

Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích
Biologická fakulta



Bakalářská diplomová práce

Vliv eroze na kvalitu půdy

Vypracoval: Pavel Hosnedl
Vedoucí práce: Ing. Eva Semančíková

České Budějovice 2007

Prohlašuji, že jsem svoji bakalářskou práci vypracoval samostatně, pouze s využitím pramenů a literatury uvedených v seznamu citované literatury.

Prohlašuji, že v souladu s § 47b zákona č. 111/1998 Sb. v platném znění souhlasím se zveřejněním své bakalářské práce, a to v nezkrácené podobě elektronickou cestou ve veřejně přístupné části databáze STAG provozované Jihočeskou univerzitou v Českých Budějovicích na jejích internetových stránkách.

V Českých Budějovicích,

Dne 9. května 2007

.....
Pavel Hosnedl

Abstrakt

Eroze v současné době představuje celosvětový problém. Ve své práci jsem se zaměřil na zkoumání jejího vlivu na kvalitu půdy, zejména pak na obsah humusu, který je často užíván jako jedno z kritérií při posuzování kvality půdy. Součástí práce je návrh na sledování změn obsahu humusu v čase a v závislosti na managementu a sklonitosti. Bakalářská práce byla zpracována formou literárního přehledu, v němž jsem udělal průřez toho, jaké výzkumy v této oblasti již byly provedeny.

Nowadays, erosion is a global problem. This thesis is aimed at studying the impact of erosion on the soil quality, especially at humus content in soil. Humus content and humus quality is usually used as a criterion for assessing a soil quality. The proposal of methodology for monitoring of humus content change in time and dependence of its content on land management and steepness of slope is a part of the thesis. This thesis is written as a literary summary of studies which have been done so far.

Hosnedl, P., 2007. Vliv eroze na kvalitu půdy [An Impact of Erosion on Soil Quality, Bc. Thesis in Czech]. 35 pp. Faculty of Biological Sciences, University of South Bohemia, České Budějovice, Czech Republic.

Obsah:

I. Úvod a cíle	6
II. Co je eroze a její dělení	7
II. 1. Rozdělení eroze podle rychlosti	7
II. 2. Rozdělení eroze podle činitele	8
II. 3. Rozdělení eroze podle formy odtoku	8
II. 4. Rozdělení eroze podle místa působení	9
III. Příčiny vzniku vodní eroze	9
IV. Důsledky eroze	12
IV. 1. On-site efekty	12
IV. 2. Off-site efekty	14
V. Vliv eroze na organickou složku půdy	15
V. 1. Rozdělení organické hmoty	16
V. 2. Humus	17
VI. Protierozní opatření	18
VI. 1. Organizační protierozní opatření	19
VI. 2. Agrotechnická protierozní opatření	20
VI. 3. Technická protierozní opatření	21
VII. Návrh sledování změn humusu ve vztahu k erozně náchylným plochám	22
VII.1. Cíle	22
VII.2. Hypotézy	22
VII.3. Výběr pokusných ploch	23
VII.4. Odběr půdních vzorků a analýzy	24
VIII. Diskuse a závěr	25
VIII.1. Porovnání výsledků z literatury	25
VIII.2. Rizika při zpracování výsledků	27
VIII.3. Využitelnost výsledků v praxi	27
VIII.4. Závěr	28
IX. Reference	28
X. Přílohy	32

I. Úvod a cíle

Půda je v zásadě neobnovitelný zdroj a velmi dynamický systém, který zajišťuje řadu funkcí a poskytuje služby nezbytné pro lidské činnosti a pro přežití ekosystémů. Na základě dostupných informací lze usuzovat, že v průběhu několika posledních desetiletí se značně zvýšila intenzita procesů degradace půdy, a existují důkazy, že pokud se neuskuteční žádná opatření, tato intenzita se ještě zvýší (Směrnice na ochranu půdy 2006/0086 (COD)).

Význam eroze umocňuje skutečnost, že půda je základem všech suchozemských ekosystémů. Proto se eroze netýká jen kvality půdy či půdy samotné, ale má vliv na celé ekosystémy. Nemalou měrou je erozí ovlivněna i řada různých odvětví lidské činnosti od zemědělství (e.g. Brady, Weil 2002, Janeček et al. 2005) a s tím související výživy obyvatel (e.g. Kelley 1983), přes vodohospodářství (e.g. Tlapák et al. 1992), dopravu (e.g. Floor 2000), až po možnosti rekreace a lidské zdraví (e.g. Tlapák et al. 1992). Vzhledem k tomu, že některá ze zmíněných odvětví, zejména zemědělství, se podílí na ekonomice státu (v některých zemích velmi významně), je eroze považována i za problém sociální.

Tyto skutečnosti vedly ke vzniku již zmíněné Směrnice na ochranu půdy, která požaduje mj. zřídit společný rámec na ochranu půdy, určit, popsat a posoudit vliv některých odvětvových politik na degradaci půdy, učinění preventivních opatření proti degradaci půdy, určení oblastí ohrožených erozí, úbytkem organické hmoty (SOM – Soil Organic Matter), utužováním, zasolováním a sesuvy a zřízení vnitrostátních programů opatření (Směrnice na ochranu půdy 2006/0086 (COD)).

Kvalita půdy určitě není nové téma. Ve své práci jsem se zaměřil na problematiku eroze, na způsoby různého využívání půdy a s tím související kvalitu půdy, zejména pak na humus. Všechny tři činitele se mezi sebou vzájemně ovlivňují. Změní-li se jeden, změní se všechny.

Cílem této práce je na základě literárního přehledu:

- popsat a rozdělit erozi
- popsat příčiny vzniku eroze
- popsat důsledky eroze (především eroze vodní)

- popsat vliv eroze na organickou složku půdy (SOM – Soil Organic Matter), zejména pak na humus
- navrhnout metodiku sledování změn humusu v půdě v čase a v závislosti na managementu

Hypotézy:

Ve své práci jsem vycházel z faktu, že eroze snižuje obsah humusu, potažmo organické hmoty v půdě. Pro účel návrhu metodiky sledování změn humusu v půdě v čase a v závislosti na managementu předpokládám, že obsah humusu bude v čase klesat a na orné půdě, která je erozně náchylnější, bude nižší než na trvalém travním porostu. Taktéž by měl být nižší na svazích o vyšším sklonu než na svahu mírnějším.

II. Co je eroze a její dělení

Erozi rozumíme proces, při němž je půda přirozeně odstraňována ze zemského povrchu působením vody a větru. Slovo „eroze“ je latinského původu a je odvozeno od slova „erodere“ – rozhlodávat (Janeček et al. 2005). Dělíme ji podle rychlosti ubývání půdy na erozi přirozenou (či pozadřovou) a zrychlenou (Floor 2000, Brady, Weil 2002, Favis-Mortlock 2005, Janeček et al. 2005), podle činitele na vodní, sněhovou a větrnou (Floor 2000, Favis-Mortlock 2005, Janeček et al. 2005), podle formy odtoku na plošnou, rýhovou, výmolovou a proudovou (Floor 2000, Brady, Weil 2002, Janeček et al. 2005, Favis-Mortlock 2005) nebo podle místa působení na on-site a off-site efekt (Brady, Weil 2002, Favis-Mortlock 2005).

II. 1. Rozdělení eroze podle rychlosti

Pozadřová nebo přirozená eroze (Brady, Weil 2002, Favis-Mortlock 2005) probíhá cca. 450 mil. let – od doby, kdy první suchozemské rostliny vytvořily první půdu (Favis-Mortlock 2005). Rychlost přirozené eroze je srovnatelná s rychlostí tvorby půdy (Favis-Mortlock 2005) a oba procesy jsou tedy v rovnováze.

Zrychlená eroze způsobuje degradaci půdy (Favis-Mortlock 2005) všude na tam, kde člověk změnil přírodní ekosystémy na zemědělsky obdělávanou půdu (Floor 2000).

II. 2. Rozdělení eroze podle činitele

Vodní eroze spočívá v rozrušování zemského povrchu dešťovými kapkami a povrchovým odtokem (Floor 2000, Favis-Mortlock 2005, Janeček et al. 2005). V ČR je tento typ eroze nejčastější. Vodní eroze v ČR ohrožuje 1,4 mil ha zemědělského půdního fondu (ZPF), což představuje cca 33 % ZPF (MZe 2004). V současné době orná půda tvoří 72 % ZPF (MZe 2004), to znamená, že téměř polovina orné půdy je různým stupněm vodní eroze ohrožena (Janeček et al. 2005).

Sněhová eroze odnáší při tání půdu stejně jako déšť (Favis-Mortlock 2005), oproti vodní erozi má však určitá specifika (Janeček et al. 2005), např. kinetická energie sněhových srážek, která působí na zemský povrch je zcela zanedbatelná (Bernsdorf, Richter, Schmidt 1995). Eroze tedy probíhá při tání.

Stejně jako může tekoucí voda odnášet částičky půdy, může je odnášet i vanoucí vítr. Větrná eroze se projeví, překročí-li rychlost větru přípustnou mez, tzv. kritickou rychlost (Janeček et al. 2005). Ta je pro suchý písek již $3,3 \text{ m}\cdot\text{s}^{-1}$ (Janeček et al. 2005). Jemná zrnka jsou transportována snadno (pokud nejsou mokrá) a pokud jsou tak drobná jako jíl, vzlétnou a velmi neochotně opět usedají na zemský povrch. Písková zrna ve velikosti 0,1-1 mm se pohybují jakýmsi poletováním jako např. list papíru, větší částice se kutálí (Floor 2000). Na rozdíl od vody může vítr tyto částičky přemísťovat na vzdálenost až několika tisíc kilometrů, přes moře na jiné kontinenty. Může půdu transportovat i do kopce. Navíc voda teče většinou jen ve stružkách, kdežto vítr fouká všude (Floor 2000).

II. 3. Rozdělení eroze podle formy odtoku

Plošná eroze probíhá při dešti jako první. Když kapka dopadne na holou zem, její kinetická energie je schopná oddělit malé půdní částičky a přemístit je na malé vzdálenosti (Favis-Mortlock 2005, Janeček et al. 2005). Podle Floora (2000) a Morgana (2005) je dopadání kapek nejničivějším momentem dešťové eroze. Voda se poté vsakuje. Je-li intenzita srážek větší než rychlost vsakování, voda stéká z kopce dolů a tvoří nejprve tenký difúzní film (Janeček et al. 2005, Favis-Mortlock 2005). Vytvoření filmu zmírňuje účinky dešťových

kapek, protože pohltí část energie dopadající vody. Dosáhne-li tloušťka filmu trojnásobku mediálního průměru dešťových kapek, je jejich přímé působení na povrch půdy zcela eliminováno (Janeček et al. 2005). Účinek dešťových kapek se projevuje zvýšením turbulence povrchového odtoku při dopadu kapky (Janeček et al. 2005).

Voda stékající ve formě plošného odtoku se zachycuje ve svahových prohlubních (Janeček et al. 2005). Když se tyto prohlubně naplní a voda z nich začne přetékat, dochází ke vzniku rýhové eroze. Voda, která odtéká ve formě soustředěného odtoku v potůčcích (Favis-Mortlock 2005, Janeček et al. 2005), má již větší energii, a tak odnáší půdu ve zvýšeném rozsahu (Favis-Mortlock 2005). Pokud se stružky začnou stékat, voda dále získává na síle (Floor 2000). Eroze se zhorší tak, že stružky už nevypadají jako stružky a mluvíme o výmolové erozi (Brady, Weil 2002, Janeček et al. 2005).

II. 4. Rozdělení eroze podle místa působení

On-site efektem rozumíme přímé ovlivnění stanoviště v místě srážek, resp. rozrušování povrchu půdy vodou (Brady, Weil 2002, Favis-Mortlock 2005) a její odnos vodou (Brady, Weil 2002, Favis-Mortlock 2005) a větrem (Favis-Mortlock 2005). Jedná se o ztrátu kvality a produktivity půdy, což vede ke snížení produkce (Lal 1998).

Oproti tomu off-site efekt se projevuje tam, kde se odnesená půda či látky (ať už větrem nebo vodou) usazují (Brady, Weil 2002, Favis-Mortlock 2005, Morgan 2005). Mají nepříznivé environmentální (např. ovlivnění kvality vody a ovzduší) a navazující ekonomické (např. náklady na čištění, škody na infrastruktuře) následky (Lal 1998).

Bližší viz kapitola IV. – Důsledky eroze

III. Příčiny vzniku vodní eroze

Vznik, průběh a intenzita erozního procesu je ovlivněna kombinovaným působením řady přírodních a člověkem ovlivněných podmínek (Wall et al. 1987, Janeček et al. 2005). Tyto faktory lze rozdělit na klimatické a hydrologické, morfologické, půdní, vegetační, způsob využívání a obhospodařování půdy. Z těchto faktorů se vychází při stanovování dlouhodobé

ztráty půdy z pozemků. Tyto ztráty se počítají pomocí tzv. univerzální rovnice pro výpočet ztráty půdy (Universal Soil Loss Equation – USLE) (viz Příloha č. 1), kterou sestavili Wischmeier a Smith (1978):

$$G = R \cdot K \cdot L \cdot S \cdot C \cdot P, \text{ kde:}$$

G – průměrná dlouhodobá ztráta půdy za rok [$t \cdot ha^{-1} \cdot rok^{-1}$]

R – faktor erozní účinnosti deště [$MJ \cdot ha^{-1} \cdot cm \cdot h^{-1}$]

K – faktor erodovatelnosti půdy [$t \cdot ha^{-1}$]

L – faktor délky svahu

S – faktor sklonu svahu

C – faktor ochranného vegetačního pokryvu

P – faktor účinnosti protierozních opatření

Klimatické a hydrologické faktory zahrnují zeměpisnou polohu, nadmořskou výšku, které ovlivňují množství, distribuci a intenzitu srážek, povrchový odtok, teplotu, oslunění, výpar a výskyt, směr, četnost a sílu větrů (Wall et al. 1987, Brady, Weil 2002, Janeček et al. 2005). Čím jsou srážky intenzivnější, tím horší je i eroze (Wall et al. 1987, Floor 2000, Janeček et al. 2005). V rovnici USLE je představuje faktor R, vyjádřený v závislosti na četnosti výskytu, úhrnu, intenzitě a kinetické energii deště (Wischmeier, Smith 1978, Janeček et al. 2005, Morgan 2005). Deště o vydatnosti do 12,5 mm, oddělené od předchozích a následných srážek alespoň šestihodinovou přestávkou, a deště, jejichž maximální intenzita nepřekročí $24 \text{ mm} \cdot h^{-1}$, se v rovnici neuvažují (Wischmeier, Smith 1978) a předpokládá se, že se veškerá voda vsákne a nedochází při nich k odtoku (Janeček et al. 2005). Pro ČR je průměrná hodnota R faktoru $20 \text{ MJ} \cdot ha^{-1} \cdot cm \cdot h^{-1}$ (Janeček et al. 2005).

Morfologickými faktory rozumíme sklon území, délku a tvar svahu, expozici a návětrnost (Janeček et al. 2005). Na hodně svažitém, dlouhém a exponovaném pozemku je eroze silnější než na mírnějším, kratším a méně exponovaném svahu. Tvar svahu určuje, v jakých místech plošná eroze přejde v rýhovou (Janeček et al. 2005).

Půdními faktory jsou povaha horninového substrátu, půdní druh a typ, textura a struktura půdy, její vlhkost, zvrstvení a obsah SOM (Janeček et al. 2005, Morgan et al. 2005). Půdní faktory ovlivňují vsakovací schopnost půdy, a tím i erozi, protože v okamžiku, kdy intenzita deště překročí vsakovací schopnost půdy, vzniká povrchový odtok (Floor 2000, Janeček et al. 2005). Pro vodní erozi je náchylnost půdy k erozi stanovena faktorem erodovatelnosti půd, který vychází z infiltrační schopnosti půdy a odolnosti povrchu půdy a půdních agregátů proti rozrušujícímu účinku dopadajících kapek deště a transportu povrchovým odtokem (Janeček et al. 2005). Pro naše podmínky jsou hodnoty faktoru erodovatelnosti půd stanoveny pro jednotlivé bonitované půdně ekologické jednotky (BPEJ) a pohybují se v rozmezí 0,16-0,66 (Janeček et al. 2005, Vopravil 2006).

U větné eroze závisí erodovatelnost na obsahu jílnatých částic ($< 0,01$ mm) a drsnosti povrchu. Vyšší drsnost zvětšuje turbulence, které zesilují erozi, vlhkost půdy naopak zvyšuje vzájemnou soudržnost půdních částic (Janeček et al. 2005). Při intenzivním větru nebo v období sucha může dojít k velmi výraznému snížení vlhkosti na povrchu půdy, což sníží pevnost vzájemných vazeb mezi částicemi půdy a usnadní jejich transport větrem (Wall et al. 1987). Ke stejnému jevu dochází v „suchých“ zimách, kdy na zemi neleží sněhová pokrývka a mrzne (Wall et al. 1987).

Mezi **vegetační faktory** řadíme hustotu a délku trvání vegetačního krytu (Wall et al. 1987, Tlapák et al. 1992, Brady, Weil 2002, Janeček et al. 2005, Morgan et al. 2005). Eroze je nejhorší na nechráněné orné půdě (Tlapák et al. 1992, Janeček et al. 2005). Vegetační pokryv snižuje erozi velmi významnou měrou tím, že půdu chrání před účinkem dopadajících kapek (Wall et al. 1987, Brady, Weil 2002, Morgan et al. 2005).

Člověk ovlivňuje erozi nejen polohou, tvarem a směrem obdělávání pozemků, ale i **managementem**, tedy technologií obdělávání a střídáním plodin (Brady, Weil 2002, Stolte 2003, Janeček et al. 2005, Morgan 2005). Pokud se plodiny nestřídají, dojde k jednostrannému vyčerpání půdy (Tlapák et al. 1992, Janeček et al. 2005). Vyčerpání půdy se projeví úbytkem organické hmoty a tím snížením pevnosti agregátů. To usnadní odnos půdy. V řadě případů je eroze podporována pěstováním nevhodných plodin na pozemcích náchylných k erozi (zejména svažité pozemky). Nevhodné jsou především širokořádkové plodiny, jako kukuřice, řepa či brambory (Tlapák et al. 1992). Tyto plodiny půdu téměř nezpevňují, navíc díky velkým mezerám mezi řádky ji ani nechrání proti účinku dešťových kapek, což vede k tomu, že voda může bez problémů odnášet značné množství půdy (Tlapák et al. 1992, Janeček et al. 2005). Ani pastviny, které jsou jinak nejvhodnějším využíváním

půdy, nejsou před erozí dokonale chráněny. Pokud jsou přepásány nad únosnou míru, dochází k obnažení půdy, popř. ke značnému narušení drnu kopyty, půdní organizmy vyhynou, půda ztratí úrodnost a to vede k dalšímu snížení vegetačního pokryvu, a navíc dojde ke zhutnění půdy, což sníží její vsakovací schopnost (Floor 2000).

V souvislosti s klimatem se musíme obávat globálních změn klimatu, neboť při oteplení budou častější přívalové deště. Tím dojde k prudkému zvýšení eroze (Floor 2000). Změna klimatu má silný vliv i na organickou složku půdy, zejména na uhlík (Robert et al. 2004). V budoucnosti bude tento vliv ještě větší, protože růst průměrné teploty bude mít hlavní vliv na dynamiku uhlíku, zejména v severských a hornatých oblastech (Robert et al. 2004).

IV. Důsledky eroze

Eroze pro nás může mít nedozírné následky. Ač se to zdá být nepravděpodobné, ovlivňuje velkou měrou i ostatní složky životního prostředí. Eroze se projevuje dvěma různými způsoby, tzv. on-site a off-site efekty (viz kapitola II. – Eroze a její dělení).

IV. 1. On-site efekty

Eroze, ať už vodní nebo větrná, působí největší škody právě samotným odnosem půdy (Brady, Weil 2002). Tlapák et al. (1992) uvádí, že účinek eroze může dosáhnout té míry, že naprosto znemožní polní hospodářství a připustí jen trvalé travní porosty, popřípadě zalesnění půdy. Hlavním důvodem je odnos ornice (Janeček et al. 2005). Brady a Weil (2002) oproti tomu uvádějí, že degradace kvality půdy má daleko větší následky, než množství odnesené půdy, protože jsou erozí odnášeny nejkvalitnější půdní částice a živiny, spolu s organickou hmotou. Stejní autoři poukazují na výzkumy, které ukázaly, že obsah organické hmoty ve zerodovaném materiálu byl i vyšší než v původní ornici.

Působením eroze se mění zejména fyzikální vlastnosti půdy: struktura, textura, vsakovací schopnost, pórovitost, dochází ke zhutnění půdy aj. (Janeček et al. 2005). Změnami fyzikálních vlastností půdy se podrobně zabývali např. Six et al. (2000), Kutílek (2004), a Janeček et al. (2005).

Strukturou půdy nazýváme způsob, jakým jsou uspořádány půdní částice v půdě. Mohou v ní být volně, ale mnohem častěji jsou spojeny do agregátů z různě velkých částic (Brady, Weil 2002, Janeček et al. 2005). Struktura je důležitý parametr půdy, protože jejím prostřednictvím probíhají biologické a fyzikální procesy v půdě (Six et al. 2000). Ke změně struktury může dojít např. tak, že se odplaví ornice a obnaží se tak tzv. podorničí, které má vyšší obsah jílu (Janeček et al. 2005). Jílové částice jsou menší, a tím dojde ke zvýšení celkového obsahu pórů, které jsou ale menší, a začnou převažovat kapilární póry. Vodní kapacita se tím sice zvýší, ale voda je pro rostliny hůře dostupná, protože je poutána většími kapilárními silami (Janeček et al. 2005). Oproti tomu se snižuje infiltrační schopnost půdy a zvyšuje povrchový odtok. Tyto agregáty jsou méně stabilní než v originálním povrchovém nebo smíšeném horizontu. Rovněž jsou snadněji rozrušovány dešťovými kapkami (Janeček et al. 2005).

Textura (nebo také zrnitost) udává velikost a poměrné zastoupení jednotlivých půdních frakcí. Velmi významně se podílí na průběhu pedogenetických procesů, ale i na agronomické a ekologické charakteristice půdy (Sáňka, Materna 2004). Texturou rozumíme velikost půdních částic (Brady, Weil 2002). Změna textury navazuje na rozrušování agregátů, kdy jsou uvolněné částičky odplaveny a dále se obnažuje podorničí s vyšším obsahem jílu (Janeček et al. 2005). Na polích dochází k výraznému splavování jemných jílových a prachových částic z horních transektů a jejich ukládání v dolních transektech. V horních transektech zůstávají hrubší částice písku. U trvalých travních porostů je obdobně jako u polí patrný rozdíl v obsahu prachu a písku mezi transekty, rozložení jílu v rámci svahu je ale více rovnoměrné (Semančíková et al. 2006). Je to dáno vyšším obsahem organické hmoty, která na sebe váže jílovité částice a tvoří tak půdní agregáty, které jsou k erozi méně náchylné (Morgan 2005).

Poškození struktury a změna textury snižuje propustnost pórů, provzdušněnost, infiltraci a zvyšují objemovou hmotnost. Takto poškozená půda je daleko náchylnější ke zhutnění a tvrdnutí (USDA NRCS October 2003, Janeček et al. 2005). Ke zhutnění půdy dochází také při dešti, kdy na ni dopadají kapky vody. Výsledkem je vytváření škraloupu na povrchu půdy v důsledku ucpávání pórů jílovými částicemi uvolněnými z rozpadlých agregátů (Tlapák et al. 1992, Janeček et al. 2005). Podle Janečka et al. (2005) povrchový škraloup způsobuje snížení infiltrační kapacity půdy v průměru o 90 %, což vede ke zvýšení povrchového odtoku, a tím i eroze.

Dalším z projevů degradace půdy je změna chemických vlastností půdy. Eroze půdy má vliv na tři hlavní vlastnosti. Dochází k vymývání živin, obnažení podorničí s nízkou přirozenou

úrodností a vyšší kyselostí a snížení obsahu organické hmoty a humusu v půdě (Tlapák et al., 1992, Janeček et al. 2005; viz kapitola V. – Vliv eroze na organickou složku).

Všechny uvedené změny (fyzikálních i chemických vlastností) vedou ke snížení úrodnosti půdy.

IV. 2. Off-site efekty

Odnosem půdy a vymýváním živin nastávají tzv. off-site efekty. Jsou jimi zejména zanášení vodních toků, znečištění podzemních vod, eutrofizace a prach ve vzduchu. Erozní procesy tj. eroze – transport – sedimentace, přispěly i k vymezení půdního typu koluvizem (v ČR od roku 2001). Jedná se o půdy, které vznikly akumulací erozních sedimentů ve spodních částech svahů a v konkávních prvcích svahů a terénních průlezích (Sáňka, Materna 2004). Mocnost akumulovaného horizontu musí překračovat minimálně 25 cm (Jandák et al. 2004, Sáňka, Materna 2004). Koluvizem má nepravidelný obsah organických látek a různý stupeň vrstevnatosti (Jandák et al. 2004). Tento typ půdy nebyl dosud mapován a klasifikován (Jandák et al. 2004, Sáňka, Materna 2004). Jejich vymezení pomůže při hodnocení skutečné eroze a identifikace datování odlesnění (Sáňka, Materna 2004). Na obr. 1 můžeme vidět sedimentaci odneseného materiálu.

Obr. 1.: Akumulace půdy ve spodní části svahu na kukuřičném poli u obce Malonice (okres Klatovy)



Transportem erozních splachů a smyvů jsou znečišťovány především povrchové vody. Zanášením toků se zvyšuje niveleta jejich dna. To vyvolává zvýšení hladiny podzemní vody v pořiční zóně, které se projevuje zamokřením blízkého okolí toku (Tlapák et al. 1992, Brady, Weil 2002, Favis-Mortlock 2005). Velmi nepříznivě se zanášení projevuje u vodních nádrží, a to zmenšováním jejich objemu. Rychlé zanášení se projevuje zejména u malých vodních nádrží v horních částech povodí, ale výrazně jsou zanášeny i rybníky v nížinných povodích (Tlapák et al. 1992). Nezanáší se však jen vodní toky, ale i kanalizace, dochází ke znečištění silnic apod.

Voda odtékající z polí významně ovlivňuje kvalitu povrchových vod (Favis-Mortlock 2005). Díky tomu, že je bohatá na živiny, zejména na dusík a fosfor, způsobuje eutrofizaci (Brady, Weil 2002).

Znečištění podzemních vod je méně výrazné, avšak zemědělská krajina je již dlouhodobě vystavena aplikaci obrovského množství chemických látek v mnoha druzích, koncentracích a s různým stupněm toxicity (Tlapák et al. 1992). Podle stejného autora přítomnost těchto látek v půdě a jejich snadný transport vodou při erozních procesech, které probíhají na velkých plochách, výrazně zvyšují možnost kontaminace povrchových i podzemních vod.

V. Vliv eroze na organickou složku půdy

Vodní i větrná eroze zvyšuje ztráty organické hmoty. V jejím průběhu se hroubí vazby uvnitř agregátů a fyzikálně chráněná organická hmota je vystavena dekompozici a erozi. Povrchová vrstva bohatá na organickou hmotu je vodou či větrem odnášena pryč (USDA NRCS May 2001). Dochází k úbytku organické hmoty v půdě, což je příčinou druhotného znehodnocení půd (Lhotský 1978). Ztráta humusu, potažmo organické hmoty, je nejzávažnějším projevem degradace zemědělského půdního fondu (Sáňka, Materna 2004).

Půda není jednoduchý produkt vzniklý zvětráváním matečných hornin. Je to kombinovaný produkt fyzikálních faktorů řízených klimatem a působením vegetace, který ovlivňuje půdní vlastnosti přidáváním organické hmoty (Robert et al. 2004). Organická složka půdy (Soil Organic Matter – SOM) zahrnuje zbytky rostlin a živočichů v různém stadiu rozkladu, buňky a tkáně půdních organismů a složky vytvořené půdní populací (Brady, Weil 2002). SOM

ovlivňuje několik kritických vlastností půdy; povrchová struktura je stabilnější, zlepši se vsakování a sníží se odtok, zlepši se schopnost vázat živiny a zvýší se počet půdních organismů (USDA NRCS October 2003). Je jak důležitým stavebním prvkem půdy (i když je v minoritě), tak i hlavním zdrojem energie pro živé organismy (Robert et al. 2004), protože zvyšuje zásobu dusíku, fosforu i síry (server Lifestyleblock.co.nz). Podle stejného serveru dále zabraňuje vymývání těchto živin a má pozitivní vliv na kapacitu výměny kationtů.

Díky organické hmotě se také půda lépe prohřívá, protože dává půdě černé zbarvení (server Lifestyleblock.co.nz). Graham a Allan (2001) dále uvádějí, že SOM snižuje výpar a zvyšuje zadržování vody, zejména u písčítých půd. Nejdůležitější role organické složky spočívá v plnění environmentálních funkcí, které zahrnují kvalitu vody, ovzduší nebo ekosystému (Robert et al. 2004).

Organická hmota tvoří (spolu se složkami půdní struktury a makroporositou) dynamickou kvalitu půdy, tzn. že se mění během krátké doby jako odpověď na využití člověkem a management a je silně ovlivněna zemědělskými praktikami (Carter 2002).

Vnímání organické složky půdy je obecně kladné a často je považováno za hlavní složku odpovídající za kvalitu a zdraví půdy (Doran et al. 1996), a to i přes to, že organické složky je v půdě jen přibližně 5 % (Robert et al. 2004). Hodnocení obsahu organické hmoty by mělo sloužit k vyhodnocení potřeb dodávek organické hmoty organickými hnojivy a též k vyhodnocení provádění protierozních opatření a k případnému vyhodnocení jejich účinnosti. Obsah organické hmoty je jedním z možných kritérií pro zpracování diferencovaných hodnot limitních obsahů rizikových prvků v půdě (Sáňka, Materna 2004).

V. 1. Rozdělení organické hmoty

Podle Roberta et al. (2004) organická složka půdy není homogenní, ale skládá se z následujících složek:

- částečně rozložené rostlinné zbytky, z nichž už není patrné, že jde o rostlinné zbytky
- mikroorganismy a mikroflóra, která se účastní rozkladných procesů
- vedlejší produkty mikrobiálního růstu a dekompozice (včetně rozpustné složky a sacharidů)

- humus (nebo také koloidní organická hmota), kde vedlejší produkty podstoupily humifikaci
- nadzemní (zbytky úrody s průměrem menším než 2 cm, rozpoznatelné opadané listy či jehlice) a podzemní nekromasa (odumřelé jemné kořínky s průměrem menším než 2 cm)

V. 2. Humus

Humus je jedna ze složek organické hmoty v půdě (Robert et al. 2004). Jedná se organickou půdní hmotu procházející neustálými změnami, jak po stránce chemického složení, tak i po stránce vlastností a funkcí v půdě (Jandák et al. 2004). Je souborem tmavě zbarvených organických dusíkatých polyfunkčních látek kyselinové povahy, převážně koloidního charakteru, vysoké molekulové hmotnosti, relativně odolných vůči mikrobiálnímu rozkladu (Jandák et al. 2004). Další charakteristikou je cyklická struktura jádra, vazba na minerální část půdy a amfoterní charakter (Jandák et al. 2004). V tomto pojetí se jedná o látky, které prošly kompletně humifikačním pochodem a je označován jako humus vlastní (Jandák et al. 2004). Podle serveru Lifestyleblock.co.nz jde o úplně rozloženou organickou hmotu, která může v půdě přetrvat přes 1000 let.

Obsah humusu v půdě je velmi důležitým parametrem ovlivňujícím úrodnost půdy a funkci půdy v ekosystému (Sánka, Materna 2004). Půda bohatá na humus má strukturu stabilnější a je méně náchylná k erozi a nevzniká na ní tak snadno krusta (USDA NRCS October 2003). Je to proto, že spojuje půdní částičky do agregátů. Mezi nimi jsou pak větší mezery a voda se při dešti snáze vsakuje a méně odtéká po povrchu. Agregáty jsou navíc těžší než samotná zrnka půdy a tudíž nejsou tak snadno odnášena vodou pryč (Stevenson 1972). Tímto způsobem je vlastně chráněna i organická hmota sama, a to nejen před erozí, ale i před mikrobiální dekompozicí (USDA NRCS May 2001).

Humus vodu sice váže, ale nijak významně nepodporuje kapilární jevy a ovlivňuje pórovitost po svém (čím vyšší obsah humusu, tím méně záleží pórovitost na ostatních faktorech) (Lhotský 1978). To souvisí i s příznivým kypřícím účinkem organických látek při vysokých koncentracích jílu, kdy umožňují svým účinkem další zvyšování maximální kapilární vodní kapacity, které by bez nich již nebylo možné (Lhotský 1978). Humus dále může absorbovat a deaktivovat širokou škálu chemikálií, jako jsou např. pesticidy, které se při aplikaci dostaly do

půdy (server Lifestyleblock.co.nz). Obvyklé složení humusu je 50-58 % uhlíku, 4-5 % dusíku a přibližně 1 % síry (Robert et al. 2004).

Humus rozlišujeme podle různých kritérií, jako jsou stupeň disperze, mikroskopické znaky, místo vzniku, botanický původ etc. Podle chemického složení rozdělujeme humus do dvou základních skupin (Jandák et al. 2004):

- nespecifické humusové látky (nehuminové nebo primární látky)
- specifické humusové látky (huminové nebo sekundární látky)

Do první skupiny patří látky organické povahy, lehce rozložitelné, snadno odbouratelné mikroorganismy. Jsou to kromě organických kyselin glycidy, pektiny, bílkoviny, třísloviny, tuky, vosky, pryskyřice aj. (Jandák et al. 2004). Tyto látky nejsou (na rozdíl od specifických humusových látek) tmavě zbarveny a tvoří zásobu energie a živin půdy. Přítomnost této složky humusu je tedy podmínkou pro biologickou aktivitu půdy (Jandák et al. 2004).

Specifické humusové látky jsou charakterizovány vysokou biologickou rezistencí a většinou tmavým zbarvením (Jandák et al. 2004). Jsou tvořeny vysokomolekulárními organickými sloučeninami a tvoří cca 85-90 % z celkové organické hmoty v půdě. Jejich přesná chemická skladba není dostatečně známa (Jandák et al. 2004).

Protože humus je součástí organické složky půdy, jsou jeho funkce obdobné. Navíc různí autoři mají pro pojmy humus a organická složka půdy odlišná kritéria; co je jedním autorem nazýváno organickou složkou, to jiný autor nazývá humusem.

VI. Protierozní opatření

Obsah SOM je závislý na managementu a na erozi. Správným managementem je možné erozi významně snížit a zabránit tak dalším ztrátám SOM. Proto je tedy nutné používat na orné půdě vhodná protierozní opatření. Jejich hlavním úkolem je zabránit škodlivému působení eroze, chránit půdu a zabránit znečištění povrchových vod splachy z půdy (Tlapák et al. 1992). O použití jednotlivých způsobů ochrany rozhoduje jejich účinnost, požadované snížení

smyvu půdy a nutná ochrana objektů při respektování zájmů vlastníků a uživatelů půdy, ochrany přírody, životního prostředí a tvorby krajiny (Janeček et al. 2005). Tato opatření mají vliv na SOM. Mohou zamezit ztrátám SOM, ba dokonce může dojít ke zvýšení obsahu SOM (např. při zatravnění orné půdy).

Ve většině případů jde o komplex organizačních, agrotechnických a technických opatření (Tlapák et al. 1992, Janeček et al. 2005, Morgan 2005). Janeček et al. (2005) ještě doplňuje, že tato opatření se vzájemně doplňují a respektují současné základní požadavky a možnosti zemědělské výroby.

Účelem těchto opatření je podle Janečka et al. (2005):

- chránit půdu před účinky dopadajících kapek deště
- podporovat vsak vody do půdy
- zlepšovat soudržnost půdy
- omezovat unášecí sílu vody a soustředěného povrchového odtoku
- neškodně odvádět povrchově odtékající vodu a zachycovat smytou zeminu

Návrh protierozní ochrany vychází z průzkumu, kterým se získávají podklady k posouzení hydrologických poměrů řešeného území a stanovení erozní ohroženosti, pro volbu systému protierozní ochrany a návrh jeho prvků. Při průzkumu se ověřují a upřesňují zejména hydrologické poměry, organizace a využití půdního fondu, způsob obhospodařování pozemků a aktuálnost mapových podkladů (Janeček et al. 2005).

VI. 1. Organizační protierozní opatření

K opatřením organizačního charakteru se řadí zatravnění pozemků, protierozní rozmístění plodin, pásové pěstování plodin, protierozní oseední postupy a pozemkové úpravy (Tlapák et al. 1992, Janeček et al. 2005).

Zatravnění se týká pozemků prudších než 25 %, drah soustředěného odtoku, pozemků s vysokou hladinou podzemní vody a zalesňují se svahy se sklonem nad 50 % (Janeček et al. 2005).

Protierozní rozmístění plodin má vliv na vznik a velikost povrchového odtoku (Tlapák et al. 1992). Protierozním rozmístění plodin rozumíme pěstování širokořádkových plodin, jako je např. kukuřice, na pozemcích se sklonem nejvýše 8 %, popř. zvýšením jejich nízkého ochranného účinku střídáním s vrstevnicovými pásy obilovin (Janeček et al. 2005).

Protierozní osevň postupy se navrhují s ohledem na ochranu zájmového území. Skladba osevň postupu se podřizuje potřebě ochrany půdy; do osevň postupu se zařazují plodiny s protierozní odolností, tj. travní a jetelotravní porosty, a omezení okopanin na pozemcích se sklonem vyšším než 10° (Tlapák et al. 1992) – souvisí s protierozním umístěním plodin.

Při **pásovém pěstování plodin** se plodiny pěstují buď v pásech pod sebou nebo se používá systém ochranných pásů (doporučuje americký Soil Conservation Service). Pásové střídání plodin spočívá v obdělávání půdy ve směru vrstevnic v kombinaci se střídáním pásů plodin nedostatečně chránících půdu a pásy plodin chránících půdu (Tlapák et al. 1992, Janeček et al. 2005). Podle Janečka et al. (2005) jsou tyto pásy stejně široké s přípustnou odchylkou 10 % a jejich šířka se volí dle šířky mechanizačních prostředků a je doporučována v závislosti na svažitosti pozemku. Voda odtékající z pásu, který není dostatečně chráněn, musí být zachycena v pásu chránícím půdu (Tlapák et al. 1992). Doporučují se i nestejně široké pásy trvalých travních porostů, umožňující stejnou šíři plodinových pásů na různě svažitém pozemku (Janeček et al. 2005).

Princip **pozemkových úprav** spočívá v úpravě pozemku na obdélníkový tvar s tím, že delší strana je ve směru vrstevnic a kratší ve směru spádnice. Toto přispívá ke snížení nepřerušené délky pozemků po spádnici a tím ke snížení eroze (Janeček et al. 2005). Pozemkovým úpravám je třeba věnovat zvláštní pozornost kolem vodárenských nádrží. Navržená opatření v těchto oblastech musí zajistit ochranu před půdními smyvvy, které by mohly znehodnotit kvalitu vody v nádrži a vést k jejímu zanesení (Tlapák et al. 1992).

VI. 2. Agrotechnická protierozní opatření

Opatření agrotechnického charakteru navazují na opatření organizačního charakteru a zahrnují vrstevnicové obdělávání půdy, ochranné obdělávání půdy (Conservation tillage) a protierozní technologie pěstování různých plodin (Tlapák et al. 1992, Brady, Weil 2002, Janeček et al. 2005)

Vrstevnicovým obděláváním rozumíme orbu po vrstevnicích nebo s minimálním odklonem od vrstevnic (Tlapák et al. 1992, Janeček et al. 2005) oboustrannými otočnými pluhy, které

překlápějí půdu proti svahu. Odhaduje se, že tímto způsobem je možno zadržet až 10 tun ornice na každém hektaru, která by se při orbě po spádnici odplavila pryč (Janeček et al. 2005).

Ochranné obdělávání půdy je v podstatě redukované obdělávání zmenšováním počtu operací jejich slučováním při současné ochraně povrchu půdy rostlinnými zbytky (Janeček et al. 2005). Existuje mnoho systémů ochranné orby, ale všechny mají společné to, že při jejich provádění zůstává podstatná část rostlinných zbytků na povrchu půdy (Brady, Weil 2002). Při dešti je půda chráněna před dopadajícími kapkami, a když vane vítr, půda je schovaná pod touto vrstvou a nedochází k jejímu odnosu (server Kenyon.edu). Ochranná orba také významně redukuje vymývání živin nebo jejich navázání do sedimentu (Brady, Weil 2002). Výhody ochranného obdělávání spočívají ve zvýšení vlhkosti, zlepšení infiltrace, omezení vzniku krusty, omezení eroze a šetří čas, palivo i peníze, protože se sníží počet pojezdů (Brady, Weil 2002, Janeček et al. 2005). Nevýhody představuje snížení teploty, zvýšené riziko zaplevelení a potřeby herbicidů, zvýšení množství škůdců a rozšíření chorob rostlin, potřeby výkonnějších traktorů a dražších bezorebných secích strojů, předplodiny a podplodiny odčerpávají vláhu a živiny (Janeček et al. 2005).

Tato ochrana je důležitá zejména do doby, než semena vyklíčí (server Kenyon.edu). Výše uvedený způsob ochrany zmiňuje také server Agric.za. Morgan (2005) uvádí, že protierozní opatření musí být založena mj. právě na ochraně půdy nějakým pokryvem. To samozřejmě nejde vždy, proto k tomu ještě dodává zvyšování vsakovací kapacity, vedoucí ke snížení odtoku, zlepšování stability agregátů a zvyšování hrubosti povrchu, aby se snížila rychlost (a tím i energie) tekoucí vody a větru.

VI. 3. Technická protierozní opatření

Opatření technického charakteru slouží k vyrovnání příčných terénních nerovností a snížení podélného sklonu velmi svažitéch pozemků a jsou jimi např. terénní urovnávky, protierozní meze nebo terasování (Tlapák et al. 1992, Janeček et al. 2005).

Při **terénních urovnávkách** jde především o odstranění vertikálních nerovností přesunem zeminy ke snížení sklonu jednotlivých částí pozemku, omezení soustředěného odtoku a vzniku rýhové eroze. Zpravidla je možné je provádět jen na hlubokých půdách (Janeček et al. 2005).

Protierozní meze se vytvářejí postupně orbou nebo mohou být tvořeny „snosy kamení“. Jejich účinek spočívá především v ovlivnění směru obdělávání pozemku po vrstevnici, v možnosti uplatnění pásového střídání plodin nad a pod mezemi a v mírném snížení sklonu svahu (Janeček et al. 2005). Je důležité, aby byly doplněny záchytnými příkopy a průlehy (Tlapák et al. 1992). Schopnost mezí účinně přerušit odtok je velmi malá (Janeček et al. 2005).

Nejúčinnější je kombinace všech těchto opatření, která redukuje oddělování půdních částic i jejich transport (Janeček et al. 2005, Morgan 2005). Přednost se dává agrotechnickým opatřením; jsou levnější, přímo redukují dopad kapek, zvyšují infiltraci, snižují odtok i rychlost vody a větru (Morgan 2005).

VII. Návrh sledování změn humusu ve vztahu k erozně náchylným plochám

VII.1. Cíle

V této kapitole jsem se zaměřil na sledování humusu. Stanovil jsem si dva dílčí cíle, kterými jsou:

- sledování změn humusu v čase
- sledování humusu v závislosti na managementu a sklonitosti svahu

VII.2. Hypotézy

Níže uvedené hypotézy jsou založeny na faktu, že eroze snižuje obsah humusu, potažmo organické hmoty v půdě.

U změn množství humusu v čase vycházím z toho, že při erozi je spolu s půdou odnášen SOM, a proto předpokládám, že jeho množství během let klesá.

Hypotéza týkající se změn obsahu humusu v závislosti na managementu je založena na předpokladu, že více humusu obsahuje půda na plochách s trvalým travním porostem (TTP) než půda orná, která je více náchylná k erozi. Dále obsah humusu bude vyšší méně svažitých

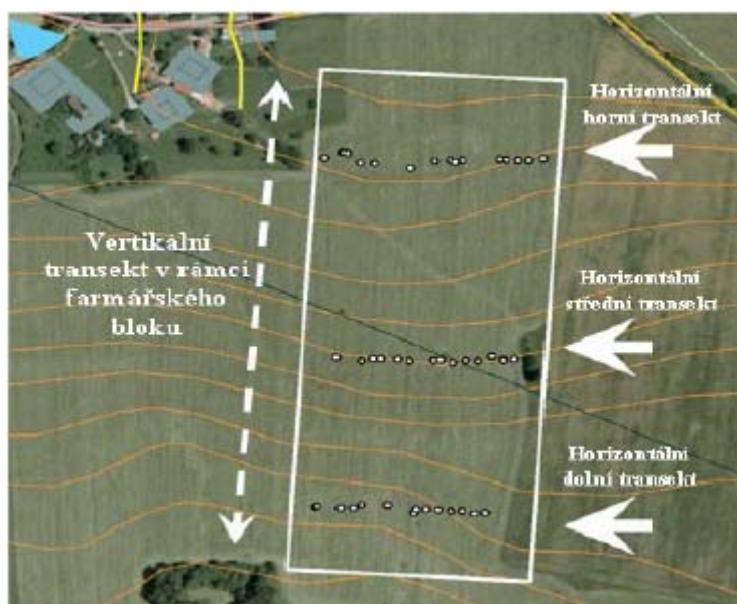
lokality, kde se předpokládá menší působení eroze. Záměrně jsem si vybral tyto dva druhy managementu, protože největší rozdíly předpokládám právě mezi nimi.

VII.3. Výběr pokusných ploch

Výběr pokusných ploch bude odvislý od komplexního průzkumu půd (KPP), který probíhal v letech 1961-1971 (Jandák et al. 2004). V rámci KPP bylo otevřeno přes 700 000 kopaných sond na ploše 7 200 000 ha zemědělské půdy na celém území ČSSR a bylo provedeno více než 2 000 000 rozborů půdních vzorků (Jandák et al. 2004). Přitom se ve výběrových sondách stanovoval obsah humusu (resp. měřil se obsah oxidovatelného uhlíku C_{ox} a z něho se vypočítal obsah humusu). Přítomnost výběrových sond bude důležitým faktorem při výběru území, abych mohl změřit změny obsahu humusu v čase. Na stejných místech zopakují odběry půd a stanovím současné množství humusu. Výsledky porovnáám s údaji ze 70. let. Dále budou shromažďovány údaje o managementu na daných lokalitách v průběhu minulých 30 let, a proto bude možné zkoumat závislost také na managementu. Podobný výzkum provedl např. Pulleman et al. (2000).

Metodiku výběru ploch a odběru vzorků pro zjištění závislosti množství humusu na druhu managementu a sklonu zvolím podle Semančíkové et al. (2006). V rámci tzv. půdního bloku umístím monitorovací plochu, která bude z hlediska topografie homogenní. Monitorovací plocha by měla být alespoň 150 m široká, umístěná po spádnicí. Monitorovací plochu rozdělím na 3 horizontální transepty (viz Obrázek 2). Transepty musí být umístěny ve směru po vrstevnici:

1. v horní části svahu
2. ve střední části svahu
3. ve spodní části svahu



Obr. 2.: Ukázka umístění transektů na svahu (zdroj: Semančíková et al. 2006)

VII.4. Odběr půdních vzorků a analýzy

Z míst, kde se při komplexním průzkumu půd dělaly výběrové sondy, odeberu jeden vzorek z nejsvrchnějšího horizontu, dle údajů pro danou sondu.

Z každého transektu odeberu směsné půdní vzorky pro stanovení chemických vlastností půdy (Semančíková et al. 2006) (dle vyhlášky č. 275/1998 Sb., o agrochemickém zkoušení zemědělských půd a zjišťování půdních vlastností lesních pozemků). Půdní vzorky budu odebírat sondýrovací tyčí o průměru 2,5 cm (Semančíková et al. 2006), z hloubky 0-15 cm (Hussain et al. 1999, Pulleman et al. 2000, Ding et al. 2002, Semančíková et al. 2006). Do větší hloubky to ani nemá význam, protože už i v hloubce 8-15 cm jsou rozdíly mezi různými druhy managementu malé (Ding et al. 2002). Hussain et al. (1999) uvádí, že už ani nejsou statisticky průkazné.

Z horizontálních transektů odeberu každých 10 m minimálně 15 vzorků půdy. Jednotlivé vzorky z každého pozemku s daným managementem se sesypou a řádně promíchají. Vznikne tak 1 směsný vzorek z každé monitorovací plochy, který se usuší při pokojové teplotě. Následně se zbaví větších částí skeletu, rostlinných a živočišných zbytků a prosejí se na síte o velikosti oka 2 mm. Takto upravené vzorky půdy použiji pro měření obsahu humusu.

Obsah humusu v půdě se většinou měří jako obsah oxidovatelného organického uhlíku C_{ox} . Měření obsahu C_{ox} vychází ze skutečnosti, že uhlík oxiduje na CO_2 . Usušený vzorek se zváží, vyžihá se, a poté se znovu zváží. Rozdíl hmotnosti představuje množství C_{ox} . Quinton et al. (2006) měřili obsah uhlíku během svých experimentů týkajících se ztráty uhlíku v závislosti na druhu plodiny a na směru obdělávání půdy pomocí CN analyzátoru. Množství humusu se získá vynásobením naměřených hodnot převáděcím koeficientem 1:1,7 (nebo 1:1,724) (Jones et al. 2004, Sánka, Materna 2004). Tento převod je pokládán za dostačující pro získání dat o organické hmotě, pro širokou škálu modelování a způsob jejich zpracování (Jones et al. 2004) za předpokladu, že humus obsahuje 58 % uhlíku (Sánka, Materna 2004).

O vzorcích a odběrných místech zaznamenám také obecné informace, které budou důležité pro zopakování experimentů a porovnání výsledků s mými. Zaměřím polohu odběrných míst pomocí GPS, zaznamenám dobu odběru, nadmořskou výšku, sklon a délku svahu, management, uživatele/majitele daného pozemku, katastr, bližší specifikaci umístění lokality v katastru, číslo LPIS (Semančíková et al. 2006). LPIS (Land Parcel Identification System) je systém pro vedení a aktualizaci evidence půdy dle uživatelských vztahů.

VII.5. Zpracování výsledků

Naměřený obsah oxidovatelného uhlíku a vypočítané množství humusu porovnáám s údaji naměřenými při komplexním průzkumu půd. Pro statistické vyhodnocení použiji párový T-test.

Pro zjištění rozdílů mezi druhy managementu a sklonu budu porovnávat data podle tabulky číslo 1. Tuto tabulku budu mít dvakrát – jednou pro svah do 3° a jednu pro svahy prudší. Výsledky vyhodnotím pomocí hierarchické ANOVy.

Tab. 1.: Typ managementu na plochách a délka jeho trvání

Stáří (v letech)	Management					
> 30	OP	OP	OP	TTP	TTP	TTP
15 – 30	OP	OP	TTP	TTP	TTP	OP
0 - 15	OP	TTP	TTP	TTP	OP	OP

Pozn.: OP – orná půda, TTP – trvalý travní porost

VIII. Diskuse a závěr

VIII.1. Porovnání výsledků z literatury

Na základě studia literatury lze konstatovat, že management, jako zásadní prvek ovlivňující erozi, má významný vliv na obsah SOM, potažmo humusu v půdě. Ztráta humusu v čase není rovnoměrně rozdělená do průběhu roku, ale má tendenci koncentrovat se do kratších časových období, kdy je půda nedostatečně chráněna vegetačním krytem (Quinton et al. 2006).

Pulleman et al. (2000) ve své studii ukázal, že zřetelný vliv na obsah SOM v půdě má nejen způsob využívání půdy, ale i délka jeho trvání. Nejvíce humusu bylo na půdách, které byly dlouhodobě (60 let) zatravněny, naopak nejméně ho byla na plochách, které byly dlouhodobě využívány jako orná půda. Marginální závislost obsahu humusu na managementu prokázala ve své práci i Semančíková et al. (2006), kde potvrdila obecný trend, že na orné půdě je obsah humusu nižší (průměrný obsah SOM 2,1 %) než na trvalých travních porostech (průměrný obsah SOM 2,5 %). Totéž prokázali i Hussain et al. (1999) a Marriot, Wander (2006).

Naopak co se týče distribuce humusu se ukázalo, že na TTP jsou rozdíly v obsahu humusu mezi horním a dolním transektem větší než na orné půdě, kde je distribuce humusu rovnoměrnější (Semančíková et al. 2006). Sama autorka se domnívá, že se tak děje v důsledku vyplavování aktivní frakce humusu (tvořené částečně rostlinnými zbytky), které na orné půdě může být podstatně méně než na TTP a která je nejvíce náchylná na změny managementu (Brady, Weil 2002). Mohlo by to být dáno i skutečností, že odtékající voda se na svahu vsakuje. Trvalé travní porosty mají vyšší retenční kapacitu než holá orná půda, tudíž vsakování je rychlejší, a proto z TTP neodteče tolik materiálu jako z orné půdy.

Změnu obsahu organického uhlíku v čase prováděl v 90. letech ve Velké Británii Quinton et al. (2006). Tento výzkum byl zaměřen na rozdíly na orné půdě v závislosti na směru obdělávání. Quinton et al. (2006) založili experimentální plochy, na kterých byl osevni postup brambory, dva roky po sobě ozimé obiloviny, poté cukrová řepa a ozimé obiloviny, opět dvakrát po sobě (běžná rotace v dané oblasti). Tento postup byl proveden dvakrát s tím, že cukrová řepa byla nahrazena řepou krmnou. Tyto plochy obdělávali ve dvou směrech – po spádnici a po vrstevnici – a zkoumali, jak se směr obdělávání projeví na změně množství uhlíku.

V závislosti na směru obdělávání pozemku Quinton et al. (2006) naměřili, že za 10 let trvání experimentu bylo při vrstevnicovém obdělávání odplaveno v průměru 135 kg uhlíku z hektaru půdy, zatímco u obdělávání po spádnici byla průměrná ztráta uhlíku 312 kg · ha⁻¹ (tedy více než dvojnásobek). Je to důkaz toho, že i pouhý směr orby a setí či sázení má obrovský vliv na ztrátu uhlíku (a tedy i humusu). Avšak i vrstevnicové obdělávání má svá úskalí. Na Šumavě (obec Velhartice, okres Klatovy) došlo před několika lety k situaci, kdy tento způsob obdělávání půdy způsobil následující problém. Při přívalovém dešti na bramborovém poli konkávního tvaru obdělávaném po vrstevnici došlo k nahromadění vody mezi brázdami, které se po čase protrhly a následný příval vody (resp. bahna) zaplavil sklep domu stojícího pod mezí na spodní straně pole. Dle mého názoru by v případě obdělávání po spádnici k podobné situaci nedošlo, neboť voda by odtékala kontinuálně. Možným řešením tohoto problému je směr obdělávání mírně šikmo od vrstevnice. Je to kompromis, při němž ztráty půdy jsou stále značně menší než při obdělávání po spádnici a zároveň voda kontinuálně odtéká a nedojde k její akumulaci.

Na základě toho, že mezi dvěma výše uvedenými způsoby obdělávání orné půdy je tak značný rozdíl ve ztrátě humusu, předpokládám, že rozdíl ve ztrátách humusu mezi TTP a ornou půdou bude ještě větší.

Zajímavé je, že se neprokázala procentuální změna obsahu uhlíku v sedimentech odnesených z experimentálních ploch (Quinton et al. 2006). Znamená to, že z orné půdy humus není vyplavován selektivně, ale jako součást odnášené půdy.

VIII.2. Rizika při zpracování výsledků

Při měření obsahu oxidovatelného uhlíku obsaženého v půdě a následném vypočítání množství humusu pomocí přepočítávacího koeficientu je třeba dávat pozor, protože určování humusu pomocí ztráty žiháním může vést k nadhodnocení výsledku (Jones et al. 2004). Toto riziko je možné minimalizovat přidáním HCl při přípravě vzorku. Zbavíme se tak minerálního uhlíku vázaného v CaCO_3 (Pulleman et al. 2000). Dalším rizikem je možnost zatravnění některých pozemků, na nichž se během KPP prováděly výběrové sondy. To znemožní stanovení změny obsahu humusu bez závislosti na managementu.

VIII.3. Využitelnost výsledků v praxi

Kanadské výzkumy ukázaly, že organická hmota, jejíž součástí humus je, má vliv jak na fyzikální, tak na chemické vlastnosti půdy (Carter 2002). Je proto velmi důležité sledovat její obsah v půdě a snažit se zamezit ztrátám SOM v co největší míře.

Obsah humusu v půdě slouží k výpočtu faktoru erodovatelnosti půdy K v rovnici výpočtu dlouhodobé ztráty půdy, proto jeho sledování má význam např. při posuzování účinnosti protierozních opatření.

Dalším důvodem, proč sledovat množství humusu v půdě, je skutečnost, že má hlavní vliv na infiltrační a retenční kapacitu půdy. Snížení vsakovací schopnosti (nejen) vlivem eroze (a s tím související zvýšení povrchového odtoku) zvyšuje riziko povodní (Semánčiková et al. 2006). Sledování humusu proto může být současně s protierozními opatřeními důležité i v oblasti protipovodňové prevence.

Realizace protierozních opatření má ovšem také svá úskalí. Zvláště úpravy pozemků, kdy by měl být pozemek rozdělen cestou nebo mezí, tak aby byla delší strana pozemku ve směru vrstevnice a kratší ve směru spádnice, je potřeba nejprve vyřešit majetkové vztahy. Většina zemědělců v České republice hospodář na pronajaté půdě, nemohou proto jen tak udělat uprostřed pole cestu. Navíc je běžné to, že pole se skládá z několika pozemků různých

majitelů, které byly během minulého režimu sceleny. Proto takovéto rozdělení není možné bez provedení pozemkových úprav a vyrovnání vlastnických vztahů.

Pokud Česká republika ratifikuje směrnici „Pro ochranu půd“ (Directive 2006/0086 (COD)), zaváže se tím identifikovat rizikové oblasti degradace půdy, vytyčit pro tyto oblasti cíle snížení rizik a stanovit programová opatření k dosažení těchto cílů. Dle této směrnice patří mezi rizikové oblasti degradace půdy mj. i úbytek organické hmoty, jejíž sledování změn v čase a v závislosti na managementu je v této práci navrženo.

VIII.4. Závěr

Podařilo se naplnit cíle práce v rozsahu odpovídajícím zkušenostem a možnostem studenta bakalářského studia. Byla popsána a rozdělena eroze, příčiny jejího vzniku a její vliv na humus. Byl sestaven i návrh na sledování humusu. Celkově mohu konstatovat, že na základě dat dostupných z literatury lze potvrdit hypotézu, že management a délka jeho trvání má vliv na obsah humusu v půdě.

IX. Reference

Bernsdorf, B., Richter, G., Schmidt, R.G. 1995. Die Kartierung der Schneeschmelz-Erosion – Probleme und Möglichkeiten der Felderhebung. Univ. Trier, H. 14.

Brady, N.C., Weil, R.R., 2002. The nature and properties of soil. New Jersey: Upper Saddle River. 13th edition.

Carter, M.J., 2002. Soil Quality for Sustainable Land Management: Organic Matter and Aggregation Interactions that Maintain Soil Functions. *Agronomy Journal* 94: 38-47.

Ding, G., Novak, J.M., Amarasiriwardena, D., Hunt, P.G., Xing, B., 2002. Soil Organic Matter Characteristics as Affected by Tillage Management. *Soil Science Society of American Journal*, 66: 421-429.

Doran, J. W., Sarrantonio, M., Liebzig, M.A., 1996. Soil health and sustainability. *Adv in Agron*, 56, 1-53.

- Favis-Mortlock, D., 2005. What is soil erosion? (<http://www.soilerosion.net/>, 29.11.2006).
- Floor, J.A., 2000. Soil: erosion and conservation. (www.seafriends.org.nz/enviro/soil/erosion.htm, 29.11.2006).
- Graham, P., Allan, D., 2001. (<http://agguide.agronomy.psu.edu/cm/sec1/sec11b.cfm>, 26.12.2006).
- Hussain, I., Olson, K.R., Ebelhar, S.A., 1999. Long-Term Tillage Effects on Soil Chemical Properties And Soil Organic Matter Fractions. Soil Science Society of American Journal, 63: 1335-1341.
- Jandák, J., Prax, A., Pokorný, E., 2004. Půdoznalství – skriptum. Mendelova zemědělská a lesnická univerzita v Brně, Brno.
- Janeček, M. a kolektiv, 2005. Ochrana zemědělské půdy před erozí. ISV nakladatelství. Praha. 2. vydání.
- Jones, R.J.A., Yli-Halla, M., Demetriades, A., Leifeld, J., Robert, M., 2004. Task Group 2 on Status and Distribution of Soil Organic Matter in Europe (Final report).
- Kelley, H.W., 1983. Keeping the land alive, soil erosion – its cause and cures. FAO SOILS BULLETIN. Roma. FAO.
- Kutílek, M., 2004. Soil hydraulic properties as related to soil structure. Soil & Tillage Research 79: 175-184.
- Lal, R. (1998) Soil Erosion Impact on Agronomic Productivity and Environment Quality. Critical Reviews in Plant Sciences 17 (4): 319-464.
- Lhotský, J., 1978. Organická hmota v půdě v podmínkách aplikace intenzifikačních faktorů, zvláště intenzivního hnojení a meliorací. Vědecké rozpravy 2.
- Marriot, E.E., Wander, M.M., 2006. Total and Labile Soil Organic Matter in Organic and Conventional Farming Systems. Soil Science Society of American Journal, 70: 950-959.
- Ministerstvo zemědělství, 2004. Výroční hodnotící zpráva o programu HRDP ČR za rok 2004. Praha: Ministerstvo zemědělství ČR. 76 str.
- Morgan, R.P.C., 2005. Soil erosion and conservation. Blackwell Science Ltd. 3rd edition.
- Pulleman, M.M., Bouma, J., van Essen, E.A., Meiles, E.W., 2000. Soil Organic Matter Content as a Function of Different Land Use History. Soil Science Society of American Journal, 64: 689–693.

Quinton, J.N., Catt, J.A., Wood, G.A., Steer, J., 2006. Soil Carbon Losses by Water Erosion: Experimentation and Modelling at Field and National Scales in the UK. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 112:87-102.

Robert, M. et al., May 2004. Task Group 1 on Functions, Roles and Changes in Soil Organic Matter (Final Report).

Sáňka, M., Materna, J. 2004. Indikátory kvality zemědělských a lesních půd v ČR. *Edice Planeta*, ročník 12, 11/2004.

Semančíková, E. a kolektiv, 2006. Monitorování a vyhodnocení vlivu agroenvironmentálních opatření HRDP na erozi půdy a retenční schopnosti území – Závěrečná zpráva. BF JU, České Budějovice.

Server Agric.za: (<http://www.nda.agric.za/docs/erosion/erosion.htm>, 29.11.2006).

Server Kenyon.edu: (<http://www2.kenyon.edu/Projects/Farmschool/types/tillage.htm>, 29.11.2006).

Server Lifestyleblock.co.nz:

(http://www.lifestyleblock.co.nz/articles/organics/02_organic_soil_matter.htm, 25.2.2007).

Six, J, Elliot E.T., Paustian, K., 2000. Soil Structure and Soil Organic Matter: II. A Normalized Stability Index and the Effect of Mineralogy. *Soil Science Society of American Journal*, 64, 1042-1049.

Směrnice pro ochranu půdy. Brusel: Komise evropských společenství. 2006/0086 (COD).

Stevenson, F.J., 1972. Role and Function of Humus in Soil with Emphasis on Adsorption of Herbicides and Chelation of Micronutrients. *BioScience*, Vol. 22, No. 11, pp. 643-650.

(<http://links.jstor.org/sici?sici=0006-3568%28197211%2922%3A11%3C643%3ARAFOHI%3E2.0.CO%3B2-L&size=LARGE> 1.3.2007).

Stolte, J., 2003. Effect of Land Use And Infiltration Behaviour on Soil Conservation Strategies. Wageningen: Alterra Green World Research.

Tlapák, V., Šálek, J., Legát, V., 1992. Voda v zemědělské krajině. Zemědělské nakladatelství Brázda, Praha.

USDA Natural Resources Conservation Service, October 2003. Soil Quality Information Sheet. Managing Soil Organic Matter. The Key to Air and Water Quality. (http://soils.usda.gov/sqi/concepts/soil_organic_matter/files/sq_tn_5.pdf, 1.3.2007).

USDA Natural Resources Conservation Service, May 2001. Soil Quality Information Sheet. Rangeland Soil Quality – Organic Matter. (<http://soils.usda.gov/sqi/management/files/RSQIS6.pdf>, 1.3.2007)

Vopravil, J., 2006. Nové určení faktoru erodovatelnosti půdy K pro jednotlivé HPJ a půdy České republiky. Sborník ze semináře Eroze pořádaného ČVUT v Praze 2006.

Vyhláška Ministerstva zemědělství č. 275/1998 Sb., určující agrochemické zkoušení zemědělských půd a zjišťování půdních vlastností lesních pozemků.

Wall, G., Baldwin, C.S., Shelton I.J., 1987. Soil Erosion - Causes and Effects. (<http://www.omafra.gov.on.ca/english/engineer/facts/87-040.htm#top>, 29.11.2006).

Wischmeier, W.H., Smith, D.D., 1958. Rainfall Energy and its Relationship to Soil Loss. American Geophysical Union Transactions 39, 285-291.

Wischmeier, W.H., Smith, D.D., 1965. Predicting Rainfall Erosion Losses from Cropland East of Rocky Mountains. Agr. Handbook No. 282, U.S. Department of Agriculture, Washington, D.C.

Wischmeier, W.H., Smith, D.D., 1978. Predicting Rainfall Erosion Losses – A Guide to Conservation Planning. Agr. Handbook No. 537, U.S. Department of Agriculture, Washington, D.C.

X. Přílohy

Příloha 1 – Výpočet dlouhodobé ztráty půdy

Dlouhodobý úbytek půdy vypočítám podle univerzální rovnice pro dlouhodobou ztrátu půdy (USLE) (Wischmeier, Smith 1978), modifikovanou pro české poměry (Janeček et al. 2005 cit. in Semančíková et al. 2006):

$G = R \cdot K \cdot L \cdot S \cdot C \cdot P$, kde:

G – průměrná dlouhodobá ztráta půdy za rok [$t \cdot ha^{-1} \cdot rok^{-1}$]

R – faktor erozní účinnosti deště [$MJ \cdot ha^{-1} \cdot cm \cdot h^{-1}$]

K – faktor erodovatelnosti půdy [$t \cdot ha^{-1}$]

L – faktor délky svahu

S – faktor sklonu svahu

C – faktor ochranného vegetačního pokryvu

P – faktor účinnosti protierozních opatření

Faktor erozní účinnosti deště R definovali Wischmeier a Smith (1958) (cit. in Janeček et al. 2005) vztahem:

$R = (E/100) \cdot i_{30}$, kde:

E – celková kinetická energie, která se spočítá vztahem $E = \sum_{i=1}^n E_i$ (E_i je kinetická energie i-tého úseku deště [$J \cdot m^{-2}$] a n je počet úseků deště)

i – maximální 30 minutová intenzita deště [$cm \cdot h^{-1}$]

Faktor erodovatelnosti půdy, resp. náchylnosti půdy k erozi, K je v rovnici USLE definován jako odnos půdy na jednotku faktoru R ze standardního pozemku o délce 22,13 m na svahu o sklonu 9 %, který je udržován jako kypřený černý úhor kultivací po spádnici (Janeček et al. 2005). Pro výpočet použijí hodnoty faktoru erodovatelnosti půdy K podle bonitovaných půdně ekologických jednotek (BPEJ)

Vliv sklonu a délky svahu na velikost půdního smyvu je možné vyjádřit topografickým faktorem LS (Wischmeier, Smith 1965 cit. in Janeček et al. 2005), který představuje poměr ztráty půdy na jednotku plochy svahu ke ztrátě půdy na jednotkovém pozemku o délce 22,13 m a o sklonu 9 % (Janeček et al. 2005). Hodnotu faktoru LS vypočítáme ze vztahu:

$$LS = l_d^{0,5} (0,0138 + 0,0097s + 0,00138s^2), \text{ kde}$$

l_d – nepřerušovaná délka svahu [m]

s – sklon svahu (%)

Faktory délky svahu L a sklonu svahu S lze stanovit i samostatně podle následujících vztahů (Janeček et al. 2005, Semančíková et al. 2006).

$$\text{Faktor délky svahu } L = \left(\frac{l_d}{22,13} \right)^p, \text{ kde}$$

l_d – nepřerušovaná délka svahu [m]

p – exponent zahrnující vliv sklonu svahu (viz Tab. 2)

Tab. 2.: Hodnoty exponentu zahrnujícího vliv sklonu svahu p v závislosti na sklonu svahu

Sklon v %	P
10	0,6
5 – 9,9	0,5
3,1 – 4,9	0,4
1 – 3	0,3
< 1	0,2

$$\text{Faktor sklonu svahu } S = \frac{0,43 + 0,30s + 0,04s^2}{6,613}, \text{ kde}$$

s – sklon svahu v %

Faktor ochrany vegetačním krytem C je přímo úměrný pokryvnosti a hustotě porostu v době nejčastějšího výskytu přívalových dešťů, což je období od dubna do října (Janeček et al. 2005). Dokonalou protierozní ochranu proto představují porosty trav a jetelovin, zatímco běžným způsobem pěstované širokořádkové plodiny (kukuřice, okopaniny), ovocné výsadby a vinice chrání půdu nedostatečně (Janeček et al. 2005).

Wischmeier a Smith (1978) rozdělili stupeň ochranného účinku plodin a jejich posklizňových zbytků na 5 období (cit. in Janeček et al. 2005, Morgan 2005):

- období podmítky a hrubé brázdy
- období od přípravy pozemku k setí do jednoho měsíce po zasetí nebo sázení
- období po dobu druhého měsíce od jarního nebo letního setí či sázení, u ozimu do 30.4.
- období od konce 3. období do sklizně
- období strniště

Hodnoty ochranného faktoru vegetace C nejsou pevné, ale je třeba je upravit nejen podle druhu plodiny, ale i podle hustoty porostu a povahy předchozí plodiny (Janeček et al. 2005,

Morgan 2005). Jednotlivé hodnoty se pro každé období vztahují k faktoru R v daném období. Suma těchto hodnot určuje roční hodnotu faktoru C pro danou plodinu (Morgan 2005).

Hodnoty faktoru účinnosti protierozních opatření P podle Wischmeiera a Smithe (1978) (cit. in Janeček et al. 2005 a Semančíková et al. 2006) se pohybují v intervalu 0-1 včetně.

Na pozemcích, kde nejsou zavedena tato protierozní opatření se počítá s hodnotou faktoru P = 1 (Morgan 2005). Se stejnou hodnotou se počítá i v případě, že nebyly dodrženy vyznačené podmínky maximálních délek a počtů pásů (Janeček et al. 2005). Naopak čím je protierozní opatření účinnější, tím je hodnota faktoru P nižší (Janeček et al. 2005, Semančíková et al. 2006).