru konečných diferencí a řešena explicitním numerickým schématem Laxe a Wendroffa (1960). Pro praktické řešení je povodí geometrizováno rozdělením do tří komponent: kaskády desek, konvergentních a divergentních segmentů a úseku koryta toku tak, aby simulace topografických ploch povodí byla dostatečně věrná.

Počáteční podmínky řešení Lax-Wendroffova schématu jsou zadány pro tzv. nulové hodnoty hloubek vody (tj. $y(x,0) = 0$ pro všechny souřadnice polohy x). Horní okrajová podmínka je dána polohou každé rovinné desky v kaskádě, případně horní hranou segmentu. Pro soustředěné neustálené proudění v korytě bývá používáno submodelu Muskingum-Cunge (Cunge, 1969), jehož autoři zavedli zjednodušující předpoklady do rovnice kinematické vlny transformované korytem toku.

3 Opatření proti vodní erozi

Česká republika se přijetím a implementací Rámcové směrnice o vodách (2000/60/ES) zavázala k udržení a zlepšení svého vodního prostředí. Základním principem plnění směrnice je zabránění dalšímu zhoršování stavu povrchových i podzemních vod a zavedení jejich komplexní ochrany v rámci plánů povodí.

Dle Ministerstva životního prostředí ČR patří mezi nejvýznamnější vodohospodářské problémy:

- silné látkové zatížení vod živinami a nebezpečnými látkami,
- velmi nízká retence vody v krajině,
- napřímení řek se spoustou příčných překážek pro vodní organismy,
- zastavěné údolní nivy.

Výsledkem těchto problémů jsou pak:

- znečištěné vodní toky,
- eutrofizované vodní nádrže silně zanášené splaveninami,
- ochuzené a nestabilní vodní ekosystémy bez původních živočichů, zejména ryb,

- velké majetkové škody způsobené bleskovými či regionálními povodněmi, erozí a transportem sedimentu (Mana et al. 2008).

Řešení těchto problémů spočívá ve změně hospodaření v krajině, nastartování obnovy vodního režimu a zlepšení základní funkce vodních toků. Tyto změny lze nastolit pouze komplexním přístupem kombinujícím technická a přírodě blízká protipovodňová a protierozní opatření v rámci celého povodí (nejen na vodních tocích ale i v jeho ploše). K disturbancím krajiny dochází v rámci zemědělství, pastevectví, lesnictví, inženýrských staveb, povrchového dobývání nerostných surovin nebo ukládání odpadů. Aby byla zachována využitelnost krajiny, je potřeba zvážit konkrétní charakter řešeného krajinného bloku a tomu přizpůsobit volbu protierozních opatření.

Principy protierozních opatření (bez ohledu na land use) uvádí např. Toy et al. (2002):

- Zachovat vegetační pokryv půdy.
- Při odstranění vegetace chránit povrch půdy, např. mulčem.
- Plánovat operace spojené s obnažením půdy mimo erozně nejrizikovější období (období výskytu přívalových dešťů apod.).
- Zvyšovat podíl biomasy v půdním profilu.
- Omezit narušování celistvosti půdního povrchu, případně po operacích zachovat vysokou drsnost povrchu.
- Snižovat erodibilitu půdy a podporovat infiltraci (např. použitím polyakrylamidů – PAM).
- Využívat podpůrných ochranných prvků – orba, hrázkování ve směru kolmém na směr odtoku a větru, výstavba drenážního systému.
- Zamezit tvorbě rýhové eroze.
- Úpravou topografie se vyhnout konvexním svahům.
- Nepřekračovat kritickou délku svahu.

Z fyzikálního hlediska se jedná především o ochranu půdy před kinetickou energií dopadajících dešťových kapek, zachytávání povrchového odtoku a podporu jeho vsaku do půdního profilu, snížení rychlosti povrchové odtékající vody a z dlouhodobého hlediska i snížení erodovatelnosti půdy. Z hlediska realizace a finančních nákladů je vhodné při návrhu ochranných metod postupovat od nejjednodušších opatření organizačního charakteru přes agrotechnická opatření k těm technickým (Novotný et al. 2014).

Mezi organizační opatření se řadí protierozního rozmístování plodin a směr výsadby, delimitace kultur, zejména mezi lesem a zemědělskou půdou, ochranné zatravnění a zalesnění, protierozní osevní

postupy, pásové pěstování plodin, pozemkové úpravy řešící velikost a orientaci pozemků, včetně cestní sítě.

Agrotechnická opatření mají podobu managementu hospodaření na orné půdě (časový harmonogram hospodaření, ochranné technologie výsevu a obdělávání apod.).

Technická opatření spočívají jednak v zemních úpravách (terénní urovnávky, meze, terasy), jednak v konstrukci prvků regulujících odtok (příkopy, průlehy, agrární valy, ochranné hrázky a nádrže). Dojde-li při konstrukci těchto prvků k využití vegetace jako stavebního materiálu, hovoříme o biotechnických opatřeních, případně bioinženýringu (Morgan et Rickson 1995).

Konkrétní výčet jednotlivých opatření, případně metodický postup pro jejich návrh lze dohledat v literatuře (Furlan et al. 2012, Gray 1996, Janeček et al. 2012, Kadlec et al. 2014, Maetens et al. 2012, Mana et al. 2008, Morgan et Rickson 1995, Vrána et al. 2011 a další).

Zvláštní pozornost v protierozní ochraně je třeba věnovat strmým svahům, které často vznikají ve spojení s antropogenní činností v povodí. K regulaci povrchového odtoku na svazích se sklonem nad 50% se doporučuje zalesnění, při sklonech nad 25% (dle některých autorů nad 20%) zatravnění (Badalíková et Marešová 2009). Ne vždy je to však možné z hlediska využití území a v některých případech vegetace nedokáže poskytnout dostatečnou protierozní ochranu a stabilitu objektu. Toto se týká nejen svahů smáčených srážkovou vodou, ale i svahů vystavených trvalému zavodnění (břehy vodních toků, kanály a nádrže), střídavému smáčení (přepady u přehrad, pobřežní a protipovodňové hráze), případně přídatnému tíhovému či tahovému zatížení (násypy, svahy komunikací, zářezy, sanované svahy). Specifickou skupinu pak představují skalní stěny.

Intenzivní povrchový odtok představuje velké riziko eroze a narušení celkové stability zemních těles. V rámci úpravy vodního režimu krajiny je proto u strmých svahů primárním zájmem zajištění jejich stability a protierozní ochrany. Tím se zachovávají příznivé podmínky pro infiltraci a zvýšením drsnosti povrchu (u biotechnických opatření) se povrchový zpomaluje odtok.

Jednotlivá opatření plní funkci půdo-ochrannou, stabilizační a výztužnou. Mohou být doplněna o přídatné prvky v podobě obalovaných sazenic a dalšího vzrostlejšího sadebního materiálu, který kromě půdně-stabilizační funkce ovlivňuje i mikroklima, zlepšuje kvalitu ovzduší, přispívá k snížení hluku a zlepšení biologické, ekologické a estetické funkce zeleně v krajině (Janeček et al. 2008).

Kinetickou energii kapek dopadajících na povrch půdy brzdí vegetační kryt. Tím zamezí destrukci půdních agregátů, zaplňování nekapilárních pórů jemnými půdními částicemi a následnému omezení

infiltrační schopnosti půdy. Vegetace rovněž podporuje infiltraci a svým kořenovým systémem zvyšuje soudržnost půdy, která se tak stává odolnější vůči účinkům stékající vody.

Přirozená vegetace, především kvalitní travní porost, ze své podstaty představuje ideální metodu (Morgan et Rickson 1995). Při vhodném umístění trvalých travních porostů (na hlavních odtokových plochách) lze dosáhnout až 83% snížení povrchového odtoku (Souchère et al. 2005). Xin-Hu et al. (2008) doložil výrazné snížení povrchového odtoku a eroze prostřednictvím travního porostu či přírodního mulče, a to i při přívalových deštích, bez ovlivnění povrchového odtoku. Na velmi strmých, exponovaných či jinak stanovištně náročných svazích je ke stabilizaci a protierozní ochraně často nutné využít i další – odolnější, účinnější a rychlejší metody. Pro okamžitou ochranu lze povrch půdy ošetřit drnováním, hydroosevem, mulčováním (rozřezanou slámou, kůrou, štěpkou) nebo aplikací přírodních či umělých geosyntetik. Výhody aplikace přírodních protierozních geosyntetik, konkrétně biologických jutových a kokosových sítí byly shrnuty v příložených publikacích (Kalibová et al. 2016, Šimková 2014).

Lze využít i chemické mulčovací látky. Tyto velmi přilnavé a pružné látky vytvářejí na půdním povrchu ochranné filmy, které nemají negativní vliv na vlhkostní, vzdušný, tepelný a živinný režim půd. Ze zástupců lze jmenovat deriváty nafty (zejména asfalt), nasycené i nenasycené alifatické uhlovodíky z ropy, zemního plynu a dehtu (polyetylen, pryskyřice, benzoaxazin, polyolefin). Samostatnou skupinu tvoří syntetický kaučuk, latexy, olejolatexové emulze a bitumen. Tyto látky vynikají tepelnou stabilitou i odolností vůči okysličování a usnadňují tmelení pórů na půdním povrchu. Půdní částice po jejich aplikaci získávají hydrofóbní vlastnosti a zmenšuje se ztráta vody výparem z půdy (Janeček 2008). Na uhelných a prachových výsypkách se ke stabilizaci půdy běžně používá stálé postřikování vodou. Ovšem při zakládání vegetace se z ekonomických důvodů dává přednost trvalejším a účinnějším chemickým půdním stabilizátorům z polymerů v adekvátní fázi. Disperzní stabilizátory vnikají dobře do půdy. Ve vodě rozpustné výrobky vsakují bez překážek do půdy, ale jsou vyplavovány deštěm, pokud se jejich stav nezmění na hydrofóbní nebo křížovou vazbu pomocí chemické reakce (Janeček 2008). Stabilizace svahů se provádí formou opěrných zdí, geomříží, geobuňkových systémů, laťování svahů, zápleťových a kůlových plůtků, hatí atd. (GEOMAT 2006, Tensar 2012).

Protierozní účinek materiálů přímo závisí na několika aspektech. Prvním z nich je míra ukotvení. Jestliže jsou na protierozní materiál obecně kladeny vysoké protierozní požadavky, tedy například schopnost odolávat dynamickému proudění vody podél vrstevnic svahu, je nutné, aby kvalita a hlavně počet kotevních bodů byly výrazně posíleny. Počet kotevních bodů na konkrétní aplikaci je také samozřejmě závislý na příčné délce a strmosti svahu.

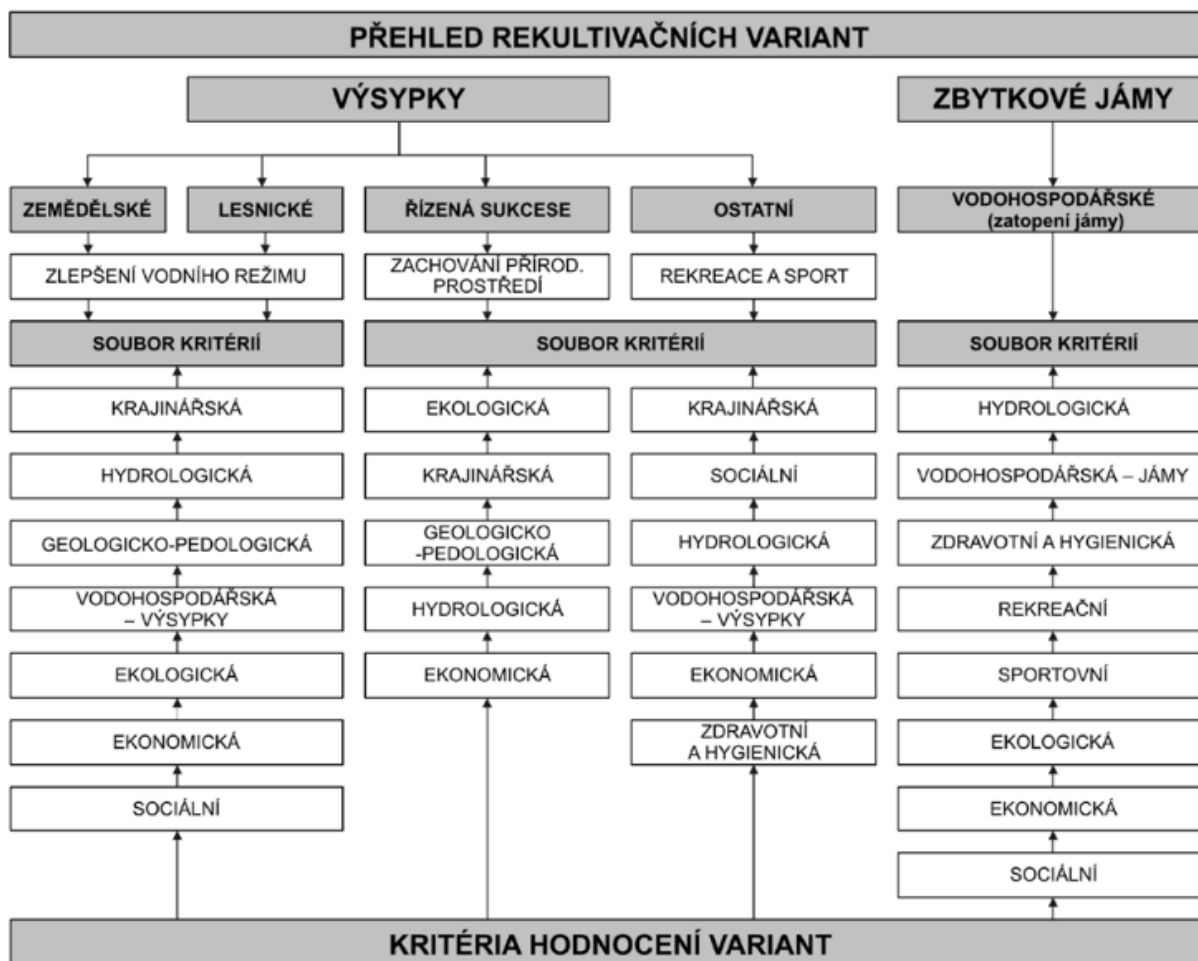
Pro dosažení požadované efektivity biotechnických opatření určených pro povrchovou protierozní ochranu je rovněž nezbytný výběr vhodné směsi trav a bylin pro osev povrchu. Pro tento

účel jsou k dispozici speciálně namíchané směsi vhodných bylin, které svým kořenovým systémem, tedy jeho hustotou a hloubkou, umožňují efektivní a účinné provázání protierozního materiálu s podkladní zeminou na dotyčném svahu.

Třetím, neméně důležitým, aspektem je správné načasování prací. Při včasném zásahu (před vznikem povrchového odtoku) může být svah dostatečně zabezpečen mnohými levnějšími a méně technicky náročnými opatřeními. Načasování je třeba zvážit především z hlediska vývoje vegetace, tedy času potřebného pro dosažení plného protierozního účinku proti proudící vodě v podélném směru. Vegetace musí mít dostatek času pro vzrůst, a to optimálně alespoň půl roku, nejlépe přes vegetační období. Důležitý je zde i moment výsevu, kdy například osevu těsně před zimním obdobím hrozí nedostatečné vzklíčení či vymrznutí. Tehdy by bylo nutné osev na jaře opakovat. Důraz je třeba klást i na výběr vhodné zeminy (ornice) do svrchních vrstev svahu, případné hnojení během vzrůstu a v neposlední řadě dodatečné zavlažování v suchém období (Řejha 2007).

Specifickým prostředím, jež rovněž bývá erozně velmi zranitelné, jsou plochy bývalých povrchových lomů, kde běžně dochází k tvorbě umělých strmých svahů zbavených vegetace. Při obnově krajiny narušené těžební činností je třeba zohlednit mnohá kritéria, mimo jiné i protierozní zabezpečení. Souvislosti mezi rekultivačními variantami a hodnotícími kritérii shrnul Kovář et al. (2011b), viz Obr. 3-1, přičemž proces eroze prostupuje napříč všemi kritérii.

Primárním požadavkem protierozní ochrany ploch bývalých lomů je vhodné tvarování tělesa výsypky (viz kapitola 2.1.2) a vrstvení půdního profilu již v průběhu těžby, jelikož tuto fázi nelze zpětně ovlivnit aplikací protierozních opatření. Je třeba se vyvarovat dlouhých, konvexních svahů, které často vedou k tvorbě rýhové eroze (Toy et Black 2000). Tato je velmi patrná na svazích bývalého lomu Medard (viz Obr. 4-1). Uměle vytvořený a mladý půdní profil navíc poskytuje specifické podmínky pro srážko-odtokový proces, což následně ovlivňuje proces obnovy vegetačního pokryvu (viz Obr. 4-2). Pokud se nelze dlouhých svahů vyvarovat, je třeba je doplnit o prvky pro přerušování souvislého odtoku, jeho zpomalení a bezpečné odvedení mimo svah.



Obr. 3-1 Přehled rekultivačních variant a výběr kritérií k hodnocení úspěšnosti vybrané varianty.

Matematické simulace srážko-odtokového procesu na svazích zájmové lokality pomáhají určit erozní riziko povrchového odtoku a vyhodnotit efektivitu případných ochranných postupů. Podrobný popis navrhovaných druhů opatření pro svahy lomu Medard-Libík, včetně kritérií pro jejich volbu, poskytuje praktická část disertační práce v kapitolách 5 – 7.

V neposlední řadě je třeba zmínit dvojí účinek protierozních opatření, která často slouží i jako opatření proti povodním. Účinky obou typů ochrany se často prolínají, jak vyplývá z principu hydrologické spojitosti povodí (Pringle 2001, Bracken 2013).

4 Cíle práce

Náplní práce byl návrh optimalizace vodního režimu na svazích bývalého lomu Medard-Libík na Sokolovsku s cílem snížení erozních projevů povrchového odtoku, jež jsou i přes provedené rekultivační zásahy stále patrné (Obr. 4-1; 4-2 a 4.3).

Na základě terénních měření bude na zájmové lokalitě výsypky vyhodnocen proces infiltrace dešťových srážek a následně provedena simulace povrchového odtoku modelem KINFIL, jehož hydraulické půdní parametry budou odvozeny na základě terénních měření. Pomocí modelu KINFIL bude rovněž zkoumána erozní odolnost experimentálního území výsypky.



Obr. 4-1 Eroze břehových svahů zbytkové jámy Medard-Libík



Obr. 4-1 Půdní sesuv na západním břehu jezera Medard.



Obr. 4-2 Povrchový odtok na svahu jezera Medard.

Po posouzení erozního rizika budou s využitím scénářových simulací modelem KINFIL navržena vhodná opatření pro zmírnění negativních důsledků erozního účinku povrchového odtoku, která by současně měla podpořit proces zapojení vegetace a následně i obnovení produkční funkce daných ploch.

Dílčí cíle práce lze tedy definovat následovně:

- 1) Na základě terénního průzkum vybrat v povodí lomu Medard modelový svah a na něm simulovat proces povrchového odtoku modelem KINFIL.
- 2) Z terénních měření odvodit hydraulické půdní vlastnosti pokusného svahu pro stanovení vstupních parametrů pro model KINFIL.
- 3) Pomocí modelu KINFIL posoudit erozní ohrožení modelového svahu.
- 4) Navrhnout vhodná opatření pro zmírnění negativních důsledků erozního účinku povrchového odtoku, která by současně měla podpořit proces zapojení vegetace a následně i obnovení produkční funkce dané plochy.

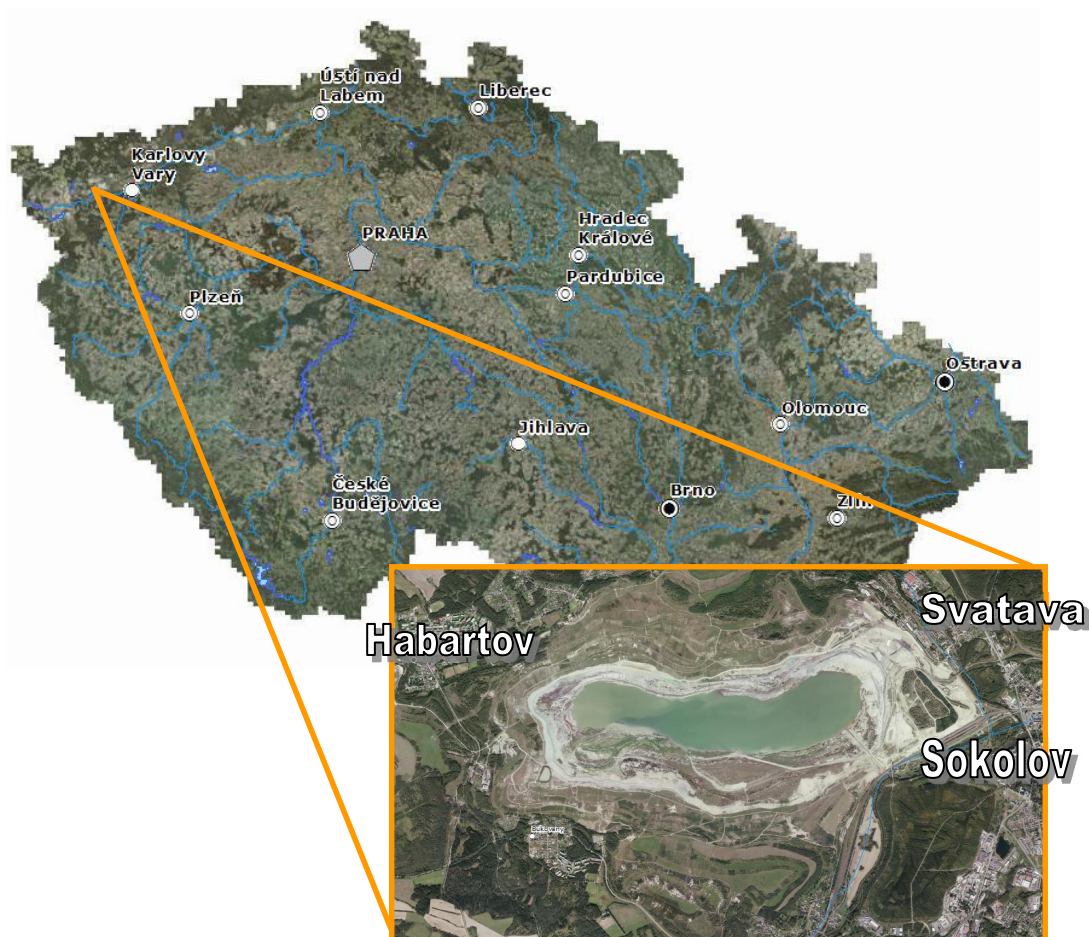
5 Metodika

5.1 Charakteristika experimentálního území

Těžební činnost ČR je dnes soustředěna především do oblastí orientovaných na těžbu hnědého a černého uhlí, kterými jsou Ostravsko-karvinský revír, Severočeský hnědouhelný revír a Sokolovský revír (SR). Experiment probíhal na západním svahu zbytkové jámy lomu Medard-Libík na Sokolovsku, jenž spadá do západočeského Sokolovského revíru. Uhelná ložiska SR se rozkládají především na levém břehu řeky Ohře v Karlovarském kraji, na území bývalých okresů Sokolov a Karlovy Vary. Samotný lom Medard se nachází západně od města Sokolov, obklopen obcemi Svatava, Habartov, Bukovany a Citice (viz Obr. 5.1-1). Obnova místní krajiny probíhá na území zbytkové jámy formou hydrologické rekultivace, na svazích budoucího jezera a okolních výsypek pak převážně formou zemědělských a lesnických rekultivací (viz kapitola 5.1.1).

Reliéf Sokolovské pánve byl v důsledku těžby hnědého uhlí značně pozměněn. Dnešní a částečně i budoucí morfologii terénu určují především vnější výsypky povrchových hnědouhelných lomů. Nejvyšší patra vnější Podkrušnohorské výsypky se pohybují kolem kóty 600 m n. m., zatímco nadmořská výška dna lomů se pohybuje mnohem níže, v některých případech až na 290 m n. m. Pro srovnání, kóta hladiny řeky Ohře v zájmovém území lomu Medard odpovídá přibližně 400 m n. m.

Původní terén na území lomu Medard – Libík odpovídal kótám 410 – 500 m n.m. Dnešní výsyvky tuto kótu značně převyšují, zatímco dno lomu se nachází na úrovni 340 – 360 m n.m. Kóta hladiny budoucího jezera po zatopení zbytkové jámy je plánována na 400 m n.m. (Rothbauer et al. 2003, medard-lake.eu). Další charakteristiky povodí Medard (Obr. 5.1-2) uvádí tabulka 5.1-1 dle Kováře et al. (2010b):



Obr. 5.1-1 Lom Medard-Libík. Podklad z geoportálu CENIA geoportal.gov.cz/arcgis/services (cit. 1. 3. 2012).

Celková plocha povodí [km ²]	14,6
Vodní plocha po naplnění [km ²]	4,9
Délka jezera [km]	4,0
Šířka jezera [km]	1,5
Max. hloubka jezera [m]	50
Objem vody v jezeře [mil. km ³]	120
Délka břehové linie [km]	12,4
Kóta hladiny [m n. m.]	400

Tab. 5.1-1 Charakteristiky povodí jezera Medard.

Jednoleté průměrné srážky	P = 610 mm
Dlouhodobý roční průtok	Q _a = 74 l.s ⁻¹
Minimální m-denní průtok	Q _{min} = 8,5 l.s ⁻¹

Tab. 5.1-2 Základní hydrologická data povodí jezera Medard

Polní vodní kapacita	33 % < FC < 38 %
Celková propustnost	42 % < P < 48 %
Nasyčená hydraulická vodivost	0,0 < K _s < 0,08 m.min ⁻¹

Tab. 5.1-3 Rozmezí hodnot půdních parametrů povodí jezera Medard

CN	100		85		73		71		CN
Nadmožská výška	Plocha jezera		Industriální půda		Les		Permanентní travní porost		vážený průměr
[m n. m.]	[km ²]	[%]	km ²	[%]	[km ²]	[%]	[km ²]	[%]	[-]
350	0,1	0,7	11,4	78,1	2	13,7	1,1	7,5	82,4
360	1	6,9	10,5	71,9	2	13,7	1,1	7,5	83,3
370	1,9	13	9,6	65,8	2	13,7	1,1	7,5	84,9
380	2,8	19,2	8,7	59,6	2	13,7	1,1	7,5	85,2
390	3,9	26,7	7,6	52	2	13,7	1,1	7,5	86,3
400	4,9	33,6	6,6	45,2	2	13,7	1,1	7,5	87,3

Tab. 5.1-4 Využití území a odtokové křivky (CN) na povodí jezera Medard



Obr. 5.1-2 Povodí zbytkové jámy Medard-Libik s vyznačením erozně ohrožených oblastí.

Zdroj podkladového ortofota: CENIA - geoportal.gov.cz.

Hydrologické rekultivace probíhají i v Severočeském hnědouhelném revíru (SHR) – v Chabařovicích (bývalý lom Milada) a na území bývalého lomu Most-Ležáky. S ohledem na variabilitu parametrů jednotlivých oblastí lze tamních poznatků využít i pro projekt Medard – Libík (Svoboda et al. 2008). Z tohoto důvodu jsou další charakteristiky jezera Medard v následující tabulce uvedeny v porovnání se zmiňovanými lomy na Mostecku (Tab. 5.1-5):

	Medard	Chabařovice	Most - Ležáky	Libouš*
Kóta hladiny [m n. m.]	400	145,5	199	275,2
Plocha [ha]	485,5	225	323	1083,2
Objem [mil. m ³]	136,5	35	72,4	248
Max. hloubka [m]	50	23,3	59	75,8
Průměrná hloubka [m]	27,5	15,6	15,6	22,9
Hlavní zdroj napouštění	Ohře - Citice	vlastní povodí	Ohře - Stranná	Krušnohorské potoky, Ohře

* (Josef Kupec, Severočeské doly, a.s. – Chomutov, 2004)

Tab. 5.1-5 Charakteristiky vybraných zbytkových jam v SR a SHR.

Pozn.: hodnoty uvádí i Svoboda et Horáček (1994), přičemž některé údaje se mírně liší. V případě rozdílů tato práce vycházela z publikací novějšího data, tudíž z hodnot uvedených Kovářem et al. (2010a, b) a Rothbauerem et al. (2003), které současně korespondují i s údaji uvedenými na oficiálních internetových stránkách budoucího jezera Medard spravovaných Sokolovskou uhelnou, a.s. www.medard-lake.eu.

5.1.1 Geologické poměry

Sokolovská hnědouhelná pánev náleží ke krušnohorskému bloku Českého masivu. Vznikla ve starších třetihorách¹ tektonickými pohyby, které byly odezvou varisky konsolidovaného Českého masivu na alpsko-karpatské horotvorné pohyby. Narušením zarovnaného reliéfu vznikly na území dnešní Sokolovské pánve rozsáhlé vodní plochy, ve kterých se ukládaly třetihorní sedimenty (Dimitrovský 2001). Důležitou roli hrála rovněž doprovodná vulkanická činnost. Její dozvuky jsou patrné ještě dnes uvolňováním oxidu uhličitého (který je nezbytný pro vznik kyselek), výskytem termálních a minerálních vod na Karlovarsku a seismickou aktivitou na Kraslicku. Podloží Sokolovské pánve je na východě tvořeno horninami karlovarského plutonu – starší „horskou žulou“ a mladší „krušnohorskou žulou“ (Petránek 1993) – a na západě jeho metamorfovaným pláštěm –

¹ paleogén – před 65-23,8 mil. let.

krušnohorským krystalinikem (Pöpperl in Dimitrovský 2001), které tvoří především granity, granidiority, fylity, ruly a svory.

Uhlonosné vrstvy Sokolovské pánve představují tři sloje – Josef, Anežka a Antonín. Uhlotvornou sedimentaci nejstarší sloje Josef přerušila sedimentace vulkanogenního souvrství. Poté následovala sedimentace uhelných slojí Anežka a Antonín. Nejmladší a nejmocnější (20 – 50 m) sloj Antonín tvoří převážnou část uhelných zásob SR.

Ve svrchním miocénu² došlo k sedimentaci cyprisových jíílů (jíílly kompaktní, jíílovité břídlice, jíílly s lístkovitou odlučností) (Obr. 5.1.1-1), které překryly terciérní sedimenty. Mocnost cyprisového souvrství dosahuje v centrální části Sokolovské pánve 182 m. Téměř celé cyprisové souvrství tvoří slabě karbonátické bitumenní jíílovce. Mineralogické a chemické složení v profilu s cyprisovým souvrstvím kolísá v závislosti na postupné denudaci kaolinických zvětralin, ochlazování klimatu a dočasných návratech vulkanismu. V jíílové složce hornin na bázi souvrství dominuje kaolinit. Výše se přidávají illit a sericit, které postupně převládají. Ve svrchní části této jednotky se postupně začíná vyskytovat montmorillonit, místy nontronit a chlorit. Obsah organického uhlíku v sedimentech se pohybuje mezi 1,8 – 6,8 %, ovšem v tenkých polohách bitumenních jíílovců dosahuje až 18 %. Cyprisové jíílly jsou světle hnědé, lístkovitě odlučné, tuhé. Často obsahují schránky skořepatců rodu *Cypris* (odtud jejich název), dále mohou obsahovat shluky rybích šupin, kostí, křemenné gastrolity a konkrce pyritu a pyrhotinu. Nositelem organické hmoty jsou kolonie olejonosých řas *Botryococcus*, exiny navátých pylových zrn, spor a oblaněný plankton (Dimitrovský 2001, Richards et al. 1993).

Cyprisové jíílly dnes představují převážnou část těžných skrývkových zemin, jejichž vhodnost k rekultivaci popsal Štýs (1981) následovně: Do první třídy byly zařazeny omezeně se vyskytující sprašové hlíny. Zeminy vhodné pro zemědělskou rekultivaci jsou zastoupeny sprašovými hlínami, svahovými hlínami, hnědozeměmi a nejlepšími polohami cyprisové a vulkanodetrické série. Pro lesnickou rekultivaci jsou vhodné štěrkopísky, sutě, zeminy cyprisové série a porcelanity. Kompaktní jíílly cyprisové série jsou zeminami vhodnými k melioraci a ozelenění. Konečně do skupiny fytotoxických zemin spadají jíílly ze styku s uhelnou slojí a vyšším podílem uhelné hmoty.

² svrchní miocén – před 23,8-17,5 mil. let.



Obr. 5.1.1-1 Cyprisové jíly s pozůstatky uhlí

Výše uvedenému textu odpovídá i zastoupení typu rekultivací na povodí lomu Medard-Libík, kdy zhruba polovina území (46 %) je určena k zaplavení (hydro-rekultivace), zbylá plocha bude dle plánů zalesněna (49 %), využita zemědělsky převážně jako pastviny (3 %) a zbylá dvě procenta pokryjí ostatní rekultivace (rekreace) (Hrajnohová Gillarová et Pecharová 2009).

5.1.2 Hydrogeologické poměry

Typická pánevní struktura Sokolovské pánve se vyznačuje proměnlivým faciálním vývojem sedimentů a rozčleněním souborů hornin na několik větších kolektorských a izolačních struktur. Kolektory mají artézský charakter s napjatými zvodněmi, které jsou vázané na uloženiny terciérní výplně a na podložní horniny. Jsou vyvinuté v bazálních terciérních sedimentech ve slojovém pásmu a v písčítých polohách cyprisového souvrství. Izolační celek tvoří vulkanogenní souvrství.

Zvodnění mocného souvrství cyprisových jílovců je omezeno jen na svrchní partie a podmíněno přítomností pelokarbonátových³ vložek. Významný izolační celek tvoří hluboké tektonické kry cyprisových jílovců s relativně velkou mocností sedimentů.

³ pelokarbonáty – chudé sedimentární železné rudy. Horniny tmavošedé, rezavě hnědé až černohnědé, vytvářející charakteristické bochníkovité, diskovité a kulovité útvary. Obsahují zpravidla 10-25 % železa, vzácně obsah železa překračuje 30 %. Vedle rudních minerálů se v těchto horninách vyskytují především jílovité minerály, opál, kalcit, dolomit, křemen, pyrit a zbytky organismů.

Hornická činnost, která už proběhla na většině území Sokolovské pánve, významně ovlivnila režim podzemních vod. Kolektory s přerušenou nebo omezenou výměnou vody tak zůstaly vázány jen na sporadické reliktové sloje při bázi souvrství (Rothbauer et al. 2003, Pöpperl in Dimitrovský 2001).

5.1.3 Pedologické poměry

Na Sokolovsku vznikla většina půd z hornin, které neposkytovaly mnoho živin (jíly, jílovce, pískovce, slepence, ruly, fylity, žuly). Při zvětrávání a rozpadu hornin během tvorby půdního profilu je část nerostných látek většími dešťovými srážkami vyluhována a splavena do spodiny, což stojí za výskytem podzolových půd a podzolů. Ve vlastní pánvi převládají půdy jílovité (přes 90 %), zbytek tvoří půdy hlinité, které na okrajích pánve přecházejí přes půdy písčité v horských oblastech až do půd kamenitých. Mocnost svrchního humózního horizontu kolísá mezi 7 a 40 cm s průměrem okolo 19 cm. Proměnlivá je i hloubka půd (Štýs 1981).

Z hlediska zrnitostního složení na území Sokolovské pánve převažují středně těžké půdy (cca 70 %), dále jsou zastoupeny půdy lehké (28 %) a v menší míře půdy těžké (2 %). Z půdních typů na území Sokolovského okresu, dle Komplexního průzkumu půd (KPP), naprosto převládají kambizemě (stejně jako na území celé ČR) – téměř 30% zastoupení v okrese). Dále se vyskytují gleje, luvizemě, fluvizemě, pseudogleje, organozemě. Větší rozlohu zaujímají také člověkem vytvořené antropogenní půdy (antrozemě) vzniklé na výsypkách (Kozák in Dimitrovský 2001). Charakter antrozemí je dán vlastnostmi půdního materiálu, antropogenním vrstvením či míšením materiálu a usměrněním procesu pedogeneze v průběhu rekultivačních melioračních procesů.

5.1.4 Klimatické poměry

Území Sokolovska spadá do dvou klimatických oblastí. Oblast chladná zasahuje do jeho nejsevernějších a do její jižnějších okrajů a je zde představována okrskem mírně chladným C1. Většina území však náleží do oblasti mírně teplé, zastoupené klimatickými okrsky B3 – mírně teplý, mírně vlhký s mírnou zimou, pahorkatinný (většina území pánve, včetně povodí Medardu) a B5 – mírně teplý, mírně vlhký, vrchovinný (jižní okraj Krušných hor a severní okraje Slavkovského lesa).

Průměrná roční teplota se pohybuje v rozmezí 5,1 – 7,2°C. Nejvyšší průměrné teploty připadají na červenec (14,5 až 16,5°C), nejnižší pak na leden (-1,8 až 4,0°C). Průměrný roční úhrn srážek odpovídá hodnotám 526 – 947 mm. V celoročním průměru byly nejvyšší srážky zaznamenány v červenci (78 až 103 mm), nejnižší v únoru a březnu (26 až 76 mm).

Klimatické údaje byly převzaty z Atlasu podnebí ČR. Pro přehlednost byly po vzoru Rothbauera et al. (2003) jednotlivé údaje zaneseny do tabulky 5.1.4-1:

UKAZATEL	KLIMATICKÁ OBLAST				
	okrsek B			okrsek C	
	B3	B5 severní část	B5 jižní část	C1 Krušné hory	C1 Slavkov. les
Průměrný roční úhrn srážek [mm]	625	768	526	848	787
Průměrná roční teplota [°C]	7,2	6,5	6,3	5,3	5,1
Prům. délka vegetačního období [den]	140	135	130	125	120
Počet dnů se srážkami < 1 mm	15	17,5	17,5	25	25
Počet dnů se srážkami < 10 mm	100	115	115	130	130
Průměr. vlhkost vzduchu [%]	77-82	77-82	77-82	85-90	80-85

Tab. 5.1.4-1 Klimatické údaje Sokolovska

5.2 Hodnocení hydrologické bilance povodí jezera Medard modelem WBCM

Hydrologická bilance je jedním z výchozích materiálů pro stanovení managementu povodí, zvláště v případě hydrologických rekultivací. Z vodařského hlediska je pro hydro-rekultivace zásadní především otázka zdroje vody pro napouštění a její kvality. Kvalitu vody, jež může být zásadně ovlivněna smyvem sedimentu, je třeba zohlednit především v případech bezodtokých zbytkových jam, kterou je i bývalý lom Medard-Libík. V případě kvantity se vychází z hydrologické a vodohospodářské bilance daného povodí, pro jejichž výpočet se používají hydrologické bilanční modely. V této práci byl využit model WBCM (Kovář et al. 2010, Kulhavý et Kovář 2002). Potřebná vstupní data poskytla plzeňská pobočka Českého hydrometeorologického ústavu. Hydrologická bilance byla stanovena pro tři hydrologické roky: normální (2001), mokrý (2002) a suchý (2003) (Kovář et al. 2010, Šimková 2012). Kladná hydrologická bilance současně zaručuje příznivé vláhové podmínky pro růst vegetace zakládáné v rámci zemědělských a lesnických rekultivací.

Model WBCM je klasifikován jako model deterministický, koncepční, celistvý, nelineární⁴. Jeho parametry jsou pravděpodobnostně rozděleny po ploše povodí tak, aby mohla být zachována jejich plošná variabilita. Každý kapacitní element modelu reprezentuje přirozenou zásobu vody v jednotlivých vertikálních subsystémech hydrologického profilu.

Model byl navržen pro studium jednotlivých komponent hydrologické bilance v závislosti na změnách hospodářského využití povodí. Simuluje denní bilanční hodnoty ve vegetačním období – kritickém období pro vznik vláhových deficitů – a uvažuje všechny podstatné interakce mezi

⁴ Reprezentuje nelineární systémy popsané nelineárními diferenciálními rovnicemi. Odezva těchto systémů na rozdíl od lineárních modelů nezávisí jen na chování systému (tj. jeho transformační funkci), ale i na intenzitě vstupu (Kulhavý et Kovář 2002).

jednotlivými zónami, tj. vegetační, nenasycenou a nasycenou zónou. Kapacity všech zón respektují různorodost přirozených hydrologických podmínek povodí. Model ve většině zón uvažuje lineární rozdělení těchto kapacit kolem jejich průměrných hodnot. Struktura modelu respektuje fyzikální principy, podle nichž dochází k interaktivním hydrologickým procesům (evapotranspiraci, intercepci, infiltraci a tvorbě přímého a základního odtoku). Nedílnou součástí modelu je automatická optimalizace parametrů v jeho identifikační fázi. Aplikační verze modelu WBCM optimalizuje tři parametry (*S_{MAX}*, *G_{WM}*, *B_K*).

Model pracuje s denními hydrometeorologickými daty a ve vzájemné interakci řeší následující dílčí hydrologické procesy:

- potencionální evapotranspiraci,
- intercepci,
- tvorbu povrchového odtoku a jeho transformaci,
- dynamiku nenasycené zóny a skutečnou evapotranspiraci,
- dynamiku nasycené zóny a celkový odtok.

Hydrologická bilance byla stanovena pro celé povodí bývalého lomu Medard-Libík (Obr. 5.1-2). Výpočet hydrologické bilance pomocí modelu WBCM vycházel z bilanční rovnice 5.2-1:

$$SRAIN = AE + STF \pm \Delta W \quad (5.2-1)$$

kde	<i>SRAIN</i>	...	výška srážek [mm],
	<i>STF</i>	...	výška celkového odtoku [mm],
	<i>AE</i>	...	skutečný (aktuální) výpar [mm],
	ΔW	...	výsledná změna objemu podpovrchových vod [mm].

Proces je popsán rekurzivními vztahy respektujícími plošnou proměnlivost lokálních hodnot parametrů pórovitosti (*POR*) a polní vodní kapacity (*FC*) nenasycené zóny. Model simuluje hydrologickou bilanci se třinácti parametry:

<i>AREA</i>	plocha povodí [km ²]
<i>FC</i>	parametr charakterizující „průměrnou“ hodnotu kapacity oblasti nenasycené (kořenové) zóny [-]
<i>POR</i>	parametr charakterizující „průměrnou“ hodnotu pórovitosti nenasycené (kořenové) zóny [-]
<i>DROT</i>	parametr hloubky aktivní kořenové zóny [mm]
<i>WIC</i>	horní limit kapacity intercepce [mm]
<i>ALPHA</i>	parametr vyjadřující nelineární plnicí proces nenasycené zóny [-]
<i>SMAX</i>	parametr reprezentující maximální kapacitu nenasycené zóny [mm]
<i>GWM</i>	parametr reprezentující maximální aktivní kapacitu nasycené zóny v sousedním vodním proudu [mm]
<i>CN</i>	číslo odtokové křivky [-]
<i>P1, P2, P7</i>	parametry ovlivňující dynamiku nenasycené zóny: plnicího (P2) a vyprazdňovacího (P1 a P7) procesu [-]
<i>BK</i>	parametr transformace základního odtoku [den].

Cílem modelu je zejména simulace dynamiky půdní vlhkosti v aktivní a nenasycené zóně, územního výparu a denních odtoků. Změny zásob podzemních vod jsou simulovány pouze koncepčně, zejména s ohledem na tvorbu základního odtoku.

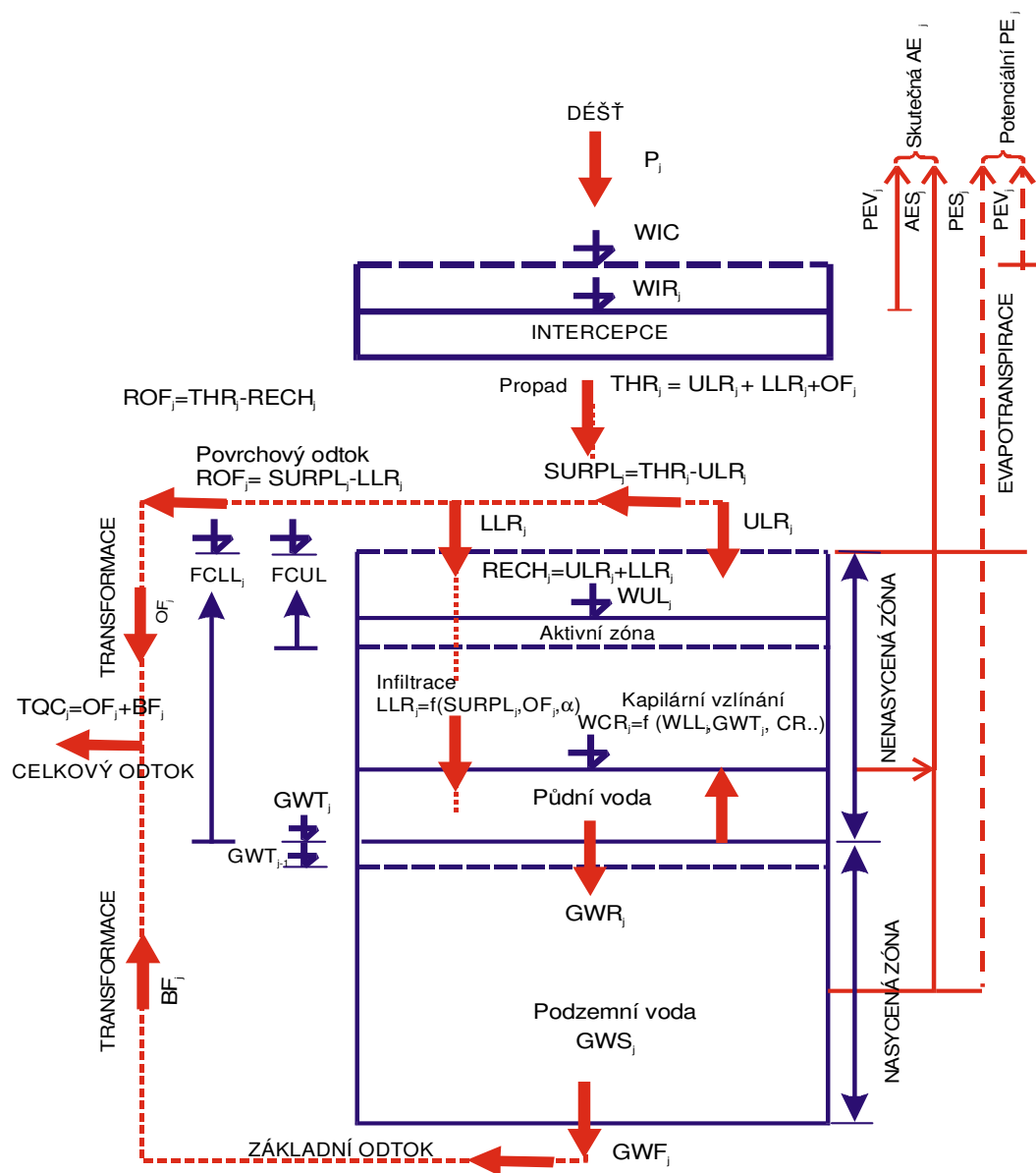
Pro řešení evapotranspirace model WBCM uvažoval výpar z volné hladiny *SAE_w* a aktuální evapotranspirace z pevninské části povodí *SAET* (Penman 1948, Monteith 1965). Celková územní evapotranspirace *SAE* tak byla rovna:

$$SAE = SAE_w + SAET \quad (5.2 -2)$$

Odtoková část byla řešena pro celkový odtok z pozemní části povodí *STF* výpočtem dynamiky obou částí, přímého odtoku *SOF* a základního odtoku z nasycené zóny *SBF*:

$$STF = SOF + SBF \quad (5.2 -3)$$

Jednotlivé složky bilance byly vypočteny v denním kroku (a následně přepočteny pro dekády, měsíce a roky). Koncepce modelu je zachycena na Obr. 5.2-1.



Obr. 5.2-1 Koncepte modelu WBCM (Kulhavý et Kovář 2002).

5.3 Simulace povrchového odtoku modelem KINFIL

Modelové simulace povrchového odtoku byly provedeny pro základní scénář 1 (holá půda bez aplikace jakýchkoli ochranných opatření) a pro scénáře s aplikací opatření pro regulaci povrchového odtoku a eroze. Konkrétně se jednalo o dva typy přírodních protierozních geotextilií, jejichž vliv na povrchový odtok a erozi půdy byl zkoumán v terénních i laboratorních podmínkách při zatížení simulovaných deštěm (Kalibová et al. 2016). Dalším krokem ve výzkumu bylo testování možnosti modelovat vliv daných protierozních geosyntetik matematickými modely, což bylo náplní této disertace. Podrobněji o aplikovaných geotextiliích pojednává kapitola 5.3.4.

Simulace proběhly pro doby opakování návrhových dešťů $N = 2, 5, 10, 20, 50$ a 100 let a pro doby jejich trvání $t_d = 10, 20, 30, 60, 90$ a 120 minut. Výstupem modelu KINFIL byly hyetogramy efektivních dešťů a výsledné hydrogramy povrchového odtoku pro jednotlivé scénáře.

Simulace povrchového odtoku byla provedena pro dílčí část povodí (část svahu) vybranou na základě terénního průzkumu. Kritériem pro výběr plochy byla sklonitost svahu, kvalita vegetačního pokryvu a zámky erozního působení povrchového odtoku. Vybranou plochu zachycují obrázky 5.3-1 – 5.3-5. Jedná se o svah o délce 30 m, šířce 15 m a sklonu 20% na souřadnicích GPS $50.1722806N, 12.5845692E$. Rovinné území nad horní hranou svahu je již plně kryto vzrostlou vegetací setou během rekultivačních prací v letech $2012 - 2015$ (Obr. 5.3-3). Pravděpodobně vlivem erozního působení na zkoumaném svahu došlo k téměř úplné ztrátě vegetačního pokryvu (Obr. 5.3-4) a následné tvorbě rýhové eroze na níže položeném svahu. Rozsah největší rýhy na modelovém svahu je zachycen na Obr. 5.3-5.



Obr. 5.3-1 Modelový svah zasažený rýhovou erozí v povodí jezera Medard.



Obr. 5.3-2 Detail rýhové eroze na modelovém svahu v povodí jezera Medard



Obr. 5.3-3 Kontrast ve vegetačním pokryvu nad modelovým svahem a na svahu.

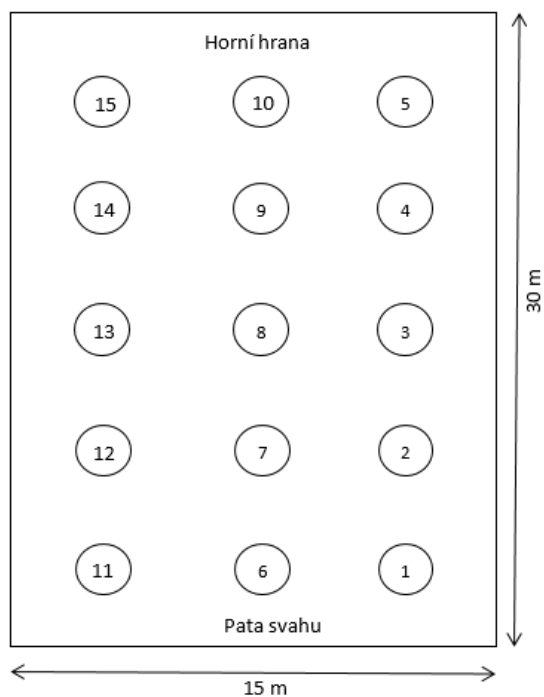


Obr. 5.3-4 Detail povrchu modelového svahu zbaveného vegetace.



*Obr. 5.3-5 Rozsah největší erozní rýhy na modelovém svahu
v povodí jezera Medard.*

Na zvolené lokalitě byly v horní, střední a spodní části svahu odebrány porušené vzorky zeminy pro stanovení zrnitosti. V pravidelné síti bylo odebráno 15 neporušených vzorků zeminy do Kopeckého válečků. Schéma odběrů ukazuje Obr. 5.3-6. V horní hraně a patě svahu pak proběhly infiltrační pokusy dvouválcovou metodou (viz níže kapitola 5.3-1).



*Obr. 5.3-6 Schéma prostorového uspořádání
odběrů půdních vzorků na modelovém svahu
povodí jezera Medard*

Schéma vstupních dat pro model KINFIL podrobně popisuje Kovář et Vaššová (2011). Z hlediska stanovištních charakteristik se ve zkratce jedná o nasycenou hydraulickou vodivost, sorptivitu, celkový úhrn přívalové srážky, dobu trvání přívalové srážky a číslo odtokové křivky *CN* pro část INFIL (stanovení efektivního deště) a dále charakteristiky svahu (délka, šířka, sklon), výskyt případných překážek proudění povrchového odtoku a Manningovu drsnost povrchu svahu pro část KIN (transformaci přímého odtoku).

5.3.1 Půdní charakteristiky

Pro zjištění infiltračních a hydrofyzikálních vlastností půdy na zkoumané ploše a vstupních dat pro model KINFIL byla na pokusném svahu provedena terénní měření infiltrace a odběr porušených a neporušených půdních vzorků.

Nasycená hydraulická vodivost K_s [$\text{mm}\cdot\text{min}^{-1}$] byla stanovena z neporušených půdních vzorků laboratorním permeametrem (Eijkelkamp 2013). Průměrná hodnota K_s byla stanovena na $12,24 \text{ mm}\cdot\text{min}^{-1}$. Vzorky však vykazovaly značný rozptyl hodnot, které se pohybovaly v rozmezí $0,29 - 52,06 \text{ mm}\cdot\text{min}^{-1}$. Příčinou této variability je pravděpodobně uměle vrstvený půdní profil tvořený směsí nadložních zemín, typický pro oblasti výsypek (Frouz et al. 2008, Guebert et Gardner 2001, Nicolau 2002). Hodnoty však odpovídají charakteristikám povodí lomu Medard (viz Tab. 5.1-3). Pro simulace byla zvolena nejnižší hodnota K_s , jelikož zastupuje scénář nejvyššího erozního ohrožení pokusného svahu. Z hodnot hmotnosti vzorků při odběru, při plném nasycení a po vysušení (24 h při $105 \text{ }^\circ\text{C}$) bylo možné stanovit průměrné hodnoty počáteční hmotnostní vlhkost půdy při odběru (22,5 %), objemovou hmotnost ($1,36 \text{ g}\cdot\text{cm}^{-3}$) a pórovitost (24,2 %).

Cílem měření infiltrace bylo vyhodnocení parametrů Richardsonovy infiltrační rovnice (Kutílek et Nielsen 1994) a Philipova řešení nestacionární infiltrace (Philip 1957). Pro regresní stanovení hodnot sorptivity S [$\text{mm}\cdot\text{min}^{-0,5}$] (sorptivita stanovená při polní vodní kapacitě), byla použita rovnice (5.3-1) vyjadřující kumulativní infiltraci $i(t)$ [m]:

$$i(t) = S \cdot t^{\frac{1}{2}} + K_s \cdot t \quad (5.3.1-1)$$

Intenzitu (rychlost) infiltrace $v(t)$ lze získat derivací rovnice (5.3.1-1) v čase, kdy platí rovnice (5.3.1-2):

$$v(t) = \frac{1}{2}S \cdot t^{-\frac{1}{2}} + K_s \quad (5.3.1-2)$$

Použití rovnic (5.3-1) a (5.3-2), tzv. Philipových infiltračních rovnic (Philip 1957), k popisu infiltračního procesu na zájmové ploše bylo ověřeno ve vědecké i inženýrské vodohospodářské praxi

a je možno říci, že vhodným způsobem aproximují skutečné přírodní infiltrační procesy v nenasyceném porézním prostředí (Kovář et al. 2011a).

Pokud rovnici (5.3.1-1) vydělíme hodnotou času t , získáme tvar:

$$\frac{i(t)}{t} = S \frac{1}{\sqrt{t}} + K_s \quad (5.3.1-3)$$

Z měřených hodnot kumulativní infiltrace byla určena hodnota sorptivity S , která zůstává jedinou neznámou v podobě směrnice přímky definované rovnicí (5.3-3). Průměrná hodnota sorptivity byla stanovena na $S = 1.06 \text{ mm} \cdot \text{min}^{-0.5}$.

Hodnota CN křivky byla stanovena dle Kováře et al. (2010b), jenž vycházel ze standardních tabulek (Janeček et al., 2002; Ponce, Hawkins, 1996) s uvažováním hydrologické půdní skupiny „C“ (USDA SCS, 1985, 1986). Hodnota CN pro pokusný svah byla s ohledem na minimální vegetační pokryv stanovena na $CN = 85$ (viz Tab. 5.1-4) jako pro industriální půdy.

5.3.2 Návrhové srážky

Jelikož zkoumaná lokalita Medard-Libík nedisponuje vlastní meteorologickou stanicí, byla k určení krátkých přívalových (návrhových) dešťů využita metoda redukce jednodenních maximálních srážkových úhrnů (Hrádek et Kovář 1994) nejbližší srážkoměrné stanice, kterou jsou Karlovy Vary (Šamaj et al. 1983). Hodnoty těchto úhrnů pro dobu opakování $N = 2, 5, 10, 20, 50$ a 100 let uvádí tabulka 5.4-1:

Doba opakování N	[roky]	2	5	10	20	50	100
Návrhový déšť $P_{1d,N}$	[mm]	27,5	37,5	44,0	50.6	58.8	65.3

Tab. 5.3.2-1: Maximální denní úhrny srážek s dobou opakování N let $P_{1d,N}$ pro stanici Karlovy Vary

Z výše uvedených jednodenních maximálních úhrnů $P_{1d,N}$ byly modelem DES_RAIN (Vaššová et Kovář 2013) za použití rovnic (5.3.2-1) a (5.3.2-2) vypočteny redukované srážkové úhrny pro krátké doby trvání deště a různé doby opakování. Model DES_RAIN je volně přístupný v EXCEL verzi na webové stránce FŽP ČZU v Praze.

$$P_{t,N} = P_{1d,N} \cdot a \cdot t^{1-c} \quad (5.3.2-1)$$

$$i_{t,N} = P_{1d,N} \cdot a \cdot t^{-c} \quad (5.3.2-2)$$

kde:

$P_{t,N}$... srážkový úhrn pro dobu trvání deště t a průměrnou dobu opakování N [mm]

$P_{1d,N}$... jednodenní maximální srážkový úhrn pro dobu opakování jednou za N let [mm]

a, c ... redukční oblastní parametry závislé na periodicitě výskytu [-]

t ... doba trvání výpočtového návrhového deště [min]

$i_{t,N}$... intenzita návrhového deště o krátké době trvání [$\text{mm}\cdot\text{min}^{-1}$]

Redukční koeficienty a, c byly odvozeny podle metodiky (Hrádek et Kovář 1994). Vypočtené výšky přívalových dešťů a intenzity návrhových dešťů ukazují Tab. 5.3.2.-2 a 5.3.2-3 zpracované v závislosti na době trvání a době opakovaná dešťů:

	N [roky]	t [min]					
		10	20	30	60	90	120
$P_{t,N}$ [mm]	2	9.09	11.18	12.62	14.60	15.81	16.76
	5	13.15	16.33	18.53	22.26	24.11	25.52
	10	15.84	20.10	23.11	27.60	29.89	31.61
	20	19.23	24.55	28.31	34.01	36.83	38.92
	50	23.55	30.26	35.05	42.55	46.09	48.84
	100	26.79	34.74	40.45	49.01	53.08	56.14

Tab. 5.3.2-2 Výška návrhových srážek $P_{t,N}$ (mm) krátkého trvání t (min) pro dobu opakování N let ve stanici Karlovy Vary.

	N [roky]	t [min]					
		10	20	30	60	90	120
$i_{t,N}$ ($\text{mm}\cdot\text{min}^{-1}$)	2	0.91	0.56	0.42	0.24	0.18	0.14
	5	1.32	0.82	0.62	0.37	0.27	0.21
	10	1.58	1.00	0.77	0.46	0.33	0.26
	20	1.92	1.23	0.94	0.57	0.41	0.32
	50	2.35	1.51	1.17	0.71	0.51	0.41
	100	2.68	1.74	1.35	0.82	0.59	0.47

Tab. 5.3.2-3 Intenzita návrhových srážek $i_{t,N}$ [mm] krátkého trvání t (min) pro dobu opakování N let ve stanici Karlovy Vary.

5.3.3 Převod návrhové srážky na efektivní dešť – část INFIL

První modul modelu KINFIL (část INFIL) převádí návrhovou přívalovou srážku (Tab. 5.3.2-2) na efektivní dešť. Pro simulace byl uvažován nulový počáteční průtok povrchového odtoku a parametry

$K_s = 0.29 \text{ mm} \cdot \text{min}^{-1}$, $S = 1.06 \text{ mm} \cdot \text{min}^{-0.5}$, návrhové srážky P (viz Tab. 5.3.2-2), $t_d = 10, 20, 30, 60, 90, 120$ min a $CN = 85$.

5.3.4 Transformace povrchového odtoku – část KIN

Druhý modul modelu KINFIL (část KIN) převádí efektivní déšť na povrchový odtok. Vstupem byly hyetogramy z modulu INFIL, charakteristiky geometrie svahu (délka $L = 30$ m, šířka $B = 15$ m, sklon $s = 0,20$), Manningova drsnost byla dle stanovena dle tabulek z odborné literatury (viz kapitola 2.1.4). Pro holou půdu (scénář 1) $n = 0,01$.

Do jednotlivých scénářů protierozních opatření měly dle původního plánu vstoupit tři typy přírodních geotextilií, jejichž vliv na povrchový odtok byl sledován v laboratorních podmínkách na nepropustném podloží (Kalibová et al. 2016). Jednalo se o jutovou protierozní síť o plošné hmotnosti $500 \text{ g} \cdot \text{m}^2$ (J500), kokosovou protierozní síť o plošné hmotnosti $700 \text{ g} \cdot \text{m}^2$ (C700) a kokosovou protierozní síť o plošné hmotnosti $400 \text{ g} \cdot \text{m}^2$ (C400). Motivací k této volbě byla možnost ověření laboratorních výsledků v terénu. Vlastnosti jednotlivých geotextilií (dále jen GTX) uvádí tabulka 5.3.4-1. Manningova drsnost pro jednotlivé povrchy byla určena jakou součet drsnosti holé půdy a drsnosti samotné geotextilie (viz GIR v Tab. 2.1.4 – 2). Pro J500 $n = 0,213$; pro C700 $n = 0,078$. Pro kokosovou síť C400 povrchový odtok nakonec simulován nebyl z důvodu nedostupnosti údajů o navýšení Manningovy drsnosti při aplikaci této geotextilie. Současně bylo doloženo (Kalibová et al. 2016), že při srovnání efektivity jednotlivých sítí a jejich vlivu na povrchový odtok vykazuje C400 nižší účinek než zbylé dvě geotextilie (J500 a C700).

Geotextilie	1 – jutová síť	2 – kokosová síť	3 - kokosová síť
Značení	J500	C400	C700
Materiál	100% jutové vlákno	100% kokosové vlákno	100% kokosové vlákno
Popis	tkaná biodegradabilní síť	tkaná biodegradabilní síť	tkaná biodegradabilní síť
Plošná hmotnost [$\text{g} \cdot \text{m}^2$]	500	400	700
Rozměr oka [$\text{mm} \times \text{mm}$]	15×15	35×35	20×20
Tloušťka [mm]	2	7	8
Pokryvnost [%]	60	65	50
Životnost [roky]	1 - 2	3 - 4	3 - 7
Prům. cena [$\text{EUR} \cdot \text{m}^2$]*	0.61 – 0.96	0.89 – 1.29	1.29 – 2.09

* Data od různých dodavatelů GTX.

Tab. 5.3.4 – 1 Popis vlastností testovaných geotextilií.

5.4 Simulace erozního ohrožení modelem KINFIL

Pro stanovení erozní ohroženosti pokusných ploch jednotlivými návrhovými dešti s dobou opakování N let a dobou trvání t_d , které byly dle simulací vyhodnoceny jako rizikové, byl opět použit model KINFIL. Kromě hydraulických hloubek vodního proudu h a jeho rychlostí v (obě v 2D rozměru) byly řešeny i hodnoty tangenciálního napětí τ_0 (viz Rovnice 2.2-1). Tyto byly porovnány s kritickou hodnotou τ_k pro holou půdu, jež byla odvozena z práce Gilley et al. (1993) jako $\tau_k = 2,22$ Pa.

6 Výsledky a diskuze

6.1 Hydrologická bilance

Výsledky simulací modelem WBCM potvrdily kladnou hydrologickou bilanci ve všech sledovaných letech: 2001 (normální rok), 2002 (mokrý rok), 2003 (suchý rok). Roční bilanci uvádí tabulka 6.1-1.

Komponent hydrologické bilance	rok 2001	rok 2002	rok 2003
	[mm]	[mm]	[mm]
Srážky (SP)	565,6	692,0	529,1
Celkový odtok (STF)	53,1	95,1	110,6
z toho: přímý odtok (SOF)	26,4	62,4	88,6
Potenciální evapotranspirace (SPE)	390,3	408,0	430,6
Aktuální evapotranspirace (SAE)	349,3	365,8	344,3
Změna dotace nenasycené zóny (ASM)	-87,6	-78,7	-130,0
Změna dotace nasycené zóny (GWR)	281,1	343,1	226,5
Čistá dotace nasycené zóny (SNGWR)	254,3	310,4	204,5
Celková dotace podzemních vod (ΔW)	166,7	231,7	74,5
Chyba bilance (ER) v mm	-3,6	-0,6	-0,3
Chyba bilance (ER) v %	-0,6	-0,1	-0,1

Tab. 6.1-1 Roční hydrologická bilance povodí Medard pro směrodatné roky 2001 – normální, 2002 – mokrý, 2003 – suchý (Kovář et al. 2010, Šimková 2012).

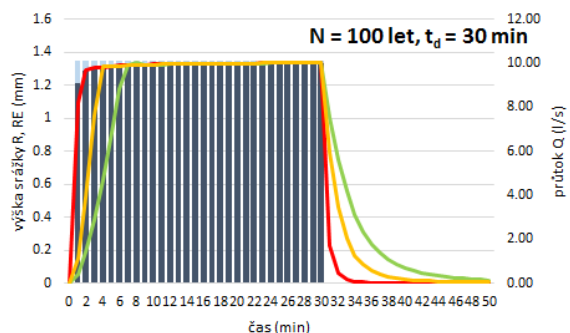
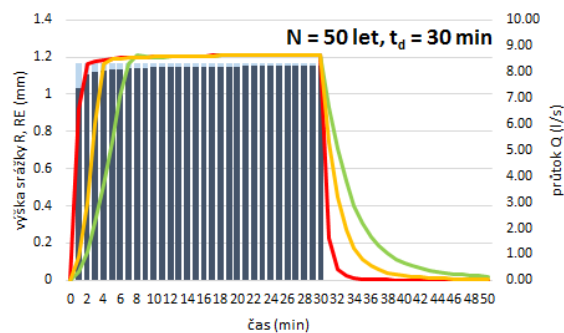
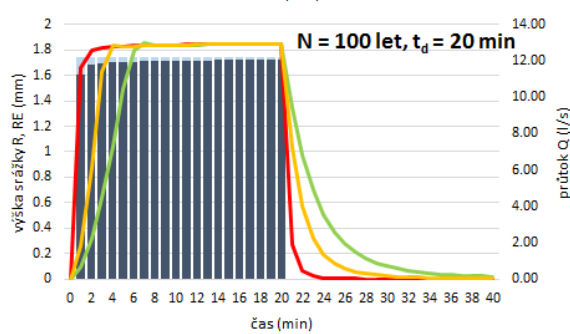
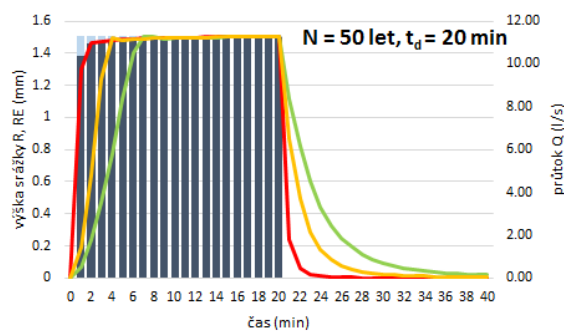
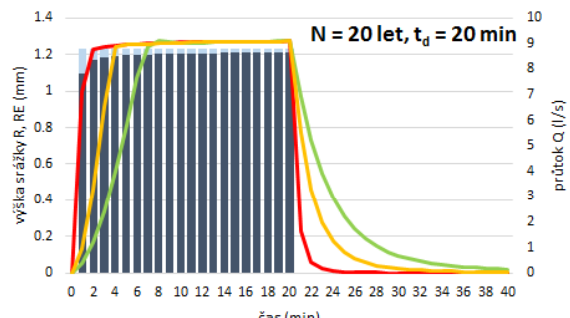
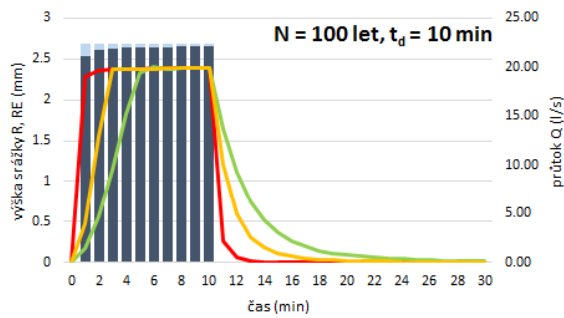
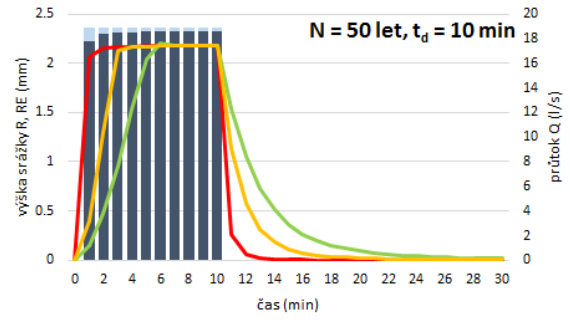
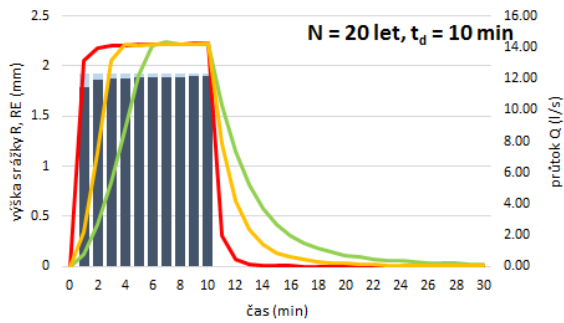
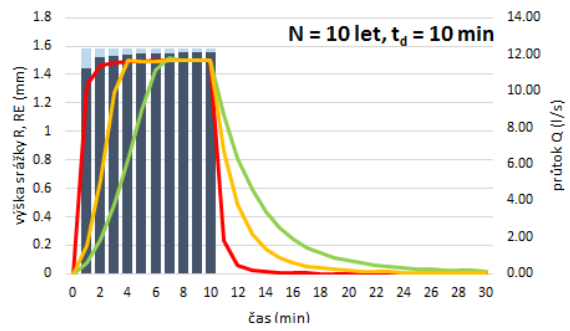
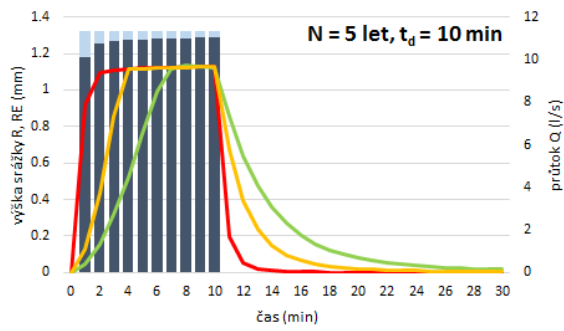
Z pohledu vegetačního vývoje je tedy povodí bývalého lomu nakloněno zemědělské i lesnické rekultivaci. Nicméně pro dosažení cíle hydrologické rekultivace, tedy zaplnění zbytkové jámy vodou v horizontu několika let, není povodí schopno poskytnout dostatečnou zásobu vody a je nezbytná externí dotace z řeky Ohře (Kovář et al. 2010, Šimková 2012). V současné době (únor 2016) zbývá do konečné kóty hladiny necelých 7 m. Důvodem zdržení napouštění byla nutnost regulace přítoku z řeky Ohře jednak pro zachování minimálních průtoků v řece během suchého roku 2015, jednak kvůli kvalitě vody v řece ovlivněné daným suchým obdobím.

6.2 Simulace povrchového odtoku

Pro modelový svah v povodí bývalého lomu Medard bylo provedeno celkem 108 matematických simulací povrchového odtoku modelem KINFIL, a to pro tři scénáře: 1. holá půda bez jakýchkoli protierozních opatření (stávající situace), 2. holá půda krytá jutovou protierozní sítí (J500) a 3. holá půda krytá kokosovou protierozní sítí (C700). Řešeny byly infiltrace a hyetogramy efektivních dešťů, jejich transformace do finálních hydrogramů a navýšení kritické hodnoty tangenciálního napětí po aplikaci vybraných geotextilií.

Všechny návrhové srážky vyvolaly povrchový odtok, ovšem z hlediska tangenciálního napětí se jako erozně nebezpečné (aktuální hodnota tangenciálního napětí na holé půdě překročila kritickou hodnotu 2,2 Pa) jevíly pouze srážky s následující dobou trvání t_d (min) a dobou opakování N (let): pro $N = 5$, $t_d = 10$; pro $N = 10$, $t_d = 10$; pro $N = 20$, $t_d = 10, 20$; pro $N = 50$, $t_d = 10, 20, 30$; pro $N = 100$, $t_d = 10, 20, 30$.

Výsledné hydrogramy povrchového odtoku z modelového svahu pro erozně nebezpečné deště dokumentuje Obr. 6.2-1.



— R — RE — Q (půda) — Q (J500) — Q (C700)

— R — RE — Q (půda) — Q (J500) — Q (C700)

Obr. 6.2-1 Hydrogramy modelového svahu v povodí Medard pro scénář 1: holou půdu, scénář 2: půdu krytou jutovou sítí (J500) a scénář 3: půdu krytou kokosovou sítí (C700), kde R je výška návrhové srážky (mm), RE je výška efektivního deště (mm).

Odtoková odezva na přivalovou srážku (doba zdržení) byla dle modelu KINFIL při všech scénářích velmi rychlá. Jako příčinu lze vidět nízkou hodnotu K_s a poměrně vysokou měrnou hmotnost půdy, která bývá typická pro uměle vrstvené svahy. Velmi krátká doba zdržení na holé půdě dokládá fakt, že i krátké přivalové srážky vyvolají povrchový odtok, případně erozi půdy (Cerdà et al. 2009). Oproti laboratorním simulacím deště na umělém nepropustném svahu ošetřeném geotextiliemi (Kalibová et al. 2016) nebyl z výsledků patrný výrazný rozdíl v době zdržení mezi holou půdou (kontrolní plochou) a plochou ošetřenou geotextilií. Stejně jako v pilotní studii možnosti využití modelu KINFIL pro simulaci vlivu geotextilií na povrchový odtok založené na laboratorních simulacích deště (Šimková 2014) lze tedy usuzovat, že model KINFIL není dostatečně jemný pro simulaci rozdílů v době zdržení v řádu sekund až minut, které byly doloženy během terénních simulací deště na půdním podkladu (Kalibová et al. 2016, Shao et al. 2014, Sutherland et Ziegler 2007). Což ovšem nesnižuje jeho kvality v procesu simulace kulminačního průtoku a tangenciálního napětí – viz níže. Vyšší přesnosti modelu v simulaci doby zdržení by se teoreticky dalo dosáhnout snížením výpočetního kroku modelu pod jednu minutu. V měřítku srážko-odtokového procesu v povodí a důležitosti hodnot kulminačních průtoků v porovnání s dobou zdržení se to však jeví jako zbytečné.

Po aplikaci protierozních geotextilií nedošlo k výraznému snížení kulminačních průtoků (Tab. 6.2-1), ovšem nástup hodnot blízkých kulminaci byl díky kokosové síti C700 v průměru posunut o 2 minuty a díky jutové síti J500 o 5 minut. Obdobné chování bylo sledováno i při laboratorním testování vlivu geotextilií na povrchový odtok způsobený simulovaným deštěm (Kalibová et al. 2016, Shao et al. 2014, Sutherland et Ziegler 2007), případně terénních simulacích (např. Cerdà et al. 2009). Důvodem je pravděpodobně schopnost přírodních vláken geotextilií absorbovat vodu, která je zvláště významná v případě jutových vláken. Gosh (2014) dokládá až 5tinásobný nárůst hmotnosti jutových sítí v důsledku absorpce vody.

Návrhový déšť			Efektivní déšť	Kulminační průtok		
Doba opakování	Doba trvání	Výška	Výška	holá půda	J500	C700
N [roky]	t_d [min]	R [mm]	RE [mm]	Q [l.s ⁻¹]	Q [l.s ⁻¹]	Q [l.s ⁻¹]
5	10	13.15	12.67	9.67	9.64	9.67
10	10	15.84	15.36	11.69	11.66	11.68
20	10	19.23	18.75	14.23	14.22	14.23
20	20	24.55	23.84	9.09	9.09	9.09
50	10	23.55	23.07	17.48	17.46	17.47
50	20	30.26	29.65	11.28	11.27	11.28
50	30	35.05	34.15	8.66	8.65	8.66
100	10	26.79	26.31	19.91	19.90	19.91
100	20	34.74	34.03	12.93	12.92	12.92
100	30	40.45	39.55	10.02	10.01	10.01

Tab. 6.1-1 Hodnoty kulminačních průtoků pro scénáře 1: holá půda, 2: holá půda krytá jutovou sítí J500 a 3: holá půda krytá kokosovou sítí C700.

Z pohledu zakládání vegetace (budoucí protierozní ochrany povrchu svahu) lze jako přínos hodnotit i tvar sestupné větve hydrogramu jednotlivých sítí, především J500. Pozvolnější uvolňování absorbované vody kromě ochrany půdních částic a osiva před erozí podporuje proces infiltrace a poskytuje lepší vláhové podmínky pro růst vegetace úpravou vlhkostních poměrů v období po dešti.

Protierozní účinek testovaných protierozních opatření byl hodnocen na základě hodnot tangenciálního napětí při jednotlivých scénářích. Tab. 6.2-2 uvádí výsledné kritické hodnoty simulované pro scénáře 2 (J500) a 3 (C700) v porovnání s kritickou hodnotou tangenciálního napětí pro holou půdu (scénář 1).

Návrhový déšť R			Efektivní déšť	Kritické hodnoty tangenciálního napětí		
Doba opakování	Doba trvání	Výška	Výška	holá půda	J500	C700
N [roky]	t_d [min]	R [mm]	RE [mm]	τ_k [Pa]	τ_k [Pa]	τ_k [Pa]
5	10	13.15	12.67	2.22	15.43	8.47
10	10	15.84	15.36	2.22	17.29	9.49
20	10	19.23	18.75	2.22	19.47	10.68
20	20	24.55	23.84	2.22	14.90	8.16
50	10	23.55	23.07	2.22	22.03	12.07
50	20	30.26	29.65	2.22	16.94	9.29
50	30	35.05	34.15	2.22	14.47	7.93
100	10	26.79	26.31	2.22	23.82	13.05
100	20	34.74	34.03	2.22	18.39	10.08
100	30	40.45	39.55	2.22	15.78	8.65

Tab. 6.2-2 Parametry erozně nebezpečných návrhových dešťů a kritické hodnoty tangenciálního napětí pro scénáře 1: holá půda, 2: holá půda krytá jutovou sítí J500 a 3: holá půda krytá kokosovou sítí C700.

Pro názornost byly dané hodnoty vyjádřeny také jako procentuální podíl scénáře 1 – holé půdy (Tab. 6.2-3). Kokosová síť navýšila hodnotu 3-6tinásobně, jutová síť 6-10tinásobně.

Návrhový déšť			Efektivní déšť	Kritické hodnoty tangenciálního napětí		
Doba opakování	Doba trvání	Výška	Výška	holá půda	J500	C700
N [roky]	t_d [min]	R [mm]	RE [mm]	τ_k [%]*	τ_k [%]*	τ_k [%]*
5	10	13.15	12.67	100	695	382
10	10	15.84	15.36	100	779	427
20	10	19.23	18.75	100	877	481
20	20	24.55	23.84	100	671	368
50	10	23.55	23.07	100	992	544
50	20	30.26	29.65	100	763	418
50	30	35.05	34.15	100	652	357
100	10	26.79	26.31	100	1073	588
100	20	34.74	34.03	100	828	454
100	30	40.45	39.55	100	711	390

* vyjádřeno jako procentuální podíl holé půdy.

Tab. 6.2-3 Parametry erozně nebezpečných návrhových dešťů a kritické hodnoty tangenciálního napětí pro scénáře 1: holá půda, 2: holá půda krytá jutovou sítí J500 a 3: holá půda krytá kokosovou sítí C700, vyjádřeno v procentuálním podílu scénáře 1.

Na rozdíl od vlivu na objem povrchového odtoku, který není nijak významný, mohou přírodní geotextilie výrazně (3 – 10tinásobně) zvýšit odolnost povrchu svahu vůči eroznímu působení povrchového odtoku. Zajímavý je také fakt, že efektivita jednotlivých sítí stoupá s rostoucí periodicitou návrhové srážky, resp. intenzitou deště. Stejný závěr byl publikován i v zahraničních studiích (Álvarez-Mozos et al. 2014, Morgan 2005). Příčina leží pravděpodobně opět v absorpční kapacitě geotextilií a jejich flexibilitě, tedy schopnosti přizpůsobit se nerovnostem terénu. Jak bylo zmíněno výše (kapitola 3), zásadní pro správné fungování protierozních geotextilií je jejich pevné ukotvení na svahu a přilnutí k půdnímu povrchu (Chen et al. 2011, Midha et Suresh Kumar 2013). S absorpcí vody narůstá hmotnost geotextilie, která je následně vlastní vahou tlačena k povrchu. Zohledníme-li rovněž flexibilitu vláken geotextilie (Gosh 2014), není vyšší efektivita jutové sítě oproti síti kokosové překvapivá. Nárůst efektivity s intenzitou deště lze pak vysvětlit rychlejším sycením sítě způsobeným vyšším přívalem vody, a tudíž k rychlejšímu nárůstu hmotnosti sítě, případně jejího objemu. Jednotlivá oka sítě pak na svahu fungují na principu kaskády malých nádrží, jejichž výška (hloubka) roste s nárůstem objemu (tloušťky) sítě.

6.3 Návrh protierozních opatření

Na základě simulací modelem KINFIL lze pro erodované plochy doporučit přírodní geotextilie, konkrétně jutou síť J500. Jak bylo doloženo výpočtem, toto opatření dostává technických kritériím, tzn. zajišťuje dostatečnou odolnost půdního povrchu vůči unášecí síle (tangenciálnímu napětí) povrchového odtoku způsobeného erozně nebezpečnými přívalovými srážkami. Současně se jedná o přírodě blízký materiál s nízkými náklady na pořízení a instalaci (Kalibová et al. 2015), který se během horizontu 2-3 let rozloží, aniž by představoval ekologickou zátěž. Naopak poskytne živiny pro vegetaci, která by do té doby měla již plně převzít ochranou funkci.

Aplikace kokosové sítě C700 je z technického hlediska rovněž možná. Ovšem pořizovací náklady jsou 2 – 3 krát vyšší než v případě jutové sítě (viz Tab. 5.3.4-1). Důvodem je vyšší plošná hmotnost a také vyšší odolnost a životnost kokosových vláken v případě vystavení trvalému zatopení, případně proudu vody (Lekha 2004, Rickson 2006, 2000). Jelikož toto není případ modelového svahu v povodí Medard, ani dalších ploch v povodí postižených rýhovou erozí, lze využít levnější a pro tyto konkrétní podmínky i efektivnější (Tab. 6.2-3) variantu v podobě jutové sítě.

Vzhledem ke kvalitě vegetačního pokryvu v okolí erodovaných ploch se širší úpravy managementu povodí nejeví jako nezbytné, měla by postačit lokální ochrana erodovaných svahů formou jutových geotextilií. Zemědělsky rekultivované plochy v povodí bývalého lomu Medard by díky aplikaci geotextilií podporujících růst vegetace měly dosáhnout celistvosti, bez výskytu holých úseků

poznávaných rýhovou erozí. Proces navrátení produkčních a ekologických funkcí krajiny bývalého lomu Medard-Libík by tím byl urychlen.

7 Závěry

Na svazích bývalého lomu Medard-Libík na Sokolovsku již v několika etapách proběhly zemědělské a lesnické rekultivace s různou mírou úspěchu. Vývoj vegetačního krytu na části svahů je (i vlivem eroze) zpomalen, nebo dokonce zcela selhal, což vedlo k výrazným známkám rýhové eroze.

Kvantifikace erozního účinku povrchového odtoku hodnotami tangenciálního napětí simulovanými modelem KINFIL může sloužit pro vyhodnocení erozního rizika na svazích budoucího jezera. Model KINFIL není při výpočtovém kroku v délce jedné minuty schopen simulovat rozdíly v době zdržení povrchového odtoku na holé půdě a na půdě ošetřené protierozní geotextilií. Je však schopen dostatečně přesně simulovat hodnoty kulminačních průtoků, sestupné části hydrogramu povrchového odtoku a hodnoty tangenciálního napětí, které jsou stěžejní pro hodnocení erozního ohrožení. Model tedy lze použít pro scénářové simulace povrchového odtoku pro protierozní geotextilie zavedením upravených hodnot Manningovy drsnosti. Výsledné simulace efektivnosti geotextilií odpovídaly výsledkům získaným během laboratorních a terénních měření s využitím simulátorů deště (Kalibová et al. 2016, Šimková 2014).

Dosavadní úpravy vodního režimu v povodí jezera Medard byly řešeny formou technických protierozních opatření, která jsou technicky i finančně náročnější, než je navrhovaná aplikace protierozních geotextilií. Z testovaných geotextilií (jutová protierozní síť o plošné hmotnosti 500 g.m² a kokosová protierozní síť o plošné hmotnosti 700 g.m²) se obě jeví jako vhodně a dostatečně účinné, ovšem z hlediska nižších pořizovacích nákladů byla ve finále doporučena jutová síť. Erodivané plochy v povodí jezera Medard mají v celkovém měřítku zemědělských a lesnických rekultivací pouze lokální charakter. Zabezpečení těchto ploch proti erozi by mělo být dostačující pro vyvážení vodního režimu a plný zápoj vegetace. Další úpravy managementu celého povodí se proto nejeví jako nutné.

Hlavním cílem disertace bylo testování možnosti využití modelu KINFIL pro simulaci protierozního účinku přírodních geotextilií a následný návrh optimalizace vodního režimu za účelem snížení erozního působení povrchového odtoku na svazích bývalého lomu Medard-Libík (a budoucího jezera Medard). Lze konstatovat, že cílů bylo dosaženo. Využití modelu KINFIL pro individuální řešení jednotlivých ploch může poskytnout užitečný nástroj pro hodnocení efektivnosti různých protierozních opatření a následnou volbu technicky i ekonomicky optimálního řešení protierozní ochrany.

Při vyváženém srážko-odtokovém procesu dojde ke zvýšení stability krajiny v okolí jezera, urychlení opětovné hospodářské využitelnosti rekultivovaného území, snížení nákladů na odstranění škod způsobených erozí na cestní a odvodňovací síti a zvýšení kvality vody v jezeře, která nebude znečišťována smytým materiálem. Výsledky této disertační práce lze nabídnout veřejné správě i soukromé sféře pro potřebu kontroly eroze v rámci rekultivací ploch zasažených těžební činností.

8 Literatura

- Álvarez-Mozos, J., Abad, E., Giménez, R., Campo, M. A., Goñi, M., Arive, M., Casali, J., Díez, J., and Diego, I., 2014: Evaluation of erosion control geotextiles on steep slopes, Part 1: Effects of runoff and soil loss. *Catena* 118: 168–178.
- Arnau-Rosalén E., Calvo-Cases A., Boix-Fayos C., Lavee H., Sarah P., 2008: Analysis of soil surface component patterns affecting runoff generation. An example of methods applied to Mediterranean hillslopes in Alicante (Spain). *Geomorphology*, 101, 595-606.
- Arnold C. L., Gibbons C. J., 1996: Impervious surface Coverage. The Emergence of a key environmental Indicator. *Journal of the American Planning Association*, 62, 243-258.
- Avila-Foucat V.S., Perrings C., Raffaelli D., 2009: An ecological–economic model for catchment management: The case of Tonameca, Oaxaca, México. *Ecological Economics*, 68, 2224-2231.
- Badalíková B., Marešová K. 2009: Zlepšení infiltrace půdy po aplikaci kompostů z biologicky rozložitelných odpadů. In: *Využitie výsledkov výskumu k zlepšeniu vzťahu poľnohospodárskej činnosti a životného prostredia*. Mužla, 17. 3. 2009. SPU Nitra: Scientific Pedagogical Publishing: 1-9.
- Beven, K., 2011: *Rainfall-Runoff Modelling: The Primer*. John Wiley & Sons. Chichester, pp. 488.
- Beven, K.J., 2006: *Rainfall-Runoff Modelling. The Primer*. John Wiley and Sons, Chichester.
- Bhattacharyya, R., Smets, T., Fullen, M. A., Poesen, J., and Booth, C. A., 2010: Effectiveness of geotextiles in reducing runoff and soil loss: A synthesis. *Catena* 81: 184–195.
- Boardman, J., 1995: Damage to property by runoff from agricultural land, South Downs, southern England, 1976–1993. *Geographical Journal*, 161 (2): 177–191.
- Bracken, L. J., Wainwright, J., Ali, G. A., Tetzlaff, D., Smith, M. W., Reaney, S. M., Roy, A. G., 2013: Concepts of hydrological connectivity: Research approaches, pathways and future agendas. *Earth-Science Reviews* 119: 17 – 34.
- Buchtele, J., Tesař, M., 2008: Proměnlivost vodního režimu v zalesněných experimentálních povodích. In: Šír, J., Tesař, M., Lichner, L., 2008: *Hydrologie malého povodí*. Ústav pro hydrodynamiku AV ČR, v. v. i., Praha, 39 – 46.

- Centrum pro krajinu, s.r.o., 2007: Využívání krajiny (land use), vývoj, určující faktory a důsledky. Online: http://www.centrumprokrajinu.cz/vyzkum_vyuzivani_krajiny_cz.html, cit. 6. 1. 2013.
- Cerdà, A., Giménez-Morera, A., and Bodí, M. B., 2009: Soil and water losses from new citrus orchards growing on sloped soils in the western Mediterranean basin, *Earth Surface Processes and Landforms* 34: 1822–1830.
- Charles, H., Godfray, J., Beddington, J.R., Crute, I.R., Haddad, L., Lawrence, D., Muir, J.F., Pretty, J., Robinson, S., Thomas, S.M., Toulmin, C., 2010: Food Security: The Challenge of Feeding 9 Billion People. A Review. *Science* 327 (5967): 812-818.
- Chen, S. C., Chang, K. T., Wang, S. H., and Lin, J. Y.: The efficiency of artificial materials used for erosion control on steep slopes, *Earth Sciences and Environment* 62: 197–206.
- Cunge, J.A., 1969: On the subject of a flood propagation computation model (Muskingum method). *Journal of Hydraulic Research*, 7 (2): 205-230.
- Dietrich, W. E., Wilson, C. J., Montgomery, D. R., McKean J., Bauer, R., 1992: Erosion thresholds and land surface morphology. *Geology* 20 (8): 675 – 679.
- Dimitrovský, K., 2001: Tvorba nové krajiny na Sokolovsku. 1. vydání Sokolov. Sokolovská uhelná a. s., 191 s.
- Dumbrovský, M., Korsuň, S., 2009: Optimisation of Soil Conservation Systems within Integrated Territorial Protection. *Soil and Water Research*, 4 (2): 57-65.
- Dunne, T., 1978: Field studies of hillslope flow processes, Chapter 7, In: *Hillslope Hydrology*, (ed. M. J. Kirkby), Wiley, London, p. 227-293.
- Eijkelkamp, 2013: Laboratory-permeameters. Operating instructions. [Online]: <https://en.eijkelkamp.com/products/laboratory-equipment/soil-water-permeameters.html>. Cit.: 2. 1. 2016.
- Esteves M., Lapetite J.M., 2003: A multi-scale approach of runoff generation in a Sahelian gully catchment: a case study in Niger. *Catena*, 50, 255-271.
- Favis-Mortlock, D., Boardman, J., 1995. Nonlinear responses of soil-erosion to climate change – a modelling study on the UK South-Downs. *Catena* 25 (1– 4), 365– 387.
- Fohrer N., Haverkamp S., Eckhardt K., Frede H.G., 2001: Hydrologic response to land use changes on the catchment scale. *Physics and Chemistry of the Earth*, 26, 577-582.

- Fox D. M., Maselli F., Carrega P., 2008: Using SPOT images and field sampling to map burn severity and vegetation factors affecting post forest fire erosion risk. *Catena*, 75, 326-335.
- Fox D. M., Witz E., Blanc V., Soulié C., Penalver-Navarro M., Dervieux A., 2012: A case study of land cover change (1950-2003) and runoff in a Mediterranean catchment. *Applied Geography*, 23, 810-821.
- Fox, D. M., Bryan, R. B., & Price, A. G., 1996: The influence of slope angle on infiltration rate and surface Seal characteristics. *Geoderma*, 80: 181-194.
- Freeze R. A., 1972: Role of subsurface flow in generating surface runoff: 2. Upstream source areas., *Water Resources Research*, 8(5): 1272-1283.
- Frouz, J., Balík, V., Háněl, L., Kalčík, J. Materna, J., Pizl, V., Prach, K., Řehouňková K., starý J., Tajovský, K., 2008: Interactions between soil development, vegetation and soil fauna during spontaneous succession in post mining sites. *European Journal of Soil Biology* 44: 109-121.
- Fullen, M. A., Booth, C. A., Sarsby, R. W., Davies, K., Kugan, R., Bhattacharyya, R., Subedi, M., Poesen, J., Smets, T., Kertész, Á., Tóth, A., Szalai, Z., Jakab, G., Kozma, K., Jankauskas, B., Jankauskiene, G., Bühmann, C., Paterson, G., Mulibana, E., Nell, J. P., van der Merwe, G. M. E., Guerra, A. J. T., Mendonça, J. K. S., Guerra, T. T., Sathler, R., Bezerra, J. F. R., Peres, S. M., Yi, Z., Yongmei, L., Li, T., Panomtarachichigul, M., Peukrai, S., Thu, D. C., Cuong, T. H., Toan, T. T., Jonsyn-Ellis, F., Jallow, S., Cole, A., Mulholland, B., Dearlove, M., and Corkill, C., 2007: Contributions of biogeotextiles to sustainable development and soil conservation in developing countries: the BORASSUS Project, in: *Ecosyst. Sustain. Dev.* WIT Press, Southampton (UK), 123 – 141.
- Furlan A., Poussin J., Mailhol J., Le Bissonnais Y., Gumiere S.J., 2012: Designing management options to reduce surface runoff and sediment yield with farmers: An experiment in south-western France. *Journal of Environmental Management* 96: 74-85.
- GEOMAT s.r.o., 2006. online: www.geomat.cz, cit.: 12. 1. 2013.
- Gilley, J. E., Elliot, W. J., Lafren, J. M., Simoanton, J. R., 1993: Critical shear stress and critical flow rates for initiation of rilling. *Journal of Hydrology* 142: 251-271.
- Gosh, S. K., 2014: A Review on Jute Geotextile and its Geo-Technical Applications with respect to Environmental Concern. *International Journal of Innovative Research in Science & Engineering*, online: <http://ijirse.in/docs/Dec13/IJRSE1607.pdf>, citováno: 12. 1. 2015.

- Gray, D. H., 1996: Biotechnical and Soil Bioengineering Slope Stabilization: A Practical Guide for Erosion Control. John Wiley & Sons, pp. 378.
- Green, W.H, Ampt, G.A., 1911: Studies in soil physics, part I – The flow of air and water through soils. Journal of Agricultural Science, 4: 1-24.
- Guebert, M. D., Gardner, T. W., 2001: Macropore flow on a reclaimed surface mine: infiltration and hillslope hydrology. Geomorphology 39: 151-169.
- Hais M., 2007: Vliv odlesnění a odumírání horských smrčín na teploty krajinného pokryvu. In: Langhammer J. [ed.], 2007: Povodně a změny v krajině. Katedra fyzické geografie a geoekologie, Přírodovědecká fakulta, Univerzita Karlova v Praze, Praha.
- Hamill, L., 2011: Understanding hydraulics. Third edition. Palgrave Macmillan, 656 s., ISBN: 978-0-230-24275-3.
- Harbor, J. M., 1994: A practical method for estimating the impact of land-use change on surface runoff, groundwater recharge and wetland hydrology. Journal of the American Planning Association 60 (1): 95-108.
- Hewlett, J. D., Hibbert, A. R., 1967: Factors affecting the response of small watersheds to precipitation in humid areas. Forest hydrology, 275-290.
- Hrádek, F., Kovář, P., 1994: Výpočet náhradních intenzit přívalemých dešťů. Vodní hospodářství 11: 49-53.
- Hrádek, F., Kuřík, P., 2008: Hydrologie. Česká zemědělská univerzita v Praze. Praha. ISBN 978-80-213-1744-4.
- Hrajnohová Gillarová, H., Pecharová, E., 2009: An assessment of the environmental impact of the proposed Medard lake project. Journal of Landscape Studies 2: 33-41.
- Huang, C., Gascuel-Oudou, C., Cros-Cayot, S., 2001: Hillslope topographic and hydrologic effects on overland flow and erosion. Catena 46: 177-188.
- Janeček M. a kol., 2008: Základy erodologie. Česká zemědělská univerzita v Praze. Praha, 172 s., ISBN: 978-80-213-1842-7.
- Janeček, M., 2012: Ochrana zemědělské půdy před erozí: metodika. 1. vyd. Praha: Powerprint, 113 s., ISBN 978-80-87415-42-9.

- Janeček, M., Kubátová, E., Tipl, M., 2002: Trend výskytu erozně nebezpečných přívalových dešťů v České republice. Extrémní hydrologické jevy v povodích, Workshop 2002 Praha. 65-72. ISBN 80-01-02686-8.
- Jeníček, M., 2007: Rainfall-runoff modelling in small and middle-large catchments - An overview. Geografie – Sborník ČGS: 305 – 313. ISSN 1212-0014.
- Jenny, H., 1941: Factors of soil formation. New York, NY: McGraw-Hill Book Company, 281 s.
- Jin-liang H., Peng-fei D., Chi-tan A., Mui-heong L., Dong-quan Z., Man-him H., Zhi-shi W., 2006: Characterization of surface runoff from a subtropics urban catchment. Journal of Environmental Sciences, 19: 148-152.
- Jordán, A., Zavala, L. M., and Muñoz-Rojas, M., 2011: Mulching, effects on soil physical properties, in: Encyclopedia of Agrophysics, edited by: Glinski, J., Horabik, J., and Lipiec, J., Springer, Dordrecht, 492–496.
- Kadlec, V., Dostál, T., Vrána, K., Kavka, P., Krása, J., Devátý, J., Podhrázká, J., Pochop, M., Kulířová, P., Heřmanovská, D., Novotný, I., Papaj, V., 2014: Navrhování technických protierozních opatření. Metodika. Výzkumný ústav meliorací a ochrany půd, v.v. i., Praha, 100 s. ISBN_ 978-80-87361-29-0.
- Kalibová, J., Jačka, L., Petrů, J., 2016: The effectiveness of jute and coir blankets for erosion control in different field and laboratory conditions. Solid Earth 7: 469-479.
- Keesstra, S., Pereira, P., Novara, A., Brevik, E. C., Azorin-Molina, C., Parras-Alcántara, L., Jordán, A., Cerdà, A., 2016: Effects of soil management techniques on soil water erosion in apricot orchards, Science of the Total Environment 551-552: 357–366.
- Khan, A. J. and Binoy, T. H., 2012: Top Soil Erosion Control Using Geojute. Proceedings of International Conference on Advances in Civil Engineering, Delhi, India, 28–29 December, 146–150.
- Kliment, Z., Langhammer, J., 2005: Modelování erozního ohrožení ve velkých územních celcích. In: Rypl, J. (ed.): Geomorfologický sborník 4, PFJU, České Budějovice, s. 75-81.
- Knapen, A., Poesen, J., Govers, G., Gysels, G., Nachtergaele, J., 2007: Resistance of soils to concentrated flow erosion: a review. Earth-Science Review 80: 75-109.
- Koivusalo, H., Karvonen, T., 1995: Modelling Surface runoff – A case study of cultivated field in Southern Finland. Nordic hydrology 26 (3): 205-222.

- Konrad C. P., Booth D. P., 2002: Hydrologic trends Associated with urban development for selected streams in the Puget Sound Basin, western Washington. U.S. Geological Survey, Water Resources Investigation Report 02-4040.
- Kovář et al., 2010b: Zpráva za rok 2010 k výzkumnému projektu MZe - NAZV QH 92091 „Optimalizace rekultivačních a sanačních postupů pro těžbou devastované krajinné celky s důrazem na ochranu vod a ekologickou stabilitu“. Poskytovatel: Ministerstvo zemědělství ČR. 70 s.
- Kovář P., 1990: Využití hydrologických modelů pro určování maximálních průtoků na malých povodích. Vysoká škola zemědělská v Praze. Editpress MON. 136 s.
- Kovář P., 1993: Parameter assessment for the flood hydrograph model KINFIL 2. Mezinárodní konference „Advances in Water Sciences“, Stará Lesná.
- Kovář P., Cudlín P., Heřman M., Zemek F., Korytář M., 2002: Analysis of flood events on small river catchments using the KINFIL model. *Journal of Hydrology and Hydromechanics* 50 (2): 158-171.
- Kovář P., Novotná J., Vaššová D., 2010a: Using a Water Balance Model for Hydro-restoration of Mining Pits. *Scientia Agriculturae Bohemica* 41/4: 206 - 212. ISSN 1211-3174.
- Kovář, P., 1992: Možnosti stanovení návrhových průtoků na malých povodích modelem KINFIL. *Vodohospodářský časopis*, 40 (2): 197-220.
- Kovář, P., 1997: Využití hydrologických modelů INFIL a KINFIL pro určování návrhových průtoků na malých povodích. Metodická studie. Praha.
- Kovář, P., 2006: The extent of land use impact on water régime. *Plant, Soil and Environment* 52 (6): 239-244.
- Kovář, P., Dvořáková, Š., Kubátová, E., 2006: Possibilities of Using the Direct Runoff Model KINFIL for a Road Network Design. *Soil and Water Research* 1(2): 49-56.
- Kovář, P., et al. 2011a: Metodika zmírnění negativních důsledků hydrologických extrémů a erozních účinků povrchového odtoku agrárními valy (Případová studie Verneřice). Metodika k výzkumnému projektu MZe ČR NAZV 08-82126 „Zajištění harmonizace krajiny, hydrologické a produkční funkce agrárních valů a teras pro diverzifikaci aktivit na venkově“. Poskytovatel: Ministerstvo zemědělství ČR. 16 s.
- Kovář, P., Bačínová, H., Heřmanovská, D., Hrabalíková, M., Štibinger, J., Kasl, M., Dvořáková, Š., Zeman, J., Křovák, F., Šimková, J., Pondělíček, V., Veselý, S., 2015: Metodika optimalizace vodního

režimu krajiny ke snižování dopadů hydrologických extrémů. Výzkumný projekt TAČR (42190/1413/4120) Optimalizace vodního režimu krajiny ke snižování dopadů hydrologických extrémů.

Kovář, P., et al. 2011b: Metodika optimalizace rekultivačních a sanačních postupů pro těžbou devastované krajinné celky s důrazem na ochranu vod a ekologickou stabilitu. Metodika k výzkumnému projektu MZe ČR NAZV QH 92091 „Optimalizace rekultivačních a sanačních postupů pro těžbou devastované krajinné celky s důrazem na ochranu vod a ekologickou stabilitu“. Poskytovatel: Ministerstvo zemědělství ČR. 49 s.

Kovář, P., Vaššová, D., 2011: Model KINFIL, Manuál. ČZU v Praze, Praha. Online: <http://fzp.czu.cz/vyzkum/software.html> (cit. 12. 8. 2013)

Kulhavý, Z., Kovář P., 2002: Využití modelu hydrologické bilance pro malá povodí. VÚMOP, Praha, 123 s.

Kutílek, M., Nielsen, D. R., 1994: Soil hydrology. Geo-ecology textbok. Cremlingen Destedt, Catena Verlag: 98 – 102. ISBN 3-923381-26-3.

Langford, R. L. and Coleman, M. J., 1996: Biodegradable erosion control blankets prove effective on Iowa wildlife refuge, Proceedings of XXVII th International Erosion Control Association Conference, Seattle, USA, March 1996, 13–20.

Langhammer, J., Su, Y., Bernsteinová, J., 2015. Runoff Response to Climate Warming and Forest Disturbance in a Mid-Mountain Basin. *Water* 7: 3320–3342.

Lax, P. and Wendroff, B., 1960: Systems of Conservation Laws. *Communications on Pure and Applied Mathematics* 13 (2): 217-237.

Lekha, K. R., 2013: Field instrumentation and monitoring of soil erosion in coir geotextile stabilized slopes – A case study, *Geotextiles and Geomembranes* 22: 399–413.

Liu, B. Y., Nearing, M. A., Risse, L. M., 1994: Slope Gradient effects on Soil Loss for Steep Slopes. *Transactions of the ASAE. American Society of Agricultural Engineers* 37 (6): 1835-1840.

Maetens W., Poesen J., Vanmaercke M., 2012: How effective are soil conservation techniques in reducing Europe and the Mediterranean? *Earth-Science Reviews* 115, 21-36.

- Mana, V., Dumbrovský, M., Pavka, P., Rezner, M., Pravec, M., Šindlar, M., Zapletal, J., 2008: Voda a krajina. Komplexní systém protierozních a protipovodňových opatření v ČR. EKOTAXA s.r.o., Brno, 25 s. ISBN: 978-80-254-2375-2.
- Matoušková M., 2006: Revitalizace vodních ekosystémů a jejich význam v protipovodňové ochraně. In: Langhammer J. (ed.), 2007: Povodně a změny v krajině. Přírodovědecká fakulta Univerzity Karlovy v Praze a Ministerstvo životního prostředí ČR, Praha.
- Mein, R.G., Larson, C. L., 1973: Modelling infiltration during a steady rain. *Water Resources Research*, 9 (2): 384-394.
- Midha, V. K. and Suresh Kumar, S., 2013: Influence of woven structure on coir rolled erosion-control products, *Geosynthetics International* 20: 396–407.
- Monteith, J. L., 1965: Evaporation and environment. *Symposia of the Society for Experimental Biology* 19: 205–224.
- 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 Soil Conservation Service Rainfall-runoff methodology for ungauged watersheds. Colorado State University.
- Moreno-de las Heras, M., Merino-Martín, Nicolau, J. M., 2009: Effect of vegetation cover on the hydrology of reclaimed mining soils under Mediterranean-Continental climate. *Catena* 77: 39-47.
- Morgan, R. C. P., 2005: *Soil Erosion and Conservation* (third edition), Blackwell Publishing, Oxford, UK, 304 s.
- Morgan, R. P. C., Rickson, R. J. (eds.), 1995: *Slope Stabilization and Erosion Control: A Bioengineering Approach* Morgan. E & FN SPON, Cranfield, UK, 274 p.
- Mouillot F., Ratte J. P., Joffre R., Mouillot D., Rambal S., 2005: Long-term forest dynamic after land abandonment in a fire prone Mediterranean landscape (central Corsica, France). *Landscape Ecology*, 20, 101-112.
- Nearing, M. A., 2001. Potential changes in rainfall erosivity in the US with climate change during the 21st century. *Journal of Soil and Water Conservation* 56 (3): 220–232.

- Nicolau, J. M., 2002: Runoff generation and routing on artificial slopes in a Mediterranean-continental environment: the Teruel coalfield, Spain. *Hydrological Processes* 16: 631-647.
- Novotný, I. a kolektiv, 2014: Příručka ochrany proti vodní erozi. Ministerstvo zemědělství ČR, Praha, 73 s., ISBN: 978-80-87361-33-7.
- Ogbobe, O., Essien, K. S., and Adebayo, A., 1998: A study of biodegradable geotextiles used for erosion control. *Geosynthetics International* 5: 545–553.
- Ola, A., Dodd, I. C., and Quinton, J. N., 2015: Can we manipulate root system architecture to control soil erosion?. *SOIL* 1: 603–612.
- Olyphant, G. A., Harper, D., 1995: Effects of direct revegetation on the hydrology, erosion and sediment yield of an abandoned deposit of coal-mine refuse. *Geomorphology* 11: 261-272.
- Owens P. N., Collins A. J., 2006: Soil erosion and sediment redistribution in river catchments: measurement, modelling and management. CABI, 328 s., ISBN: 9780851990507.
- Peng T., Wang S., 2012: Effects of land use, land cover and rainfall regimes on the surface runoff and soil loss on karst slopes in southwest China. *Catena*, 90: 53-62.
- Penman, H. L., 1948: Natural evaporation from open water, bare soil and grass. *Proceedings of the Royal Society A* 194: 120-145.
- Petránek J., 1993: Geologická encyklopedie. Česká geologická služba, Praha, online: http://www.geology.cz/aplikace/encyklopedie/term.pl?karlovarsky_pluton (cit. 11. 3. 2012)
- Philip, J. R., 1957: Numerical solution of equations of the diffusion type with diffusivity concentration-dependent. II. *Australian Journals of Physics* 10: 29 – 42.
- Poesen, J., Boardman, J., Wilcox, B., Valentin, C., 1996: Water erosion monitoring and experimentation for global change studies. *Journal of Soil and Water Conservation* 51 (5), 386-390.
- Pringle, C. M., 2001: Hydrologic connectivity and the management of biological reserves: A global perspective. *Ecological Applications* 11 (4): 981 – 998.
- Řejha M., 2007: Protierozní ochrana zemních těles a svahů. *Geotechnika*, 1: 38-42.
- Rey, F., 2009: A strategy for fine sediment retention with bioengineering works in eroded marly catchments in a mountainous Mediterranean climate (Southern Alps, France). *Land degradation & Development* 20: 210-216.

- Richards, I. G., Palmer, J. P., Barratt, P.A., 1993: The reclamation of former coal mines and steelworks. Amsterdam, NL : Elsevier Science Publishers B.V. 717. ISBN 0-444-81703-4.
- Rickson, R. J., 2006: Controlling sediment at source: an evaluation of erosion control geotextiles, *Earth Surface Processes and Landforms* 31: 550–560.
- Rickson, R. J. 2000: The use of geotextiles for soil erosion control, Ph. D. thesis, Cranfield University, Cranfield, UK, 295 s.
- Roo, A.J. de, 1993: Modelling surface runoff and soil erosion in catchments using geographical information systems: Validity and applicability of the 'ANSWERS' model in two catchments in the loess area of South Limburg (The Netherlands) and one in Devon (UK). Amsterdam and Utrecht, ISBN: 9068091670.
- Rothbauer, M., et al., 2003: Územní prognóza území dotčeného těžbou hnědého uhlí na Sokolovsku. Atelier T-plan, s.r.o., Praha.
- Šamaj, F.; Brázdil, R.; Valovič, J., 1983: Denné úhrny zrážok s mimoriadnou vydatnosťou v ČSSR v období 1901–1980. In: Sborník práce SHMÚ. ALFA, Bratislava: s. 19-112.
- Šanda M., Hrnčíř M., Novák L., Císlarová M., 2006: Vliv půdního profilu na srážko-odtokový proces. *Journal of Hydrology and Hydromechanics*, 54: 183-191.
- Shao, Q., Gu, W., Dai, Q., Makoto, S., and Liu, Y., 2014: Effectiveness of geotextile mulches for slope restoration in semi-arid northern China. *Catena* 116: 1–9.
- Šimková, J., 2012: Studie hydrologické bilance povodí zbytkové jámy Medard na Sokolovsku. Diplomová práce, Česká zemědělská univerzita v Praze, Fakulta životního prostředí Praha, 69 s.
- Smith H.G., Sheridan G.J., Lane P.N.J, Bren L. B., 2011: Wildfire and salvage harvesting effects on runoff generation and sediment exports from radiata pine and eucalypt forest catchments, south-eastern Australia. *Forest Ecology and Management*, 261, 570 – 581.
- Souchère V., Cerdan O., Dubreuil N., Le Bissonnais Y., King C., 2005: Modelling the impact of agricultural environmental scenarios on runoff in a cultivated catchment (Normandy, France). *Catena* 61: 229-240.

- Spring D.A., Kennedy J.O.S., Mac Nally R., 2005: Optimal management of a forested catchment providing timber and carbon sequestration benefits: Climate change effects. *Global Environmental Change*, 15, 281-292.
- Štýs, S. et al., 1981: Rekultivace území postiženého těžbou nerostných surovin. SNTL, Praha. 543 s.
- Sutherland, R. A. and Ziegler, A. D., 2007: Effectiveness of coirbased rolled erosion control systems in reducing sediment transport from hillslopes, *Applied Geography* 27: 150–164.
- Svoboda, I., Horáček, R., 1994: Bilance vody pro zatápění zbytkových jam po těžbě uhlí v severočeském a Sokolovském revíru. R-Princip, s. r. o, Most.
- Svoboda, I., Pecharová, E., Přikryl, I., Kašparová, I., 2008: The Development of Future Lakes in Opencast Mine Residual Pits in the Krušné Mountain Region of the Czech Republic. In: *Mine Water and the Environment Proceedings*. 10th International Mine Water Association Congress, 2. - 5. 6. 2008, Karlovy Vary, Česká republika.
- Tensar International Limited, 2012. online: www.tensar.cz, cit. 10. 1. 2013
- Tesař, M., Šír, M., Pražák, J., Lichner, L., 2004: Instability driven flow and runoff formation in a small catchment. *Geologica Acta* 2 (2): 147 – 156.
- Tesař, M., Syrovátka, O., Šír, M., Lichner, L., 2008: Runoff formation in Senotín: a revitalised sub-mountain headwater area. In: Šír, J., Tesař, M., Lichner, L., 2008: *Hydrologie malého povodí*. Ústav pro hydrodynamiku AV ČR, v. v. i., Praha, 315 – 322.
- Toy, T. J., Black, J. P., 2000: Topographic reconstruction: theory and practice. In: Barnhisel, R. I., Darmody, R. G., Daniels, W. L. (eds.): *Reclamation of Drastically Disturbed Lands*: 41 – 76. American Society of Agronomy, Crop Science Society of America, Soil Science Society of America, Madison, Wisconsin.
- Toy, T. J., Foster, G. R., Renard, K. G., 2002: *Soil Erosion: Processes, Prediction, Measurement, and Control*. John Wiley & Sons, New York, 338 s., ISBN: 0-471-38369-4.
- Unucka J., Adamec M., 2008: Modelování vlivu krajinného pokryvu na srážkoodtokové vztahy v povodí Olše. *Journal of Hydrology and Hydromechanics*. 54 (4): 257-271.
- USDA SCS, 1985: *National Engineering Handbook, Section 4: Hydrology*. U. S. Soil Conservation Service, Washington, D. C.

- USDA SCS, 1986: Urban Hydrology for Small Watersheds. U. S. Soil Conservation Technical Release 55 (13), Washington, D. C.
- Van Oost, K., Govers, G., Desmet, P., 2000. Evaluating the effects of changes in landscape structure on soil erosion by water and tillage. *Landscape Ecology* 15 (6): 577-589.
- Váňová, V., Langhammer, J., 2011: Modelling the Impact of Land Cover Changes on Flood Mitigation in the Upper Lužnice Basin. *Journal of Hydrology and Hydromechanics* 59: 262 – 274.
- Vaššová, D.; Kovář, P., 2013: DES_RAIN. Praha: Fakulta životního prostředí ČZU v Praze, dostupné z:<http://fzp.czu.cz/vyzkum/software.html>, cit. 25. 2. 2015.
- Vrána, K. - Dostál, T. - Krása, J., 2011: Navrhování a dimenzování technických prvků protierozní ochrany. In: Revitalizace vodního systému krajina a měst zatíženého významnými antropogenními změnami. Praha: ČVUT, Fakulta stavební, katedra zdravotního a ekologického inženýrství, s. 223-232. ISBN 978-80-01-04944-0.
- Vrána, K., Dostál, T., 2010: Vodohospodářská zařízení v rámci komplexních pozemkových úprav. In: Pozemkové úpravy 2: 14-19.
- Weggel, J. R., Rustom, R., 1992: Soil Erosion by Rainfall – State of Art. *Geotextiles and Geomebranes* 11: 551-572.
- Weng Q., 2001: Modeling Urban Growth Effects on Surface Runoff with the Integration of Remote Sensing and GIS. *Environmental Management*. 28 (6): 737-748.
- White M. D., Greer K. A., 2006: The effects of watershed urbanization on the stream hydrology and riparian vegetation of Los Peñasquitos Creek, California. *Landscape and Urban Planning*. 74: 125-138.
- Williams, J., Nearing, M., Nicks, A., Skidmore, E., Valentin, C., King, K., Savabi, R., 1996. Using soil erosion models for global change studies. *Journal of Soil and Water Conservation* 51 (5): 381–385.
- Wooding, R. A., 1965: A hydraulic model for the catchment – stream problém. *Journal of Hydrology* 3 (3-4): 254-267.
- Woolhiser, D. A., Ligett, J. A., 1967: Unsteady one-dimensional flow over a plane – the rising hydrograph. *Water Resources Research* 3 (3): 753-771.

Xin-Hu L., Zhan-Yu Z., Jie Y., Guo-Hua Z., Bin W., 2011: Effects of Bahia Grass Cover and Mulch on Runoff and Sediment Yield of Sloping Red Soils in Southern China. *Pedosphere* 21 (2): 238-243.

Zhang, L., Gao, Z., Yang, S., Li, Y., Tian, H., 2015: Dynamic processes of soil erosion by runoff on engineered landforms derived from expressway construction: A case study of typical steep spoil heap. *Catena* 128: 108-121.

9 Publikační činnost

Články v odborném periodiku Jimp

KALIBOVÁ, J., JAČKA, L., PETRŮ, J., 2016: The effectiveness of jute and coir blankets for erosion control in different field and laboratory conditions. *Solid Earth* 7: 469-479.

BAŽATOVÁ, T., ŠIMKOVÁ, J., 2015: Changes in Runoff Regime. The Lomnice Catchment Case Study. *Soil and Water Research* 10 (1): 40-48.

Články v odborném periodiku Jimp v recenzním řízení

KALIBOVÁ, J., PETRŮ, J., JAČKA, L.: Variability in Jute and Coir Geotextile Performance as Related to Rainfall Intensity. *Land Degradation and Development*.

PETRŮ, J., KALIBOVÁ, J.: A contribution to methods for measuring kinetic energy of simulated rainfall. *Journal of Hydrology*.

Články v odborném periodiku Jrec

KOVÁŘ, P., ŠIMKOVÁ, J., ROUS, V., 2013: Možnosti využití modelové simulace hydrologických dat pro vodohospodářské studie a projekty. *Vodní hospodářství* 63 (12): 416 - 420.

Příspěvky ve sborníku D

ŠIMKOVÁ, J., JAČKA, L., 2015: Choosing erosion control nets. Can't you decide? Ask the lab. In: *Geophysical Research Abstracts - sborník mezinárodní konference EGU General Assembly 2015*.

ŠIMKOVÁ, J., 2014: Využití modelu KINFIL pro hodnocení vlivu přírodních protierozních geotextilií na povrchový odtok. In: *Extrémy oběhu vody v krajině – sborník příspěvků z mezinárodní konference*. Rožnovský, J., Litschmann, T., Středa, T., Středová, H., (eds). *Extrémy oběhu vody v krajině*, Mikulov, 8. – 9. 4. 2014, ISBN 978-80-87577-30-1.

BAŽATOVÁ, T., ŠIMKOVÁ, J., 2013: Ovlivňují antropogenní zásahy odtokový režim povodí? In: *Voda, půda a rostliny – sborník příspěvků z mezinárodní konference*. Rožnovský, J., Litschmann, T., Středová, H., Středa, T. (eds). *Voda, půda a rostliny*, Křtiny, 29. – 30. 5. 2013, ISBN 978-80-87577-17-2.

ŠIMKOVÁ, J., 2013: Zatápění zbytkové jámy Medard na Sokolovsku. In: *Jezera a mokřady ve zbytkových jamách po těžbě nerostů: sborník konference konané v dnech 16. – 18. 4. 2013 v Mostě*. České Budějovice: ENKI, o.p.s., Třeboň, s. 148-150. ISBN: 978-80-260-4172-6.

KOVÁŘ, P., BAČINOVÁ, H., **ŠIMKOVÁ, J.**, 2015: Využití modelu Fourierových řad při hodnocení vlivu evapotranspirace na odtoky malých povodí v suchých obdobích. Acta Hydrologica Slovaca 16 (1): 245 – 251.

Další příspěvky na konferencích

KALIBOVÁ, J., JAČKA, L., 2015: Vliv intenzity deště na efektivitu jutových a kokosových protierozních geotextilií. In: Harabiš, F., Solský, M. (eds.): Kostecké inspirování 2015. Sborník abstraktů. Sborník konference Kostecké inspirování 2014 5konané ve dnech 19. – 20. 11. 2015 v Kostelci nad Černými Lesy, 80 s. ISBN 978-80-213-2593-7

ŠIMKOVÁ, J., JAČKA, L., 2014: Hodte na ně síť! A kterou? In: Harabiš, F., Solský, M. (eds.): Kostecké inspirování 2014. Sborník abstraktů. Sborník konference Kostecké inspirování 2014 konané ve dnech 20. – 21. 11. 2014 v Kostelci nad Černými Lesy, 80 s. ISBN: 978-80-213-2506-7.

ŠIMKOVÁ, J., 2013: Modelování srážek přirozených a simulovaných na dešťovém simulátoru Norton Rainfall Simulator In: Harabiš, F., Solský, M. (eds.): Kostecké inspirování 2013. Sborník abstraktů. Sborník konference Kostecké inspirování 2013 konané ve dnech 21. – 22. 11. 2013 v Kostelci nad Černými Lesy, 89 s. ISBN 978-80-213-2415-2

Aplikované výstupy

Metodiky Nmet

KOVÁŘ, P., BAČINOVÁ, H., HEŘMANOVSKÁ, D., HRABALÍKOVÁ, M., ŠTIBINGER, J., KASL, M., DVOŘÁKOVÁ, Š., ZEMAN, J., KŘOVÁK, F., **ŠIMKOVÁ, J.**, PONDĚLÍČEK, V., VESELÝ, S., 2015: Metodika optimalizace vodního režimu krajiny ke snižování dopadů hydrologických extrémů. Výzkumný projekt TAČR (42190/1413/4120) Optimalizace vodního režimu krajiny ke snižování dopadů hydrologických extrémů.

Funkční vzorek G

PETRŮ, J., **KALIBOVÁ (ŠIMKOVÁ), J.**, KASL, M., 2015: Konstrukční prvek dešťového simulátoru. Výzkumný projekt TAČR (42190/1413/4120) Optimalizace vodního režimu krajiny ke snižování dopadů hydrologických extrémů. Dostupné na: <http://fzp.czu.cz/vyzkum/>.

Výzkumné projekty

TAČR - TA02020402 „Optimalizace vodního režimu krajiny ke snižování dopadů hydrologických extrémů“

NAZV- QJ1220033 „Optimalizace vodního režimu na modelovém území Pomoravské nivy“

IGA 20144225 „Vliv přírodních protierozních geotextilií na povrchový odtok na svahu“

IGA 20134230 „Výzkum podmínek protierozní ochrany extrémního odtoku na svazích v polních a laboratorních podmínkách“

IGA 20154227 „Vliv intenzity deště na odtokové poměry z ploch ošetřených protierozními geotextiliemi a srovnání metod výpočtu kinetické energie deště“

10 Přílohy

Přílohy obsahují hlavní publikace shrnující výzkumnou činnost z průběhu doktorského studia, jejíž poznatky byly shrnuty s předložené disertační práci:

- 1) BAŽATOVÁ, T., **ŠIMKOVÁ J.**, 2015: Changes in runoff regime. The Lomnice catchment case study. *Soil and Water Research* 10 (1): 40-48.
- 2) KOVÁŘ, P., **ŠIMKOVÁ, J.**, Rous, V., 2013: Možnosti využití modelové simulace hydrologických dat pro vodohospodářské studie a projekty. *Vodní hospodářství*, 63 (12): 416 - 420.
- 3) **ŠIMKOVÁ, J.**, 2014: Využití modelu KINFIL pro hodnocení vlivu přírodních protierozních geotextilií na povrchový odtok. In: *Extrémy oběhu vody v krajině: sborník mezinárodní konference konané ve dnech 8. – 9. 4. 2014 v Mikulově*. Nakladatelství Českého hydrometeorologického ústavu. Praha. ISBN 978-80-875777-29-5.
- 4) **KALIBOVÁ, J.**, JAČKA, L., PETRŮ, J., 2016: The effectiveness of jute and coir blankets for erosion control in different field and laboratory conditions. *Solid Earth* 7: 469-479.

Příloha 1 – Bažatová, Šimková (2015)

Changes in Runoff Regime. The Lomnice Catchment Case Study

TEREZA BAŽATOVÁ and JANA ŠIMKOVÁ

*Department of Land Use and Improvement, Faculty of Environmental Sciences,
Czech University of Life Sciences Prague, Prague, Czech Republic*

Abstract

Bažatová T., Šimková J. (2015): Changes in runoff regime. The Lomnice catchment case study. *Soil & Water Res.*, 10: 40–48.

Water distribution in landscape is essentially influenced by the nature of the catchment rainfall-runoff process. Firstly, this paper presents an analysis of trends in the rainfall-runoff regime of the Lomnice river basin (South Bohemia, Czech Republic), using a single and double mass curve method. Secondly, the analysis of the rainfall-runoff regime is supplemented by an analysis of the evolution of temperature and snow conditions. Finally, a water balance analysis is performed for three selected years, using the Bilan hydrological model. The aim of the present paper was to find out (1) whether any changes have occurred in the trend of the rainfall-runoff regime of the catchment since 1970, and (2) to what extent these changes may have been caused by anthropogenic activities in the catchment. The results show several changes in the runoff scheme that are not related to the amount of precipitation. This statement follows from the comparison of single mass curves of precipitation and discharges. A comparison of the hydrological balance data for the Lomnice river basin, and the Otava and the Upper Vltava (a higher order stream) river basins led to the following conclusions: (1) There has been a change in the trend of the Lomnice river runoff regime. (2) The runoff regime of the Lomnice river basin differs from the regime of the higher order river basin (the Otava, the Upper Vltava). (3) The changes in the runoff regime in the Lomnice river basin were probably caused mainly by anthropogenic activities, the influence of which disappears within the larger basin (a higher order catchment area). Therefore, when planning sustainable water resources management, it is necessary to consider the impact of human activities not only globally, but also at the local scale.

Keywords: Bilan model; hydrological regime; mass curve method; water balance

The catchment rainfall-runoff process has fundamental effects on water distribution in landscape. This complex mechanism is influenced by many factors (climatic, physical, geographical, and anthropogenic). Studies of the development of rainfall-runoff processes in the catchment play a pivotal role in planning the sustainable use of water resources.

Changes in runoff regime due to anthropogenic changes have been mentioned by many authors (e.g. KAŇOK 1997; BAE 2008; JUCKEM 2008; LANGHAMMER 2010).

This paper builds on the co-author's study of runoff in the Lomnice river basin (BAŽATOVÁ 2009), and supplements the findings of scientific studies carried out on the Otava river basin (KLIMENT *et al.* 2011; VÁŇOVÁ & LANGHAMMER 2011). Most rivers in the Czech Republic have been anthropogenically modified, particularly during the 20th century. In the

Lomnice river basin, the most extensive river training interventions were carried out in the 1980s, and many considerable drawbacks of these treatments manifested themselves in the course of the next few years or decades. The natural hydrological regime in the country was disrupted by river training, as has now become apparent particularly from overbanking during floods. The intensity of anthropogenic activities has grown hand-in-hand with the overall intensification of land use, from the headwaters towards the lowland areas, where there are larger settlements and the land use is predominantly agricultural (BAŽATOVÁ 2009).

The aim of this paper is (1) to estimate the trends in the Lomnice rainfall-runoff processes using single and double mass curves and the Bilan model, (2) to prove whether anthropogenic activities (particularly changes in land use) play a key role in the catchment.

doi: 10.17221/35/2014-SWR

MATERIAL AND METHODS

Study area. The Lomnice river is an important stream, in terms of water management, which diverts a significant amount of water to the Otava river. The Lomnice river basin seems to be very diverse from a geographical point of view, and the nature of the discharge is influenced by many factors.

The Lomnice springs on the slopes of Třemšín hill (the Brdy Hills) 733 m a.s.l., and flows from the left into the Otava, not far from the Zvíkov Castle (346 m a.s.l.) (ZÍDEK 1965).

There have been numerous anthropogenic interventions in the history of this river basin. Its character has been transformed by fish farming, agriculture, water management, and the emergence and development of settlements. Historically, floods posed no special threat in the Lomnice river basin. However, there had been no flood records of significant value from a hydrological point of view until the second half of the 19th century, when regular water level measurements began.

The mass curves method. The data series of average annual discharges and precipitation in the Lomnice catchment were used to create single and double mass curves. The corresponding pairs of successive sums of the data series represent the coordinates of points in a rectangular coordinate system, where a straight line drawn through determines the relationship between the rows. Where there are significant deviations from the linear shape, or where there are breaks, changes of runoff regime can be assumed (BEVEN 2011).

In addition, an analysis of the runoff trends was carried out for the period covered by water level records – i.e. 1975–2011. We then observed the evolution of the percentage of runoff and rainfall, and also the timing of the average discharge in each month and in each season.

The runoff development in the basin was further supplemented by an analysis of the evolution of the air temperature and snow conditions. Variations in the development of air temperature and snow conditions are natural factors affecting the hydrological balance of the catchment. Nowadays, they are often discussed in the context of global warming (KLIMENT *et al.* 2011).

Land use data of the Lomnice river basin from the Charles University in Prague (LUCC 2013), map data of water flow regulation from the Ministry of Agriculture of the Czech Republic (MZE 2012), CORINE 1990 and 2000 (CENIA 2013) were used for an assessment of the management interventions in the Lomnice river basin.

Estimation of the water balance. Computation of the water balance in the catchment provides an essential tool for evaluating the occurrence and distribution of water in the basin. The water from atmospheric precipitation is distributed quantitatively into particular components of the balance (VACULÍN & SOUKALOVÁ 2003). This process is significantly affected by the climate conditions in the basin, and vice versa.

The Bilan hydrological model (KAŠPÁREK & NOVICKÝ 2004) was used to assess the water balance in the Lomnice river basin for three selected characteristic years (2002, 2003, and 2004). These years were chosen to describe extreme behaviour of the basin in response to a very wet year (2002, high precipitation), a dry year (2003, low precipitation), and a normal year (2004, average precipitation). The results were compared with the outputs of the hydrological balance of the Czech Republic covering the same years (CHMI 2003, 2004, 2005) and long-term data on average precipitation amounts and discharges. For each year, the previous 25-year time series were used to obtain long-term average values of the data: i.e. for 2002 the data from 1977 to 2001 were averaged, for 2003 the data from 1978 to 2002 were averaged, and for 2004 the data from 1979 to 2003 were averaged. The results were later compared with the long-term discharge at the Lower Ostrovec gauging station (Figure 7) and the percentage proportion for each month in the total annual runoff (Figure 8).

The Bilan model can be classified as a deterministic, conceptual, lumped model. It was developed by the T.G. Masaryk Water Research Institute in Prague (WRI) to simulate components of the water balance of the catchment. It is primarily used for assessing the impacts of climate change on the water regime and on supplies of surface and groundwater (HORÁČEK *et al.* 2008; ŠIMKOVÁ 2012; VIZINA *et al.* 2010). A detailed description of the model is provided by the Bilan model manual, compiled by WRI (WRI 2011).

The model simulates the daily or monthly series components of the hydrological balance. The input variables are the data series for rainfall P (mm), discharge measured at the outlet closure station R (mm), air temperature T (°C), and relative air humidity H (%) in daily or monthly steps. To determine the parameters of the model (for a detailed list, see the manual – KAŠPÁREK & NOVICKÝ 2004), an optimization algorithm is used, which minimizes the value of the selected compliance criterion of the model output and observed data. The average absolute deviation of modelled and observed runoff data is used for

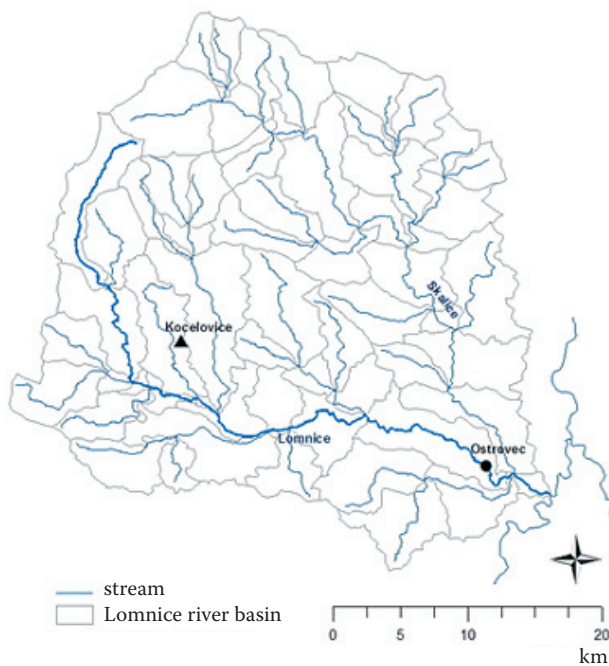


Figure 1. Location of the Kocelovice climate station and the Lower Ostrovec gauging station

the optimization criterion (VACULÍN & SOUKALOVÁ 2003). The values of the parameters for the Lomnice river basin are: soil moisture storage capacity $S_{pa} = 147.7$ mm; snow melting factor $D_{gm} = 15.2$ (-); factor for calculating the quantity of liquid water available on the land surface under winter conditions $D_{gw} = 13.8$ (-); parameter for the rainfall-surface runoff equation (direct runoff) $Alf = 0.000779$ (-); recharge under summer conditions $Soc = 0.699$ (-); recharge under conditions of snow melting $Mec = 0.799$ (-); parameter for recharge under winter conditions, controlling the outflow from the groundwater storage (base flow) $Wic = 0.342$ (-); $Grd = 0.499$ (-).

The daily flow values, precipitation, snow depth, air temperature, sunshine duration, relative air humidity, and wind speed were used as input data for the analyses. The hydrological data for the 1975–2011 period come from the Lower Ostrovec gauging station (on the Lomnice river) and the climatic data (1976–2011) come from the Kocelovice climate station (Figure 1). The data were provided by the České Budějovice branch of the Czech Hydrometeorological Institute.

RESULTS

Analysis of changes in the runoff regime by single and double mass curves. The method of single and double mass curves was used for detect-

ing significant changes in the runoff regime. The curves were created on the basis of the average annual precipitation and discharge values. The cumulative precipitation (Hr) series was created to identify potential climate changes in the basin that could affect runoff conditions.

The progress of the mass curve of discharges (Lower Ostrovec gauging station) is captured in Figure 2. A deflection of the line from linear shape indicates a change in the development of the runoff. Figure 2 shows that in the period 1979–1982 there was an increase in the discharge, and subsequently a decline in 1985. The same pattern characterizes the period from 1985 until 1992, where 1988 is considered a breakthrough year (because of repeated decrease in the discharge that year). The growing and decreasing tendencies of the slopes are comparable.

When comparing the mass curve of discharges and precipitation (Figure 3), it is clear that the observed increase in the flow is not closely related with precipitation, i.e. the period from 1985 until 1992 cannot be considered extremely rich in rainfall. The single mass curve for Hr is almost linear, with hardly any significant deviations.

To clarify the situation and specify the results, a double mass curve of annual discharges and precipitation for the Lower Ostrovec station was compiled (Figure 4). The years in which there was a change in runoff (1979, 1982, 1985, 1988, 1992) have been graphically highlighted (with a square).

Seasonal changes in runoff distribution. Changes in the distribution of runoff during the year were assessed on the basis of the percentage of discharge distribution and average flow rates in each month and season. The trend in the Lomnice river basin (Lower Ostrovec station) is characterized by a decreasing discharge in winter and in summer, while increasing discharges are typical for spring and autumn (Figure 5). The highest increase in the year-round

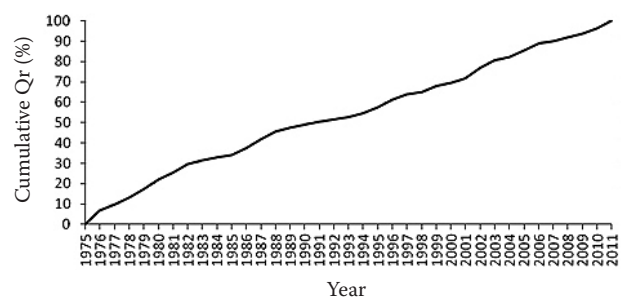


Figure 2. Single mass curve of the annual discharges Q_r (%) (Lower Ostrovec gauging station)

doi: 10.17221/35/2014-SWR

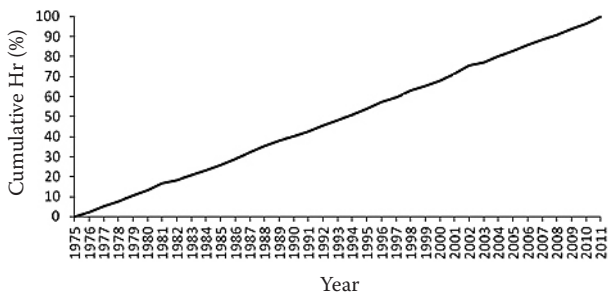


Figure 3. Single mass curve of annual precipitation Hr (%) (Kocelovice climate station)

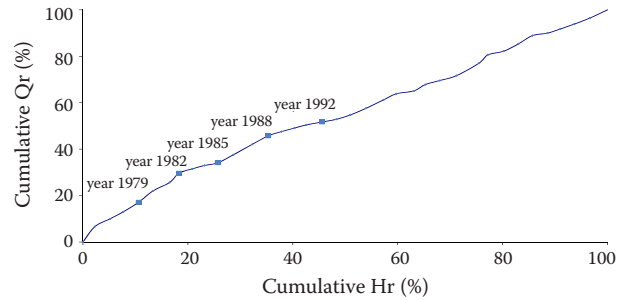


Figure 4. Double mass curve of annual discharges Qr (%) and precipitation Hr (%) (Lomnice river)

runoff in the Lomnice river basin was recorded in March, and maximum drop was recorded in December (Figure 6).

The runoff distribution in the course of each year can also be assessed in terms of the chronology of monthly flows. The average monthly flows (Qm) characterize the runoff distribution in the course of the year (BENSON & MATALAS 1967). The regularity of this distribution can be expressed in long-term monthly flows. For the Lomnice station, these are calculated from 37 hydrological years. Monthly flows are influenced by climatic characteristics (particu-

larly rainfall and temperature), which have a regular and long-term coverage. The monthly flow is also influenced by gradual accumulation of snow and snowmelt, mostly in spring. Figures 7 and 8 clearly show the highest flow in the Lomnice in spring.

At the same time, the proportion of monthly and seasonal precipitation totals remains at approximately the same level. The average annual precipitation from the Kocelovice station for the period 1976–2011 amounts to 554.9 mm. The wettest year by far was 2002 (905 mm), due to the extreme total precipitation in August of that year (209 mm).

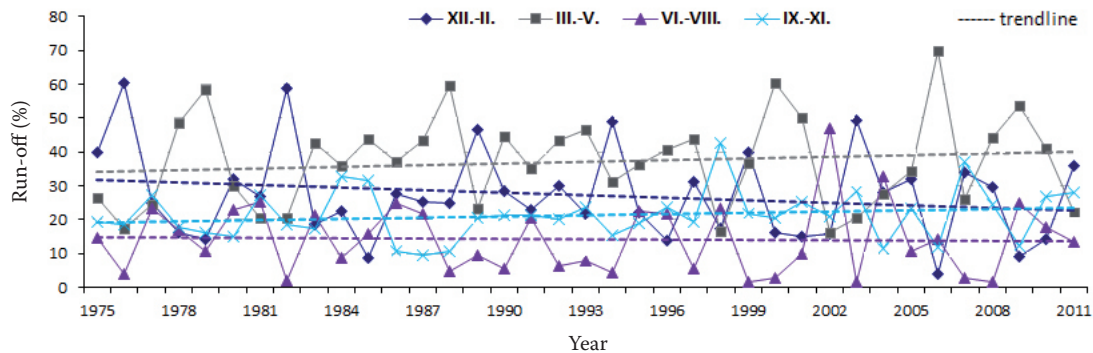


Figure 5. Seasonal trend in runoff development (1975–2011) (Lomnice river, Lower Ostrovec gauging station)

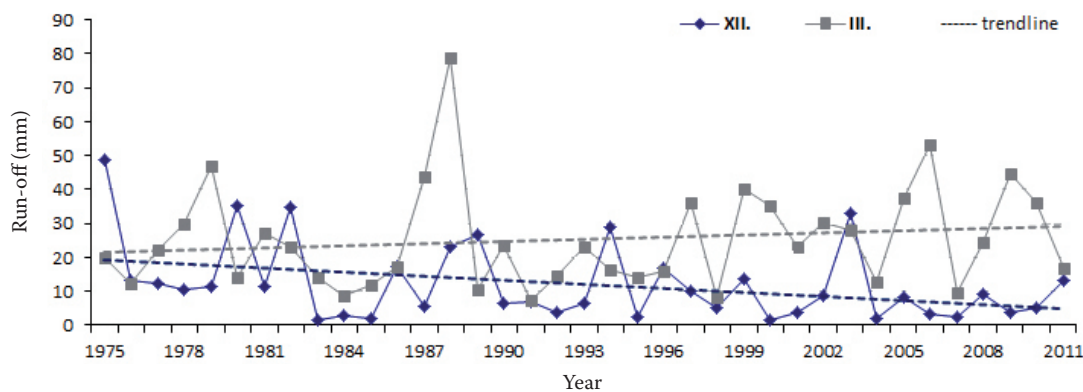


Figure 6. Trends in runoff development in March and December (1975–2011) (Lomnice river, Lower Ostrovec gauging station)

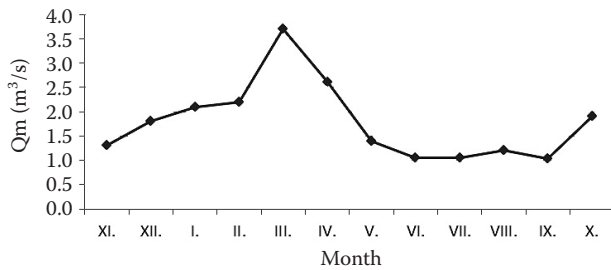


Figure 7. Long-term average flow (Qm) for each month (1975–2011) (Lower Ostrovec gauging station)

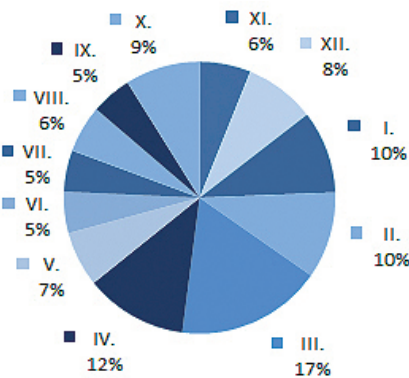


Figure 8. Proportion of the annual runoff for each month (1975–2011) (Lower Ostrovec gauging station)

Development of the air temperature and snow conditions. A 36-year data series (1976–2011) of air temperatures was analyzed. A comparison of the average air temperatures for the periods 1976–1993 and 1994–2011 revealed an increase from 7.3°C to 8.0°C. The most significant temperature increase occurred between 1996 and 2000, when the values rose from 6.2°C to 8.8°C (i.e. an increase of 2.6°C). The greatest increase in temperature was observed in January, February, April, and May. The situation in terms of seasonal temperature variation is shown in Figure 9.

In the period from 1976 to 2011, there was snow cover lasting for 65 days on the average. When the periods 1976–1993 and 1994–2011 are compared, as in the analysis of temperature conditions, the average number of days with snow cover is almost equal (65 and 66 days). However, there is an apparent fluctuation in the number of days with snow cover throughout the whole analyzed period (Figure 10), where the maximum number of days with snow cover falls in 1996, 2006, and 2010. The highest average snow depth was recorded in January and February.

The periods of increased flows in the Lomnice river basin (1979–1982, 1985–1988), which were defined using the mass curves, can be characterized as moderate, in terms of temperature, with greater average snow depth and a larger number of days with snow cover. A study of headwater parts of the Otava (KLIMENT *et al.* 2011) has shown that there is a decrease in the number of days with snow cover at lower altitudes (Klatovy station, 430 m a.s.l.), and that this is compensated by an increase in winter runoff. An analysis of monthly flows between 1975 and 2011 in the Lomnice river basin showed a decrease in runoff in winter and summer months. Thus, the situation in the headwater areas of the Otava and in the Lomnice river basin is different. Increased spring and summer temperatures appear to contribute to a decline in runoff, especially during the summer months.

The periods 1979–1982 and 1985–1988 correspond with large-scale management changes in the Lomnice river basin. A study of contemporary maps (MZE 2012) indicates that the largest river flow regulations were carried out between 1977 and 1990. The largest changes in land use were recorded between 1948 and 1990, when there was a decline by almost 6% in Agricultural Land Resources (ALR) (arable land, meadows, pastures, and temporary grassland). In the same period, there was an increase in forested areas,

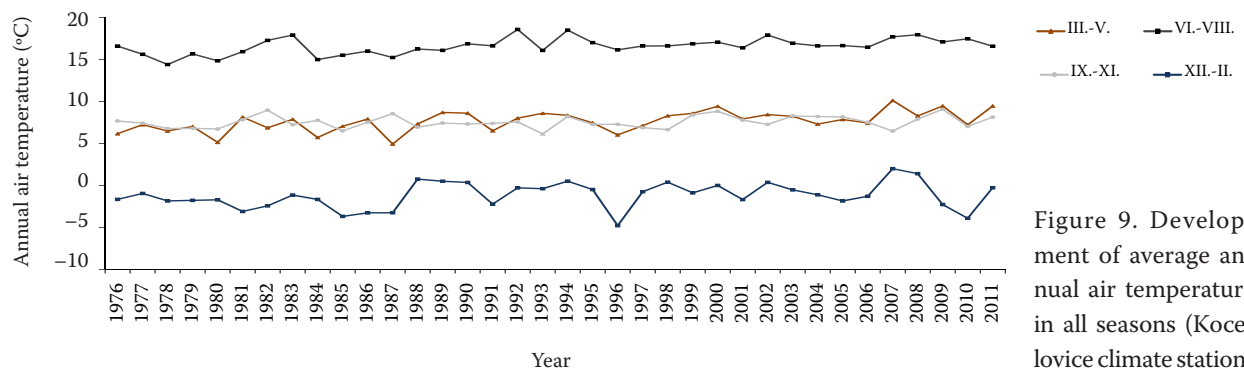


Figure 9. Development of average annual air temperature in all seasons (Kocelevice climate station)

doi: 10.17221/35/2014-SWR

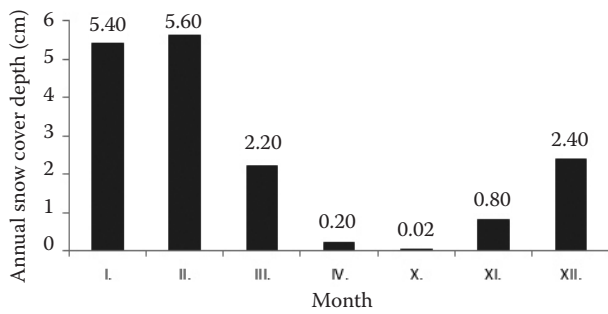


Figure 10. Average snow depth for selected months (1976–2011) (Kocelovice climate station)

urban areas, and other areas. The highest proportion of the decline in ALR fell on arable land (–3%), while forested area increased by 1% and urban area increased by 0.5% in that period (LUCC 2013). A comparison between the data from the CORINE 2000 database and its previous version CORINE 1990 showed no significant changes in land use.

Estimation of the water balance. Three characteristic hydrological years were selected for the description of the behaviour of the Lomnice river basin (2002 – wet year, 2003 – dry year, 2004 – normal year). Individual components of the water balance are shown in Figure 11a (2002), Figure 11b (2003), and Figure 11c (2004). The results were compared with the water balance in the Upper Vltava basin carried out by the Czech Hydrometeorological Institute for the river basin (CHMI 2003, 2004, 2005) and the long-term average precipitation and runoff values in the Lomnice river basin. The coincidence of the simulated and measured discharge records was evaluated as sufficient by the coefficient of determination $CD \geq 0.75$ and the coefficient of variation $CV \leq 0.25$ (NASH & SUTCLIFFE 1970; LEGATES *et al.* 1999).

The year 2002 was a year with very rich rainfall and discharges, characterized by large fluctuations. The spring runoff was affected by the melting of a comparatively high snow cover. Very low rainfall

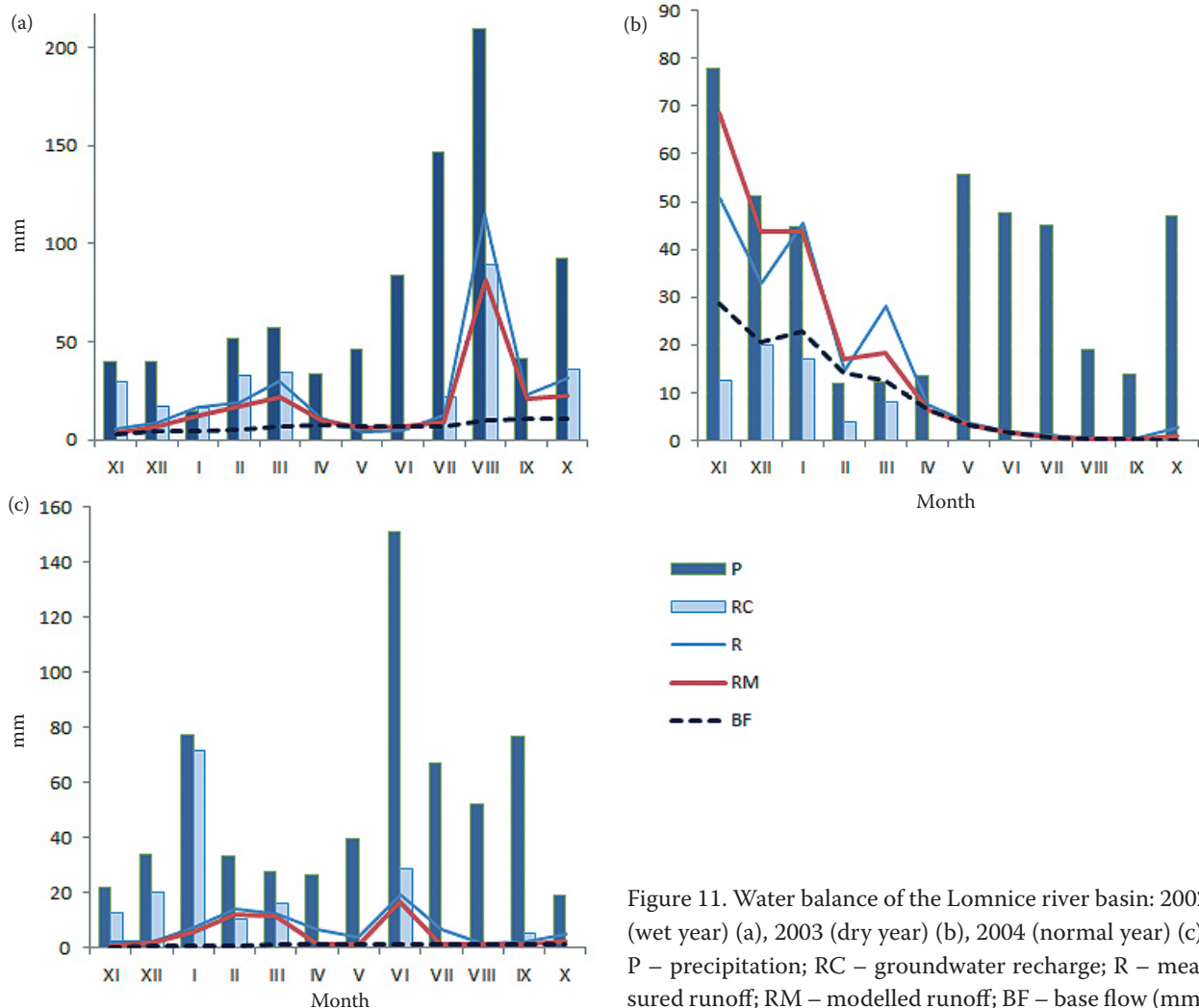


Figure 11. Water balance of the Lomnice river basin: 2002 (wet year) (a), 2003 (dry year) (b), 2004 (normal year) (c); P – precipitation; RC – groundwater recharge; R – measured runoff; RM – modelled runoff; BF – base flow (mm)

and discharges (one half of the long-term average) followed in April and May. Beginning in July, there was an increase in precipitation and runoff, and the peak was reached in August. The extreme values for the August runoff (almost twenty times the long-term average values) reflect the occurrence of catastrophic floods in August 2002 (see the figures in Figure 3). Later in the year, there was below-average precipitation in September, but there were still noticeable remains of extreme runoff (three times the long-term average levels). There was rich rainfall in October, and the flows were still abundant (twice the long-term average levels) but with a declining trend (Figure 11a).

The rainfall-runoff regime at the beginning of 2003 was affected by the high saturation of the basin from autumn 2002 (twice the average precipitation levels in November, and six times the long-term average (hereinafter referred to as average) runoff in December. After this, the precipitation levels fell to normal and the runoff values were three times the average levels). The January 2003 flows were increased by snow melting to nearly four times the average level. In the following months, however, there was a season of extremely low rainfall (less than half of the average, with the exception of May, when the rainfall totals reached average values). This strongly affected the runoff regime, which was often less than a quarter of the long-term average (Figure 7). Overall, 2003 was considered a very dry year, as is confirmed by zero groundwater recharge from March onwards (Figure 11b). An important role was also played by above-average air temperatures (Figure 9).

The year 2004 was a year with a normal to slightly dry character in terms of the precipitation and discharge rates, with unevenly distributed rainfall and runoff (Figure 11c). At the beginning of the year there were below-average values (approximately 55–85% of the long-term average). A significant increase in precipitation was recorded in January (254% of the average), the month with the highest precipitation in the whole year. The precipitation led to a growth in runoff in February (121% of the average). This corresponds to the long-term distribution of flows in the Lomnice river basin (Figure 7). Other fluctuations were observed in June (203%) and September (163%), along with high discharge values (269% of the average in June, and 133% of the average in September). The other months produced below-average values.

The ground water level (GWL) increased in January. A typical decline of GWL came in spring as a consequence of the increase in temperature and the

growth of vegetation. After a high level of rainfall in June, GWL rose again. The rest of the year showed a declining trend until September, when there was an insignificant increase in GWL values (see Figure 11c).

DISCUSSION

The aim of this paper was to give a comprehensive picture of the rainfall-runoff regime in the Lomnice river basin, using several methods: rainfall-runoff regime assessment by single and double mass curve method and the Bilan hydrological water balance model, and also an analysis of the development of air temperatures and snow conditions.

Mass curve methods (supplemented by an analysis of snow and temperature conditions) have confirmed the existence of certain changes in runoff trends in the model basin of the river Lomnice. The method of single and double mass curve provides a quite simple way to determine the time point at which there was a potential disturbance of the homogeneity of the data series.

It can be debated whether a 36-year time series of flows and rainfall is long enough to enable valid conclusions to be drawn. A longer series would have a higher predictive value, but the absence of continuous data would make it problematic to examine earlier historical flow and precipitation series. According to some other studies dealing with long-term trends of rainfall-runoff processes in the catchment, for instance BAE (2008), this length of the time series can be considered to be sufficient for the analysis. Kocelovice climate station was used for the calculation of snow and thermal characteristics of the Lomnice basin. The elevation of the station (519 m) corresponds with the elevation range of the main part of the basin. Therefore, the data acquired from Kocelovice can be applied to the whole basin of the Lomnice river. Another study might bring an analysis of several climatic stations in relation to changes in runoff, snow depth, and the development of the number of days with snow cover to validate the results presented in this paper.

The distribution of runoff in the Lomnice river basin is completely different from the situation in the source areas of the Otava analyzed in KLIMENT *et al.* (2011). Generally, the source areas of the Otava have shown a distinct increase in the proportion of runoff in winter over the last half-century whereas, with a few exceptions (August 2002), there has been a gradual decrease in runoff in summer months. In the headwater areas of the Otava, the biggest increase in the proportion of runoff falls in December (March for the Lomnice river

doi: 10.17221/35/2014-SWR

basin), while maximum drop is characteristic for July (December for the Lomnice river basin).

Further issues for discussion emerge from the conclusions reached in this paper. To what extent are the observed changes just a result of long-term evolution, and to what extent may the changes have been caused by anthropogenic interventions (land use changes and river flow regulation) within the basin? In the 20th century, the landscape of the Czech Republic was strongly influenced by restructuring of landscape components. This influence has also been reflected in the Lomnice river basin, and was observed in a study of the Otava river basin (KLIMENT & MATOUŠKOVÁ 2005). The issue of factors affecting the runoff regime in a river basin was covered also by some recent international pilot projects, which deal with changes in land use planning considering climatic changes (JUCKEM 2008; HUO 2008; ZHANG 2008), effects of water reservoirs, urban areas, mining and industry and stream regulations on runoff regime in the basin (MEYER 2001; CZAJA 2005). Generally, the results of this study correspond to the trends from abroad. The Otava study investigated three catchments (the Ostružná, the Blanice, and the Vydra Rivers) in the Šumava Mts. and the foothills. Variations in the development of the outflow were most evident in the farmed Ostružná catchment, to a much less extent in the upper basin of the Blanice catchment, and were not detected at all in a natural forested basin of the Vydra catchment. Extensive hydro-ameliorative measures, linked to modifications of the hydrographic network and the construction of surface and subsurface drainage systems, are a decisive anthropogenic factor here (KLIMENT & MATOUŠKOVÁ 2005). The Lomnice river basin is also mainly used for farming, with the exception of the headwaters (the Třemšín National Monument) and the confluence of the Otava (the V Obouch nature reserve). Taking into account the results for the Ostružná river basin, we conclude that the Lomnice river basin has been significantly affected by management regulation, particularly by regulation of the river flow and by changes in land use.

Primarily, the differences in the balance of the upper basin of the river Vltava and its sub-basin of the Lomnice river point to a major impact of human activities in the catchment. In extreme years, the rainfall-runoff regime of the basin copied the upper basin and small fluctuations in the overall perspective of the sub-basin were losing. In a normal year (represented here by 2004), the deviations from average values became noticeable. This has led us to the conclusion that

the smaller the basin is, the more the rainfall-runoff regime is affected by management activities, and of course by local conditions (geographic location, topography, local atmospheric conditions, etc.) Other case studies may confirm this theory.

CONCLUSION

Our analysis of the relationship between precipitation and runoff in the Lomnice river basin shows that some changes in rainfall-runoff conditions have occurred since 1970. Using mass curves, the deviations in runoff development were identified. Changes occurred mainly in the 1980s and 1990s (there was an increased runoff in 1979–1982 and 1985–1988). The period of increased runoff can be described as average, in terms of temperature, with above-average snow depth and an above-average number of days with snow cover. In comparison with the period of higher runoff in the Otava river basin, this corresponds to a longer integrated interval of higher runoff in the Otava river basin between 1974 and 1982 (KLIMENT *et al.* 2011). The temperature values in the Otava river basin were below average, whereas the height of snow cover and the number of days with snow cover were above the average.

In order to meet the increasing demands for natural resources, the rate of anthropogenic intervention in the natural cycle of the Lomnice river basin has been increasing since the 20th century (BAŽATOVÁ 2009). This has notably affected the nature of the discharge regime of the basin. When the hydrological balance of the Lomnice was compared with that of the Upper Vltava river basin (CHMI 2003, 2004, 2005), several differences were detected, mainly in the normal year 2004. The Lomnice sub-basin displayed a dry-to-normal character, while the Upper Vltava river basin, to which the Lomnice belongs, and the whole country were assessed as normal in 2005. This difference highlights the significance of local anthropogenic interventions in the river basin. The sub-basin was affected, while no significant effects were recorded in the large basin. It is therefore necessary to consider the impact of human activities not only at global scale but also at local scale when planning the sustainable use of water resources.

Acknowledgements. The paper was supported by the Czech Ministry of Agriculture of the Czech Republic, Project QJ1220033 Water regimes optimisation on the Morava river valley. The team of authors fully acknowledges this support.

References

- Bae D. (2008): Long-term trend of precipitation and runoff in Korean river basins. *Hydrological Processes*, 22: 2644–2656.
- Bažatová T. (2009): Changes in rainfall-runoff conditions and anthropogenic modification in the Lomnice river basin. [Diploma Thesis.] Prague, Charles University, Faculty of Science. (in Czech)
- Benson M.A., Matalas N.C. (1967): Synthetic hydrology based on regional statistical parameters. *Water Resources Research*, 3: 931–935.
- Beven K.J. (2011): *Rainfall-Runoff Modelling: The Primer*, 2nd Ed. Chichester, John Wiley & Sons Ltd.
- CENIA (2013): Program CORINE Land Cover 1990 and 2000. Czech Environmental Information Agency, Available at <http://geoportal.gov.cz> (accessed June 2013)
- CHMI (2003): Hydrological balance of the Czech Republic. Year 2002. Available at http://voda.chmi.cz/opzv/bilance/zprava_bilance_02.pdf (accessed Mar 2013).
- CHMI (2004): Hydrological balance of the Czech Republic. Year 2003. Available at http://voda.chmi.cz/opzv/bilance/zprava_bilance_03.pdf (accessed Mar 2013)
- CHMI (2005): Hydrological balance of the Czech Republic. Year 2004. Available at http://voda.chmi.cz/opzv/bilance/zprava_bilance_04.pdf (accessed Mar 2013)
- Czaja S. (2005): Changes in river discharge structure and regime in mining-industrial-urban areas. *Regional Environmental Change*, 5: 18–26.
- Horáček S., Kašpárek L., Novický O. (2008): Estimation of climate change impact on water resources by using Bilan water balance model. *IOP Conf. Series: Earth and Environmental Science*, 4.
- Huo Z. (2008): Effects of climate changes and water related human activities on annual stream flows of the Shiyang river basin in arid north-west China. *Hydrological Processes*, 22: 3155–3167.
- Juckem P.F. (2008): Effects of climate and land management change on streamflow in the driftless area of Wisconsin. *Journal of Hydrology*, 355: 123–130.
- Kaňok J. (1997): A study of the anthropogenic influence on stream flow magnitude for the river of the Oder basin to the water-gauge at Kožle. *Journal of University of Ostrava*, 103.
- Kašpárek L., Novický O. (2004): User's Guide Manual. Available at http://www.geo.uio.no/edc/software/BILAN/User_guide_BILAN.pdf (accessed Aug 2014).
- Kliment Z., Matoušková M. (2005): Trends of runoff processes in the Otava River basin. *Geografie – Sborník ČGS*, 110: 32–45. (in Czech)
- Kliment Z., Matoušková M., Ledvinka O., Královec V. (2011): Trend analysis of rainfall-runoff regimes in selected headwater areas of the Czech Republic. *Journal of Hydrology and Hydromechanics*, 59: 36–50.
- Langhammer J. (2010): Analysis of the relationship between the stream regulations and the geomorphologic effects of floods. *Natural Hazards*, 54: 121–139.
- Legates D., Gregory J., McCabe Jr. (1999): Evaluating the use of “godness-of-fit” measures in hydrologic and hydroclimatic model validation. *Water Resources Research*, 35: 233–241.
- LUCC (2013): *Czechia Database. Database of Long-term Land Use Changes in Czech Republic (1845–2000)*. Available at http://lucc.ic.cz/lucc_data/okresy. (accessed Jan 2013)
- Meyer W.B. (2001): *Human Impact on the Earth*. Cambridge, Cambridge University Press.
- MZE (2012): *Maps Groundwork, Water Flow Regulation – Lomnice*. Prague, Ministry of Agriculture of the Czech Republic.
- Nash J.E., Sutcliffe J.V. (1970): River flow forecasting through conceptual models. Part I. A discussion of principles. *Journal of Hydrology*, 10: 282–290.
- Šimková J. (2012): Study of the water balance in the Medard mining pit, in the Sokolov region. [Diploma Thesis.] Prague, Czech University of Life Sciences Prague, Faculty of Environmental Science. (in Czech)
- Vaculín O., Soukalová E. (2003): Regime of groundwater and hydrological water balance model in the infiltration area of the Brno water supply system. In: 5th Scientific Conf., Brno, 2003: 117–122.
- Váňová V., Langhammer J. (2011): Modelling the impact of land cover changes on flood mitigation in the upper Lužnice basin. *Journal of Hydrology and Hydromechanics*, 59: 262–274.
- Vizina A., Hanel M., Novický O., Tremil P. (2010): Experience from Simulation of Climate Impacts on Water Regime in Monthly and Daily Time Step. Prague, T.G. Masaryk Water Research Institute.
- WRI (2011): *Bilan Water Balance Model – Manual*. Prague, T.G. Masaryk Water Research Institute.
- Zhang X. (2008): Response of streamflow to changes in climate and land use/cover in the Loess Plateau, China. *Water Resources Research*, 44.
- Zídek H. (1965): *Hydrological Conditions ČSSR 1*. Prague, Hydrometeorological Institute. (in Czech)

Received for publication February 12, 2014
Accepted after corrections September 9, 2014

Corresponding author:

Mgr. TEREZA BAŽATOVÁ, Česká zemědělská univerzita v Praze, Fakulta životního prostředí, katedra biotechnických úprav krajiny, Kamýčká 1176, 165 21 Praha 6, Česká republika; e-mail: bazatova@fzp.czu.cz

Příloha 2 – Kovář, Šimková, Rous (2013)

Možnosti využití modelové simulace hydrologických dat pro vodohospodářské studie a projekty

Pavel Kovář, Jana Šimková, Vít Rous

Tento článek vyšel v časopise Vodní hospodářství, ročník 63, číslo 12/2013.

Jakékoliv dotazy týkající se nakládání s tímto článkem z hlediska autorských a vlastnických práv směrujte prosím na stransky@vodnihospodarstvi.cz



www.vodnihospodarstvi.cz

Možnosti využití modelové simulace hydrologických dat pro vodohospodářské studie a projekty

Pavel Kovář, Jana Šimková, Vít Rous

Klíčová slova

simulace srážko-odtokového procesu – matematické modelování – návrhové deště – konstantní a proměnlivá intenzita deště – data mining

Souhrn

Většine vodohospodářských studií a projektů předchází zpracování hydrologických dat v podobě časových řad s určením statistických parametrů a proměnných, kdy podkladové studie projektu bývají produktem hydrometeorologickým. Na tyto studie pak navazuje projekt, který obvykle obsahuje modelové simulace srážko-odtokových procesů včetně transformačního účinku rozlivu povodňových průtoků s doprovodným návrhem biotechnických opatření. Na malých povodích, kde limnigrafická pozorování chybí a jsou k dispozici pouze srážky většinou ze stanice mimo území povodí, je již obvykle třeba vliv návrhových srážek na odtokové poměry povodí řešit modelem. Tento příspěvek se na příkladu zhodnocení vlivu modelových situací Černého potoka, drobného vodního toku Ústeckého kraje, zabývá jednak postupem výpočtu hyetogramů konstantního a variabilního N-letého návrhového deště modelem DES_RAIN a dále řešením výsledných hydrogramů způsobených těmito dešti, pro navazující výpočet povodňové vlny modelem KINFIL.

Úvod

Vzhledem ke zvýšenému výskytu povodní v posledních letech, se v odborné diskusi a vědecké literatuře probírají různé možnosti prevence. V popředí zájmu jsou opatření, která by zvyšovala retenční schopnost krajiny, nenarušovala její ekologické funkce a zároveň měla dostatečný transformační účinek na povodňovou vlnu [7, 8, 10]. Jednou z možností, jak tyto funkce skloubit, je obnova vodních toků a jejich přirozených funkcí – to převážně znamená změnu v morfologii toku a umožnění rozlivu velkých vod do inundačního území [5, 17].

V případě větších evropských i světových řek a v poslední době i drobných toků, jsou již známy dobré příklady tohoto nového integrovaného přístupu k protipovodňovým opatřením, které ukazují na jeho prospěšnost, jak z hlediska ekologického, tak i hydrologického [1, 6, 15]. Nedávné evropské konference HydroPrevent (Praha 6/2010 a Vídeň 6/2012) ukázaly nové technologie ve využití dat pro sofistikované modelové simulace hydrologických extrémů [2]. Podobně byly prezentovány zajímavé příspěvky exploatace dat na konferenci FloodRisk (Rotterdam, 11/2012), zabývající se rovněž více prevencí než rekonstrukcí srážko-odtokových epizod na základě deterministických, stochastických a fuzzy principů [13].

Materiál a metody

Charakteristika povodí Černého potoka

Hlavním typem geologického podloží povodí Černého potoka jsou nejstarší horniny krušnohorského krystalinika protetického stáří (ortoruly, granulity a migmatity). Krystalinikum je v nivě kryto čtvrtohorními svahovými, převážně hlinitokamenitými sedimenty, s minimálním krytím ornici v průměrné mocnosti 0,15 m. Mírně svažité terén má průměrný sklon přibližně 3 % a je tvořen převážně pastvinami a na okrajích povodí smrkovým lesem, často na zrašelinělé půdě.

Průměrný dlouhodobý úhrn srážek se pohybuje na úrovni 850 mm za rok. Průměrný roční průtok v Černém potoce nad důležitým levostranným přítokem je 24,5 l.s⁻¹. Průměrný

roční průtok tohoto přítoku je pak dalších 7,2 l.s⁻¹. Povodí o celkové rozloze 3,64 km² je tvořeno hlavní tokem, dvěma levostrannými a dvěma pravostrannými přítoky o celkové délce cca 6 km, z toho Černý potok má délku cca 2 350 m, první pravostranný přítok 650 m, druhý pravostranný 1 500 m, první levostranný 1 200 m a druhý levostranný přítok cca 350 m (viz obr. 8).

Návrhové deště

Pro určení krátkých přívalových dešťů byla vybrána metoda redukce jednodenních maximálních úhrnů $P_{1d,N}$ nejbližší stanice povodí Černého potoka, a sice Moldava, Nové Město [19]. Hodnoty těchto úhrnů pro dobu opakování $N = 2, 5, 10, 20, 50$ a 100 let jsou uvedeny v tab. 1.

Z výše uvedených maximálních denních srážkových úhrnů byly modelem DES_RAIN za použití vztahů (1) a (2) vypočteny redukované srážkové úhrny pro krátké doby trvání deště a různé doby opakování:

$$P_{t,N} = P_{1d,N} \cdot a \cdot t^{-c} \quad (1)$$

$$i_{t,N} = P_{1d,N} \cdot a \cdot t^{-c} \quad (2)$$

kde: $P_{t,N}$ srážkový úhrn pro dobu trvání deště t a průměrnou dobu opakování N [mm],
 $P_{1d,N}$ 1denní maximální srážkový úhrn pro dobu opakování $1 \times$ za N let [mm],
 a, c redukční oblastní parametry závislé na periodicitě výskytu [-],
 t doba trvání výpočtového návrhového deště [min],
 $i_{t,N}$ intenzita deště.

Redukční koeficienty a, c byly odvozeny podle metodiky [9]. Vypočtené výšky přívalových dešťů ukazuje tab. 2, která je zpracována v závislosti na době trvání deště a době opakování. Model DES_RAIN [21] je přístupný v EXCEL verzi na web stránce FŽP ČZU v Praze. Jednodenní maximální srážky do modelu DES_RAIN jsou uvedeny v práci [19], která obsahuje zpracované období let 1901–1980 a nejsou v ní tudíž uvedeny roky pozdější, jejichž povodňové srážky by zřejmě přispěly ještě k vyšším hodnotám. Avšak vzhledem k metodologickému charakteru příspěvku, tato skutečnost není podstatná a později lze tyto srážky doplnit.

Výšky i intenzity návrhových dešťů krátkých dob trvání a různých dob opakování pro srážkoměrnou stanici Moldava byly vypočteny modelem DES_RAIN a jsou prezentovány na obr. 1 a obr. 2.

Návrhové deště, které trvají déle než několik desítek minut, již nemávají konstantní intenzitu v době svého trvání, proto byly přerozděleny do variabilních intenzit. Časové přerozdělení dešťových oddílů proměnné srážky bylo zpracováno podle syntetického hyetogramu ÚFA (Ústav fyziky atmosféry AV ČR). Lze použít i návrhový hyetogram ČHMÚ [22], ale to by již překročilo rozsah příspěvku. Hodnoty poměrů jednotlivých dešťových oddílů pro dešť o variabilní intenzitě ukazuje tab. 3. V této tabulce jsou „hodnoty poměru“ vyjádřeny desetinným zlomkem, který po přenásobení 100 odpovídá procentu celkové výšky srážky.

Tab. 1. Jednodenní maximální srážkové úhrny $P_{1d,N}$ ve stanici Moldava, Nové Město

Doba opakování N	[roky]	2	5	10	20	50	100
1denní max. srážkový úhrn $P_{1d,N}$	[mm]	45,6	65	77,5	90,5	106,5	119

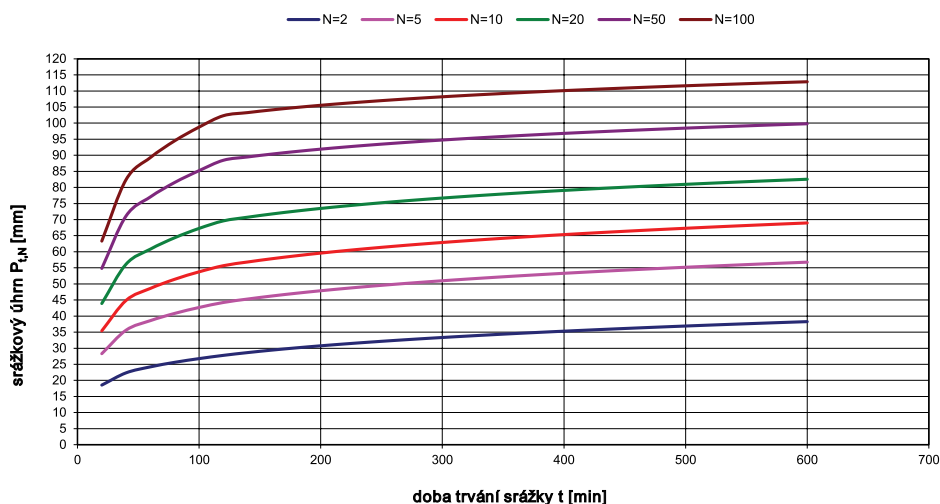
Tab. 2. Výška návrhové srážky $P_{t,N}$ krátkého trvání pro stanici Moldava, Nové Město

N [roky]	$P_{t,N}$				
	t [min]				
	20	40	60	120	180
2	18,54	22,35	24,21	27,78	30,12
5	28,30	35,63	38,59	44,23	47,10
10	35,40	44,88	48,61	55,67	58,75
20	43,90	56,15	60,82	69,60	72,66
50	54,81	71,15	77,06	88,45	91,18
100	63,31	82,45	89,31	102,31	104,87

Tab. 3. Hodnoty poměru jednotlivých časových kroků proměnného redukovaného deště dle DES_RAIN (ÚFA, AV ČR)

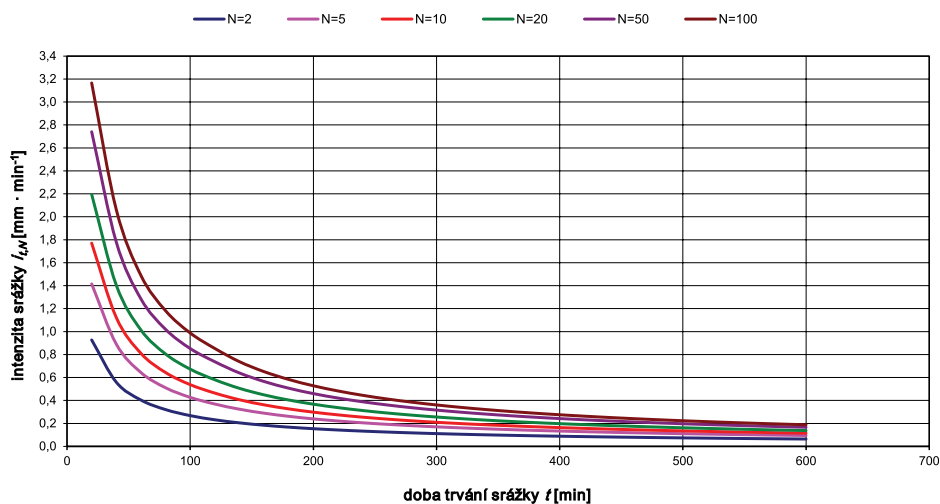
pořadnice	0	1	2	3	4	5	6	7	8	9
hodnota poměru	0	0,03	0,06	0,28	0,4	0,12	0,08	0,02	0,01	0

Výšky přívalových dešťů s dobou opakování N let



Obr. 1. Výšky přívalových dešťů $P_{t,N}$ různé doby trvání t s dobou opakování 1x za N let, stanice Moldava, Nové Město

Náhradní intenzita srážky s dobou opakování N let



Obr. 2. Náhradní intenzity přívalových dešťů s různou dobou trvání, dobou opakování 1x za N let, stanice Moldava, Nové Město

Grafické znázornění **tab. 3** pro celkový syntetický hyetogram ÚFA pro Černý potok s vyjádřením redukováných 24hodinových N-letých dešťů, jejichž hodnoty pro jednotlivá N uvádí **tab. 1**, je zobrazeno na **obr. 3**.

Obr. 3 má pouze obecný charakter. S ohledem na doby trvání nejnebezpečnějších návrhových dešťů byly vytvořeny další grafy. Všechny mají stejné poměry pořadnic jako v **tab. 3** a byly použity pro výpočet hyetogramů variabilních dešťů s dobou opakování $N = 2, 5, 10, 20, 50, 100$ let pro dobu trvání srážky $t = 20, 40, 60$ a 120 min. Jednotlivé hyetogramy jsou uvedeny v **obr. 4–7**. Pořadnice redukováných dešťů o době trvání $t = 20, 40, 60$ a 120 min pro jednotlivá N byly vyneseny do sloupcového grafu s překryvem jednotlivých datových řad (nejedná se tedy o grafy skládané, a hodnoty jednotlivých úhrnů lze přímo odečítat na svislé ose grafu).

Návrhové průtoky

Návrhové průtoky vycházejí z předpokladu stejné periodicity výskytu návrhových průtoků jako návrhových dešťů, což nemusí být za všech okolností správný předpoklad. Vždy záleží na obdobných podmínkách předchozí saturace povodí před návrhovou epizodou.

Model KINFIL [11] je založen na kombinaci teorie infiltrace a transformace přímého odtoku „kinematickou vlnou“ [3, 12, 16, 18], což se osvědčilo na řadě experimentálních povodí při rekonstrukci historických povodňových případů. Tento model používá fyzikálně-geometrické (fyziografické), hydraulické a klimatické parametry povodí, které se dají určit z mapových a jiných podkladů při absenci přímých pozorování a při zohlednění důsledků antropogenní činnosti v povodí. Model je určen přednostně pro stanovení návrhových průtoků pro různé „scénářové situace“ dané touto činností, jako je změna kultur,

odlesnění, urbanizace aj. [11]. Současná verze modelu KINFIL je založena na infiltrační teorii Greena a Ampta se zavedením koncepce „výtypy“ dle Morel-Seytoux [14].

$$K_s \left(\frac{z_f + H_f}{z_f} \right) = (\Theta_s - \Theta_i) \frac{dz_f}{dt} \quad (3)$$

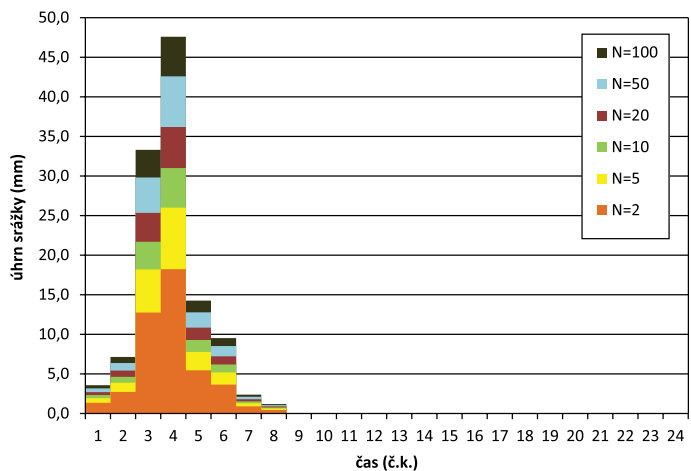
$$S_f = (\Theta_s - \Theta_i) \cdot H_f \quad (4)$$

$$t_p = \frac{S_f}{i \left(\frac{i}{K_s} - 1 \right)} \quad (5)$$

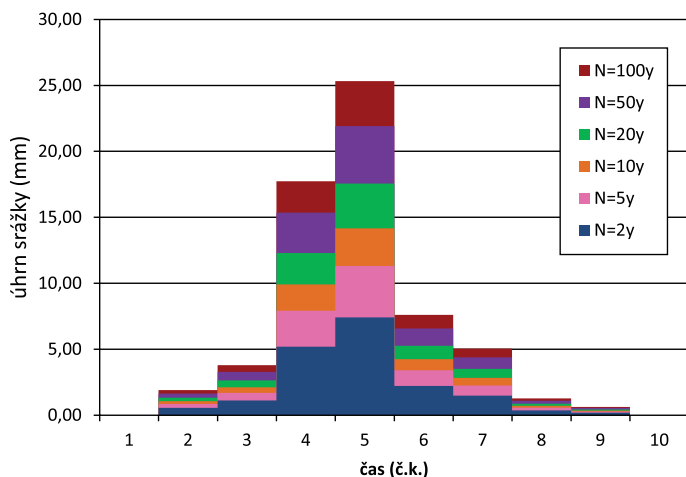
- kde: K_s nasycená hydraulická vodivost ($\text{m} \cdot \text{s}^{-1}$),
 z_f hloubka infiltrační fronty (m),
 Θ_s nasycená půdní vlhkost (-),
 Θ_i počáteční půdní vlhkost (-),
 H_f sací tlak pod infiltrační frontou (m),
 i intenzita deště ($\text{m} \cdot \text{s}^{-1}$),
 S_f retenční součinitel sacího tlaku (m),
 t_p doba výtypy (s),
 t čas (s).

Základním úkolem je určení parametrů nasycené hydraulické vodivosti K_s a retenčního součinitele sacího tlaku S_f (při stavu plní vodní kapacity – PVK). Řešením je využití dříve odvozených vztahů mezi těmito parametry a hodnotami čísel odtokových křivek CN (Curve Number), dnes dobře propracované metody a ve světě široce používané [20]. Indexové hodnoty CN korespondují s konceptuálními hodnotami půdních parametrů K_s a S_f (PVK): $\text{CN} = f(K_s, S_f)$. Pro stanovení těchto vzájemných (párových) vztahů mezi CN a (K_s, S_f) jsou použita data maximálních jednodenních srážkových úhrnů 62 stanic České republiky, přepočtených pro trvání 10, 20, 30, 60, 90, 120, 180 a 300 min, každý po dobu opakování 1, 2, 5, 10, 20, 50 a 100 let, implementovaných infiltračním submodelem pro 10 základních skupin půd podle U.S. klasifikace, která je však kompatibilní s naší klasifikací dle Nováka.

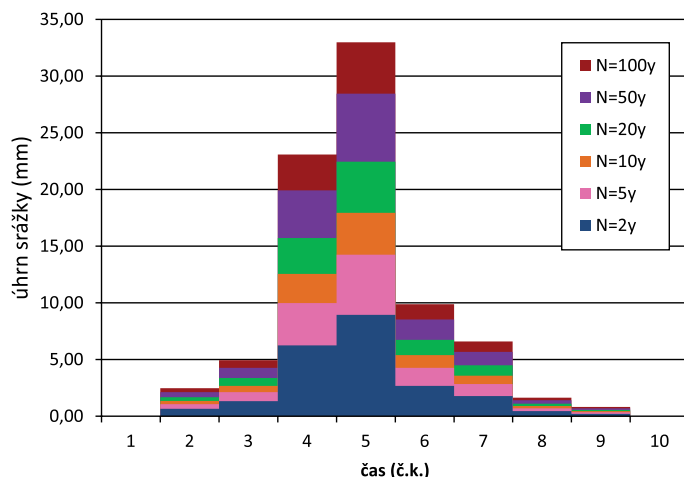
Druhým komponentem modelu KINFIL je jeho část simulující transformaci přímého odtoku [3, 18]. Řešená parciální diferenciální rovnice (6) popisuje neustálý pohyb, aproximovaný kinematickou vlnou (po zanedbání nevýznamných rychlostních členů dynamické St. Venantovy rovnice) po ploše různě uspořádaných a dle topografických podmínek různě skloněných rovinných „desek“.



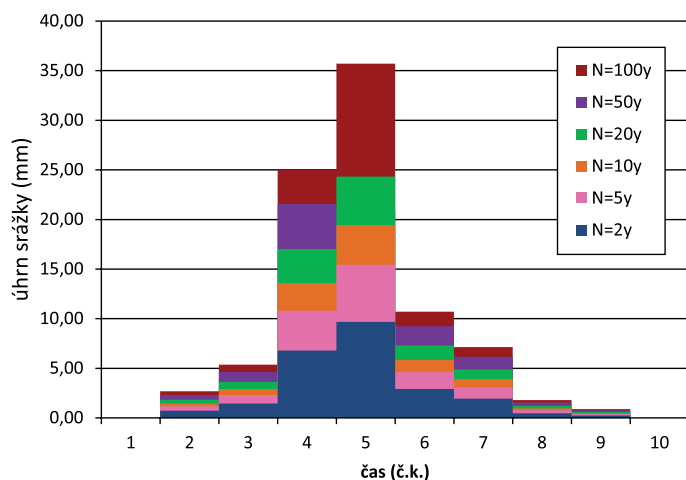
Obr. 3. Syntetický hyetogram ÚFA AV ČR – $t = 8$ časových kroků pro $P_{1d,N}$ (viz **tab.1**) pro Černý potok



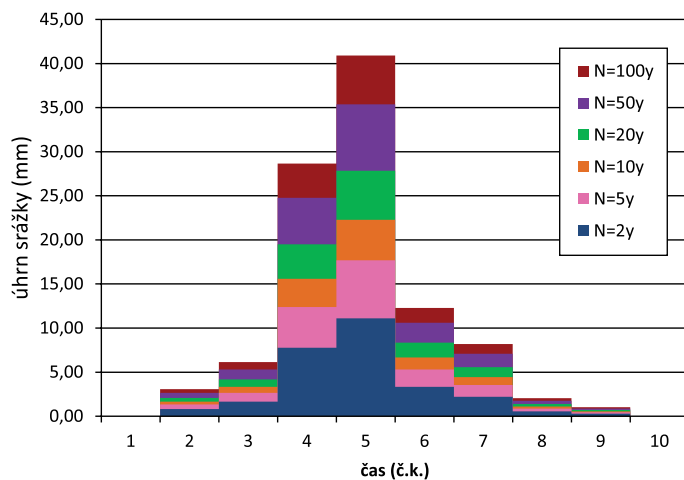
Obr. 4 Syntetický hyetogram (ÚFA AV ČR) pro t = 20 min



Obr. 5 Syntetický hyetogram (ÚFA AV ČR) pro t = 40 min



Obr. 6 Syntetický hyetogram (ÚFA AV ČR) pro t = 60 min



Obr. 7 Syntetický hyetogram (ÚFA AV ČR) pro t = 120 min

$$\frac{\partial y}{\partial t} + \alpha m y^{m-1} \frac{\partial y}{\partial x} = i_e(t) \quad (6)$$

kde: x, y, t souřadnice délky, hloubky, času (m, m, s),
 a, m hydraulické parametry,
 $i_e(t)$ intenzita efektivního deště (m.s⁻¹).

Tato rovnice je převedena do tvaru konečných diferencí a řešena explicitním numerickým schématem. Pro praktické řešení je povodí geometrizováno rozdělením do tří komponent: kaskády desek, konvergentních a divergentních segmentů a úseků koryta toku tak, aby simulace topografických ploch povodí byla dostatečně reprezentativní. Počáteční podmínky řešení diferenčního schématu jsou zadány pro tzv. nulové hodnoty hloubek vody (tj. jestliže $h(x, 0) = 0$ pro všechny souřadnice polohy x). Horní okrajová podmínka je dána polohou každé rovinné desky v kaskádě, případně horní hranou segmentu.

Infiltrační a retenční poměry povodí jsou charakterizovány číslem odtokových křivek CN, jak je již uvedeno výše. (viz **tab. 4**). **Tab. 5** a situační plán (zpracovaný v Arc-GIS) povodí Černého potoka rozděleného na jednotlivá sub-povodí na **obr. 8** a ukazují přípravu dat pro výpočet hydrogramu povodňové vlny modelem KINFIL.

Výpočet odtoku z povodí Černého potoka byl proveden na základě redukovaného návrhového deště o době trvání $t = 20, 40, 60, 120, 180$ min, době opakování $N = 2, 10, 100$ let. Hydrogramy konstantní srážky se nijak

výrazně neliší od hydrogramů srážky s proměnnou intenzitou, jak ukazuje **obr. 9** a **tab. 6**.

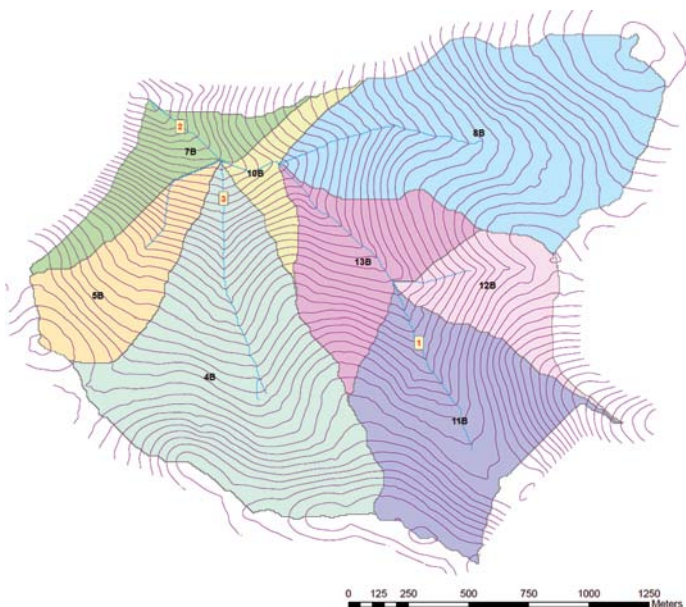
Pokud porovnáваме v **tab. 6** výšky efektivního návrhového deště konstantního a proměnného průběhu, je zajímavé, že pro stejnou dobu

Tab. 4. Charakteristiky sub-povodí Černého potoka včetně hodnot CN křivek

Číslo sub-povodí	Plocha sub-povodí [km ²]	Plocha sub-povodí [%]	CN _{II} [-]	CN _{II} podíl [-]	CN _{III} [-]	CN _{III} podíl [-]
11 B	0,598	16,4	44	7,216	64	10,496
12 B	0,235	6,5	50	3,25	69	4,485
13 B	0,346	9,5	58	5,51	76	7,22
8 B	0,919	25,2	63	15,876	80	20,16
10 B	0,111	3	54	1,62	73	2,19
4 B	0,936	25,7	63	16,191	80	20,56
5 B	0,284	7,8	62	4,836	79	6,162
7 B	0,214	5,9	54	3,186	73	4,307
Celkově	3,643	100	58	57,685	89	75,58

Tab. 5. Fragmentace povodí Černého potoka a charakteristika jednotlivých sub-povodí

Číslo sub-povodí	Plocha sub-povodí [km ²]	Max. délka toku [m]	Prům. šířka [m]	Délka [m]	Sklon [-]	CN _{II} [-]	Prům. nadm. výška [m n. m.]
11 B	0,598	1620	498	1200	0,05	44	756
12 B	0,235	1195	373	630	0,051	50	750
13 B	0,346	1302	678	510	0,053	58	732
8 B	0,919	1642	681	1350	0,041	63	744
10 B	0,111	795	411	270	0,054	54	712
4 B	0,936	1849	624	1500	0,049	63	744
5 B	0,284	1354	290	980	0,048	62	731
7 B	0,214	1084	357	600	0,064	54	708



Obr. 8. Situační mapa sub-povodí Černého potoka, převýšení vrs-
tevců 2 m

trvání se příliš neliší. Zejména tomu tak je u krátkých dešťů trvání $t = 20$ a 40 min. Deště 2leté doby opakování v trvání $t > 120$ min nevytvářejí již přímý odtok, což dokazuje velmi dobrou přirozenou retenci povodí. U dešťů 100leté doby opakování jsou rozdíly mezi konstantním a proměnným průběhem deště při tvorbě přímého odtoku větší, zvláště pak u dešťů s trváním $t > 60$ min.

Dále je zajímavé sledovat modelové simulace srážko-odtokového procesu na sub-povodích. Maximální průtoky z jednotlivých sub-povodí Černého potoka ukazují hydrogramy na obr. 10.

Výpočty modelem KINFIL uvádějí pouze hydrogramy způsobené deštěm $N = 100$ let, kdy kritický návrhový dešť má dobu trvání 60 min, což je zřejmě blízké době koncentrace povodí. Zde opět nebyly rozdíly mezi konstantním a variabilním deštěm větší než 10 %.

Diskuze

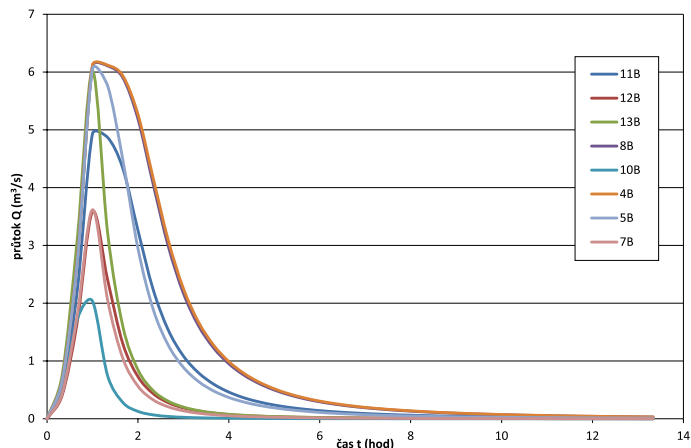
Příspěvek je zaměřen nejen na data vstupní, která jako prioritní údaje umožňují přípravu dat dalších, výstupních pro etapu modelové simulace. Tato simulace dále slouží pro studium vlivu návrhových dešťů a jejich časového tvaru (hyetogramu) na povodňové průtoky.

Dosažené výsledky (obr. 9 a tab. 6) porovnání návrhových hydrogramů vypočtených z návrhových dešťů konstantní a proměnné intenzity se příliš neliší. Zejména tomu tak je u krátkých intenzivních dešťů do 60 minut trvání. Je to dáno samozřejmě stejným objemem konstantních a proměnlivých dešťů, nicméně jsme očekávali vyšší rozdíly. Ty se zvyšují u návrhových dešťů s trváním 120 a 180 minut.

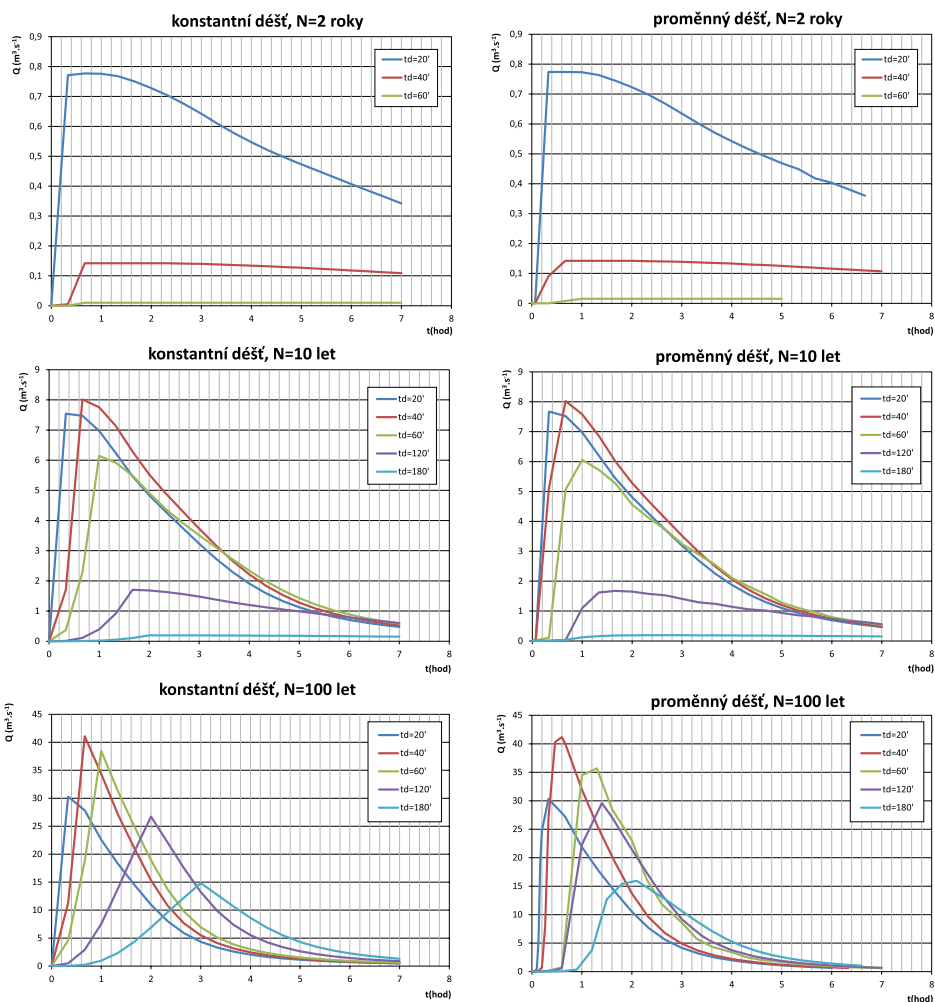
Malé rozdíly kulminačních průtoků z návrhových dešťů konstantního a proměnlivého průběhu v čase nás poněkud překvapily. Je to zejména způsobeno postupem výpočtu hydrogramu, založeného na výpočtu efektivního deště procesem infiltrace, provedeného modelem KINFIL. Transformační proces odtoku využívající rovnice kinematické vlny (ve tvaru konečných diferencí) ovlivňuje finální tvar hydrogramu již méně.

Závěry

Příspěvek na výsledcích případové studie Černého potoka uvádí možnosti využití dat v různých alternativách pro účely vodohospo-



Obr. 10. Maximální průtoky z jednotlivých sub-povodí z povodí Černého potoka. Časový krok $\Delta t = 20$ min, $N = 100$ let



Obr. 9. Hydrogramy odtoku dle modelu KINFIL pro konstantní a proměnný dešť o době trvání $t = 20, 40, 60, 120, 180$ min s dobou opakování $N = 2, 10, 100$ let

dářských studií. Cílem bylo zjištění, do jaké míry může tvar vstupního návrhového hyetogramu ovlivňovat tvar finálního návrhového hydrogramu. Postup, který byl použit, tj. metoda redukce denních přívalových dešťů a 2D-model KINFIL, je jednou z obvyklých metod pro zjištění vlivu konstantního a proměnného průběhu deště na simulaci kulminačních průtoků. Vliv této metody na tvar hydrogramu je vzrůstající se zvyšující se dobou opakování výskytu (N – v letech).

Naším cílem však bylo pouze určení tohoto vlivu na kulminační průtoky. Tento vliv hodnotíme jako málo významný, i když připouští-

Tab. 6. Návrhové průtoky Q_{max} ($m^3 \cdot s^{-1}$) a doby kulminace T_p (hod) vypočtené modelem KINFIL pro povodí Černého potoka pro redukovaný návrhový déšť P o konstantní i proměnné intenzitě

Efektivní návrhový déšť P	Q_{max} (m^3/s)			Doba kulminace T_p (hod)			
	N= 2 roky	N= 10 let	N= 100 let	N= 2 roky	N= 10 let	N= 100 let	
P konstantní	t=20'	0,777	7,54	30,3	0,667	0,333	0,333
	t=40'	0,142	8,016	41,068	0,667	0,667	0,667
	t=60'	0,01	6,143	38,449	1	1	1
	t=120'	—	1,705	26,727	—	2	2
	t=180'	—	0,193	14,836	—	3	3
P proměnný	t=20'	0,774	7,674	30,33	0,333	0,333	0,333
	t=40'	0,142	8,025	41,18	0,667	0,667	0,667
	t=60'	0,015	6,057	35,692	1	1	1
	t=120'	—	1,673	29,579	—	1,6	1,4
	t=180'	—	0,192	15,95	—	2,7	2,1

me možné vlivy různých nejistot způsobených implementací různých modelů, kdy použitý model KINFIL byl pouze jedním z nich.

Poděkování: Výsledky publikované v tomto článku byly získány za podpory projektu TAČR-TA02020402 „Optimalizace vodního režimu krajiny ke snižování hydrologických extrémů“.

Literatura

- [1] Anderson, Ch.; Kean, A. (2004): Red River Basin Flood Damage Reduction Framework, dostupné z: <http://www.rwmb.org/files/FDRW/TP11.pdf>, navštíveno 12. 9. 2013.
- [2] Beven, K. J. (2010): Preferential flows and travel time distributions: Defining adequate hypothesis tests for hydrological process models, *Hydrol. Processes* 24, s. 1537–1547.
- [3] Beven, K. J. (2006): *Rainfall-Runoff Modelling. The Primer*. John Wiley and Sons, Chichester.
- [4] Beven, K. J.; Alock, R. (2010): Guidelines for good practices in predicting the future: The Catchment Change Network. *HydroPrevent 2010*. Conference Prague 20.–23. 9. Predictions for Hydrology, Ecology and Water Resources Management.
- [5] Blackwell, M. S. A.; Maltby, E., ed., (2006): *Ecoflood guidelines: how to use floodplains for flood risk reduction*. : European Commission, Luxembourg: Office for Official Publications of the European Communities. ISBN 9279009621 9789279009624.
- [6] Duel, H.; Baptist, M. J.; Penning W. E., ed., (2011): *Cyclic Floodplain Rejuvenation: a new strategy based on floodplain measures for both flood risk management and enhancement of the biodiversity of the river Rhine*. S.l.: NCR publication 14–2001.
- [7] European Parliament, European Council (2000): *Water Framework Directive 2000/60/EC*. 22. prosinec 2000. S.l.: s.n.
- [8] European Parliament, European Council (2007): *Directive 2007/60/EC on the assessment and management of flood risks*.
- [9] Hrádek, F.; Kovář, P. (1994): Výpočet náhradních intenzit přívalových dešťů. *Vodní hospodářství* 11, str. 49–53, ISSN 1211-0760.
- [10] Kallis, G. (2001): The EU water framework directive: measures and implications. *Water Policy* 3 (2), s. 125–142, ISSN 13667017.
- [11] Kovář, P.; Vaššová, D., 2011: *Model KINFIL, Manuál*. ČZU v Praze, Praha, dostupné z: <http://fzp.czu.cz/vyzkum/software.html>, navštíveno 12. 8. 2013.
- [12] Kovář, P.; Cudlín, P.; Heřman, M.; Zemek, F.; Korytář, F. (2002): Analysis of Flood Events on Small River Catchments Using the KINFIL Model. *Journal of Hydrology and Hydromechanics* 50 (2), s. 157–171.
- [13] Kovář, P.; Vaššová, D.; Vrana, I. (2013): How to reach compromise solution on technical and non-structural flood control measures. *Journal of River Basin Management* (in print).
- [14] Morel-Seytoux, H. J.; Verdin, J. P. (1981): Extension of the Soil Conservation Service Rainfall-runoff methodology for ungauged watersheds. *Colorado State University*.
- [15] Nakamura, K.; Tockner, K.; Amano, K. (2006). *River and Wetland Restoration: Lessons from Japan*. *BioScience* 56, s. 419–429.
- [16] Overton, D. E.; Meadows, M. E. (1976): *Stormwater Modeling*. Academic Press, New York.
- [17] Rohde, S.; Hostmann, M.; Peter, A.; Ewald K. C. (2006): Room for rivers: An integrative search strategy for floodplain restoration. *Landscape and Urban Planning* 78 (1-2), s. 50–70, ISSN 01692046. Dostupné z: doi:10.1016/j.landurbplan.2005.05.006
- [18] Stephenson, D.; Meadows, M. E. (1986): *Kinematic Hydrology and Modelling*. Elsevier.

[19] Šamaj, F.; Brázdil, R.; Valovič, J. (1983): Denné úhrny zrážok s mimoriadnou vydatnosťou v ČSSR v období 1901–1980. In: *Sborník práce SHMÚ. ALFA, Bratislava*: s. 19-112.

[20] US Soil Conservation Service (1986): *Urban Hydrology for Small Watersheds*. Technical Release 55 (updated), USA.

[21] Vaššová, D.; Kovář, P. (2013): *DES_RAIN*. Praha: Fakulta životního prostředí ČZU v Praze, dostupné z: <http://fzp.czu.cz/vyzkum/software.html>, navštíveno 25. 9. 2013.

[22] Vološ, B. (2006): Nejistoty způsobené vstupním zátěžovým hyetogramem při odvozování teoretických povodňových vln v malých povodích deterministickým přístupem. *Centre for Integrated Design of Advanced Structures, ČVUT v Praze*. Praha, dostupné z: http://www.cideas.cz/free/okno/technicke_listy/3tlv/TL06CZ_3112-2.pdf, navštíveno 17. 9. 2013.

prof. Ing. Pavel Kovář, DrSc. (autor pro korespondenci)

Ing. Jana Šimková

Ing. Vít Rous

Česká zemědělská univerzita v Praze

Kamýcká 129

165 21 Praha 6 – Suchbátka

tel.: 224 382 148

e-mail: kovar@fzp.czu.cz

Possibilities of using model simulations of hydrological data for water resources studies and projects (Kovář, P.; Šimková, J.; Rous, V.)

Key words

rainfall-runoff simulation – mathematical modelling – design rainfalls – constant and variable intensity – data mining

Before performing most water resources studies, hydrological data in the form of time series with the determination of statistical parameters and variables must be processed. The groundworks for these studies are usually made by hydrometeorological institutes. In the next stage a project, which contains rainfall-runoff simulations including a transformation by the overflow of flood discharges, follows with an accompanying proposal of biotechnical measures. In small ungauged catchments, where observations are missing and only precipitation records from stations outside the basin are available, it is usually necessary to use a model for assessing the influence of a design rainfall on the runoff process. This paper is based on a case study of the Černý Brook, a small stream in the Ústecký region. It deals firstly with the computation of hyetographs of constant and variable design rainfalls using the model DES_RAIN, secondly with resultant hydrographs caused by these design rainfalls for following computation of a flood wave by the KINFIL model.

Tento článek byl recenzován a je otevřen k diskusi do 28. února 2014. Rozsah diskusního příspěvku je omezen na 2 normostrany A4, a to včetně tabulek a obrázků. Příspěvky pošlejte na e-mail stransky@vodnihospodarstvi.cz.

Příloha 3 – Šimková (2014)

Využití modelu KINFIL pro hodnocení vlivu přírodních protierozních geotextilií na povrchový odtok

Using the KINFIL model to assess the impact of natural
geotextiles on surface runoff

Jana Šimková

*Fakulta životního prostředí, Česká zemědělská univerzita v Praze, Kamýcká 129,
Praha 6 – Suchbátka, 165 21.*

Abstrakt

Příspěvek hodnotí možnosti využití modelu KINFIL pro simulaci vlivu přírodních protierozních geotextilií (GTX) na povrchový odtok, jeden z hlavních erozních činitelů. V laboratorních podmínkách byly na umělý svah o sklonu 7,2° instalovány vybrané přírodní GTX (jutové a kokosové) a za využití dešťového simulátoru *Norton Ladder Rainfall Simulator* vystaveny dešti o různých intenzitách a době trvání 15 minut. Závěry příspěvku vychází z porovnání srážko-odtokových dat měřených v laboratorních podmínkách s daty simulovanými modelem KINFIL. Výsledný hydrogram odtoku z modelu KINFIL tvarově odpovídal měřeným hodnotám. Počáteční dobu zdržení odtoku však model nezachytil.

Klíčová slova: přírodní protierozní síť, simulátor deště, eroze, hydrologické modelování, svahy

Abstract

This paper evaluates the suitability of the KINFIL model to simulate the impact of natural erosion geotextiles (GTX) on surface runoff, one of the main erosion factors. Under laboratory conditions, natural erosion control nets (jute and coir) were applied to an artificial 7.2 ° slope. Using the *Norton Ladder Rainfall Simulator*, the GTX were exposed to 15-minute rainfalls of various intensities. Conclusions of this paper are based on a comparison of rainfall-runoff data measured in the laboratory and data simulated by the KINFIL model. The final hydrograph of the KINFIL model matched the values of the measured data, in terms of the shape of the hydrograph. However, comparing the real and modelled data, the initial ponding time was not simulated at significant level.

Keywords: natural erosion control nets, rainfall simulator, erosion, hydrological modelling, slopes

Úvod

Geotextilie (dále jen GTX), přírodní či syntetické, slouží jako jeden z nástrojů protierozní ochrany téměř šedesát let (Dayte et Gore 1994, Mitchel et al. 2003). Strmé svahy provází především stavební praxi, konkrétně např. výstavbu dopravních cest (Mohammadkhan et al. 2001), kde absence vegetačního krytu na náspech a zářezech ještě zvyšuje riziko vodní a větrné eroze a následné zhroucení svahu (Rickson 1988).

Vývoj ukázal, že tradiční tvrdé metody stabilizace svahu, tzv. „grey solutions“ nejsou z dlouhodobého hlediska tak výhodné, jak se jim původně přisuzovalo. Důvodem jsou vysoké pořizovací náklady a v čase rostoucí náklady na údržbu. Naproti této variantě stojí bioengineering využívající přírodní materiály a vegetaci. Správně provedený zásah slibuje řešení, jehož stabilizační a protierozní efektivita s časem roste a náklady na údržbu klesají. A to až do stádia, kdy je svah ochráněn soběstačným vegetačním krytem, který je schopen reagovat na dynamiku prostředí, aniž by ztrácel své technické vlastnosti (Morgan et al. 1995). Kritické období zde představuje doba před dosažením plného vzrůstu vegetace. Ochranou funkci proto dočasně přebírají geotextilie (Luo et al. 2013).

Ačkoli trhu dominují umělé GTX, mají oproti přírodním GTX i své nevýhody, které zmiňují např. Fullen et al. (2007) nebo Ingold (1996). Z hlediska protierozní ochrany mají, i díky lepší přilnavosti k terénu, vyšší efekt GTX přírodní (Langford et Coleman 1996, Sutherland et Ziegler 1996). Bohužel není k dispozici mnoho údajů o vlastnostech přírodních GTX, které ovlivňují odtokové poměry a hlavním kritériem při výběru ze široké nabídky GTX se pak stává cena. Otázkou je, zda vyšší cena vždy odpovídá vyšší efektivitě protierozní ochrany.

Vliv GTX na ztrátu půdy a povrchový odtok ovlivňuje mnoho faktorů, které do obecné roviny shrnul Bhattacharyya et al. (2010). Měření srážko-odtokového procesu na přírodních svazích opatřených GTX je vždy zásadně ovlivněno půdním podkladem. Hodnocení vlivu samotné GTX tak může být zkresleno. Tento příspěvek popisuje část výsledků laboratorního pokusu, konkrétně využití modelu KINFIL, kdy byly vybrané GTX aplikovány na umělý svah pokrytý nepropustnou fólií. Díky tomuto opatření mohl být výsledný vliv na průběh odtoku přisuzován pouze samotné geotextilii.

Materiál a metody

Příspěvek popisuje výsledky srážko-odtokové simulace dešťovým simulátorem *Norton Rainfall Simulator* na umělém svahu o sklonu 7°, který byl ošetřen přírodními protierozními sítěmi. Konkrétně se jednalo o kokosovou síť JUTENON ECC 400 g.m² a 700 g.m² a jutovou

sít' JUTENON ECJ 500 g.m², které byly vstaveny srážce o intenzitě 27 mm.h⁻¹ a 158 mm.h⁻¹. Velikost oka pro uvedených sítí odpovídá 35x35 mm, 15x15 mm a 20x20 mm pro pořadí ECC 400, ECJ 500 a ECC 700).

Za kontrolní vzorek (standard) byla zvolena nepropustná plastová fólie.

Simulátor deště

Experiment proběhl v laboratoři Fakulty životního prostředí, České zemědělské univerzity v Praze. K simulaci deště byl využit dešťový simulátor *Norton Rainfall Simulator, US product*, vyvinutý Dr. Nortonem z USDA, Agricultural Reserach Service, Národní laboratoře pro výzkum půdy ve West Lafayette, USA (Obr. 1).



Obr. 1 Konstrukce dešťového simulátoru Norton v laboratoři Fakulty životního prostředí, České zemědělské univerzity v Praze.

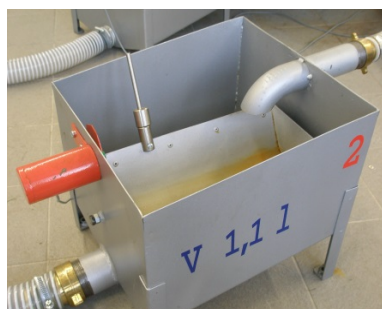
Základní jednotku simulátoru tvoří hliníkový rám o délce 5 m, šířce 0,76 m a hloubce 0,25 m (Obr. 1). Pro tvorbu dešťových kapek jsou u simulátoru použity trysky VeeJet 80100 (Spraying System Co.) s výkonem 14,75 l.min⁻¹. Vodní paprsek z trysek je plochý, rovnoběžný s podélnou osou simulátoru. Čtyři trysky jsou umístěny v sekci na hliníkovém rámu ve vzájemné vzdálenosti 1,37 m. Sekce s tryskami vykonává samostatně kývavý pohyb podél vodorovné osy a tím dochází k rovnoměrnému zadešťování plochy pod nimi. Tlak na tryskách 0,41 MPa a výška trysek 2,4 m nad povrchem žlabu zaručují podobné charakteristiky simulovaného deště, jako má déšť přirozený – střední velikost kapky 2,3 mm a srovnatelná kinetická energie (Meyer et McCune 1958). Intenzita deště se řídí frekvencí kyvů sekčního potrubí s tryskami, nastavuje se pomocí počítače. Při experimentech byly používány intenzity 27 a 158 mm.h⁻¹.

Konstrukce dešťového simulátoru je umístěna nad dvěma sklopnými žlaby s volitelným sklonem od 0° do 8°, každý o šířce 1,07 m, délce 5,09 m a hloubce 0,2 m (Obr. 2). Zadešťovaná plocha má rozměry 4,9 m na délku a 1,05 m na šířku. Měření přímého odtoku

ze žlabů je zajištěno mechanickými člunkovými překlápěcími průtokoměry (Obr. 3) s elektronickým záznamem četností překlopení.



Obr. 2 Simulátor deště Norton nad pokusnými žlaby.



Obr. 3 Mechanický překlápěcí člunkový průtokoměr.

Model KINFIL

Model KINFIL (Kovář et Vaššová 2011) je založen na kombinaci teorie infiltrace a transformace přímého odtoku “kinematickou vlnou” (Beven, 2006, Kovář et al. 2002, Overton et Meadows 1976, Stephenson et Meadows 1986), což se osvědčilo na řadě experimentálních povodí při rekonstrukci historických povodňových případů. Pro účely tohoto pokusu byl za modelované povodí zvolen umělý svah. Tento model používá fyzikálně-geometrické (fyziografické), hydraulické a klimatické parametry povodí, které se dají určit z mapových a jiných podkladů při absenci přímých pozorování a při zohlednění důsledků antropogenní činnosti v povodí. Model je určen přednostně pro stanovení návrhových průtoků pro různé “scénářové situace” dané touto činností, jako je změna kultur, odlesnění, urbanizace aj. (Kovář et Vaššová 2011). Současná verze modelu KINFIL je založena na infiltrační teorii Greena a Ampta se zavedením koncepce “výtopy” dle Morel-Seytoux (Morel-Seytoux et Verdin 1981).

$$K_s \left(\frac{z_f + H_f}{z_f} \right) = (\Theta_s - \Theta_i) \frac{dz_f}{dt} \quad (1)$$

$$S_f = (\Theta_s - \Theta_i) \cdot H_f \quad (2)$$

$$t_p = \frac{S_f}{i \left(\frac{i}{K_s} - 1 \right)} \quad (3)$$

kde :

K_s nasycená hydraulická vodivost ($m \cdot s^{-1}$)

z_f hloubka infiltrační fronty (m)

Θ_s nasycená půdní vlhkost (-)

Θ_i počáteční půdní vlhkost (-)

H_f sací tlak pod infiltrační frontou (m)

i intenzita deště ($m \cdot s^{-1}$)

S_f retenční součinitel sacího tlaku (m)

t_p doba výtopy (s)

t čas (s)

Základním úkolem je určení parametrů nasycené hydraulické vodivosti K_s a retenčního součinitele sacího tlaku S_f (při stavu polní vodní kapacity – PVK). Řešením je využití dříve odvozených vztahů mezi těmito parametry a hodnotami čísel odtokových křivek CN (Curve Number), dnes dobře propracované metody a ve světě široce používané (US SCS 1986).

Druhým komponentem modelu KINFIL je jeho část simulující transformaci přímého odtoku (Beven 2006, Stephenson et Meadows 1986). Řešená parciální diferenciální rovnice (4) popisuje neustálený pohyb, aproximovaný kinematickou vlnou (po zanedbání nevýznamných rychlostních členů dynamické St. Venantovy rovnice) po ploše různě uspořádaných a dle topografických podmínek různě skloněných rovinných „desek“.

$$\frac{\partial y}{\partial t} + \alpha m y^{m-1} \frac{\partial y}{\partial x} = i_e(t) \quad (4)$$

kde:

x, y, t ... souřadnice délky, hloubky, času (m, m, s)

α, m ... hydraulické parametry

$i_e(t)$... intenzita efektivního deště ($m \cdot s^{-1}$)

Tato rovnice je převedena do tvaru konečných diferencí a řešena explicitním numerickým schématem. Pro praktické řešení je povodí (zde svah) geometrizováno rozdělením do tří komponent: kaskády desek, konvergentních a divergentních segmentů a úseků koryta toku tak, aby simulace topografických ploch povodí byla dostatečně reprezentativní. V případě laboratorního pokusu bylo povodí reprezentováno jednou deskou. Počáteční podmínky řešení diferenčního schématu jsou zadány pro tzv. nulové hodnoty hloubek vody (tj. jestliže $h(x, 0) = 0$ pro všechny souřadnice polohy x).

Vliv přírodních protierozních sítí na povrchový odtok

Prvním krokem pokusu bylo měření kontrolního vzorku. Nepropustná fólie byla umístěna do žlabu a vystavena dešti o nižší intenzitě ($27 \text{ mm} \cdot \text{h}^{-1}$) a době trvání 15 min. Pomocí stopek byla vizuálně měřena doba zdržení, tj. čas od začátku deště, kdy souvislý povrchový odtok dosáhl paty svahu (spodní hrany žlabu). V čase $t=15$ min bylo ukončeno zadešťování a zaznamenán objem odtoku. Nadále byl vizuálně měřen čas až do úplného ukončení povrchového odtoku („doba dotoku“).

Po ukončení měření kontrolního vzorku byl do žlabu přímo na nepropustnou fólii umístěn první vzorek sítě (Obr. 4). Při umístění byl zachován postup aplikace GTX na svah. Role GTX byla umístěna do horní hrany žlabu, následně volně srolována dolů, bez napínání, a na okrajích upevněna proti posunu.



Obr. 4 Kokosová protierozní síť JUTENON ECC 700 umístěna do pokusného žlabu.

Postup měření odpovídal postupu u kontrolního vzorku. Pro zachování shodných počátečních podmínek byla vždy zaznamenána data až z druhého měření, tzn. z doby, kdy byl vzorek již nasycen vodou z předchozího deště (mokrý varianta). Při prvním měření by byla

doba zdržení ovlivněna nasycováním suchého materiálu a k odtoku tak docházelo se zpožděním (suchá varianta). Aby bylo možné jednotlivá opakování (deset pro každou variantu, tj. celkem 40 měření) mezi sebou srovnávat, byla zpracována jen data z mokré varianty. K druhému opakování měření vzorku došlo vždy po ukončení odtoku z předchozího deště. Po skončení měření nižší intenzity byl celý postup zopakován pro intenzitu vyšší (158 mm.h⁻¹). Celkem tedy proběhlo měření každého vzorku (kontrolní nepropustná fólie, ECC 400, ECJ 500 a ECC 700) s deseti opakováními pro dvě různé intenzity (27 a 158 mm.h⁻¹), tj. celkem 80 měření.

Vstup GTX do modelu KINFIL

Kromě parametrů svahu jsou základními vstupními veličinami do infiltrační části modelu KINFIL nasycená hydraulická vodivost (Ks), sorptivita (S) a následně hodnota CN křivky (CN). Díky nepropustnosti kontrolního vzorku se hodnoty Ks a S pokusného svahu blížily nule. Vliv GTX na tvorbu povrchového odtoku tak do výpočtu vstoupil přes hodnotu CN. Výpočet CN uvádí rovnice č. 5 (Janeček 1989). Hodnoty srážkového úhrnu a přímého odtoku byly získány přímým měřením.

$$CN = \frac{100}{1 + 0,02(H_s + 2H_0 - \sqrt{4H_0^2 + 5H_s * H_0})} \quad (5)$$

kde:

H₀ ... přímý odtok (mm)

H_s ... srážkový úhrn (mm)

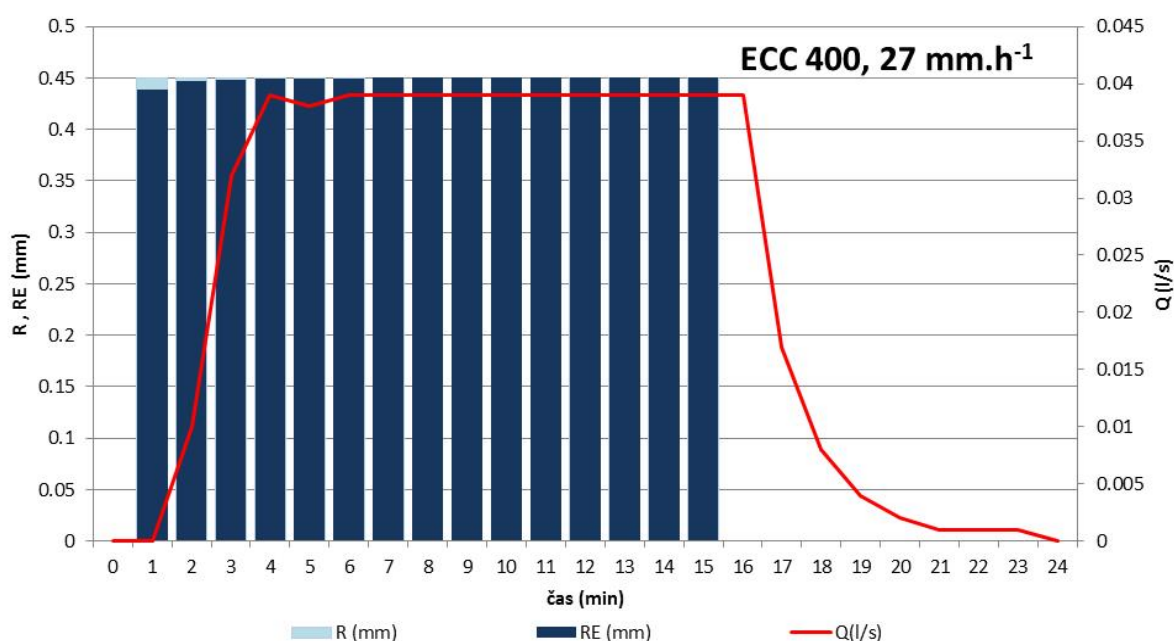
Výsledky

Výsledné hodnoty CN křivek pro jednotlivé GTX (tab. 1) byly značně ovlivněny intenzitou srážky. Při intenzitě 2 (158 mm.h⁻¹) měly geotextilie o 6 - 7% vyšší vliv na hodnotu CN, než v případě nižší intenzity 1 (27 mm.h⁻¹). Ze srovnání vzorků textilií vyplývá, že při nižší intenzitě deště je vliv na CN srovnatelný. Při vyšší intenzitě deště rozdíl narůstá, ovšem rozložení efektivity mezi textiliemi zůstává stejné – největší efekt má jutová síť JUTENON ECJ 500.

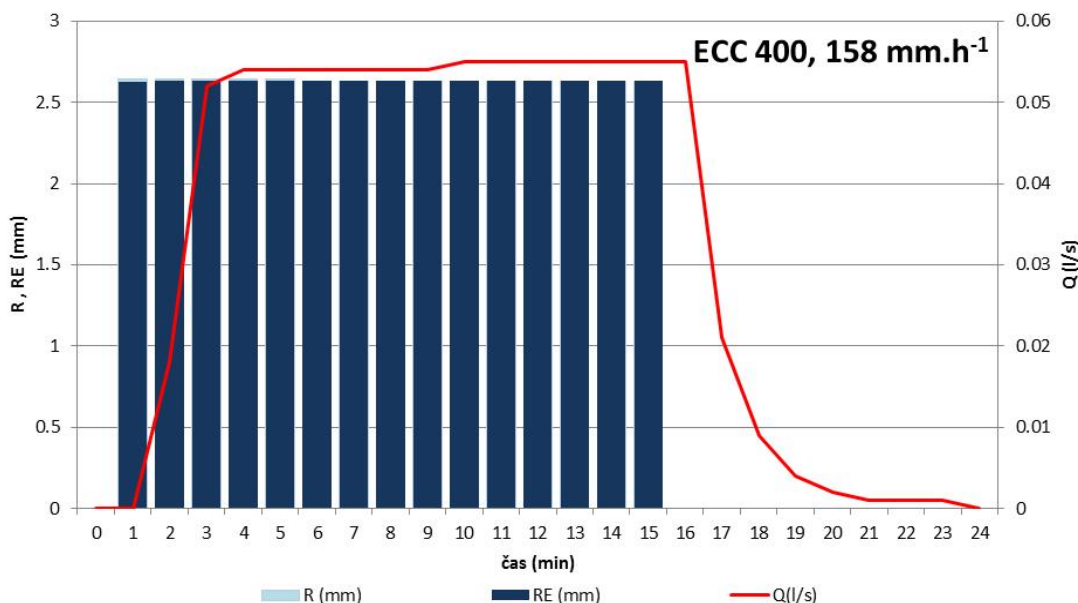
hodnota CN				
	standard	ECC 400	ECJ 500	ECC 700
Intenzita 1	100	99.23	99.43	99.18
Intenzita 2	100	93.96	93.00	93.67

Tab. 1 Hodnoty CN křivek pro jednotlivé vzorky a intenzity. Intenzita 1 - 27 mm.h^{-1} , Intenzita 2 - 158 mm.h^{-1} .

Hydrogram odtoku simulovaný modelem KINFIL pro kokosovou síť ECC 700, při nižší intenzitě, zachycuje obrázek 5. Stejný hydrogram pro vyšší intenzitu pak ukazuje obrázek 6.



Obr. 5 Hydrogram odtoku simulovaný modelem KINFIL pro síť ECC 700, při dešti o době trvání 15 min a intenzitě 27 mm.h^{-1} . R – přičinný déšť (mm), RE – efektivní déšť (mm), Q – odtok (l.s^{-1}).



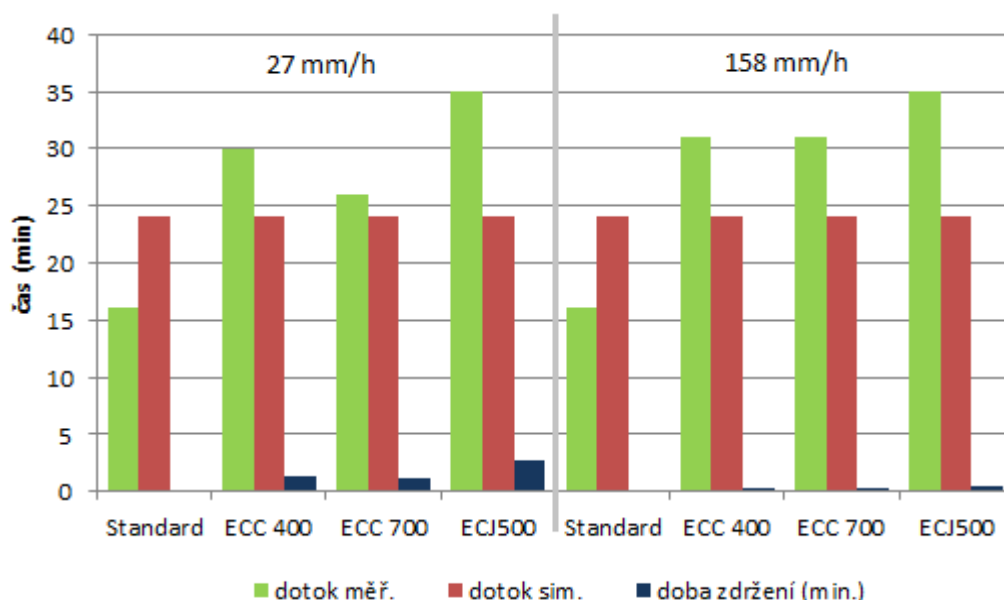
Obr. 6 Hydrogram odtoku simulovaný modelem KINFIL pro síť ECC 700, při dešti o době trvání 15 min a intenzitě 27 mm.h^{-1} . R – příčinný déšť (mm), RE – efektivní déšť (mm), Q – odtok (l.s^{-1}).

Hydrogramy ostatních vzorků se od uvedených lišily minimálně, proto nejsou uvedeny.

Rozdíl mezi měřeními a simulovanými daty byl zaznamenán v době zdržení přímého odtoku a v době dotoku. Tabulka 2 ukazuje, že intenzita deště neměla na dobu dotoku vliv, hodnoty byly přibližně stejné. Rozdíl mezi měřeními a simulovanými hodnotami odpovídal 20-50 %. Měřené hodnoty doby zdržení uvádí rovněž tabulka 2. Simulované hodnoty se lišily v řádu sekund. Grafické zachycení rozdílu měřených a simulovaných hodnot doby dotoku ukazuje obrázek 7. Je vidět, že největší vliv na povrchový odtok má jutová síť, byť nemá nejvyšší plošnou hmotnost. Plošná hmotnost má zásadní vliv na cenu GTX. Zde se tedy ukazuje, že nejdražší (což je v tomto případě kokosová síť 700 g.m^2), neznamená nejefektivnější.

		dotok měř. (min)	dotok sim. (min)	doba zdržení měř. (min.)	doba zdržení sim. (min.)
Int. 1	Standard	16	24	0.2	1
	ECC 400	30	24	1.3	1
	ECC 700	26	24	1.1	1
	ECJ500	35	24	2.7	1
Int. 2	Standard	16	24	0.1	1
	ECC 400	31	24	0.3	1
	ECC 700	31	24	0.4	1
	ECJ500	35	24	0.5	1

Tab. 2 Rozdíly měřených a simulovaných hodnot dotoku (min) a doby zdržení (min) pro jednotlivé vzorky.



Obr. 7 Doba dotoku (“dotok”) simulovaná modelem KINFIL a měřená (min). Doba zdržení přímého odtoku (min)

Diskuze

Vhodnost využití modelu KINFIL pro účely hodnocení přírodních geotextilií závisí na hodnocené veličině. Vysoké procento rozdílu simulovaných a měřených hodnot doby dotoku by nemělo významně narušit využitelnost modelu KINFIL, jelikož poslední fáze odtoku se vykazovala jen extrémně malým odtokem, který již model KINFIL nezachytil. Větší důraz byl kladen na zachycení kulminace odtoku, která odpovídala skutečnosti a bývá hlavním hodnotícím kritériem.

Příčinou rozdílů v době zdržení byl časový krok o délce 1 minuty, který nedokázal zachytit nuance jednotlivých vzorků pohybující se v řádu sekund.

Závěr

Model KINFIL dokáže dostatečně spolehlivě simulovat průběh odtoku na umělém svahu ošetřeném přírodní protierozní sítí při minutovém časovém kroku. Vzhledem k tomu že doba zdržení u jednotlivých vzorků se lišila v řádu sekund, tj. hodnoty menší než zvolený časový krok, nebyly rozdíly modelem KINFIL zachyceny. Obdobný problém nastal v případě doby dotoku. V posledních minutách dosahoval odtok jen velmi nízkých hodnot, které model KINFIL vyhodnotil již jako nulové.

Má-li být model KINFIL využíván pro měření rozdílů geotextilií podobných vlastností, doporučuji časový krok kratší než jedna minuta.

Literatura

- Álvarez-Mozos, J., Abad, E., Giménez, R., Campo, M. A., Goñi, M., Arive, M., Casali, J., Díez, J., Diego, I., 2013: Evaluation of erosion control geotextiles on steep slopes. Part 1: Effects of runoff and soil loss. *Catena*. 2013, XXX, pp. xxx-xxx. HTML!: *Catena* (2013), <http://dx.doi.org/10.1016/j.catena.2013.05.018>.
- Beven, K. J., 2006: *Rainfall-Runoff Modelling. The Primer*. John Wiley and Sons, Chichester.
- Bhattacharyya, R., Smets, T., Fullen, M. A., Poesen, J., Booth, C. A., 2010: Effectiveness of geotextiles in reducing runoff and soil loss: A synthesis. *Catena* 81, 184 – 195.
- Dayte, K. R., Gore, V. N., 1994: Application of natural geotextiles and related products. *Geotextiles nad Geomembranes* 13, 371 – 388.
- Fullen, M. A., et al., 2007: Contributions of biogeotextiles to sustainable development and soil conservation in developing countries: the BORASSUS Project. *Ecosystems and Sustainable Development*. WIT Press, Southampton, UK, 123 – 141.
- Ingold, T. S., 1996: Market study. In: CFC/IJO. Technical specification and market study of potentially important jute geotextiles. Project Completion Report by Silsoe College. Cranfield University (Project Executing Agency).
- Janeček, M., 1989: Verifikace metody CN-křivek podle vztahu N-letých srážkových úhrnů k N-letým průtokům. *Vědecká práce VÚZZP* 6, 77 – 88.
- Kovář P., Vaššová D., 2011: *Model KINFIL – Manuál*. Česká zemědělská univerzita v Praze, Praha, pp. 16.

- Kovář P., Vaššová D., Janeček M., 2012: Surface runoff simulation to mitigate impact of soil erosion, case study Třebsín (Czech Republic). *Soil and Water Research* 7 (3), 85-96.
- Kovář, P., Cudlín, P., Heřman, M., Zemek, F; Korytář, F., 2002: Analysis of Flood Events on Small River Catchments Using the KINFIL Model. *Journal of Hydrology and Hydromechanics* 50 (2), s. 157-171.
- Kovář, P., Vaššová, D., 2011: Model KINFIL, Manuál. ČZU v Praze, Praha, dostupné z: <http://fzp.czu.cz/vyzkum/software.html>, navštíveno 12. 8. 2013.
- Langford, R. L., Coleman, M. J., 1996: Biodegradable erosion control blankets prove effective on Iowa wildlife refuge. XXVII International Erosion Control Association Proceedings of Conference, Seattle, USA, pp. 13 – 20.
- Luo, H., Zhao, T., Dong, M., Peng, X., Guo, Y., Wang, Z., Liang, C., 2013: Field studies on the effect of three geotextiles on runoff and erosion of road slope in Beijing, China. *Catena* 109, 150 – 156.
- Mitchell, D. J., Barton, A. P., Fullen, M. A., Hocking, T. J., Zhi, Wu. Bo., Yi, Z., 2003: Field studies of the effect of jute geotextiles on runoff and erosion in Shropshire, UK. *Soil Use & Management* 19, 182 – 184.
- Mohammadkhan, S., Ahmadi, H., Mohammad, J., 2011: Relationship between soil erosion, slope, parent material, and distance to road. *Arabian Journal of Geosciences* 4, 331 – 338.
- Morel-Seytoux, H. J., Verdin, J. P., 1981: Extension of the Soil Conservation Service Rainfall-runoff methodology for ungauged watersheds. Colorado State University.
- Morgan, R. P. C. and Rickson, R. J. 1995: Slope Stabilization and Erosion Control: A Bioengineering Approach. Morgan, R. P. C.; Rickson, R. J. Cranfield, UK: E & FN SPON, pp. 274.
- Overton, D. E., Meadows, M. E., 1976: Stormwater Modeling. Academic Press, New York.
- Rickson, R. J., 1988: The use of geotextiles in soil erosion control: comparison of performance on two soils. In: Rimwanich, S. (Ed.), Land Conservation for Future Generations Proceedings of Conference V. International Soil Conservation, January 18-29, Bangkok. Ministry of Agriculture and Cooperatives, Bangkok, Bangkok, pp. 961-970.
- Shao, Q., Gu, W., Dai, Q., Makoto, S., Liu, Y., 2014: Effectiveness of geotextile mulches for slope restoration in semi-arid northern China. *Catena* 116, 1 – 9.
- Stephenson, D.; Meadows, M. E., 1986: Kinematic Hydrology and Modelling. Elsevier.

Sutherland, R. A., Ziegler, A. D., 1996: Geotextile effectiveness in reducing interill runoff and sediment flux. International Erosion Control Association Proceedings of Conference XXVI, 1995, Atlanta, USA, pp. 359 – 370.

US Soil Conservation Service, 1986: Urban Hydrology for Small Watersheds. Technical Release 55 (updated), USA.

Poděkování

Príspevek popisuje výsledky grantového projektu IGA 2013 (20134230) „Výzkum podmínek protierozní ochrany extrémního odtoku na svazích v polních a laboratorních podmínkách“, poskytnutého Interní grantovou agenturou Fakulty životního prostředí, České zemědělské univerzity v Praze.

Kontakt:

Ing. Jana Šimková

Česká zemědělská univerzita v Praze

Kamýcká 129, Praha

+420 224 382 599, jsimkova@fzp.czu.cz

Příloha 4 – Kalibová, Jačka, Petruš (2016)



The effectiveness of jute and coir blankets for erosion control in different field and laboratory conditions

Jana Kalibová¹, Lukáš Jačka², and Jan Petrá¹

¹Department of Land Use and Improvement, Faculty of Environmental Sciences, Czech University of Life Sciences Prague, Prague, Kamýčká 129, Praha 6 – Suchbátka, 165 21, Czech Republic

²Department of Water Resources and Environmental Modelling, Faculty of Environmental Sciences, Czech University of Life Sciences Prague, Prague, Kamýčká 129, Praha 6 – Suchbátka, 165 21, Czech Republic

Correspondence to: Jana Kalibová (kalibova@fzp.czu.cz)

Received: 12 January 2016 – Published in Solid Earth Discuss.: 18 January 2016

Revised: 9 March 2016 – Accepted: 10 March 2016 – Published: 30 March 2016

Abstract. Vegetation cover is found to be an ideal solution to most problems of erosion on steep slopes. Biodegradable geotextiles (GTXs) have been proved to provide sufficient protection against soil loss in the period before vegetation reaches maturity, so favouring soil formation processes. In this study, 500 g m⁻² jute (J500), 400 g m⁻² (C400), and 700 g m⁻² coir (C700) GTXs were first installed on a 9° slope under “no-infiltration” laboratory conditions, then on a 27° slope under natural field conditions. The impact of GTXs on run-off and soil loss was investigated to compare the performance of GTXs under different conditions. Laboratory run-off ratio (percentage portion of control plot) equalled 78, 83, and 91 %, while peak discharge ratio equalled 83, 91, and 97 % for J500, C700, and C400 respectively. In the field, a run-off ratio of 31, 62, and 79 %, and peak discharge ratio of 37, 74, and 87 % were recorded for C700, J500, and C400 respectively. All tested GTXs significantly decreased soil erosion. The greatest soil loss reduction in the field was observed for J500 (by 99.4 %), followed by C700 (by 97.9 %) and C400 (by 93.8 %). Irrespective of slope gradient or experimental condition, C400 performed with lower run-off and peak discharge reduction than J500 and C700. The performance ranking of J500 and C700 in the laboratory differed from the field, which may be explained by different slope gradients, and also by the role of soil, which was not included in the laboratory experiment.

1 Introduction

Land degradation causes high erosion rates as a consequence of agriculture, grazing, mining, forest fires or deforestation and this causes economic, social and environmental damage (Cerdà, 1998; Cerdà et al., 2010; Erkossa et al., 2015; Keesstra et al., 2014; Lieskovský and Kenderessy, 2014; Moreno-Ramón et al., 2014; Stanchi et al., 2015). However, the largest erosion rates and the most degraded soils are usually found in areas affected by development, infrastructure or urbanization (Cerdà, 2007; Pereira et al., 2015; Sadeghi et al., 2015; Seutloali and Beckedahl, 2015; Yuan et al., 2015).

Civil engineering projects often result in steep slopes with bare soil, which is highly vulnerable to soil erosion, caused by either impact energy from raindrops or by surface run-off (Weggel and Rustom, 1992). Well-established, low-growing, dense vegetation cover is able to control soil loss by 2 or 3 orders of magnitude compared to bare soil conditions (Keesstra et al., 2016; Ola et al., 2015; Rickson, 2006). The highest reduction of erosive run-off was recorded on permanently grassed plots (Álvarez-Mozos et al., 2014). However, the establishment of vegetation cover can be disrupted during early plant growth stages, leaving the slopes exposed to further erosion processes with negative consequences for slope stability (Rickson, 1988). Soils play a pivotal role in major global biogeochemical cycles (carbon, nutrients, and water), while hosting the largest diversity of organisms on land. Because of this, soils deliver fundamental ecosystem services, and management to change a soil process in support of one ecosystem service can either provide co-benefits to other ser-

vices or it can result in trade-offs. Therefore, the necessity of protecting the soil is non-negligible (Berendse et al., 2015; Brevik et al., 2015; Decock et al., 2015; Keesstra et al., 2012; Smith et al., 2015). This is why there is a trend in the research to protect soil with mulches, amendments, and other erosion control measures (Álvarez-Mozos et al., 2014; Hu et al., 2015; Hueso-González et al., 2014; Keesstra et al., 2016; Prosdocimi et al., 2016; Yazdanpanah et al., 2016).

Biological/biodegradable geotextiles (GTXs), made out of jute, coir, rice, straw etc., have often been proved to be effective, sustainable, and eco-friendly alternatives to synthetic erosion control materials used for preventing soil erosion and subsequent slope degradation processes in the period before vegetation reaches maturity, thus facilitating pedogenic processes (Fullen et al., 2007; Jordán et al., 2011; Khan and Binoy, 2012; Langford and Coleman, 1996; Morgan and Rickson, 1995; Ogbobe et al., 1998; Sutherland and Ziegler, 2007; etc.). The range of GTXs is wide. The choice of an individual product may be most convenient when based on the ratio of GTX cost to effectiveness.

Many case studies evaluating the effect of jute and coir GTXs on slopes have been carried out across the world, but the reported effectiveness of GTXs varies (Giménez-Morera et al., 2010; see Table 1). Therefore, the results cannot be generalized (Cantón et al., 2011; Rickson, 2005). Furthermore, because of various site conditions, it is difficult to determine the extent to which soil loss reduction was caused by GTXs and not by other factors, e.g. vegetation cover (Fifield, 1992; Toy and Hardley, 1987).

This paper presents a study in which the effectiveness of three jute and coir fibre rolled erosion control systems (see Table 2), which are commercially available and widely applied worldwide, were tested under both laboratory and field conditions. No product with dense coverage (non-woven) was included, as these are not as effective in reducing run-off (Luo et al., 2013) and can produce even more run-off than bare soil (Davies et al., 2006; Mitchell et al., 2003).

Unlike previous laboratory studies, the impact of GTXs was examined on “no-soil” subgrade to omit one of the most variable factors affecting soil erosion – soil itself (Smets et al., 2011) – and to assess the effectiveness based on nothing but GTX properties. Due to the infiltration process, soil supports the erosion control effect of GTXs, providing less water for overland flow (Beven, 2011). Assuming that soil affects all GTXs equally in the field, the laboratory records of surface run-off volume (L) and peak discharge ($L s^{-1}$) reduction should proportionally match the data from field experiments. Concerning the shear stress of overland flow, the character of surface run-off volume and velocity reduction in the laboratory should reflect soil loss reduction in the field as well (Harmon and Doe, 2001; Morgan and Rickson, 1995; Thompson, 2001).

The objective of this experiment was to test the impact of biodegradable erosion control GTXs on surface run-off on a slope exposed to simulated rainfall under laboratory and field



Figure 1. A Norton Ladder Rainfall Simulator is positioned above test beds with mechanical toggle flow meters. A C400 erosion control net is spread over the test bed.

conditions, to rank the effectiveness of GTXs in run-off reduction, and to compare the run-off data trends under laboratory conditions (where soil subgrade and infiltration process were excluded) with data trends under different field conditions (including soil subgrade and different slope gradients).

2 Materials and methods

2.1 Laboratory experiment

Laboratory experiments were conducted in the rainfall simulation laboratory at the Czech University of Life Sciences Prague, using a Norton Ladder Rainfall Simulator. Rainfall simulations have been used since the 1930s by scientists to study soil erosion by water and soil hydrology. They are one of the most used and most successful tools used in disciplines such as agronomy, hydrology, and geomorphology (Cerdà, 1998; Martínez-Murillo et al., 2013; Rodrigo Comino et al., 2015, 2016; Iserloh et al., 2013a, b). In this study, the rainfall simulator uses four Veejet 80 100 nozzles, with a water pressure of 0.04 MPa, height of 1.9 m and target area of $4.9 \text{ m} \times 1.05 \text{ m}$. The main rainfall characteristics are as follows: mean rainfall intensity $I = 105 \text{ mm h}^{-1}$, time-specific kinetic energy $KE_R = 1269 \text{ J m}^{-2} \text{ h}^{-1}$, volume-specific kinetic energy $KE = 12 \text{ J m}^{-2} \text{ mm}^{-1}$, median vol-

Table 1. Overview of studies investigating the impact of J500 (jute) (500 g m^{-2}) and C400, C700 (coir) (400 ; 700 g m^{-2}) GTXs on surface run-off and soil erosion by water since 2000¹.

Author	GTX type	Soil type (sand–silt–clay; %)	Slope [°]	Simulated rainfall intensity [mm h^{-1}]	Control sample cover type	Run-off reduction [% of control]	Soil loss [% of control]	Lab./field [L/F]
Álvarez-Mozos et al. (2014)	J500	silty clay loam (13.8–53.9–32.3)	45°	max. 31.2	hydroseeded soil	266	31	F
	J500	silty clay loam (13.8–53.9–32.3)	60°	max. 31.3	hydroseeded soil	238	40	F
Shao et al. (2014)	J500	mixed substrate	40°	50	bare substrate	37.9	0.3	L
Khan and Binoy (2012)	J500	sandy	33°	122	bare soil	83	10	L
Jakab et al. (2012)	J500	silty loam (23–70–7)	8.5°	max. 38.7	bare soil	47, 74, 119	20	F
Kertész et al. (2007)	J500	silty loam	11°	max. 83	bare soil	30–250	7–306	F
Sutherland and Ziegler (2007)	C700	clay (24–34–42)	5.5°	35	bare soil	84	0.4	F
	C400	clay (24–34–42)	5.5°	35	bare soil	90	8	F
Rickson (2006)	J500	sandy loam	10°	72	bare soil	102	15	L
	C700	sandy loam	10°	72	bare soil	106	51	L
Sutherland and Ziegler (2006)	J500, C700	clay-dominated oxisol	5.5°	35, 114	bare soil	91–104	17	F
Lekha (2004)	C700	sandy loam	26°	NA ²	seeded bare soil	NA ²	0.4–21.9	F
Mitchel et al. (2003)	J500	loamy sand	15°	NA ²	bare soil	35	1	F
Rickson (2000)	J500	sandy loam	10°	35	bare soil	90	14	L
	C700	sandy loam	10°	35	bare soil	97	25	L
	J500	sandy loam (68.1–22.1–9.8)	10°	95	bare soil	90	23	L
	C700	sandy loam (68.1–22.1–9.8)	10°	95	bare soil	102	23	L

¹ For studies carried out before the year 2000, see papers by Bhattacharyya et al. (2010) or Ingold and Thompson (1986). ² NA = not available.**Table 2.** Main characteristics of three tested biological GTXs.

Treatment	1 – Jute net	2 – Coir net	3 – Coir net
Marking	J500	C400	C700
Material	100 % jute fibre	100 % coir fibre	100 % coir fibre
Description	open weave biodegradable jute geotextile in a grid structure	open weave biodegradable coir geotextile in a grid structure	open weave biodegradable jute geotextile in a grid structure
Mass per area (g m^{-2})	500	400	700
Mesh size (mm × mm)	15 × 15	35 × 35	20 × 20
Thickness (mm)	2	7	8
Open area (%)	60	65	50
Working life (years)	1–2	3–4	3–7
Average price (EUR m^{-2})*	0.61–0.96	0.89–1.29	1.29–2.09

* Data obtained from several GTX suppliers.

umetric drop diameter $d_{50} = 0.44 \text{ mm}$, Christiansen uniformity $\text{CU} = 79 \%$. A slope gradient of 9° was used for the experiment. An impermeable plastic film spread over the test bed was used as a control. The tested GTXs were then laid onto the plastic film to simulate no-infiltration conditions (see Fig. 1). All treatments were exposed to rainfall of 1.75 mm min^{-1} intensity and 15 min duration. Ten rainfall simulations were carried out on each treatment (control, J500, C400, C700). To provide constant starting conditions, a 15 min rainfall of 1.75 mm min^{-1} intensity was applied before each simulation. During a rainfall event, run-off initiation time t_i [s] was recorded, run-off was collected by a mechanical toggle flow meter, and the time for each toggle was electronically recorded. Total run-off volume at time = 15 min R_{15} [L] and peak discharge Q [L s^{-1}] were measured. An outline of the laboratory experiments is given in Table 3.

2.2 Field experiment

The field simulations were carried out on the south slope of the Rokycany–Pilsen rail corridor near the village of Klabava ($49^\circ 44' 56.938'' \text{ N}$, $13^\circ 32' 17.887'' \text{ E}$) in the Pilsen Region, Czech Republic. According to Quitt's classification, Klabava falls into a moderately warm region with mean annual air temperature of 8° C and mean annual precipitation of 550 mm (Tolasz, 2007). The experimental slope was formed by a 1 : 2 (27°) cut. The stabilized unmade ground was covered by a gravelly loam soil layer of 0.3 m thickness, 1.40 g cm^{-3} bulk density, and 47% porosity. A particle size analysis was performed using a hydrometer method (SIST-TS CEN ISO/TS, 17892-4:2004, 2004). The soil texture was classified using the system of the United States Department of Agriculture. The tested soil was classified as gravelly loam (24% clay, 40% silt, 36% sand). The percentage of gravel

Table 3. An outline of laboratory and field experiments testing the impact of biological GTXs on surface run-off and soil loss.

	Laboratory experiments	Field experiments
Substrate type	impermeable plastic film	gravelly loam
Slope (°)	9	27
Rainfall intensity (mm h ⁻¹)	105	80
Experiment duration (min)	15	15
Cover type	J500, C400, C700	J500, C400, C700
Control cover	impermeable plastic film	bare gravelly loam
Replications	10	3
Total number of experiments	40	12

(> 2 mm) was 26 %. The estimated organic matter content of the soil was 3.5 %. The loss-on-ignition method (heated destruction of all organic matter) was used for the calculation of the organic matter content in the soil (ASTM, 2000; Schumacher, 2002; Nelson and Sommers, 1982).

Four rectangular plots (one control and three for the GTX treatments), each covering an area of 1.8 m × 8.5 m, were outlined by iron barriers on each side and a triangular collecting trough at the bottom (see Fig. 2). Afterwards erosion control nets were installed. A bare soil plot was used as a control.

The rainfall was simulated by four FullJet nozzles, with water pressure of 0.03 MPa and height 2.4 m above the plots. Rainfall application did not differ significantly among treatments ($\alpha = 0.05$). Three replications of each treatment were carried out at an overall mean intensity of $1.33 \pm 2 \text{ mm min}^{-1}$ (a 10-year return period at the study site). To provide constant starting conditions, a 15 min rainfall of 1.33 mm min^{-1} intensity was applied before each simulation. For an outline of the field experiment see Table 3.

For operational reasons, it was necessary to spread the simulations over a period of two days. The measurements were therefore carried out under slightly different moisture conditions. The control treatment was measured on the first day with initial volumetric soil moisture content at 20.7 %. The GTX treatments were measured the following day with initial volumetric soil moisture content at 13.1 % (an average value of nine records – three for each plot; the individual values did not differ significantly). The volumetric soil moisture content was determined using the gravimetric method (e.g. Kutílek and Nielsen, 1994) from undisturbed soil samples (100 cm³) that were collected in the top soil. During the rainfall event, run-off initiation time t_i [s] was recorded, run-off was collected by a mechanical toggle flow meter with electronic recording of time for each toggle, and the total run-off volume [L] and discharge [L s^{-1}] were measured. After the rainfall event, sediment concentration [g L^{-1}] of the run-off

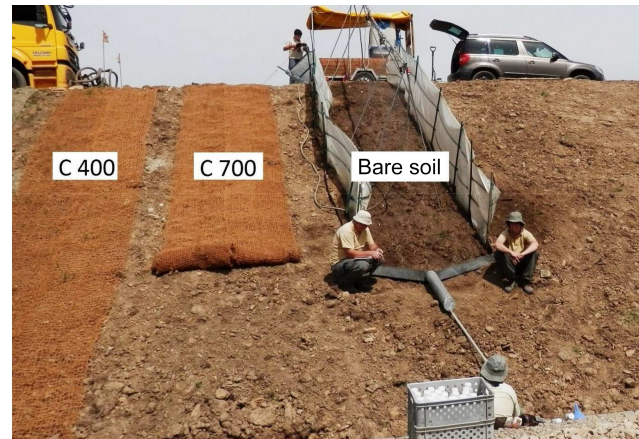


Figure 2. Experimental slope in the field (Rokycany, Czech Republic). Rainfall simulation on bare soil (control sample) in progress. Note: the iron collecting trough at the bottom of the plot is hidden below the eroded material, as the image was taken during the rainfall simulation.

was determined by oven-drying five collected run-off samples at 105 °C for 48 h, and subsequent weighing of the samples and sediment load (soil loss SL) [g] was calculated by multiplying the mean sediment concentration by total run-off volume.

2.3 Data analysis

All analyses were performed using Excel 2010 and R statistical software. One-way analysis of means was used to test whether the differences in laboratory values of time to run-off initiation t_i [s], run-off at time $t = 15 \text{ min}$ R_{15} [L] and peak discharge Q [L s^{-1}] are caused by sampling variation, at significance level 0.05. A Welch two-sample t test, not assuming equal variances, was used to compare mean values of t_i , R_{15} and Q for each treatment. The null hypothesis was defined as follows: the true difference in means is equal to zero.

In order to compare run-off (and soil loss) rates from field and laboratory plots, run-off ratios RR_{15} (Eq. 1), peak discharge ratios QR (Eq. 2), and soil loss ratios SLR (Eq. 3) were calculated and expressed as a portion of control [%]:

$$RR_{15} = \frac{R_{15 \text{ geotextile}}}{R_{15 \text{ control}}} \times 100 \quad (1)$$

$$QR = \frac{Q_{\text{geotextile}}}{Q_{\text{control}}} \times 100 \quad (2)$$

$$SLR = \frac{SL_{\text{geotextile}}}{SL_{\text{control}}} \times 100. \quad (3)$$

Ratios were calculated from mean values of variables.

Table 4. Statistical description of peak discharge for 500 g m⁻² jute net (J500), 400 g m⁻² coir net (C400), and 700 g m⁻² coir net (C700) in laboratory experiments.

Parameters	Units	Control	J500	C400	C700
Arithmetic mean	L s ⁻¹	0.151	0.126	0.146	0.137
Standard deviation	L s ⁻¹	0.0005	0.0076	0.0025	0.0015
Median	L s ⁻¹	0.151	0.126	0.145	0.138
Minimum	L s ⁻¹	0.150	0.117	0.143	0.135
Maximum	L s ⁻¹	0.150	0.140	0.150	0.139
Range	L s ⁻¹	0.001	0.023	0.007	0.004
Coefficient of variation	%	0.004	0.058	0.017	0.011
CI mean 0.95*	L s ⁻¹	0.0004	0.0056	0.0019	0.0011

* The confidence interval of the mean calculated at the 0.95 significance level.

3 Results

A statistical description of the results of peak discharge Q (L s⁻¹) is shown in Table 4. Run-off R_{15} data were analysed analogically.

The mean time to run-off initiation of the simulated rainfall in the laboratory was 16.3 s (standard deviation $\sigma = 0.46$ s) for control, 21.3 s ($\sigma = 0.46$ s) for J500, 21.1 s ($\sigma = 1.30$ s) for C400 and 25.8 s ($\sigma = 1.54$ s) for C700. The results of a one-way analysis of mean values of run-off t_i ($F = 28.484$, num $df = 2.000$, denom $df = 14.076$, p value = 1.127×10^{-5} , equal variance of data sets are not assumed) indicate that the differences in mean values of measured GTX samples are not caused by sampling variation at significance level 0.05. The null hypothesis (“The true difference in means of time to run-off initiation is equal to zero”) was rejected (by the Welch two-sample t test, not assuming equal variances) for all comparisons except C700 vs. C400 at significance level 0.05 (see Table 6).

Mean run-off R_{15} in the laboratory was 130.9 L ($\sigma = 0.30$ L) for control, 102.2 L ($\sigma = 5.21$ L) for J500, 118.6 L ($\sigma = 1.43$ L) for C400 and 109.0 L ($\sigma = 1.79$ L) for C700. The results of a one-way analysis of mean values of run-off R_{15} ($F = 100.414$, num $df = 2.000$, denom $df = 16.201$, p value = 7.432×10^{-10} , equal variance of data sets are not assumed) indicate that the differences in mean values of measured GTX samples are not caused by sampling variation at significance level 0.05. The null hypothesis (“The true difference in means of run-off is equal to zero”) was rejected for all comparisons (see Table 6).

The results of a one-way analysis of mean values of peak discharge Q ($F = 52.051$, num $df = 2.000$, denom $df = 13.494$, p value = 4.53×10^{-7} , equal variance of data sets are not assumed) indicate that the differences in mean values of measured GTX samples are not caused by sampling variation at significance level 0.05. The null hypothesis (“The true difference in means of peak discharge is equal to zero”) was rejected for all comparisons (see Table 6).

In short, all GTX samples significantly delayed the run-off initiation in comparison with the control. Jute J500 proved

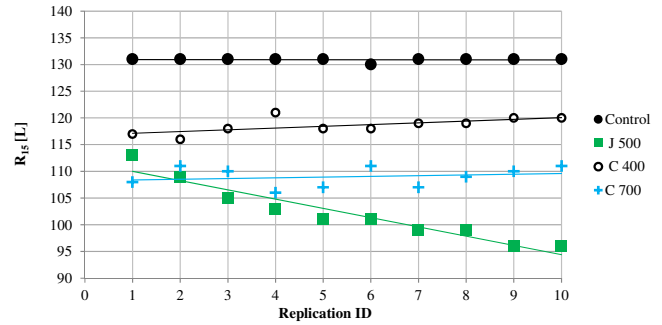


Figure 3. Surface run-off volume at time = 15 min, R_{15} (L); linear trend lines included; laboratory conditions.

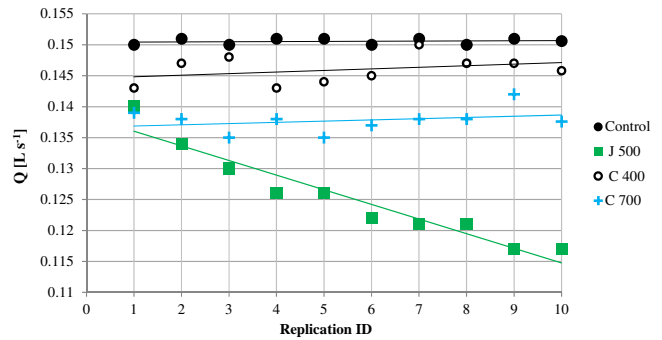


Figure 4. Peak discharge at outlet section, Q (L s⁻¹); linear trend-lines included; laboratory conditions.

to be significantly more effective than both coir GTXs. No statistically significant difference in time to run-off initiation was found between coir GTXs C400 and C700. Mean values of run-off and discharge are significantly different for all tested GTXs. All GTXs significantly reduced run-off and peak discharge, with jute net J500 being the most effective under laboratory conditions. The results of the rainfall simulation experiments in the laboratory are shown in Figs. 3 and 4.

The mean time to run-off initiation of the simulated rainfall in the field was 295 s (792, 50, and 44 s for the first, second, and third rainfall events) for the control, 120 s (no runoff observed, 120, 120 s) for J500, 268 s (no runoff observed, 280, 255 s) for C400 and 325 s (no runoff observed, 405, 245 s) for C700. For J500, C400, and C700, no run-off was produced during the first rainfall event.

In general, control plots tended to produce the highest run-off volume (L) and discharge (L s⁻¹). Concerning the time to run-off initiation, run-off was most quickly produced at the control plot, followed by coir C400, jute J500 and coir C700 in the laboratory. In the field, J500-treated plots produced run-off faster than C700-treated plots.

The order control – C400 – J500 – C700 matches the impact of GTXs on run-off volume and discharge for the first rainfall event in the laboratory. For the next replications,

Table 5. Mean run-off ratios RR_{15} [%], peak discharge ratios QR [%] and soil loss SLR [%] ratios of jute 500 g m^{-2} (J500), coir 400 g m^{-2} (C400) and coir 700 g m^{-2} (C700) GTXs, compared to control treatments under field and laboratory conditions.

	Mean run-off ratio RR_{15} [%]				Mean peak discharge ratio QR [%]				Mean soil loss ratio SLR [%]			
	control	J500	C400	C700	control	J500	C400	C700	control	J500	C400	C700
Lab.	100	78	91	83	100	83	97	91	100	–	–	–
Field	100	62	79	31	100	74	87	37	100	0.6	6.2	2.1

Table 6. Parameters (t value, degree of freedom df and p value) of the Welch two-sample t test; significance level 0.05.

	run-off t_i			run-off R_{15}			peak discharge Q		
	t value	df	p value	t value	df	p value	t value	df	p value
control \times J500	–16.53	10.42	8.18×10^{-9}	16.49	9.06	4.57×10^{-8}	9.98	8.08	8.00×10^{-6}
control \times C400	–10.45	11.20	4.07×10^{-7}	25.28	9.79	3.02×10^{-10}	5.85	8.74	2.72×10^{-4}
control \times C700	–23.15	18.00	7.63×10^{-15}	36.22	9.51	1.65×10^{-11}	26.10	10.07	1.40×10^{-10}
J500 \times C700	7.64	10.42	1.38×10^{-5}	–3.70	11.09	0.0034	–4.37	8.64	0.002
J500 \times C400	6.49	17.17	5.31×10^{-6}	–9.11	10.34	2.93×10^{-6}	–7.57	9.80	2.15×10^{-5}
C700 \times C400	–0.44	11.20	0.672	–7.57	9.80	2.15×10^{-5}	9.01	13.01	5.90×10^{-7}

an obviously decreasing trend of R_{15} and Q for J500 was recorded, showing jute GTXs to be the most effective. Other GTXs seemed to provide slightly increasing trends (Figs. 3, 4).

Table 5 shows a comparison of run-off (RR_{15}) and peak discharge (QR) ratios for both laboratory and field conditions. In the laboratory, the greatest decrease in RR_{15} was recorded by the J500 jute net ($RR_{15} = 78\%$) in comparison with control (100%). The order of effectiveness of each treatment in the laboratory was identical for both run-off volume and peak discharge: (1) J500, (2) C700, and (3) C400.

A different effectiveness ranking was observed in the field. The highest reductions of run-off volume and peak discharge were observed for coir C700 ($RR_{15} = 31\%$, $QR = 37\%$), followed by jute J500 ($RR_{15} = 62\%$, $QR = 74\%$).

Results of soil loss ratio from the field experiment are also given in Table 5. All GTXs provided a great reduction of soil loss with jute J500 being the most effective, followed by coir C700 and C400.

4 Discussion

4.1 Time to run-off initiation

In general, control plots (bare soil/impermeable plastic film without GTXs) have a significantly faster response to rainfall than GTX-treated plots (also reported by Cerdà et al., 2009). The performance of GTXs seems to be highly influenced by the infiltration rate, as the surface run-off was initiated after less than 30 s on impermeable subgrade (laboratory experiment) and after 2–6 min on soil (field experiment). The very short time to run-off initiation means that any thunder-

storm will contribute to run-off and soil loss on sloping bare soil (Cerdà et al., 2009). The high bulk density of the soil (1.40 g cm^{-3} , frequently a feature of slopes created during civil engineering projects) can explain the fast run-off initiation, and the large run-off volumes and available sediment are due to raindrop impact on bare soils (Cerdà and Jurgensen, 2008).

The results of laboratory-based rainfall simulations indicated that GTXs significantly delayed the time to run-off initiation. Similar results were obtained by Shao et al. (2014) and Sutherland and Ziegler (2007). According to mean values, C700 performed better than J500. When studying the results of individual replications, J500 reached the peak discharge earlier than C700, but the discharge values remained lower. Time to run-off initiation was longer for C700, but higher peak discharge values were observed. The better performance of jute J500 compared to both coir GTXs was probably caused by lower water-absorbing capacity and lower flexibility of coir GTXs, due to which the GTXs did not lay directly on the subgrade, allowing water to flow over a smoother surface under the GTXs. The same observation was previously reported by Rickson (2006). In the literature, significant differences between GTX-covered and control (bare soil) plots were confirmed by Sutherland and Ziegler (2007). In other studies, such differences were not proven (Rickson, 2000). A possible explanation could be the different infiltration capacity of used soil subgrade. Rickson (2000) used more permeable sandy loam, while Sutherland and Ziegler (2007) used clay (see Table 1); therefore it seems that the smoother and less permeable the subgrade, the higher the delay of the GTX effect, as the low infiltration ca-

capacity of the subgrade provides a higher volume of surface run-off.

4.2 Run-off volume reduction

The results of the laboratory simulations showed a significant decrease in run-off volume [L] from the GTX-treated plots. Similar results were reached by Khan and Binoy (2012), Shao et al. (2014) and Sutherland and Ziegler (2007; see Table 1). On the contrary, some studies (both field and laboratory) concluded that GTXs increase the run-off volume (Álvarez Mozos et al., 2014; Giménez-Morera et al., 2010; Kertézs et al., 2007). The increase might be caused by a dense cover of GTXs (Mitchel et al., 2003) or high slope gradient, where water can flow through the GTX fibres without infiltration into the soil (Álvarez-Mozos et al., 2014). In this study, the run-off control effect of GTXs was supported by the infiltration process, leading to a higher run-off reduction in the field in comparison to the laboratory, despite a higher slope gradient (27°).

The authors presumed that due to the infiltration process, soil would support the erosion control effect of GTXs, providing less water for overland flow (Beven, 2011). Assuming that soil affects all GTXs equally in the field, the laboratory records of surface run-off volume (L) and peak discharge (Ls^{-1}) reduction should proportionally match data from field experiments. However, the GTX effectiveness ranking in the laboratory significantly differed from the field data. In the laboratory the run-off ratios of 78, 83, and 91 % were recorded for jute J500, coir C700 and coir C400 respectively. In the field, the run-off ratios were the following: 62, 31, and 79 % for the same order of GTXs (see Table 5). Coir GTX C700 performed with significantly higher run-off reduction than jute J500 in the field. The same results were reported by Álvarez-Mozos et al. (2014) from a 60° slope, while on 45° slope jute performed better than coir. If more replications were carried out in the field, a different trend possibly might be found, because a decreasing trend of run-off volume is clear for jute J500 under laboratory “no-soil” conditions, while coir C700 shows an increasing trend (see Fig. 3). Similar behaviour was observed in the field, where the run-off ratio of 66 and 59 % (first and second replication) was observed for J500, and 24 and 38 % was observed for C700. More replications in the field would indicate whether the decreasing trend for jute and increasing trend for coir will continue.

Higher run-off reduction by C700 might also be explained by its slightly higher loop size in comparison with J500 (see Table 2). In theory, C700 might provide more space for rainwater to fall directly to the soil surface and then infiltrate, which would lead to lower surface run-off volume. However, on the jute-treated plot the rainwater was initially absorbed by the fibres and then brought down through them due to gravity.

4.3 Soil loss reduction

According to the laboratory test, jute J500 seemed to have the highest impact on peak discharge and run-off velocity. Therefore, lower shear stress might be assumed for jute J500 (Thompson, 2001) than for coir GTXs, leading to lower erosion rate in the field. This was confirmed both in the field experiment of this study and in the work of Rickson (2000, 2006). All GTXs significantly reduced soil loss (see Table 5). Despite much higher run-off volume from the jute-treated plot, SLR equalled to 0.6 % for jute J500, followed by coir C700 with SLR = 2.1 %. The performance of jute and coir C700 may be considered to be comparable, as the small difference might have been caused by a soil loss measurement error.

Álvarez-Mozos et al. (2014) reported similar behaviour from jute and coir GTXs. In their study, jute performed better for run-off reduction but resulted in higher soil loss than coir on a 45° slope. On a 60° slope the situation was reversed: jute showed more run-off reduction but better erosion control than coir. The authors explain this with the theory that on gentle or moderate slopes, biological GTXs might absorb rainwater and slow run-off generation, whereas on steep slopes water can slip through the GTX fibres and create superficial flow paths without infiltrating into the soil. This factor seems to be more relevant for jute than coir due to its higher water absorbing capacity (Gosh, 2014). In this study, the run-off control effect of GTXs varied under different slope gradients even when lower values (9 and 27°) were used. It is interesting that differences in performance were recorded for slope ranges which do not overlap (9° vs. 27° and 45° vs. 60°). A threshold value of slope gradient, at which GTX behaviour changes, needs to be established. Potentially, if the field and laboratory experiments were both carried out on a slope gradient either below or above this threshold, the match between data sets would be reached.

The rigidity of GTX fibres may play an important role too, as the smoother structure of jute GTX fibres probably provides better conditions for the flow of water compared to the tougher coir fibres.

Furthermore, the contact between GTXs and soil plays a very important role (Midha and Suresh Kumar, 2013). It seems to decrease as the slope gradient and GTX material rigidity increases (Chen et al., 2011; Midha and Suresh Kumar, 2013). This may apply to this study – jute probably absorbed more rainwater into its fibres and due to gravity this water was brought down through the fibres, causing almost no erosion. Despite being provided by the same supplier, coir C700 was visually observed to have slightly higher cover in the field (manufacturing variability). This might have led to higher retention of rainwater, but because of lower contact with the soil due to its rigidity, the erosion rate of plots with coir was higher than for those with jute. Another explanation might be that due to the structure of fibres, water flows more slowly through coir than through jute. Additionally, coir fi-

bles create higher obstacles for overland flow due to their larger diameter and also the clogging of spaces among fibres. Therefore, at the coir C700 plot the water run-off was lower but the sediment content was higher. Further investigation of the interaction between eroded soil particles and GTX fibres during rainfall events would be valuable for testing this theory. According to this experiment, it seems that slope gradient is not the only factor determining GTX performance. Soil characteristics and GTX–soil interface need to be considered along with the slope gradient.

The field experiment was carried out on a steeper slope (27°) than the laboratory experiment (9°). Authors proceeded to compare these two data sets because, according to some studies, GTX effectiveness increases with the slope gradient (Morgan, 2005). This fact was partly confirmed by Álvarez-Mozos et al. (2014), who examined the impact of GTXs on run-off volume and soil loss on 45 and 60° slopes. On the 45° slope the soil loss was reduced by 69 and 90 % by jute and coir respectively. On the 60° slope, the reduction was 60 % for jute and 56 % for coir. Again, different behaviours (performance ranking) were recorded with changing slope, which makes it necessary to find slope gradient threshold values beyond which the performance of GTXs changes. In this study it is not possible to determine whether the soil erosion control performance increased in the field, as “no-soil” conditions were used in the laboratory. Furthermore, without any other field records of lower slope gradients and same soil conditions for comparison, it would be highly complicated to separate erosion control effects of GTXs from the impact of soil infiltration on soil loss in the field. Also, lower rainfall intensity applied to the field for operational reasons might slightly modify the results. But for a pilot research on whether the performance ranking of GTXs is the same in the field as in the laboratory, this deviation might be acceptable. For further research more consistent conditions would definitely be required, but the data presented here shed more light on the behaviour of GTXs under different site conditions.

5 Conclusions

Jute and coir GTXs tested in this study can significantly delay the initiation of surface run-off under the simulated rainfall, when compared to control plots (bare soil in the field, impermeable plastic film in the laboratory) without GTXs. Control plots tended to produce significantly higher run-off volume [L], discharge [$L s^{-1}$], and soil loss [g] than GTX-treated plots.

In the laboratory, jute J500 showed an increasing trend of run-off control, unlike coir GTXs, the performance of which gradually decreased. Further investigation is needed to prove whether this behaviour also appears in the field.

Regardless of the conditions (slope, laboratory vs. field), coir C400 seemed to be less effective than jute J500 and coir C700. The run-off control performance of jute J500 and

coir C700 significantly differed between the “no-soil” laboratory and field conditions, but all GTXs provided a great reduction of soil loss with jute J500 being the most effective, followed by coir C700 and C400. The theory that soil would influence the performance of all GTXs equally (same effectiveness ranking in the laboratory as in the field) was not confirmed, which makes it necessary to find slope gradient threshold values beyond which the performance of GTX changes. The influence of the slope gradient and GTX–soil contact on run-off and soil loss reduction still needs to be investigated in detail. Another experimental testing of GTX effectiveness using different slope gradient and soil subgrade is suggested by authors.

Author contributions. Jana Kalibová designed the experiments and carried them out together with Jan Petrů. Lukáš Jačka performed laboratory and statistical analyses. Jana Kalibová prepared the manuscript with contributions from all co-authors.

Acknowledgements. This experiment was supported by the Internal Grant Agency of Czech University of Life Sciences Prague, grant IGA 20144225. The authors are grateful to their colleagues from the Faculty of Environmental Sciences, who helped with fieldwork.

Edited by: A. Jordán

References

- Álvarez-Mozos, J., Abad, E., Giménez, R., Campo, M. A., Goñi, M., Arive, M., Casali, J., Díez, J., and Diego, I.: Evaluation of erosion control geotextiles on steep slopes, Part 1: Effects of runoff and soil loss, *Catena*, 118, 168–178, doi:10.1016/j.catena.2013.05.018, 2014.
- ASTM: Standard test methods for moisture, ash, and organic matter of peat and other organic soils, Method D 2974-00, American Society for Testing and Materials, West Conshohocken, Pennsylvania, 2000.
- Berendse, F., van Ruijven, J., Jongejans, E., and Keesstra, S.: Loss of plant species diversity reduces soil erosion resistance, *Ecosystems*, 18, 881–888, doi:10.1007/s10021-015-9869-6, 2015.
- Beven, K. J.: *Rainfall-runoff modelling: the primer*, John Wiley & Sons, 449 pp., ISBN:978-0-470-71459-1, 2011.
- Bhattacharyya, R., Smets, T., Fullen, M. A., Poesen, J., and Booth, C. A.: Effectiveness of geotextiles in reducing runoff and soil loss: A synthesis, *Catena*, 81, 184–195, doi:10.1016/j.catena.2010.03.003, 2010.
- Brevik, E. C., Cerdà, A., Mataix-Solera, J., Pereg, L., Quinton, J. N., Six, J., and Van Oost, K.: The interdisciplinary nature of SOIL, *SOIL*, 1, 117–129, doi:10.5194/soil-1-117-2015, 2015.
- Cantón, Y., Solé-Benet, A., de Vente, J., Boix-Fayos, C., Calvo-Cases, A., Asensio, C., and Puigdefábregas, J.: A review of runoff generation and soil erosion across scales in semi-arid south-eastern Spain, *J. Arid Environ.*, 75, 1254–1261, doi:10.1016/j.jaridenv.2011.03.004, 2011.

- Cerdà, A.: Effect of climate on surface flow along a climatological gradient in Israel: A field rainfall simulation approach, *J. Arid Environ.*, 38, 145–159, doi:10.1006/jare.1997.0342, 1998.
- Cerdà, A.: Soil water erosion on road embankments in eastern Spain, *Sci. Total Environ.*, 378, 151–155, doi:10.1016/j.scitotenv.2007.01.041, 2007.
- Cerdà, A. and Jurgensen, M.: The influence of ants on soil and water losses from an orange orchard in eastern Spain, *J. Appl. Entomol.*, 132, 306–314, doi:10.1111/j.1439-0418.2008.01267.x, 2008.
- Cerdà, A., Giménez-Morera, A., and Bodí, M. B.: Soil and water losses from new citrus orchards growing on sloped soils in the western Mediterranean basin, *Earth Surf. Proc. Land.*, 34, 1822–1830, doi:10.1002/esp.1889, 2009.
- Cerdà, A., Lavee, H., Romero-Díaz, A., Hooke, J., and Montanarella, L.: Soil erosion and degradation in mediterranean type ecosystems, *Land Degrad. Dev.*, 21, 71–74, doi:10.1002/ldr.968, 2010.
- Chen, S. C., Chang, K. T., Wang, S. H., and Lin, J. Y.: The efficiency of artificial materials used for erosion control on steep slopes, *Earth Sci. Environ.*, 62, 197–206, doi:10.1007/s12665-010-0514-6, 2011.
- Davies, K., Fullen, M. A., and Booth, C. A.: A pilot project on the potential contribution of palm-mat geotextiles to soil conservation, *Earth Surf. Proc. Land.*, 31, 561–569, doi:10.1002/esp.1349, 2006.
- Decock, C., Lee, J., Nepalova, M., Pereira, E. I. P., Tendall, D. M., and Six, J.: Mitigating N₂O emissions from soil: from patching leaks to transformative action, *SOIL*, 1, 687–694, doi:10.5194/soil-1-687-2015, 2015.
- Erkossa, T., Wudneh, A., Desalegn, B., and Taye, G.: Linking soil erosion to on-site financial cost: lessons from watersheds in the Blue Nile basin, *Solid Earth*, 6, 765–774, doi:10.5194/se-6-765-2015, 2015.
- Fifield, J. S.: How effective are erosion control products in assisting with dryland grass establishment with no irrigation?, *Proceedings of the XXIII th IECA Annual Conference "The environment is our future"*, Reno, Nevada, February 1992, 321–334, 1992.
- Fullen, M. A., Booth, C. A., Sarsby, R. W., Davies, K., Kugan, R., Bhattacharyya, R., Subedi, M., Poesen, J., Smets, T., Kertész, Á., Tóth, A., Szalai, Z., Jakab, G., Kozma, K., Jankauskas, B., Jankauskiene, G., Bühmann, C., Paterson, G., Mulibana, E., Nell, J. P., van der Merwe, G. M. E., Guerra, A. J. T., Mendonça, J. K. S., Guerra, T. T., Sathler, R., Bezerra, J. F. R., Peres, S. M., Yi, Z., Yongmei, L., Li, T., Panomtarachichigul, M., Peukrai, S., Thu, D. C., Cuong, T. H., Toan, T. T., Jonsyn-Ellis, F., Jallow, S., Cole, A., Mulholland, B., Dearlove, M., and Corkill, C.: Contributions of biogeotextiles to sustainable development and soil conservation in developing countries: the BORASSUS Project, in: *Ecosyst. Sustain. Dev.* WIT Press, Southampton (UK), 123–141, 2007.
- Giménez-Morera, A., Ruiz Sinoga, J. D., and Cerdà, A.: The impact of cotton geotextiles on soil and water losses from mediterranean rainfed agricultural land, *Land Degrad. Dev.*, 21, 210–217, doi:10.1002/ldr.971, 2010.
- Gosh, S. K.: A Review on Jute Geotextile and its Geo-Technical Applications with respect to Environmental Concern. *International Journal of Innovative Research in Science & Engineering*, available at: <http://ijirse.in/docs/Dec13/IJRSE1607.pdf>, (last access: 12 January 2015), 2014.
- Harmon, R. S. and Doe, W. W. (Eds.): *Landscape Erosion and Evolution Modeling*, Kluwer, New York, 540 pp., ISBN:0-306-46718-6, 2001.
- Hu, Y.-L., Niu, Z.-X., Zeng, D.-H., and Wang, C.-Y.: Soil Amendment Improves Tree Growth and Soil Carbon and Nitrogen Pools in Mongolian Pine Plantations on Post-Mining Land in Northeast China, *Land Degrad. Dev.*, 26, 807–812, doi:10.1002/ldr.2386, 2015.
- Hueso-González, P., Martínez-Murillo, J. F., and Ruiz-Sinoga, J. D.: The impact of organic amendments on forest soil properties under Mediterranean climatic conditions, *Land Degrad. Dev.*, 25, 604–612, doi:10.1002/ldr.2150, 2014.
- Ingold, T. S. and Thomson, J. C.: Results of current research of synthetic and natural fiber erosion control systems. *Erosion Control: Proceedings of Conference XVII, International Erosion Control Association*, 17–28 February, Dallas, Texas, 65–73, 1986.
- Iserloh, T., Ries, B. J., Cerdà, A., Echeverría, M. T., Fister, W., Geißler, C., Kuhn, N. J., León, F. J., Peters, P., Schindewolf, M., Schmidt, J., Scholten, T., and Seeger, M.: Comparative measurements with seven rainfall simulators on uniform bare fallow land, *Z. Geomorphol.*, 57, 1–10, doi:10.1127/0372-8854/2012/S-00085, 2013a.
- Iserloh, T., Ries, J. B., Arnáez, J., Boix-Fayos, C., Butzen, V., Cerdà, A., Echeverría, M. T., Fernández-Gálvez, J., Fister, W., Geißler, C., Gómez, J. A., Gómez-Macpherson, H., Kuhn, N. J., Lázaro, R., León, F. J., Martínez-Mena, M., Martínez-Murillo, J. F., Marzen, M., Mingorance, M. D., Ortigosa, L., Peters, P., Regüés, D., Ruiz-Sinoga, J. D., Scholten, T., Seeger, M., Solé-Benet, A., Wengel, R., and Wirtz, S.: European small portable rainfall simulators: A comparison of rainfall characteristics, *Catena*, 110, 100–112, doi:10.1016/j.catena.2013.05.013, 2013b.
- Jakab, G., Szalai, Z., Kertész, Á., Tóth, A., Madarász, B., and Szabó, S.: Biological geotextiles against soil degradation under sub-humid climate – a case study, *Carpath. J. Earth Env.*, 7, 125–134, 2012.
- Jordán, A., Zavala, L. M., and Muñoz-Rojas, M.: Mulching, effects on soil physical properties, in: *Encyclopedia of Agrophysics*, edited by: Gliński, J., Horabik, J., and Lipiec, J., Springer, Dordrecht, 492–496, 2011.
- Keesstra, S., Pereira, P., Novara, A., Brevik, E. C., Azorin-Molina, C., Parras-Alcántara, L., Jordán, A., and Cerdà, A.: Effects of soil management techniques on soil water erosion in apricot orchards, *Sci. Total Environ.*, 357–366, doi:10.1016/j.scitotenv.2016.01.182, 2016.
- Keesstra, S. D., Geissen, V., van Schaik, L., Mosse, K., and Piirainen, S.: Soil as a filter for groundwater quality, *Current Opinions in Environmental Sustainability*, 4, 507–516, doi:10.1016/j.cosust.2012.10.007, 2012.
- Keesstra, S. D., Maroulis, J., Argaman, E., Voogt, A., and Wittenberg, L.: Effects of controlled fire on hydrology and erosion under simulated rainfall, *Cuader. Invest. Geográf.*, 40, 269–293, doi:10.18172/cig.2532, 2014.
- Kertész, A., Toth, A., Szalai, Z., Jakab, G., Kozma, K., Booth, C. A., Fullen, M. A., and Davies, K.: Geotextile as a tool against soil erosion in vineyards and orchards, in: *Sustainable Development and Planning III*, edited by: Kungolas, A., Brebbia, C. A.,

- and Beriatos, E., Vol. 2, WIT Press, Southampton, UK, 611–619, 2007.
- Khan, A. J. and Binoy, T. H.: Top Soil Erosion Control Using Geojute., Proceedings of International Conference on Advances in Civil Engineering, Delhi, India, 28–29 December, 146–150, 2012.
- Kutílek, M. and Nielsen, D. R.: Soil Hydrology, Catena Verlag, Cremlingen, Destedt, Germany, 370 pp., ISBN 3-923381-26-3, 1994.
- Langford, R. L. and Coleman, M. J.: Biodegradable erosion control blankets prove effective on Iowa wildlife refuge, Proceedings of XXVII th International Erosion Control Association Conference, Seattle, USA, March 1996, 13–20, 1996.
- Lekha, K. R.: Field instrumentation and monitoring of soil erosion in coir geotextile stabilized slopes – A case study, *Geotext. Geomembr.*, 22, 399–413, doi:10.1016/j.geotextmem.2003.12.003, 2004.
- Lieskovský, J. and Kenderessy, P.: Modelling the effect of vegetation cover and different tillage practices on soil erosion in vineyards: A case study in vrábľa (Slovakia) using WATEM/SEDEM, *Land Degrad. Dev.*, 25, 288–296, doi:10.1002/ldr.2162, 2014.
- Luo, H., Zhao, T., Dong, M., Peng, X., Guo, Y., Wang, Z., and Liang, C.: Field studies on the effect of three geotextiles on runoff and erosion of road slope in Beijing, China, *Catena*, 109, 150–156, doi:10.1016/j.catena.2013.04.004, 2013.
- Martínez-Murillo, J. F., Nadal-Romero, E., Regüés, D., Cerdà, A., and Poesen, J.: Soil erosion and hydrology of the western Mediterranean badlands throughout rainfall simulation experiments: A review, *Catena*, 106, 101–112, doi:10.1016/j.catena.2012.06.001, 2013.
- Midha, V. K. and Suresh Kumar, S.: Influence of woven structure on coir rolled erosion-control products, *Geosynth. Internation.*, 20, 396–407, doi:10.1680/gein.13.00027, 2013.
- Mitchell, D. J., Barton, A. P., Fullen, M. A., Hocking, T. J., Zhi, W. B., and Yi, Z.: Field studies of the effects of jute geotextiles on runoff and erosion in Shropshire, UK, *Soil Use Managem.*, 19, 182–184, doi:10.1111/j.1475-2743.2003.tb00301.x, 2003.
- Moreno-Ramón, H., Quizembe, S. J., and Ibáñez-Asensio, S.: Coffee husk mulch on soil erosion and runoff: experiences under rainfall simulation experiment, *Solid Earth*, 5, 851–862, doi:10.5194/se-5-851-2014, 2014.
- Morgan, R. C. P.: *Soil Erosion and Conservation* (third edition), Blackwell Publishing, Oxford, UK, 304 pp., 2005.
- Morgan, R. P. C. and Rickson, R. J. (Eds.): *Slope Stabilization and Erosion Control: A Bioengineering Approach* Morgan, E & FN SPON, Cranfield, UK, 274 pp., 1995.
- Nelson, D. W. and Sommers L. E.: Total carbon, organic carbon, and organic matter, in: *Methods of Soil Analysis*, edited by: Page A. L., Miller, R. H., and Keeney, D. R., Part 2, Second Edition, *Agronomy*, 9, 539–580, Am. Soc. Agron., Inc. Madison, Wisconsin, 1982.
- Ogboke, O., Essien, K. S., and Adebayo, A.: A study of biodegradable geotextiles used for erosion control, *Geosynth. Internation.*, 5, 545–553, doi:10.1680/gein.5.0131, 1998.
- Ola, A., Dodd, I. C., and Quinton, J. N.: Can we manipulate root system architecture to control soil erosion?, *SOIL*, 1, 603–612, doi:10.5194/soil-1-603-2015, 2015.
- Pereira, P., Gimeñez-Morera, A., Novara, A., Keesstra, S., Jordán, A., Masto, R. E., Brevik, E., Azorin-Molina, C., and Cerdà, A.: The impact of road and railway embankments on runoff and soil erosion in eastern Spain, *Hydrol. Earth Syst. Sci. Discuss.*, 12, 12947–12985, doi:10.5194/hessd-12-12947-2015, 2015.
- Prosdocimi, M., Jordán, A., Tarolli, P., Keesstra, S., Novara, A., and Cerdà, A.: The immediate effectiveness of barley straw mulch in reducing soil erodibility and surface runoff generation in Mediterranean vineyards, *Sci. Total Environ.*, 547, 323–330, doi:10.1016/j.scitotenv.2015.12.076, 2016.
- Rickson, R. J.: The use of geotextiles in soil erosion control: comparison of performance on two soils, in: *Proceedings of Land Conservation for Future Generations*, edited by: Rimwanich, S. V., International Soil Conservation, Bangkok, Thailand, January 1998, 961–970, 1988.
- Rickson, R. J.: The use of geotextiles for soil erosion control, Ph. D. thesis, Cranfield University, Cranfield, UK, 295 pp., 2000.
- Rickson, R. J.: Management of sediment production and prevention in river catchments: A matter of scale?, in: *Soil Erosion and Sediment Redistribution in River Catchments: Measurement*, edited by: Owens, P. N. and Collins, A. J., Modelling and Management, CAB International, Wallingford, UK, 228–238, 2005.
- Rickson, R. J.: Controlling sediment at source: an evaluation of erosion control geotextiles, *Earth Surf. Proc. Land.*, 31, 550–560, doi:10.1002/esp.1368, 2006.
- Rodrigo Comino, J., Brings, C., Lassu, T., Iserloh, T., Senciales, J. M., Martínez Murillo, J. F., Ruiz Sinoga, J. D., Seeger, M., and Ries, J. B.: Rainfall and human activity impacts on soil losses and rill erosion in vineyards (Ruwer Valley, Germany), *Solid Earth*, 6, 823–837, doi:10.5194/se-6-823-2015, 2015.
- Rodrigo Comino, J., Iserloh, T., Morvan, X., Malam Issa, O., Naisse, C., Keesstra, S. D., Cerdà, A., Prosdocimi, M., Arnáez, J., Lasanta, T., Ramos, M. C., Marqués, M. J., Ruiz Colmenero, M., Bienes, R., Ruiz Sinoga, J. D., Seeger, M., and Ries, J. B.: Soil Erosion Processes in European Vineyards: A Qualitative Comparison of Rainfall Simulation Measurements in Germany, Spain and France, *Hydrology*, 3, doi:10.3390/hydrology3010006, 2016.
- Sadeghi, S. H. R., Gholami, L., Sharifi, E., Khaledi Darvishan, A., and Homae, M.: Scale effect on runoff and soil loss control using rice straw mulch under laboratory conditions, *Solid Earth*, 6, 1–8, doi:10.5194/se-6-1-2015, 2015.
- Schumacher, B. A.: Methods for the determination of the total organic carbon (TOC) in soils and sediments, US Environmental Protection Agency, 1–23, Washington DC, 2002.
- Seutloali, K. E. and Beckedahl, H. R.: Understanding the factors influencing rill erosion on roadcuts in the south eastern region of South Africa, *Solid Earth*, 6, 633–641, doi:10.5194/se-6-633-2015, 2015.
- Shao, Q., Gu, W., Dai, Q., Makoto, S., and Liu, Y.: Effectiveness of geotextile mulches for slope restoration in semi-arid northern China, *Catena*, 116, 1–9, doi:10.1016/j.catena.2013.12.006, 2014.
- SIST-TS CEN ISO/TS 17892-4:2004: Geotechnical Investigation and Testing – Laboratory Testing of Soil – Part 4: Determination of Particle Size Distribution (ISO/TS 17892-4:2004), Inštitut za standardizacijo, Slovenija, 2004.
- Smets, T., Poesen, J., Bhattacharyya, R., Fullen, M. A., Subedi, M., Booth, C. A., Kertesz, A., Szalai, Z., Toth, A., Jankauskiene, G., Guerra, A. J. T., Bezerra, J. F. R., Yi, Z., Panomtaranichagul, M., Buhmann, C., and Paterson, G.: Evaluation of biological geotex-

- tiles for reducing runoff and soil loss under various environmental conditions using laboratory and field plot data, *Land Degrad. Dev.*, 22, 480–494, doi:10.1002/ldr.1095, 2011.
- Smith, P., Cotrufo, M. F., Rumpel, C., Paustian, K., Kuikman, P. J., Elliott, J. A., McDowell, R., Griffiths, R. I., Asakawa, S., Bustamante, M., House, J. I., Sobocká, J., Harper, R., Pan, G., West, P. C., Gerber, J. S., Clark, J. M., Adhya, T., Scholes, R. J., and Scholes, M. C.: Biogeochemical cycles and biodiversity as key drivers of ecosystem services provided by soils, *SOIL*, 1, 665–685, doi:10.5194/soil-1-665-2015, 2015.
- Stanchi, S., Falsone, G., and Bonifacio, E.: Soil aggregation, erodibility, and erosion rates in mountain soils (NW Alps, Italy), *Solid Earth*, 6, 403–414, doi:10.5194/se-6-403-2015, 2015.
- Sutherland, R. A. and Ziegler, A. D.: Hillslope runoff and erosion as affected by rolled erosion control systems: a field study, *Hydrol. Process.*, 20, 2839–2855, doi:10.1002/hyp.6078, 2006.
- Sutherland, R. A. and Ziegler, A. D.: Effectiveness of coir-based rolled erosion control systems in reducing sediment transport from hillslopes, *Appl. Geogr.*, 27, 150–164, doi:10.1016/j.apgeog.2007.07.011, 2007.
- Thompson, A. M.: Shear stress partitioning for vegetation and erosion control blankets, Ph. D. thesis, Department of Biosystems and Agricultural Engineering, University of Minnesota, St. Paul, Minnesota (UMI Number: 3032015), 2001.
- Tolasz, R.: Atlas podnebí Česka: Climate Atlas of Czechia, 1st edition, Czech Hydrometeorological Institute, Prague, Czech Republic, 255 pp., 2007.
- Toy, T. J. and Hadley, R. F.: Geomorphology and reclamation of disturbed lands, *Earth Surf. Proc. Land.*, 14, 754–755, 1987.
- Weggel, J. R. and Rustom, R.: Soil Erosion by Rainfall and Runoff – State of the Art, *Goetext. Geomembr.*, 11, 551–572, doi:10.1016/0266-1144(92)90032-6, 1992.
- Yazdanpanah, N., Mahmoodabadi, M., and Cerdà, A.: The impact of organic amendments on soil hydrology, structure and microbial respiration in semiarid lands, *Geoderma*, 266, 58–65, doi:10.1016/j.geoderma.2015.11.032, 2016.
- Yuan, Y., Jiang, Y., Taguas, E. V., Mbonimpa, E. G., and Hu, W.: Sediment loss and its cause in Puerto Rico watersheds, *SOIL*, 1, 595–602, doi:10.5194/soil-1-595-2015, 2015.