



Fakulta životního
prostředí

Účinnost a využití mobilních technických opatření v podmínkách
českého zemědělství

The effectiveness and use of sediment control measures in the conditions
of Czech agriculture

Disertační práce typu „Soubor prací“

Doktorand: Ing. David Kincl

Školitel: Doc. Ing. Jan Vopravil, Ph.D.

Obor: Úpravy vodního režimu krajiny

Katedra: Katedra plánování krajiny a sídel

Praha, 2023

Prohlášení

Prohlašuji, že jsem předloženou disertační práci s názvem „Účinnost a využití mobilních technických opatření v podmínkách českého zemědělství“ vypracoval samostatně a použil pouze prameny uvedené v seznamu literatury.

V Praze dne 10. 1. 2023

Ing. David Kincl

Poděkování

Děkuji mému školiteli Doc. Ing. Janu Vopravilovi, Ph.D. za odbornou podporu v průběhu doktorského studia i cenné rady při zpracování této disertační práce. Děkuji i všem spoluautorům článků za jejich odborný přínos a spolupráci při získávání a zpracovávání dat. A v neposlední řadě děkuji i své rodině za stálou podporu.

Obsah

Úvod	6
Cíle disertační práce	7
Literární rešerše	8
Mobilní protierozní opatření	8
Význam a účel.....	8
Přehled jednotlivých typů mobilních protierozních opatření.....	9
Způsob realizace a parametry mobilních protierozních opatření.....	24
Dimenze opatření pomocí metody čísel odtokových křivek.....	36
Stanovení objemu přímého odtoku	36
Stanovení kulminačního průtoku	40
Problematika vodní eroze a technologie ovlivňující její míru na pozemku.....	45
Vodní eroze v Evropě a České republice	45
Protierozní technologie ovlivňující míru vodní eroze na pozemku	48
Komentáře k publikacím	53
Stručný popis vědeckých studií.....	53
Odborné studie součástí komplexního výzkumu	58
Mobilní opatření a účinnost zachycení půdních částic	60
Mobilní opatření pro směřování povrchového odtoku.....	61
Ověřování mobilních opatření v provozních podmínkách.....	64
Ekonomická náročnost při realizaci a odstranění mobilních opatření	65
Stanovení odtokových poměrů pro konvenční a protierozní technologie širokořádkových plodin.....	73
Protierozní účinnost technologií vyjádřená ochranným vlivem vegetace.....	75
Využití výsledků v ochraně půdy	79
Výsledky I. a II. studie pořízené v rámci projektu NAZV QK1710242	79
Výsledky III. studie pořízené v rámci projektu NAZV QJ1510179	81

Souhrnná diskuze	83
Význam a novost téma práce	83
Účinnost mobilních protierozních prvků	84
Vliv konvenčních a agrotechnických protierozních technologií na hodnotu odtokových křivek CN	86
Účinnost agrotechnických protierozních opatření a ochranný vliv vegetace.....	90
Závěrečné shrnutí	94
Summary	98
Seznam zkratk a termínů	102
Použitá literatura	105
Přílohy	119

Úvod

Eroze půdy a způsob hospodaření v České republice je v posledních letech, nejen mezi odbornou veřejností často diskutovaným tématem. Přestože se v předchozích letech podařilo v protierozní ochraně udělat důležitý posun zavedením Standardů dobrého zemědělského a environmentálního stavu DZES a Vyhlášky o ochraně zemědělské půdy před erozí (vyhláška č. 240/2021 Sb.), stále na mnoha místech není s půdou hospodařeno dlouhodobě udržitelně. To je způsobeno zvýšeným požadavkem zemědělců na pěstování erozně nebezpečných plodin, z nichž jednoznačně dominuje kukuřice. V minulých letech se vývoj protierozních technologií v našich podmínkách soustředil převážně na vývoj nových a zlepšování stávajících agrotechnických opatření. To jistě nebyla špatná cesta, ale jedná se pouze o část souboru opatření. Ochranu ohrožených půd vodní erozí je potřeba pojmout komplexně, kdy mohou být uplatňovány všechny tři kategorie protierozních opatření – organizační, agrotechnická a technická. Zatím co první dvě zmíněná opatření jsou v poměrně krátkém časovém měřítku realizovatelná, u třetí kategorie technických protierozních opatření (příkopy, průlehy, protierozní meze atd.) se při procesu schvalování zpravidla vyskytne mnoho překážek, které výrazně zpomalí nebo úplně zamezí realizaci tohoto typu opatření. Jednoznačně největší překážkou omezující realizaci jsou nevyřešené vlastnické vztahy a nesouhlasy vlastníků či uživatelů pozemků. Proto určitou alternativou pro řešení situace je využití mobilních protierozních opatření, kdy toto řešení protierozní ochrany nemá trvalý ráz a nevyžaduje změny druhu pozemku. Abychom je v České republice mohli využít, musíme poznat jejich problematiku, a k tomu by měla pomoci i tato disertační práce.

Cíle disertační práce

Cíle této disertační práce je možné shrnout do několika následujících bodů:

- Provéřit technické podmínky realizace mobilních protierozních opatření.
- Posoudit účinnost těchto opatření a stanovit další podmínky použití.
- Vyzkoušet mobilní protierozní prvky v provozních podmínkách.
- Upřesnit výpočet odtokových poměrů pro erozně nebezpečné plodiny, které slouží pro dimenzi mobilních protierozních opatření.
- Stanovit faktor ochranného vlivu vegetace pro erozně nebezpečné plodiny, který umožní posuzovat rámcovou rychlost zanášení mobilních protierozních prvků.

Literární řešerše

Mobilní protierozní opatření

Význam a účel

Mobilní protierozní opatření také nazývané jako sedimentační bariéry se začínají objevovat od počátku 20. století především ve Spojených státech amerických, Indii a vybraných zemích Afriky, kde vzniklo mnoho patentů a způsobů řešení pro omezení vodní eroze. Tato opatření mají charakter technických protierozních prvků, kdy jejich smyslem je v zastavěném území nebo krajině odvádět, případně zpomalovat povrchový odtok. Tím dochází k sedimentaci unášených půdních částic a celkově se snižují škody způsobené vodní erozí (Whitman et al., 2019). Přítomnost sedimentačních bariér na pozemku má dočasný charakter a často vychází ze skutečné potřeby řešit aktuální problém s erozí (Liu et al., 2021). Nejčastěji se uplatňují k ochraně zastavěného území, dopravní infrastruktury, stavenišť, ale jsou využívány i v rámci zemědělství a lesnictví (Robichaud et al., 2019; Wolka et al., 2018; Zech et al., 2009). Ve srovnání s čistě technickými protierozními prvky mají mobilní protierozní opatření nižší kapacitní možnosti v akumulaci povrchového odtoku. Jejich potenciál však spočívá především v možnosti účinného rozdělení zdrojové plochy mikro-povodí, zachycení a zpomalení povrchového odtoku s následnou sedimentací půdních částic (Srivastava et al., 2010).

Přehled jednotlivých typů mobilních protierozních opatření

Protierozní bariéra – silt fence

Popis:

Jedním z nejvýznamnějších mobilních protierozních prvků je silt-fence (Obr. 1). Toto opatření se realizuje jako dočasná bariéra vytvořená z textilie a opěrných sloupků, která je instalována podél obvodu nechráněné půdy, aby redukovala odnos půdy při plošné erozi (Parker, 2007). Protierozní textilie se zapouští do země a nejčastěji přichytává na dřevěné či kovové opěrné sloupky. Opatření může být kombinováno i s balíky slámy a dalšími typy protierozních prvků. Obvykle se vyrábí z umělých materiálů jako polypropylen, nylon, polyester. V současné době jsou ale ověřovány i přírodě blízké materiály vyráběné z běžně se vyskytujících hospodářských plodin. Ty jsou pak nazývány jako biologické či biodegradabilní pro svou schopnost úplného rozkladu bez škodlivých účinků na životní prostředí (Rickson, 2006).

Obr. 1: Protierozní bariéra silt-fence (zdroj: David Kincl)



Parametry opatření a podmínky instalace:

Mobilní opatření silt-fence je možné zakládat dvěma metodami. První způsob je instalace výkopem o hloubce rýhy 15 - 35cm (v jednotlivých státech se požadovaná hloubka mění) a šířce 15 cm, kdy po pokládce textilie na dno rýhy se vykopaná zemina vrací zpět na původní místo. Pokud se jedná o krátký úsek pokládky fólie, výkop je možné provést ručně. Pro delší trasy pokládky je nezbytné již využít mechanické

rýhovače, které jsou výrazně efektivnější. V případě výkopového způsobu pokládky fólie je častým problémem dostatečné zhutnění v místě výkopu a jeho správné provedení. Hutnění zeminy ve výkopové rýze, která je omezena šířkou a hloubkou 15 cm, může také představovat problém. K tomuto účelu je proto vhodné použít stroje s úzkou hutnicí hlavou a hutnit výkop ve vrstvách. V případě neprovedení nebo nedostatečného hutnění hrozí podtékání a následné podemílání nainstalovaného opatření. Zároveň výkopová zemina nesmí ztratit svou vlhkost a být drobivá. Pokud se tak stane, výrazně se omezí možnost jejího zhutnění. Do výkopové rýhy na zásyp nesmí přijít drny a rostlinné zbytky, kamení či stavební suť. Všechny tyto materiály jsou jen obtížně zhutnitelné, protože obsahují mnoho pórů a jsou tak vysoce propustné pro vodu. Hloubka výkopu samozřejmě zlepšuje odolnost a stabilitu silt-fence. Pokud se v místě realizace nacházejí vhodné zeminy je vhodné výkop provést hlubší než minimálně požadovaných 15 cm. Instalace výkopem přináší potenciálně větší možnost průsaku v důsledku většího rozrušení země při výkopu. Obvykle je však spojována s vyšší stabilitou, kdy pravděpodobnost vytažení textilie je nižší (Bugg et al., 2017; Muller et Vidat, 2018).

Druhý způsob instalace protierozní textilie je pomocí speciální lišty pokladače (např. tommy silt-fence machine), která díky řezacímu dlátku a disku zem otevře a zapustí textili silt-fence do hloubky v rozmezí 20 - 50 cm (Obr. 2). Horizontálně vedené dlátko mírně rozruší půdu, kdy tento stav je vhodnější z hlediska následného mechanického zhutnění. Disk působí jako pohyblivý čep, který textili svisle přenáší mezi plechové panely. Při této operaci se textilie silt-fence odvíjí z role tak, jak se pohybuje celý stroj vpřed. Textilie je ukládána do vytvořené štěrbiny s požadovanou hloubkou, aby odtok nemohl procházet pod opatřením. Po provedení pokládky je nezbytné zeminu zhutnit pojezdem bezprostředně vedle textilie předním kolem traktoru, válcem či jiným prostředkem, který vyvine tlak alespoň 420 kPa. Tímto způsobem se nejprve zhutní návodní strana a následně vzdušná strana opatření. Mechanické hutnění je nezbytné nejméně dvakrát opakovat (Carpenter, 2000).

Obr. 2: Ukázka způsobu instalace pomocí řezací lišty pokladače
(zdroj: <https://www.tommy-sfm.com/index.php>)



Požadovaný půdorysný tvar pokládky fólie může být výrazně limitován využitelnými prostředky pro realizaci. Typickým příkladem je protierozní textilie instalovaná do V-profilu, kdy jsou mechanizační prostředky jen obtížně využitelné. Obecně však platí pravidlo, že rýhovače mají větší poloměr otáčení oproti pokladačům s lištou. Vytvořený oblouk rýhovačem je tedy pozvolnější (Donald et al., 2016; USEPA, 2012).

Základním předpokladem kvalitní textilie je její UV stabilita, která by neměla klesnout pod 70 % původní hodnoty po pěti stech hodinách expozice. V současné době jsou dostupné kvalitní materiály, pro které splnění této podmínky nebývá problém. Dalším sledovaným parametrem je propustnost. Tento údaj musí být v praxi chápán ovšem pouze orientačně. I v případě propustných textilií se v pórech drobný sediment usazuje a dochází k postupnému snižování propustnosti. Standardně jsou u běžných tkaných textilií uváděny hodnoty v rozmezí $0,28 \text{ l.s}^{-1}$ – 13 l.s^{-1} (Robichaud et al., 2002). Henry et Hunnewell (1995) prokázali u tkaných i netkaných textilií propustnost v rozmezí $0,063$ – $0,026 \text{ m}^3.\text{m}^{-2}.\text{min}^{-1}$. V současné době jedny z nejvíce propustných textilií produkuje anglická společnost Hy-Tex, kdy pro textilii Terrastop Premium udávají hodnotu průtoku (filtrace) $45 \text{ l.m}^{-2}.\text{s}^{-1}$. U druhého nabízeného produktu s názvem Terrastop HighFlow je uváděna hodnota až $190 \text{ l.m}^{-2}.\text{s}^{-1}$ (Vinten et al., 2014). Poměrně zajímavou možností představuje i patentované řešení US 8,465,231 B2, kdy u textilie propustnost s výškou graduje. Tedy čím více se povrchová voda akumuluje na návodní straně, tím se stává opatření propustnější. Smyslem tohoto záměru bylo naprosto

minimalizovat možnost přelití. Dalším poměrně důležitým parametrem je pevnost v tahu. Nejčastěji se udává v jednotkách hmotnosti (lbs, kg) případně v jednotkách síly (kN). Tyto hodnoty se odvíjejí od materiálu a doby jejího používání, proto jsou také značně proměnlivé. Washington State Department of Ecology Water Quality Program požaduje pro standardní textilie minimální pevnost v tahu 45 kg a pro extra zatížené 82 kg. Míra natažení textilie se obvykle uvádí okolo 15 – 30 % bez ohledu na směr. Maximální natažení při zatížení by nemělo překročit 50 %. V některých případech je uváděna i hodnota odolnosti proti propíchnutí, která odpovídá cca 18 kg. Používané protierozní textilie silt-fence by měly splňovat vymezené podmínky neziskovou organizací ASTM - American Society for Testing and Materials. Tyto podmínky jsou nejčastěji zaneseny v jednotlivých manuálech a směrnících pro omezení vodní eroze, které vydávají jednotlivé státy (Horsley Witten Group, 2006; Bugg et al., 2017).

Nezbytným prvkem celé instalace silt-fence jsou opěrné sloupky, které drží protierozní textilií vztyčenou a poskytují oporu zadržené vodě a sedimentu. Podle očekávaného zatížení se opěrné sloupky umísťují v rozestupu 0,9 - 2,1 m. Nejčastěji se používají dva druhy materiálů – dřevo a kov. Dřevěné sloupky jsou častější, kdy hlavním důvodem jsou o poznání nižší náklady než u kovových. Přestože dřevěné sloupky (šířky 5x5 cm) jsou potenciálně dostatečně silné, aby podepřely horizontálně vedený prvek. Problém obvykle nastává s nedostatečným zapravením do země, které v praxi mnohdy dosahuje pouze 15 – 20 cm. Zároveň jejich zatlukáním se bočně vytlačuje půda a zhutňuje se i v místě pod sloupkem samotným. Jak bylo ověřeno, opěrné sloupky zapravené 15 - 20 cm nejsou dostatečně hluboko, aby pojali akumulaci 45 cm vody a sedimentu. Samozřejmě, místo pro sloupky může být i předvrtáno, ale tento způsob je výrazně pracnější a časově náročnější. Z těchto důvodů se dřevěné opěrné sloupky jeví jako méně vhodné pro instalaci. Částečně se tomuto problému můžeme vyhnout použitím kovových sloupků. Opěrný t-sloupek, který váží alespoň 1,9 kg na délku stopy (30,5 cm), není problém zapravit i 60 cm do utužené půdy. Takový způsob provedení pak nemá problém unést 45 cm vody a sedimentu. Další výhoda kovových sloupků je, že se mohou použít opakovaně (Carpenter, 2000; Bugg et al., 2017; Schussler et al., 2020).

I v případě dobré přípravy a realizace silt-fence, bude veškerá snaha zbytečná, pokud selže poslední část, kterou je přichycení. Spoléhat pouze na připevnění textilie stahovací páskou či drátem na sloupek v jednom místě nestačí. Textilie plně zatížená

povrchovou vodou a sedimentem by se buď roztrhla, nebo by samotné uchycení sklouzlo dolů. Pokud jsou sloupky rozmístěny ve správné rozteči dle očekávaného zatížení, budou dva až tři stahovací pásy stačit, aby udržely hmotnost povrchové vody a sedimentu. V tomto směru třetí pásek je jakousi malou pojistkou, kdyby došlo k poškození jednoho z nich. Stahovací pásek musí být umístěn diagonálně a uchycen v této pozici na opěrném sloupku. Takový způsob zdvojnásobí efektivitu použitých pásků. Zároveň každý pásek musí být zapřen o opěrný háček (výčnělek) sloupku, které musí směřovat od textilie, aby nedošlo k jejím poškození. Stahovací pásy musí být pevně dotaženy. Pouze tím se minimalizuje možnost poškození a vznik dalších problémů. Protože uvolněné vazby způsobují nerovnoměrný tlak na textilií a jsou příčinou selhání opatření při zatížení. Vhodné pro použití jsou například kabelové stahovací pásy s nosností 23 kg či měkké drátěné. A stejně jako materiál fólie i ony musí být odolné proti UV záření (Horner et al., 1990; Carpenter, 2000; Robichaud et al., 2002). V případě dřevěných opěrných sloupků není přichycení pomocí stahovacích pásek či drátu tak časté. Naopak pro rychlé uchycení textilie se používají spony. Textilie se pak plynule přichycuje od spodu až po vrch k opěrnému sloupku. Velkou výhodou je, že spona pouze nepatrně poruší povrch textilie na rozdíl od stahovacích pásků. Velice důležitá je správná délka spon. Ta by měla dosahovat minimálně délky dvou centimetrů. Rovněž i šířka spony má svůj význam, kdy užší spony rozprostírají tah na menší plochu než širší a hrozí snadněji vytrhnutí. Tomu lze předejít, i pokud fólii přichytáváme přes opěrnou lištu. Zapravení spon se provádí pomocí sponkovací pistole. Za určitých podmínek se dají použít elektricky napájené pistole, ale jejich nevýhodou bývá nižší vyvinutý tlak pro zavedení sponky. V tomto směru jsou mnohem spolehlivější a výkonnější sponkovací pistole pneumatické. Zapravení sponky je pak obvykle precizní. Vyžadují ovšem přítomnost poměrně objemného kompresoru, se kterým je manipulace obtížnější. (Landphair et al., 1997; Kincl et al., 2017)

Údržba a odstranění opatření:

Protierozní textilie silt-fence musí být kontrolována po silnějších dešťových srážkách (obvykle 12,7 mm za den a více), zda nedošlo k významnému usazení sedimentu v akumulačním prostoru, podemletí či zničení opěrných sloupků. Rovněž je nezbytné provést i kontrolu místa, kde nastalo přelití opatření a míst níže položených pod ním.

Již v době realizační přípravy je vhodné kalkulovat očekávané množství depozice sedimentu pro konkrétní dešťové srážky, právě ty jsou pak hlavním indikátorem provedení údržby. Odstranění sedimentu z akumulčního prostoru se doporučuje až v momentě, kdy výška na návodní straně protierozní textilie silt-fence dosahuje méně než 23 cm. Předpokládá se ovšem, že jsou dodrženy parametry pro návrh a dimenzování protierozního prvku (Stevens et al., 2005a). Krátce po erozní situaci může být pohyb strojů vzhledem k silnému podmáčení komplikovaný a v některých případech prakticky nemožný. V těchto případech je nezbytné počkat několik dnů a až následně provést odstranění sedimentu (Harbor, 1999; USEPA, 2012). Carpenter (2000) namísto kompletního vyčištění protierozního prvku doporučuje pod ním vybudovat opatření nové. To je z důvodu, že i po vyčištění má původní protierozní textilie póry zacpané a má výrazně nižší propustnost. Při erozních situacích akumuluje výrazně větší množství vody a je vyšší pravděpodobnost poškození původního opatření.

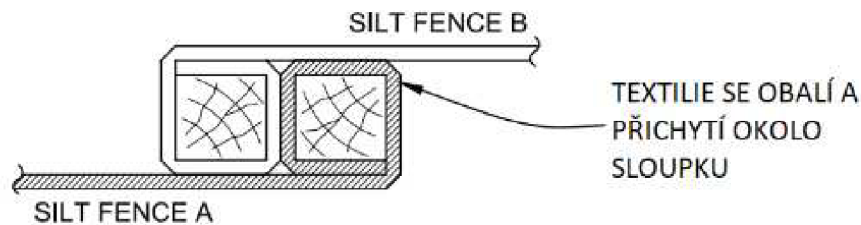
Písčité a hlinitopísčité půdy jsou náchylnější z hlediska podemletí. To je spojené především s výkopovou metodou, kdy se patu opatření nepodaří adekvátně ztuhnout. Po silných deštích by toto místo mělo být důkladně zkontrolováno a případně chybějící zeminu nově dosypat a ztuhnout. Preventivní kontroly musí být prováděny i v době bez výrazných srážkových událostí. To je dáno tím, že k poškození protierozního prvku může dojít i vlivem provozu strojů, v důsledku vandalismu nebo migrací zvířete. Opravy se odvíjejí od míry poškození a neměly by být podceňovány. Mezi nejčastější opravy patří:

- Výměna části opatření - vyměněn je pouze úsek protierozního prvku. Pro kvalitní napojení je vhodné u konce sloupku instalovat další sloupek, na který se připevní chybějící část textilie (Obr. 3). Výkop, do kterého se chybějící část textilie instaluje je potřeba opět kvalitně ztuhnout.
- Oprava trhlin - malé trhliny do 1 cm mohou být ošetřeny vhodnou záplatou. U větších trhlin je potřeba vyměnit poškozenou část, tedy podobný případ jako v případě výměny segmentu.
- Výměna sloupků - pokud je sloupek naprasknutý či zlomený je potřeba jej bezpodmínečně vyměnit. Sloupky výrazně nakloněné, pokud u nich nedošlo k ovlivnění pevnosti, se mohou opětovně instalovat.

- Výměna přichycení – jedná se o kovové sponky, stahovací pásy či drát přichycující textilii na sloupek. Pokud při pravidelné kontrole tyto komponenty nejsou dostatečně pevné, musí se bezodkladně vyměnit.

Obr. 3: Napojení textilie po výměně segmentu

(zdroj: <https://www.clinton-county.org/DocumentCenter>)



Pro demontáž opatření je nezbytné zvolit vhodné vlhkostní podmínky, kdy půda není mokrá ani výrazně přeschlá. Nejprve je potřeba odstranit přichycení, které textilii fixuje k opěrným sloupkům. Poté se samotné sloupky kývavým pohybem uvolní a vertikálním pohybem vzhůru vytáhnou. V krátkém úseku je tento úkon možné provést ručně. Při rozsáhlejších realizacích je vhodné zvolit zařízení s hydraulickým ramenem, které přichycený sloupek vytáhne. Zbývající textilii je potřeba na okraji nejprve uvolnit cca v délce 2 m. Tento volný okraj se opět připevní k vhodnému mechanizačnímu prostředku a horizontálním pohybem se textilie vytahuje z půdy. Při tomto pohybu musí docházet k vysypání zeminy ze základové rýhy, do které textilie byla vložena. Pokud by k tomuto nedocházelo, stane se textilie po určité délce výrazně těžká a dojde k jejímu trhání (USEPA, 2021).

Bariéra z balíků slámy – Straw balle Barrier

Popis:

Bariéra z balíků slámy (Obr. 4) je další poměrně často používané mobilní protierozní opatření. Je tvořena jednotlivými balíky slámy, které jsou částečně zapuštěny do země a stabilizovány opěrnými sloupky. Bariéra z balíků slámy se využívá pro omezení projevů plošné eroze a v místech mírně soustředěného odtoku (Poché et Sherwood, 1976; Robichaud et al., 2019). Nejčastěji se bariéra z balíků slámy instaluje do svodnic a na svahy v okolí silnic, ale využívá se i pro stabilizaci potenciálních drah odtoku v lesních oblastech postižených ohněm. Některé práce uvádí, že by měly být instalovány pouze na pozemcích se sklonem do 10 % (California Stormwater Quality Association., 2010). Náklady na dopravu a dovoz balíků lze snížit, využitím v místě dostupného materiálu. Nejčastěji jsou balíky připraveny z pšeničné či žitné slámy, ty podle klimatických poměrů mají životnost 3 – 8 měsíců. Za nejméně degradabilní jsou označovány balíky z rýžové slámy, které mají dle podmínek delší životnost. Vždy by měly být použity balíky se slámou, která byla prověřena a certifikována jako bezplevelná. V opačném případě by hrozilo zanesení nepůvodních druhů rostlin, což by mělo další negativní environmentální dopady. (Sherwood et Wyant, 1979; Sandler et al., 2010; Singh et Arya, 2021).

Obr. 4: Bariéra z balíků slámy (zdroj: David Kincl)



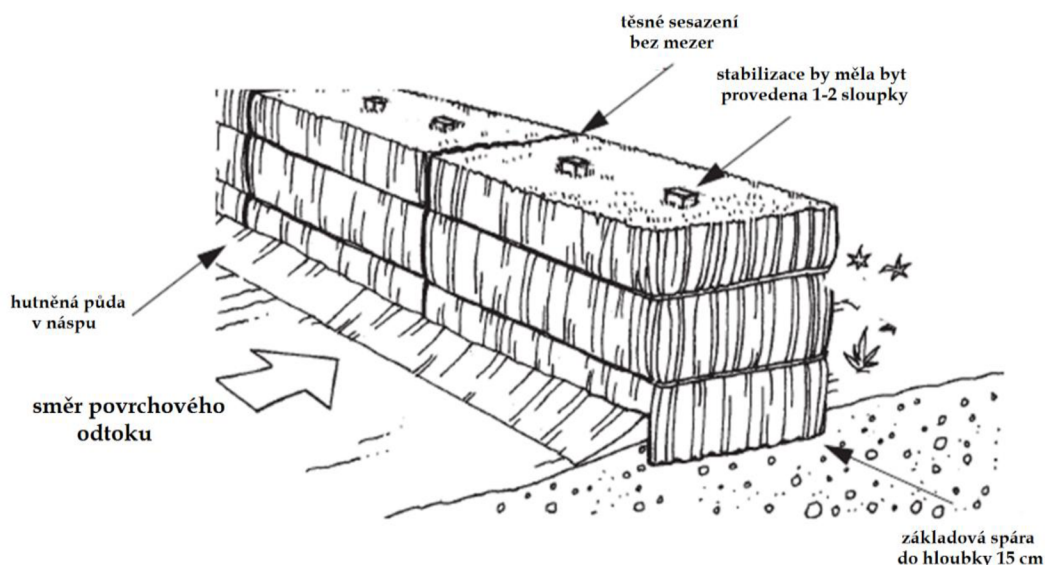
Určitou alternativou bariéry z balíků slámy jsou tzv. slaměné otepi (Straw Wattles). Jedná se o síťované vaky z přírodních nebo umělých materiálů, které jsou vyplněny nejčastěji slámou. Jako výplň může být dále použito kokosové vlákno, štěpka nebo recyklát z pneumatik. Průměry otepi jsou variabilní dle potřeby od 23 do 46 cm a délka jednoho segmentu se pohybuje od 3 do 9 m. Přestože je instalace podobná jako v případě balíků slámy, opatření se má výhradně používat v místech, kde nenastává soustředěný odtok. Životnost tohoto opatření je uváděna 1 až 3 roky podle použitého materiálu a klimatických podmínek (Robichaud et al., 2008).

Parametry opatření a podmínky instalace:

Pro bariéru z balíků slámy je nejprve potřeba připravit základovou spáru s hloubkou 10 - 15 cm (Obr. 5). K přípravě je vhodné využít bagry či nakladače s vhodnou velikostí lžice. Nesmí však dojít k narušení okolní půdy mimo základovou spáru. Její parametry musí přesně odpovídat ploše balíků, která bude v kontaktu se zemí. V opačném případě by opatření bylo náchylné k průsaku (USEPA, 2021). Výkopová zemina se dává stranou, kdy v dalším postupu realizace bude ještě využita. Pro bariéru z balíků slámy se nejčastěji využívají malé balíky slámy, které jsou snáze manipulovatelné. V zahraničí jsou doporučovány balíky s rozměry 36x46x92 cm a hmotností 22 kg. Nicméně v našich podmínkách tyto velikosti nejsou typické a s dobrými výsledky byly otestovány i balíky s rozměry 40x50x60 cm a přibližnou váhu 14 kg. Samozřejmě je možné využít i velké balíky slámy (obvykle 70x120x200). Zbytečně je v nich ale vázáno velké množství rostlinné hmoty, která po konci životnosti má již minimální využití. S vyšší vahou nastávají problémy i při manipulaci, kdy je potřeba využít mechanizační prostředky. Balíky mohou být svázané drátem nebo provázkem. Dobré zkušenosti jsou s provázky z polypropylenu či nylonu. Naopak nevhodné jsou jutové a bavlněné, které se postupně rozkládají a ztrácejí své vlastnosti. I na konci životnosti balíků by měla být splněna pevnost v uzlu 40 kp a pevnost v tahu 70 kp em (Ashe et al., 2014; Broz et al., 2003; Robichaud et al., 2019). Ukládání do základové spáry musí být provedeno na těsno a takovým způsobem, aby vázání balíku vedlo horizontálně okolo něj. Pro stabilizaci balíků v základové spáře se stejně jako u silt-fence používají dřevěné či kovové sloupky, které se zpravidla ručně zatloukají. Kovové sloupky jsou stabilnější, ale musí mít průměr alespoň 1,3 cm. Mnohem častěji se proto používají sloupky z tvrdého dřeva o rozměrech 5x5 cm.

Délka sloupku by měla být taková, aby minimálně 30 cm bylo zapraveno pod dno základové spáry. Nad balíkem se pak ponechává pouze několik centimetrů (cca do 10 cm), kvůli případnému bobtnání a zvětšování objemu balíku. Pokud po pokládce a stabilizaci jsou stále některé spáry mezi balíky volné, dodatečně se vyplní volnou slámou. Tlak mezi balíky musí být vždy přiměřený, aby nedocházelo k jejich vzájemnému zvedání. V poslední části instalace se zemina odstraněná ze základové spáry využije pro násyp návodní strany opatření. Ten zabraňuje průsaku a dále stabilizuje protierozní prvek v zemi. Bariéra bez této úpravy je silně propustná a dochází u ní velice rychle k vymílání základové spáry, do které jsou balíky slámy vloženy. Příčný sklon by měl být v rozmezí 1:1 až 1:1,5 podle množství zeminy (Alberta Transportation, 2011). Při realizaci je násyp potřeba mírně ztuhnit, což se optimálně provádí pomocí vibrační desky či válce. Použitá zemina nesmí obsahovat velké kameny, drny, kořeny ani zbytky dřeva. Výška násypu vychází ze zamýšlené maximální hladiny, která by optimálně neměla přesáhnout dvě třetiny jeho výšky. Smyslem opatření není filtrovat vodu průsakem přes balíky. Bariéra má povrchový odtok pouze zpomalit do té míry, aby nastala sedimentace půdních částic a následně relativně čistá voda po okraji či středem bariéry bezpečně otekla. V případě, že bariéra byla navržena s délkou více jak 150 m, nebo byla realizována s mírným podélným sklonem. Doporučuje se na návodní straně umístit menší pytle s pískem, které omezí soustředění sedimentů do jednoho místa. Jejich výška by měla odpovídat 1/2 výšky násypu (Sherwood et Wyant, 1979; Hubert et al., 2008).

Obr. 5: Instalace bariéry z balíčků slámy (zdroj: <https://www.cicacenter.org/bmp/>)



Údržba a odstranění opatření:

Kontrolu bariéry z balíků slámy je potřeba provádět po každé větší srážce, zda došlo k usazení sedimentu a nenastalo jakékoli poškození. Sediment by měl být odstraněn, jakmile dosáhne jedné třetiny výšky násypu. Bariéra musí být kontrolována i v období, kdy k výraznějším srážkám nedochází. Je to z důvodu, že u opatření hrozí poškození hlodavci, kteří si v násypu a balících mohou vytvářet díry. Takové poškození v případě naplnění bariéry působí jako kolektor a snižuje akumulární schopnost opatření. Myši díry obvykle stačí zasypat a pro eliminaci hlodavců aplikovat povolené prostředky. U bariéry z balíků slámy by mělo být kontrolováno, zda nedošlo k uvolnění vázání, těsnost mezi balíky a míra degradace slámy. V případě zjištěného poškození, je potřeba nejprve odkopat potřebnou část násypu, odstranit kotvící sloupky a následně vyjmout poškozený balík. Pokud došlo k zanesení základové spáry, musí být upravena do původního stavu, aby nový balík nevyčníval nad původní. Následně je postup již stejný jako při instalaci (Collins et Johnston, 1995; Broz et al., 2003; Hubert et al., 2008).

Významná výhoda bariéry z balíků slámy se ukáže až při její likvidaci. Protože je tvořena převážně z přírodních materiálů a nevzniká významné množství odpadů. Těmi jsou pouze provázky nebo vázací dráty, které musí být z balíku vždy spolehlivě odstraněny. V opačném případě by hrozilo, že se zapletou do stroje, který bude slámu na pozemku rozmetat. Pokud sláma na pozemku zůstat nemůže, je vhodné ji využít do kompostu. Po odstranění balíků se zemina z návodní strany zpět nahrne do základové spáry. Kovové a dřevěné sloupky z tvrdého dřeva je možné využít pro instalaci opakovaně (Alberta Transportation, 2011).

Popis:

Půdní hrůbek (Obr. 6) též nazývaný jako „protierozní hrázka s úzkou základnou“ je opatření tvořené zhutněným náspem orničního horizontu v některých případech doplněných o příkop. Poměrně častým a v našich podmínkách nezbytným doplňkem je osetí, které chrání těleso náspu a návodní stranu před vymíláním. Hrůbek může být realizován na úpatí krátkých svahů (s malou zdrojovou plochou povodí), ale úspěšně se využívá i pro rozdělení delších svahů na menší části (Janeček et al., 2012; Yakob et Ababa, 2015; Addisu et al., 2015). Pro svou jednoduchost a poměrně nízké náklady se hrůbek používá na zemědělských pozemcích a nejčastěji jsou tato protierozní opatření realizována v Afrických a Asijských zemích. Půdní hrůbek má příznivý protierozní efekt, omezuje povrchový odtok, zlepšuje půdní vlastnosti a omezuje únik látek používaných v zemědělství kontaminujících okolní prostředí. Naopak určité diskuze stále panují ohledně vlivu na výnosy. Vlivem realizace hrůbků na pozemku se snižuje obhospodařovaná výměra o 6 - 8 % (na výrazně sklonitých pozemcích může být zábor i větší). Guadie et al. (2020) popisuje, že toto snížení je kompenzováno vyšší výnosů, kdy příznivé půdní podmínky na pozemku zvýšili výnos ječmenu o 34 %. Spíše negativní výsledky výnosu naopak popisuje studie Hatibu et al. (2003), kdy výnos zrna kukuřice u vrstevnicově orientovaného hrůbku klesl na první pokusné lokalitě o 2,3 % a na druhé o 10,8 % oproti variantě bez hrůbku.

Obr. 6: Půdní hrůbek (zdroj: David Kincl)



Hrůbek má více ekvivalentů a alternativních způsobů realizace. Níže jsou uvedeny některé z nich:

Fanya juu – uvádí se, že toto protierozní opatření pochází z Keni a ve svahilštině znamená „házet půdu do kopce“. Opatření je tvořeno hrůbkem, který se na svahu nachází výše, než příkop ze kterého byl sypán. Násyp se obvykle stabilizuje osevem vytrvalých rostlin, které mohou být doplněny i místními druhy dřevin. Funkce může být proměnlivá dle klimatických podmínek. V semiaridních oblastech má systém Fanya juu za úkol zachycovat a infiltrovat srážky a naopak v sub-humidních oblastech jsou hrůbky konstruovány pro bezpečné odvedení povrchových vod z pozemku. Podle klimatických podmínek se proto realizují vrstevnicově či s mírným podélným sklonem. Opatření Fanya juu se doporučuje realizovat na svazích, které mají sklon v rozsahu 5 – 20 %, ale některé práce uvádí maximální sklon až 50 %. U pozemků mírně svažitéch je šíře obhospodařovaného pozemku mezi hrůbky obvykle 20 - 30 m a v případě výrazně sklonitých okolo 5m. (Rolker, 2012; Hailu et al., 2012; Blanco et Lal, 2008). Moldenhaver et Hudson (1988) popisují, že opatření je pro řadu zemědělců atraktivní i z důvodu, že terasovitost pozemku se začíná objevovat cca po 7 letech.

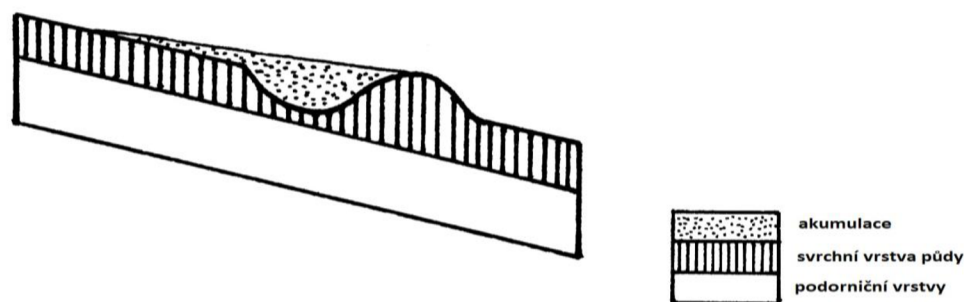
Fanya chini – jedná se také o protierozní opatření, které je tvořeno příkopem a hrůbkem. Pouze se liší v tom, že příkop je situován výše a zemina z jeho výkopu se přehazuje níže po svahu, kde se vytváří hrůbek. Stejně jako předešlé opatření se uplatňuje na farmách s velkým podílem lidské práce (Turinawe et al., 2015).

Parametry opatření a podmínky instalace:

Půdní hrůbek má nejčastěji výšku v rozmezí 15 - 60 cm s šířkou základny 80 - 220 cm. Může být i s většími parametry, ale pak se zpravidla již nejedná o dočasné opatření. Hrůbek se realizuje do formátu trojúhelníku nebo lichoběžníku. Tyto tvary jsou v provozních podmínkách dobře realizovatelné a s postupem doby se profil hrůbku beztak transformuje na půlkulatý (Hurni et al., 2016). Zásadní vliv na stabilitu půdního hrůbku má zatřídění půd dle zrnitostního složení, vhodné jsou zejména písčitohlinité, hlinité a v omezené míře i jílovitohlinité půdy. Podle zrnitosti je volen i návodní a vzdušný sklon hrůbku, kdy pro půdy písčité se doporučuje sklon 1:2 (V:H), hlinité 1:1,5 a jílovitohlinité 1:1. Násyp zeminy je vhodné hutnit po vrstvách 10 -15 cm

vysokých, tak aby se bariéra stala kompaktní. Instalace je optimální na půdách s dostatečně hlubokým humusovým horizontem. Důvodem je, aby nedocházelo k výraznému promíchávání půdních horizontů (Singh et al., 2010, Gebremichael et al., 2005). Herweg et Ludi (1999) však popisuje, že u opatření Fanya juu se této skutečnosti nelze zcela vyhnout. Humusový horizont za opatřením vlivem eroze ubývá a naopak se akumuluje níže po svahu, kde se nachází další hrůbek (Obr. 7). Právě tímto způsobem se vytváří postupná terasovitost pozemku.

Obr. 7: Postupné vytváření terasovitosti (zdroj: Herweg et Ludi, 1999)



Jak bylo zmíněno, instalace půdního hrůbku může být na pozemku provedena vrstevnicově či s mírným podélným sklonem. Obecně vrstevnicová orientace zvyšuje infiltraci srážkové vody do půdy a má i vyšší protierozní efekt. V případě silných srážek může však dojít k podmáčení a protržení hrůbku. Dlouhodobé podmáčení má rovněž negativní vliv na výnos hospodářských plodin, kdy bylo zjištěno snížení produkce v rozmezí 10 - 15 %. Z těchto důvodů Herweg et Ludi (1999) doporučují realizaci vrstevnicových hrůbků na půdách dobře propustných, nebo v oblastech s ročními srážkami do 500 mm. Naopak v klimatických oblastech srážkově příznivých, kde roční srážkový úhrn převyšuje 1400 mm, je nezbytné volit hrůbek s podélným sklonem (nejčastěji jsou uváděny podélné sklony do 1 %). Mimo celkového úhrnu musí být pozornost věnována i rozdělení srážek. Pokud je v dané oblasti určitá část roku spojována se silnými přivalovými dešti, je vhodnější zvolit půdní hrůbek s podélným sklonem. Pro minimalizaci erozních ztrát je vhodné po každých 10 m na návodní straně opatření vytvářet sedimentační přepážku s délkou 0,5 m. U vrstevnicově orientovaných hrůbků uvádí Wolka et al. (2018) maximální délku opatření v rozmezí 50 - 60 m, po které by mělo následovat bezpečné zaústění do recipientu. V případě hrůbků s podélným sklonem může být délka i mírně větší, kdy technické standardy doporučují 80 - 100 m. V praxi, jak uvádí studie Engdayehu et al. (2016), je ovšem tato délka často překračována. V povodí Debre Mewi, které se

nachází na severovýchodě Etiopie, překročilo přípustnou délku 70 % ze všech monitorovaných opatření. V průměru zde dosahovala 124 m a nejdelší opatření mělo dokonce délku 360 m. Určujícím faktorem délky se tak stala dostupnost přirozeného recipientu nebo vhodné hranice mezi pozemky, kde by se mohl nacházet příkop, průleh nebo laterálně vedený hrůbek s přelivem. Důvodem pro překračování přípustné délky opatření bylo, že farmáři nechtěli pozemek rozdělovat vodotečí, která by zabíral dalších plochu zemědělské půdy.

Aby nedocházelo u hrůbků s podélným sklonem k nadměrnému vymílání, je vhodné v rámci projektové přípravy ověřit, zda není překročena nevyvílací rychlost. Pro půdy písčité je nevyvílací rychlost uváděna 0,5 m/s a pro půdy dobře odolávající erozi 0,65 m/s. Tento limit může být i vyšší cca 1 m/s v případě, že je hrůbek a prostor před ním zatravněn. Vhodné druhy travin uvádí Amare et al. (2014), kdy nejvyšší protierozní účinnost byla zjištěna u druhu elephant grass (*Pennisetum purpureum*). Ale dobré výsledky byly zaznamenány i u Vogel's tephrosia (*Tephrosia vogelii*) nebo jaraguá grass (*Hyparrhenia rufa*). V rámci našich pokusů se osvědčila protierozní směs jílku vytrvalého (*Lolium perenne*), kostřavy červené (*Festuca rubra rubra*) a jílku mnohokvětého (*Lolium multiflorum Lam.*). Pro výsev travního porostu je potřeba volit období, které je vláhově příznivé a nedochází k výrazným změnám teplotního režimu. To je z důvodu, že trávy se zasívají pouze mělce do půdy a klíčící semeno by vlivem vysokých teplot zaschlo. Při zakládání by měla být dodržena vhodná vlhkost půdy v rozmezí 10 - 15 %, aby půda nebyla přeschlá, ale ani výrazně mazlavá.

Údržba a odstranění opatření:

Opatření by mělo být kontrolováno po větších srážkách, ale i pravidelně v období mimo ně. To je z důvodu, že hrůbek je poměrně často poškozován drobnými hlodavci (především se jedná o hraboše polního). Pokud jsou v hrůbku pouze nahodilé díry, stačí je zaplnit volnou zeminou a aplikovat povolené prostředky pro jejich omezení. Při četnějším poškození se doporučuje opatření kultivačním zásahem odstranit (nejčastěji orbou) a opět znovu vybudovat. Pokud se na návodní straně začnou hromadit sedimenty cca 15 - 20 cm musí být odstraněny. Sedimenty se kultivací promísí s okolní půdou a následně je možné tímto materiálem zvýšit výšku hrůbku. V dalším kroku se opět provede výsev trávy (Herweg et Ludi, 1999).

Způsob realizace a parametry mobilních protierozních opatření

Obecné podmínky návrhu protierozní bariéry silt-fence

Americká agentura pro ochranu životního prostředí (USEPA) stanovila základní pravidla pro použití silt-fence, bez ohledu na podmínky v jakých je opatření realizováno. Tato pravidla (Rule of thumb) doporučují maximální zdrojovou plochu přibližně 10 arů na 30 m délky fólie. Stanovené pravidlo je široce přijímáno jihovýchodními státy bez ohledu na gradient sklonu a délku instalované textilie. Jistou výjimku tvoří pouze podmínky ve státě Alabama, které dovolují maximální plochu povodí 20 arů na 30 m délky protierozní textilie, pokud je zesílena drátěným pletivem (Bugg et al., 2017; Crebbin, 1988). Takto striktní podmínky realizace byly stanoveny především, aby se zajistila vyšší bezpečnost v zastavěném území i pro silnější přívalové srážky s nízkou pravděpodobností opakování. Nicméně mimo zastavěné území, kde nehrozí výrazné škody na majetku a infrastruktuře, je možné podmínky realizace mírně uvolnit.

Návrh protierozní bariéry silt-fence s vytvořeným akumulacním prostorem a zajištěným odtokem

Nejčastěji je protierozní textilie silt-fence realizována s akumulacním prostorem, kdy konce fólie jsou vertikálně výše než její střed. Tím dojde k přehrazení svahu a z pohledu půdorysu vzniká profil ve tvaru U. Nové filtrační protierozní textilie po instalaci propouští odtok velice efektivně, nicméně postupem času dochází k ucpávání jejich pórů. Následně nastává odtok přelivem. Ten může být proveden buď snížením hrany fólie (Obr. 8), kdy přeliv je na vzdušné straně stabilizován záhozem nebo balíkem slámy, pro snížení kinetické energie přepadajícího proudu (Donald et al., 2015; Whitman et al., 2021). Další možností je přeliv vybudovat na krajích opatření (Obr. 9). Tyto kraje musí být dobře stabilizovány (nejčastěji travním porostem), aby v místech proudění povrchové vody nedocházelo k vymílání rýžek a rýh (Auckland Regional Council, 2009).

Obr. 8: Uměle vytvořený přeliv na textilií (zdroj: Donald et al., 2016)



Obr. 9: Boční přeliv bez stabilizace osevem je ohrožen vymíláním rýh a rýžek (zdroj: David Kincl)



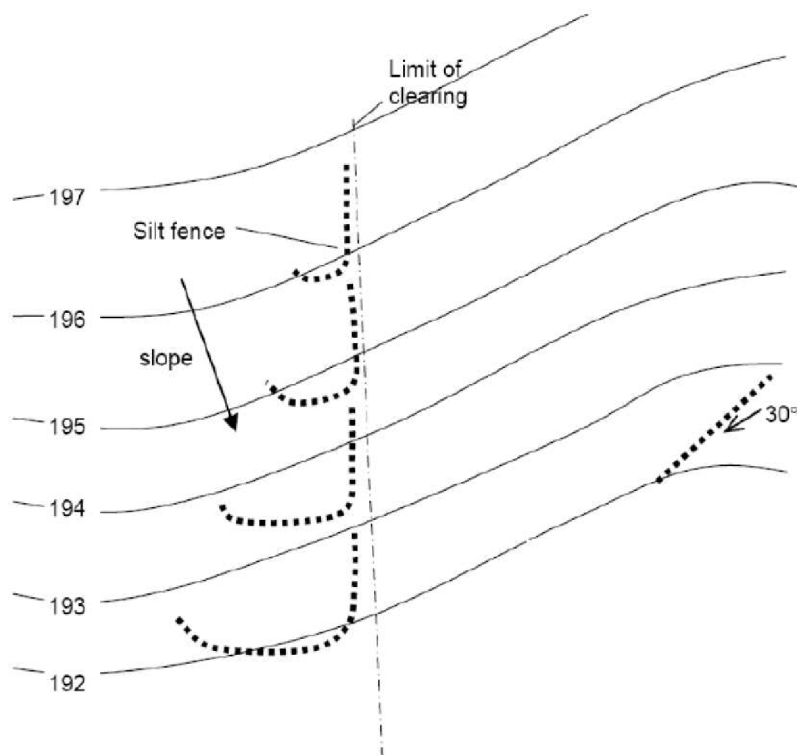
Určitou modifikací instalace s vytvořeným akumulčním prostorem je tzv. systém J-hook. Půdorysný tvar opatření je podobný rybářskému háčku. Tento způsob se využívá v podmínkách, kdy je svah potřeba vertikálně rozdělit na dvě části (Waldner et al., 2004). Pro snazší pochopení je tento případ znázorněn na obr. 10. Odklon od vrstevnic pak může být větší jak 30 stupňů. Správná funkce protierozní textilie se odvíjí od schopnosti dočasně zadržet povrchový odtok na návodní straně tak, aby nastala sedimentace většiny unášených půdních částic. Přitom samotnou

textilii nemůžeme považovat za stabilní filtr. Zachycená povrchová voda by v rámci vymezeného akumulčního prostoru neměla proudit, protože by opatření správně nefungovalo. Proto je nezbytné, aby protierozní textilie byla instalována v místech, kde je možné vodu akumulovat, např. po délce svahu. Vždy je potřeba se vyhnout zbytečně dlouhým prvkům a naopak je žádoucí rozdělit svah větším počtem drobnějších objektů. Horsley Witten Group (2006) doporučují J-hook navrhovat s ohledem na sklon svahu, viz hodnoty uvedené v tab. 1.

Tab. 1: Maximální délky jednotlivých opatření systémem J-hook s vytvořeným akumulčním prostorem (Zdroj: Horsley Witten Group, 2006)

sklon svahu (%)	maximální délka jednotlivých opatření technologie J-hook (m)
do 20	30
25	23
33	15
50	8

Obr. 10: Systém J-hook realizovaný v praxi (Zdroj: Horsley Witten Group, 2006)



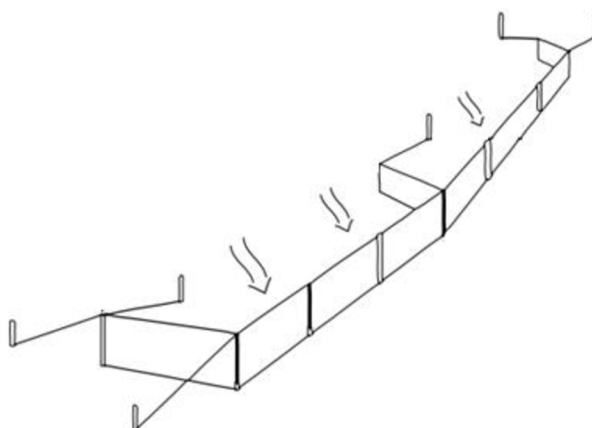
Návrh protierozní bariéry silt-fence s podélným sklonem

Dalším způsobem realizace protierozního prvku je instalace v souvislé délce, která je členěna na jednotlivé segmenty (Obr. 11). K tomuto způsobu se přistupuje, pokud souvislá délka textilie překračuje 183 m (Johnson et al., 2003). Opatření je realizováno s podélným sklonem do 2 % a pouze zakončení jednotlivých segmentů je provedeno kolmo proti svahu. Mezi jednotlivými segmenty se díky přehrazení vytváří akumulací prostor (Zech et al., 2007). Boční přehrážky mohou být doplňkově stabilizovány lanem kotveným do země pomocí kolíků. Z hlediska zachycení návrhové srážky, je kritickým faktorem určujícím efektivitu systému akumulací kapacita. Boční přehrážky, v důsledku zpomalení odtékající vody, umožní postupné usazování erodovaného materiálu. Tato depozice pak vede k vyšší kvalitě odtékající vody, protože obsahuje výrazně méně unášených půdních částic. Účinnost snížení ztráty půdy v důsledku omezení vymílání paty opatření dosáhla 90 % (Zech et al., 2008). Stevens et al. (2005b) dále problém vymílání u silt-fence bez přehrazení spojuje i s půdním typem, který se v místě realizace nachází. Za nejvíce problematické považuje půdy hlinitopísčité. Metodika návrhu opatření (Tab. 2) byla zpracována Auckland Regional Council (2009) a má pomáhat odborníkům při správném navrhování systému na ochranu před erozí.

Tab. 2: Maximální délky u segmentových prvků s vytvořeným akumulacím prostorem (Zdroj: Auckland Regional Council, 2009).

sklon svahu (%)	maximální délka svahu (m)	maximální délka segmentu (m)	maximální souvislá délka opatření (m)
do 2	bez limitu	neřešeno	bez limitu
2-10	40	60	300
10-20	30	50	230
20-33	20	40	150
33-50	15	30	75
více než 50	6	20	40

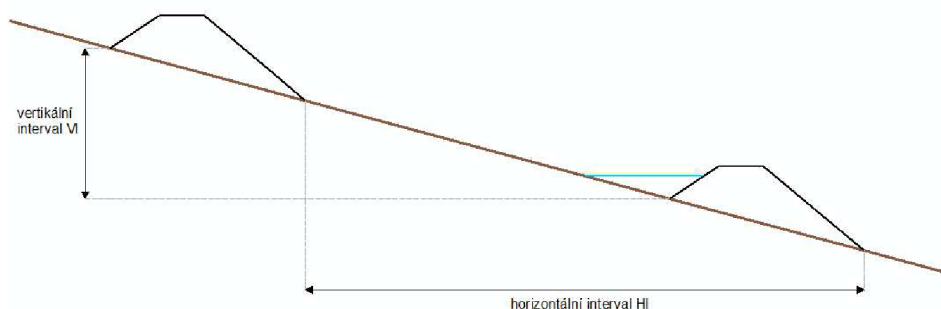
Obr. 11: Opatření silt fence realizované po jednotlivých segmentech
(zdroj: Auckland Regional Council, 2009)



Návrh hrůbku s vrstevnicovou orientací

Pro návrh vrstevnicových hrůbku je vhodné využít výpočet uváděný Gebremichael (2019). Nejprve musí být zjištěny a rozborovány vstupní informace o srážkách pro zvolenou oblast (roční úhrn, N-leté srážky), topografie pozemku pro výpočet sklonových poměrů, půdní podmínky (zrnitost půdy a hodnota nasycené hydraulické vodivosti) a ověření způsob hospodaření včetně pokryvnosti. V prvním kroku výpočtu se stanoví vertikální a horizontální interval hrůbku, kdy tyto parametry jsou znázorněny na obr. 12.

Obr. 12: Schéma horizontální a vertikální vzdálenosti hrůbku (zdroj: David Kincl)



Vertikální interval hrůbku značí převýšení mezi dvěma po sobě následujícími hrůbkami. Pro výpočet tohoto intervalu je možné využít vzorec podle Ramsera, který se v praxi používá nejčastěji a je vyjádřen:

$$VI = 0,3 \times \left(\frac{S}{3} + 2 \right)$$

VI – vertikální interval hrůbků (m)

S – sklon svahu ve stupních (°)

Protože tato rovnice v základu nezohledňuje přírodní poměry v místě, byla dále doplněna o možnost upravit stanovenou vertikální vzdálenost. Proto u půd, které jsou dobře propustné, mají vyšší hodnotu nasycené hydraulické vodivosti a počítá se s pěstováním erozně příznivých plodin, je možné vertikální interval navýšit o 25 %. Naopak u půd s nepříznivými hydrologickými vlastnostmi a při pěstování erozně nebezpečných plodin se vertikální interval snižuje o 15 %.

Druhý způsob výpočtu vertikální vzdálenosti odvodil Cox. Tento vzorec již ve svém základě zohledňuje srážkové podmínky (Tab. 3), míru infiltrace a pokryvnost povrchu půdy (Tab. 4).

$$VI = 0,3 \times (X \times S + Y)$$

VI – vertikální vzdálenost hrůbků (m)

S – sklon svahu v procentech (%)

X – faktor srážek

Y – faktor míry infiltrace a pokryvnosti půdy

Tab. 3: Hodnoty faktoru srážek X (zdroj: Gebremichael, 2019)

srážkové podmínky	srážkový úhrn (mm)	hodnota X
mírné	< 640 mm	0,8
střední	640 - 900 mm	0,6
silné	> 900 mm	0,4

Tab. 4: Hodnoty faktoru míry infiltrace a pokryvnosti půdy Y (zdroj: Gebremichael, 2019)

hodnota nasycené hydraulické vodivosti	pokryvnost	hodnota Y
podprůměrná < 3cm/h	nízká	1,0
průměrná nebo vyšší > 3 cm/h	vysoká	2,0
Jeden z výše uvedených faktorů je příznivý a druhý nepříznivý		1,5

V dalším kroku výpočtu je potřeba stanovit horizontální interval hrůbku. Ten značí horizontální vzdálenost (rozestup) mezi po sobě následujícími hrůbkami (Obr. 12). Vypočte se na základě již stanovené vertikální vzdálenosti a sklonu svahu:

$$HI = \frac{VI}{S} \times 100$$

HI – horizontální vzdálenost hrůbků (m)

VI - vertikální vzdálenost hrůbků (m)

S – sklon svahu v procentech (%)

Po výpočtu vertikální a horizontální vzdálenosti se přistupuje ke stanovení potřebné plochy akumulace a návrhu parametrů hrůbku. Potřebná plocha akumulace představuje profilovou rozlohu vody a je dána součinem horizontální vzdálenosti hrůbků a výškou potenciálního odtoku (ten je uváděn okolo 60 % z 24-hodinového srážkového úhrnu 10-leté srážky). V našich podmínkách je vhodné vycházet z výpočtu pomocí metody CN křivek. Potřebná plocha akumulace je dána vzorcem:

$$A = R \times P \times HI$$

A – potřebná plocha akumulace (m²)

R - srážkový úhrn za 24-hodin (m)

P – koeficient poměru povrchového odtoku (0,6)

HI – horizontální vzdálenost hrůbků (m)

Potřebná plocha akumulace se následně upravuje ve vztahu ke sklonovým podmínkám řešeného zemědělského pozemku, sklonu svahu hrůbku a jeho výšce. Sklon zemědělského pozemku i sklon hrůbku mají parametry relativně neměnné (sklon svahu hrůbku vychází ze zrnitosti půdy, která se nachází v místě, pro půdy písčité se doporučuje sklon 1:2, hlinité 1:1,5 a jílovitohlinité 1:1). Proto jediná hodnota, kterou v této souvislosti dimenzujeme je výška hrůbku resp. v tento moment výška akumulace. Ta se stanoví na základě výpočtu plochy skutečné akumulace a1 (akumulace nad zemědělsky obhospodařovanou částí pozemku) a plochy skutečné akumulace a2 (akumulace nad tělesem hrůbku), která musí odpovídat potřebné ploše akumulace, viz následující vzorec:

$$a_1 + a_2 = A$$

a_1 – plocha akumulace nad zemědělským pozemkem (m^2)

a_2 – plocha akumulace nad tělesem hrůbku (m^2)

A – potřebná plocha akumulace (m^2)

Protože plochy skutečné akumulace na svahu vytváří dva pravoúhlé trojúhelníky, výpočet se upraví následujícím způsobem:

$$\frac{1}{2} \times d \times nd + \frac{1}{2} \times d \times md = A$$

d – výška akumulace (m)

n – sklon zemědělského pozemku 1:n (V:H)

m – sklon svahu hrůbku 1:m (V:H)

A – potřebná plocha akumulace (m^2)

Úpravou rovnice se vyjádří výška akumulace, která se dále navýší o 25 %. Toto navýšení slouží jako volný prostor hrůbku, který jej má chránit proti přelítí. A součet výšky akumulace a volného prostoru odpovídá konečné výšce hrůbku, viz vztah:

$$h = d \times 1,25$$

h – výška hrůbku (m)

d – výška akumulace (m)

V posledním kroku se stanovují zbývající parametry – šíře základu a koruny hrůbku. Šíře základu hrůbku se navrhuje s ohledem na průsakovou křivku (voda prosakující tělesem hrůbku), ta musí vždy směřovat k patě hrůbku. Pokud by jeho šířka byla kratší, hrozilo by prosakování na vzdušné straně svahu s následnou erozí. Šíře základu se proto stanoví jako součet zatopené délky svahu hrůbku na návodní straně a 5-ti násobek výšky akumulace (šíře průsaku):

$$Sh = md + 5d$$

Sh – šířka základu hrůbku (m)

m – sklon svahu hrůbku 1:m (V:H)

d – výška akumulace (m)

Šíře koruny hrůbku se stanoví jako dopočet všech výše známých parametrů hrůbku. Tedy od šířky základu se odečte délka obou stran svahů hrůbku. Zde je potřeba dát pozor, abychom počítali již s konečnou výškou hrůbku, tedy navýšenou o 25 % volného prostoru.

$$Sk = Sh - 2 \times m \times h$$

Sk – šířka koruny hrůbku (m)

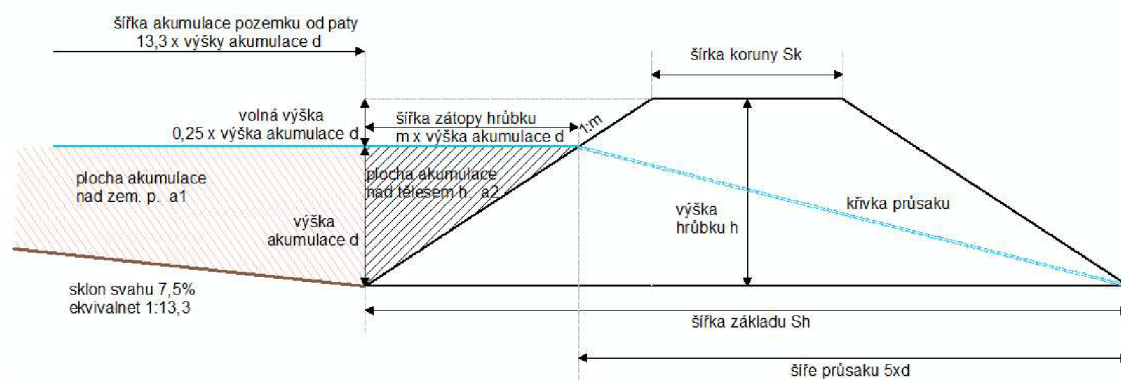
Sh – šířka základu hrůbku (m)

m – sklon svahu hrůbku 1:m (V:H)

h – výška hrůbku (m)

Pro ukázkou byl připraven modelový výpočet stanovení výšky hrůbku (příloha VI) a vytvořeno přehledové schéma (Obr. 13), které se váže k výše uvedeným vzorcům a modelovému výpočtu.

Obr. 13: Schéma jednotlivých parametrů hrůbku (zdroj: David Kincl)



Návrh hrůbku s podélným sklonem

Při návrhu hrůbku s podélným sklonem je počáteční část výpočtu stejná jako u hrůbků s vrstevnicovou orientací. Nejprve se stanoví vertikální a horizontální intervaly, které slouží pro stanovení šířky odtokové parcely mezi hrůbky. Na základě rozboru půdní zrnitosti se určí sklon svahu hrůbku. Z topografických map se změří plánovaná délka hrůbku, sklon zemědělského pozemku a navrhne se podélný sklon hrůbků (ten by měl být v rozmezí 0,25 - 1 %). Protože u tohoto typu hrůbků se uvažuje průběžné prázdňení, je vhodné při stanovení odtokových poměrů vycházet již z výpočtů CN křivek (výpočet je součástí samostatné kapitoly). Oproti standardnímu postupu výpočtu se u tohoto typu protierozního opatření pouze specificky upravuje celková doba koncentrace. To je z důvodu, že délka zemědělského pozemku mezi hrůbky nepřekračuje maximální délku 100 m uváděnou pro plošný povrchový odtok. A naopak akumulace povrchové vody u paty hrůbku s následným podélným prouděním (profil koryta je zde jasně definován), je vhodné počítat jako se soustředěným odtokem v otevřeném korytě. Z výpočtu celkové doby koncentrace, vzhledem ke specifickým podmínkám na pozemku s hrůbky, se proto vynechává část výpočtu řešící soustředěný odtok o malé hloubce. Následně se výpočet provede klasickým způsobem, kdy hlavními výstupy metody CN jsou kulminační průtok, objem přímého odtoku a celková doba koncentrace. Na základě těchto parametrů se dimenzuje výška akumulace u hrůbků s podélným sklonem podle vzorce Singha et al. (2010):

$$d = \frac{(Q \times n)^{3/8} \times \left(\sqrt{1 + m^2} + \sqrt{1 + \left(\frac{100}{s}\right)^2} \right)^{1/4}}{(S/100)^{3/16} \times \left(\frac{50}{s} + \frac{m}{2}\right)^{5/8}}$$

Q - kulminační průtok (m³/s)

n – Manningův drsnostní součinitel

(pro zemědělskou půdu nekrytou vegetací 0,05; s vegetací kosenou 0,25; s vegetací nekosenou 0,33)

m – sklon svahu hrůbku 1:m (V:H)

s – sklon zemědělského pozemku (%)

S – podélný sklon hrůbku (%)

d – výška akumulace (m)

Abychom získali konečnou výšku hrůbku je potřeba výšku akumulace navýšit o volnou výšku. Singh et al. (2010) ji navyšuje o dalších 20 % výšky akumulace, ale uplatňuje se i přístup navýšení o konstantní hodnotou 15 cm. Další parametry jako šířka koruny a základ hrůbku se již stanovují stejným způsobem jako v případě vrstevnicové orientace.

Návrh bariéry z balíků slámy lineárně vedené

Podmínky návrhu a způsoby instalace jsou u bariéry z balíků slámy poměrně shodné se silt-fence. Orientace opatření by měla být převážně vrstevnicová a neměla by překročit obecně doporučovaný sklon 1 %. Bariéra z balíků slámy by rovněž neměla být vytvořena z vícero balíků skládaných vertikálně na sebe (Johnson et al., 2003; Ashe et al., 2014). U menších pozemků se instaluje pouze na patě svahu, rozsáhlejší svahy je nezbytné rozdělit několika řadami. Vždy by měla být dodržena obecně udávaná maximální velikost zdrojové plochy mikro-povodí 10 arů na 30 m délky bariéry. Nejdéle po této délce je potřeba vytvářet příčné přepážky, které příznivě omezují proudění podél paty a vymílání násypu bariéry. Přepážky se vytvoří uložením 1 balíku napříč bariéře nebo případně rozšířením náspu (California Stormwater Quality Association, 2010; Dunkley, 1973). Broz et al. (2003) dále podmínky umístění interpretuje k doporučené délce pozemku nad opatřením (Tab. 5).

Tab. 5: Maximální délka svahu nad bariérou z balíků slámy (zdroj: Broz et al., 2003)

sklon svahu (%)	maximální délka svahu (m)
do 2	30
2-5	23
5-10	15
10-20	7,5
více než 20	5

Nejvyšší přípustný sklon pozemku před opatřením by neměl překročit 50 %. Maximální celková délka bariéry není publikacemi specifikována. Obvykle se bariéra realizuje kolem celé oblasti s narušeným půdním pokryvem. Že taková délka nemusí být zanedbatelná, dokládá například studie Morris et al. (2012). Ten sledoval vliv sedimentace u bariéry situované na patě svahu, která byla dlouhá 373 m. V případě

výrazných délek je potřeba dát zvýšený pozor, protože chybná instalace opatření, obvykle vede k větším škodám vodní erozí. Vlivem poškození bariéry se uvolní sedimentovaná půda i z předchozích událostí a vysoký průtok způsobený protržením bariéry působí větší škody než povrchová voda postupně odtékající.

Návrh bariéry v menších odtokových drahách a údolnicích

Bariéra z balíků slámy by neměla být situována do míst s výrazně soustředěným odtokem, jako jsou potoky a další stálé vodoteče. Ashe et al. (2014) uvádí, že by návrhový průtok neměl překročit hodnotu 0,6 m/s. Přestože to některé metodiky a články nedoporučují, je bariéra poměrně často využívána pro sedimentaci v menších odtokových drahách a údolnicích (Broz et al., 2003; USEPA, 2021; Fifield, 1999). V tomto případě se realizuje napříč potenciálnímu odtoku. Nejčastěji je střed bariéry níže než okraje, kdy voda odtéká středem opatření. Proto v nejnižším místě za bariérou se realizuje kamenný zához, který má mírnit kinetickou energii přepadající vody. Zdrojová plocha mikro-povodí se v tomto případě udává 0,25 ha. V rámci jedné odtokové dráhy se pak může realizovat kaskáda těchto opatření, kdy se plochy mikro-povodí obvykle sčítají. Řada autorů se shoduje, že opatření je náchylné na poškození a poměrně často musí být prováděny kontroly a případné opravy (Robichaud et al., 2019; Robichaud, 2000; Neary et al., 1999)

Dimenze opatření pomocí metody čísel odtokových křivek

Metoda čísel odtokových křivek (CN – Curve Number) představuje jednoduchý srážkoodtokový model s poměrně snadno zjistitelnými vstupy, dostatečně přesný, použitelný pro stanovení objemu přímého odtoku a kulminačního průtoku způsobeného návrhovým přívalovým deštěm o zvolené pravděpodobnosti výskytu v zemědělsky využívaných povodí, či jejich částech o velikosti do 10 km² (Janeček et al., 2012). Metoda CN je založena na experimentálním výzkumu a výpočtové rovnice jsou empirické (Dostál et al., 2006). Další její výhodou je, že byla testována a ověřena mnohými výzkumy a studii odtokových poměrů. V malých povodích existuje dobrá korelace mezi naměřenou výškou odtoku a výškou odtoku stanovenou metodou čísel CN (Cronshey, 1986). Metoda byla modifikována pro různé typy land-use, například pro zalesněná nebo urbanizovaná povodí. (Duben, 2014). Nebo byla použita pro hodnocení „bouřkového“ odtoku (Stormflow), díky čemuž se stala nedílnou součástí i složitějších simulačních modelů (Holman et al., 2003). V projekční praxi může být metoda odtokových křivek použita pouze v souladu s ČSN 75 1300 “Hydrologické údaje povrchových vod” k navrhování technických protierozních opatření, jako jsou dráhy soustředěného povrchového odtoku (zatravněné údolnice), průlehy, příkopy, ochranné hrázky a pro posuzování vlivu protierozních opatření na povrchový odtok. Metodu naopak nelze použít pro výpočet odtoku z tání sněhu (Janeček et al., 2012).

Stanovení objemu přímého odtoku

Výpočet odtokových poměrů vychází z předpokladu, že poměr mezi aktuální retencí (objem vody zadrženy při odtoku) a maximální retencí (potenciálně zadržitelný objem vody) v povodí je stejný jako poměr mezi výškou odtoku a výškou přívalových srážek po odečtení počátečních ztrát. Výpočet podle Metody čísel odtokových křivek lze použít pro stanovení objemu přímého odtoku způsobeného návrhovým přívalovým deštěm dané pravděpodobnosti výskytu (Smelík, 2016). Základní vztah pro určení výšky přímého odtoku je:

$$H_o = \frac{(H_s - 0,2 \times A)^2}{(H_s + 0,8 \times A)}$$

rovnice platí za předpokladu, že $H_s \geq 0,2 \times A$

Hs – úhrn návrhového deště (mm)

Ho – výška přímého odtoku (mm)

A – maximální potenciální retence (mm)

Výška srážek (srážkový úhrn návrhového přívalového deště) představuje výšku vrstvy vody, která na konkrétní místo naprší za určitý časový úsek. Výška srážek pro jednotlivé doby opakování se stanovuje z dlouhodobého měření ČHMÚ pomocí statistických analýz. Jak uvádí Janeček et Váška (2001), rámcově lze použít i hodnoty úhrnů maximálních 24-hodinových srážek s návrhovou četností výskytu pro nejbližší stanici ČHMÚ nebo N-leté maximální denní úhrny srážek dle Šamaje et al. (1985).

Přímý odtok zahrnuje odtok povrchový a odtok hypodermický (podpovrchový, tj. proudění v malé vrstvě pod povrchem bez interakce s podzemní vodou). Podíly tohoto typu odtoku na celkovém odtoku se stanovují pomocí tzv. čísel odtokových křivek - CN. Čím větší hodnota CN, tím je pravděpodobnější, že nastane povrchový odtok (Janeček et al., 2012).

Požadovaná hodnota maximální potenciální retence je funkcí hodnoty CN a vypočte se z následujícího vztahu:

$$A = 25,4 \times \left(\frac{1000}{CN} - 10 \right)$$

A – maximální potenciální retence (mm)

CN – číslo odtokové křivky

Pokud je známa výška přímého odtoku, jsme pomocí jednoduché rovnice schopni stanovit i objem přímého odtoku. Ten se vypočte tak, že výšku přímého odtoku násobíme příslušnou plochou povodí. Abychom srovnali jednotky je výpočet násoben číslem 1000, kdy celkový objem odtoku odpovídá m³.

$$Oph = 1000 \times Pp \times Ho$$

Oph – objem přímého odtoku (m³)

Pp – plocha zdrojového povodí (km²)

Ho – výška odtoku (mm)

Čísla odtokových křivek jsou určena podle:

Hydrologické vlastnosti půdy – jsou vyjádřeny na základě minimální rychlosti infiltrace vody do půdy po dlouhodobém sycení (tzv. nasycená hydraulická vodivost). Při stanovení v terénu by měla být půda bez pokryvu, nezmrzlá a co nejvíce vlhkostně nasycená, aby nedocházelo ke změnám (týká se především bobtnavých jílu). Na základě hodnot vodivosti (případně dalších parametrů metoda USDA) se hydrologické vlastnosti půd rozdělují do 4 skupin A, B, C, D viz tab 6 a 7.

Tab. 6: Definice hydrologických skupin (zdroj: USDA-NRCS, 2004)

hydrologická skupina	charakteristika půd	diagnostická fyzikální charakteristika
A	Půdy ve skupině A mají nízký odtokový potenciál při vyšším nasycení. Voda jimi dobře infiltruje a proniká profilem. Tato skupina má méně než 10 % jílu a více než 90 % písku případně štěrku, kdy tomu odpovídá i jejich zrnitostní řazení. Do skupiny mohou být zařazeny i půdy se zrnitostí hlinitého písku, písčité hlíny, hlíny, prachovité hlíny, které jsou dobře agregovatelné, mají nízkou objemovou hmotnost nebo obsahují více než 35 % skeletovitosti.	Nasycená hydraulická vodivost všech vrstev půdy přesahuje 40,0 μm.s ⁻¹ (2,4 mm/min). Hloubka jakékoliv nepropustné vrstvy je větší než 50 cm a hladina podzemní vody je větší než 60 cm. Půdy, které jsou hlubší více než 100 cm od nepropustné vrstvy pro vodu a mají i stejně vzdálenou hladinu podzemní vody, jsou řazeny do skupiny A, pokud nasycená hydraulická vodivost všech vrstev do hloubky 100 cm přesahuje hodnotu 10 μm.s ⁻¹ (0,6 mm/min)

B	<p>Půdy ve skupině B mají středně nižší odtokový potenciál při vyšším nasycení. Pronikání vody profilem je neomezené. Půdy skupiny B mají typicky mezi 10 až 20 % jílu a 50 až 90 % písku. Jejich zrnitostní složení spadá do kategorie písčité hlíny, hlinitého písku a písku. Do skupiny mohou být zařazeny i půdy se zrnitostí prachové hlíny, hlíny, písčito-jílovité hlíny, pokud jsou dobře agregovatelné nebo mají nízkou objemovou hmotnost a obsahují více než 35 % skeletovitosti.</p>	<p>Nasycená hydraulická vodivost u nejméně propustné vrstvy do hloubky 50 cm od povrchu musí být v rozmezí 10 - 40 $\mu\text{m}\cdot\text{s}^{-1}$ (0,6 - 2,4 mm/min). Hloubka jakékoliv nepropustné vrstvy je větší než 50 cm a hladina podzemní vody je větší než 60 cm. Půdy, které jsou hlubší více než 100 cm od nepropustné vrstvy pro vodu a mají i stejně vzdálenou hladinu podzemní vody, jsou řazeny do skupiny B, pokud nasycená hydraulická vodivost všech vrstev do hloubky 100 cm přesahuje hodnotu 4 $\mu\text{m}\cdot\text{s}^{-1}$ (0,24 mm/min) ale je menší než 10 $\mu\text{m}\cdot\text{s}^{-1}$ (0,6 mm/min).</p>
C	<p>Půdy ve skupině C mají středně vyšší odtokový potenciál při vyšším nasycení. Pronikání vody do půdy je poněkud omezeno. Půdy skupiny C mají typicky mezi 20 a 40 % jílu a méně než 50 % písku. Jejich zrnitostní složení spadá do kategorie prachové hlíny, hlíny, písčito-jílovité hlíny, jílovité hlíny. Do skupiny mohou být zařazeny i půdy se zrnitostí prachového jílu, jílu nebo písčitého jílu pokud jsou dobře agregovatelné, mají nízkou objemovou hmotnost nebo obsahují více než 35 % skeletovitosti.</p>	<p>Nasycená hydraulická vodivost u nejméně propustné vrstvy do hloubky 50 cm od povrchu musí být v rozmezí 1 - 10 $\mu\text{m}\cdot\text{s}^{-1}$ (0,06 - 0,6 mm/min). Hloubka jakékoliv nepropustné vrstvy je větší než 50 cm a hladina podzemní vody je větší než 60 cm. Půdy, které jsou hlubší více než 100 cm od nepropustné vrstvy pro vodu a mají i stejně vzdálenou hladinu podzemní vody, jsou řazeny do skupiny C, pokud nasycená hydraulická vodivost všech vrstev do hloubky 100 cm přesahuje hodnotu 0,4 $\mu\text{m}\cdot\text{s}^{-1}$ (0,024 mm/min) ale je menší než 4 $\mu\text{m}\cdot\text{s}^{-1}$ (0,24 mm/min).</p>
D	<p>Půdy ve skupině D mají vysoký odtokový potenciál při vyšším nasycení. Pronikání vody do půdy je omezeno nebo velice omezeno. Půdy skupiny D mají typicky více než 40 % jílu a méně než 50 % písku a zrnitostně odpovídají do kategorie jílu. V některých oblastech mohou mít vysoký potenciál v době sucha ke snižování objemu a naopak při nasycení bobtnají.</p>	<p>Do skupiny jsou řazeny všechny půdy s hloubkou nepropustné vrstvy pro vodu menší než 50 cm a všechny půdy s hladinou podzemní vody menší než 60 cm od povrchu. U půd s nepropustnou vrstvou v rozmezí 50 - 100 cm je nasycená hydraulická vodivost nejméně propustné vrstvy menší nebo rovna 1 $\mu\text{m}\cdot\text{s}^{-1}$ (0,06 mm/min). Půdy, které jsou hlubší více než 100 cm od nepropustné vrstvy pro vodu a mají i stejně vzdálenou hladinu podzemní vody, jsou řazeny do skupiny D, pokud nasycená hydraulická vodivost všech vrstev do hloubky 100 cm je menší nebo rovna 0,4 $\mu\text{m}\cdot\text{s}^{-1}$ (0,024 mm/min).</p>

Tab. 7: Definice hydrologických skupin (zdroj: Janeček et al., 2012)

hydrologická skupina	charakteristika hydrologických vlastností půd
A	Půdy s vysokou rychlostí infiltrace ($> 0,12 \text{ mm} \cdot \text{min}^{-1}$) i při úplném nasycení, zahrnující převážně hluboké, dobře až nadměrně odvodněné písky nebo štěrky.
B	Půdy se střední rychlostí infiltrace ($0,06 - 0,12 \text{ mm} \cdot \text{min}^{-1}$) i při úplném nasycení, zahrnující převážně půdy středně hluboké až hluboké, středně až dobře odvodněné, hlinitopísčité až jílovitohlinité.
C	Půdy s nízkou rychlostí infiltrace ($0,02 - 0,06 \text{ mm} \cdot \text{min}^{-1}$) i při úplném nasycení, zahrnující převážně půdy s málo propustnou vrstvou v půdním profilu a půdy jílovitohlinité až jílovité.
D	Půdy s velmi nízkou rychlostí infiltrace ($< 0,02 \text{ mm} \cdot \text{min}^{-1}$) i při úplném nasycení, zahrnující převážně jíly s vysokou bobtnavostí, půdy s trvale vysokou hladinou podzemní vody, půdy s vrstvou jílu na povrchu nebo těsně pod ním a mělké půdy nad téměř nepropustným podložím.

Předchozí odtokové podmínky – popisují odtokové podmínky ve vymezeném povodí. V minulosti byly podmínky vztahovány ke srážkám v 5-ti předcházejících dnech a vlhkosti povodí, ale v současné době jsou založeny na obalových křivkách. Obalové křivky jsou přirovnávány k 10. a 90. percentilu extrémních hodnotu CN distribuce. Předchozí odtokové podmínky se dělí do třech stupňů. I. stupeň značí podmínky omezující nástup odtoku, II. stupeň značí střední podmínky (využíváno pro návrhové účely), III. stupeň značí příznivé podmínky pro nástup odtoku.

Způsob využití půdy – jsou zde zohledněny podmínky vegetačního pokryvu nebo plodiny, způsobu obdělávání a uplatnění protierozních opatření na pozemku (Janeček et al., 2012; USDA-NRCS, 2004).

Stanovení kulminačního průtoku

Kulminační průtok značí nejvyšší hodnotu průtoku povodňové vlny v určitém období (Starý, 2005). Určení kulminačního průtoku je obtížnou částí nepřímých hydrologických metod. Při výpočtu kulminačního průtoku metodou odtokových křivek se používá poměru počáteční akumulace k jednodennímu maximálnímu srážkovému úhrnu I/Hs. Pro tento poměr se podle doby koncentrace určí jednotkový kulminační průtok qpH z nomogramu. Kulminační průtok se následně stanoví ze vztahu:

$$Q = 0,00043 \times q_{pH} \times P_p \times H_o \times f$$

Q – kulminační průtok (m³/s)

q_{pH} – jednotkový kulminační průtok

P_p – plocha povodí (km²)

H_o – výška odtoku (mm)

f – opravný součinitel pro rybníky a mokřady

Kulminační průtok by neměl být kalkulován pro povodí s významně rozdílnými čísly CN a dobou koncentrace povrchového odtoku v důsledku různé sklonitosti svahů, půd a způsobů využití. V takovém případě je vhodné povodí rozdělit na dílčí části a počítat je samostatně (Janeček et al., 2012; Kovář et al., 2015; USDA NRCS, 2004).

Doba koncentrace a doba doběhu

Doba koncentrace je doba potřebná k tomu, aby se odtok z hydraulicky nejvzdálenějšího bodu v povodí dostal až do místa uzávěrového profilu povodí. Hydraulicky nejvzdálenějším bodem je bod s nejdelší dobou trvání odtoku k uzávěrovému profilu a ne nezbytně musí být bodem s nejvzdálenější délkou trasy. Doba koncentrace se obecně vztahuje pouze k povrchovému odtoku a lze ji počítat několika různými metodami. Doba koncentrace má přímou závislost na sklonu, způsobu využití povodí a charakteru dráhy odtoku (USDA NRCS, 2004).

Doba doběhu je časový prostor, který voda potřebuje k cestě z jednoho místa na druhé. Tedy jedná se o délku doby potřebnou pro přemístění mezi dvěma body. Doby doběhu se nejčastěji kalkulují pro plošný povrchový odtok, odtok o malé hloubce a soustředěný odtok v korytě. Součet těchto dob doběhu je roven době koncentrace (Kovář et al., 2015).

V našich podmínkách se nejčastěji používá rychlostní metoda stanovení doby koncentrace, která vychází z následujícího vzorce:

$$T_c = T_{ta} + T_{tb} + T_{tc}$$

T_c – doba koncentrace

T_{ta} – doba doběhu plošného povrchového odtoku

T_{tb} – doba doběhu soustředěného odtoku o malé hloubce

T_{tc} – doba doběhu v otevřeném korytě

Plošný povrchový odtok

Plošný povrchový odtok je definován jako tok na rovnoměrném povrchu bez depresních míst. Plošný povrchový odtok se vyskytuje v horních tocích poblíž rozvodnice, která vymezuje hranici povodí. Obvykle má délku 30,5 m (100 stop) než přejde na koncentrovaného odtoku o malé hloubce (USDA NRCS, 2004). Janeček et al. (2012) uvádí délku plošného povrchového odtoku maximálně do 100 m. Merkel (2001) delší dráhu plošného povrchového odtoku do 100 m spíše připisuje zpevněným plochám, kde k soustředění dochází až v důsledku střetu s infrastrukturou. Střední hloubka proudění pro zpevněné plochy dosahuje výšky 0,6 mm. Pro nezpevněné plochy s vegetací doporučuje použít hodnotu 30,5 m. Střední hloubka proudění je zde násobně vyšší a dosahuje výšky okolo 6 mm.

Pro výpočet doby doběhu plošného povrchového odtoku lze použít Manningovu kinematickou rovnici.

$$T_{ta} = \frac{0,007 \times \left(\frac{n \times l}{0,3048} \right)^{0,8}}{[(Hs2/25,4)^{0,5} \times s^{0,4}]}$$

T_{ta} – doba doběhu (h)

n – Manningův součinitel drsnosti

l – délka plošného proudění (m)

$Hs2$ – úhrn 24 hod. deště s dobou opakování 2 roky (mm)

s – hydraulický sklon povrchu ($m \cdot m^{-1}$)

Tento zjednodušený tvar Manningova kinematického řešení je založený na předpokladu ustáleného proudění v tenké vrstvě, konstantní intenzitě efektivního deště v době trvání 24 hodin a malém vlivu rychlosti infiltrace na dobu doběhu (Janeček et al., 2012).

Soustředěný odtok o malé hloubce

Po překonání délky vymezené pro plošný povrchový odtok nastává odtok o malé hloubce, ten vzniká v důsledku soustředění odtoku v rýhách a prohlubních. Voda začíná proudit koncentrovaně, ale stále nemá dobře definovaný profil koryta. Střední hloubka proudění se pohybuje od 3,5 cm do 15,2 cm. Doba doběhu tohoto typu proudění je podílem jeho délky k rychlosti (USDA NRCS, 2004). Rovnice pro výpočet je:

$$Ttb = \frac{l}{3600 \times v}$$

Ttb – doba doběhu soustředěného odtoku o malé hloubce (h)

l – délka proudění (m)

v – průměrná rychlost ($\text{m}\cdot\text{s}^{-1}$)

Průměrnou rychlost pro zpevněný i nezpevněný povrch lze odečíst z nomogramu. Pro sklony menší než 0,005 lze použít vztahy na řešení Manningovy rovnice pro nezpevněný povrch s Manningovým součinitelem drsnosti $n = 0,05$ a hydraulickým poloměrem $R = 0,12$ m, pro zpevněný povrch pro $n = 0,025$ a $R = 0,06$ m (Janeček et al., 2012).

$$\text{pro nezpevněný povrch} \quad v = 4,918 \times s^{0,5}$$

$$\text{pro zpevněný povrch} \quad v = 6,196 \times s^{0,5}$$

v – průměrná rychlost ($\text{m}\cdot\text{s}^{-1}$)

s – sklon odtokové dráhy ($\text{m}\cdot\text{m}^{-1}$)

Odtok v otevřeném korytě

Odtok v otevřeném korytě se předpokládá od místa, kde je možné jednoznačně stanovit příční profil, jsou jasně identifikovatelné na leteckých snímcích nebo jsou zakresleny v mapách. V těchto profilech se k výpočtu rychlosti proudění používá Manningova rovnice, doba doběhu je:

$$v = \frac{1}{n} \times R^{\frac{2}{3}} \times s^{\frac{1}{2}}$$

$$Ttc = \frac{l}{3600 \times v}$$

Ttc – doba doběhu v otevřeném korytě (h)

v - průměrná rychlost (m.s⁻¹)

R – hydraulický poloměr (m) R = F/O

F – plocha příčného profilu (m²)

O – omočený obvod (m)

s – podélný sklon koryta toku (m.m⁻¹)

n - Manningův součinitel drsnosti pro průtok otevřeným korytem

Problematika vodní eroze a technologie ovlivňující její míru na pozemku

Vodní eroze v Evropě a České republice

Vodní eroze je považována za jeden z nejzávažnějších degradačních procesů vyskytující se na zemědělské půdě. Při nevhodném způsobu hospodaření na erozně ohrožených zemědělských plochách dochází k odnosu půdy při každém větším dešti. V erodovaném materiálu je obsaženo velké množství živin, které následně v půdě chybí. Půda se tak postupně v důsledku vodní eroze stává méně úrodnou. K dosažení požadovaných výnosů je potřeba tyto chybějící látky do půdy doplňovat, což přináší zvýšené náklady. Vyplavené živiny z půdy vlivem vodní eroze způsobují celou řadu problémů i mimo zemědělský pozemek. Erodivaná půda je mnohdy transportována do vodních toků a nádrží, kde dochází k jejich kontaminaci a zanášení. Výsledkem je snížený průtočný profil vodních toků či eutrofizace. Značné škody vznikají i vlivem zanášení dopravních komunikací a výjimkou nejsou ani škody v zastavěných územích (Kincl et al., 2020; Janeček et al., 2012).

V humidních oblastech převažuje plošná eroze, zatím co v aridnějších oblastech, kde se dešťové srážky vyskytují jako krátkodobé intenzivní přívaly, je zdrojem největších ztrát půdy výmolná eroze. Materiál smytý plošnou erozí je zpravidla jemné zrnitosti unášený v suspendovaném stavu. Eroze výmolná je obvykle zdrojem materiálu větší zrnitosti a může být z hlediska ukládání nánosů významnější než eroze plošná (Janeček et al., 2008).

Vodní eroze v Evropě

Téměř celá Evropa je zasažena vodní erozí. Průměrná míra ztráty půdy plošnou a rýhovou erozí v Evropě je $2,46 \text{ t} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{rok}^{-1}$, tato hodnota překračuje o $1,6 \text{ t} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{rok}^{-1}$ průměrnou míru tvorby půdy (Panagos et al., 2015). Pro snížení nepříznivých dopadů eroze v degradovaných oblastech, které jsou umocněny změnou klimatu a vodní krizí, je zapotřebí zásadní změna současné politiky. Ke ztrátě půdy nedochází kvůli nedostatku znalostí o ochraně půdy, ale pro nedostatek odpovědného politického řízení. Kvůli zmírnění dopadů eroze půdy zavedla společná zemědělská politika Evropské unie ochranná opatření, ta snižují ztrátu půdy vodní erozí o 20 % na orné půdě. Další ekonomické a politické kroky by měly představit význam půdy a zahrnout ji jako součást ekosystémových služeb, zvýšit příjmy ze zemědělské půdy, zapojit

mladé zemědělce a organizovat změny ve využití krajiny. V měnícím se světě s 8 miliardami lidí, s problémem změny klimatu, nedostatkem vody a snižování úrodnosti půdy by se zemědělství mělo ubírat směrem k environmentálním a ekologickým aspektům (Panagos et al., 2016).

V Evropě je obecně široká rozmanitost krajiny a možností využití půdy, což způsobuje značné rozdíly v procesech a rychlostech eroze. Do tohoto výsledku se zásadně promítly změny ve využívání půdy a politiky jednotlivých zemí řešící postupy hospodaření. V severní a západní Evropě se intenzifikace zemědělství po druhé světové válce projevila prostřednictvím programů scelování půdy, přestavby krajiny z hlediska velikosti pozemků a délky svahů. To vedlo k opuštění nebo omezení smíšeného hospodaření se specializací na samotný chov skotu (se zaměřením na travní porosty) nebo naopak soustředění pouze na hospodaření s ornou půdou. Druhý způsob hospodaření na orné půdě vedl k významnému rozšíření monokultur (např. kukuřice). Mnohé z těchto změn byly řízeny EU Common Agricultural Policy (CAP) „Společnou zemědělskou politikou EU“ s hlavním cílem zvýšit soběstačnost Evropy pokud jde o produkci potravin. To však také vedlo k nadprodukcí a zhoršování životního prostředí spojené se zvýšením utuženosti půdy, zastavování půdy a erozi s následky povodní a znečištění.

Ve východní Evropě vedla kolektivizace od druhé světové války k remodelaci krajiny pomocí mechanizace a vytvoření rozsáhlých ploch orné půdy. To následně způsobilo výrazné dopady na míru eroze a znečištění. Rok 1990 přinesl zavedení reformy volného trhu, což vyvolalo částečný návrat k soukromému vlastnictví, ale také nastal ekonomický úpadek zemědělství (nedostatek investic, pokles aplikace hnojiv atd.) Vstupem některých států východní Evropy do EU se otevřela možnost přeměny místního zemědělství, pokud jde o citlivý způsob hospodaření k životnímu prostředí. Příjmy ze zemědělství v současné době v těchto zemích rostou, a proto je potřeba se vyvarovat opakování chyb z minulosti.

V mnoha kopcovitých oblastech středomořské Evropy došlo k odklonu od tradičních systémů s více plodinami (vrstevnicové pěstování smíšených bylinných plodin a stromů produkujících ovoce či ořechy). Původní systémy zemědělství byly spojovány se stabilizovaným systémem hospodaření s vodou formou drenáží a závlah, vrstevnicovými příkopy a terasami. Tento systém byl opuštěn v souvislosti se

zaváděním mechanizace do zemědělství, kdy došlo ke zvýšení rozlohy pozemků a zavedení monokultur (především vinná réva a mandle). Ke ztrátě tradiční krajiny došlo také v souvislosti s poklesem venkovského obyvatelstva a obecně dostupností zaměstnanců ochotných pracovat v zemědělství. Opouštění teras a jejich následný havarijní stav vedl ke vzniku erozních roklí a sesuvům půdy. Ve středomoří také došlo k významné přestavbě erodované země prostřednictvím vyrovnání půdy a vzniku nových teras pro vinice nebo skleníky. Ty již nevyžadují kvalitní úrodnou půdu, ale jsou závislé pouze na zdroji vody. Systémy dotací EU podpořily monokultury oliv a mandlí na úkor tradičních krajín (např. ztráta lesů z korkového dubu). Silné ekonomické pobídky k pěstování určitých plodin vedly k zornění půdy na strmých a méně vhodných svazích. Tyto změny měly zásadní vliv na erozi půdy a ztrátu přirozeného prostředí např. pro rýsa ostrovida ve Španělsku a Portugalsku (Boardman et Poesen, 2006).

Vodní eroze v České republice

Podmínky pro výskyt erozních procesů v České republice jsou specifické, neboť při přechodu na velkovýrobní způsob zemědělského obhospodařování a při další intenzifikaci zemědělské výroby byl problém eroze u nás značně podceněn a následky zrychlené eroze zemědělských půd vážně ohrožují jejich úrodnost, včetně mnohamiliónových škod v intravilánech měst a obcí, způsobovaných povrchovým odtokem a smyvem půdy ze zemědělských pozemků (Vopravil et al., 2010).

Na území naší republiky je cca 50 % orné půdy ohroženo vodní erozí a téměř 10 % větrnou. Na převážné ploše erozí ohrožených půd není prováděna systematická ochrana, která by omezovala ztráty půdy na stanovené přípustné hodnoty, tím méně na úroveň, která by bránila dalšímu snižování mocnosti půdního profilu a ovlivňování kvality vod v důsledku pokračujícího procesu eroze (Janeček et al., 2012).

Podmínky pro výskyt vodní eroze jsou v České republice specifické – díly půdních bloků máme největší v Evropě díky intenzifikaci zemědělské výroby v minulosti, ve velkém byly také rušeny hydrografické a krajinné prvky (rozorání mezí, zatrávněných údolnic, polních cest, likvidace rozptýlené zeleně apod.), které zrychlené erozi účinně bránily. Současně máme ale nejmenší vlastnické pozemky na osobu, což je dáno zastavením trhu se zemědělskou půdou kolem roku 1950. Většina zemědělských

subjektů hospodaří na pronajatých pozemcích a to dále snižuje zájem o investice do náročnějších protierozních opatření zejména technického charakteru, ale mnohdy i o správnou péči o půdu jako takovou (Novotný et al., 2017).

Úrodnost půdy je snižována odnosem živin v důsledku vodní eroze. Je velmi obtížné určit kvantitativní hodnoty tohoto odnosu, neboť záleží na množství, druhu, formě, způsobu a době aplikace živin, jež se do půdy dodávají a míra odnosu je dána i samotnými půdními vlastnostmi. Šetření v České republice a okolních zemích ukazují, že ztráta živin ze zemědělských půd je značná a že představuje vážný problém v ekonomice zemědělské výroby (Holý, 1994).

Protierozní technologie ovlivňující míru vodní eroze na pozemku

O použití jednotlivých přístupů protierozní ochrany rozhoduje jejich účinnost, požadované snížení smyvu půdy a nutná ochrana objektů s ohledem na zájmy vlastníků a ochranu životního prostředí. Ve většině případů jde o komplex organizačních, agrotechnických a technických opatření, vzájemně se doplňujících a respektujících současné základní požadavky a možnosti zemědělské výroby. Z hlediska finančního je nutné při návrhu protierozních opatření postupovat od finančně i realizačně nejjednodušších opatření k opatřením technického charakteru (Janeček et al., 2012). Technická protierozní opatření se navrhují obvykle po vyčerpání možností řešení protierozní ochrany organizačními a agrotechnickými opatřeními, většinou jako jejich doplnění (Kadlec et al., 2014). Sedimenty za určitých podmínek zanášejí akumulární prostory některých typů technických protierozních prvků. Lecce et al. (2006) stanovil, že průměrná retenční kapacita sedimentů v příkopech se pohybovala od 8,6 do 107,2 kg.m⁻¹.rok⁻¹, což představovalo množství sedimentu o váze 1366 t.rok⁻¹ v povodí o rozloze 7,7 km². Proto realizace pouze technických prvků (včetně mobilních) bez použití plošných půdoochranných postupů, není vhodná. Termín půdoochranný postup - technologie byl poprvé použit v rámci podmínek kontroly podmíněnosti – DZES (dobrý zemědělský a environmentální stav) a v současné době zahrnuje různé typy organizačních a agrotechnických opatření. Až na výjimky omezují povrchový odtok a erozi na celé ploše obhospodařovaného pozemku (Bazzoffi et al., 2011; MZe, 2021).

V současnosti dostupné půdoochranné technologie založené na managementu meziplodin a rostlinných zbytků se začaly vyvíjet od 30 let minulého století, ale samotná praxe zeleného hnojení je již velmi stará. Například staří Řekové tento způsob používali již 3000 let př. n. l. Použití meziplodin v systémech půdoochranného zpracování půdy nabízí udržitelné řešení, jak nejlépe omezit ztrátu půdy erozí. Výsledky více než 50 let výzkumu ukazují, že tyto technologie mají zásadní roli při tvorbě kulturní krajiny (Langdale et al., 1991). Základy půdoochranných technologií a měření projevů eroze stanovil H. H. Bennett, který na 10-ti výzkumných stanicích ověřil různé agrotechnické protierozní postupy. Výsledky měření, doplněné o další monitorované lokality ve 40. a 50. letech 20. století, poskytly rozsáhlou databázi informací o odtoku a ztrátě půdy. Tyto podklady následně ovlivnily vznik a vývoj rovnice USLE, která je základem pro hodnocení dlouhodobé ztráty půdy vodní erozí (USDA, 2016).

Pásově zpracování půdy (strip till) – technologie je založena na zpracování půdy v úzkých páscích širokých 10 - 20 cm, kdy pomocí kypřících segmentů stroje jsou rostlinné zbytky zapracovány do hloubky 5 - 25 cm. Následné setí hlavní plodiny probíhá do středu zpracovaných pásků, přičemž oblast mezi řádky zůstává nenarušena s rostlinnými zbytky na povrchu (Potratz et al., 2020). Protierozní účinnost je dosažena především při použití vhodných meziplodin. V našich podmínkách se nejčastěji uplatňuje svazenka vratičolistá a žito ozimé (Herout et al., 2018; Brant et al., 2016). Mezi hlavní plodiny, pro které je technologie relevantní, patří – kukuřice, čirok, řepka, cukrová řepa, slunečnice a v současné době se tímto způsobem začínají pěstovat i některé druhy obilovin.

Přímé setí do meziplodiny-předplodiny (no till) – postup je založen na přímém výsevu hlavní plodiny do rostlinných zbytků meziplodin nebo předplodin (Wang et al., 2012). Vhodné je použít především vymrzající druhy meziplodin (hořčice bílá, svazenka vratičolistá), kdy hlavní plodina se na jaře vysévá do jejich mulče bez dalšího chemického ošetření desikanty a zpracování půdy (Janeček et al., 2012). Při tomto půdoochranném systému hospodaření je nezbytné využívat secích strojů, které jsou schopné osivo kvalitně uložit do půdy vzhledem k velkému množství rostlinných

zbytků na povrchu a odporu půdy. Proto je potřeba zvolit vhodnou kotoučovou, radličkovou či dlátovou variantu secího stroje (Hůla et al., 2008). Půda obhospodařovaná technologií přímého setí má značné výhody pro životní prostředí v podobě významného snížení eroze půdy, ztrát dusíku a odtoku částic vázajících fosfor (Soileau et al., 1994). Nejčastěji je tímto způsobem pěstována kukuřice, ale za určitých podmínek je technologie využitelná i pro čirok a bob.

Kypření s rostlinnými zbytky na povrchu – tento postup bývá rovněž označován jako no till, avšak protierozní účinnost je nižší než u předešlého případu (Herout et al., 2018; VÚMOP, 2014). Z hlediska snížení erozního ohrožení by technologie měla být používána na svazích s menším sklonem svahu do 7 %, kde byly prokázány příznivé výsledky (Moldenhauer et Onstad, 1977). Přibližnou míru protierozní účinnosti je možné odvodit i z grafu, který publikoval Trendafilov et al. (2002). Ten uvádí závislost pokryvnosti půdy rostlinnými zbytky ve vztahu k výsledné ztrátě půdy. Při 30% pokryvu půdy by mělo dojít ke snížení ztráty půdy o více než polovinu. Kypření je vhodné provádět pomocí radličkových nebo dlátových kypřičů, které ponechávají relativně větší množství rostlinných zbytků na povrchu. Za méně vhodné je možné označit talířové kypřiče, které zvláště při vyšších rychlostech, zapravují rostlinné zbytky a promíchávají je s půdou (výjimku tvoří pouze stoje s nastavitelným pracovním úhlem disků). Hloubka zpracování u půdoochranného zpracování kypřením je nejčastěji prováděna do 0,2 m (Hůla et al., 2008). Obecně rostlinné zbytky z meziplodin nebo předchozích plodin jako pšenice nebo kukuřice, mohou zvýšit potenciální příjem vody do půdy. Infiltrace povrchové vody byla u varianty diskového kypření bez orby o 25 – 50 % vyšší než v případě konvenčně mělce orané půdy (Naderman, 1991). Tato technologie až na výjimky je vhodná pro většinu erozně nebezpečných plodin.

Podrývání – určitým ekvivalentem kypření je podrývání. Tato technologie spočívá v kypření zhutnělých vrstev půdy pod úrovní hloubky klasického zpracování. Hlavní výhodou podrývání podorničí je, že zlepšuje infiltraci vody, a tím přispívá k omezení vzniku povrchového odtoku vody (Novotný et al., 2017). Studie Lickacz, (1993) prokázala, že v důsledku rozbití utužené vrstvy a lepší infiltraci vody do podloží,

dochází i k intenzivnějšímu vyplavování sodíku. Tím se dále omezuje i možnost opětovného vzniku utužené vrstvy. Podrývání je nejčastěji prováděno v rozmezí 0,2 - 0,4 m, kdy nedochází k vynášení hlubších vrstev na povrch půdy. Při podrývání je potřeba zohlednit i vlhkost půdy. Ta by v době zásahu měla být spíše sušší. Pokud vlhkost půdy přesáhne mez plasticity, dochází při zásahu k deformacím půdy, což může její stav naopak zhoršit (Hula et al., 2008). Technologie dle standardů DZES je prováděna u cukrovky do hloubky minimálně 0,35 m a v případě řepky do hloubky minimálně 0,25 m. Právě tyto dvě plodiny jsou nejčastěji v našich podmínkách touto technologií zakládány.

Vrstevnicové obhospodařování – zpracování pozemku i řádky porostu jsou vedeny po vrstevnici nebo maximálně s 30° odklonem (MZe, 2021). Účinnost tohoto systému se snižuje se zvyšujícím sklonem a délkou pozemku po spádnicí. Při sklonu do 7 % a délce pozemku 120 m snižuje ztrátu půdy o 40 %. Při sklonu do 12 % a délce pozemku do 60 m snižuje ztrátu o 30 %. Po překročení 18 % je uváděno, že způsob zpracování již nemá na výslednou ztrátu vliv (Janeček et al., 2012). Určité srovnání nabízí také studie Li et al. (2014), kdy vrstevnicové zpracování pozemku snížilo produkci sedimentů o 36,9 % oproti zpracování po spádnicí. Naopak poměrně malé snížení uvádí práce Chisci et Boschi (1988), která na pozemcích s 13 % sklonem a délkou 132 m stanovila rozdíl ve ztrátě půdy pouze 0,2 t.ha⁻¹.rok⁻¹. Omezení eroze při vrstevnicovém zpracování je dána změnou mikroreliefu a zvýšením drsnosti povrchu. Tyto změny omezují rychlost povrchového odtoku díky efektivnímu zachycování a rozptylování proudící vody, čímž se zvyšuje rychlost infiltrace a obsah vody v půdě (Martinez-Agirre et al., 2016). Velkou roli proto hraje, jak moc daný pozemek byl předsetřovou technikou urovnán a je hydraulicky hladký. Plodiny, pro které lze technologii využít jsou stejné jako u kypření.

Odkameňování doplněné o důlkování a hrázkování – při zpracování půdy dochází k rýhování a separaci kamene či hrud z půdy. Větší kusy jsou uloženy do zásobníku stoje. Menší jsou zapracovány do kolejevé brázdy, kde vytváří drenážní vrstvu. Bez dalších úprav je technologie odkameňování sporná, a proto se doporučuje dále ji doplnit o důlkování a hrázkování (MZe, 2021; Novotný et al., 2017). Tyto další

pracovní operace spočívají v úpravě hrůbků a brázd o další akumulční prostory formou nahnutých přehrážek nebo vyhloubených důlků. Úpravy by se měly provádět co nejdříve po výsadbě nebo během ní, kdy jejich smyslem je zachycení srážkové vody, zvýšení infiltrace a omezení povrchového odtoku z pozemku (Nutí et al., 2009). Vejchar et al. (2019) během tříletého sledování prokázal, že tyto úpravy snížily povrchový odtok v nekolejové brázdě o 86 % a v kolejové o 72 %. Technologie odkameňování doplněná o důlkování a hrázkování je relevantní především pro pěstování brambor.

Mezi další protierozní technologie se řadí: obsetí ochrannými pásy, aplikace organické hmoty, pěstování luskoobilných směsí, plečkování atd. V dalších letech by mělo docházet ke zvyšování výměry erozně ohrožených ploch vymezených v rámci standardu DZES5 . Stále je proto potřeba vyvíjet další protierozní technologie, které minimalizují projevy vodní eroze na požadovanou míru. Pro jejich přijetí by to ovšem nemělo být jediné kritérium. Aby skutečně zemědělská veřejnost tyto technologie přijala a správně uplatňovala, musí splňovat i podmínky přijatelné výnosovosti produkce a ekonomické nenáročnosti.

Komentáře k publikacím

Stručný popis vědeckých studií

V rámci I. studie „**Evaluation of sediment barriers in relation to the trap of soil particles**“ byly testovány 3 vybrané druhy mobilních protierozních opatření (protierozní zemní hrůbek, bariéra z balíků slámy a textilie silt-fence). Přestože tyto mobilní protierozní opatření jsou v zahraničí používány desítky let, stále se řeší jejich provozní účinnost, správná funkce, umístění na pozemku a navrhuje se další možné způsoby instalace a odvodnění. V minulosti používané laboratorní a malo-rozměrná testování nedokázala adekvátně napodobit povrchový odtok a kvantifikovat účinnost zadržení sedimentu ve vztahu ke strukturální stabilitě opatření. V posledních letech proto nastává obrat a mobilní protierozní opatření se začínají čím dál častěji testovat v provozních a poloprovozních podmínkách. A právě takovéto podmínky byly vytvořeny i v rámci našich pokusných ploch.

Testování mobilních opatření spočívalo v jejich řízeném zaplavení povrchovým odtokem o intenzitě 5 a 10 l/s vždy po dobu 25 minut. Samotný povrchový odtok byl vyvinut pomocí kalových čerpadel se známým průtokem, které byly svedeny do zavlažovacího žlabu s objemem 224 l a délkou přelivné hrany 1,4 m. Jeho funkce spočívala v usměrnění turbulentního průtoku z čerpadel do té míry, aby na povrch půdy voda přitékala plošně. Vzdálenost zavlažovacího žlabu od testovaného opatření byla 6,0 m. Po naplnění vymezeného akumulacího prostoru protierozní bariéry nastával boční odtok přes okraj opatření. Ten byl systémem plastových zábran se sklonem 1 % naveden do Parshallova žlabu, kde byla odečtena aktuální hodnota průtoku a zaznamenána každých patnáct vteřin. Účinnost zachycení erodovaného materiálu mobilními prvky byla vyhodnocena na podkladě rozdílového modelu. Ten přesně stanovil objem uloženého sedimentu a erozních rýh. Metodika měření včetně schéma pokusu je uvedena v článku, který je součástí přílohy I.

Výsledky studie přinesly nové poznatky v několika směrech. Za jednotných podmínek byly ověřeny tři různé typy mobilních opatření a stanovena jejich provozní účinnost zachycení erodovaných půdních částic. Ta se u jednotlivých měření pohybovala od 84 % do 97 %. Na základě statistické analýzy ovšem nebyl, mezi jednotlivými typy mobilní prvků, zaznamenán průkazný rozdíl. Této skutečnosti odpovídají i stanovené aritmetické průměry a mediány, kdy opatření měla shodně 90% úspěšnost zachycení

erodované půdy. Obecně studií, které srovnávají vícero typů mobilních prvků mezi sebou, je málo a žádná studie prozatím nehodnotila námi zvolená opatření. Ve studii byla dále posouzena účinnost opatření ve vztahu k velikosti akumulčního prostoru a intenzitě simulovaného povrchového odtoku. Zde se jasně ukázalo, že proces sedimentace půdních částic nastává i u relativně malých akumulčních prostorů (převýšení mezi středem a okrajem opatření do 10 cm) a intenzita povrchového odtoku na této skutečnosti nic nemění. Naopak opatření s menším akumulčním prostorem jsou strukturálně stabilnější a jsou méně náchylná na poškození. Vybrané mobilní prvky byly rovněž hodnoceny z hlediska vlivu času na účinnost zachytit erodované půdní částice. Opatření proto byla testována na jaře po vybudování a na podzim ke konci vegetační sezóny. Zde se podařilo statisticky prokázat mírně vyšší účinnost v podzimním termínu, kdy tento výsledek je spojován s lepší těsností, kompaktností a stavem porostu u jednotlivých protierozních prvků. Studie rovněž poukazuje na význam některých navržených technických úprav jako je stabilizovaný boční přeliv, mocnost a výška náspu u bariéry z balíků slámy nebo význam zatravnění návodní strany a tělesa hrůbku.

Dimenzování klasických technických protierozních opatření je nezbytné provádět pouze v souladu s ČSN 75 1400 "Hydrologické údaje povrchových vod", kdy tato česká státní norma využívá i metodu čísel odtokových křivek (metoda popsána v National Engineering Handbookpart 630). A stejný postup je vhodné uplatňovat i pro návrh mobilních protierozních prvků, přestože mají nižší kapacitní možnosti. Nejčastěji uváděná hodnota maximálního zatížení kulminačním průtokem u mobilních prvků je okolo 30 l/s. Na pozemku proto musí být opatření navrhována takovým způsobem, aby nedošlo k jejímu zásadnímu překročení. Druhým výstupem metody je objem přímého odtoku, kdy na základě požadovaného objemu zadržené vody se stanovuje kapacita mobilních opatření. Tím se určuje poměr mezi vodou zadržanou a vodou případně povrchově odtékající. Výška vodního sloupce u paty opatření by dle našich pokusů měla být do 0,3 m, ale připouštíme, že tato hodnota může být variabilní dle typu a konstrukce mobilního prvku. Maximální velikost zdrojové plochy mikropovodí s vazbou na mobilní protierozní prvek, se odvíjí od hodnoty odtokové křivky CN (samozřejmě s ohledem na návrhovou srážku, dobu koncentrace atd.) Ta je dána způsobem využití území a obhospodařování, hydrologickou skupinou půd v daném místě a stavem vlhkosti půdy. Z tohoto důvodu se II. studie s názvem

„**Estimating the curve number for conventional and soil conservation technologies using a rainfall simulator**“ věnovala stanovení hodnoty CN pro tři různé širokořádkově plodiny pěstované konvenčními i půdoochrannými postupy (příloha II). Právě širokořádkové plodiny jsou na vznik povrchového odtoku nejnáchylnější. V současné době metoda odtokových křivek nerozlišuje mezi jednotlivými druhy širokořádkových plodin a stejně tak neřeší ani jednotlivé druhy půdoochranných technologií. Z tohoto důvodu jsme se rozhodli ověřit plodiny s poměrně rozdílnými způsoby pěstování, zda jejich hodnoty CN budou shodné s hodnotou uváděnou v metodice. Všechny ověřované plodiny byly pěstovány na půdách s hydrologickou skupinou B, vedených v přímých řádcích. Zvoleny byly:

kukuřice – nejčastěji uváděná plodina způsobující povrchový odtok

chmel – nejširší meziřádková vzdálenost 2,4 m

brambory – specifický způsob pěstování v hrůbcích, varianta má proto výrazně větší povrch

Stanovení hodnot odtokových křivek CN bylo provedeno pomocí polního simulátoru deště, kdy tento způsob stanovení je uváděn i dalšími studiemi. Předchozí odtokové podmínky pro první simulaci odpovídaly křivce ARCII a pro druhou simulaci ARCIII.

Podle metodiky National engineering handbook part 630 (NEH) mají širokořádkové plodiny s přímými řádky při předchozích odtokových podmínkách ARCIII uváděnu hodnotu v rozmezí 90 - 92. V našem případě byla zjištěna stejná hodnota u kukuřice a chmelu 94. U brambor byla stanovena hodnota 93. Pro předchozí odtokové podmínky ARCII pak metodika uvádí hodnoty v rozmezí 78 - 81. Této hodnotě odpovídala i námi stanovená hodnota u kukuřice 81. U konvenční varianty pěstování chmelu a brambor ovšem byly zjištěny výsledné hodnoty mírně vyšší 83 a 86.

V další části studie byly vybrané plodiny ověřovány v kombinaci s různými agrotechnickými protierozními technologiemi. Výsledné hodnoty CN byly opět porovnávány s hodnotou uváděnou v metodice NEH. V tomto případě je možné využít pouze jedinou plošnou variantu s rostlinnými zbytky na povrchu (opět HSP B, řádky po spádnici), kdy pro ARC III jsou metodikou uváděny hodnoty CN v rozmezí 88 - 91. V našem případě u kukuřice byla ověřena technologie strip-till a no-till, kdy u obou byla stanovena hodnota CN 88. V případě chmelu byla zvolena technologie

s podsevovou plodinou v meziřadí, kde byla stanovena hodnota CN 90. A u poslední plodiny brambor bylo zvoleno agrotechnické opatření založené pouze na kypření během vegetace. V tomto případě byla stanovena hodnota CN 92.

Při odtokových podmínkách odpovídajících ARC II měly ověřované protierozní technologie výsledky CN křivek až na výjimku nepoměrně nižší proti metodice NEH. Ta uvádí hodnoty CN v rozsahu 75 - 80. Měření prokázala nejnižší hodnotu u technologie strip-till, kdy CN dosáhlo pouze hodnoty 56. Další technologií výrazně pod uváděným rozsahem byla technologie pro pěstování kukuřice no-till s hodnotou 67. A mírně nižší oproti metodice byla i technologie pro pěstování chmele s meziplodinou, kdy CN dosáhlo 72. Jedinou výjimkou představovala technologie brambor kypřených během vegetace. Tato varianta přestože je obecně považována za protierozní a omezující odtok, měla CN mírně vyšší a dosáhla hodnoty 82. Jednoznačně se tak ukázal pozitivní vliv rostlinných zbytků, případně rostlin kryjících meziřadí, které mají při nižší nasycenosti půdy významný podíl na omezení povrchového odtoku.

Podrobná znalost hodnot CN pro jednotlivé konvenční i půdoochranné technologie má vliv na míru rozdělení původního zemědělského pozemku, a tím i velikost jednotlivých částí majících hydrologickou vazbu na mobilní protierozní prvky. Plošný rozsah těchto částí má dále stěžejní vliv na obhospodařování zemědělského pozemku, kdy mobilní protierozní prvky určují směr obdělávání půdy, setí a ošetřování porostů.

Stejně jako znalost odtokových poměrů, pro správnou funkci mobilních opatření, je potřeba znát i míru eroze a rychlost zanášení akumulčních prostorů. Zde opět platí, že k největším erozním ztrátám dochází u širokořádkových plodin. Obecně za nejvíce problematickou erozní plodinu je v České republice označována kukuřice setá. Tuto skutečnost již opakovaně potvrdil Monitoring eroze prováděný Státním pozemkovým úřadem, kdy přes 50 % zaznamenaných erozních situací je každoročně spojeno právě s kukuřicí. Nicméně jak dokládají naše studie, problémy s erozí je možné výrazně minimalizovat. Jak již byl zmiňováno protierozní technologie strip-till a no-till významně omezují povrchový odtok, nicméně ještě vyšší účinnost mají z hlediska omezení ztráty půdy. To prokazuje naše III. studie „**The impact of the conservation tillage “maize into grass cover” on reducing the soil loss due to erosion**“ kdy technologie strip-till připravená v travním porostu měla v průměru více než 90 %

účinnost snížení ztráty půdy (příloha III). Poměrně dobré výsledky byly zjištěny i u technologie no-till s žitem jako meziplodinou. V tomto případě byla ztráta půdy snížena minimálně o 58 %.

Jednotlivá měření protierozní účinnosti uváděna ve studii byla prováděna v předepsaných dobách a růstových fázích odpovídající pěstební termínům. Při porovnání s variantou černého kypřeného úhoru byly stanoveny hodnoty ochranného vlivu vegetace tzv. C-faktoru. Tyto hodnoty jsou základním vstupem do rovnice USLE, MUSLE a dalších erozně odtokových modelů. Na jejich základě může být stanovena dlouhodobá průměrná ztráta půdy, množství erodovaného materiálu a jeho depozice. Při návrhu mobilních protierozních opatření se tyto výsledky uplatní v rámci stanovení vhodné délky pozemku po spádnici nebo rychlosti zanášení a přibližných termínů údržby.

Ověřením účinnosti mobilních protierozních opatření a stanovením jejich parametru se podařilo splnit vytyčené cíle disertační práce. Jednotlivé výsledky studií byly statisticky ověřeny a diskutovány s ostatními autory.

Odborné studie součástí komplexního výzkumu

Projekt QK1710242 NAZV „Mobilní technická protierozní opatření pro pěstování kukuřice“

Studie I. „Evaluation of sediment barriers in relation to the trap of soil particles“

Studie II. „Estimating the curve number for conventional and soil conservation technologies using a rainfall simulator“

Ing. David Kincl – hlavní řešitel

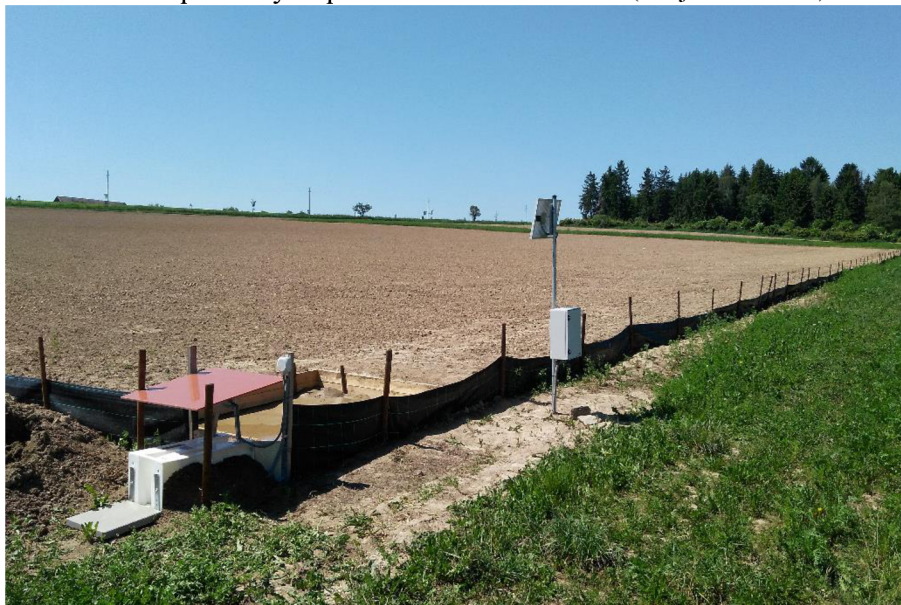
Princip řešení projektu se skládal ze tří kritérií: ověření účinnosti, stability a provozních podmínek mobilních protierozních opatření - stanovení odtokových parametrů při pěstování kukuřice – určení ekonomické náročnosti. Takto nastíněná kombinace měla prověřit a nastavit podmínky, za kterých je možné mobilní prvky při pěstování kukuřice provozovat. Jejich použitím mohou zemědělské podniky, ale i další uživatelé přispět k významnému snížení ztrát půdy erozí, omezení množství povrchového odtoku a především škod, které jsou s vodní erozí obvykle spojeny.

Ověřování mobilních prvků simulovaným průtokem probíhalo z hlediska dvou možných způsobů využití. Při prvním způsobu byly mobilní prvky realizovány s délkou 10 m, kdy akumulací prostor byl vytvořen úklonem opatření proti svahu. V jednotlivých letech se tento úklon upravoval o 5 výškových centimetrů. Hlavním výstupem měření bylo stanovit účinnost zachycení půdních částic. Druhý způsob ověřoval možnost využití mobilních protierozních opatření z hlediska směřování odtoku. V tomto případě byly jednotlivé protierozní prvky realizovány s délkou 15 m s proměnlivým podélným sklonem v jednotlivých letech. Cílem ověřování bylo stanovit, do jaké míry jsou opatření schopna směřovat povrchový odtok a jaký vliv budou mít na odtokové charakteristiky a erozi obecně. Výsledky byly určeny na základě 160 provedených měření pro jednotlivé způsoby využití.

Provozní podmínky u mobilních protierozních prvků byly sledovány na dvou lokalitách. První se nacházela v k.ú. Ruda u Nového Strašecí, kde byla testována protierozní bariéra silt-fence na třech pokusných parcelách (Obr. 14). Každá měla velikost 1,2 ha, rovnoměrný sklon 7,2 % a shodné půdní podmínky. Proměnný byl pouze způsob zakládání erozně nebezpečných plodin. Z tohoto důvodu na jedné

parcele byla ověřována konvenční varianta orba a na dalších dvou protierozní technologie strip-till a no-till. Smyslem ověřování bylo prokázat funkčnost mobilních opatření při standardním zemědělském provozu a potvrdit účinnost uplatňovaných protierozních postupů.

Obr. 14: Jedna ze tří pokusných parcel na lokalitě Ruda (zdroj: David Kincl)



Druhá pokusná lokalita se nacházela v k.ú. Vitín, kde je protierozní bariéra silt-fence (cca 12 m) instalována do dráhy soustředného odtoku v rámci běžně obhospodařovaného půdního bloku (Obr. 15). Velikost zdrojové plochy mikro-povodí je 1,6 ha a podélný sklon svahu 17,4 %. Smyslem pokusů bylo ověřit, zda protierozní bariéra může být instalována i v místech, kde dochází k významnému soustředění povrchového odtoku. Hodnocena byla stabilita opatření a schopnost ukládat erodovaný materiál.

Obr. 15. Protierozní bariéra silt-fence instalovaná do odtokové dráhy (zdroj: David Kincl)



Odtokové poměry byly řešeny prostřednictvím metody CN křivek. Pro vyhodnocení byla využita měření simulátoru deště, kde byly obsaženy konvenční a agrotechnické protierozní technologie. Projekt se soustředil především na plodinu kukuřici, ale mimo to byly stanoveny hodnoty CN křivek i pro chmel a brambory. Výsledky byly stanoveny na základě 268 simulací a staly se podkladem druhé uváděné studie.

Poslední část projektu se věnovala stanovením ekonomických nákladů na realizaci a odstranění mobilních protierozních prvků. V současné době jsou v České republice prostředky a technologie pro přípravu mobilních prvků relativně omezené. To se významnou měrou promítlo i do nákladových položek, které často musí být kalkulovány jako ruční práce. V rámci projektu jsme se některé mechanizační prostředky snažili zajistit, a proto jsme tuto problematiku komunikovali s vybranými dovozci techniky. Bohužel náš trh je v tomto směru pro ně relativně malý. Jistou alternativou je tyto prostředky vyvinout v rámci našich strojírenských firem. Pokud by se to podařilo, je možné očekávat i výrazné snížení uváděných cen.

Mobilní opatření a účinnost zachycení půdních částic

Výsledky této části byly publikovány v rámci I. studie a prokazují mimořádně vysokou účinnost mobilních protierozních opatření s akumulacním prostorem (příloha I). Samotný proces sedimentace není dán filtrační schopností mobilních prvků, ale

vzdutím hladiny v rámci vymezeného akumulčního prostoru. Přitékající povrchová voda unášející půdní částice v tomto prostoru ztrácí svou energii a v důsledku toho dochází k jejich sedimentaci (Obr. 16). Zároveň měření jasně prokázala, že velikost akumulčního prostoru nemá na výslednou účinnost sedimentačních prvků vliv. Domníváme se proto, že větší akumulční prostor může být výhodnější z hlediska možnosti uložení většího objemu erodovaného materiálu. Na druhou stranu, opatření s větším akumulčním prostorem je mnohem více namáháno akumulovanou vodou, kdy naopak hrozí protržení. Za optimální proto považujeme s převýšením mezi středem a okraje protierozního prvku okolo 5 – 10 cm. Mobilní protierozní prvky s akumulčním prostorem by měly být vždy vybaveny prvkem, který u nich zajistí odtok po naplnění. V našem případě jsme nejčastěji využívali odtok přes stabilizovaný okraj travním porostem. Dobré výsledky jsme ale zaznamenali, i pokud byl protierozní prvek vybaven čelním přelivem. V tomto případě energie přepadající vody musí být tlumena kamenným záhozem či stabilizovaným balíkem slámy.

Obr. 16: Ukázka zachyceného sedimentu (zdroj: David Kincl)



Mobilní opatření pro směřování povrchového odtoku

Využití mobilních opatření pro směřování povrchového odtoku (Obr. 17), je potřeba chápat jako ekvivalent sběrným příkopům či průlehům. Zkoumán byl především vliv podélného sklonu z hlediska výsledných odtokových parametrů jednotlivých

mobilních protierozních prvků. Pro srovnání výsledků byla vytvořena grafická srovnání celkového objemu odtoku (Obr. 18) a maximální velikosti průtoku (Obr. 19).

Obr. 17: Směřování povrchového odtoku mobilními protierozními prvky
(zdroj: David Kincl)

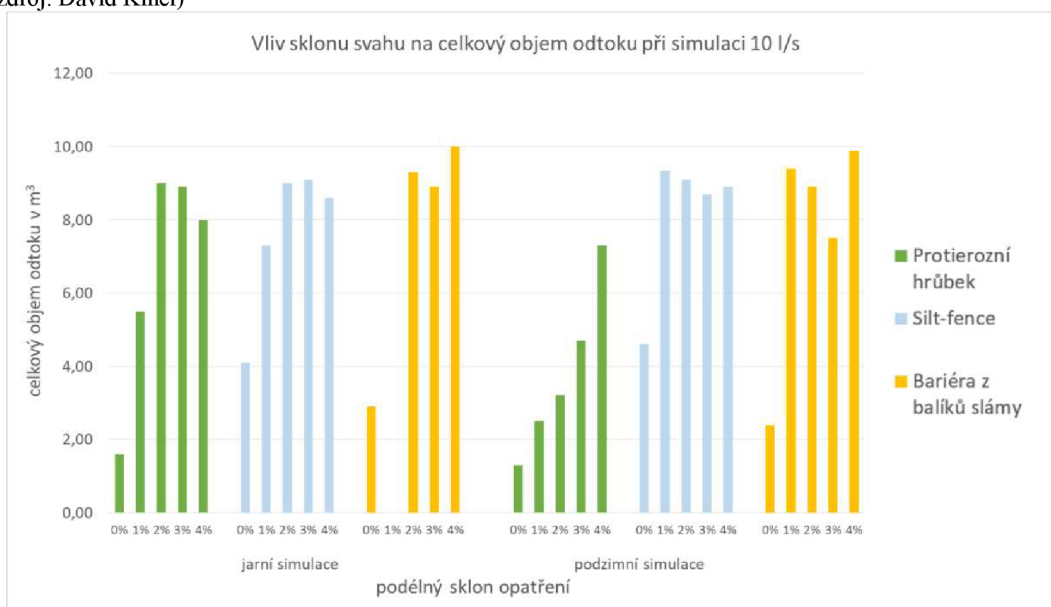


Nejlepší výsledky byly dosaženy u půdního hrůbku, kdy travní porost zvyšoval infiltraci povrchové vody do půdy i při vyšším podélném sklonu opatření. Tento poznatek byl znatelnější především u podzimní simulace. V tomto termínu docházelo k průběžnému navyšování obou odtokových parametrů se zvyšujícím se podélným sklonem. Zatím co v případě jarní simulace to zcela patrné nebylo a oba odtokové parametry jsou proto více podobné výsledkům ostatních opatření. To je dáno horší kvalitou travního porostu při jarní simulaci. Zároveň porosty v některých letech vzhledem k suchu nebyly plně zapojeny. Z tohoto důvodu doporučujeme, půdní hrůbek zakládat již v podzimním období předešlého roku, kdy je větší vláhová stabilita a nižší teploty než při zakládání v jarním období.

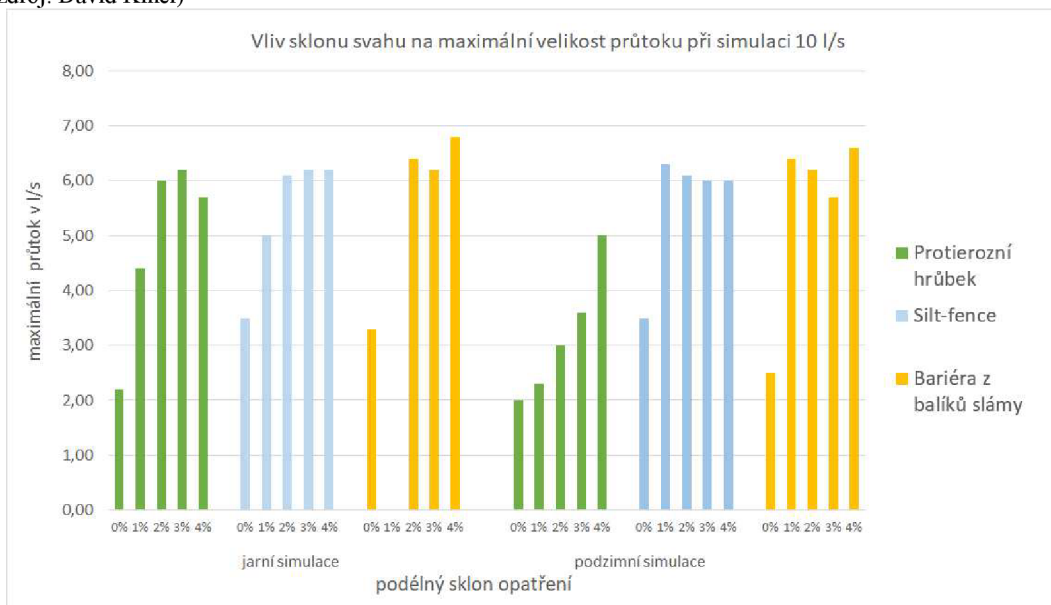
V případě dalších dvou opatření protierozní bariéry silt-fence a bariéry z balíků slámy jsou odtokové podmínky poměrně shodné. Nižší hodnoty odtoku byly zaznamenány při vrstevnicové orientaci a částečně ještě při 1% podélném sklonu. Při vyšším sklonu jsou parametry odtoku relativně stejně vysoké a pouze nepatrně se odchyľují v důsledku propustnosti opatření a stavu nasycení půdy v místě zátopy. Jak dokládají i výsledky rozdílových modelů z jednotlivých let. Opatření bez osetí se doporučuje

realizovat do maximálního podélného sklonu 1 %. To neznamená, že v případě většího sklonu by opatření byla nefunkční. Zbytečně však odvádí z pozemku větší množství vody než je potřeba. Zároveň vyšší průtoky na návodní straně opatření mohou způsobovat erozní rýžky, což je nežádoucí jev. V případě potřeby mohou být mobilní protierozní prvky vedeny na kratší vzdálenost i ve větším podélném sklonu (ověřen je podélný sklon do 4 %). Tyto úseky musí být bezpodmínečně osety protierozní travní směsí, bez ohledu na typ protierozního prvku.

Obr. 18: Vliv sklonu svahu na celkový objem odtoku při simulaci 10 l/s
(zdroj: David Kincl)



Obr. 19: Vliv sklonu svahu na maximální velikost průtoku při simulaci 10 l/s
(zdroj: David Kincl)



Ověřování mobilních opatření v provozních podmínkách

Na první pokusné lokalitě se během tříletého sledování vyskytlo několik srážkoodtokových událostí. Jedna srážka svou intenzitou a úhrnem (odvozeno programem DES-RAIN) dokonce mírně překročila i srážku s pravděpodobností výskytu 50ti let. Přesto nedošlo k zásadnímu poškození, které by instalované protierozní bariéry vyřadilo z dalšího provozu. Jednoznačně se podařilo prokázat, že mobilní prvky jsou schopné směřovat povrchový odtok o kapacitě 20-30 l/s. Na pokusné ploše se dále ukázal příznivý vliv protierozních agrotechnických opatření, kdy technologie strip-till a no-till měly oproti konvenční variantě nižší hodnoty odtokové odezvy i výsledných ztrát půdy. Zdrojová plocha mikro-povodí příslušející mobilním prvkům, proto může být u těchto technologií rozsáhlejší. Na pokusné lokalitě Ruda se ukázala i jeden nepříznivý vliv. Tím bylo, že mobilní prvky mohou být i významně poškozovány zvěří. To se začalo projevovat, ale až od druhého roku instalace bariéry a do určité míry to může souviset s umístěním mysliveckého posedu nedaleko pokusných ploch. Bohužel přes opakovanou urgenci se posed nepodařilo odstranit, a tím zamezit škodám způsobených zvěří.

Protierozní opatření na lokalitě Vitín bylo vybudováno a sledováno od roku 2020. Některé zahraniční zdroje nedoporučují instalovat mobilní protierozní opatření do drah soustředěného odtoku. Nicméně na základě našeho dvouletého sledování se domníváme, že v případě malé zdrojové plochy povodí je škoda tuto variantu zcela zavrhnout. Protierozní bariéra silt-fence v našem případě opakovaně zachytila erodované půdní částice, což dokládá i přiložený snímek na obr. 20. Na pokusné lokalitě opatření fungovalo spolehlivě a nedošlo k jakémukoliv poškození.

Obr. 20. Zachycený sediment na lokalitě Vitín, bariéra zakryta vegetací
(zdroj: David Kincl)



Opatření umístěné v dráze odtoku by mělo být realizováno pouze s minimálním akumulacním prostorem, kdy povrchový odtok bude pouze zpomalen, tak aby nastala sedimentace půdních částic. U malého akumulacního prostoru, ani při protržení, nehrozí výrazné škody na níže položených pozemcích a infrastruktuře. Instalace by měla být prováděna v mikro-povodích do rozlohy 2,5 ha, kdy není překážkou i výrazná sklonitost pozemku. Potenciálně by zdrojová plocha mikro-povodí mohla být i větší v případě instalace protierozního plůtku silt-fence, který by byl kotvený ocelovými tyčemi a podložen drátěnou matrací (v zahraničí známý způsob instalace). Tuto variantu však nemáme vyzkoušenou.

Ekonomická náročnost při realizaci a odstranění mobilních opatření

Pro ekonomické zhodnocení zakládání a odstranění mobilních protierozních prvků byly využity katalogy směrných cen stavebních prací ÚRS Praha. Tyto katalogy se obvykle používají pro sjednávání stavebního procesu, cen stavebních prací a děl. Běžně jsou tak podkladem:

- projektantům: pro sestavování rozpisu prací a dodávek jako podklad pro zadávací dokumentaci pro obchodní soutěže nebo výběrová řízení,

- investorům: pro sestavování kontrolních rozpočtů k porovnání přiměřenosti cenových nabídek (nabídkových rozpočtů)
- dodavatelům: pro rychlou orientaci v průměrných nákladech při sestavování nabídkových rozpočtů

Směrné ceny stavebních prací jsou počítány na základě kalkulace množství potřeb stanovených k jednotlivým položkám v členění podle kalkulačního vzorce. Tento vzorec definuje obsah jednotlivých druhů nákladů a současně určuje způsob jejich stanovení. Užití kalkulačního vzorce zaručuje, že do ceny budou zahrnuty všechny náklady, které jí objektivně tvoří. Kalkulační vzorec pro směrné ceny ÚRS je složen z dílčích nákladových složek v tomto členění:

- přímý materiál
- přímé mzdy
- stroje
- ostatní přímé náklady
- výrobní režie
- správní režie
- zisk

Protože mobilní protierozní opatření nejsou obvyklým stavebním prvkem. Bylo v některých případech potřeba položky odvodit z analogických činností. Kalkulace mobilních protierozních opatření byly stanoveny na 100 m délky. Pro posouzení nákladů opatření je potřeba uvažovat jak náklady na realizaci, tak i na odstranění opatření. Nejméně nákladným opatření je půdní hrůbek s částkou 10 515,- Kč, dále protierozní bariéra silt-fence s částkou 12 694,- Kč a poslední se umístila bariéra z balíků slámy s částkou 20 562,- Kč. Níže uvedené náklady jsou značně proměnlivé vzhledem k dostupné technice pro realizaci a odstranění opatření. Kalkulace byla provedena ve vztahu k současným prostředkům na našem trhu, které jsou omezené. Pokud dojde ke změně, lze v budoucnu očekávat i výraznější snížení uváděných cen pracovních operací.

Kalkulace nákladů na realizaci protierozní bariéry silt-fence

- pozemek pro zhotovení protierozní bariéry silt-fence se uvažoval o rozměrech 10x100 m
- hloubka rýhy pro pokládku textilie 0,4 m

Tab. 8: Kalkulace nákladů na realizaci 100 m délky protierozní bariéry silt-fence

(zdroj: David Kincl)

náklady na instalaci					
položka	popis	měrná jednotka	cena (Kč)	na délku 100 m opatření	cena za položku na 100 m opatření
1	Hloubení nezapažených rýh šířky do 150 mm rýhovačem - s urovnáním dna do předepsaného profilu a spádu v horninách tř. 1 a 2 nesoudržných	m	10 Kč	100	1 000 Kč
2	Aplikace protierozní textilie do vytvořené rýhy	m	10 Kč	100	1 000 Kč
3	Zásyp sypaninou z jakékoliv horniny s uložením výkopu ve vrstvá se zhutněním - jam, šachet, rýh nebo kolem objektů v těchto vykopávkách	m ³	113 Kč	6,25	706 Kč
4	Zpevnění kůly z tyčoviny, se zaražením manipulátorem nejméně na jednu polovinu jejich délky od 0,4 - 0,6 m, zaražené v hornině 1 nebo 2	kus	30 Kč	50	1 500 Kč
suma za instalaci					4 206 Kč
náklady na materiál					
položka	popis	měrná jednotka	cena (Kč)	na délku 100 m opatření	cena za položku na 100 m opatření
5	Kůly z tyčoviny průměr 80 mm délka 1,2 m	kus	47 Kč	50	2 350 Kč
6	Tkaná textilie šířky 105 cm	m	23 Kč	100	2 300 Kč
suma za materiál					4 650 Kč
cena za realizaci					8 856 Kč

- položka č. 1 vychází z ceny 1 denního pronájmu rýhovače se započtením nákladů na obsluhu, přepravu a PH (je sem zahrnut denní pronájem 3.400,- Kč, obsluha 2400 Kč/den, přeprava rýhovače 800,- Kč a náklady provozu 200,- Kč)
- položka č. 2 je naceněna ruční práce dvou pracovníků
- položky č. 4 je uvažována s hodinovou sazbou manipulátoru vč. obsluhy a pomocníka ve výši 1.500,- Kč/hod

Kalkulace nákladů na odstranění protierozní bariéry silt-fence

Tab. 9: Kalkulace nákladů na odstranění 100 m délky protierozní bariéry silt-fence

(zdroj: David Kincl)

náklady na odstranění					
položka	popis	měrná jednotka	cena (Kč)	na délku 100 m opatření	cena za položku na 100 m opatření
1	Sejmutí ornice ručně, bez vodorovného přemístění s naložením na dopravní prostředek neb přehození do 3 m, tloušťka vrstvy přes 150 mm	m ³	200 Kč	6,25	1 250 Kč
2	Bourání konstrukcí LTM s naložením na dopravní prostředek	m ³	1 683 Kč	1	1 683 Kč
3	Doprava textilie k likvidaci do 5 km vzdálenosti	km	30 Kč	5	150 Kč
4	Likvidace plastové obaly - fólie pro podnikatelské subjekty	kg	4 Kč	21	84 Kč
5	Orba úhoru na plochách jednotlivě do 1 ha, na hloubku přes 250 mm v půdě střední	ha	4 435 Kč	0,1	444 Kč
6	Smykování na plochách do 1 ha, v půdě střední	ha	676 Kč	0,1	68 Kč
7	Podmítka pluhem jednotlivě do 1 ha, v půdě střední	ha	1 592Kč	0,1	159 Kč
cena za odstranění					3 838 Kč

Kalkulace nákladů na realizaci půdního hrůbku

- pozemek pro zhotovení půdního hrůbku se uvažoval o rozměrech 10x100 m
- tvar hrůbku půlkruh o poloměru 0,25 m
- osetí travní směsí se provedlo pro povrch hrůbku a 1,5 m šířky pozemku před hrůbkem

Tab. 10: Kalkulace nákladů na realizaci 100 m délky půdního hrůbku (zdroj: David Kincl)

náklady na instalaci					
položka	popis	měrná jednotka	cena (Kč)	na délku 100 m opatření	cena za položku na 100 m opatření
1	Orba na plochách jednotlivě do 1 ha, na hloubku od 180 do 250 mm v půdě střední	ha	2 654 Kč	0,1	265 Kč
2	Smykování na plochách do 1 ha, v půdě střední	ha	676 Kč	0,1	68 Kč
3	Vodorovné přemístění výkopku nebo sypaniny nošením, s vyprázdněním nádoby na hromady nebo do dopravního prostředku na vzdálenost do 10 m z tř. horniny 1 - 4	m ³	263 Kč	9,8	2 577 Kč
4	Hutnění boků násypů z hornin soudržných a sypkých, pro jakýkoliv sklon, délku a míru zhutnění svahu	m ²	44,20 Kč	79	3 492 Kč
5	Založení trávníku na půdě předem připravené s pokosením, naložením, odvozem odpadu do 20 km a se složením lučního výsevu	m ²	10 Kč	229	2 290 Kč
6	Zásyp sypaninou z jakékoliv horniny s uložením výkopu ve vrstvách se zhutněním - jam, šachet, rýh nebo kolem objektů v těchto vykopávkách	m ³	113 Kč	1	113 Kč
suma za instalaci					8 805 Kč
náklady na materiál					
položka	popis	měrná jednotka	cena (Kč)	na délku 100 m opatření	cena za položku na 100 m opatření
dosažená skutečná cena	Travní směs protierozní technická	m ²	4 Kč	229	916 Kč
suma za materiál					916 Kč
cena za realizaci					9 721 Kč

Kalkulace nákladů na odstranění půdního hrůbku

Tab. 11: Kalkulace nákladů na odstranění 100 m délky půdního hrůbku

(zdroj: David Kincl)

náklady na odstranění					
položka	popis	měrná jednotka	cena (Kč)	na délku 100 m opatření	cena za položku na 100 m opatření
1	Orba úhoru na plochách jednotlivě do 1 ha, na hloubku přes 250 mm v půdě střední	ha	4 435 Kč	0,1	444 Kč
2	Smykování na plochách do 1 ha, v půdě střední	ha	676 Kč	0,1	68 Kč
3	Podmítka pluhem jednotlivě do 1 ha, v půdě střední	ha	1 592 Kč	0,1	159 Kč
4	Zemědělské obdělávání půdy kombinátorem, hloubka do 150 mm, na ploše jednotlivě	ha	1 226 Kč	0,1	123 Kč
cena za odstranění					794 Kč

Kalkulace nákladů na realizaci bariéry z balíků slámy

- pozemek pro zhotovení opatření se uvažoval o rozměrech 10x100 m
- hloubka rýhy pro pokládku balíků 0,1 m
- zásyp na návodní straně uvažovaný jako pravoúhlý trojúhelník s délkou odvěsen 0,1 m

Tab. 12: Kalkulace nákladů na realizaci 100 m délky bariéra z balíků slámy

(zdroj: David Kincl)

náklady na instalaci					
položka	popis	měrná jednotka	cena (Kč)	na délku 100 m opatření	cena za položku na 100 m opatření
1	Orba na plochách jednotlivě do 1 ha, na hloubku od 180 do 250 mm v půdě střední	ha	2 654 Kč	0,1	265 Kč
2	Smykování na plochách do 1 ha, v půdě střední	ha	676 Kč	0,1	68 Kč
3	Hloubení zapažených i nezapažených rýh šířky do 600 mm ručním nebo pneumatickým nářadím - s urovnáním dna do předepsaného profilu a spádu v horninách tř. 1 a 2 nesoudržných	m ³	453 Kč	7,5	3 398 Kč
4	Aplikace balíků do základové spáry	m	10 Kč	100	1 000 Kč
5	Zpevnění kůly z tyčoviny, se zaražením nejméně na jednu polovinu jejich délky od 0,6 - 0,8 m, zaražené v hornině 1 nebo 2	kus	30 Kč	84	2 520 Kč
6	Zásyp sypaninou z jakékoliv horniny s uložením výkopu ve vrstvách se ztuhnutím - jam, šachet, rýh nebo kolem objektů v těchto vykopávkách	m ³	113 Kč	3	339 Kč
suma za instalaci					7 590 Kč
náklady na materiál					
položka	popis	měrná jednotka	cena (Kč)	na délku 100 m opatření	cena za položku na 100 m opatření
dosažená skutečná cena	kůly z tyčoviny průměr 80 mm délka 1,2 m	kus	30 Kč	84	2 520 Kč
dosažená skutečná cena	balíky slámy o rozměrech 40x50x60	m	25 Kč	167	4 175 Kč
suma za materiál					6 695 Kč
cena za realizaci					14 285 Kč

Kalkulace nákladů na odstranění bariéry z balíků slámy

Tab. 13: Kalkulace nákladů na odstranění 100 m délky bariéry z balíků slámy

(zdroj: David Kincl)

náklady na odstranění					
položka	popis	měrná jednotka	cena (Kč)	na délku 100 m opatření	cena za položku na 100 m opatření
1	Bourání konstrukcí LTM s naložením na dopravní prostředek	m ³	2 157 Kč	2	4 314 Kč
2	Zemědělské obdělávání půdy rotačním kypřičem, hl. 0,15 m, na ploše jednotlivě, přes 5° sklonu - rozmetání a zapravení balíků slámy	ha	3 110 Kč	0,2	622 Kč
3	Orba úhoru na plochách jednotlivě do 1 ha, na hloubku přes 250 mm v půdě střední	ha	4 435 Kč	0,2	887 Kč
4	Smykování na plochách do 1 ha, v půdě střední	ha	676 Kč	0,2	136 Kč
5	Podmítka pluhem jednotlivě do 1 ha, v půdě střední	ha	1 592 Kč	0,2	318 Kč
cena za odstranění					6 277 Kč

Stanovení odtokových poměrů pro konvenční a protierozní technologie širokořádkových plodin

Výsledky této části prokazují příznivý vliv vybraných agrotechnických opatření na snížení hodnot čísel odtokových křivek CN. Pozitivní vliv byl zaznamenán především při pěstování kukuřice technologií strip-till a no-till. Statisticky průkazné snížení hodnoty CN však bylo zaznamenáno i u varianty chmele pěstovaného s podsevovou plodinou v meziřadí. Naopak v případě brambor byl protierozní způsob, spočívající v kypření hrůbků během vegetace, pouze nepatrně lepší ve výsledných hodnotách CN oproti konvenčnímu. Malý rozdíl mezi variantami dokládá i statistická průkaznost, která se podařila prokázat pouze při vláhových podmínkách odpovídajících ARCII. Výsledky jednoznačně ukazují, že největší snížení hodnot odtokových křivek CN mají technologie založené na pokryvnosti půdy rostlinnými zbytky nebo vegetací. Jejich účinnost se projevuje především při nižších hodnotách odtokových podmínek (ARC). To je pravděpodobně dáno intercepcí, ale i vyšší drsností povrchu zvyšující infiltraci srážkové vody do půdy. Výsledky této části byly publikovány v rámci II. studie (příloha II).

Projekt QJ1510179 NAZV „Komplexní půdoochranné technologie zakládání Zea mays L. v rámci reintenzifikace rostlinné výroby“

Studie III. „The impact of the conservation tillage “maize into grass cover” on reducing the soil loss due to erosion“

Ing. David Kincl – hlavní řešitel

Výzkumný projekt byl zaměřen na nové, resp. na našem území málo rozšířené protierozní technologie agrotechnického charakteru, jejichž realizací mohou zemědělské subjekty přispět k významnému snížení ztrát půdy erozí, omezení množství povrchového odtoku a zvýšení podílu organické hmoty v půdě. Projekt byl komplexně pojatý, proto byly dále řešeny i výnosy, ekonomika technologií a probíhal vývoj stroje pro pásové zpracování půdy. Nicméně pro účel této práce budou zmiňovány pouze výsledky s přímou vazbou na dimenzování a návrh mobilních protierozních opatření.

Protierozní účinnost technologií byla testována pomocí polního simulátoru deště VÚMOP, v.v.i. Toto specifické zařízení umožňuje precizní aplikaci umělého deště s kontrolovatelnými charakteristikami, jako je velikost kapek, intenzita a délka trvání. Ověřování protierozní účinnosti technologií probíhá na pokusných parcelkách, které jsou voleny bezprostředně vedle sebe tak, aby byly zajištěny jednotné a standardizované podmínky na všech pokusných variantách (sklonitostní, vlhkostní a pedologické poměry). Účinnost ověřovaných technologií je vždy porovnávána s kontrolními variantami, obvykle konvenčním způsobem zakládání porostu (orba) a černým úhorem (plocha udržovaná bez vegetace pravidelně kypřená). V projektu byly vyvíjeny a ověřovány postupy pěstování kukuřice seté založené na technologiích no-till a strip-till v různých modifikacích předplodin, mezplodin a vysévané šířky řádků kukuřice. Postup měření polním simulátorem je součástí článku viz příloha III.

Možností jak souhrnně zhodnotit dosavadní výsledky ověřování agrotechnických protierozních technologií je poměrně velké množství. Z našeho pohledu nejvhodnější a nejlépe aplikovatelný v podmínkách České republiky je způsob vyčíslení protierozního efektu pomocí tzv. faktoru ochranného vlivu vegetace z Univerzální rovnice pro výpočet dlouhodobé ztráty půdy erozí – USLE (Wischmeier et Smith, 1978). Tato rovnice vychází z principu přípustné ztráty, která slouží ke stanovení míry

erozního ohrožení pozemku a je definována jako maximální velikost eroze půdy, která dovoluje dlouhodobě a ekonomicky dostupně udržovat dostatečnou úroveň úrodnosti půdy. Samotný faktor ochranného vlivu vegetace (C-faktor) kvantifikuje míru ochrany půdy vlivem vegetačního pokryvu. Ten omezuje destruktivní účinky dopadajících dešťových kapek, zpomaluje rychlost povrchového odtoku, snižuje možnost zanášení porů jemnými půdními částicemi a mechanicky zpevňuje půdu kořenovým systémem (Janeček et al., 2012).

Protierozní účinnost technologií vyjádřená ochranným vlivem vegetace (C-faktor)

Dosažené hodnoty C-faktoru byly stanoveny poměrem ověřované technologie k pravidelně kypřenému úhoru. Vždy se jednalo o průměr mezi první simulací na přirozeně suchou půdu a druhou simulací na vlhkou půdu. Tímto způsobem byly odvozeny střední hodnoty z jednotlivých simulací pro druhé, třetí a čtvrté pěstební období za celou dobu řešení projektu. Pro první a páté pěstební období byly hodnoty převzaty z metodiky Ochrana zemědělské půdy před erozí. Přestože převzaté hodnoty C-faktoru odpovídají řešeným technologiím, může být vnesena určitá pochybnost, zda by stejných hodnot bylo dosaženo i při měření polním simulátorem deště. Ovlivnění výsledné roční hodnoty C-faktoru však není zásadní, kdy první a páté pěstební období se vzhledem k délce trvání období a procentnímu rozdělení R-faktoru promítá pouze menší měrou.

Tab. 14: Přehled C-faktoru pro ověřované technologie v jednotlivých pěstebních obdobích (zdroj: David Kincl)

pěstební období	konvenční varianta - orba (široký řádek)	konvenční varianta - orba (úzký řádek)	strip-till do ozimého žita jarní	strip-till do ozimého žita podzimní	strip-till do travního porostu jarní	strip-till do travního porostu podzimní	setí do ozimého žita s herbicidem (široký řádek)	setí do ozimého žita s herbicidem (úzký řádek)	setí do strniště ozimého žita (široký řádek)	setí do strniště ozimého žita (úzký řádek)
první pěstební období	0,7	0,7	0,04	0,04	0,02	0,02	0,04	0,04	0,25	0,25
druhé pěstební období (I. termín měření)	1,19	1,09	0,07	0,19	0,01	0,03	0,4	0,53	0,02	0,03
třetí pěstební období (II. termín měření)	0,35	0,28	0,02	0,05	0,01	0,01	0,12	0,07	0,01	0,05
čtvrté pěstební období (III. termín měření)	0,16	0,06	0,01	0,03	0,01	0,01	0,01	0,06	0,01	0,01
páté pěstební období	0,7	0,7	0,25	0,25	0,05	0,05	0,25	0,25	0,25	0,25

Pozn. Tmavě označené buňky značí období odvozené z metodiky; bíle označené buňky byly stanoveny na základě měření polním simulátorem deště.

Jak je patrné z tab. 14, většina z ověřovaných technologií dosahovala významně nižších hodnot ochranného vlivu vegetace v jednotlivých pěstebních termínech, než konvenční technologie s orbou. Pouze mírně lepší výsledek byl zaznamenán u varianty orby s úzkým řádkem. Z tohoto důvodu ani tuto technologii nedoporučujeme využívat jako protierozní.

Jednoznačně nejlepší výsledky byly zjištěny u obou variant technologií strip-till do travního porostu, kde protierozní efekt dosahoval 95 - 97 %. Přestože v souhrnu o něco lépe vycházela jarní varianta zpracování, nelze jednoznačně říci, že v tomto termínu by měla být operace prováděna. Termín zpracování půdy by měl být volen na základě vhodných vlhkostních a teplotních podmínek. Pouze tehdy zpracováváný pásek bude mít optimální tvar hrůbku s vhodnou strukturou půdy, ostře oddělenou od nezpracované plochy meziřadí.

Velice dobré výsledky byly zaznamenány i u technologie strip-till aplikované do porostu žita. Zde se ukázal výraznější rozdíl mezi jarním a podzimním zpracováním. I v tomto případě by uživatel měl brát jarní termín pouze orientačně. Mnohem významnějším faktorem ovlivňující míru vodní eroze, je kvalita porostu žita a délka doby krytí povrchu rozkládajícími se zbytky rostlin po provedené desikaci.

Zdánlivě vyšší hodnoty ochranného vlivu vegetace byly zjištěny u technologií setí do žita s herbicidem. Při vyhodnocení se dosažené hodnoty ochranného vlivu (především v prvním termínu) ukázaly jako nekonzistentní. Největší rozpor byl zaznamenán ve třetím roce řešení, kdy porost žita byl řídký a nízký, což se výrazně promítlo do

výsledných hodnot. Ovšem i takováto situace může v praxi nastat, a proto dosažené hodnoty v tomto roce nebyly ze souhrnných výsledků vynechány.

Určité porovnání předešlé technologie se nabízí s variantami přímého setí do strniště žita (pokusy realizované na druhé pokusné lokalitě v oblasti Jevíčka). V případě širokého i úzkého řádku byly naměřené hodnoty ochranného vlivu v jednotlivých termínech velice nízké, dokonce nižší než u technologie strip-till v žitě. Samotná výsledná hodnota C-faktoru je však mírně navýšena a to především v důsledku přebíraných hodnot v prvním a pátém pěstebním období. V této souvislosti byla pro páté pěstební období učiněna výjimka, kdy nebyla převzata hodnota ochranného vlivu vegetace 0,6 (sláma z předplodiny sklizena - setí do strniště). Ale zdálo se vhodnější vzhledem k předchozím měřeným výsledkům ji nahradit hodnotou 0,25, tedy stejnou jako v případě varianty se slámou z předplodiny nesklizenou viz tab. 15.

Tab. 15: Hodnoty faktoru ochranného vlivu vegetace a způsobu obdělávání (zdroj: Janeček et al., 2012)

Plodina	Zařazení v osevním postupu	Použitá agrotechnika	Hodnoty faktoru vegetačního krytu a agrotechniky podle pěstebních období						
			1	2	3	4	5a	5b	
Kukuřice	Sláma předplodiny sklizena	OP St	0,70	0,90	0,70				
			O K	O K	O K	0,35	0,70	0,40	
			0,25	0,25	0,25	0,25	0,60	0,30	
			0,70	0,70	0,55				
	sláma předplodiny nesklizena	OP St	0,60	0,75	0,55	0,25	0,60	0,30	
			O K	O K	O K	O K	O K	O K	
			0,04	0,04	0,04	0,05	0,25	0,15	
			0,30	0,25	0,20	0,20	0,40	0,30	
	do herbicidem umrtveného drnu	víceletých pícnin		0,02	0,02	0,03	0,03	0,05	0,03
			jílku jako ozimé meziploidy	0,05	0,05	0,05	0,05	0,15	0,10

Pozn. 5a - sláma sklizena, 5b - sláma ponechána, O - po obilovině, K - po kukuřici, OP - setí do zorané půdy, St - setí do strniště.

Uváděné hodnoty C-faktoru pro jednotlivá pěstební období byly modelově dosazeny i pro výpočet roční hodnoty ochranného vlivu vegetace. Tento výpočet byl kalkulován pro technologie s obvyklým termínem setí, tedy nejpozději do konce měsíce dubna (Tab. 16). Druhý modelový výpočet se vztahuje k technologiím setí do strniště ozimého žita, kdy termín setí je vzhledem k jarní sklizni žita na zeleno posunut až do 2/3 měsíce května (Tab. 17). Termíny sklizně byly již uvažovány stejně, kdy všechny

technologie byly sklizeny v první polovině měsíce září. Váha hodnot C-faktoru v jednotlivých pěstebních obdobích byla korigována procentuálním rozdělením R-faktoru v průběhu roku.

Tab. 16: Roční hodnota C-faktoru pro ověřované technologie - dubnový termín setí (zdroj: David Kincl)

pěstebních období a délka trvání	konvenční varianta - orba (široký řádek)	konvenční varianta - orba (úzký řádek)	strip-till do ozimého žita jarní	strip-till do ozimého žita podzimní	strip-till do travního porostu jarní	strip-till do travního porostu podzimní	setí do ozimého žita s herbicidem (široký řádek)	setí do ozimého žita s herbicidem (úzký řádek)
I. pěstební období (1.4-15.4)	0,004	0,004	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000
II. pěstební období (16.4- 31.5)	0,137	0,126	0,008	0,022	0,002	0,003	0,046	0,061
III: pěstební období (1.6-30.6)	0,077	0,061	0,005	0,010	0,002	0,002	0,027	0,014
IV: pěstební období (1.7-15.9)	0,094	0,037	0,004	0,019	0,005	0,008	0,006	0,033
V: pěstební období (16.9-31.10)	0,042	0,042	0,015	0,015	0,003	0,003	0,015	0,015
výsledná roční hodnota C-faktoru	0,35	0,27	0,03	0,07	0,01	0,02	0,09	0,12
relativně ke konvenční orbě		76%	9%	18%	3%	5%	27%	35%

Tab. 17: Roční hodnota C-faktoru pro ověřované technologie - květnový termín setí (zdroj: David Kincl)

pěstebních období a délka trvání	setí do strniště ozimého žita (široký řádek)	setí do strniště ozimého žita (úzký řádek)
I. pěstební období (1.4-20.5)	0,021	0,021
II. pěstební období (21.5- 20.6)	0,003	0,005
III: pěstební období (21.6-20.7)	0,002	0,015
IV: pěstební období (21.7-15.9)	0,004	0,003
V: pěstební období (16.9-31.10)	0,015	0,015
výsledná roční hodnota C-faktoru	0,04	0,06
relativně ke konvenční orbě	13%	17%

Využití výsledků v ochraně půdy

Výsledky uváděné ve studiích byly vyhotoveny v rámci činnosti na Výzkumném ústavem meliorací a ochrany půdy, který se dlouhodobě zabývá ochranou půdy, vody a krajiny. Pořízeny byly v rámci výzkumných projektu vedených Národní agenturou pro zemědělský výzkum, a proto i jejich uplatnění proběhlo převážně v rámci resortu Ministerstva zemědělství a Ministerstva životního prostředí.

Výsledky I. a II. studie pořízené v rámci projektu NAZV QK1710242

Výsledky I. studie představily problematiku mobilních protierozních opatření. Podrobně byla popsána jejich realizace, nezbytné parametry a stanovena protierozní účinnost. Téma mobilních prvků nebylo v našich podmínkách do doby realizace projektu řešeno. Studie ovšem přináší některé nové poznatky i pro ostatní země, kde se mobilní prvky již delší dobu používají. Ty se vztahují k velikosti akumulčního prostoru, způsobu odvodnění a stabilizaci mobilních prvků.

Přestože dostupnost strojního vybavení není u některých opatření optimální, realizace je náročnější a částečně i dražší, neměli bychom mobilní prvky v protierozní ochraně opomíjet. Naopak je potřeba vyvíjet co největší poptávku na distributory a dovozce vhodné techniky. Zkušenosti a poznatky z řešení proto byly konzultovány s pracovníky Ministerstva zemědělství, kteří zvažují podporu vybraných mobilních prvků v rámci Programu rozvoje venkova (PRV). Protože tento typ protierozní ochrany nachází možnosti uplatnění i v dalších oborech, byla problematika rozpracována i v rámci technických podmínek TP 53 řešící protierozní opatření na svazích pozemních komunikací.

Výsledky II. studie stanovily hodnoty odtokových křivek pro konvenční i protierozní agrotechnické postupy. V tomto případě výsledky potvrdily příznivý vliv protierozních technologií založených na pokryvnosti půdy rostlinnými zbytky a podseвовými plodinami. Ty významně omezují povrchový odtok oproti konvenčním variantám. Výsledky byly uplatněny v rámci Operačního programu životní prostředí (2021 - 2027), konkrétně podaktivitu 1.3.1.2.2 Zavádění půdoochranných technologií. Výsledky studie jsou volně dostupné, a proto je mohou využít i projektanti protierozních a vodohospodářských opatření, pokud zmiňované technologie jsou

uplatňovány v hodnocené ploše povodí. Poznatky z projektu a studií byly uplatněny i v rámci několika dalších aplikovaných výsledků:

Ověřená technologie – Mobilní technická protierozní opatření

Kincl D., Čáp P., Kabelka D., Srbek J., Vopravil J., Petera M. (2019): Mobilní technická protierozní opatření. VÚMOP, 34 s.

Ověřenou technologii v praxi využije zemědělský podnik ZD Krásná Hora nad Vltavou a.s., kterému byly předány podkladové materiály a proběhlo i odborné školení ohledně použití a instalace mobilních prvků. V současné době podnik opatření používá pro ochranu dopravní infrastruktury, aby zamezil znečištění pozemních komunikací erodovaným materiálem.

Certifikovaná metodika - Mobilní technické protierozní opatření "silt-fence"

Kincl D., Kabelka D., Srbek J., Čáp P., Petera M., Vopravil J., Khel T. (2020): Mobilní technické protierozní opatření "silt-fence", VÚMOP, v.v.i., Praha, 49 s.

Certifikovaná metodika pojednává o možnostech a podmínkách využití protierozní textilie silt-fence pro co nejúčinnější omezení vodní eroze. Podrobně jsou zmiňovány používané materiály a jejich technické parametry, prostředky využívané pro instalaci, údržba opatření, způsoby a možnosti instalace. Metodika byla certifikována Ministerstvem zemědělství - Oddělením strategie environmentálních podpor PRV. Toto oddělení v současné době zvažuje možnosti podpory mobilních prvků v rámci dalšího připravovaného období.

Užitný vzor - Mobilní zařízení pro měření množství povrchového odtoku a ztrát půdy vodní erozí

Kincl D., Srbek J., Vopravil J. (2021): Mobilní zařízení pro měření množství povrchového odtoku a ztrát půdy vodní erozí, VÚMOP, užitný vzor č. 35721, 13 s,

Mobilní prvky byly využity pro kvantifikaci množství povrchového odtoku a ztráty půdy vodní erozí. Tento způsob umožňuje měřit projevy eroze v reálných provozních

podmínkách, kdy jsou minimalizovány náhodné lokální vlivy. Technické řešení je založeno na vymezení odtokových parcel pomocí protierozní bariéry silt-fence, která směřuje povrchový odtok do sedimentační jímky a dále na měrný Parshallův žlab. Zde je následně možné projevy eroze jednoznačně stanovit. Tento systém měření projevů vodní eroze byl využit v rámci dalších výzkumných projektů TITSMZP717 „Systém krajinných úprav pro adaptaci zemědělské (lesozemědělské) krajiny na klimatickou změnu v období 2030+“ a QK22020053 „Podmínky pěstování kukuřice seté na silně erozně ohrožené půdě“

Výsledky III. studie pořízené v rámci projektu NAZV QJ1510179

Výsledky III. studie prokazují účinnost agrotechnických opatření no-till a strip-till z hlediska omezení ztráty půdy vodní erozí. Na základě těchto poznatků byl zrušen původní podmíněný souhlas a technologie strip-till byla trvale zařazena do standardů DZES 5 (původně GAEC2). Protože měření simulátorem deště, byla provedena komplexně, včetně referenční varianty černého úhoru. Bylo možné na základě těchto výsledků stanovit i faktor ochranného vlivu vegetace (C-faktor). O tento podklad byl Výzkumný ústav meliorací a ochrany půdy požádán několika soukromými společnostmi řešícími Plán společných zařízení v rámci Komplexních pozemkových úprav. Problematika C – faktoru a zkušenosti s technologiemi byly následně konzultovány i s několika pobočkami Státního pozemkového úřadu. Poznatky z projektu a studie byly uplatněny v rámci několika dalších aplikovaných výsledků:

Certifikovaná metodika - Zakládání kukuřice seté do travních porostů na orné půdě s využitím půdoochranné technologie pásového zpracování půdy

Nerušil P., Kincl D., Menšík L., Srbek J., Procházková E., Kobzová D., Šedek A., Herout M., Jurka M., Vach M. (2017): Zakládání kukuřice seté do travních porostů na orné půdě s využitím půdoochranné technologie pásového zpracování půdy. Výzkumný ústav rostlinné výroby, v. v. i. Praha, s. 32.

Metodika představuje výsledky protierozní účinnosti technologie strip-till v travním porostu na orné půdě. Na rozdíl od klasické technologie se pozemek zpracuje pouze pásově (s širší páskou cca 0,15 m) na obvyklou rozteč 0,75 m pro širokořádkové plodiny.

Nezpracovaná část umrtveného travního porostu má funkci chránit půdu a zpomalovat povrchový odtok tak, aby voda měla delší čas zasáknout. Tento efekt je možné pozorovat prakticky po celé vegetační období. Výsledky uváděné v metodice sloužily pro stanovení ochranného vlivu vegetace a hodnot odtokových křivek. Metodika byla dále uplatněna i v rámci hospodaření několika zemědělských podniků, kteří protierozní technologii zařadili do svých postupů.

Odborná kniha - Pěstování kukuřice seté půdoochrannými technologiemi

Menšík, L., Kincl, D., Nerušil, P., Srbek, J., Kabelka, D., Herout, M., Jurka, M., Šedek, A., Horký, T., Vach, M. (2018): Pěstování kukuřice seté půdoochrannými technologiemi. Příkladová studie Boskovická brázda a Středočeská pahorkatina, Výzkumný ústav rostlinné výroby, v.v.i. a Výzkumný ústav meliorací a ochrany půdy, v.v.i., p. 102, ISBN 978-80-87361-89-4

Publikace představuje problematiku vodní eroze u kukuřice a stanovuje možnosti jak tuto formu degradace půdy v provozních podmínkách zemědělských podniků nejvíce omezit. Zároveň je na problematiku eroze pohlíženo komplexně, a proto mimo protierozní účinnosti je dále řešena i výnosovost produkce a ekonomické parametry ověřovaných technologií. To vychází z přesvědčení, že i nejúčinnější protierozní technologie, pokud nebude finančně únosná nebo nebude mít adekvátní výnosovost produkce, nebude zemědělskou veřejností přijata. Publikace proto podrobně stanovuje pracovní postupy přípravy variant a představuje výsledky jednotlivých částí eroze – výnos – ekonomika. Tento výsledek poskytuje souhrnné informace o protierozních postupech, které mohou být dále kombinovány s klasickými technickými a mobilními protierozními prvky. Výsledek se proto již uplatnil u hospodařících zemědělců, pracovníků státní správy, ale i projektantů pozemkových úpravy. Na základě průběžných výsledků byly vybrané technologie zařazeny do standardu Dobrého zemědělského a environmentálního stavu půdy DZES.

Souhrnná diskuze

Význam a novost téma práce

Mobilní protierozní opatření v podmínkách České republiky byly dlouho neznámé téma. Pouze okrajově se jim věnovaly některé naše publikace řešící protierozní ochranu. Příkladem může být publikace Cáblik et Jůva (1954), která popisuje dočasné vrstevnicové hrázky (ekvivalent hrůbku). Toto opatření má zachycovat povrchově stékající vodu z tající sněhové pokrývky na svazích se sklonitostí 3 - 12 %, a před samotným vegetačním obdobím se odstraňují. Aby voda nestékala podél hrázek, je nutné jejich trasu po 20 - 30 m přerušit obyčejným smičkovitým vedením hrázky na délku asi 2 m směrem proti spádu území. Hrázky se zřizují na podzim zvláště přizpůsobeným pluhem taženým zpravidla traktorem. Podobnou zmínku můžeme nalézt i ve známe publikaci Holý (1994). Hrázky s úzkou základnou mají šířku 80 – 150 cm, sklon svahů 1 : 1,5, výšku 15 až 30 cm a jsou nepřejezdné. Budují se na lehkých propustných půdách a svazích o sklonu do 8 %. Ostatní mobilní protierozní opatření již tyto publikace nezmiňují a nepodařilo se je dohledat ani v dalších českých publikacích. Téma mobilních prvků je proto v našich podmínkách aktuální a přináší nové poznatky a možnosti v protierozní ochraně.

Mobilní protierozní opatření by měla být situována a dimenzována podle podobných pravidel jako klasické technické protierozní prvky. K tomuto účelu se v našich podmínkách nejčastěji používá metoda odtokových křivek (CN) a rovnice (R)USLE. Tyto postupy výpočtů jsou známe již řadu let a vhodnost jejich použití celosvětově ověřila již řada autorů. Z poslední doby mohou být příkladem práce Benavidez et al. (2018), Alewell et al. (2019), Panagos et al. (2015), Soulis (2021), Mishra et al. (2018), které řešily použití, nastavení a některé parametry těchto metod. Studie, které by se věnovaly samotným podkladovým hodnotám u méně obvyklých plodin či speciálním agrotechnickým opatřením je významně méně. Z tohoto důvodu se disertační práce, uváděné studie a projekty věnují hodnotám odtokových křivek a ochranného vlivu vegetace (C-faktor) pro konvenční i půdoochranné postupy pěstování erozně nebezpečných plodin.

Účinnost mobilních protierozních prvků

Hlavním cílem ověřování mobilních prvků s akumulacním prostorem bylo stanovit jejich protierozní účinnost. Tedy, zda nějaké opatření je průkazně efektivnější a zachytává poměrově větší množství erodovaných půdních částic. Výsledná data I. studie ukázala, že aritmetický průměr i medián se shodně u všech ověřovaných opatření pohybovala okolo 90% účinnosti. Relativně nízké byly i hodnoty směrodatných odchylek, které nepřekročily 0,05. Výsledné hodnoty byly podrobeny i statistickému testování pomocí One Way ANOVA, kdy hodnota P-value dosáhla 0,64. Tento test prokázal, že není průkazný rozdíl z hlediska účinnosti mezi jednotlivými typy ověřovaných mobilních prvků.

Protierozní bariéra silt-fence

Relativně nejvíce podobný pokus ověřování protierozní bariéry silt-fence byl proveden autory Bugg et al. (2017), kteří ověřovali tři možné způsoby instalace. Pro náš účel má smysl se porovnávat pouze s dvěma výkopovými metodami instalace silt-fence. První typ instalace ALDOT Trenched Silt Fence zachytil v jednotlivých pokusech 86,6 %; 86,7 % a 74,8 % sedimentu. Druhý způsob instalace AL-SWCC Trenched Silt Fence měl účinnost ještě vyšší 90,5 %; 91,0 % a 90,0 %. Další srovnání nabízí i článek Robichaud (2002), který silt-fence využil jako ekonomickou variantu měření hillslope soil erosion. V prvním roce řešení byla opatření hodnocena po každé srážko-odtokové události. Účinnost zachycení sedimentu byla zaznamenána v rozmezí 73 - 100 %. Za období první sezony byla zjištěna hodnota účinnosti 93 %. Ve druhém roce řešení již nebyly prověřovány jednotlivé srážko-odtokové události, ale pouze souhrnná hodnota za sezonu. Zde byla stanovena 92% úspěšnost. Naše výsledky účinnosti bariéry silt-fence jsou shodné s těmito autory.

Bariéra z balíků slámy

V případě dalšího opatření bariéry z balíků slámy byly naše výsledky účinnosti naopak vyšší než u ostatních autorů. Robichaud et al. (2019) stanovil, že bariéra z balíků slámy zachycuje méně než 50 % z celkového objemu erodovaného materiálu. Nicméně ani tuto hodnotu nepovažuje za stabilní a dále popisuje její klesání v průběhu sezóny. Proto je potřeba sedimentační bariéru relativně častěji kontrolovat a opravovat.

I Poché et Sherwood (1976) stanovují nižší účinnosti. Tato studie hodnotila sedimentační bariéru v provozních podmínkách, kdy bylo sledováno celkem 9 opatření rozmístěných v délce 30,5 m od sebe. Bariéry z balíků slámy měly při první srážce účinnost v rozmezí 28 - 98 %. V průměru pak dosahovala 57 %. Při druhé srážce již došlo k poškození 3 opatření, u ostatních byla zjištěna účinnost v rozmezí 19 - 50 %. Rozdíl mezi našimi výsledky a ostatních autorů může být dán způsobem realizace sedimentační bariéry a umístěním při testování na pozemku. Při instalaci byla návodní strana zasypána zkypřenou půdou a následně zhutněna válcem o hmotnosti 60 kg až po maximální uvažovanou hladinu v akumulacním prostoru. Právě zasypaní návodní strany se ukazuje jako klíčový faktor. Bez jeho realizace dochází k výraznému protékání a opatření částečně ztrácí svou funkci. Na výsledcích se bezesporu dále projevil i rozdílný způsob odvodnění. Po napuštění akumulacního prostoru voda nepřetékala přes bariéru, ale volně vytékala na jejím okraji. Tento prostor byl stabilizován, aby zde nedocházelo ke vzniku další eroze výtokem ze sedimentační bariéry. Možnost bočního odvodnění vycházela z rozdílného situování sedimentační bariéry. Ta byla ověřována na přímém svahu a ne v soustředěné dráze odtoku jako uváděné studie.

Půdní hrůbek

Porovnání výsledků u půdního hrůbku s ostatními studiemi je poměrně komplikované vzhledem k rozdílným konstrukčním a půdně-klimatickým podmínkám. Za nejrelevantnější proto považujeme studii Amare et al. (2014), která posuzovala zemní hrůbky s různými typy vegetačního pokryvu. Ty byly realizovány na pokusných parcelách s plochou 180 m² (6x30m). Nejvyšší protierozní účinnost byla zjištěna při kombinaci půdního hrůbku s elephant grass (*Pennisetum purpureum*), kde došlo k omezení ztráty půdy o 63,5 %. U dalších dvou variant s pokryvem je uváděna ztráta půdy pouze nepatrně nižší. Hrůbek v kombinaci s Vogel's tephrosia (*Tephrosia vogelii*) snížil ztrátu půdy o 58,0 % a jaraguá grass (*Hyparrhenia rufa*) o 56,5 %. Hlavní příčinou, proč jsou naše výsledky vyšší, může být rozdílná orientace (umístění) sedimentační bariéry na pozemku, vrstevnicová x s podélným sklonem. Na otázku jak velký tento rozdíl může být, odpovídá studie Wolka et al. (2018). Ta porovnávala účinnost u různých typů sedimentačních bariér vzhledem k jejich způsobů orientace (umístění) na pozemku. Pro zemní hrůbek s 1% podélným sklonem je uváděna

průměrná hodnota snížení ztráty půdy o 46 %. Zatím co u hrůbku s vrstevnicovou orientací v průměru 60 %. U další relativně podobné sedimentační bariery Fanya juu byl zjištěn tento rozdíl ještě větší o 26 %. V obou těchto případech byly zemní bariéry bez vegetačního pokryvu. Domníváme se proto, že kombinace vrstevnicového umístění a vegetačního krytu se pozitivně promítla do námi stanovené účinnosti opatření.

Vliv konvenčních a agrotechnických protierozních technologií na hodnotu odtokových křivek CN

Výsledky odtokových křivek uváděné ve II studii byly určeny na základě měření prováděných simulátorem deště na půdách s hydrologickou skupinou B. Tento postup stanovení CN křivek byl použit již ve studii Elhakeem et Papanicolaou (2009), Elhakeem et Papanicolaou (2012) nebo Auerswald et Haider (1996). Předchozí odtokové podmínky pro první simulaci odpovídaly křivce ARCII a pro druhou simulaci ARCIII.

Studie II. stanovila, že pro konvenční způsob pěstování při odtokových podmínkách odpovídajících ARCII, byla u kukuřice zjištěna hodnota CN 81, u chmelu 83 a brambor 86. Hodnoty uváděné metodikou National engineering handbook part 630 pro širokořádkové plodiny s přímými řádky při stejné hydrologické skupině a odtokových podmínkách mají CN v rozmezí 78 - 81. Pro odtokové podmínky odpovídající ARCIII studie stanovuje CN u konvenčně pěstované kukuřice a chmelu shodně hodnotu 94. V případě brambor pak byla zjištěna hodnota 93. Metodika NEH za stejných hydrologických podmínek (ARCIII, HSP B) uvádí hodnoty v rozmezí 90 - 92. Námi stanovené hodnoty simulátorem deště jsou pouze mírně vyšší. Tento rozdíl může být zapříčiněn zvolenými druhy širokořádkových plodin. Jak dokládají výsledky monitoring eroze, kukuřice i brambory mají na jednotku výměry největší počet erozně-odtokových událostí. Chmel nám z této statistiky vzhledem k celkové výměře v České republice vypadává. Stanovené výsledky hodnot CN jasně prokazují, že je k odtoku podobně náchylný jako zmiňované plodiny.

Hodnoty odtokových křivek pro zvolené plodiny uvádí i některé další práce. Huang et al. (2007) na půdách odpovídajících hydrologické skupině B a odtokových podmínkách ARCII stanovil hodnotu CN u konvenčně pěstovaných brambor 76.

Rozdíl oproti námi stanovené hodnotě je patrně dán technologií pěstování. V České republice se uplatňuje záhonový způsob pěstování s odkameněním, kdy tento postup není obvyklý ani v okolních evropských státech. Pro konvenčně pěstovanou kukuřici a čirok (plodina habitem podobná kukuřici) stanovila hodnoty CN práce Singh et Mishra (2019). Výsledky byly určeny na experimentálních povodí s proměnným sklonem (8 %, 12 % a 16 %), hydrologickou skupinu půd C a pro předchozí odtokové podmínky ARCII. Pro kukuřici byla zjištěna hodnota CN v rozmezí 95 - 98 a pro čirok 95 - 96. Uváděné hodnoty, přestože byly stanoveny pro hydrologickou skupinu C, jsou výrazně vysoké a podle metodiky NEH prakticky odpovídají CN pro nepropustné plochy. Další práce Lal et al. (2015) zkoumala hodnoty CN na odtokových parcelkách (délka 22 m, šířka 5 m) na půdách s různými hydrologickými skupinami A, B, C vždy pro předchozí odtokové podmínky ARCII: Pro konvenčně pěstovanou kukuřici na půdě A byla zaznamenána hodnota v rozmezí 80 - 81, na půdě B 81 - 82 a u půdy C 83. Je sice překvapivé, že mezi jednotlivými hydrologickými skupinami jsou relativně malé rozdíly, nicméně s hodnotami pro skupinu B se naše hodnota shoduje. Uváděná hodnota CN se dále relativně shoduje i se studií Hauser et Jones (1991), která pro stejné předchozí odtokové podmínky ARCII uvádí hodnotu 82. Ta však byla stanovena na půdách s hydrologickou skupinou D. Tedy i tato práce by podporovala možnost, že mezi jednotlivými skupinami nemusí být tak velké rozdíly. Poslední zjištěná práce Feyereisen et al. (2008) na půdě s hydrologickou skupinou B pro konvenčně pěstovanou kukuřici publikuje hodnotu odtokové křivky pro ARCI 80, ARCII 90 a ARCIII 96. Jak je z uvedených studií patrné, rozptyl hodnot CN je poměrně široký, což může vzbuzovat určité pochybnosti o hodnotách ve studiích uváděných. Většina těchto prací stanovila hodnoty CN křivek vyšší než původní metodika NEH. To může být dáno, selektivním výběrem zvolených druhů širokořádkových plodin. Na druhou stranu plodiny jako kukuřice a brambory jsou relativně hojně v osevních postupech zastoupeny a v praxi u nich odtokové poměry řešeny. Proto adekvátně stanovené hodnoty odtokových křivek CN mají své opodstatnění a využití. Bohužel pro plodinu chmel nebyly nalezeny žádné studie, se kterými by bylo možné výsledky srovnat, třeba i jen vzdáleně.

Druhá část studie se věnovala různým agrotechnickým protierozním technologiím, které jsou u zvolených plodin využitelné. Při odtokových podmínkách ARCII byla u kukuřice v kombinaci s technologií strip-till zjištěna hodnota CN 56 a u technologie

no-till 67. V případě chmelu byla zvolena technologie s podsevovou plodinou v meziřadí, kdy byla dosažena hodnota CN 72. A u poslední plodiny brambor bylo zvoleno agrotechnické opatření založené pouze na kypření během vegetace. V tomto případě byla stanovena hodnota CN 92. Tyto výsledky je možné porovnávat s metodikou NEH, která uvádí variantu pěstování širokořádkových plodin v přímých řádcích s rostlinnými zbytky na povrchu. Hodnota odtokové křivky CN je zde uvedena v rozmezí 75 - 80, která je platná pro hydrologickou skupinu B a předchozí odtokové podmínky ARCII.

Hodnoty odtokových křivek CN zvolených agrotechnických opatření byly řešeny i pro horší odtokové podmínky ARCIII. U kukuřice s technologiemi strip-till a no-till byla shodně dosažena hodnota 88. Chmel s podsevovou plodinou v meziřadí dosáhl hodnoty CN 90. Nejvyšší hodnota byla zjištěna u brambor kypřených během vegetace, která dosáhla 92. I tyto hodnoty se nabízí porovnat s původní metodikou NEH, kdy pro širokořádkové plodiny v přímých řádcích s rostlinnými zbytky na povrchu a ARCIII, je uváděna hodnota v rozmezí 88 - 91. Agrotechnické protierozní technologie jsou účinné především při nižším nasycení, které významně ovlivňuje odtokové podmínky. Nejlepší výsledky proto byly dosaženy u technologií s meziplodinami a podsevovými plodinami v meziřadí. To je pravděpodobně dáno vyšší drsností povrchu a intercepcí srážky na rostlinných zbytcích a krycích rostlinách.

Další porovnání agrotechnických protierozních technologií s ostatními publikovanými články je limitováno podmínkami ověřování a jejich počtem. Bonta et Shipitalo (2013), na základě výsledků ze 48 let měření, stanovili pro kukuřici pěstovanou technologií no-till median hodnoty CN 66,4. Tyto výsledky byly stanoveny na základě přirozených srážek v povodí s hydrologickou skupinou půd C. Uváděná hodnota by odpovídala námi zjištěné, ale v našem případě byla stanovena na půdách s hydrologickou skupinou B. Pokud by tedy půdní podmínky byly jednotné, musela by být ještě nižší. Další práce Feyereisen et al. (2008) se věnuje technologii strip-till při pěstování kukuřice. Výsledky zde byl určeny na základě měření odtoku vyvolaného přirozenými srážkami na ploše 200 m² a hydrologická skupina půd odpovídala B. Pro ARCI byla stanovena průměrná hodnota CN u technologie strip-till 57, ARCII 88 a ARCIII 94. Tyto hodnoty jsou však vyšší i než uvádí metodika NEH pro širokořádkové plodiny vedené v přímých řádcích s rostlinnými zbytky na povrchu. Možným důvodem, proč jsou naše výsledky nižší, může být zahrnutí vícero druhů

meziplodin (obiloviny, trávy a další plodiny) do výsledné hodnoty CN pro strip-till. Například u travního porostu nastával povrchový odtok prokazatelně později než u obilovin. Vzhledem ke skutečnosti, že jednotlivé druhy meziplodin byly rovnoměrně zastoupeny, může námi stanovená hodnota lépe reprezentovat průměrnou účinnost technologie. Další srovnání je již pouze nepřímé. Studie Endale et al. (2010) byla sice určena na základě více než třiceti let výsledků technologie no-till, ale hodnoty CN jsou stanoveny jako průměrné pro místní plodiny. V osevním postupu se střídala sója, čirok, kukuřice, proso a bavlna, kdy tyto plodiny byly kombinovány s meziplodinami ječmenem, pšenicí, jetelem a žitem. V pokusné ploše povodí se nachází půdy s vysokou rychlostí infiltrace a odpovídající hydrologické skupině A. Všechny tyto příznivé podmínky se patrně promítly i do aritmetického průměru a mediánu odtokové křivky CN, které byly v rozmezí 30 - 40. Oproti metodice NEH byl skutečný odtok z povodí nižší o 60 %. Hlavním důvodem proč jsou tyto výsledky významně nižší než naše, souvisí s vysokou propustností místních půd a dlouhodobým dodáváním organické hmoty. Ta se obecně pozitivně promítá do fyzikálně-chemických a biologických vlastností půd, což prokazují i studie Rhoton et al. (2002); Wischmeier (1966); Beale et al. (1955); Gutierrez et Hernandez (1996); Roose et Barthes (2001).

Některé druhy agrotechnických protierozních opatření mohou zásadně snížit hodnoty odtokových křivek. Bohužel studií, které by se věnovaly této problematice, je relativně málo. Uváděné výsledky byly stanoveny na základě několika let intenzivního měření simulátorem deště. Domníváme se proto, že jsou pro dané technologie zcela relevantní. To ovšem nevylučuje možnost, že dlouhodobým užíváním technologií a soustavným dodáváním organické hmoty se vlastnosti půd nemohou zlepšovat. Takové podmínky by se následně mohly pozitivně promítnout i v hodnotách odtokových křivek.

Účinnost agrotechnických protierozních opatření a ochranný vliv vegetace (C-faktor)

Ověřování vhodných agrotechnických protierozních opatření probíhalo po dobu 4 let pomocí polního simulátoru deště. Zaměřeno bylo na pěstování kukuřice seté jako jedné z nejvíce erozně problematických plodin v osevních postupech používaných v České republice. Výsledky jednotlivých měření uváděné ve III. studii byly zpracovány do hodnot ochranného vlivu vegetace C-faktoru. Ty mnohem lépe charakterizují erozní náchylnost plodiny v jednotlivých pěstebních obdobích i souhrnně po dobu výskytu erozně nebezpečných dešťů. Zároveň mohou být přímo uplatněny při hodnocení a návrzích vhodné protierozní ochrany pozemků.

Aby agrotechnické protierozní způsoby mohly být komplexně zhodnoceny, byl ověřován i klasický způsob pěstování kukuřice založený na orbě s šířkou řádku 0,75 m. Námi zjištěná roční hodnota ochranného vlivu vegetace dosáhl 0,35. Stejnou hodnotu pro kukuřici na siláž uvádí i výzkumný ústav Thüringer Landesanstalt für Landwirtschaft v projektu VERSTOLA. Tyto hodnoty C-faktoru vznikly na základě měření a porovnání celkového ročního smyvu z ploch se sledovanou plodinou k celkovému ročnímu smyvu z referenčních pozemků, které byly udržovány v bezplevelném stavu pravidelnou kultivací. Podobný výsledek byl u kukuřice pěstované konvenčním způsobem zjištěn i v Belgii ve Wallonii, Litvě a Estonsku jak dokládá práce Matthews et al. (2022). Naopak mírně vyšší hodnotu ochranného vlivu vegetace 0,38 ve své práci uvádí i Panagos et al. (2015). Ta byla určena rozbořem experimentálních dat v Evropě z vícero publikací. Bohužel v odborném článku není přesně specifikována agrotechnika. Pro kukuřici pěstovanou na zrno, kdy je půda připravena podzimní orbou, uvádí Blanco et Lal (2008) hodnotu 0,4 a v případě jarní varianty orby 0,36. Výrazněji vyšší hodnoty pro silážní kukuřici stanovili např. Malíšek (1992) - 0,49 a Junaková et Balintová (2012) u dvou parcelových pokusů 0,492 a 0,649. Poměrně široké rozpětí C-faktoru 0,3 - 0,6 pro konvenční způsoby pěstování kukuřice potvrzuje i autor David (1988), nebo Morgan, (2005) pro vysokoprodukční porosty 0,2 - 0,55, resp. pro nízkoprodukční 0,5 - 0,9. Poměrně často je uváděna i hodnota 0,7 pro konvenční způsob pěstování silážní kukuřice Alena (1991), Janeček et al. (2012). Velké rozpětí výsledných hodnot ochranného vlivu vegetace může být dáno rozdílnými půdně-klimatickými podmínkami jednotlivých studií. Další vliv přisuzujeme i intenzifikaci produkce, ke kterému za poslední dekády

došlo. Ten je dán především zlepšující se kvalitou secích strojů a vyšším počtem setých jedinců na jednotku plochy. Oba tyto faktory se následně pozitivně promítají do pokryvnosti plochy plodinou. Tento trend potvrzuje i Kunzová et al. (2021), kdy vyšší pokryvnost (počet jedinců na ha) se projevuje i ve výnosech. V roce 1990 byl průměrný výnos okolo 30,5 t/ha a v roce 2020 již 36 t/ha. Nicméně i přes tento příznivý posun, konvenční způsob pěstování kukuřice, nemůže být považován za erozně bezpečný.

V případě technologie no-till byly oproti konvenčnímu způsobu pěstování kukuřice zjištěny hodnoty ochranného vlivu vegetace nepoměrně nižší. První varianta přímého setí do ozimého žita dosáhla roční hodnoty C-faktoru 0,09 - 0,12 (široký - úzký řádek). Druhá varianta přímého setí do strniště ozimého žita dosáhla hodnoty 0,04 - 0,06 (široký - úzký řádek). Výsledný rozdíl mezi variantami není podle nás zásadní. Byl způsoben množstvím rostlinných zbytků a vyšší drsností povrchu. K rychlejšímu rozkladu rostlinných zbytků docházelo, pokud byla povrchově aplikována minerální hnojiva. Stanovené hodnoty C-faktoru jsou srovnatelné s výsledky publikovanými v zahraničí. Německý projekt VERSTOLA pro bezorebnou technologii pěstování kukuřice uvádí hodnotu 0,05. Blanco et Lal, (2008), pak zmiňuje hodnotu 0,1 při 100 % pokryvnosti povrchu rostlinnými zbytky. V našich podmínkách je možné výsledky srovnat na základě kalkulace C-faktoru podle metodiky Janeček et al. (2012). Zde roční hodnota C-faktor vychází 0,06. Tento výpočet byl proveden pro silážní kukuřici v nesklizené předplodině pro termíny setí a sklizně běžné v České republice. Určitou výjimkou v uváděných hodnotách představuje práce Alberts et al. (1985). Ten publikoval roční hodnotu 0,01, kdy ani v erozně náchylnějších pěstebních obdobích poměry ztráty půdy (SLR) v této práci nepřekračují 0,04. Přestože tento výzkum hodnotil data ze 7 let pozorování, v některých pěstebních obdobích nedošlo u no-till k povrchovému odtoku a vzniku eroze v jednotlivých letech. Tomu se při pokusech založených na přirozených srážkách ovšem nelze vyhnout, což se patrně projevilo i na výsledné hodnotě C-faktoru. Asi nejvíce relevantní a prověřené výsledky poskytuje metodika Wischmeier et Smith (1978). V tomto případě byla roční hodnota ochranného vlivu vegetace pro technologii no-till v obilovině s 80% pokryvností (cca odpovídá naší pokryvnosti) stanovena 0,04. A ani jednotlivých pěstebních obdobích poměr ztráty půdy nepřekračuje hodnotu 0,05. Domníváme se proto, že uváděné

výsledky obou technologií no-till v této práci se od ostatních autorů zásadně neliší a prokazují protierozní účinnost v našich podmínkách.

Velice příznivé hodnoty ochranného vlivu vegetace byly zjištěny i u technologie pásového zpracování půdy tzv. strip-till. V případě první varianty strip-till do ozimého žita byl C-faktor stanoven v rozmezí 0,03 - 0,07 (jarní - podzimní zpracování). U druhé varianty strip-till do travního porostu dosahovala tato hodnota nejlepších výsledků 0,01 - 0,02 (jarní - podzimní zpracování). Z výsledků by se zdálo, že vhodnější je především jarní pásové zpracování. Domníváme se, že o termínu zpracování by měly rozhodnout vlhkostní podmínky na pozemku v době zpracování. Výsledná struktura půdy ve zpracovaném pásku by měla být v takovém stavu, aby byla co nejlépe připravena pro setí kukuřice. Proto při podzimním zpracování mohou být půdní agregáty větší (oproti jarnímu zpracování), kdy během zimního období dochází k jejich rozpadu.

Porovnání výsledků ochranného vlivu vegetace je u technologie strip-till komplikovanější. Nejrelevantnější výsledky v tomto směru poskytuje metodika Wischmeier et Smith (1978). Pro technologii strip-till orientovanou po spádnicí, která je připravena do ozimé meziploidy, je uváděna hodnota v rozmezí 0,11 - 0,22. Tyto hodnoty jsou dány množstvím rostlinných zbytků na povrchu v jarním období. Přestože by naše výsledky C-faktoru podle této metodiky měly odpovídat hodnotě 0,11 (určeno s ohledem na stupeň pokryvnosti), byly ještě o něco nižší. Tato odlišnost může být dána způsobem přípravy zpracovaných pásků, které po velkou část vegetační doby byly do tvaru hrůbků. Tohoto efektu bylo dosaženo úpravou stroje pro pásové zpracování. Povrchově odtékající voda s erodovanou půdou následně měla tendenci směřovat spíše do nezpracovaného meziřadí s rostlinnými zbytky, kde docházelo k jejich úspěšnější sedimentaci. Metodika Wischmeier et Smith (1978) dále uvádí i hodnoty C-faktoru pro kukuřici zakládanou technologií strip-till po travním porostu. Roční hodnota je v rozmezí 0,01 - 0,02 a vztahuje se k množství sklizené rostlinné hmoty na pozemku v tunách. Identické výsledky byly stanoveny i v rámci našeho měření simulátorem deště a shodují se i hodnoty poměru ztráty půdy v jednotlivých pěstebních obdobích. Bohužel tyto výsledky s přímým cílem stanovit hodnotu C-faktoru již pro kukuřici nikdo nezopakoval. Ostatní studie řešící technologii strip-till jsou více omezené účelem a podmínkami za kterých byly stanoveny. Obvykle tyto práce měří pouze krátkou část erozně nebezpečného období, nebo je vynechána

srovnávací varianta černého kypřeného úhoru. Studie Ryken et al. (2018) porovnávala technologii strip-till oproti konvenčnímu způsobu pěstování kukuřice, kdy ztráta půdy byla snížena o $99 \% \pm 2\%$. Tento výsledek byl stanoven na základě simulovaných srážek s vysokou intenzitou 157 mm/h, na ploše 5m^2 a dobou trvání měření 20 minut. Významnou protierozní účinnost prokazuje i článek Prasuhn (2012). Ten na půdě obdělávané orbou zjistil průměrnou roční ztrátu půdy $1,24 \text{ t}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{rok}^{-1}$ oproti technologii strip-till, která dosáhla pouze hodnoty $0,12 \text{ t}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{rok}^{-1}$. Těmto hodnotám relativně odpovídají i počty erozních událostí u obou postupů zpracování půdy. V 88 % nastala eroze na pozemcích s variantou orby a pouze ve 2 % u strip-tillu. Poslední práce Herout et al. (2018) řešící technologii strip-till sice uvádí i hodnotu stanovenou na černém kypřeném úhoru, ale studie obsahuje pouze výsledky z rané fáze vzcházení kukuřice. Měření bylo provedeno ve spolupráci s VÚMOP a je identické jako u námi uvedených výsledků. Ověřovanou variantou byl strip-till do vymrzlé svazenky. Přestože tato plodina je poměrně odlišná od žita či travního porostu, výsledky doplňují celkový obraz o účinnosti. Při první simulaci na přirozeně suchou půdu byla zjištěna ztráta půdy nižší o 47 % a u druhé simulace o 70%. Uváděné hodnoty jsou pouze mírně horší než u technologie strip-till v meziplodině žita ve druhém pěstebním období (raná fáze růstu kukuřice). Mezi jednotlivými meziplodinami rozdílů bezesporu jsou. Na výsledný protierozní efekt má větší vliv hustota, výška a kvalita porostu meziplodiny. Technologie strip-till opakovaně prokázala mimořádnou protierozní účinnost, a proto byla právem zařazena mezi půdoochranné technologie standardu DZES 5.

Závěrečné shrnutí

Vodní eroze je v České republice nejvýznamnějším degradačním činitelem, který poškozují zemědělsky obhospodařovanou půdu. Zároveň s postupnou změnou klimatu se očekává, že toto ohrožení bude dále narůstat. V současnosti bychom proto měli hledat účinné systémy ochrany půdy, které omezí projevy vodní eroze na přijatelnou míru, aby nedocházelo k jejímu dalšímu poškozování. Určitou možnost ochrany nabízejí i mobilní protierozní opatření, která jsou v našich podmínkách prakticky neznámá. Ta mají charakter technických protierozních prvků, kdy jejich smyslem je zachytit, odvádět nebo případně zpomalovat povrchový odtok a celkově snižovat škody způsobené vodní erozí. Práce se proto věnuje základnímu seznámení s mobilními prvky, stanovuje jejich účel a možnosti realizace na pozemku. Tato problematika je dále rozvedena ve zpracované I. studii „Evaluation of sediment barriers in relation to the trap of soil particles“, která se zabývala účinností opatření. Mobilní prvky zachytí v průměru okolo 90 % erodovaných půdních částic z otku. Studie také posuzovala účinnost opatření ve vztahu k velikosti akumulacího prostoru a intenzitě povrchového odtoku. Měřením bylo prokázáno, že proces sedimentace půdních částic nastává i u relativně malých akumulacího prostorů a změna intenzity průtoku na této skutečnosti nic nemění. Naopak opatření s menším akumulacího prostorem jsou strukturálně stabilnější a jsou méně náchylná na poškození. Další poznatky a výsledky jsou také součástí řešeného projektu NAZV QK1710242 „Mobilní technická protierozní opatření pro pěstování kukuřice“. Jak bylo pokusy ověřeno, mobilní prvky jsou schopny bezpečně směřovat povrchový odtok při dodržení konstrukčních podmínek. Tento způsob instalace je potřeba chápat jako ekvivalent sběrným příkopům či průlehům. Samozřejmě s nižšími kapacitními možnostmi než u klasických technických prvků. Provedená měření prokázala, že podélný sklon by měl být optimálně veden do 1 %. Na krátkých úsecích může být sklonitost i vyšší, ale musí být chráněna travním porostem. Ten je obecně vhodné vysévat po celé délce opatření, kdy urychluje proces sedimentace. Hodnocena byla i ekonomika mobilních opatření. Podle katalogů směrných cen stavebních prací ÚRS Praha byly vyčísleny náklady na realizaci a odstranění 100m délky prvku. Nejméně nákladným opatření je půdní hrůbek s částkou 10 515,- Kč, dále protierozní bariéra silt-fence s částkou 12 694,- Kč a poslední se umístila bariéra z balíků slámy s částkou 20 562,- Kč. Uvedené náklady jsou značně proměnlivé vzhledem k dostupné technice.

Kalkulace byla provedena ve vztahu k současným prostředkům na našem trhu, které jsou omezené. Pokud v budoucnu dojde ke změně, lze očekávat významné snížení uváděných nákladů. Vybrané typy mobilních opatření byly několik let ověřovány i v provozních podmínkách při pěstování erozně nebezpečných plodin. Na první lokalitě Ruda byly vytvořeny tři parcely, kdy každá měla rozlohu 1,2 ha a rovnoměrný podélný sklon 7,2 %. Zde byly pěstovány erozně nebezpečné plodiny konvenčním i protierozním způsobem (strip-till, no-till). Ve spodní části každé parcely byla realizována protierozní textile silt-fence v délce 100 m, která směřovala povrchový odtok k měrnému Parshallovu žlabu s ultrazvukovým hladinoměrem pro záznam odtokové odezvy. Výsledky jednoznačně prokázaly, že sedimentační bariéra silt fence je schopna bez výrazných poškození směřovat povrchový odtok o kapacitě 20-30 l/s. Dále se ukázal i příznivý vliv protierozních agrotechnických opatření, kdy technologie strip-till a no-till měly oproti konvenční variantě nižší hodnoty odtokové odezvy i výsledných ztrát půdy. Zdrojová plocha mikro-povodí příslušející mobilním prvkům, může být u těchto technologií rozsáhlejší. Druhá lokalita Vitín hodnotila možnost instalovat mobilní protierozní opatření do dráhy soustředěného odtoku. Některé zahraniční zdroje instalaci mobilních protierozních opatření do drah soustředěného odtoku sice nedoporučují. Na základě našeho sledování se domníváme, že v případě malé zdrojové plochy povodí (do 2 ha) je škoda tuto variantu zcela zavrhnout. Protierozní bariéra silt-fence v našem případě opakovaně zachytila erodované půdní částice a nedošlo k jakémukoliv jejímu poškození.

Mobilní protierozní prvky by měly být navrhovány a dimenzovány na základě stejných podkladů jako klasická technická opatření. Z tohoto důvodu II. studie „Estimating the curve number for conventional and soil conservation technologies using a rainfall simulator“, řešila hodnoty čísel odtokových křivek u tří širokořádkových plodin (kukuřice, brambory, chmel) pěstovaných konvenčními i protierozními postupy. V případě konvenčního způsobu pěstování byly stanoveny hodnoty mírně vyšší, než uvádí původní metodika National Engineering Handbookpart 630. To je dáno výběrem plodin, kdy u kukuřice a brambor je počet erozně-odtokových událostí ze všech plodin nejpočetnější. Velice účinně omezují povrchový odtok některé typy agrotechnických opatření při nižších a středních odtokových podmínkách. Nízké hodnoty byly zaznamenány především při pěstování kukuřice technologií strip-till a no-till. Statisticky průkazné snížení hodnoty CN bylo zaznamenáno i u varianty chmele

pěstovaného s podsevovou plodinou v meziřadí. Naopak v případě brambor byl protierozní způsob, spočívající v kypření hrůbků během vegetace, pouze nepatrně lepší ve výsledných hodnotách oproti konvenční variantě. Výsledky proto jednoznačně prokázaly, že nejvyšší snížení čísel odtokových křivek nastalo u technologií založených na pokryvnosti půdy rostlinnými zbytky nebo vegetací v podsevu.

Návrh technických a mobilních protierozních opatření je potřeba řešit i ve vztahu k intenzitě zanášení opatření. To je možné hodnotit několika rovnicemi či modely (např. USLE, MUSLE, USPED), do kterých vstupuje tzv. ochranný vliv vegetace C-faktor. Ten byl pro vybrané protierozní technologie stanoven na základě výsledků uváděných ve III. studii „The impact of the conservation tillage maize into grass cover on reducing the soil loss due to erosion“ a projektu NAZV QJ1510179 „Komplexní půdoochranné technologie zakládání *Zea mays* L. v rámci reintenzifikace rostlinné výroby“. Výsledné hodnoty prokázaly významnou protierozní účinnost technologie strip-till a no-till. Podle typu varianty omezily ztrátu půdy v rozmezí 65 - 97 % oproti konvenčnímu pěstování založeném na orbě. Samotné hodnoty C-faktoru byly zjištěny v rozmezí 0,12 - 0,01. Určité upřesnění hodnoty proběhlo i v případě konvenčně pěstované kukuřice, u které byla roční hodnota ochranného vlivu vegetace stanovena 0,35. Tyto výsledky jsou relativně shodné i s okolními státy, které mají podobné půdně-klimatické podmínky.

Mobilní protierozní opatření nabízejí další možnost, jak omezit vodní erozi a snížit škod\ na pozemku. Ano, jejich využití může být limitováno kapacitními možnostmi. Na druhou stranu je mnoho pozemků, kde přesně takovéto řešení vyhovuje a klasická technická opatření by se zde jen těžko prosazovala. Velkým benefitem je operativnost realizace, kdy v daný moment je možné reagovat na zvýšenou potřebu protierozní ochrany. Další přednost spočívá v dočasnosti bez zásadního vlivu na budoucí využití pozemku. Mobilní prvky zpravidla nenarážejí ani na problém vlastnických vztahů, kdy po konci životnosti je pozemek uveden do původního stavu. Nedochozí ani k trvalému záboru zemědělské půdy a změnám druhu pozemku. Pokud by instalace mobilních prvků měla změnit odtokové poměry, měla by rovněž být projednána s příslušnými orgány státní správy. V tomto případě posouzení bývá jednodušší a obvykle není vyžadováno velké množství podkladů. Využití mobilních protierozních opatření v našich podmínkách přináší příležitost ve vícero směrech. Předložená práce proto uvádí dosavadní poznatky a výsledky výzkumu, které mohou být přímo uplatněny v praxi.

Sice situace ohledně dostupnosti některého technického vybavení pro realizaci není optimální. Pokud veřejnost porozumí přínosu mobilních protierozních prvků a budou je využívat. Vhodné prostředky na našem trhu se jistě podaří brzy zajistit.

Summary

Water erosion is the most significant degradation factor in the Czech Republic damaging and affecting agricultural land. This threat is expected to increase even more significantly with the gradual and progressive climate change. Therefore, we should currently look for effective soil protection systems that will limit the manifestations of water erosion to an acceptable level, so that it does not cause further damage. A certain possibility of protection is also offered by mobile sediment control measures, which are practically unknown in our conditions. These sediment control measures have the character of technical erosion control measures where their purpose is to capture, divert or possibly slow down the surface run-off and in an overall respect to reduce the damage caused by water erosion.

This paper is therefore devoted to basic familiarization and explanation of mobile features, determines their purpose and the possibilities of implementing them on the plot of land. This issue is further investigated in the first elaborated study "Evaluation of sediment barriers in relation to the trap of soil particles", which dealt with the effectiveness of these measures. The mobile features capture on average around 90% of eroded soil particles from the run-off. This study also assessed the effectiveness of measures in relation to the size of the storage space and the intensity of surface run-off. Measurements have shown that the process of sedimentation of soil particles occurs even in relatively small storage spaces and the change in flow intensity does not change this fact. Conversely, measures with a smaller storage space are structurally more stable and less susceptible to damage. Other findings and results are also a part of the solved project NAZV QK1710242 "Temporary technical erosion control measures for maize cultivation". As it was verified by experiments, the mobile features are able to safely direct the surface run-off while complying with the design conditions. This method of installation should be understood as equivalent to ditches or swales of course, with lower capacity options than classic technical features. The measurements carried out showed that the longitudinal slope should be optimally kept within 1%. On short stretches, the slope can be higher but it must be protected by grass. It is generally advisable to sow it along the entire length of the measure, as it speeds up the sedimentation process. The economics of the mobile measures have also been evaluated. According to the catalogues of reference prices for construction works of

the Price System - ÚRS Prague, the costs for the implementation and removal of the 100m length of the feature have been calculated.

The least expensive measure is the soil bund with the amount of CZK 10,515, followed by the silt-fence with the amount of CZK 12,694 and the straw bale barrier with the amount of CZK 20,562. The stated costs are highly variable depending on available technology. The calculation was made in relation to the current means on our market, which are limited. If there is a change in the future, a significant reduction in quoted costs can be expected. Selected types of mobile measures have been verified for several years also in operational conditions when cultivating erosion prone crops. Three parcels were created on the first Ruda site, each with an area of 1,2 ha and a uniform longitudinal slope of 7,2%. Here, erosion prone crops were cultivated in conventional and soil conservation methods (strip-till, no-till). In the lower part of each parcel, an textile silt-fence with a length of 100 m was implemented, which directed the surface run-off to a measuring Parshall flume with an ultrasonic level meter for recording the run-off response.

The results clearly demonstrated that the silt fence sedimentation barrier is capable of channeling surface run-off with a capacity of 20-30 l/s without significant damage. Furthermore, the beneficial effect of agrotechnical soil conservation measures was also shown, when strip-till and no-till technologies had lower run-off response values and resulting soil losses compared to the conventional method. The source area of micro-watersheds belonging to mobile features can be larger with these technologies. The second location, Vitín, evaluated the possibility of installing mobile sediment control measures in the path of the concentrated run-off although some foreign sources do not recommend the installation of sediment barriers in the paths of concentrated run-off. Based on our monitoring, we believe that in the case of a small source area of the basin (up to 2 ha) it would be a pity to completely reject this option. In our case, the sediment barrier silt-fence repeatedly trapped the eroded soil particles and there was no damage to it.

Mobile sediment control measures should be designed and dimensioned on the same basis as classical technical measures. For this reason the second study "Estimating the curve number for conventional and soil conservation technologies using the rainfall simulator" dealt with the values of the run-off curve numbers for three broad-row crops

(maize, potatoes, hops) grown with conventional and soil conservation methods. In the case of the conventional cultivation, the values were determined to be slightly higher than the original methodology of the National Engineering Handbook part 630. This is due to the selection of crops, where the number of erosion-run-off events is the highest among all crops for maize and potatoes. Some types of agrotechnical measures are very effective in reducing surface run-off in low and medium run-off conditions. Low values were recorded mainly when cultivating maize with strip-till and no-till technologies.

A statistically significant decrease in the CN value was also recorded in the hop cultivated with intercrops. On the contrary, in the case of potatoes, the soil conservation method, consisting of aerated ridges during vegetation, was only marginally better in the resulting values compared to the conventional method. Therefore, the results clearly demonstrated that the highest reduction in the numbers of run-off curves occurred for technologies based on soil coverage with plant residues or vegetation in cover crops.

The design of technical and mobile sediment control measures also needs to be addressed in relation to the intensity of silting measures. This can be evaluated with several equations or models (e.g. USLE, MUSLE, USPED), which include the so-called protective effect of vegetation C-factor. This was determined for selected soil conservation technologies based on the results presented in third study "The impact of the conservation tillage maize into grass cover on reducing the soil loss due to erosion" and the project NAZV QJ1510179 "Complex soil protective technologies for establishing *Zea mays* L. within the re-intensification of plant production". The resulting values demonstrated the significant soil conservation effectiveness of strip-till and no-till technology. Depending on the type of the method, they reduced soil loss by 65 - 97% compared to conventional tillage cultivation. The C-factor values themselves were found to be in the range of 0,12 – 0,01. Some refinement of the value also took place in the case of conventionally grown maize, for which the annual value of cover and management factor was set at 0,35. These results are relatively consistent even when compared with the surrounding countries that have similar soil and climate conditions.

Mobile sediment control measures offer another option how to limit water erosion and reduce damage to the plot. Yes, their use may be limited by capacity possibilities and options. On the other hand, there are many plots of land where exactly such a solution is suitable, and classic technical measures would be difficult to enforce here. A big benefit is the flexibility of the implementation, when it is possible to react to the increased need for erosion protection at the given moment. Another advantage is that it is temporary without a major impact on the future use of the land. As a rule, mobile features do not even touch on the problem of ownership relations, when after their lifespan the land is returned to its original state. There is also no permanent occupation of agricultural land and changes in the type of land. Should the installation of mobile features change the run-off conditions, it needs to be discussed with the relevant state administration authorities. In this case, the assessment tends to be simpler and usually not a large amount of documentation is required. The use of mobile sediment control measures in our conditions brings opportunities in several ways. Therefore, the presented work presents current findings and research results which can be directly applied in practice. The situation regarding the availability of some technical equipment for implementation is not optimal. If the public understands the benefits of mobile sediment control features, then these will be used. Suitable means on our market will surely be ensured soon.

Seznam zkratk a termínů

Uváděné zkratky

ALDOT - Alabama Department of Transportation

AL-SWCC - Alabama Soil and Water Conservation Committee

ARC - Antecedent Runoff Condition

ASTM - American Society for Testing and Materials

CAP - Common Agricultural Policy

C-faktor – faktor ochranného vlivu vegetace

CN – curve number

ČR - Česká republika

ČHMÚ - Český hydrometeorologický ústav

ČSN – Česká státní norma (Česká technická norma)

DZES - dobrý zemědělský a environmentální stav

DES-RAIN – název software pro stanovení redukováných srážkových úhrnů

EU - Evropská unie

HSP – hydrologická skupina půd

k.ú. – katastrální území

MENDELU - Mendelova univerzita v Brně

MUSLE – Modifikovaná univerzální rovnice ztráty půdy

MZe - Ministerstvo zemědělství

NAZV – Národní agentura pro zemědělský výzkum

NEH - National Engineering Handbook part 630

no-till – bez zpracování (přímé setí do nezpracované půdy)

NRCS - Natural Resources Conservation Service

PRV – Program rozvoje venkova

SLR - Soil loss ratio (poměr ztráty půdy)

Strip-till – pásové zpracování půdy

TP 53 – Technické podmínky č. 53 - Protierozní opatření na svazích pozemních komunikací

USDA - U.S. Department of Agriculture

USEPA - U.S. Environmental Protection Agency

USLE - univerzální rovnice ztráty půdy

USPED - Unit Stream Power - based Erosion Deposition

ÚRS – název společnosti pro komplexní oceňování stavebních rozpočtů

UV – ultrafialové záření

VÚMOP - Výzkumný ústav meliorací a ochrany půdy

VÚRV – Výzkumný ústav rostlinné výroby

V:H – vertikální:horizontální

v.v.i. - veřejná výzkumná instituce

Uváděné druhy rostlin

bavlník chlupatý (*Gossypium hirsutum*)

brambor obecný (*Solanum tuberosum*)

cukrová řepa (*Beta vulgaris*)

čirok obecný (*Sorghum bicolor*)

elephant grass (*Pennisetum purpureum*)

hořčice bílá (*Sinapis alba*)

hraboš polní (*Microtus arvalis*)

chmel otáčivý (*Humulus lupulus*)

jaraguá grass (*Hyparrhenia rufa*)
ječmen setý (*Hordeum vulgare*)
jílku mnohokvětého (*Lolium multiflorum*)
jílku vytrvalého (*Lolium perenne*)
kostřavy červené (*Festuca rubra rubra*)
kukuřice setá (*Zea mays*)
mák setý (*Papaver somniferum*)
proso seté (*Panicum miliaceum*)
pšenice setá „ozimá“ (*Triticum aestivum*)
rys ostrovid (*Lynx lynx*)
řepka olejná (*Brassica napus*)
slunečnice roční (*Helianthus annuus*)
svazenka vratičolistá (*Phacelia tanacetifolia*)
sója luštinatá (*Glycine max*)
Vogel's tephrosia (*Tephrosia vogelii*)
žito seté „ozimé“ (*Secale cereale*)

Použitá literatura

Addisu, D. A., Husen, M. A., & Demeku, M. A. (2015). Determinants of adopting techniques of soil and water conservation in Goromti Watershed, Western Ethiopia. *Journal of Soil Science and Environmental Management*, 6(6), 168-177.

Adimassu, Z., Langan, S., Johnston, R., Mekuria, W., & Amede, T. (2017). Impacts of soil and water conservation practices on crop yield, run-off, soil loss and nutrient loss in Ethiopia: review and synthesis. *Environmental management*, 59(1), 87-101.

Alberta Transportation (2011): Field guide for erosion and sediment control, Government of Alberta,

online: <http://www.bv.transports.gouv.qc.ca/mono/1222553.pdf>

Alberts, E. E., Wendt, R. C., & Burwell, R. E. (1985). Corn and soybean cropping effects on soil losses and C factors. *Soil Science Society of America Journal*, 49(3), 721-728.

Alena, F. (1991): Protierózna ochrana na ornej pôde. Metodická príručka. Štátna melioračná správa, Bratislava, 190p.

Alewell, C., Borrelli, P., Meusburger, K., & Panagos, P. (2019). Using the USLE: Chances, challenges and limitations of soil erosion modelling. *International soil and water conservation research*, 7(3), 203-225.

Amare, T., Zegeye, A. D., Yitaferu, B., Steenhuis, T. S., Hurni, H., & Zeleke, G. (2014): Combined effect of soil bund with biological soil and water conservation measures in the northwestern Ethiopian highlands. *Ecohydrology & Hydrobiology*, 14(3), 192-199.

Ashe, V., Parnell, S., Johnson, B. et al. (2014). Best Management practices, Engineering department, City of Knoxville, Section 3 - Erosion and Sediment (ES) Practices, ES 15 Straw Bale Barrier (May 2003), 4 p.

Auckland Regional Council (2009). Erosion and Sediment Control Guidelines for Land Disturbing Activities in the Auckland Region, Environment Waikato Technical Report No.2009/02 (2009), ISSN 1177-9284

Auerswald, K., & Haider, J. (1996). Runoff Curve Numbers for Small Grain Under German Cropping. *Journal of environmental management*, 47, 223-228.

- Bazzoffi, P., Ciancaglini, A., & Laruccia, N. (2011). Effectiveness of the GAEC cross-compliance standard short-term measures for runoff water control on sloping land (temporary ditches and grass strips) in controlling soil erosion. *Italian Journal of Agronomy*, 6(1)
- Beale, O. W., Nutt, G. B., & Peele, T. C. (1955). The effects of mulch tillage on runoff, erosion, soil properties, and crop yields. *Soil Science Society of America Journal*, 19(2), 244-247.
- Benavidez, R., Jackson, B., Maxwell, D., & Norton, K. (2018). A review of the (Revised) Universal Soil Loss Equation ((R) USLE): With a view to increasing its global applicability and improving soil loss estimates. *Hydrology and Earth System Sciences*, 22(11), 6059-6086.
- Blanco, H., & Lal, R. (2008). *Principles of soil conservation and management* (Vol. 167169). New York: Springer., 617 p.
- Boardman, J. and Poesen, J., 2006. *Soil Erosion in Europe*. John Wiley & Sons, UK, 885 p.
- Bonta, J. V., & Shipitalo, M. J. (2013). Curve numbers for long-term no-till corn and agricultural practices with high watershed infiltration. *Journal of soil and water conservation*, 68(6), 487-500.
- Brant V., Bečka D., Cihlář P., Fuksa P., Hakl J., Holec J., Chyba J., Jursík M., Kobzová D., Krček V., Kroulík M., Kusá H., Novotný I., Pivec J., Prokinová E., Růžek P., Smutný V., Škeříková M., Zábanský P., 2016: *Pásové zpracování půdy (strip tillage) klasické, intenzivní a modifikované*. ProfiPress, Praha.
- Broz, B., Pfost, D. L., & Thompson, A. L. (2003). *Controlling runoff and erosion at urban construction sites* (2003).
- Bugg, R. A., Donald, W., Zech, W., & Perez, M. (2017). Performance evaluations of three silt fence practices using a full-scale testing apparatus. *Water*, 9(7), 502.
- Bugg, R.A.; Zech,W.C.; Donald,W.N.; Perez, M.A. (2017). Improvements in Standardized Testing for Evaluating Sediment Barrier Performance: Design of a Full-Scale Testing Apparatus. *J. Irrig. Drain. Eng.*, 143, 1–11.

California Stormwater Quality Association. (2010). Best Management Practice Handbook Portal Construction, 728 p.

Carpenter, T, 2000. Silt fence that works, Carpenter erosion control, p. 56, ISBN: 0-9672733-0-7

Crebbin C (1988) Laboratory evaluation of geotextile performance in silt fence application using a subsoil of glacial origin. MS, University of Washington, Seattle, 90 p.

Cronshey, R. (1986). Urban hydrology for small watersheds. US Dept. of Agriculture, Soil Conservation Service, Engineering Division. 164 p.

Chisci, G., and Boschi, V. (1988). Runoff and erosion control with hill farming in the sub-coastal Apennines climate. *Soil and Tillage Research*, 12(2), 105-120.

Collins, L. M., & Johnston, C. E. (1995). Effectiveness of straw bale dams for erosion control in the Oakland Hills following the fire of 1991. *Brushfires in California wildlands: ecology and resource management*. International Association of Wildland Fire, Fairfield, WA, 171-183.

David, W. P. (1988): Soil and water conservation planning: policy issues and recommendations. *J. Philippine Dev.* 15 (26), 47–84.

Donald, W. N., Zech, W. C., Perez, M. A., & Fang, X. (2016). Evaluation and modification of wire-backed nonwoven geotextile silt fence for use as a ditch check. *Journal of Irrigation and Drainage Engineering*, 142(2), 04015050.

Dostál, T., David, V., Vrána, K. a Nováková, H. (2006). Studie odtokových poměrů v povodí Weisseritz. ČVUT v Praze, projekt EMTAL, Praha. 126 p.

Dunkley, C. L. (1973). Suggestions for Temporary Erosion and Siltation Control Measures, U.S. Department of Transportation, Federal High-way Administration, 40 p.

Elhakeem, M., & Papanicolaou, A. N. (2009). Estimation of the runoff curve number via direct rainfall simulator measurements in the state of Iowa, USA. *Water Resources Management*, 23(12), 2455-2473.

- Elhakeem, M., & Papanicolaou, A. N. (2012). Runoff curve number and saturated hydraulic conductivity estimation via direct rainfall simulator measurements. *Journal of Water Management Modeling*, 141-155.
- Endale, D. M., Schomberg, H. H., Fisher, D. S., & Jenkins, M. B. (2010). Examination of curve numbers from a small Piedmont catchment under 33 years of no-till crop management. In *Proceedings of 2nd Joint Federal Interagency Conference, Las Vegas, NV, USA, June* (p. 8).
- Engdayehu, G., Fisseha, G., Mekonnen, M., & Melesse, A. M. (2016). Evaluation of technical standards of physical soil and water conservation practices and their role in soil loss reduction: the case of Debre Mewi watershed, north-west Ethiopia. In *Landscape dynamics, soils and hydrological processes in varied climates* (pp. 789-818). Springer, Cham.
- Feyereisen, G. W., Strickland, T. C., Bosch, D. D., Truman, C. C., Sheridan, J. M., & Potter, T. L. (2008). Curve number estimates for conventional and conservation tillages in the southeastern Coastal Plain. *Journal of soil and water conservation*, 63(3), 120-128.
- Fifield, J. S. (1999). When Best Management Practices Become "Bad Management Practices". *Land and Water*, 43(5), 52-55.
- Fiener, P., & Auerswald, K. (2007). Rotation effects of potato, maize, and winter wheat on soil erosion by water. *Soil Science Society of America Journal*, 71(6), 1919-1925.
- Gebremichael, D., Nyssen, J., Poesen, J., Deckers, J., Haile, M., Govers, G., & Moeyersons, J. (2005). Effectiveness of stone bunds in controlling soil erosion on cropland in the Tigray Highlands, northern Ethiopia. *Soil use and management*, 21(3), 287-297.
- Gebremichael, A. (2019). Critical review on design Characteristics and construction of terraces on Cultivated Slope lands in Ethiopia Fate of soil erosion control in glance. *Journal of Agricultural Research and Natural Resources*, 3(4), 20.
- Guadie, M., Molla, E., Mekonnen, M., & Cerdà, A. (2020). Effects of soil bund and stone-faced soil bund on soil physicochemical properties and crop yield under rain-fed conditions of Northwest Ethiopia. *Land*, 9(1), 13.

Gutierrez, J., & Hernandez, II (1996). Odtoková a mezirýhová eroze ovlivněná travnatým porostem v semiaridních pastvinách severního Mexika. *Journal of Arid Environments*, 34 (3), 287-295.

Hailu, W., Moges, A., & Yimer, F. (2012). The effects of 'fanyajuu' soil conservation structure on selected soil physical & chemical properties: the case of Goromti watershed, western Ethiopia. *Resources and Environment*, 2(4), 132-140.

Harbor, J., 1999. Engineering geomorphology at the cutting edge of land disturbance: erosion and sediment control on construction sites. *Geomorphology* 31, 247e263.

Hauser, V. L., & Jones, O. R. (1991). Runoff curve numbers for the Southern High Plains. *Transactions of the ASAE*, 34(1), 142-0148.

Hatibu, N., Young, M. D. B., Gowing, J. W., Mahoo, H. F., & Mzirai, O. B. (2003). Developing improved dryland cropping systems for maize in semi-arid Tanzania. Part 1: Experimental evidence for the benefits of rainwater harvesting. *Experimental agriculture*, 39(3), 279-292.

Herout M., Koukolíček J., Kincl D., Pazderů K., Tomášek J., Urban J., Pulkrábek J. (2018): Impacts of technology and the width of rows on water infiltration and soil loss in the early development of maize on sloping lands. *Plant Soil Environ.*, 64: 498–503.

Herweg, K., & Ludi, E. (1999). The performance of selected soil and water conservation measures—case studies from Ethiopia and Eritrea. *Catena*, 36(1-2), 99-114.

Henry, K. S., & Hunnewell, S. T. (1995). Silt Fence Testing for Eagle River Flats Dredging. COLD REGIONS RESEARCH AND ENGINEERING LAB HANOVER NH., Special Report 95-27, 14 p.

Holý, M. (1994). Eroze a životní prostředí. České vysoké učení technické. 383 p.

Horsley Witten Group (2006). CNMI and Guam Stormwater Management Manual, Commonwealth of the Northern Mariana Islands and the Territory of Guam, 205 p., online: <https://dcrm.gov.mp/wp-content/uploads/crm/StormwaterManual-Volume1-Final.pdf>

Huang, M., Gallichand, J., Dong, C., Wang, Z., & Shao, M. (2007). Use of soil moisture data and curve number method for estimating runoff in the Loess Plateau of China. *Hydrological Processes: An International Journal*, 21(11), 1471-1481.

Hubert M., Minnick E. L., Marshall H. T., Rothchild J.A. et al. (2008) *Erosion and Sediment Controls During Construction – New Hampshire*, volume 3, 161 p., online: <https://www.des.nh.gov/sites/g/files/ehbemt341/files/documents/2020-01/wd-08-20c.pdf>

Hurni H, Berhe WA, Chadhokar P, Daniel D, Gete Z, Grunder M, Kassaye G. (2016): *Soil and Water Conservation in Ethiopia: Guidelines for Development Agents*. Second revised edition. Bern, Switzerland: Centre for Development and Environment (CDE), University of Bern, with Bern Open Publishing (BOP). 134 pp.

Hůla, J., Procházková, B. et al. (2008). *Minimalizace zpracování půdy*. Profi Press. 248 p.

Janeček, M. et al. (2012). *Ochrana zemědělské půdy před erozí: metodika*. Praha: Powerprint, 2012., 113 p.

Janeček, M. (2008). *Základy erodologie*. Praha: Česká zemědělská univerzita v Praze, ISBN 978-80-213-1842-7. 172 p.

Johnson, A., Moffatt, A. and Slattery, E. (2003). *Erosion control handbook for local roads*. Minnesota Local Road Research Board, Manual No. 2003-08.

Junakova N., Balintova M. (2012): Predicting of soil loss in the Tisovec catchment, Slovakia. *Chem. Eng. Trans.* 28, 265–270.

Jůva, K., & Cablík, J. (1954). *Protierosní ochrana půdy: Celost. vysokoškolská učebnice*. SZN. 254 p.

Kincl, D. et al. (2017) *Mobilní technická protierozní opatření pro pěstování kukuřice: Výzkumná zpráva 2017 projektu QK1710242*. Praha: Výzkumný ústav meliorací a ochrany půdy.

Kincl, D., Kabelka, D. Vopravil, J. et al. (2020) *Půdoochranné technologie pro pěstování kukuřice - účinnost před ztrátou živin vlivem vodní eroze: ověřená technologie*. Praha: Výzkumný ústav meliorací a ochrany půdy, ISBN 978-80-88323-24-2.

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) Optimalizace vodního režimu krajiny ke snižování dopadu hydrologických extrémů, certifikovaná metodika, katedra biotechnických úprav krajiny, Fakulta životního prostředí, Česká zemědělská univerzita v Praze, 108 p.

Kunzová E., Menšík L., Nerušil P., Hlisenikovsky L. (2021) Výnosy a kvalita píče kukuřice na siláž v různých půdně-klimatických podmínkách ČR v roce 2020, Agromanuál, online: <https://www.agromanual.cz/cz/index.php?page=clanky/vyziva-a-stimulace/hnojeni/vynosy-a-kvalita-pice-kukurice-na-silaz-v-ruznych-pudne-klimatickych-podminkach-cr-v-roce-2020>

Lal, M., Mishra, S. K., & Pandey, A. (2015). Physical verification of the effect of land features and antecedent moisture on runoff curve number. *Catena*, 133, 318-327.

Landphair, H. C., McFalls, J. A., Peterson, P. E., and Li, M. H. (1997). "Alternatives to silt fence for temporary sediment control at highway construction sites: Guidelines for TxDOT." Research Rep. 1737-S, Texas Transportation Institute, College Station, TX., 104 p.

Langdale, G. W., Blevins, R. L., Karlen, D. L., McCool, D. K., Nearing, M. A., Skidmore, E. L., & Williams, J. R. (1991). Cover crop effects on soil erosion by wind and water. *Cover crops for clean water*, 15-22.

Lecce SA, Pease PP, Gares PA, Wang J (2006) Seasonal controls on sediment delivery in a small coastal plain watershed, North Carolina, USA. *Geomorphology* 73:246–260. doi:10.1016/j.geomorph.2005.05.017

Li, X., Yang, J., Zhao, C., 2014. Effect of agroforestry and time on soil and water conservation of sloping red soil in southeastern China. *J. Soil Water Conserv.* 69 (2), 131–139.

Lickacz, J. (1993). Management of solonchic soils. Agdex 518-8. Revised, Edmonton, Alberta, Canada., 11p.

Liu, L., Perez, M. A., Whitman, J. B., Donald, W. N., & Zech, W. C. (2021). SILTspread: Performance-Based Approach for the Design and Installation of Silt Fence Sediment Barriers. *Journal of Irrigation and Drainage Engineering*, 147(10), 04021041.

Mališek A. (1992): Optimální délka svahu v závislosti na vodnej erózi. Vedecké práce VÚPÚ 17, Bratislava, p. 203-220

Martinez-Agirre, A., Álvarez-Mozos, J., Giménez, R., 2016. Evaluation of surface roughness parameters in agricultural soils with different tillage conditions using a laser profile meter. *Soil Tillage Res.* 161, 19–30.

Matthews, F., Verstraeten, G., Borrelli, P., & Panagos, P. (2022). A field parcel-oriented approach to evaluate the crop cover-management factor and time-distributed erosion risk in Europe. *International Soil and Water Conservation Research*.

Merkel, W. (2001). References on time of concentration with respect to sheet flow. Retrieved October 1, 2008 online:

https://www.nrcs.usda.gov/Internet/FSE_DOCUMENTS/16/stelprdb1042791.doc

Mishra, S. K., Singh, V. P., & Singh, P. K. (2018). Revisiting the soil conservation service curve number method. In *Hydrologic modeling* (pp. 667-693). Springer, Singapore.

Moldenhaver, W. C., & Hudson, N. W. (1988) Conservation farming on steep lands (No. 631.45 C755c). Iowa, US: Soil and Water Conservation Society, 296 p.

Moldenhauer, W.C. and Onstad, C.A., 1977. Engineering practices to control erosion. In: D.J. Greenland and R. Lal (Editors), *Soil Conservation and Management in the Humid Tropics*. John Wiley, Chichester, pp. 87-92.

Morgan, R.P.C. (2005): *Soil Erosion and Conservation*. Blackwell Publisher, Oxford, London, ISBN 1-4051-1781-8

Morris, R., Dragovich, D., & Ostendorf, B. (2012). Hillslope erosion and post-fire sediment trapping at Mount Bold, South Australia. *Wildfire and Water Quality: Processes, Impacts and Challenges*. International Association of Hydrological Sciences, Banf, Canada, 42-50.

MZe, (2021). Průvodce zemědělce kontrolou podmíněnosti, Ministerstvo zemědělství ČR, 146 p. on-line:

https://eagri.cz/public/web/file/667190/Prirucka_CC_2021_final_23_12_2020_web2.pdf

- Naderman, G. C. (1991). Effects of crop residue and tillage practices on water infiltration and crop production. Cover crops for clean water. Jackson, TN, USA, 23-24.
- Neary, D. G., Robichaud, P. R., Beyers, J. L., Hubbert, K. R., Tenpas, J. L., & Nelson, B. E. (1999). Post-Fire Burned Area Emergency Rehabilitation Treatments: Do They Work in the Southwest?. Arizona-Nevada Academy of Science.
- Novotný, I., Papaj, V., Podhrázská J. et al. (2017) Příručka ochrany proti erozi zemědělské půdy. 3. aktualizované vydání. Praha: Výzkumný ústav meliorací a ochrany půdy, ISBN 978-80-87361-67-2.
- Nuti R. C., Lamb M. C., Sorensen R. B., Truman C. C. (2009): Agronomic and economic response to furrow diking tillage in irrigated and non-irrigated cotton (*Gossypium hirsutum* L.). *Agricultural Water Management*, 96: 1078–1084.
- Panagos, P., Imeson, A., Meusburger, K., Borrelli, P., Poesen, J., & Alewell, C. (2016). Soil conservation in Europe: wish or reality?. *Land Degradation & Development*, 27(6), 1547-1551.
- Panagos P, Borrelli P, Poesen J, Ballabio C, Lugato E, Meusburger K, Montanarella L, Alewell C. (2015). The new assessment of soil loss by water erosion in Europe. *Environmental Science & Policy* 54: 438–447. DOI:10.1016/j.envsci.2015.08.012.
- Parker, C. O. (2007). Erosion and sediment control - designer and reviewer manual, Florida Department of Transportation & Florida Department of Environmental Protection State of Florida, 306 p.
- Poché, D. J., & Sherwood, W. C. (1976). SEDIMENT TRAPPING EFFICIENCY OF STRAW AND HAY BALE BARRIERS AND GABIONS. *Transportation Research Record*, (594). 10-14
- Potratz, D. J., Mourtzinis, S., Gaska, J., Lauer, J., Arriaga, F. J., & Conley, S. P. (2020). Strip-till, other management strategies, and their interactive effects on corn grain and soybean seed yield. *Agronomy Journal*, 112(1), 72-80.
- Prasuhn, V. (2012). On-farm effects of tillage and crops on soil erosion measured over 10 years in Switzerland. *Soil and Tillage Research*, 120, 137-146.

Rhoton, F. E., Shipitalo, M. J., & Lindbo, D. L. (2002). Runoff and soil loss from midwestern and southeastern US silt loam soils as affected by tillage practice and soil organic matter content. *Soil and Tillage Research*, 66(1), 1-11.

Rickson, R. J. (2006). Controlling sediment at source: an evaluation of erosion control geotextiles. *Earth Surface Processes and Landforms: The Journal of the British Geomorphological Research Group*, 31(5), 550-560.

Robichaud, P. R. (2000). Evaluating the effectiveness of postfire rehabilitation treatments (No. 63). US Department of Agriculture, Forest Service, Rocky Mountain Research Station.

Robichaud, P. R., Pierson, F. B., Brown, R. E., & Wagenbrenner, J. W. (2008). Measuring effectiveness of three postfire hillslope erosion barrier treatments, western Montana, USA. *Hydrological Processes: An International Journal*, 22(2), 159-170.

Robichaud, P. R., Brown, R. E. (2002). Silt fences: An economical technique for measuring hillslope soil erosion. Gen. Tech. Rep. RMRS-GTR-94. Fort Collins, CO: U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Rocky Mountain Research Station. 24 p.

Robichaud, P. R., Storrar, K. A., & Wagenbrenner, J. W. (2019): Effectiveness of straw bale check dams at reducing post-fire sediment yields from steep ephemeral channels. *Science of the total environment*, 676, 721-731.

Rolker, D. J. (2012). Costs and benefits of soil and water conservation (SWC) technologies in north-western Ethiopia. Wageningen University the Netherlands.

Ryken N., Nest T.V., Al-Barri B., Blake W., Taylor A., Bodé S., Ruyschaert G., Boeckx P., Verdoodt A. (2018): Soil erosion rates under different tillage practices in central Belgium: New perspectives from a combined approach of rainfall simulations and ⁷Be measurements. *Soil and Tillage Research*, 179: 29–37.

Romero, P., Castro, G., Gómez, J. A., & Fereres, E. (2007). Curve number values for olive orchards under different soil management. *Soil Science Society of America Journal*, 71(6), 1758-1769.

- Roose, E., & Barthes, B. (2001). Organic matter management for soil conservation and productivity restoration in Africa: a contribution from Francophone research. In *Managing organic matter in tropical soils: scope and limitations* (pp. 159-170). Springer, Dordrecht.
- Sandler, H. A., DeMoranville, C. J., & Boutiette, L. (2010). Erosion and Sediment Control. University of Massachusetts Amherst. 72-83
- Schussler, J., Perez, M. A., Cetin, B., & Whitman, J. B. (2020). Field Monitoring of Erosion and Sediment Control Practices and Development of Additional Iowa DOT Design Manual Guidance (No. InTrans Project 18-654). Iowa State University. Institute for Transportation. 253 p.
- Sherwood, W. C., & Wyant, D. C. (1979). Installation of Straw and Fabric Filter Barriers for Sediment Control. *Transportation Research Record*, (705). 23-29
- Shive, K. L., Estes, B. L., White, A. M., Safford, H. D., O'Hara, K. L., & Stephens, S. L. (2017). Rice straw mulch for post-fire erosion control: assessing non-target effects on vegetation communities. *International journal of wildland fire*, 26(6), 538-549.
- Singh, G., & Arya, S. K. (2021). A review on management of rice straw by use of cleaner technologies: Abundant opportunities and expectations for Indian farming. *Journal of Cleaner Production*, 291, 125278.
- Singh, P., and Mishra, S. (2019). Determination of curve number and estimation of runoff using Indian experimental rainfall and runoff data. *Journal of Spatial Hydrology*, 13(1).
- Singh, P. V., Kumar, A., Beg, M. K., & Gupta, A. (2010). Nomographs for graded bund design in heavy soils. *Indian Journal of Soil Conservation*, 38(3), 155-160.
- Smelík, L. (2016). Analýza změn odtokových poměrů pro Českou republiku. *Vodohospodářské technicko-ekonomické informace*, 58(4), 7-12.
- Soileau, J. M., Touchton, J. T., Hajek, B. F. and Baglio, J. V. (1994). Sediment, nitrogen, and phosphorus runoff with conventional- and conservation tillage cotton in a small watershed. *Journal of Soil and Water Conservation* 48: 449 –457.
- Soulis, K. X. (2021). Soil conservation service curve number (SCS-CN) Method: Current applications, remaining challenges, and future perspectives. *Water*, 13(2), 192.

Srivastava, R. K., Sharma, H. C., & Raina, A. K. (2010). Suitability of soil and water conservation measures for watershed management using geographical information system. *Journal of Soil and Water Conservation*, 9(3), 148-153.

Stevens, E., Barfield, S. Britton, AND J. Hayes. (2005a). FILTER FENCE DESIGN AID FOR SEDIMENT CONTROL AT CONSTRUCTION SITES. U.S. Environmental Protection Agency, Washington, DC, 600/R-04/185

Stevens, E., Yeri, S., Barfield, B., Jeyarathan, A., Hayes, J., & Selvakumar, A. (2005b). The Performance of Conventional Silt Fence Technology When Not Placed on the Contour. In *Impacts of Global Climate Change* (pp. 1-10).

Šamaj, F., Valovič, Š., Brázdil, R. (1985). Denné úhrny zrážok s mimoriadnou výdatnosťou v ČSSR v období 1901–1980. *Sborník práce SHMÚ. ALFA*, Bratislava: s. 9-113.

Trendafilov, A., Trendafilov, B., Blinkov, I., Milevski, J., Todorovska, S., Andreevski, M., Bojcovski, B. (2022). The Influence of Intensive Rainfall on Erosion Processes on Recently Reclaimed Land. 15.p.

Turinawe, A., Drake, L., & Mugisha, J. (2015). Adoption intensity of soil and water conservation technologies: A case of South Western Uganda. *Environment, development and sustainability*, 17(4), 711-730.

United States Environmental Protection Agency, (2012). Stormwater Best Management Practice: Silt Fences., online: <https://www3.epa.gov/npdes/pubs/siltfences.pdf>.

United States Environmental Protection Agency, (2021). Stormwater Best Management Practice: Straw or Hay bales., online: <https://www.epa.gov/system/files/documents/2021-11/bmp-straw-or-hay-bales.pdf>

USDA-NRCS. (2004). National Engineering Handbook, Part 630 Hydrology, USDA Soil Conservation Service: Washington, DC, USA, 11-5.

USDA (2016). USLE history, United States Department of agriculture, on-line: <https://www.ars.usda.gov/midwest-area/west-lafayette-in/national-soil-erosion-research/docs/usle-database/usle-history/>

Uwizeyimana, D., Mureithi, S. M., Mvuyekure, S. M., Karuku, G., & Kironchi, G. (2019). Modelling surface runoff using the soil conservation service-curve number method in a drought prone agro-ecological zone in Rwanda. *International Soil and Water Conservation Research*, 7(1), 9-17.

Vejchar D., Vacek J., Hájek D., Bradna J., Kasal P., Svobodová A. (2019): Reduction of surface runoff on sloped agricultural land in potato cultivation in de-stoned soil. *Plant Soil Environ.*, 65: 118–124.

Vinten, A. J. A., Loades, K., Addy, S., Richards, S., Stutter, M., Cook, Y., ... & Jeffrey, W. (2014). Assessment of the use of sediment fences for control of erosion and sediment phosphorus loss after potato harvesting on sloping land. *Science of the total environment*, 468, 93-103.

Vopravil, J., Khel, T., Vrabcová, T. et al. (2010) Půda a její hodnocení v ČR díl I. 2. vyd. Praha: Výzkumný ústav meliorací a ochrany půdy, v.v.i, ISBN 978-80-87361-05-4.

VÚMOP (2014) Závěrečná zpráva o plnění zakázky Zpracování analýzy podmínek GAEC týkajících se půdoochranných technologií s cílem metodického nastavení vybraných půdoochranných technologií vyplývajících ze smlouvy o dílo č. 1161-2014-14143, Výzkumný ústav meliorací a ochrany půdy, 137 p., on-line:

https://eagri.cz/public/web/file/356309/zaverecna_zprava_FINAL.pdf

Wang, X., Wu, H., Dai, K., Zhang, D., Feng, Z., Zhao, Q., ... & Hoogmoed, W. B. (2012). Tillage and crop residue effects on rainfed wheat and maize production in northern China. *Field Crops Research*, 132, 106-116.

Waldner, D., Bowling, S., Werkmeister, R., Center, K. T., Mason, K., Farmer, C & Tanning, B. (2004). Kentucky Erosion Prevention and Sediment Control Field Guide, online:

http://gustfront.ccrfcd.org/pdf_arch1/NPDES/SSWGWebDocs/Kentucky_guide.pdf

Whitman, J. B., Zech, W. C., & Donald, W. N. (2019). Full-scale performance evaluations of innovative and manufactured sediment barrier practices. *Transportation Research Record*, 2673(8), 284-297.

Whitman, J. B., Perez, M. A., Zech, W. C., & Donald, W. N. (2021). Practical silt fence design enhancements for effective dewatering and stability. *Journal of Irrigation and Drainage Engineering*, 147(1), 04020039.

Wischmeier, W. H. (1966). Relation of Field-Plot Runoff to Management and Physical Factors. *Soil Science Society of America Journal* 30, no. 2 (1966): 272-277.

Wolka, K., Mulder, J., & Biazin, B. (2018): Effects of soil and water conservation techniques on crop yield, runoff and soil loss in Sub-Saharan Africa: A review. *Agricultural water management*, 207, 67-79.

Yakob, G., & Ababa, A. (2015). Participatory evaluation of different multipurpose grass species for graded soil bund stabilization in Gimbo district, South West Ethiopia. *Open Access Library Journal*, 2(06), 1.

Zech, W. C., McDonald, J. S., & Clement, T. P. (2009). Field evaluation of silt fence tieback systems at a highway construction site. *Practice Periodical on Structural Design and Construction*, 14(3), 105-112.

Zech, W. C., Halverson, J. L., & Clement, T. P. (2008). Intermediate-scale experiments to evaluate silt fence designs to control sediment discharge from highway construction sites. *Journal of hydrologic engineering*, 13(6), 497-504.

Zech, W. C., Halverson, J. L., & Clement, T. P. (2007). Development of silt fence tieback design methodology for highway construction installations. *Transportation Research Record*, 2011(1), 21-28.

Přílohy

Příloha 1: Studie I – Evaluation of sediment barriers in relation to the trap of soil particles

Příloha 2: Studie II – Estimating the curve number for conventional and soil conservation technologies using a rainfall simulator

Příloha 3: Studie III – The impact of the conservation tillage “maize into grass cover” on reducing the soil loss due to erosion

Příloha 4: Publikální přehled

Příloha 5: Odborný životopis

Příloha 6: Modelový výpočet stanovení výšky hrůbku

<https://doi.org/10.17221/48/2022-SWR>

Evaluation of sediment barriers in relation to the trap of soil particles

DAVID KINCL^{1,2*}, DAVID KABELKA^{1,3}, DARINA HEŘMANOVSKÁ¹,
JAN VOPRAVIL^{1,2}, RUDOLF URBAN⁴, TOMÁŠ KŘEMEN⁴

¹Department of Pedology and Soil Conservation, Research Institute for Soil and Water Conservation, Prague-Zbraslav, Czech Republic

²Department of Landscape and Urban Planning, Faculty of Environmental Sciences, Czech University of Life Sciences Prague, Prague, Czech Republic

³Department of Agroecosystems, Faculty of Agriculture and Technology, University of South Bohemia in České Budějovice, České Budějovice, Czech Republic

⁴Department of Special Geodesy, Faculty of Civil Engineering, Czech Technical University in Prague, Prague, Czech Republic

*Corresponding author: kincl.david@vumop.cz

Citation: Kincl D., Kabelka D., Heřmanovská D., Vopravil J., Urban R., Křemen T. (2022): Evaluation of sediment barriers in relation to the trap of soil particles. *Soil & Water Res.*, 17: 201–210.

Abstract: Water erosion and the subsequent sediment deposits can cause a number of environmental problems. The damage can be mitigated by means of sediment barriers. Their use is most often associated with the construction or protection of transport infrastructure. In some cases, they can also be used in forestry and agriculture. However, there is still a number of questions concerning sediment barriers regarding their proper function, efficiency and some implementation parameters. For these reasons, we decided to verify three types of sediment barriers. They were tested by simulated flooding at a flow of 5 and 10 L/s, always for a span of 25 min. All the tested barriers had a similar soil particle trap efficiency of about 90%. We assume that this result was due to some of our modifications to the sediment barriers and, above all, through the ensured run-off, where there were no structural failures within the barriers. Furthermore, it was also found, during the simulations, that the required sediment process of the eroded soil was not significantly affected by the size of the storage space. Therefore, it should be designed primarily with regard to the required amount of sediment and not to retain a significantly large volume of water.

Keywords: full-scale testing; silt-fence; soil bund; soil erosion; straw bale; trap efficiency

Land disturbances caused by human activities, such as construction, development, or agriculture, typically involve the removal of the vegetation cover and topsoil and cause soil disturbances. (Vitousek et al. 1997). As a result, the storm water run-off and erosion rates are significantly increased (Procházková et al. 2020). The subsequent erosion and sediment transport

have both onsite and offsite economic effects. The erosion and soil loss, along with negative economic impacts, cause uncontrolled water and sediment run-off which degrades the surrounding environment. If the sediment gets off the site, watercourses, water ways and other objects can become clogged (Morgan 2009). The sediment-laden discharge can increase

Supported by the Ministry of Agriculture of the Czech Republic, Projects No. QK22020053, No. QK21020069 and No. MZE-RO0218.

the turbidity (Kirk 1985; Ryan 1991), decrease the flow capacity, and provide a mode of transport for other pollutants (Alekseevskiy et al. 2008), which affects the amount of sunlight falling on aquatic plants (Isobe & Matsuno 2008) and deteriorates the living conditions of other aquatic animals (McDowell & Wilcock 2008).

In order to prevent soil wash-out outside the affected plot of land, sediment barriers have commonly been used abroad, which have become the basic protection measure most commonly used on construction sites (Schussler et al. 2021). However, they are also used in other sectors, such as protection in the transport infrastructure, in forestry after fire damage and in agriculture (Robichaud et al. 2008; Donald et al. 2016). Sediment barriers have the character of a line barrier, which can be created from different types of materials: wheat straw, soil and stones, urethane foam or woven and non-woven geotextiles (Donald et al. 2013, Whitman et al. 2018). The main purpose of sediment barriers is to trap the washed-out sediment released by torrential rain (Schussler et al. 2021; Whitman et al. 2021) and to interrupt the surface run-off (Boardman et al. 2019). Due to the interruption of the run-off line, the flow velocity is reduced and the gravitational sedimentation is enhanced in front of the formed barrier (Donald et al. 2016).

However, some questions about the operation of sediment barriers still remain open. The issue

of the efficiency and structural stability of barriers in operating conditions is still being addressed in expert publications (Bugg et al. 2017a; Whitman et al. 2018). Various shape installation methods on a plot have been designed and tested (Featherston et al. 2004; Zech et al. 2008). Moreover, the possibilities of burdening and draining sediment barriers have been determined, which should reduce the frequency of their failures (Donald et al. 2016; Whitman et al. 2021). Therefore, we have also focused on some of these issues, and the results and experience from our full-scale plot experiments are described in this article. The main objective of the study is to increase the awareness of mobile sedimentation barriers and to enrich this area with new information and knowledge gained during several years of research. The article is mainly focused on the ability of various sedimentation barriers to trap washed-out sediment. The size of the storage space has been modified over the years in order to test whether its extent affects the amount of sediment trapped. We do believe that the research focused on sedimentation barriers has a considerable potential and the information provided in the article can contribute to their greater use in practice.

MATERIAL AND METHODS

Tested barriers and their parameters. The testing of anti-erosion sediment barriers (Figure 1) was

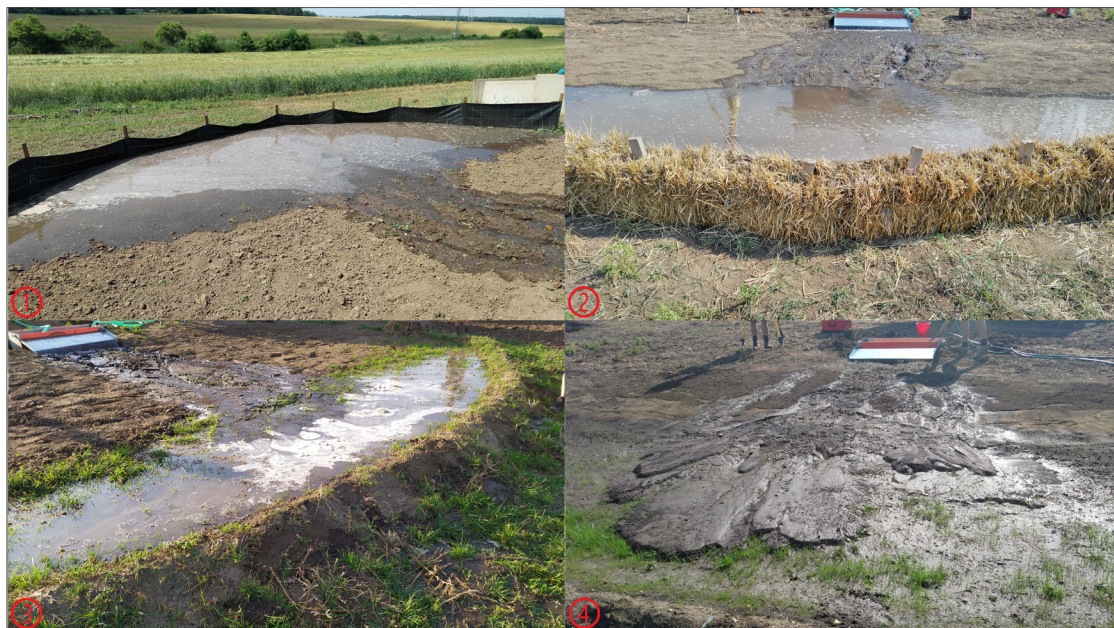


Figure 1. Tested sediment barriers

1 – silt-fence; 2 – straw bale barrier; 3 – soil bund with vegetation; 4 – trapped sediment

<https://doi.org/10.17221/48/2022-SWR>

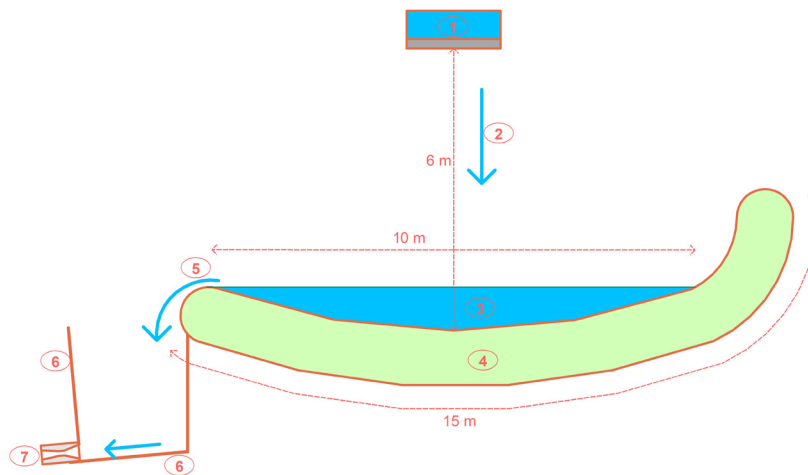


Figure 2. Testing method of sediment barriers

1 – overflow flume, 2 – direction of inflow onto the sediment barrier; 3 – storage space; 4 – sediment barrier; 5 – lateral run-off over the edge; 6 – plastic barriers directing run-off; 7 – Parshall flume

carried out from 2017 to 2021. More information is included in Electronic Supplementary Material (ESM). The first of the tested measures was a soil bundle with vegetation, which was created by building gradual levels of soil bunds and soil compaction. Its height reached 0.45 m and width in the foundations was 1.2 m. The soil bundle was made in a convex shape. In order to stabilise it, the entire surface was sown with a grass mixture, including a 1.5 m long space in front of it. The grass mixture consisted of perennial ryegrass (*Lolium perenne*), red fescue (*Festuca rubra rubra*) and Italian ryegrass (*Lolium multiflorum* Lam.) The second tested barrier was the silt-fence sediment barrier. The excavation depth for laying it was at least 0.15 m and the woven fabric was laid in a U-shape. Thus, approximately 0.4 m of fabric's length was anchored in the ground after backfilling and compaction of the soil. The remaining part of the fabric, above the ground, was 0.65 m long. The support posts were chosen to be made of wood having parameters 0.05×0.05 m and a length of 1.3 m. The fabric was attached to them using a stapling gun. The last of the verified measures was a straw bale barrier. The individual packages had a size of $0.4 \times 0.5 \times 0.6$ m and were tightly placed in a trench. Its width corresponded to the size of the package and was set 0.1 m deep. Stabilisation was again carried out by means of a wooden post (0.05×0.05 m) with a length of 0.8 m, and only 0.1 m protruded after ploughing it into the package. To make the barrier work properly, the upstream side of the barrier was included up to the maximum height of the water level swell. The barrier made of straw bales, thus, became minimally permeable and no undercutting occurred. All the above-mentioned sediment barriers were built with a length of 15 m in the shape

of the letter J. The storage space was created by the inclination of the barrier against the slope. The size of the storage space was then subject to an elevation between the centre and the edge of the sediment barrier. In the individual years, the elevation in the range of 0.0–0.2 m was verified. The burdening of the barrier by the water column itself was further increased by the height of 0.05–0.1 m to overcome the edge of the barrier by the run-off. Measurements took place twice a year in spring and autumn to test the barriers before and after the occurrence of erosion-prone precipitation. The data from the individual years were subjected to basic statistics – arithmetic mean, median, standard deviation. Subsequently, based on the normality of the data assessed by the Shapiro-Wilk test, the hypotheses were tested using a one-way analysis of variance (ANOVA) or a paired *t*-test. The significance level α was set to 0.05 in all the tests.

Testing method of sediment barriers. The testing of the mobile barriers (Figure 2) consisted in their controlled flooding with surface run-off with an intensity of 5 L/s and 10 L/s always for the time-span of 25 min. The intensity and duration of the simulation were chosen on the basis of the study by García et al. (2015), which, however, addressed other types of sediment barriers. The surface run-off itself was developed using sludge pumps with a known flow, which were drained into an irrigation trough with a volume of 224 L and an overflow edge length of 1.4 m. Its function was to direct the turbulent flow from the pumps to such an extent that the water flowed onto the soil surface. The distance of the irrigation trough from the tested sediment barrier was 6.0 m. After filling the defined storage space of the sediment barrier, a lateral run-off occurred over the edge of the barrier. This was guided into a Parshall flume

by a system of plastic barriers with a slope of 1%, where the current value of the flow was read and recorded every fifteen seconds. The efficiency of the trapping eroded material by the individual sediment barriers was evaluated on the basis of a differential model determining the volume of the erosion furrows and deposited sediment. Surface measurements by 3D laser scanning were the basis used to create the difference model, which recorded the condition of the soil surface (between the irrigation trough and the sediment barrier) before flooding the sediment barriers, after simulating the flow of 5 L/s and after simulating the flow of 10 L/s. A Leica ScanStation P40 laser scanner (Leica Geosystems, Switzerland) was used for the scanning. It has a $360^\circ \times 270^\circ$ field of view, whose accuracy of measuring the distance is $2 \text{ mm} + 10 \text{ ppm}$ and measuring angle is $8''$. Maximum scanning range is up to 270 m (reflectance of 18%). The scanning rate is up to 1 million points per second. The scanner is equipped with a dual axis compensator with accuracy $1.5''$. The scanning was carried out at 12 mm per 10 m resolution from one position.

Experimental area. The study area is located in Central Bohemia (Czech Republic) at the experimental station of Hovorčovice (226 m a.s.l.). The climate is warm and moderately dry, with an average annual temperature of 8.5°C and annual precipitation of 500–600 mm. The geographical coordinate system is $50^\circ 10' 56.520''\text{N}$, $14^\circ 31' 54.914''\text{E}$ (Figure 3). The soil type chernozem was classified on all the experimental plots – with a Main Soil Unit of MSU 01. Based on the soil survey, it can be stated that the basic physical-chemical properties are similar in terms of the soils for the individually tested plots and, therefore, the

tested plots are comparable. The upper horizon of all the compared sites shows a texture type, a structure typical of silt loam soil. The basic soil properties: 1.72% total oxidisable carbon (C_{ox}); humus of 2.97%; total nitrogen (N_{tot}) of 0.21; C/N ratio of 8.4. The top soil layer is up to 30 cm (the soil texture: $< 0.001 \text{ mm}$, 22.0%; $0.01\text{--}0.05 \text{ mm}$, 50.1%; $0.05\text{--}0.25 \text{ mm}$, 8.0%; $0.25\text{--}2.0 \text{ mm}$, 1.3%). The plots for the tested sediment barriers were selected particularly for their uniform slope of 8.5%.

RESULTS AND DISCUSSION

Despite the fact that sediment barriers have been used abroad for decades, their operational efficiency, proper function and other possible methods of installation and draining are still being addressed. Previously used laboratory and small-scale testing have failed to adequately simulate the surface run-off and to quantify the sediment retention efficiency in relation to structural stability of the barrier. Therefore, more and more experiments are currently beginning to appear that evaluate sediment barriers in operational and pilot conditions (Risse et al. 2008; Bugg et al. 2017b). These conditions were also simulated in our experiments. However, even this method had its limits due to the complexity and possibilities of the verification. Therefore, the results do not take into account the positive effect of the cascade installation of sediment barriers and the occurrence of further erosion on the plots of land located below the sediment barrier.

Sediment barrier efficiency in terms of trapping eroded soil. Within the first hypothesis, the



Figure 3. Location of the experimental area

<https://doi.org/10.17221/48/2022-SWR>

aim was to verify whether the results show a difference between the efficiency of the individual types of sediment barriers. That is, whether any barrier was demonstrably more efficient and trapped a relatively larger amount of soil particles. When running checks according to the Shapiro-Wilk test, the data were found to have a normal distribution. The arithmetic mean and median of all the sediment barriers were identical at around 90% efficient. The values of the standard deviations, which did not exceed 0.05, were also relatively low. The measured data were subjected to a statistical one-way ANOVA test, when the *P*-value reached 0.64. Therefore, no difference in efficiency was demonstrated between the individual types of sediment barriers (Table 1).

Silt-fence efficiency. Similar research with silt-fence sediment barrier was carried out by Bugg et al. (2017a), who verified and tested three possible installation methods. Our results it is possible to compare only with the two excavation methods of the silt-fence installation. The first type of installation, the ALDOT Trenched Silt Fence, trapped 86.6, 86.7 and 74.8% of the sediment in the individual experiments. Within the second type of installation, the AL-SWCC Trenched Silt Fence installation, the efficiency was even higher at 90.5, 91.0 and 90.0%. Another comparison is offered in the article by Robichaud and Braun (2002), who used a silt-fence as an economical option of measuring hill slope soil erosion. In the first year, the measures were evaluated after each precipitation-run-off event. The average efficiency value was found to be about 93%. In the second year, the individual precipitation-run-off events were no longer checked, only the total value for the season was checked. A 92% success rate was established in this case. Likewise, Kouwen (1990) states that a sediment trap efficiency of 90% and higher can be achieved. Our silt-fence barrier

efficiency results, therefore, appear to be similar to these authors. Some authors state slightly lower values. Barrett et al. (1995) measured trap efficiencies in a range of 68–90% and Wishowski et al. (1998) measured trap efficiencies in a range of 69–81%. However, all the above-mentioned values are very favourable in terms of trapping wash-out sediment.

Straw bale barrier efficiency. On the other hand, in the case of another barrier from straw bales, our efficiency results were higher than for other authors. Robichaud et al. (2019) established that the straw bale barrier traps less than 50% of the total volume of eroded material. However, even this value is not considered stable either and its decline during the season is described. Therefore, the sediment barrier needs to be checked and repaired relatively more often. Poché and Sherwood (1976) also establish lower efficiencies, whose study evaluated sediment barriers in operating conditions, where a total of 9 barriers spaced 30.5 m apart were monitored. The straw bale barriers were efficient in a range of 28–98% within the first rainfall. On average, it reached 57%. Within the second rainfall, three measures were already damaged, the others were found to be in the range of 19–50%. Similarly, Johnson (2003) states that straw bales have an average efficiency of trapping medium and coarse sediment particles, and that they are generally not very effective in terms of trapping fine mud or clay particles in the run-off. The location of the barrier is undoubtedly reflected in the efficiency of trapping individual soil fractions. Therefore, the difference between our results and the results of other authors may arise due to the way the sediment barrier is implemented and the location during testing on the site, i.e., on the plot. During the installation, the upstream side was filled with loose soil and then subsequently compacted with a cylinder weighing 60 kg up to the maximum considered level in the

Table 1. Efficiency of the individual types of sediment barriers and the statistical evaluation

Type of sediment barrier		Arithmetic mean	Median	SD	Shapiro-Wilk test	One-way ANOVA test	Paired <i>t</i> -test
		(%)			<i>P</i> value $\alpha = 0.05$		
Soil bund with vegetation	5 L/s	90.1	90.0	0.027	0.11	0.64	0.71
	10 L/s	90.3	90.5	0.028			
Silt-fence	5 L/s	91.2	90.5	0.030	0.16	0.64	0.63
	10 L/s	90.9	90.0	0.025			
Straw bale barrier	5 L/s	89.8	90.0	0.023	0.98		0.32
	10 L/s	91.1	91.5	0.041			

SD – standard deviation

storage space. It is the mounding of excavated soils of the upstream side that proves to be a key factor. Without its implementation, there is significant flow leakage and the barrier partially loses its function. Undoubtedly, the different method of drainage also affected the results. After filling the storage space, the water did not flow over the barrier, but flowed out freely at its edge. This area was stabilised to prevent further erosion by the discharge from the sediment barrier. The possibility of lateral drainage was based on the different positioning of the sediment barrier. This was verified on a straight slope and not in a concentrated flow path as in the stated studies.

The efficiency of the soil bund with vegetation. Comparing the result for the anti-erosion soil bund with other studies is relatively complicated due to the different construction and soil-climatic conditions. Therefore, we consider the study of Amare et al. (2014) to be most relevant, as it assessed a soil bund with different types of vegetation cover. These were implemented on experimental plots with an area of 180 m² (6 × 30 m). They had a longitudinal slope for draining excess water of 2% and a 10 m interval was kept between the individual bunds. The highest anti-erosion efficiency was found to be in the combination of a soil bundle with elephant grass (*Pennisetum purpureum*), where the soil loss was reduced by 63.5%. For the other two barriers with vegetation cover, the soil loss was reported to be only slightly lower. The soil bund in combination with Vogel's tephrosia (*Tephrosia vogelii*) reduced the soil loss by 58.0% and jaraguá grass (*Hyparrhenia rufa*) by 56.5%. The main reason why our results are higher may be the different realization of the sediment barrier on the plot (contour versus with longitudinal slope). The question of how big this difference can be is addressed in the study by Wolka et al. (2018). It compared the efficiency of different types of sediment barriers due to their location on the plot of land. For a soil bund with a 1% longitudinal slope, an average value of 46% in terms of the reduction in the soil loss is stated, meanwhile, in a soil bund with a contour orientation, it is 60% on average. In another relatively similar sediment barrier, Fanya juu terraces, this difference was found to be even greater than 26%. In both cases, the soil barriers were without vegetation cover. We, therefore, assume that the combination of the contour location and vegetation cover had a positive effect on the efficiency of the barriers that we set.

Impact of the simulated flow in terms of trapping the eroded soil. Another hypothesis addressed

whether the efficiency of the barriers would change with the size of the surface run-off, with the individual sediment barriers being flooded with flows of 5 and 10 L/s. A paired *t*-test was used for this purpose. A *P* value of 0.71 was set for the soil bund, 0.63 for the silt-fence and 0.32 for the straw bale barrier (Table 1). Thus, it was not possible to prove that the intensity of the surface run-off had a demonstrable effect on the efficiency of soil particle trapping for any of the sediment barriers (Table 1).

When compared to other studies, the flow rate chosen in our study was comparable. Bugg et al. (2017b) chose 6 L/s, García et al. (2015) chose 5, 7.5 and 10 L/s, Whitmann et al. (2019) chose 6.2 L/s. In some studies (Robichaud et al. 2008; Gogo-Abite & Chopra 2013), the authors used various rain simulators instead of pumps to create surface run-off, which is another way to verify sedimentation barriers. However, the disadvantage is usually a smaller experimental area.

We assume that, in our case, the main influence on this result is the position of the inflow on the sediment barrier and the amount of eroded material in the storage space. Within the measurement, the overflow trough and, thus, the inflow was directed to the centre of the sediment barrier. At this point, during the collision with the barrier and through the influence of the accumulated water, there was a significant reduction in the drag speed, at which the eroded soil sedimented. Even at an increased inflow of 10 L/s, the deposited material was not carried beyond the edge of the barrier to the discharge. This could only happen under two conditions. Firstly, if the storage space was significantly filled with eroded material and secondly, if the inflow was located closer to the edge where the discharge from the sediment barrier occurs.

A similar result is described by García et al. (2015), only on the parameter of the total solids concentration. In the verified sediment barriers, this study did not show a strong relationship between the flow and the total solids concentration under the tank.

Impact of the storage space in relation to the efficiency of the soil particle trapping. The third hypothesis assessed the effect of the size and volume of the storage space on the efficiency of the soil particle trapping regardless of the type of sediment barrier used. Whitmann et al. (2021) states that there are very few studies on design modifications. Therefore, we tried to verify different sizes of storage spaces by adjusting the elevation between the centre

<https://doi.org/10.17221/48/2022-SWR>

and the edge of the sedimentation barrier. Certain information and recommendations regarding the construction solution can be found in the manuals and publications of individual US states (TDEC 2012; AL-SWCC 2014; NCDOT 2015; Lake 2016).

In our case, the size of the storage space increased in the individual years in intervals of 5 cm. The determined values of the soil particle trapping efficiency had relatively the same arithmetic mean, median and standard deviation. Using the one-way ANOVA statistical test, a P value of 0.75 was calculated, thus no significant difference was found (Table 2).

The size and especially the volume of the storage space has a direct effect on the resulting run-off from the sediment barrier. Thus, the smaller the storage space, the sooner the run-off occurs at the edge of the sediment barrier. Surprisingly, in the case of the trapping and eroded material, the same principle was not confirmed during our measurements. The amount of eroded material was constant of around 90% regardless of the size of the accumulation. Even with a contour orientation (plane 0 cm), the sedimentation occurred at the moment when the inflow with the eroded material reached the barrier. We noticed a certain difference in terms of distribution only in the form of the sediment between the barrier of the soil bund with the vegetation and the other two barriers, i.e., silt-fence and straw bale barrier without vegetation. In the soil bund, the 1.5 m long storage space was covered with a grass mixture, where the sedimented soil particles had a rather elongated shape in the inflow direction. On the contrary, in the case of the silt-fence and the straw bale barrier, the sedimentation occurred only as a result of limiting the inflow and, therefore, had a longitudinal shape identical to the direction of the barrier. We therefore assume that the importance of the size of the storage space will only become apparent with a larger amount of eroded material and the number of erosion-runoff

events. Even a relatively small storage space, on the condition that the sediment is regularly removed, can reliably fulfil the required anti-erosion function. At the same time, a lower probability of structural failures can be expected. However, we intentionally avoided determining the exact size of the storage space, this must depend on the conditions on the plot of land, the source area size (Bugg et al. 2017b), slope (Gogo-Abite & Chopra 2013), the requirement for the amount of soil trapped, etc.

The size of the storage space in relation to the drainage of the sediment barrier was addressed by the work of Donald et al. (2016) and Whitman et al. (2021). They evenly placed the overflow to a height of 0.46 m, which was to drain excess water and relieve the burdening of the sediment barrier silt-fence. In both studies, the sediment trap was more than 90%, i.e., approximately the same as in the case of the barrier without a weir. In our measurements, the sediment barriers were not burdened with such a high water column. To determine the height of the column at the lowest point of the barrier, it is necessary to add an increase in the range of another 5–10 cm to the basic height of the storage space (height between the centre and the edge). The flowing water had to overcome this height in order to flow freely from the edge of the sediment barrier.

Influence of the measurement terms regarding the soil particle trapping efficiency. The last hypothesis asked whether there is any influence concerning the verification term regardless of the type of the barrier. The effectiveness of sedimentation barriers is influenced by a number of indicators, such as the water retention time, barrier length, but also by the type of soil found in the given area or water temperature (Fennessey & Jarrett 1994; Waters 1995).

After having arranged the measured data, it was apparent that the values of the arithmetic mean and median are higher within the autumn verification

Table 2. Efficiency of the sediment barriers in relation to the size of the storage space

Years of measurements	Storage space (elevation between the centre and edge of the sediment barrier)	Arithmetic mean (%)	Median (%)	SD	Shapiro-Wilk test	One-way ANOVA test
					P value $\alpha = 0.05$	
Y1	plane 0 cm	90.2	90.0	0.032	0.40	
Y2	height elevation 5 cm	91.5	91.5	0.035	0.36	
Y3	height elevation 10 cm	90.5	90.5	0.024	0.61	0.75
Y4	height elevation 15 cm	90.7	91.0	0.021	0.87	
Y5	height elevation 20 cm	90.0	90.0	0.032	0.65	

SD – standard deviation

Table 3. Sediment barriers efficiency in relation to the term of the measurements

Term of measurements	Arithmetic mean (%)	Median	SD	Shapiro-Wilk test	Paired <i>t</i> -test
				<i>P</i> value $\alpha = 0.05$	
Spring measurement	88.7	89.0	0.019	0.05	2.79E-07
Autumn measurement	92.5	92.0	0.024		

SD – standard deviation

date. This did not apply to the standard deviations, which remained relatively low for both terms. The normality of the data distribution assessed by the Shapiro-Wilk test had a threshold value of 0.05. Nevertheless, a parametric paired *t*-test was used to assess the probability. The resulting value reached a *P* value of 2.79E-07, thus, the difference between the spring and autumn simulations was statistically significant (Table 3). The results of the efficiency of the individual terms are shown in Figure 4.

We assume that the main reason for the higher efficiency of the autumn term is generally the better tightness of the barriers. In the case of a silt-fence sediment barrier, the individual textile pores are clogged with eroded material during the season. This effect is also described by Whitman et al. (2021) and Bugg et al. (2017a). At the straw bale barrier, the higher tightness is due to the overall compaction of the embankment, on which a protective and less permeable soil crust is frequently formed. Moreover, the principle of compaction undoubtedly also applies in the case of soil bund, which is further supported

by the higher quality and density of the grass in the autumn period. A favourable effect of grasses with fast growth and high biomass production is also confirmed by the study of Amare et al. (2014).

CONCLUSION

Sediment barriers have a specific position and use within anti-erosion protection. On plots threatened by erosion, they interrupt the surface run-off and trap soil sediments. Their use and exploitation are most often associated with construction sites, linear transport structures, but they are also beginning to find their application in the agriculture and forestry sectors. In the past, it was not recommended to place sediment barriers in places with more concentrated flow, where they are significantly burdened and there is a risk of damage. However, even in this direction, some changes can be expected thanks to new findings. Sediment barriers are beginning to be equipped with various types of discharge devices that regulate the amount of water retained. However, the parameters of the storage spaces and their efficiency

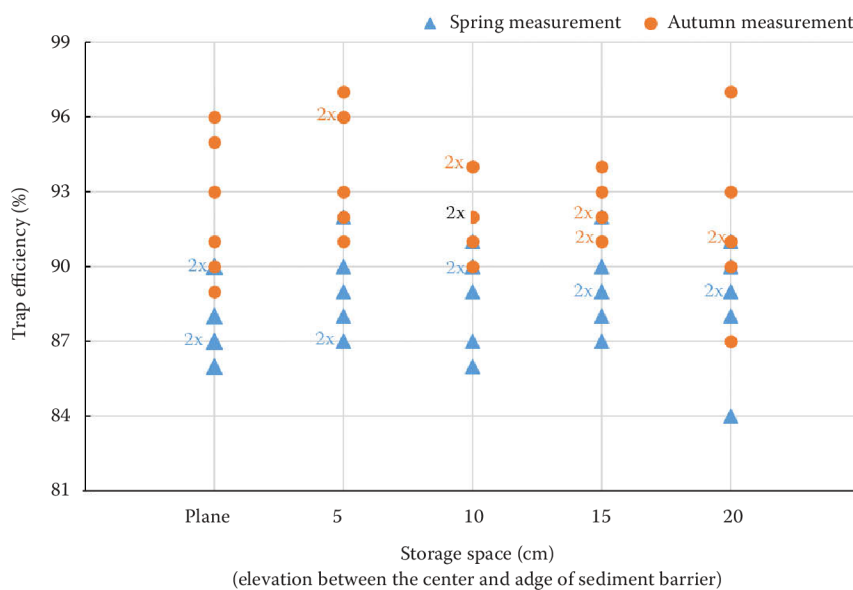


Figure 4. Soil particles trap efficiency in relation to the term of the simulation

<https://doi.org/10.17221/48/2022-SWR>

of trapping eroded soil particles are also closely related to this. Therefore, our research focused on verifying the anti-erosion efficiency of sediment barriers and their basic installation parameters.

The sediment process itself, with a high efficiency of about 90% was recorded for all types of barriers: silt-fence, straw bale barrier, soil bund with vegetation even with a minimum size of the storage space. On the contrary, the simulated inflow with a capacity of 5 L/s and 10 L/s had no effect on the resulting efficiency. The correct function of the barrier is therefore limited only at the moment when the trapped sediment begins to reach the edge into the run-off area. This can also speed up an inappropriately oriented concentrated inflow to the side where the sediment barrier is drained.

Surprisingly, the autumn simulation term was slightly better than the spring one in terms of the efficiency results. This is generally due to the lower permeability of the sediment barriers. However, this result would not be achieved without regular maintenance and repairs. The silt-fence barrier required relatively little maintenance work, and this is, in our opinion, one of the reasons why it is considered by most authors to be the most effective. On the contrary, barriers close to nature have a worse position in this respect, lasting approximately 1–2 years on the plot. The benefits of their use will only become apparent upon removal, when the material from which they are made usually remains on the place.

REFERENCES

- Alekseevskiy N.I., Berkovich K.M., Chalov R.S. (2008): Erosion, sediment transportation and accumulation in rivers. *International Journal of Sediment Research*, 23: 93–105.
- AL-SWCC (2014): *Alabama Handbook for Erosion Control, Sediment Control and Stormwater Management on Construction Sites and Urban Areas*. Vol. 1, Montgomery, Alabama Soil and Water Conservation Committee.
- Amare T., Zegeye A.D., Yitafaru B., Steenhuis T.S., Hurni H., Zeleke G. (2014): Combined effect of soil bund with biological soil and water conservation measures in the northwestern Ethiopian highlands. *Ecology & Hydrobiology*, 14: 192–199.
- Barrett M.E., Kearney J.E., McCoy T.G., Malina J.F. (1995): *An Evaluation of the Use and Effectiveness of Temporary Sediment Controls*. Austin, Center for Research in Water Resources.
- Boardman J., Vandaele K., Evans R., Foster I.D. (2019): Off-site impacts of soil erosion and runoff: Why connectivity is more important than erosion rates. *Soil Use and Management*, 35: 245–256.
- Bugg R.A., Donald W., Zech W., Perez M. (2017a): Performance evaluations of three silt fence practices using a full-scale testing apparatus. *Water*, 502: 1–15.
- Bugg R.A., Donald W.N., Zech W.C., Perez M.A. (2017b): Improvements in standardized testing for evaluating sediment barrier performance: Design of a full-scale testing apparatus. *Journal of Irrigation and Drainage Engineering*, 143: 1–11.
- Donald W.N., Zech W.C., Fang X., LaMondia J.J. (2013): Evaluation of wheat straw wattles for velocity reduction in ditch check installations. *Transportation Research Record*, 2358: 69–78.
- Donald W.N., Zech W.C., Perez M.A., Fang X. (2016): Evaluation and modification of wire-backed nonwoven geotextile silt fence for use as a ditch check. *Journal of Irrigation and Drainage Engineering*, 142: 04015050.
- Featherston K.R., Johnson C.L., Evatt J.K., Johnston M.L. (2004): *Effective Means of Silt Fence Installation*. Stillwater, Oklahoma State University: 1–34.
- Fennessey L.A.J., Jarrett A.R. (1994): The dirt in a hole: A review of sedimentation basins for urban areas and construction sites. *Journal of Soil and Water Conservation*, 49: 317–323.
- García C.B., Monical J., Bhattarai R., Kalita P.K. (2015): Field evaluation of sediment retention devices under concentrated flow conditions. *Journal of Soils and Sediments*, 15: 2022–2031.
- Gogo-Abite I., Chopra M. (2013): Performance evaluation of two silt fence geotextiles using a tilting test-bed with simulated rainfall. *Geotextiles and Geomembranes*, 39: 30–38.
- Isobe A., Matsuno T. (2008): Long-distance nutrient-transport process in the Changjiang river plume on the East China Sea shelf in summer. *Journal of Geophysical Research: Oceans*, 113(C4): 1–12.
- Johnson A. (2003): *Erosion Control Handbook for Local Roads*. St. Paul, U.S. Department of Transportation.
- Kirk J.T. (1985): Effects of suspensoids (turbidity) on penetration of solar radiation in aquatic ecosystems. *Hydrobiologia*, 125: 195–208.
- Kouwen N. (1990): *Silt Fences to Control Sediment Movement on Construction Sites*. Ottawa, Transportation Association of Canada (TAC).
- Lake D.W. (2016): *New York State Standards and Specifications for Erosion and Sediment Control*. Albany, Department of Environmental Conservation.
- McDowell R.W., Wilcock R.J. (2008): Water quality and the effects of different pastoral animals. *New Zealand Veterinary Journal*, 56: 289–296.

<https://doi.org/10.17221/48/2022-SWR>

- Morgan R.P.C. (2009): *Soil Erosion and Conservation*. 3rd Ed. Oxford, Blackwell Publishing.
- NC DOT (2015): *Erosion and Sediment Control Design and Construction Manual*. North Carolina Department of Transportation, Raleigh.
- Poché D.J., Sherwood W.C. (1976): Sediment trapping efficiency of straw and hay bale barriers and gabions. *Transportation Research Record*, 594: 10–14.
- Procházková E., Kincl D., Kabelka D., Vopravil J., Nerušil P., Menšík L., Barták V. (2020): The impact of the conservation tillage “maize into grass cover” on reducing the soil loss due to erosion. *Soil and Water Research*, 15: 158–165.
- Risse L.M., Thompson S.A., Governo J., Harris K. (2008): Testing of new silt fence materials: A case study of a belted strand retention fence. *Journal of Soil and Water Conservation*, 63: 265–273.
- Robichaud P.R., Brown R.E. (2002): *Silt Fences: An Economical Technique for Measuring Hillslope Soil Erosion*. Fort Collins, Rocky Mountain Research Station.
- Robichaud P.R., Pierson F.B., Brown R.E., Wagenbrenner J.W. (2008): Measuring effectiveness of three postfire hillslope erosion barrier treatments, western Montana, USA. *Hydrological Processes*, 22: 159–170.
- Robichaud P.R., Storrar K.A., Wagenbrenner J.W. (2019): Effectiveness of straw bale check dams at reducing post-fire sediment yields from steep ephemeral channels. *Science of the Total Environment*, 676: 721–731.
- Ryan P.A. (1991): Environmental effects of sediment on New Zealand streams: A review. *New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research*, 25: 207–221.
- Schussler J.C., Kazaz B., Perez M.A., Whitman J.B., Cetin B. (2021): Field evaluation of wattle and silt fence ditch checks. *Transportation Research Record*, 2675: 281–293.
- TDEC (2012): *Tennessee Erosion and Sediment Control Handbook – A Stormwater Planning and Design Manual for Construction Activities*. 4th Ed., Nashville, Tennessee Department of Environment and Conservation.
- Vitousek P.M., Mooney H.A., Lubchenco J., Melillo J.M. (1997): Human domination of Earth’s ecosystems. *Science*, 277: 494–499.
- Waters T.F. (1995): *Sediment in Streams: Sources, Biological Effects, and Control*. Washington D.C., American Fisheries Society.
- Whitman J.B., Zech W.C., Donald W.N., LaMondia J.J. (2018): Full-scale performance evaluations of various wire-backed nonwoven silt fence installation configurations. *Transportation Research Record*, 2672: 68–78.
- Whitman J.B., Zech W.C., Donald W.N. (2019): Full-scale performance evaluations of innovative and manufactured sediment barrier practices. *Transportation Research Record*, 2673: 284–297.
- Whitman J.B., Perez M.A., Zech W.C., Donald W.N. (2021): Practical silt fence design enhancements for effective dewatering and stability. *Journal of Irrigation and Drainage Engineering*, 147: 1–10.
- Wishowski J.M., Mamo M., Bubenzer G.D. (1998): Trap efficiencies of filter fabric fence. In: *ASAE Annual Meeting*, Orlando, July 12–16, 1998: 98-2158.
- Wolka K., Mulder J., Biazin B. (2018): Effects of soil and water conservation techniques on crop yield, runoff and soil loss in Sub-Saharan Africa: A review. *Agricultural Water Management*, 207: 67–79.
- Zech W.C., Halverson J.L., Clement T.P. (2008): Intermediate-scale experiments to evaluate silt fence designs to control sediment discharge from highway construction sites. *Journal of Hydrologic Engineering*, 13: 497–504.

Received: March 30, 2022

Accepted: June 3, 2022

Published online: June 29, 2022

<https://doi.org/10.17221/114/2020-SWR>

Estimating the curve number for conventional and soil conservation technologies using a rainfall simulator

DAVID KINCL^{1,2*}, DAVID KABELKA¹, JAN VOPRAVIL^{1,2}, DARINA HEŘMANOVSKÁ¹

¹*Department of Pedology and Soil Conservation, Research Institute for Soil and Water Conservation, Prague-Zbraslav, Czech Republic*

²*Department of Land Use and Improvement, Faculty of Environmental Sciences, Czech University of Life Sciences Prague, Prague, Czech Republic*

*Corresponding author: kincl.david@vumop.cz

Citation: Kincl D., Kabelka D., Vopravil J., Heřmanovská D. (2021): Estimating the curve number for conventional and soil conservation technologies using a rainfall simulator. *Soil & Water Res.*, 16: 95–102.

Abstract: The aim of the article was to verify the curve number (CN) values given in the National Engineering Handbook (NEH) methodology, whether they really correspond to all wide-row crops. The tested crops were maize, hops and potatoes grown using conventional and soil conservation technologies. All these crops are classified as wide-row crops, but they are very different in terms of the cultivation process. The basis for the calculation of our CN values were field measurements carried out using a rainfall simulator within the time span from 2014 to 2020 on the soil corresponding to hydrological group B in two repetitions: naturally dry soil corresponding to an ARC II curve and saturated soil corresponding to an ARC III curve. The results show that our calculated CN values for the conventional cultivation of wide-row crops are, in principle, the same as the CN values given in the NEH methodology. On the contrary, a certain difference was recorded in the soil conservation technologies with plant residues on the surface, in the case of naturally dry soil. Lower CN values are clearly seen in the technologies of no-till maize, strip-till maize and hops with catch crops, which was confirmed by the statistical tests, probably due to the interception and surface roughness.

Keywords: cover; row crops; soil degradation; surface runoff; residue tillage practice

Mathematical models (Amutha & Porchelvan 2009) are usually used to evaluate the amount of surface runoff. Some of the models are based on the curve number method, which is currently one of the most often used methods (Hawkins et al. 2009). Some examples of these models include SWAT (Soil and Water Assessment Tool) (Gassman et al. 2014), EPIC (Environmental Policy Integrated Climate) (Williams 1990), SWIM (Soil and Water Integrated Model) (Krysanova et al. 2000), AGNPS (AGricultural NonPoint Source) (Young 1989), etc. The curve number (CN) method is a procedure for estimating the streamflow volume generated by large rain storms, which was

developed in the 1950s by the Soil Conservation Service in the USA (Cronshey 1986). The method is widely accepted because of its simplicity for surface runoff prediction all over the world (Ponce & Hawkins 1996), with the Czech Republic being no exception, as this methodology was implemented by Janeček et al. (2002). Basically, only two parameters are required for the surface runoff prediction (Ponce & Hawkins 1996), i.e., the initial abstraction coefficient (λ) and the potential maximum retention (S) expressed in terms of the curve number. Of course, the curve number includes the soil type, antecedent runoff condition, land use and cover (Hawkins et al.

Supported by the Ministry of Agriculture of the Czech Republic, Projects No. QK1710242, No. QK1910170 and No. QK1810463.

2009). At first glance, the methodology often combines relatively different technologies for establishing agricultural crops. Under one group of crops and the method of “treatment” (thus, also the CN number), permanent crops with a width of inter-rows of up to 3 m, crops grown in variously modified ridges shapes, as well as classic wide-row crops which are commonly grown are included. For this reason, we wondered whether one CN number for all crops was really reflective for all these crops. At the same time, a further discrepancy may occur when crops are combined with soil conservation technologies. It is common knowledge that these technologies reduce the surface runoff and erosion (Wischmeier & Smith 1965; Vanmaercke et al. 2011). However, is this method of treatment with crop residue for a mulching technology on the land, the establishment of crops with the catch crop and various other soil shaping technologies really telling in the methodology? The aim of this article was to verify the reported CN values in the National Engineering Handbook Hydrology (NEH) methodology part 630 Hydrology (NRCS 2004), whether they correspond to our determined values from measurements for individual wide-row crops. Simultaneously, another objective was to statistically verify whether the specified CN values for conventional and soil protective technologies are demonstrably different.

MATERIAL AND METHODS

The research dealing with the curve number values for various crops was carried out between 2014

and 2020. In total, three typical crops (maize, hops, potatoes) were verified in the Czech Republic. We have chosen hops for the maximum width of the inter-row spacing of 2.7 m, potatoes for their cultivation in ridges and maize due to the fact that it is the most frequently cultivated crop from the wide-row crops. Locations that are typical for the crop due to their soil-climatic conditions were selected for the verification. The locations of the experimental plots are shown in Figure 1 and their basic soil characteristics are in Table 1.

The experimental areas: (1) Víška u Jevíčka (maize) – the study area is located in Moravia. The summer climate is warm, dry to slightly dry with an average annual temperature of 8.4 °C and an annual precipitation of 650–750 mm. The average altitude is 360 m a.s.l.; (2) Solopysky (hops) – the study area is located in Central Bohemia. The typical summer climate is slightly warm and dry. The mean annual rainfall is 450–550 mm and has a temperature of 7–8.5 °C. The average altitude is 300 m a.s.l.; (3) Věž (potatoes) – the study area is located in Vysočina (i.e., the Highlands). The summer climate is mild to slightly cold, slightly dry with an average annual temperature of 7.2 °C and an annual precipitation of 600–750 mm. The average altitude is 547 m a.s.l. The basic soil characteristics are listed in Table 1.

The verified technologies were:

- (a) Maize conventional cultivation
- (b) Maize strip tillage
- (c) Maize no tillage
- (d) Hops conventional cultivation
- (e) Hops with catch crops

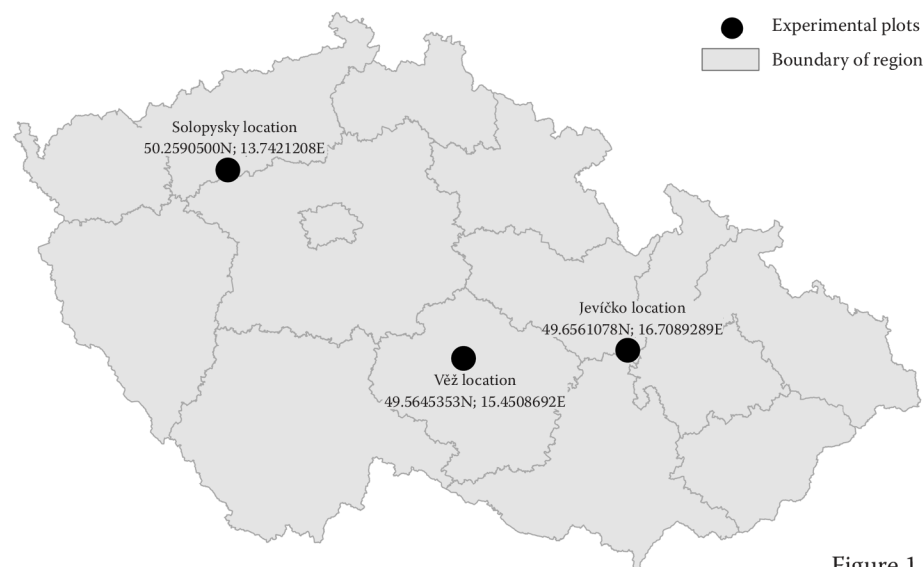


Figure 1. Map of the experimental areas

<https://doi.org/10.17221/114/2020-SWR>

Table 1. Basic soil characteristics of the experimental areas

Location	Agricultural crop	Soil classification	Soil texture	Division of soil texture (%)			Slope of the experimental plot (%)	Hydrologic soil group	Oxidisable carbon (%)	Humus (%)	Total nitrogen	Oxidisable carbon/total nitrogen
				< 0.002 mm	< 0.01 mm	< 0.05 mm						
Jevičko	maize	Haplic Luvisols	silt loam	22.7	34.8	75.6	89.1	B	1.25	2.2	0.15	8.3
Solopysky	hops	Luvic Cambisols	silt loam	23.8	36.5	66.7	84.4	B	1.53	2.6	0.18	8.3
Věž	potatoes	Haplic Cambisols	silt	11.1	22.6	41.8	50.3	B	1.05	1.8	0.12	8.8

(f) Potatoes conventional

(g) Potatoes aerated during vegetation

A rainfall simulator was used to measure the surface runoff rates. A rainfall simulator is a device which has been increasingly used to study soil erosion processes, and the use of simulators is widely accepted (Vahabi & Nikkani 2008; Kovář et al. 2012, etc.). The rainfall simulator has been used a couple of times in the past in several foreign studies to determine runoff curves (Auerswald & Haider 1996; Elhakeem & Papanicolaou 2012). However, we have not encountered a study that would comprehensively evaluate multiple wide-row crops and treatment establishing technologies at the same time. The principle of measuring by a rainfall simulator is based on the water spraying on a clearly defined and experimental plot of 21 m². The water spraying mode lasts for 30 min during the first rainfall simulation, then there is a 15-min technological break, after which the second rainfall simulation lasting 15 min follows. The spraying intensity is about 1.0 mm/min. Due to the fact that the rainfall simulator detects the course and volume of the surface runoff, it is possible to determine how much water runs off from the rainfall simulation area during a particular time-span. The subsurface runoff was not included in the calculation due to the relatively small size of the experimental area.

The measurement of the selected crops and technologies was carried out in three developmental stages on growing dates defined in the Prediction Rainfall Erosion Losses from Cropland East of the Rocky Mountains: A Guide for Selection of Practices for Soil and Water Conservation (Wischmeier & Smith 1965).

- (I) – date of measurement (second growth period) – period from plot preparation to sowing up to one month after sowing or planting.
- (II) – date of measurement (third growth period) – period to the end of second month from the spring or summer sowing.
- (III) – date of measurement (fourth growth period) – from the end of the third period up to harvest.

Determination of runoff curve numbers from runoff data and statistical analysis. The basic material for the evaluation of the CN curves numbers from the measured data is the NEH methodology. The first step was to determine the potential maximum retention (*S*) from the simulated events. Its algebraic calculation is based on the knowledge of the achieved precipitation *P* and runoff *Q* on the experimental area. In this approach, the scatter in

the S data is assumed to be described by a log normal distribution around the median. The value of the initial abstraction ratio for most of our measurements ranged from 0.04 to 0.06. For this reason, we decided to use the equation according to Woodward et al. (2003) to calculate the potential maximum retention (S) containing $\lambda = 0.05$. Hawkins et al. (2009) identified $\lambda = 0.05$ which would be more appropriate to use in runoff calculations for various parts of the world, as this value produced a greater coefficient of determination and a standard error smaller than 0.2.

$$S_{0.05} = 10 [(2P + 19Q) - \sqrt{361Q^2 + 80PQ}]$$

The next step was to calculate the decimal logarithm of the potential maximum retention for each rainfall-runoff event and to determine its mean and standard deviation. The last step was to calculate the median value of the curve number and its boundary. The following equation adapted to a metric system was used to calculate the median curve number:

$$CN = \frac{25400}{254 + S}$$

The curve numbers for 10% and 90% of the extremes correspond with the 1.282 percentiles of the normal distribution. Descriptive statistics were firstly performed for each dataset. This included the determination of the arithmetic mean, standard deviation and sample size. Each dataset (CN values) was also examined for a normal distribution using the Shapiro-Wilk test with a significance level of $\alpha = 0.05$. As some datasets showed that the CN values did not have a normal distribution, we decided to demonstrate the difference between the soil-conservation technologies and conventional cultivation using the non-parametric Mann-Whitney U test. The test checks the continuous or ordinal data for a significant difference between two independent groups. Basically, the significance of a difference of the location (value) of the medians of two groups is tested. The level of significance was chosen at 0.05 with the right-tailed variant test.

RESULTS AND DISCUSSION

To calculate the runoff of the row crops, this method distinguishes the technologies according to the orientation method of the crop rows on the slope, the presence of terraces on a plot, the presence of plant residue on the surface or a combination of these condi-

tions. At the same time, the hydrological conditions related to the factors influencing the infiltration and runoff are further specified. These are the density and canopy of the vegetative areas, the amount of the year-round cover, the amount of grass or close-seeded legumes, the percent residue cover on the land surface, and the degree of the surface toughness. In addition to the already mentioned properties, the Antecedent Runoff Conditions (ARC) are also reflected in the resulting CN value. These indicators include the rainfall intensity and duration, total rainfall, soil moisture conditions, cover density, stage of growth and temperature. ARC is divided into three classes: II for average conditions, I for dry conditions, and III for wetter conditions. In our measurements, the second simulation carried out on wet soil is associated with the ARC III curve, where this connection corresponds to the original classification according to AMC (Antecedent Moisture Condition criteria) and its sum of the total precipitation within the previous 5 days. The first simulation carried out on naturally dry soil then corresponded to the conditions for the ARC II curve for most of the performed simulations.

In our research, we also dealt with and addressed the question of the extent to which the CN values were affected by neglecting the subsurface runoff. We found the answer in the study of Mazur (2018), who, on the soil of a haplic luvisol and a slope of 11% (similar conditions to the locality Jevíčko) derived the ratio between the rainfall and the rate of the subsurface runoff. In our case, it is approximately 1% of the subsurface runoff from the simulated rainfall. Therefore, we believe that the non-inclusion of the subsurface runoff in the calculation did not fundamentally affect the overall resulting value.

Results of CN values for conventional technologies of cultivating row crops. According to the information from NEH, for a row crop with straight rows cultivated on soil with hydrological group B, the values are in the range of 90–92 are stated for ARC III. In our case, in the second simulation carried out on the saturated soil, CN values in the range of 93–94 were found for the monitored row crops. As for ARC II, the methodology states that the CN values are in the range of 78–81. This result would correspond to the set value of 81 in maize. A similar result for the conventional technology of growing maize was obtained by Elhakeem and Papanicolaou (2009), when they determined a CN value of 82 in the Cass locality in the summer. This measurement was also carried out using a rainfall simulator on

<https://doi.org/10.17221/114/2020-SWR>

Table 2. Comparison of the curve number (CN) values according to National Engineering Handbook (NEH) with simulated rainfall for conventionally cultivated row crops

Antecedent runoff condition	NEH row crops – straight row hydrologic soil group B hydrologic condition		Moisture condition	Conventional tillage		
	good	poor		maize	hops	potatoes
ARC III	90	92	saturated soil – second simulation	94	94	93
ARC II	78	81	natural moisture – first simulation	81	83	86
ARC I	60	64				

the soil with hydrological group B/D and under moisture conditions corresponding to ARC II. In the conventional technology of hop and potatoes cultivation, however, the resulting values were set slightly higher, i.e., 83 and 86. The results comparison is shown in Table 2. Furthermore, a chart (Figure 2) of the resulting CN values for the first measurement, based on ARC III for the saturated measurement technology, was created. ARC III was chosen because it represents the most uniform conditions, which can be substantiated by the relatively low standard deviations of the second simulation.

Results of CN values for soil conservation technologies of cultivating row crops. The soil conservation technologies of the selected row crops were compared with the technology according to the information from NEH, which considers straight rows down the slope with plant residue on the surface (crop residue cover). The assessment was carried out again on a soil with hydrological group B, where the CN values for ARC III are reported in the range of 88–91. Virtually the same values for the CN curves were found in the assessed crops (Table 3). The lowest values were found for the soil conservation technologies in maize and the highest values were found in potatoes. The first simulation corresponding to the

conditions for ARC II had disproportionately lower results for the CN curves for the soil conservation technologies, having some exceptions compared to the methodology (Figure 3). It states that the CN values for ARC II are in the range of 75–80. The measurements showed the lowest value for the strip-tillage technology, where the CN value only reached 56. Another technology significantly below the stated range was the technology for cultivating no-till maize with a value of 67.

In terms of the resulting CN value for maize cultivated by the no-till technology, our results also differ slightly from the study by Elhakeem and Papanicolaou (2009), which states that the summer CN value at the Cass 77 site (hydrological soil group B/D) and at the Pocahontas 75 site (hydrological soil group B and B/C) Slightly lower compared to the NEH methodology was also the technology for cultivating hops with catch crop, where CN reached 72. The only exception was the technology of potatoes aerated during the growing season. Although this technology is generally considered to be a soil conservation method, it had a slightly higher CN value which reached a value of 82. This clearly showed the positive effect of the plant residue or the effect of the whole plants in the interrows, which have a significant role in reducing the

Table 3. Comparison of the curve number (CN) values according to National Engineering Handbook (NEH) with simulated rainfall for the soil conservation technologies cultivated row crops

Antecedent runoff condition	NEH row crops -straight row with crop residue cover hydrologic soil group B hydrologic condition		Moisture condition	Maize strip-tillage	Maize no-tillage	Hops with catch crops	Potatoes aerated during vegetation
	good	poor					
ARC III	88	91	saturated soil – second simulation	88	88	90	92
ARC II	75	80	natural moisture – first simulation	56	67	72	82
ARC I	57	63					

Table 4. Statistical difference of the resulting curve number (CN) values during the first simulation

Group	Crop and technology	Sample size (<i>n</i>)	Arithmetic mean (\bar{x})	CN median	CN		SD	Shapiro-Wilk test <i>P</i> -value $\alpha = 0.05$
					10 %	90 %		
1	maize conventional tillage	44	80	81	69	89	7.7	0.088
2	maize strip-tillage	12	56	56	42	70	10.6	0.486
3	maize no-tillage	15	66	67	50	81	12.1	0.323
Mann-Whitney U test one tails right		hypothesis H1		group 1 > group 2		group 1 > group 3		
		Z value		4.86		3.96		
		<i>P</i> -value $\alpha = 0.05$		5.95E-07		3.68E-05		
1	hops conventional tillage	13	83	83	75	89	5.4	0.934
2	hops with catch crops	18	70	72	53	85	12.3	0.676
Mann-Whitney U test one tails right		hypothesis H1		group 1 > group 2				
		Z value		2.91				
		<i>P</i> -value $\alpha = 0.05$		1.83E-03				
1	potatoes conventional tillage	13	86	86	81	91	3.9	0.672
2	potatoes aerated during vegetation	19	82	82	76	87	4.9	0.004
Mann-Whitney U test one tails right		hypothesis H1		group 1 > group 2				
		Z value		2.18				
		<i>P</i> -value $\alpha = 0.05$		0.01				

SD – standard deviation

surface runoff within the lower soil saturation. Cover crops on the soil surface can have different efficiency which depends on the cover quality and degree of their decomposition. The cover crops' quality in soil conservation technologies changes throughout the years. Thus, the standard deviation of the CN values is higher in soil conservation technologies with cover crops than the standard deviation of the

CN values in technologies without cover crops (all conventional technologies and the technology of potatoes aerated during vegetation).

Statistical difference between the measured CN values conventional and soil conservation technologies. A significant statistical difference was proven between the measured CN values and the conventional and soil conservation technologies in all the evaluated

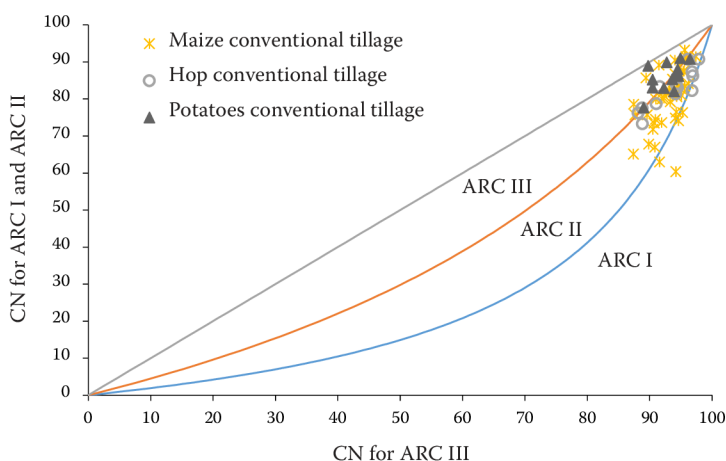


Figure 2. Curve number (CN) values corresponding to the first simulation according to the ARC III curve for the conventional technologies of cultivating row crops

<https://doi.org/10.17221/114/2020-SWR>

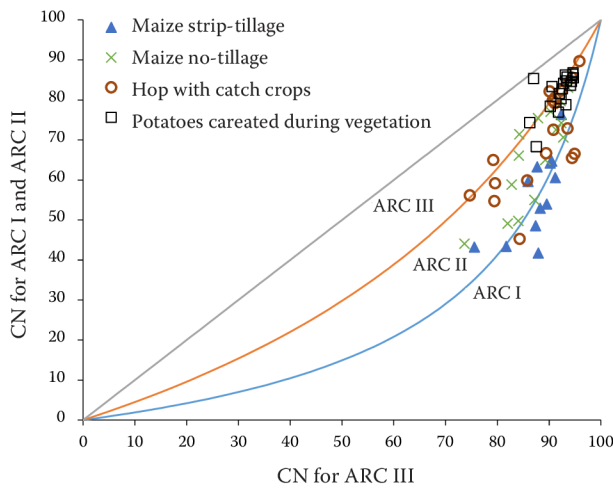


Figure 3. Curve number (CN) values corresponding to the first simulation according to the ARC III curve for the soil conservation technologies of cultivating row crops

crops during the first simulation (Table 4). The lowest *P*-values were achieved in both soil conservation technologies of cultivating maize; however, very good results were

also achieved in hops with a catch crop. In the case of the technology of potatoes aerated during vegetation, the *P*-value was found to be the highest of all the assessed soil conservation technologies. Nevertheless, at a significance level of $\alpha = 0.05$, it was still demonstrably statistically different from the CN value for the conventional technology. In the case of the second simulation, a significant statistical difference was proven between the technologies in the soil conservation technologies of cultivating maize and hops (Table 5). Likewise, the first simulation, the lowest *P*-values were determined for maize with the strip-till and no-till technologies. A slightly higher *P*-value was then found in the technology of hops with a catch crop. However, at a significance level of $\alpha = 0.05$, this technology is still significantly different from the conventional one. In the last assessed technology for potatoes, it was not possible to reject the hypothesis of conformity of the assessed files of the resulting CN values, where the *P*-value value only reached 0.16. Thus, the technology of potatoes aerated during the growing season was not statistically different from the conventional method of cultivating potatoes.

Table 5. Statistical difference of the resulting curve number (CN) values during the second simulation

Group	Crop and technology	Sample size (<i>n</i>)	Arithmetic mean (\bar{x})	CN median (\tilde{x})	CN		SD	Shapiro-Wilk test <i>P</i> -value $\alpha = 0.05$
					10 %	90 %		
1	maize conventional tillage	44	93	94	90	96	2.5	0.004
2	maize strip-tillage	12	87	88	82	92	4.4	0.017
3	maize no-tillage	15	87	88	80	93	5.4	0.207
Mann-Whitney U test one tails right		hypothesis H1		group 1 > group 2		group 1 > group 3		
		Z value		4.38		4.19		
		<i>P</i> -value $\alpha = 0.05$		5.95E-06		1.37E-05		
1	hops conventional tillage	13	94	94	88	97	3.5	0.180
2	hops with catch crops	18	88	90	80	95	6.4	0.030
Mann-Whitney U test one tails right		hypothesis H1		group 1 > group 2				
		Z value		2.23				
		<i>P</i> -value $\alpha = 0.05$		0.01				
1	potatoes conventional tillage	13	93	93	90	96	2.4	0.053
2	potatoes aerated during vegetation	19	92	92	89	95	2.6	0.011
Mann-Whitney U test one tails right		hypothesis H1		group 1 > group 2				
		Z value		1.01				
		<i>P</i> -value $\alpha = 0.05$		0.16				

SD – standard deviation

<https://doi.org/10.17221/114/2020-SWR>

CONCLUSION

As the results of the CN values show, the conventional row crop technology reported in the NEH methodology for ARC II and III was only slightly lower compared to the values found in this study, however, it generally coincides with them. In the case of the soil conservation technologies, the achieved CN values for the second simulation were practically the same as in the methodology corresponding to ARC III. A disproportionately larger difference was found in the first simulation, in which the achieved values for the soil conservation technologies were closer to the values of ARC I. In this respect, there was only one exception for the technology of aerated potatoes during vegetation, with the CN value corresponding more to ARC II. However, the reason for this is the fact that this soil conservation technology is based only on regular aeration without any additional soil cover outside the main crop. Based on our findings, we can state that the NEH methodology and the reported CN values correspond relatively well to the hydrologic soil group B in the Czech Republic. Only for some soil conservation technologies, which NEH does not distinguish for the time being, the CN values can, under certain conditions, be higher than stated.

REFERENCES

- Amutha R., Porchelvan P. (2009): Estimation of surface runoff in Malattar sub-watershed using SCS-CN method. *Journal of the Indian Society of Remote Sensing*, 37: 291–304.
- Auerswald K., Haider J. (1996): Runoff curve numbers for small grain under German cropping conditions. *Journal of Environmental Management*, 47: 223–228.
- Cronshey R. (1986): Urban hydrology for small watersheds – Technical release. *Soil Conservation Service*, 55: 2–6.
- Elhakeem M., Papanicolaou A.N. (2009) Estimation of the runoff curve number via direct rainfall simulator measurements in the state of Iowa, USA. *Water Resources Management*, 23: 2455–2473.
- Elhakeem M., Papanicolaou A.N. (2012): Runoff curve number and saturated hydraulic conductivity estimation via direct rainfall simulator measurements. *Journal of Water Management Modeling*, R245-09: 141–155.
- Gassman P.W., Sadeghi A.M., Srinivasan R. (2014): Applications of the SWAT model special section: overview and insights. *Journal of Environmental Quality*, 43: 1–8.
- Hawkins R.H., Ward T.J., Woodward D.E., Van Mullem J.A. (2009): *Curve Number Hydrology: State of the Practice*. Reston, American Society of Civil Engineers.
- Janeček M., Bohuslávěk J., Dumbrovský M., Gergel J., Hrádek F., Kovář P., Kubátová E., Pasák V., Pivcová J., Tipl M., Toman F., Tomanová O., Váška J. (2002): *Protection of Agricultural Land from Erosion*. Prague, ISV. (in Czech)
- Kovář P., Vaššová D., Janeček M. (2012): Surface runoff simulation to mitigate the impact of soil erosion, case study of Třebsín (Czech Republic). *Soil and Water Research*, 3: 85–96.
- Kryanova V., Wechsung E., Arnold J., Srinivasan R., Williams J. (2000): *SWIM (soil and water integrated model) – User Manual*. Potsdam, Potsdam Institute for Climate Impact Research, 239.
- Mazur A. (2018): Quantity and quality of surface and sub-surface runoff from an eroded loess slope used for agricultural purposes. *Water*, 10: 1132–1149.
- NRCS (2004): *Hydrologic Soil-Cover Complexes*. Chapter 9. *National Engineering Handbook, Part 630 Hydrology*. Washington D.C., USDA.
- Ponce V.M., Hawkins R.H. (1996): Runoff curve number: Has it reached maturity? *Journal of Hydrologic Engineering*, 1: 11–19.
- Vahabi J., Nikkami D. (2008): Sessing dominant factors affecting soil erosion using a portable rainfall simulator. *International Journal of Sediment Research*, 23: 376–386.
- Vanmaercke M., Poesen J., Verstraeten G., de Vente J., Ocaoglu F. (2011): Sediment yield in Europe: spatial patterns and scale dependency. *Geomorphology*, 130: 142–161.
- Williams J.R. (1990): The erosion-productivity impact calculator (EPIC) model: a case history. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London. Series B: Biological Sciences*, 329: 421–428.
- Wischmeier W.H., Smith D.D. (1965): *Rainfall-erosion Losses from Cropland East of the Rocky Mountains. Guide for Selection of Practices for Soil and Water Conservation*. Agriculture Handbook, Washington D.C., USDA.
- Woodward D.E., Hawkins R.H., Jiang R., Hjelmfelt A.T., Van Mullem J.A., Quan Q.D. (2003): Runoff curve number method: examination of the initial abstraction ratio. In: *World Water and Environmental Resources Congress*, Philadelphia, June 23–26, 3003: 1–10.
- Young R.A. (1989): AGNPS: A nonpoint-source pollution model for evaluating agricultural watersheds. *Journal of Soil and Water Conservation*, 44: 168–173.

Received: September 9, 2020

Accepted: December 9, 2020

Published online: January 20, 2021

The impact of the conservation tillage “maize into grass cover” on reducing the soil loss due to erosion

EVA PROCHÁZKOVÁ^{1,2}, DAVID KINCL^{1,2*}, DAVID KABELKA^{1,2}, JAN VOPRAVIL^{1,2}, PAVEL NERUŠIL⁴, LADISLAV MENŠÍK⁴, VOJTĚCH BARTÁK³

¹Department of Pedology and Soil Conservation, Research Institute for Soil and Water Conservation, Prague-Zbraslav, Czech Republic

²Department of Land Use and Improvement, Faculty of Environmental Sciences, Czech University of Life Sciences Prague, Prague, Czech Republic

³Department of Applied Geoinformatics and Spatial Planning, Faculty of Environmental Sciences, Czech University of Life Sciences Prague, Prague, Czech Republic

⁴Division of Crop Management Systems, Crop Research Institute, Prague-Ruzyně, Czech Republic

*Corresponding author: kincl.david@vumop.cz

Citation: Procházková E., Kincl D., Kabelka D., Vopravil J., Nerušil P., Menšík L., Barták V. (2020): The impact of the conservation tillage “maize into grass cover” on reducing the soil loss due to erosion. *Soil & Water Res.*, 15: 158–165.

Abstract: Maize (*Zea mays* L.) belongs among the most important agriculture crops all over the world. The conventional way of cultivating maize with wide row spacing does not have a soil conservation effect and significantly contributes to water erosion and surface run-off. In our research, we tested the soil conservation technology (strip-till into grass cover) which took place in 2016 and 2017 in the location of Central Bohemia. The impact of a strip-till system of maize into grass cover on reducing the soil loss due to erosion was verified on the area of 21 m² using a rainfall simulator. During the research, 70 measurements were realised. The strip-till was compared to fallow land, conventional cultivation and no-till methods. Profound differences were found in the soil loss between the treatments. There was a decrease in the soil loss of about 98% in the strip-till compared to the conventional cultivation. Moreover, the surface run-off was reduced by 79%. The ANCOVA (analysis of covariance) models of the log-transformed soil loss on the surface run-off and treatment were highly significant ($P < 10^{-15}$). The measurement results clearly demonstrate the positive effect of the strip-till into the grass on the surface run-off and soil loss. This positive soil conservation effect was observed even in springtime, as well as the rest of the season. Using a grass cover for establishing the maize significantly contributes to the soil conservation on the land threatened by erosion and offers farmers a suitable way of farming when growing maize. Strip-tilling is a technology that has great potential in sustainable farming.

Keywords: erosion control measures; rainfall simulator; soil conservation; strip-till; surface run-off

Water erosion is a global problem (Novara et al. 2011) and causes destruction or damage to enormous areas of agricultural land every year (Morgan 2005). Agricultural land in the Czech Republic is largely exposed to the risk of water erosion due to the large

land blocks, but also due to the agrotechnology used. More than half of the agricultural land is threatened by water erosion in the Czech Republic (Janeček 2005; Šarapatka & Bednář 2015). Soil degradation caused by water erosion is a complex process which

Supported by the Ministry of Agriculture of the Czech Republic, Projects No. QK1910334, No. QK1710242 and No. MZE-RO0218.

<https://doi.org/10.17221/25/2019-SWR>

depends on many factors (Cerdan et al. 2002), and is also very site dependent, mainly due to the differences in the soil climatic conditions (Davidová et al. 2015).

Over the past seventy years, large land degradation has taken place due to intensive farming, which is continuing presently. Agricultural subsidies have led to a significant increase in maize cultivation for the generation of energy from biomass in the Czech Republic. The expansion of maize acreage has resulted in the increased risk of water erosion due to the low vegetative soil cover after the sowing of the maize and the linear structure (Vogel et al. 2016). Brant et al. (2017) adds that the next major factor affecting arable soil erosion is large distance of the maize rows.

Within optimising cultivation systems of wide-strip crops (especially maize), new technological methods and procedures are being researched worldwide, which would ensure an increase in their energy and economic efficiency. In these technologies, under the conditions of European agriculture, a significant emphasis is put on eliminating the degradation of the soil processes, especially erosion, on increasing the infiltration abilities of the soils, on mitigating the technogenic soil compaction and on supporting the soil structure. One of the ways on how to fulfil the above-mentioned requirements is using a strip-till technology (Brant et al. 2016). Strip-tilling is a method of seedbed preparation in which confined strips of soil are tilled prior to planting. Seeds are then planted directly into the tilled strips, leaving inter-row areas protected by residue while avoiding residue contact with the seeds and seedling plants. Interest in strip-tilling has increased in recent years due to evidence that it combines many of the best aspects of the no-till and conventional cultivation systems (Randal & Hill 2000).

The main advantages of strip-tilling are obtaining a positive soil conservation effect as a result of the remaining crop residues in the inter-rows (Vyn & Raimbult 1993), improving the soil conditions for the crops' development in the rows and depositing fertilisers close to the roots (basic fertilisation and the application of nitrogen) enabling a reduction in their required amount. Another advantage is the more favourable conditions for sowing based on an earlier term for sowing compared to the no-till technology. Also, the strip-till technology has lower requirements in terms of the initial dosages of fertilisers compared to other technologies (Sundermeier et al. 2006).

Compared to conventional technologies, the application of a strip-till definitely leads to the overall

decrease in the fuel consumption per area unit and, thus, to a reduction in the energy and economical inputs (Sundermeier et al. 2006; Brant et al. 2016). Various experiments with sowing maize into the cover crops (grass cover and fodder) with minimum soil treatment as protection of the slope areas against erosion and against washing-out the agrochemicals have been carried out in Switzerland (Rüttimann et al. 1995).

MATERIAL AND METHODS

The evaluation of soil conservation technologies for maize (*Zea mays* L.) in terms of soil conservation was carried out using a field rainfall simulator and also based on a soil survey and taking samples. The individual plots (established on an experimental areas) were compared with a control plot fallow. The magnitude of the surface run-off and soil loss due to the erosion were observed in the individual experiments. The verification of the technologies by the rainfall simulator took place in 2016 and 2017. The soil conservation technologies for the cultivating maize were established in cooperation with the cooperative farm Krásná Hora nad Vltavou, a joint-stock company in the Central Bohemian region. This cooperative is focused on animal production and it owns two bio-gas stations. The more frequent sowing of maize into the cropping system also follows from these activities (other crops in the crop rotation: canola, wheat, rye, sorghum, legumes).

Experimental areas. The study area is located in Central Bohemia (Czech Republic) at the experimental station of Skoupý (520 m a.s.l.). The climate is moderately warm with an average annual temperature of 7.5 °C and an annual precipitation of 550 mm (516 mm in 2016; 548 mm in 2017). The geographical coordinate system is 49°34'36.456"N, 14°20'44.084"E (Figure 1).

The soil type Cambisol was classified on all the experimental areas – the Main Soil Unit MSU 31. Based on the soil survey, it can be stated that the basic physical-chemical properties are similar in terms of the soils for the individual tested plots and, thus, the tested plots are comparable. The upper horizon of all the compared sites shows a texture type structure typical of sand-loamy soils. The basic soil properties: 1.27% total oxidizable carbon (C_{ox}); humus 2.19%; total nitrogen (N_{tot}) 0.156; C/N ratio 8.1. The topsoil layer is up to 30 cm (the soil texture: < 0.002 mm, 7.8%; < 0.01 mm, 15.5%; < 0.05 mm, 28.6%; < 0.1 mm,

37.0%). The plots for the tested technologies were selected particularly for their uniform slope of 15%.

Field rainfall simulator. A rainfall simulator is a device which has been increasingly used to study soil erosion processes, and the use of rainfall simulators is widely accepted (Kovář et al. 2012; Ma et al. 2014; Lassu et al. 2015; Prosdocimi et al. 2017). The principle of measuring by a field rainfall simulator is based on the water spraying on a clearly defined and delimited area of 21 m², when the water jets, in a selected mode, spray water on the area for the whole measurement time. The rainfall simulator was situated down the slope just like the main crop with the strips of grass. The water spraying mode lasts for 30 min during the first rainfall simulation, then there is a 15-min technological break, after which the second rainfall simulation lasting 15 min follows. The intensity of the rainfall simulation was chosen based on the recommendation by the Czech Hydrometeorological Institute, based on the average intensity of torrential rainfalls in the Czech Republic. This intensity is considered to be 60 mm/h, and, during the mode construction, the condition (for the course of 15 min at least 6.25 mm) stated in the Guideline “Erosion Control in the Czech Republic – handbook” by Janeček et al. (2012) and Wischmeier and Smith (1978) was also taken into account.

The surface run-off and suspended solids in each variant were measured. The surface run-off was collected in a tipping bucket, which is a machine enabling one to measure the surface run-off. At constant time intervals of 3 minutes, the samples were taken into a calibrated container of 319 mL in size. The amount of the suspended solids for the particular variant was determined from the samples adjusted in this way.

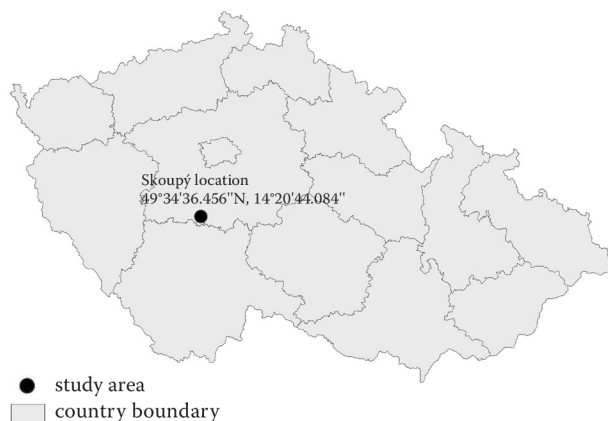


Figure 1. The geographic location of the study area

Selection of the dates for the field experiment.

The uniform and standard conditions on all the experimental plots were selected to verify the efficiency of the erosion control measures. The terms of the individual trials of the rainfall simulator are based on the terms of the growing periods given for the determining factor, the protective impact of the vegetation cover and the tillage method. The growing periods are defined in the Prediction Rainfall Erosion Losses from Cropland East of the Rocky Mountains: A Guide for Selection of Practices for Soil and Water Conservation (Wischmeier & Smith 1965).

I. the term of the rainfall simulation – in the period from the plot preparation for sowing up to one month after sowing

II. the term of the rainfall simulation – in the period for the course of the second month from the spring or summer sowing

III. the term of the rainfall simulation – in the period from the end of the second term of the rainfall simulation up to harvest.

Verified variants (no-till, strip-till, conventional cultivation, fallow land).

The first selected variant in order to verify the soil conservation effect was the no-till technology. It was prepared into the cover of desiccated rye with 75 cm wide rows. The next technology was the strip-till (sowing maize into the tilled strip grass cover) with the row spacing of 75 cm. Both variants were compared with the conventional way of maize cultivation – classical tillage and also fallow land (maintained without vegetation). The sowing of maize took place on the 20th of April 2016 and the 4th of May 2017. A more detailed description of the agrotechnical operations is stated below:

The no-till sowing of the maize into the rye cover (width of row: 75 cm)

- in autumn, the crushing and shallow ploughing-in of the intercrop by a disc harrow takes place;
- followed by the vertical aeration to a depth of 20 cm;
- soil preparation before sowing by a compactor 1×;
- rye sowing by the no-till sowing machine until the end of September;
- in spring, the cover desiccation by a total herbicide;
- maize sowing by the no-till sowing machine into rows of 75 cm.

The maize sowing into treated grass strips – strip-till – the areal desiccation of the grass cover by a total herbicide takes place in autumn;

- until the end of October, strip-tilling to a depth of 25 cm is made in the grass cover;

<https://doi.org/10.17221/25/2019-SWR>

- the plot is kept in this condition until spring;
- in spring, with the appropriate moisture, strip-tilling to a depth of 25 cm can be repeated if necessary;
- maize sowing by the no-till sowing machine into rows of 75 cm;
- the whole area with the grass is treated by the selective herbicide.

Conventional way of cultivating maize

- in autumn, the crushing and shallow ploughing-in of the intercrop by a disc harrow takes place;
- followed by the deep tillage of approx. 25–30 cm until the middle of November, without surface levelling;
- the tillage remains in a rough furrow until spring;
- in spring, soil treating by a compactor 2×;
- sowing maize into wide strips (75 cm) from the middle to the end of April.

Statistical analysis. Linear models were used to assess how the soil loss as well as its relationship with the infiltration differ in the different treatments. Since the preliminary analysis revealed a considerable heteroscedasticity and normality violation in all the models, the logarithmic transformation of the soil loss values was used as a response, after which both problems were eliminated. To avoid the problem with zeros, a small constant (0.001) was added to the soil loss values before the transformation. This constant was chosen by a trial-error inspection of the diagnostic plots checking for homoscedasticity and normality. ANOVA (analysis of variance) was used to test for the differences in the log soil loss means in the different treatments, followed by Tukey's multiple comparison. Then, we modelled the exponential relationship between the soil loss and the surface run-off in the different treatments by a linear ANCOVA (analysis of covariance) of the log-transformed soil loss on the run-off interacting with the treatment. The significance of the individual predictors was tested using ANOVA Type-II tests. The separate models were fitted for the first and the second rainfall in all the analyses. To test for the difference in

the soil loss between the first and the second rainfall, we used the paired Wilcoxon test, using the original (i.e., untransformed) soil loss values. All the analyses and data manipulations were performed in the R statistical program (R Core Team 2017), with the use of the packages car (ANOVA Type II tests; Fox & Weisberg 2011) and agricolae (Tukey tests; de Mendiburu 2017).

RESULTS AND DISCUSSION

The results and evaluation of the terrain observation are based on the field experiments with the rainfall simulator and the laboratory measurements of the taken soil samples and the sediment. The following were evaluated for each variant: the magnitude of the surface run-off and the soil loss caused by the water erosion. Values of the surface run-off and the soil loss gradually decreased in the course of the maize growth. This was especially influenced by the crop engaging and also by the natural soil compaction. The data were evaluated separately in the first and the second rainfall simulation.

Profound differences were found in the soil loss between the treatments, both in the first and the second rainfall (see Table 1 and Figure 2). In the first rainfall, the highest and the lowest mean soil loss was recorded in the fallow land and the strip-till, respectively, and they differed by a factor of 46. In the second rainfall, the treatments with the highest and the lowest mean soil loss were the conventional cultivation and the strip-till, respectively, the former being 11 times higher than the latter. Interestingly, there were also similar differences in the soil loss variability, the standard deviations being always of the same order of magnitude as the means (Figure 2). Both in the first and the second rainfall, the treatment had a significant effect on the log-transformed soil loss ($P < 10^{-7}$), and it explained roughly 40% of its variability (multiple $R^2 = 0.428$ and 0.421 for the first and the second rainfall, respectively). Multiple

Table 1. The summary statistics of the soil loss under the different treatments and multiple comparisons of the results

Treatment	n	First rainfall				Second rainfall			
		mean	SD	mean log	hg	mean	SD	mean log	hg
Fallow land	19	6.673	6.922	1.114	a	0.484	0.650	1.114	a
Conventional cultivation	17	1.965	2.400	-0.479	a	1.727	1.948	-0.479	a
No till	16	0.836	1.390	-2.459	b	0.194	0.356	-2.459	b
Strip-till grass	18	0.144	0.235	-3.169	b	0.160	0.213	-3.169	b

n – the sample size (same for both rainfalls); SD – the standard deviation; mean log – the mean of the log-transformed soil loss; hg – the homogeneous groups based on Tukey's multiple comparison of the means of the log-transformed soil loss

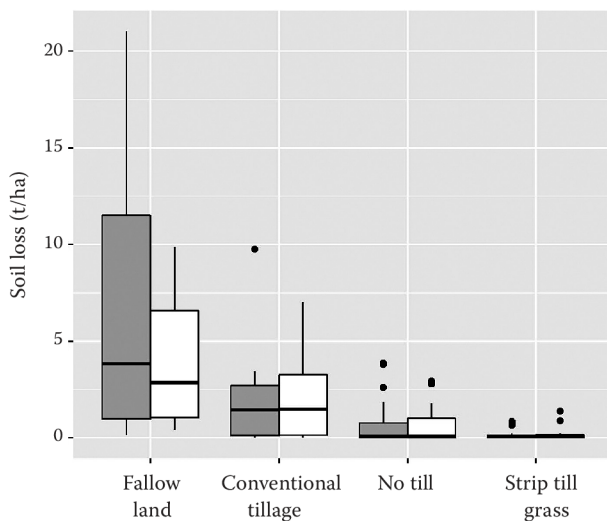


Figure 2. The quartile-based boxplots summarising the soil loss for the different treatments and the first (grey boxes) and the second (white boxes) rainfall

comparisons identified two homogeneous groups, identical in both rainfalls, with the fallow land and the conventional cultivation in one group and the strip-till grass together with the no-till in another group (Table 1). There was no significant overall difference (evaluated across all the treatments) in the soil loss between the first and the second rainfall (Wilcoxon statistic = 2 409.5, $P = 0.866$).

Generally, there is only little research in the strip-till technology into the grass cover. Our results are the first ones to provide information about the soil loss of the strip-till into the grass in the conditions of the Czech Republic. In the two-year measurements, a 98% decrease in the soil loss was achieved in the strip-till compared to the conventional cultivation. The soil loss was, in both research years, very similar without significant differences. Ryken et al. (2018) state a reduction of the soil loss in the strip-till technology (99%). Other results related to this technology were

published by Wischmeier and Smith (1978). They determined the efficiency of the strip-till into the grass cover of between 95–97%. These results are not different from our values. Another research effort was recorded by Prasuhn (2012). In this case, a strong soil conservation effect was measured on the experimental plots in Switzerland. The soil loss achieved the value of 0.12 t/ha/year in the no-till (strip-till), while, in the plough tilled land, the soil loss was 1.24 t/ha/year. For the soil conservation technologies which include the strip-till, Wendt and Burwell (1985) recorded a reduction in the erosion higher than 90% compared to the conventional cultivation. Likewise, McGregor and Mutchler (1992) state a lower soil loss by 97% in the soil conservation technology.

The ANCOVA models of the log-transformed soil loss on the surface run-off and the treatment for the first and the second rainfall were both highly significant ($P < 10^{-15}$) and both explained 79% of the soil loss variability. The significance of the individual predictors and their interaction is summarised in Table 2, the regression lines back-transformed to the original scale are displayed in Figure 3. As expected, the surface run-off had a significant effect on the log soil loss (Table 2), all the slopes being positive (Figure 4). The surface run-off was reduced by 79% compared to the conventional tillage. In a similar way, Bosch et al. (2005) state that the surface run-off losses from the conventionally tilled plots exceeded those from the strip tilled plots by 81%. In both rainfalls, the regression slopes significantly varied between the treatments (see the significant interaction terms in Table 2), the fallow land having the lowest slope and the strip-till having the largest (Figure 4).

The presented results of the rainfall simulation show that the technology of the strip-till offers strong protection against water erosion. There is an increase in the surface water infiltration into the soil compared to the conventional cultivation. If a

Table 2. The analysis of variance tables for the ANCOVA (analysis of covariance) models of the log-transformed soil loss on the surface run-off interacting with the treatment

Source of variability	First rainfall			Second rainfall		
	sum of squares	df	F statistic ^a	sum of squares	df	F statistic ^a
Run-off	149.70	1	91.09***	130.64	1	94.36***
Treatment	21.73	3	4.41**	10.68	3	2.57
Run-off : treatment	22.93	3	4.65**	16.92	3	4.07*
Residual	101.90	62	–	85.84	62	–

df – the degrees of freedom; ^aF tests are of type II, following the principle of marginality; *** $P < 0.001$; ** $0.001 < P < 0.01$; * $0.01 < P < 0.05$

<https://doi.org/10.17221/25/2019-SWR>

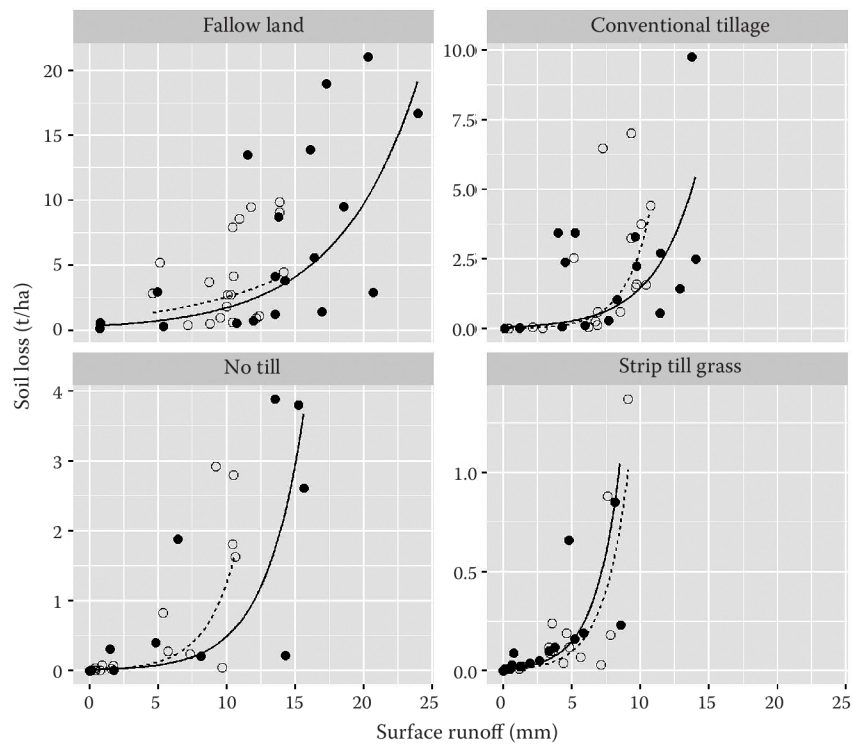


Figure 3. The relationships between the soil loss and the surface run-off for the different treatments, for the first (full circles and solid lines) and the second (open circles and dotted lines) rainfall
The lines represent the exponential regressions coming from the ANCOVA (analysis of covariance) models fitted separately for the first and the second rainfall data, with the log-transformed soil loss as a response and the surface run-off interacting with the treatment as the predictors

surface run-off occurs, the soil particles are released due to the strip-till from a significantly smaller area compared to the tillage.

The strip-till of the grass cover shows, in most cases of measuring zero soil loss values, when only clean water without sediments flowed from the soil surface. The fluctuations in the values in some measurements were influenced by the tractor tire track or by damaging the surface due to black game. All the experimental variants were prepared in the direction of the water flow line (down the slope). In practice, the leading grass strips in the direction of the contour line is expected, thus, achieving even better soil protection against erosion and surface run-off. Simultaneously, this technology supports the soil structure, reduces the evaporation from the soil, there is a better use of the nutrients from the applied fertilisers, which, in the final effect, contributes to a higher yield stability and production quality (Morrison 2002; Fernández et al. 2015).

Relatively favourable results were detected in the variant of the no-till into the rye cover. However,

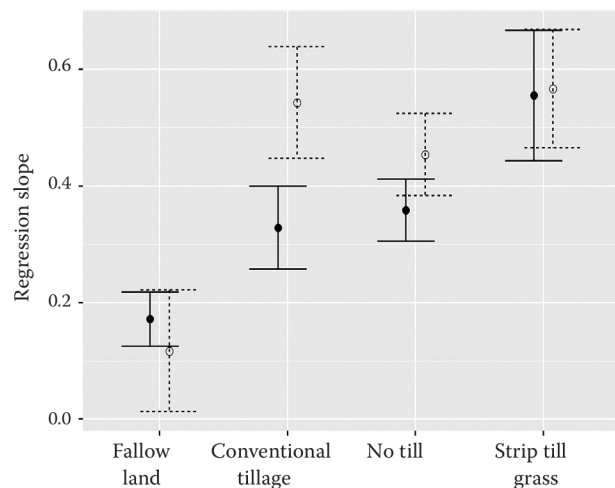


Figure 4. The estimates of the regression slopes and their standard errors from the linear regression of the log-transformed soil loss on the surface run-off for the different treatments

Data from the first (full circles and solid error bars) and the second (open circles and dotted error bars) rainfall experiments were analysed by separate ANCOVA (analysis of covariance) models

<https://doi.org/10.17221/25/2019-SWR>

it cannot be applied on all soil types. For example, in heavy loam soils there was a problem with the closure of the groove after sowing.

CONCLUSION

Maize is one of the most frequently grown agricultural crops in the Czech Republic. From the two years-worth of measurements it is apparent that the technologies for establishing maize into the grass strips provide a very strong soil conservation effect compared to the conventional technology. The soil loss was reduced to a minimum in the strip-till technology in all the realised measurements by the rainfall simulator. Also, the surface run-off was significantly reduced. On the other hand, the results of the conventional cultivation on the soil threatened by erosion show that the soil conservation effect is insufficient. When growing maize, the most prone period is the time after seeding. There is no soil conservation effect in the conventional technology because the plant cover is low. This is the main difference between the conventional technology and the strip-till into the grass. The strip-till technology has a positive conservation effect even in the springtime before sowing. The main aim of this paper was to introduce the results from the rainfall simulator measuring, as well as a new technological method on how to use grass covers for establishing maize and, thus, to contribute to the soil conservation on soils threatened by erosion. Due to the fact that the soil loss and surface run-off were lower throughout the season, it can be concluded that the strip-till is a suitable soil conservation technology for maize.

REFERENCES

- Bosch D.D., Potter T.L., Truman C.C., Bednarz C.W., Strickland T.C. (2005): Surface runoff and lateral subsurface flow as a response to conservation tillage and soil-water conditions. *American Society of Agricultural Engineers*, 48: 2137–2144.
- Brant V., Bečka D., Cihlár P., Fuksa P., Hakl J., Holec J., Chyba J., Jursík M., Kobzová D., Krček V., Koulík M., Kusá H., Novotný I., Pivec J., Prokinová E., Růžek P., Smutný V., Škeříková M., Zábranský P. (2016): *Strip Tillage*. Prague, Profi Press. (in Czech)
- Brant V., Kroulík M., Pivec J., Zábranský P., Hakl J., Holec J., Kvíz Z., Procházka L. (2017): Splash erosion in maize crops under conservation management in combination with shallow strip-tillage before sowing. *Soil and Water Research*, 12: 106–116.
- Cerdan O., Le Bissonnais Y., Couturier A. (2002): Modelling interrill erosion in small cultivated catchments. *Hydrological Processes*, 16: 3215–3226.
- Davidová T., Dostál T., David V., Strauss P. (2015): Determining the protective effect of agricultural crops on the soil erosion process using a field rainfall simulator. *Plant, Soil and Environment*, 61: 109–115.
- deMendiburu F. (2017): *Agricolae: Statistical Procedures for Agricultural Research*. R Package Version 1.2-8. Available at [https://CRAN.R-project.org/package=agricolae/](https://CRAN.R-project.org/package=agricolae)
- Fernández F.G., Sorensen B.A., Villamil M.B. (2015): A comparison of soil properties after five years of no-till and strip-till. *Agronomy Journal*, 107: 1339–1346.
- Fox J., Weisberg S. (2011): *An R Companion to Applied Regression*. 2nd Ed. Thousand Oaks, Sage.
- Janeček M. (2005): *Protection of Agricultural Land from Erosion*. Prague, Czech University of Life Sciences.
- Janeček M., Dostál T., Kozlovsky-Dufková J., Dumbrovský M., Hůla J., Kadlec V., Kovář P., Krása T., Kubátová E., Kobzová D., Kudrnáčová M., Novotný I., Podhrázká J., Pražan J., Procházková E., Středová I., Toman F., Vopravil J., Vlasák J. (2012): *Erosion Control in the Czech Republic – Handbook*. Prague, Czech University of Life Sciences. (in Czech)
- Kovář P., Vaššová D., Janeček M. (2012): Surface runoff simulation to mitigate the impact of soil erosion, case study of Třebsín (Czech Republic). *Soil and Water Research*, 3: 85–96.
- Lassu T., Seeger M., Peters P., Keesstra S.D. (2015): The Wageningen rainfall simulator: Set-up and calibration of an indoor nozzle-type rainfall simulator for soil erosion studies. *Land Degradation & Development*, 26: 604–612.
- Ma W., Li Z., Ding K., Huang J., Nie X., Zeng G., Wang S., Liu G. (2014): Effect of soil erosion on dissolved organic carbon redistribution in subtropical red soil under rainfall simulation. *Geomorphology*, 226: 217–225.
- McGregor K.C., Mutchler C.K. (1992): Soil loss from conservation tillage for sorghum. *Transactions of ASAE*, 35: 1841–1845.
- Morgan R.P.C. (2005): *Soil Erosion and Conservation*. 3rd Ed. Oxford, Blackwell Publishing.
- Morrison J.E. (2002): Strip tillage for “no-till” row crop production. *Applied Engineering in Agriculture*, 18: 277–284.
- Novara A., Gristina L., Saladino S.S., Santoro A., Cerdà A. (2011): Soil erosion assessment on tillage and alternative soil managements in a Sicilian vineyard. *Soil and Tillage Research*, 117: 140–147.
- Prasuhn V. (2012): On-farm effects of tillage and crops on soil erosion measured over 10 years in Switzerland. *Soil and Tillage Research*, 120: 137–146.

<https://doi.org/10.17221/25/2019-SWR>

- Prosdocimi M., Burguet M., Di Prima S., Sofia G., Terol E., Comino J.R., Cerdà A., Tarolli P. (2017): Rainfall simulation and Structure-from-Motion photogrammetry for the analysis of soil water erosion in Mediterranean vineyards. *Science of the Total Environment*, 574: 204–215.
- R Core Team (2017): A Language and Environment for Statistical Computing. R Foundation for Statistical Computing. Available at <https://www.R-project.org/>
- Randall G., Hill P. (2000): Fall strip-tillage systems. In: Reeder R. (ed.): *Conservation Tillage Systems and Management*. Ames, Midwest Plan Service: 193–199.
- Rüttimann M., Schaub D., Prasuhn V., Rüegg W. (1995): Measurement of run-off and soil erosion on regularly cultivated fields in Switzerland – some critical considerations. *Catena*, 25: 127–139.
- Ryken N., Nest T.V., Al-Barri B., Blake W., Taylor A., Bodé S., Ruysschaert G., Boeckx P., Verdoort A. (2018): Soil erosion rates under different tillage practices in central Belgium: New perspectives from a combined approach of rainfall simulations and ⁷Be measurements. *Soil and Tillage Research*, 179: 29–37.
- Šarapatka B., Bednář M. (2015): Assessment of potential soil degradation on agricultural land in the Czech Republic. *Journal of Environmental Quality*, 44: 154–161.
- Sundermeier A., Reeder R.C., Hayes W. (2006): *Fall Strip Tillage Systems: An Introduction*. Ohio State University. Available at <https://ohioline.osu.edu/factsheet/aex-507>
- Vogel E., Deumlich D., Kaupenjohann M. (2016): Bioenergy maize and soil erosion – risk assessment and erosion control concepts. *Geoderma*, 261: 80–92.
- Vyn T.J., Raimbult B.A. (1993): Long-term effect of five tillage systems on corn response and soil structure. *Agronomy Journal*, 85: 1074–1079.
- Wendt R.C., Burwell R.E. (1985): Runoff and soil losses for conventional, reduced, and no-till corn. *Soil Water Conservation*, 40: 450–454.
- Wischmeier W.H., Smith D.D. (1965): *Predicting Rainfall Erosion Losses from Cropland East of the Rocky Mountains*. Agriculture Handbook, Washington, D.C., USDA.
- Wischmeier W.H., Smith D.D. (1978): *Predicting Rainfall Erosion Losses – a Guide to Conservation Planning*. Agriculture Handbook, Washington, D.C., USDA.

Received: March 14, 2019

Accepted: October 18, 2019

Published online: January 17, 2020

IV. příloha: Publikační přehled

Česká zemědělská univerzita v Praze – **(a)**

Výzkumný ústav meliorací a ochrany půdy, v. v. i. – **(b)**

Odborné články (Jimp, Jsc)

Příloha I

Kincl, D.^(a,b), Kabelka, D., Heřmanovská, D., Vopravil, J., Urban, R., & Křemen, T. (2022): Evaluation of sediment barriers in relation to the trap of soil particles. *Soil and Water Research*, 17(4), 201-210.

Příloha II

Kincl, D.^(a,b), Kabelka, D., Vopravil, J., & Heřmanovská, D. (2021): Estimating the curve number for conventional and soil conservation technologies using a rainfall simulator. *Soil and Water Research*, 16(2), 95-102.

Příloha III

Procházková, E., **Kincl, D.^(a,b)**, Kabelka, D., Vopravil, J., Nerušil, P., Menšík, L., & Barták, V. (2020): The impact of the conservation tillage “maize into grass cover” on reducing the soil loss due to erosion. *Soil and Water Research*, 15(3), 158-165.

Další publikované články

Kincl, D.^(a,b), Formánek, P., Vopravil, J., Nerušil, P., Menšík, L., & Janků, J. (2022): Soil-conservation effect of intercrops in silage maize. *Soil and Water Research*, 17(3), 180-190.

Vlček, L., Šípek, V., Zeliková, N., Čáp, P., **Kincl, D.^(b)**, & Vopravil, J. (2022): Water retention and infiltration affected by conventional and conservational tillage on a maize plot; rainfall simulator and infiltrometer comparison study. *Agricultural Water Management*, 271, 107800.

Kabelka, D., **Kincl, D.^(a,b)**, Vopravil, J., & Vráblík, P. (2021): Impact of cover crops in interrows of hop gardens on reducing soil loss due to water erosion. *Plant, Soil and Environment*, 67(4), 230-235.

Menšík, L., **Kincl, D.^(a,b)**, Nerušil, P., Srbek, J., Hlisnikovský, L., & Smutný, V. (2020): Water erosion reduction using different soil tillage approaches for maize (*Zea mays* L.) in the Czech Republic. *Land*, 9(10), 358.

Kabelka, D., **Kincl, D.^(a,b)**, & Vopravil, J. (2020): Influence of no-till technology on reducing soil degradation during sorghum cultivation. *Scientia Agriculturae Bohemica*, 51(1), 31-39.

Kabelka, D., Kincl, D.^(b), Janeček, M., Vopravil, J., & Vráblík, P. (2019): Reduction in soil organic matter loss caused by water erosion in inter-rows of hop gardens. *Soil and water research*, 14(3), 172-182.

Herout, M., Koukolíček, J., Kincl, D.^(b), Pazderů, K., Tomášek, J., Urban, J., & Pulkrábek, J. (2018): Impacts of technology and the width of rows on water infiltration and soil loss in the early development of maize on sloping lands. *Plant, Soil and Environment*, 64(10), 498-503.

Odborné knihy (B)

Vácha R., Čechmánková J., Duffková R., Horváthová V., Huislová P., Kabelka, D., Kapička J., Khel T., Kincl, D.^(b), Kulhavý Z., Novák P., Novotný I., Papaj V., Pelíšek I., Podhrázká J., Pochop M., Skála J., Srbek J., Tlapáková L., Vopravil J., Zajíček A., Žižala D., (2019): *Půda naše bohatství*. Profí Press, Praha, s. 227. ISBN 978-80-88306-00-9.

Menšík, L., Kincl, D.^(b), Nerušil, P., Srbek, J., Kabelka, D., Herout, M., Jurka, M., Šedek, A., Horký, T., Vach, M., (2018): *Pěstování kukuřice seté půdoochrannými technologiemi. Příkladová studie Boskovická brázda a Středočeská pahorkatina*. Výzkumný ústav rostlinné výroby, v. v. i. a Výzkumný ústav meliorací a ochrany půdy, v. v. i., Praha, s. 102. ISBN 978-80-87361-89-4.

Certifikované metodiky (Nmet)

Kincl, D.^(a,b), Kabelka D., Srbek J., Čáp P., Petera M., Vopravil J., Khel T. (2020): *Mobilní technické protierozní opatření „silt-fence“*, Certifikovaná metodika, Výzkumný ústav meliorací a ochrany půdy v Praze, 49 s.

Kincl, D.^(b), Kabelka D., Srbek J., Čáp P., Petruš A., Petera M., Krofta K., Pokorný J. (2018): *Půdoochranné technologie pro pěstování chmelu*. Certifikovaná metodika, Výzkumný ústav meliorací a ochrany půdy, Praha, 23 s.

Nerušil P., Kincl, D.^(b), Menšík L., Srbek J., Procházková E., Kobzová D., Šedek A., Herout M., Jurka M., Vach M. (2017): *Zakládání kukuřice seté do travních porostů na orné půdě s využitím půdoochranné technologie pásového zpracování půdy*. VÚRV, v.v.i., Praha, 32 s.

Pulkrábek J., Urban J., Růžek P., Šedek A., Kobzová D., Kincl, D.^(b), Srbek J., Kadlec V., Bečková L., Dvořák P. (2015): *Začlenění podzimního hlubokého kypření půdy a kypření za vegetace do půdoochranné technologie pěstování cukrové řepy*. Certifikovaná metodika, ČZU v Praze, 42 s.

Patenty, užité vzory a prototypy (P, Fužit, Gprot)

Šedek A., Daněk P., Smutný V., **Kincl, D.^(b)**, Brtnický M., Nerušil P., Kintl A. (2022): Pracovní jednotka pro zemědělský stroj, patent č. 309315, Výzkumný ústav meliorací a ochrany půdy, Praha, 19 s.

Faldyna M., Levá L., Smržová Z., Vopravil J., Khel T., **Kincl, D.^(b)**, Tkadlec R., Pavlová M., Soukupová P., Havlásková J., Černošková H. (2022): Přípravek pro zvýšení sorpční kapacity podestýlky, užité vzor č. 36 298, Výzkumný ústav meliorací a ochrany půdy, Praha, 7 s.

Kincl, D.^(b), Srbek J., Vopravil J. (2021): Mobilní zařízení pro měření množství povrchového odtoku a ztrát půdy vodní erozí, užité vzor č. 35721, Výzkumný ústav meliorací a ochrany půdy, Praha, 13 s.

Šedek A., **Kincl, D.^(b)**, Srbek, J., Nerušil P., Menšík L., Herout M., Jurka M. (2017): Technická dokumentace vývoje a využití prototypu stroje pro pásové zpracování půdy od společnosti P&L, prototyp stroje 17/2017/1100, Výzkumný ústav meliorací a ochrany půdy, Praha, 19 s.

Ověřené technologie (Ztech)

Kincl, D.^(b), Kabelka D., Čáp P., Srbek J., Petera M., Vopravil J., Khel T., Menšík L., Nerušil P. (2020): Půdoochranné technologie pro pěstování kukuřice – účinnost před ztrátou živin vlivem vodní eroze, Výzkumný ústav meliorací a ochrany půdy, v. v. i., Praha, 49 s.

Kincl, D.^(b), Čáp P., Kabelka D., Srbek J., Vopravil J., Petera M. (2019): Mobilní technická protierozní opatření pro pěstování kukuřice. Výzkumný ústav meliorací a ochrany půdy, v.v.i., Praha, 34 s.

Kincl, D.^(b), Šedek, A., Nerušil, P., Srbek, J., Menšík, L., Herout, M., Jurka, M. (2018): ECO TILLER stroj pro pásové zpracování půdy od společnosti P&L, Výzkumný ústav meliorací a ochrany půdy, Praha, 27 s.

Kincl, D.^(b), Kabelka D., Srbek J., Čáp P., Krofra K., Pokorný J., (2017): Ochrana erozně ohrožených chmelnic. Výzkumný ústav meliorací a ochrany půdy, v. v. i., Praha, 28 s.

Kincl, D.^(b), Srbek, J., Procházková, E., Kobzová, D., Nerušil, P., Menšík, L., Šedek, A., Herout, M., Jurka, M. (2016): Pěstování kukuřice seté s využitím technologie pásového zpracování travních porostů na erozně ohrožených pozemcích, Výzkumný ústav meliorací a ochrany půdy, Praha, 23 s.

Konference a workshopy (M, W)

Neružil, P., **Kincl, D.**^(b), Kintl A., Smutný V., Šedek A. (2021): Technologie pěstování kukuřice s využitím podseвовých plodin, konference VÚRV, MENDELU a VÚMOP, Jevíčko

Kincl, D.^(b), Srbek J., Doubrava J., Pešta M., (2021): Půdoochranné technologie pro pěstování erozně nebezpečných plodin, workshop ZD Krásná Hora nad Vltavou a VÚMOP, Krásná Hora nad Vltavou, Příbram

Kincl, D.^(b), Čáp P., Kabelka D., Srbek J. (2019): Mobilní technické prvky a další protierozní opatření pro omezení vodní eroze, workshop Výzkumný ústav meliorací a ochrany půdy, v.v.i., Praha

Kincl, D.^(b), Herout, M., Nerušil, P., Menšík, L., Smutný, L., Lošák, T., Šedek, A. (2018): Půdoochranné technologie pro pěstování silážní kukuřice, konference ZD Krásná Hora nad Vltavou a VÚMOP, Krásná Hora nad Vltavou, Příbram

Kincl, D.^(b), Kabelka D., Srbek J., Štěpánová V., Čáp P. (2018): Mobilní technická protierozní opatření a Komplexní půdoochranné technologie pro pěstování chmelu, workshop Solopysky a Hovorčovice

Menšík L., **Kincl, D.**^(b), Nerušil P., Šedek A., Herout M., Smutný V. (2017): Půdoochranné technologie pěstování kukuřice seté, workshop VÚRV a VÚMOP, Jevíčko

Kincl, D.^(b), Nerušil, P., Šedek, A., Herout, M., Menšík, L., (2016): Vliv půdoochranné technologie pásového zpracování půdy na produkci silážní kukuřice, workshop VÚMOP a VÚRV, Jevíčko

V. příloha: Odborný životopis

Jméno a příjmení, tituly: David Kincl, Ing.

Adresa bydliště: Zrzavého 1080/6, Praha 6 Řepy II, 163 00

Telefon: +420 702 169 423

Email: Kincl.David@seznam.cz

Datum narození: 22. dubna 1984

Místo narození: Praha

Dosažené vzdělání:

2018 – současnost

Česká zemědělská univerzita v Praze, Fakulta životního prostředí.

Doktorský studijní program – Krajinné inženýrství

Studijní obor – Úpravy vodního režimu krajiny, Katedra plánování krajiny a sídel

Téma – Účinnost a využití mobilních technických opatření v podmínkách českého zemědělství

2008 - 2010

Česká zemědělská univerzita v Praze, Fakulta životního prostředí.

magisterské studium – Krajinné inženýrství, zakončeno státní závěrečnou zkouškou s titulem Ing.

2005 – 2008

Česká zemědělská univerzita v Praze, Fakulta životního prostředí

bakalářské studium – Krajinné inženýrství, zakončeno státní závěrečnou zkouškou s titulem Bc.

Pracovní zkušenosti:

2014 - současnost

Výzkumný ústav meliorací a ochrany půdy, v. v. i. – Odd. pedologie a ochrany půdy
pozice: Vedoucí výzkumný pracovník báze eroze

2009 - 2014

AGROPLAN, spol. s r.o. – pozice: Projektant pozemkových úprav
uděleno úřední oprávnění k projektování

Vědecké granty:

vedené projekty

NAZV QK1710242: Mobilní technická protierozní opatření pro pěstování kukuřice, doba řešení 2017 – 2021.

NAZV QJ1510179: Komplexní půdoochranné technologie zakládání *Zea mays* L. v rámci reintenzifikace rostlinné výroby, doba řešení 2015 – 2018.

NAZV QK1910334: Inovace šetrných systémů pěstování kukuřice s využitím podsevočných plodin k omezení degradace půdy a zlepšení hospodaření s vodou v podmínkách měnícího se klimatu, doba řešení 2019 – 2023.

NAZV QJ1610418: Komplexní půdoochranné technologie pro pěstování chmele otáčivého, doba řešení 2016 – 2018.

TAČR TH02030642: Nové postupy v managementu zpracování půdy vedoucí k snížení znečištění vod z nevodových zdrojů, doba řešení 2017 – 2020.

QK22020053: Podmínky pěstování kukuřice seté na silně erozně ohrožené půdě, doba řešení 2022-2024

účastník projektů

NAZV QK1810463: Vývoj nové formy probiotické superabsorbční podestýlky s následným využitím pro zadržení dešťové vody v půdě, doba řešení 2018 – 2021.

TAČR TITSMZP717: Systém krajinných úprav pro adaptaci zemědělské (lesozemědělské) krajiny na klimatickou změnu v období 2030+, doba řešení 2018 – 2022.

NAZV QK1910170: Zajištění dlouhodobé konkurenceschopnosti českého chmelařství na základě implementace principů precizního zemědělství a technologií smart farming, doba řešení 2019 – 2023.

Ministerstvo zemědělství – funkční úkol 2017: Ověřování půdoochranných technologií s možností zařazení technologie do seznamu půdoochranných technologií využitelných v rámci plnění podmínek standardu DZES 5 a upřesňování hodnot faktoru ochranného vlivu vegetace (smlouva o dílo č. 622-2016-10052).

Ministerstvo zemědělství – funkční úkol 2019: Vyhodnocení postupů šetrných k životnímu prostředí v rámci PRV a dopadů intervencí na stav organické hmoty, biologickou aktivitu v půdě a erodovatelnost půdy (smlouva o dílo č. 306-2018-14132).

Zpracované projektové dokumentace:

KoPÚ Konojedy, KoPÚ Boreč, KoPÚ Chotutice, KoPÚ Pchery, DSP hrázky Kadlín, LBK 81 Hostín, DTR Skramouš suchá nádrž a úprava vodoteče, DTR suchá nádrž Blinka

Členství v organizacích:

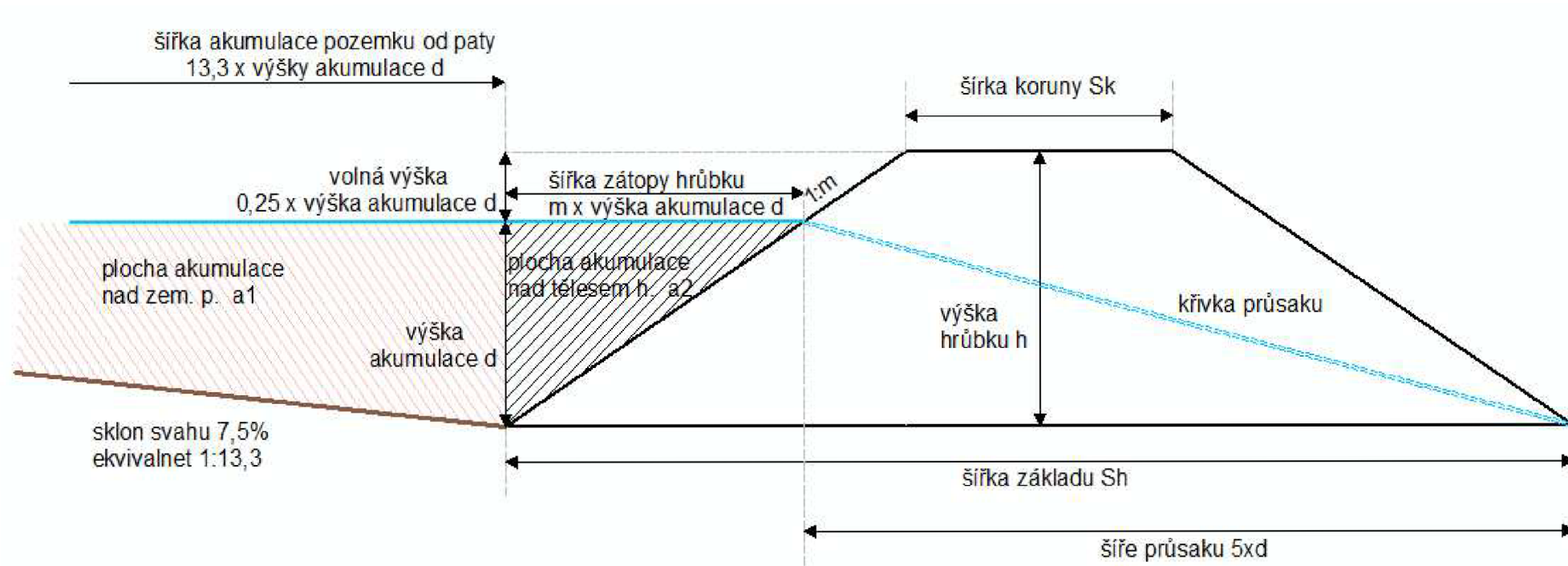
Českomoravská komora pro pozemkové úpravy – člen výboru komory

Další znalosti a dovednosti:

Anglický jazyk, MS Office, ArcGIS 10, Topol xT 10.0, Qgis, ERCN, Sketch Up

VI. příloha: Modelový výpočet stanovení výšky hrůbku

Schéma jednotlivých parametrů hrůbku



Základní podmínky pro návrh systému vrstevnicových hrůbků na zemědělském pozemku:

- sklon zemědělského pozemku 2,5 %
- 10-letý srážkový úhrn za 24 hodin 55,4 mm
- roční srážkový úhrn 650 mm
- půda na pozemku se zrnitostí hlinitou
- poměr povrchového odtoku 0,6- 60 % srážky povrchově odteče
- Hodnota infiltrace > 3 cm/h
- Pokryvnost povrchu nízká, pěstování širokořádkových kultur bez rostlinných zbytků

Nejprve byl spočítán vertikální a horizontální interval. U vertikálního musíme stanovit koeficient X, který vzhledem k ročním srážkám 650 mm odpovídá dle tabulky hodnotě 0,8. Za koeficient Y se dle tabulek dosadí průměrná hodnota 1,5. Sice nasycená hydraulická vodivost je klasifikována jako střední až vyšší (> 3 cm/h), ale je očekávána nižší pokryvnost v důsledku pěstování širokořádkových plodin. Sklon svahu S se uvádí v procentech pro oba kalkulované intervaly.

$$VI = 0,3 \times (X \times S + Y)$$

$$VI = 0,3 \times (0,6 \times 7,5 + 1,5)$$

Vertikální interval hrůbku VI = 1,8 m

$$HI = \frac{VI}{S} \times 100$$

$$HI = \frac{1,8}{7,5} \times 100$$

Horizontální interval hrůbku HI = 24 m

Následně se vypočte plocha potenciální povrchové akumulace. Zde je potřeba správně dosadit N-letý srážkový úhrn v jednotkách metrů.

$$A = R \times P \times HI$$

$$A = 0,0554 \times 0,6 \times 24$$

$$\text{potřebná plocha akumulace } A = 0,798m^2$$

Plocha potřebné akumulace musí odpovídat ploše akumulace, která se vytvoří na zemědělském pozemku za hrůbkem a_1 a ploše akumulace nad tělesem hrůbku a_2 . Obě tyto plochy mají tvar pravoúhlého trojúhelníku, tedy je upraven tvar rovnice a následně se odvodí potřebná výška akumulace d .

$$a_1 + a_2 = 0,798m^2$$

$$\frac{1}{2} \times d \times 13,3d + \frac{1}{2} \times d \times 1,5d = 0,798m^2$$

$$7,42d^2 = 0,798$$

$$d^2 = 0,107$$

$$\text{výška akumulace } d = 0,33 \text{ m}$$

Abychom získali konečnou výšku hrůbku, musí být výška akumulace navýšena o 25 % tzv. volnou výšku. Ta má u hrůbku omezit možnost přelití.

$$h = d \times 1,25$$

$$h = 0,33 \times 1,25$$

$$\text{výška hrubku } h = 0,41 \text{ m}$$

Dále je potřeba stanovit šířku základu hrůbku, která je součtem šířky zátopy nad hrůbkem (sklon hrůbku m s násobkem výšky akumulace d) + šířky průsaku (uváděna jako 5 násobek výšky akumulace).

$$Sh = md + 5d$$

$$Sh = 1,5 \times 0,33 + 5 \times 0,33$$

šířka dna hrůbku $Sh = 2,15 \text{ m}$

V posledním kroku se pouze provede dopočet šířky koruny, kdy od stanovené šíře základu se odčte šíře návodní a vzdušné strany hrůbku v základu.

$$Sk = Sh - 2 \times m \times h$$

$$Sk = 2,15 - 2 \times 1,5 \times 0,41$$

šířka koruny hrůbku $Sk = 0,92 \text{ m}$