



Zemědělská
fakulta
Faculty
of Agriculture

Jihočeská univerzita
v Českých Budějovicích
University of South Bohemia
in České Budějovice

JIHOČESKÁ UNIVERZITA V ČESKÝCH BUDĚJOVICÍCH ZEMĚDĚLSKÁ FAKULTA

Katedra agroekosystémů

Bakalářská práce

Vliv huminových kyselin na půdní strukturu

Autorka práce: Eva Klenotová

Vedoucí práce: Ing. Marek Kopecký, Ph.D.

České Budějovice
2021

Prohlášení

Prohlašuji, že jsem autorem této kvalifikační práce a že jsem ji vypracovala pouze s použitím pramenů a literatury uvedených v seznamu použitých zdrojů.

V Českých Budějovicích dne

.....
Podpis

Abstrakt

Půdní struktura je jedním z ukazatelů kvality půdy. Za strukturní typ s nejlepšími vlastnostmi je považován drobtovitý. Jeho vznik je ovlivněn řadou fyzikálních, chemických a biologických faktorů. V bakalářské práci byl zkoumán vliv huminových kyselin jakožto tmelících agens na agregaci půdy. Ze třech získaných roztoků huminových kyselin pocházejících z různých zdrojů byl k následným experimentům vybrán nejkvalitnější. Ke stanovení vlivu roztoku na agregaci půdy bylo využito srovnání dvou metod, prosévání za sucha a za mokra. Výsledkem bylo průkazné zjištění vlivu huminových kyselin na tvorbu vodostálých makroagregátů, které jsou z hlediska agregace půd nejvýznamnějším ukazatelem. Dále byl potvrzen vliv koncentrace roztoku huminových kyselin na agregaci půdy. Vyšší koncentrace umožnila větší tvorbu makroagregátů. Vliv aplikační dávky roztoku na půdní strukturu nebyl prokázán.

Klíčová slova: agregát; huminové kyseliny; struktura; tmelící látka

Abstract

Soil structure is one of the indicators of soil quality. A crumbly structure is a soil with the best characteristics. Its formation is influenced by a whole range of physical, chemical, and biological factors. In the bachelor thesis was examined the effect of humic acids as sealants on soil aggregation. From three obtained solutions from different sources was chosen for the subsequent experiments the best quality source of humic acids. For the determination of aggregates amount was used a comparison of two methods, dry sieving and wet sieving. The result was a conclusive finding of the influence of humic acids on the formation of water-stable macroaggregates, which are the most important indicators in terms of soil aggregation. Furthermore, the effect of the concentration of humic acids on aggregation was confirmed. Higher concentration meant greater formation of macroaggregates. The effect of application rate of the solution on the soil structure has not been surprisingly proved.

Keywords: aggregate; humic acids; structure; sealant

Poděkování

Děkuji všem odborným pracovníkům Jihočeské univerzity v Českých Budějovicích, především pak členům Katedry agroekosystémů, se kterými jsem měla tu čest se setkat, jelikož právě jejich přístup byl pro mě motivací ve studiu. Zvláštní dík patří Ing. Markovi Kopeckému Ph.D., pod jehož vedením se mi podařilo naplno rozvinout svůj potenciál, a panu prof. Ing. Ladislavu Kolářovi, DrSc., který mi poskytl nemalé množství odborných rad. Ráda bych též poděkovala týmu studijního oddělení za pomoc s administrativními náležitostmi. V neposlední řadě děkuji rodině a přátelům, kteří byli ochotni vytvořit prostředí, které mi umožnilo naplno se koncentrovat na vytváření bakalářské práce.

Obsah

Úvod.....	7
1 Půda.....	9
1.1 Definice a funkce.....	9
1.2 Vznik a vývoj	9
1.2.1 Klasifikace půdních typů.....	10
2 Fyzikální vlastnosti půd	12
2.1 Barva	12
2.2 Teplota.....	12
2.3 Technologické vlastnosti	12
2.4 Textura.....	13
2.4.1 Klasifikace půdních druhů	14
2.5 Struktura	15
2.5.1 Agregáty	16
2.5.2 Póry	17
3 Půdní organická hmota.....	19
3.1 Přeměny půdní organické hmoty.....	19
3.2 Edafon	21
3.3 Primární půdní organická hmota	21
3.4 Humus	22
3.4.1 Huminové kyseliny	24
3.4.2 Fulvokyseliny	25
3.4.3 Huminy.....	26
Cíle a hypotézy.....	27
4 Materiál a metodika.....	28
4.1 Příprava roztoku huminových kyselin.....	28
4.1.1 Extrakce humusových kyselin (huminových kyselin a fulvokyselin)..	28

4.1.2	Izolace huminových kyselin.....	28
4.1.3	Příprava preparačního roztoku huminových kyselin.....	29
4.2	Stanovení obsahu oxidovatelného organického uhlíku	29
4.2.1	Příprava roztoků	29
4.2.2	Obsah organického uhlíku v roztocích huminových kyselin	29
4.2.3	Výpočet obsahu celkového oxidovatelného organického uhlíku.....	30
4.3	Aplikace roztoků	31
4.3.1	Příprava aplikačních roztoků.....	31
4.3.2	Preparace zeminy	32
4.4	Stanovení stability půdních agregátů metodou za sucha.....	34
4.5	Stanovení stability půdních agregátů metodou za mokra.....	36
4.6	Statistické zpracování	36
5	Výsledky a diskuse.....	37
5.1	Obsah oxidovatelného uhlíku v roztocích huminových kyselin.....	37
5.2	Procentuální zastoupení velikostních frakcí při stanovení za sucha	38
5.3	Množství makroagregátů (hm. %) při stanovení za sucha a za mokra.....	40
5.4	Vliv druhu aplikačního roztoku na agregaci půdy při stanovení za mokra.	42
5.5	Vliv aplikační dávky na agregaci půdy při stanovení za mokra.....	43
5.6	Vliv koncentrace roztoku na agregaci půdy při stanovení za mokra.....	45
5.7	Interakce vlivů faktorů při stanovení za mokra.....	47
	Závěr	50
	Seznam použité literatury.....	52
	Seznam obrázků	61
	Seznam grafů.....	62
	Seznam tabulek	63
	Seznam použitých zkratk.....	64
	Přílohy	65

Úvod

Svět se potýká s nemalým množstvím globálních problémů, od ekologických přes environmentální až po ekonomické. Populace nekontrolovatelně roste, a tím se zvyšuje potřeba ploch úrodné zemědělské půdy, které by dokázaly již takto přemnožené lidstvo nasytit. Realita je ovšem zcela opačná. Zemědělské plochy se zmenšují, půda je drancována nezdravým hospodařením a devastována klimatickými změnami, jako jsou extrémní teploty a srážkové výkyvy. Výsledkem je půda mrtvá, unavená a neúrodná. Je třeba apelovat na veřejnost, aby zvýšila své povědomí o potřebě zdravé půdy. Způsobem, jak docílit lepší kvality půdy, je věnovat ji náležitou péči, kterou si zaslouží. Abychom mohli něco chránit, musíme to dobře znát. Totéž platí i u půdy. Co tedy vůbec znamená „zdravá půda“?

Zdravá půda je především živá, funkční a úrodná. Jedním z jejích ukazatelů je drobtovitá struktura. Taková struktura má vyrovnaný vzdušný, vodní a tepelný režim, čímž pozitivně ovlivňuje fyzikální, chemické a biologické půdní procesy. Je základem půdního garé, což je archaický, ovšem stále aktuálnější, výraz pro zdravou půdu poskytující optimální podmínky pro růst a vývoj rostlin. Půdy jiných strukturních typů snadněji podléhají degradačním procesům, jako je vodní a větrná eroze, vysychání a desertifikace, pedokompakce, salinizace, kontaminace či kyselý déšť.

Struktura půdy je dána velikostí a množstvím částic. Významnou roli v agregaci půdy, tedy shlukování částic do větších celků, takzvaných agregátů, hrají tmelící látky. Huminové kyseliny patří mezi efektivní tmely podporující tvorbu ve vodě stabilních agregátů, které se v zásadě nerozplavují. Význam vodostálých agregátů vzrůstá právě s klimatickými změnami, především pak s nevyrovnanou distribucí srážek.

V bakalářské práci je řešena problematika vlivu huminových kyselin na půdní strukturu. Jedná se o studii aplikovanou v laboratorních podmínkách. Domnívám se ovšem, že při převedení do praxe by mohla mít velmi pozitivní přínosy. Půdní pomocné látky s obsahem huminových kyselin jsou na trhu k dispozici již řadu let. Studií, které by však s jistotou potvrzovaly jejich účinnost, existuje relativně malé množství.

Cílem bakalářské práce je shrnout základní informace související s tématem vlivu huminových kyselin na půdní strukturu a potvrdit, či vyvrátit dosavadní tvrzení o působení huminových kyselin na půdní strukturu jakožto půdního tmelu. Dílčím cílem bakalářské práce je izolovat huminové kyseliny z různých zdrojů a zvolit nejvhodnější,

v laboratorních podmínkách aplikovat na vybraný půdní typ roztok huminových kyselin v různých dávkách a koncentracích, provést agregátový rozbor metodou prosévání za sucha a za mokra a v neposlední řadě vyhodnotit vliv roztoku huminových kyselin na agregaci půdy.

1 Půda

1.1 Definice a funkce

Půdu lze definovat jako ojedinělý přírodní útvar vznikající za působení fyzikálních, chemických a biologických sil (Šantrůčková et al., 2018). Jedná se o nejsvrchnější vrstvu zemské kůry složenou z minerálních částic, živých a odumřelých organismů, vody a vzduchu (Rejšek a Vácha, 2018). Zemědělská půda je tvořena přibližně z 25 % plynnou složkou, z 25 % kapalnou a z 50 % pevnou (Kolář et al., 2014), přičemž pevná složka sestává z 5 % organickou částí a z 45 % minerální (Barták et al., 1996). Nutno dodat, že se jedná o objemová procenta (Němeček et al., 1990).

V obecném slova smyslu lze označit půdu za pedosféru (Šantrůčková et al., 2018). Jedná se o nejsložitější součást ekosféry a zároveň nejsložitější součást všech suchozemských ekosystémů vůbec. Setkávají se zde totiž všechny sféry Země – litosféra, hydrosféra, atmosféra a biosféra – a vzájemně spolu interagují (Greenland a Szabolcs, 1994).

Půda plní mnoho funkcí nezbytných pro fungování života na Zemi. Formálně je lze rozdělit na produkční a mimoprodukční. Aby byla zachována půda funkční, je nutné hospodařit odpovědně (Šimek et al., 2020). Produkční funkce zahrnuje úlohy umožňující produkci rostlin. Konkrétně se jedná například o poskytnutí plochy pro hospodaření, vytvoření životního prostoru pro rostliny, postoupení výživy rostlinám či ochranu zdroje surovin (Šimek et al., 2019). Mimoprodukční funkce zahrnuje všechny ostatní úlohy, jejichž výsledkem přímá produkce rostlin není. Jedná se například o funkce ekologické, technické, archivní, estetické či rekreační (Rejšek a Vácha, 2018).

1.2 Vznik a vývoj

Obor zabývající se půdou, jejím vývojem a vlastnostmi, se nazývá pedologie (Horáček et al., 1994). Půda vzniká vzájemným působením zemských sfér a zároveň tyto sféry ovlivňuje (Greenland a Szabolcs, 1994). Podstatou jejího vytváření je hromadění minerální a organické složky na zemském povrchu (Rejšek a Vácha, 2018). Vývoj je závislý na půdotvorných faktorech, mezi které spadá matečná hornina, podnebí, organismy, podzemní voda a antropogenní činnost, a podmínkách, do nichž je řazen reliéf a čas (Barták et al., 1996). Vlivem půdotvorných faktorů a podmínek vznikají různé půdní typy, jejichž společným základem je matečná hornina. Skalní podklad je pokryt materiálem nazývaným regolit. Jedná se o neuspořádanou vrstvu materiálu s tloušťkou

od několika mm do několika desítek m, která vzniká zvětráváním matečné horniny, nebo přinesením materiálu odjinud. Svrchní vrstva regolitu je půda. Od spodní vrstvy regolitu se odlišuje tím, že se v ní nachází rostliny a organismy (Šimek et al., 2019).

Samotná půda obsahuje několik vrstev, které jsou zřetelné z půdního profilu a jsou nazývány půdními horizonty. Jejich vznik je způsoben vlivem půdních pochodů (The International Union of Soil Sciences 2014, 2015). Jednou skupinou pochodů jsou transformace, tedy přeměny. Konkrétně se jedná o přeměny primárních minerálů na sekundární, či přeměny půdní organické hmoty (POH) na jednodušší látky. Dalšími pochody jsou translokace, tedy přemísťování půdních částic. Děje se tak pomocí živých a vody (Rejšek a Vácha, 2018). Dalšími pochody jsou obohacovací, kdy dochází k přísunu různých materiálů, jako POH, imisí či rozpuštěných látek. Posledními pochody jsou ztráty, ke kterým dochází nejčastěji erozí a vymýváním (Šimek et al., 2019).

Výše uvedené pochody způsobují, že jsou půdní horizonty od sebe více, či méně, odlišené barvou, strukturou, texturou, vlhkostí, konzistencí, novotvory, pórovitostí, přítomností kořenů a organismů (The International Union of Soil Sciences 2014, 2015). Rozlišujeme základní diagnostické horizonty, jako jsou organické, organominerální, podpovrchové, přechodné a fosilní. Dohromady vytváří takzvanou stratigrafii půd (Šimek et al., 2019).

1.2.1 Klasifikace půdních typů

Na našem území vzniklo v minulosti nemalé množství klasifikačních systémů půdních typů. Významnou systematikou pro zemědělské půdy byla Geneticko-agronomická klasifikace půd vytvořená v roce 1967 Němečkem et al. a Morfogenetický klasifikační systém půd Československa z roku 1987 sepsaný Hraškem et al. (Němeček et al., 1990). Od roku 2011 podléhá klasifikační systém České republiky Taxonomickému klasifikačnímu systému půd ČR, jež je druhým upraveným vydáním původního dokumentu z roku 2001 (Němeček et al., 2011). V rámci aktuálního systému dochází ke společné klasifikaci jak zemědělských, tak lesních půd, celkem do 26 skupin (Šimek et al., 2019).

Půdy jsou hodnoceny na základě několika taxonomických úrovní. Jedná se o referenční třídy půd, půdní typy, půdní subtypy, půdní variety a půdní subvariety (Rejšek a Vácha, 2018). Některé státy přechází k využívání amerického klasifikačního sys-

tému Soil Taxonomy (Soil Survey Staff, 1999). Mezinárodně uznávaným klasifikačním systémem sloužícím ke sjednocení systémů národních je World Reference Base for soil resources (The International Union of Soil Sciences 2014, 2015).

2 Fyzikální vlastnosti půd

2.1 Barva

Barva půdy je jedním z rozhodujících znaků v určování půdních typů (The International Union of Soil Sciences 2014, 2015). Vypovídá o pochodech v půdě (Jandák et al., 2004). Ovlivňuje přímo tepelný režim půdy, a tím nepřímo působí na vodní režim, chemickou reaktivitu a biologickou aktivitu (Horáček et al., 1994). Je určena především množstvím a kvalitou POH, zrnitostí a vlhkostí (Šimek et al., 2019).

Vliv na barvu má též přítomnost specifických látek (Jandák et al., 2003). Sloučeniny železité, obsahující Fe^{3+} , zbarvují půdu od žlutých přes hnědé až po červené odstíny. Sloučeniny železnaté, obsahující Fe^{2+} , zbarvují půdu od zelených až po modré odstíny. Sloučeniny manganu dávají půdě hnědočerný až fialový nádech. Uhličitan vápenatý zbarvuje půdu do bíla, šeda či žluta (Ledvina et al., 1992).

2.2 Teplota

Primárním zdrojem půdního tepla je sluneční záření, které je částečně pohlceno a částečně odraženo (Němeček et al., 1990). Půdní povrch dokáže pojmout 50 až 80 % záření. Teplotní režim půdy je ovlivňován intenzitou záření, evaporací a transpirací (Rejšek a Vácha, 2018). Obecně platí, že tmavé půdy jsou výhřevnější než půdy světlé (Šimek et al., 2019). Čím více POH půda obsahuje, tím je tmavší, a má tedy nepříímý vliv na teplotu půdy (Stevenson, 1982). Tepelnými režimy v půdách se podrobně zabýval Bedrna (1977).

Teplota je faktorem významně ovlivňujícím pochody probíhající v půdě (Šantrůčková, 2018), jako jsou přeměny POH, vzdušný a vodní režim, růst a vývoj rostlin, ale i činnost mikroorganismů (Ledvina et al., 1992). Mezi teplotou a biologickou aktivitou platí přímá úměra (Šantrůčková, 2018). Reakční aktivita organismů se snižuje s klesající teplotou. Z toho vyplývá, že teplota má vliv na vznik a vývoj půdy (Šimek et al., 2019).

2.3 Technologické vlastnosti

Technologické vlastnosti půdy jsou ovlivňovány především zrnitostí a vlhkostí. Je důležité, aby byly vybalancované. V opačném případě půda není zdravá, dochází ke snížení výnosů a zvýšení nákladů při jejím zpracování (Šimek et al., 2019). Jejich stav se projevuje se při mechanickém zpracování půdy (Lhotský, 2000).

Mezi technologické vlastnosti je řazena koheze neboli soudržnost, a adheze čili přilnavost. Díky těmto silám drží půdní částice, potažmo agregáty, pohromadě (Rejšek a Vácha, 2018). Konzistence je stav zeminy za jisté vlhkosti (Horáček et al., 1994), na jejímž základě lze hodnotit tvrdost, stmelенost, plasticitu, mazlavost, sypkost, tvárli-vost či tekutost (Jandák et al., 2004). Uléhavost, hutnost a únosnost půdy jsou vlast-nosti zapříčiněné tlakem vyvolaným na půdu, projevující se zvýšením objemové hmot-nosti a poklesem pórovitosti (Lhotský, 2000). Bobtnavost a smršťování popisují změnu objemu při změnách vlhkosti. K bobtnání dochází při zvýšení vlhkosti, ke smršť-ování naopak při jejím snížení. Tření půdy představuje odpor vznikající při orbě. Kor-natění půdy je původcem takzvaného škrálopou (Jandák et al., 2004). Hrudkovatění je přílišné vytváření hrudek, případně i hrud, v důsledku orby za vysoké vlhkosti. Prášení je ve své podstatě rozpad agregátů na malé částice, které jsou schopny přenosu větrem, a tudíž zvyšují nebezpečí větrné eroze (Ledvina et al., 1992).

2.4 Textura

Půdu lze označit za polydisperzní systém, kdy minerální a organické částice jsou roz-ptýleny v půdním roztoku (Rejšek a Vácha, 2018). Z minerální složky jsou nejvíce zastoupeny soli, z organické složky pak humusové látky, sacharidy, aminokyseliny, amidy či cheláty (Šantrůčková et al., 2018). Anorganický podíl obsahuje několik dis-perzí, a to hrubé, koloidní a molekulární (Ledvina et al., 1992).

Hrubé disperze jsou částice, jejichž povrchová plocha je malá a v půdě mají pře-vážně mechanický charakter působení. Do této kategorie spadají částice o velikosti nad jeden μm (Jandák et al., 2004).

Koloidní disperze, častěji nazývané půdní koloidy, jsou částice o velikosti od 1 μm do 1 nm mající velkou povrchovou plochu, až $10^4 \text{ cm}^2 \cdot \text{cm}^{-3}$ a velké množství ener-gie. Koloidní systém je tvořen ze dvou částí, a to z disperzního prostředí v podobě půdního roztoku a disperzní fáze v podobě koloidní micely (Rejšek a Vácha, 2018). V půdě mají převážně fyzikálně-chemické působení, podílí se na dílčích půdotvorných procesech, ovlivňují půdní strukturu, adhezi a kohezi či vodní režim (Ledvina et al., 1992). Koloidy lze dělit do několika skupin. Jednou z nich je rozdělení dle tvaru na anizometrické a izometrické. Mezi izomerické, tedy takové koloidy, které mají všechny rozměry téměř stejné, spadají i huminové kyseliny (HK) (Šarapatka et al., 2014). Dalším možným rozdělením je dělení na koloidy hydrofilní a hydrofobní. HK

spadají do skupiny mající obojí charakter (Peña-Méndez et al., 2005). Dle původu lze koloidy dělit na organické, mezi které jsou mimo jiné řazeny humusové látky, a minerální (Šantrůčková et al., 2018). Minerální a organická složka společně vytváří takzvaný organominerální koloidní sorpční komplex (Vaněk et al., 2016). Z hlediska disociace a adsorpce lze usoudit, zda se jedná o acidoidy, tedy záporně nabitě částice, bazoidy, tedy kladně nabitě částice, a amfolytoidy, jejichž chování závisí na pH reakci. Koloidy humusových látek mají povahu acidoidů (Šarapatka, 2014).

Molekulární disperze jsou částice o velikosti <1 nm, které mají v půdě především chemické působení. Spadají mezi ně soli, zásady a rozpuštěné kyseliny (Ledvina et al., 1992).

2.4.1 Klasifikace půdních druhů

Anorganická složka tvořená minerálními částicemi je rozhodující v určování půdních druhů (Šimek et al., 2019). Dle velikosti částic lze půdu rozdělit na skelet a jemnozem. Za skelet jsou označovány částice o velikosti nad 2 mm (Horáček et al., 1994). Částice o velikosti 2–4 mm jsou nazývány hrubý písek, 4–30 mm šterk, 30–300 mm kamení a větší než 300 mm balvany (Šimek et al., 2019). Při hodnocení půdního druhu je brán v potaz procentuální obsah skeletu (Rejšek a Vácha, 2018). V případě, že půda obsahuje více jak 75 % skeletu, jedná se o půdu šterkovitou nebo kamenitou, 50–75 % silně šterkovitou nebo kamenitou, 25–50 % středně šterkovitou nebo kamenitou a 10–25 % slabě šterkovitou nebo kamenitou (Ledvina et al., 1992).

Za jemnozem jsou označovány částice o velikosti pod 2 mm (Jandák et al., 2003). Dle Šimka et al. (2019) jsou za písek považovány částice 2–0,05 mm, prach 0,05–0,002 mm a jíla $<0,002$ mm. Zrnitostní frakce jsou určovány z jemnozemě. Stanovení půdního druhu je prováděno na základě procentuálního zastoupení částic (Šantrůčková et al., 2018). Klasifikaci lze provést za použití tabulek (Ledvina et al., 1992). K tomuto účelu slouží například zrnitostní klasifikace dle Atterberga, Kopeckého či Nováka. Nováková klasifikace byla hojně využívána při Komplexní klasifikaci průzkumu zemědělských půd (Jandák et al., 2003). Je založena na klasifikaci půdních druhů podle obsahu jílnatých částic (Šantrůčková et al., 2018). Nováková klasifikace půdních druhů je k vidění v Tabulce 2.1.

Tabulka 2.1: Novákova klasifikace půdních druhů (Jandák et al., 2004)

Obsah jílnatých částic <0,01 mm (%)	Označení půdního druhu	Klasifikace půdy
0–10	Písčítá	Lehká
10–20	Hlinitopísčítá	Lehká
20–30	Písčitohlinitá	Středně těžká
30–45	Hlinitá	Středně těžká
45–60	Jílovitohlinitá	Těžká
60–75	Jílovitá	Těžká
>75	Jíl	Těžká

Další možností klasifikace je dle klasifikačních diagramů, jakožto například Spirhanzlovo grafikonu či trojúhelníkového diagramu (Horáček et al., 1994). Zahraniční verzi trojúhelníkového diagramu vycházející z klasifikačního systému vytvořeného Ministerstvem zemědělství Spojených států Amerických uvádí Rowell (1994), českou pak Němeček et al. (2001).

Výsledky klasifikace jsou vyjadřovány buď slovně, tabulkou (Ledvina et al., 1992) nebo grafem, tedy tzv. zrnitostní křivkou (Jandák et al., 2003).

Na základě textury, respektive zastoupení zrnitostních frakcí, které jsou udány v hmotnostních procentech (hm. %), lze určit, zda se jedná o půdy písčité, hlinité, jílovité nebo některý z jejich přechodů (Šantrůčková, 2018). Můžeme se též setkat s označením lehké půdy pro půdy písčité a hlinitopísčité, střední půdy pro půdy písčitohlinité a hlinité a těžké půdy pro půdy jílovitohlinité, jílovité a pro jíl (Ledvina et al., 1992), která vycházejí ze zpracovatelnosti půd (Šimek et al., 2019).

2.5 Struktura

Struktura půdy se vyvíjí paralelně se vznikem půdy (Šimek et al., 2019). Je dána množstvím, uspořádáním a velikostí pevných částic a pórů (Jandák et al., 2004). Emerson (1959) navrhl model vyjadřující vzájemnou orientaci jílových a křemenných částic. Na půdní strukturu působí tři skupiny faktorů, a to fyzikální, chemické a biologické (Šimek et al., 2019). Konkrétně se jedná o změny vlhkosti, působení mrazu, aktivitu edafonu, rozklad POH či prokořenění (Šantrůčková, 2018). Hierarchii těchto činitelů, které ovlivňují prostorové uspořádání částic, vytvořili Tisdall a Oades (1982).

2.5.1 Agregáty

Půdní struktura je posuzována na základě velikosti, tvaru a stability půdních agregátů, tedy shluků půdních částic (Rejšek a Vácha, 2018). V rámci hodnocení lze určit strukturní typ, třídu a stupeň (Šimek et al., 2019). Terminologie strukturních typů je nejednotná. Brady (1990) například uvádí jako hlavní strukturní typy půd deskovitý, hranolovitý, sloupkovitý, polyedrický a zrnitý, nazývaný též drobtovitý. Nejlepší vlastnosti má drobtovitý strukturní typ (Šimek et al., 2019). Drobtovitá struktura je základem pro půdní garé, což je starý, ovšem stále aktuálnější, výraz pro zdravou, živou, úrodnou půdu (Hradil, 2015). Čím menší soudržnost mezi částicemi, tím je půda drobivější. Přitažlivé síly jsou malé u částic drobných a také u částic s méně dotykovými plochami. Částice kulovitěho tvaru mají málo dotykových ploch, tudíž mezi nimi nejsou velké přitažlivé síly, a proto se půda drobí. Naopak velké přitažlivé síly a velký podíl dotykových ploch působí pedokompakci (Ledvina et al., 1992). Vodní a vzdušný režim v půdě, a s nimi spojené chemické a biologické procesy, jsou nevhodnou strukturou půdy negativně ovlivněny (Šimek et al., 2019).

Strukturní třída udává velikosti agregátů. V případě, že agregát má velikost $<0,25$ mm, jedná se o takzvaný mikroagregát. Agregáty větší než 0,25 mm jsou nazývány makroagregáty (Oades a Waters, 1991). Jandák et al. (2014) ještě doplňují takzvané megaagregáty.

Strukturní stupeň popisuje míru diferenciací agregátů. Bezstrukturní půdě je přiřazován stupeň 0, naopak půdě se zcela zřetelnou strukturou stupeň 3 (Šimek et al., 2019). Rejšek a Vácha (2018) oponují, že bezstrukturní stupeň neexistuje a půda vždy vykazuje nějakou strukturu.

Dynamika agregátů, aktivita edafonu, rozklad a stabilizace POH a vzájemné vztahy těchto aspektů začaly být intenzivně zkoumány již na počátku 19. století (Six et al., 2004). Mechanismy, které se podílejí na vzniku, stabilizaci a zániku mikroagregátů popisují Golchin et al. (1994). Proces tvorby agregátů je nazýván agregace. Dochází při něm ke vzniku fyzikálně-chemických vazeb za přítomnosti koloidů (Šimek et al., 2019). Významnou roli v agregaci půdy hrají takzvané tmelící látky, které jsou schopny obalit pevné částice a spojit je ve větší celky. Tmelící účinky vykazují uhličitany, sesquioxidy, jílnaté částice (Šantrůčková, 2018) a humusové látky, především pak huminové kyseliny (Hraško et al., 1962). Oades a Waters (1991) upozorňují na nezbytnost účasti POH jakožto hlavního stmelovacího činitele při existenci hierarchie

agregátů. Organické látky jsou totiž schopné vázat se na látky anorganické, čímž dochází ke vzniku takzvaných organominerálních komplexů (Šimek et al., 2019). S vyšší aktivitou edafonu, a tím spojenou tvorbou polysacharidů, dochází k vyšší agregaci půdy (Šantrůčková, 2018). K propojení může docházet pomocí kořenů a hyf či slizových látek vylučovaných některými organismy. Fakt, že žížaly podporují tvorbu mikroagregátů potvrzují Shipitalo a Protz (1989).

Edwards a Bremner (1967) připomínají význam přítomnosti vícemocných kationtů, jako jsou například Ca^{2+} , Mg^{2+} či Al^{3+} , které podporují tvorbu agregátů. Naopak jednomocné kationty, jako Na^+ či K^+ , způsobují peptizaci, tedy rozplavení koloidů v půdě, a tím rozrušení struktury půdy (Šimek et al., 2019).

Jedním z dílčích procesů agregace půdy je takzvaná flokulace, tedy vločkování koloidních částic. Čím vyšší je koncentrace kationtů v půdním roztoku, tím se zvyšuje tendence k vločkování a k tvorbě agregátů (Šantrůčková, 2018).

Agregát může vzniknout též takzvanou desagregací, kdy dojde k rozpadnutí konglomerátu, tedy hroudy větší velikosti. Makroagregát jako takový není stabilní jednotkou. Vlivem prostředí, především působením vlhkosti a teploty se makroagregáty rozpadají. Nadále setrvávají volně v půdě v podobě mikroagregátů nebo se stanou součástí jiných makroagregátů (Šimek et al., 2019). Oades (1984) a Angers et al. (1997) upozorňují na možnost tvorby mikroagregátů uvnitř makroagregátů.

2.5.2 Póry

Stabilita agregátů významně ovlivňuje vodní a vzdušný režim půdy, a to prostřednictvím pórovitosti. Po rozpadu agregátu či odumření POH, je v půdě vytvořen prostor, tedy pór, který je následně vyplněn vzduchem nebo vodou (Šantrůčková, 2018). Pórovitost udává celkový objem pórů v procentech, velikost, tvar a distribuci pórů v půdě. Povrchové horizonty bývají póry tvořeny ze 40–60 % (Šimek et al., 2019).

Póry lze dělit dle několika hledisek. Ve vztahu k rostlinám je nejdůležitější rozdělení na póry kapilární a nekapilární (Rejšek a Vácha, 2018). Funkcí makropórů a mikropórů se pak zabývají Lavelle a Spain (2001). Mikropóry definují jako póry natolik malé, aby kapilární síly byly schopny zadržet vodu. Lavelle (2012) pak označuje za mikropóry póry s průměrem $<0,15 \mu\text{m}$, které jsou schopny zadržet vodu s potenciálem pod $-1,5 \text{ MPa}$, mezopóry s průměrem $0,15\text{--}30 \mu\text{m}$ a potenciálem $-1,5$ až $-0,05 \text{ MPa}$ a makropóry s průměrem větším než $30 \mu\text{m}$ a potenciálem větším než $-0,05 \text{ MPa}$.

Šimek et al. (2019) uvádí dva typy mikropórů, a to zásobní a reziduální. Komplex půdních pórů vytváří takzvaný porézní systém půd (Rejšek a Vácha, 2018).

3 Půdní organická hmota

Vědci se zabývají POH již od 18. století (Váchalová et al., 2016). Lze ji formálně dělit na živou a neživou. Živá složka je tvořena edafonem, dříve nazývaným živěna (Novák et al., 1959). Neživá složka POH je tvořena primární půdní organickou hmotou (PPOH) a humusem. Dle Kopeckého et al. (2016) panují v teoriích, co je vlastně PPOH a humus, značné terminologické nepřesnosti. Vzhledem k tomu, že PPOH a humus mají zcela odlišné vlastnosti, nelze je směšovat a jedná se tedy o dvě různé složky POH (Kolář et al., 2014). Na rozdíl od humusu je význam iontovýměnné kapacity u PPOH zanedbatelný (Kopecký et al., 2016). PPOH obsahuje jak labilní, tak i relativně stabilní frakce. Humus je z hlediska délky lidského života stabilní (Váchalová et al., 2016).

Hlavní složkou POH je uhlík (Rejšek a Vácha, 2018). Do hloubky 2 m je globálně odhadován obsah půdního organického uhlíku (POU) na 2 370–2 450 Pg (Eswaran et al., 1995), což z POH činí největší zásobárnu uhlíku vůbec (Ledvina et al., 1992). Obsah uhlíku je v půdě zhruba dvakrát vyšší než v atmosféře (Šimek et al., 2020). Vyskytuje se zde v různých formách, a to ve volné, stabilní a aktivní (Pospíšilová a Tesařová, 2009). Celkový organický uhlík (C_{org}) vypovídá o množství POH v půdě. Nutno dodat, že se jedná jak o obsah v POH zhumifikované, tak nezhumifikované (Kopecký et al., 2016). Zdrojem POU je materiál, jenž je akumulován během fotosyntézy. Jeho příjem a ztráty jsou závislé na aktivitě mikroorganismů a rostlin. Obsah organických látek ve svrchních horizontech se pohybuje v řádu procent. Směrem do hloubky pak klesá (Brady a Weil, 1999).

3.1 Přeměny půdní organické hmoty

Odumřelá POH může podléhat několika procesům přeměny – mineralizaci, humifikaci, potažmo dehumifikaci, případně ulmifikaci a karbonizaci (Ledvina et al., 1992). V souvislosti se zemědělskou činností a problematikou výživy rostlin bylo přelomovým bodem vytvoření takzvané humusové teorie A. D. Thaerem, která tvrdí, že humus zcela určuje úrodnost půdy, jelikož je společně s vodou jediným zdrojem výživy pro rostliny (Hradil, 2015). Teorie minerální od J. Liebiga, která humusovou teorii nahradila, naopak tvrdí, že zdrojem výživy pro rostliny jsou minerální částice, které mají elektrický náboj. Aby mohla POH být jejich zdrojem, musí nejprve dojít k jejímu rozkladu, tedy mineralizaci (Kolář et al., 2014). Z hlediska dostupnosti živin pro rostliny

jsou cenné zejména labilní frakce POH (Kopecký et al., 2021). V odpovědi na otázku, jak definovat lehce rozložitelné látky, se odborníci neshodují. Körschens et al. (1990) považují za labilní frakce uhlíkaté látky rozpustné v horké vodě. Chan et al. (2001), Rovira a Vallejo (2007) a Shirato a Yokozawa (2006) jsou zastánci názoru, že labilní frakce lze stanovit kyselou hydrolyzou. Blair et al. (1995), Chan et al. (2001) a Walkley (1947) pak tvrdí, že labilní frakce je možné určit oxidací. Kinetikou organických látek během oxidace se zabývali též Tirol-Padre a Ladha (2004) a Kolář et al. (2006, 2009, 2011). Látky ochotné rychlé přeměny, tzn. do 1,5 roku, jsou nazývány „active pool“, v překladu aktivní složka. Látky uskutečnitelné přeměnu do 25 let jsou označovány „slow pool“, pozvolna rozkládající se složka. Látky, jejichž přeměna trvá až 1000 let, jsou pojmenovány jako „resistant pool“, odolná složka (Brady a Weil, 1999).

Mineralizace je rozklad anorganické složky, při kterém dochází k uvolnění energie (Ledvina et al., 1992). U většiny POH probíhá lehce a rychle. Jedná se o aerobní proces, jehož výslednými produkty jsou voda a oxid uhličitý. V případě, že PPOH obsahuje velké množství frakcí o velmi vysoké labilitě a úzkém poměru C:N, mineralizace probíhá nadměrnou rychlostí (Němeček et al., 1990), tudíž dochází k veškerému zmineralizování a humifikace nestihne začít (Váchalová et al., 2016). Z tohoto důvodu jen malá část PPOH projde zdlouhavou a komplikovanou humifikací, která je uskutečňována pomocí enzymů vylučovaných půdními mikroorganismy (Šimek et al., 2018).

Humifikaci lze neformálně dělit do několika etap. V první fázi dochází k oxidaci a degradaci biopolymerů rostlinného původu, především ligninu, fenolových kyselin a látek na bázi vosku. Pro rozklad ligninu je třeba dodatečného snadno dostupného zdroje energie (Rejšek a Vácha, 2018). Takový rozklad se nazývá kometabolický (Haider, 1992). Druhá fáze je procesem syntetickým. Dochází v něm ke vzniku složitých látek s vyšší relativní molekulovou hmotností, než je tomu u primární složky, jsou většinou stabilnější a obsahují aromatické jádro. Produkty humifikace jsou humusové látky (Ledvina et al., 1992). Na našem území humifikuje podle Němečka et al. (1990) přibližně 25 až 30 % PPOH. Proces je fakultativně aerobní. Podpořit ho lze vytvořením příznivých podmínek pro aktivitu edafonu, dodáním některých z prvků, jako P, Mg či N, upravením na neutrální pH, zvýšením teploty nebo správnou úpravou půdy za účelem vyvážení vzdušného a vodního režimu (Váchalová et al., 2016).

Opak humifikace je nazýván dehumifikací (Bielek, 2008) a je výsledkem příliš intenzivního využívání zemědělských půd (Němeček et al., 1990). Rejšek a Vácha (2018) upozorňují, že dehumifikační jev je stále více alarmujícím problémem.

V extrémních podmínkách dochází k ulmifikaci neboli rašelinění půd. Někdy je proces také označován jako abiologická humifikace. Probíhá bez přítomnosti kyslíku, zato ovšem za dlouhodobé přítomnosti vody. Další možností přeměny probíhající za extrémních podmínek je karbonizace, tedy uhelnatění (Ledvina et al., 1992).

Jinou možnou přeměnou POH je anaerobní digesce čili vyhnívání. Probíhá zásadně bez přítomnosti kyslíku. Výsledkem jsou finální produkty jako methan, vodík, organické kyseliny a oxid uhličitý. Daný proces je v zemědělských půdách nežádoucí. Existence obdobného pochodu je využíváno v bioplynových stanicích, konkrétně v části zvané fermentor (Váchalová et al., 2016).

3.2 Edafon

Živá složka je složena z části živočišné a rostlinné, tedy takzvaného zooedafonu a fytoedafonu (Šimek et al., 2019). Nepostradatelnost živé složky vyzdvihuje Hradil (2015). V rámci ekosystémů různé skupiny organismů plní své nezastupitelné role. Mohou působit jakožto primární producenti, konzumenti i rozkladači (Kolář et al., 2014).

Organismy lze dělit do několika kategorií dle velikosti. Barták et al. (1996) definuje mikroedafon, jakožto organismy <0,2 mm. Jedná se například o bakterie, aktinomycety, sinice, řasy, houby či prvoky. Mezoedafon vymezuje jako organismy o velikosti mezi 0,2 až 2 mm, kam spadají hlístice, chvostoskoci či roztoči. Do makroedafonu jsou řazeny organismy o velikosti 2–20 mm. Patří mezi ně roupice, pavoukovci, stejnonožci, mnohonožky, stonožky, hmyz a měkkýši. Rejšek a Vácha (2018) uvádí ještě megaedafon, tedy organismy o velikosti nad 20 mm, kam jsou zahrnovány žížaly či obratlovci.

3.3 Primární půdní organická hmota

Primární půdní organická hmota je odumřelá POH nacházející se v různém stupni rozkladu (Rejšek a Vácha, 2018), která zároveň neprošla humifikačními procesy (Ledvina et al., 1992). Jejimi zdroji jsou mrtvá těla živočichů a rostlin, kořeny a jejich exsudáty, opad, zbytky nadzemních částí rostlin či statková hnojiva (Vaněk et al., 2016). Mezi

látky vnikající během dekompozice PPOH do půdy patří například sacharidy, organické kyseliny, peptidy, celulóza, ligniny, pryskyřice, třísloviny, vosky, tuky, oleje, barviva, popeloviny a další nehumusové látky (Barták et al., 1996).

3.4 Humus

Aby se z PPOH stal humus, musí projít dvěma procesy, a to částečnou mineralizací a humifikací (Hlušek et al., 2020). Humus lze tedy definovat jako humifikovanou POH (Kolář et al., 2014). Ponge (2013) pak charakterizuje humus jako směs odolných amorfních a koloidních organických látek hnědé barvy s charakterem kyselin vzniklých rozkladem pomocí mikroorganismů a paralelně probíhající syntézou.

Vznik humusových látek je velmi složitý komplex procesů, který dodnes není zcela objasněn (Barták et al., 1996). Nejrozšířenějšími jsou teorie polyfenolová neboli syntetická a ligninová čili degradační. Pravděpodobně nejsou striktně odděleny a dochází k jejich vzájemnému prolínání. Principem polyfenolové teorie je mikrobiální rozklad převážně rostlinných látek na jednodušší, jako jsou kupříkladu právě fenoly, z nichž jsou syntetizovány nejprve fulvokyseliny, poté huminové kyseliny a nakonec huminy. Ligninová teorie spočívá v přeměně těžce rozložitelných látek, mimo jiné například právě ligninu, na huminy, ze kterých pomocí oxidace vznikají nejdříve huminové kyseliny a posléze fulvokyseliny (McDonald et al., 2004).

V humusu nalezneme převážně uhlík stabilní, který je schopen v přirozených podmínkách dlouhodobě odolávat mineralizaci a biodegradaci (Šimek et al., 2020). Zároveň mu lze přiřknout takové chemické a fyzikální vlastnosti, které ovlivňují jak jednotlivé rostliny, tak půdu jako celek. Fakt, že se hospodaření s půdou, podporující její zdravotnost, živost a úrodnost, nazývá humusové hospodářství, potvrzuje, jak moc je humus pro půdu důležitý (Hradil, 2015).

Významnou charakteristikou humusu je iontovýměnná kapacita. Jak již název napovídá, výše zmíněná vlastnost umožňuje výměnu iontů, a ovlivňuje tak sorpční schopnost půdy (Hlušek et al., 2020). Nasycené humusové látky mají vysokou hodnotu výměnné kapacity, a tím pádem jsou schopné sorbovat větší množství volných iontů H^+ výměnou za Ca^{2+} či Mg^{2+} (Vaněk et al., 2016), což vede ke zvýšení půdní pufrovitosti, též nazývané ústojčivosti, tedy ke ztlumení výkyvů půdního pH (Jandák et al., 2014) díky schopnosti udržení neměnné koncentrace H^+ a OH^- (Vaněk et al., 2016).

Humusové látky patří mezi takzvané biostimulátory, tedy fyziologicky činné látky, které mohou mít přímý vliv na rostliny. Za tímto účelem bývá využíváno buď přírodních materiálů s obsahem humusových látek (leonarditu, mořských řas, oxyhumolitů), nebo přímo extraktu humusových látek (humatizované močoviny). Lídry v produkování přípravků s obsahem HK jsou Spojené státy americké, Čína a Rusko (Ložek a Varga, 2005; Valšíková a Viteková, 2006; Vrba et al., 1980). Mechanismus působení na rostliny umožňuje schopnost humusových látek chelatace, tedy navázání kovového iontu, především Cu^{2+} , Zn^{2+} či Mn^{2+} , za vzniku rozpustných chelátových komplexů (Rejšek a Vácha, 2018), které mají následně vliv na dostupnost živin pro rostliny (Stevenson, 1982). Co se týče výsledných produktů, největší stálosti dosahují komplexy s Fe^{3+} , nejmenší naopak s Mg^{2+} (Ledvina et al., 1992).

Další úlohou humusu je reakce s jílovitokoloidní půdní frakcí za vzniku organominerálních asociátů (Rejšek a Vácha, 2018), které se následnou koagulací přemění v pravé půdní agregáty s bohatým provzdušněním. Ty pak mají rozhodující význam při retenci vody, jelikož jsou založeny ve své podstatě na elektrostatických silách (Hlušek et al., 2020). Humus vytváří takzvané humusové můstky, pomocí nichž dokáže pojít půdní částice, a takzvané humusové tapety, jimiž zaplňuje půdní dutiny. Půdní agregáty jsou tak chráněny před rozplavováním (Hradil, 2015). Humusové látky mají tedy pozitivní vliv na tvorbu příznivé půdní struktury (Barták et al., 1996; Ledvina et al., 1992).

Mezi humusové látky jsou řazeny HK, fulvokyseliny (FK) a huminy (Šimek et al., 2019). Dříve byla uváděna ještě skupina hymatomelanových kyselin. Po zjištění, že se jedná o HK rozpustné v ethanolu, se nedělá rozdíl mezi HK a hymatomelanovými kyselinami (Váchalová et al., 2016). Setkat se můžeme i s takzvaným humusovým uhlím. Jedná se o vůbec nejstarší produkt humifikace, který již ztratil funkci humusu. Materiál je silně karbonizován. Obsahuje tedy vysoké množství uhlíku a dusíku (Stevenson, 1982). V souvislosti s humusovými látkami lze narazit i na takzvané humáty, což jsou soli HK obsahující vícemocné kationty, nejčastěji Ca^{2+} , Mg^{2+} , Al^{3+} či Fe^{3+} . Ve vodě jsou těžce rozpustné. Dokážou se vysrážet na pevných površích a v pórech (Sotáková, 1988).

Skupina humusových látek je natolik obrovská a struktura natolik složitá, že jednotlivce od sebe nelze izolovat (Kolář et al., 2014). Navíc se od sebe jedinci liší vlastnostmi, a tedy i nestejně reagují (Váchalová et al., 2016). Zatímco jádro humusových

kyselin je lyofobní, periferní řetězce jsou lyofilní. V závislosti na poměru těchto komponentů jsou určeny vlastnosti kyseliny a její výsledný charakter (Rejšek a Vácha, 2018).

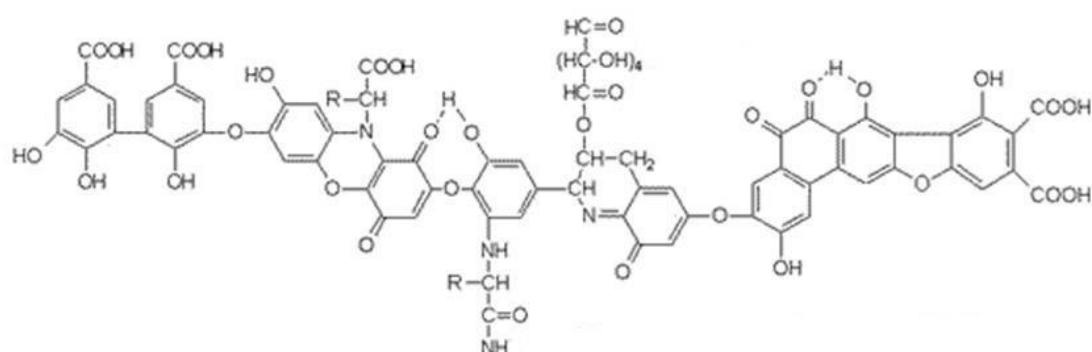
Možná je separace humusových látek do skupin dle relativní molekulové hmotnosti. K danému účelu slouží takzvaná molekulová síta. Za měřicí kritérium je považován obsah uhlíku. Zastoupení skupin vzhledem k celkovému množství HK se odhaduje v procentech (Kolář et al., 2014). Zvláště problematické je dle Kopeckého et al. (2016) stanovení rozhraní HK a FK. Je brána v úvahu možnost, že velké rozpětí molekulových hmotností humusových kyselin je způsobeno spojováním molekul FK a výsledné shluky pak působí jako větší molekuly náležející HK (Sutton a Sposito, 2005). Skupiny kyselin lze od sebe oddělit sražením kyselinou z alkalického roztoku, ve kterém se HK srazí, zatímco FK zůstanou v roztoku. Vysokomolekulární HK se zásadně odlišují vlastnostmi od nízkomolekulárních HK. Ty mají nejen jiné reakce, ale též hodnoty iontovýměnné kapacity. Ovšem za stejných podmínek teploty, otřesů, druhu a síly kyseliny, se některé HK chovají jako FK a naopak (Kolář et al., 2014). Lze tím pádem říct, že se více podobají FK než HK o vysoké molekulární hmotnosti.

3.4.1 Huminové kyseliny

Kysele reagující látky obsažené v půdě byly vědci nazvány humusovými kyselinami (Kolář et al., 2014). Původně převažovala domněnka, že jich existuje jen malé množství, nebo dokonce pouze jedna humusová kyselina, která byla pojmenována jako kyselina krenová, případně apokrenová. První izolace proběhla ze zahradnického kompostu, tedy z POH, v té době obecně nazývanou humus. Zkoumaná látka byla nazvána Acidum humicum Merck, dnes známá jako kyselina huminová (Váchalová et al., 2016). Obsah uhlíku u kyseliny byl stanoven na 58 %. Hodnota byla použita pro pozdější stanovení faktoru 1,724 při přepočítání C_{ox} (uhlík oxidovatelný za mokra) na humus, jehož vymezení vzniklo z úvahy „Kolik HK odpovídá 100 % C_{org} , když HK obsahuje 58 % uhlíku.“ (Kolář et al., 2014). Dle Kopeckého et al. (2018) je ovšem výpočet velmi nepřesný a lze ho považovat pouze za hrubě orientační, jelikož většina C_{ox} je z většinové části součástí PPOH, nikoliv však humusu.

HK lze označit za nejkvalitnější skupinu z humusových látek. Mají tmavě hnědou až šedočernou barvu. Jedná se o vysokomolekulární organické sloučeniny (Jandák et al., 2014) o molekulové hmotnosti až 300 000 Da (Ledvina et al., 1992). Od relativní

molekulové hmotnosti jsou odvislé jejich vlastnosti (Stevenson, 1999). Vznikají asociací převážně hydrofobních molekul (Šimek et al., 2019). Na aromatické jádro fenolického či chinoidního charakteru s přítomností dusíku bývá navázáno méně periferních řetězců, než je tomu u FK. Z funkčních skupin bývají nejčastěji zastoupeny karboxylové, hydroxylové, methoxylové či OH skupiny (Ledvina et al., 1992). V kyselinách se nerozpouští (Šimek et al., 2019). Z hlediska náchylnosti vůči rozkladu se jedná o poněkud stabilní látky (Kolář et al., 2014). Poločas rozpadu je 600-3000 let. To samé platí i pro humáty (Vaněk et al., 2010). Příkladová struktura HK je patrná z Obrázku 3.1.



Obrázek 3.1: Příkladová struktura huminové kyseliny (Stevenson, 1982)

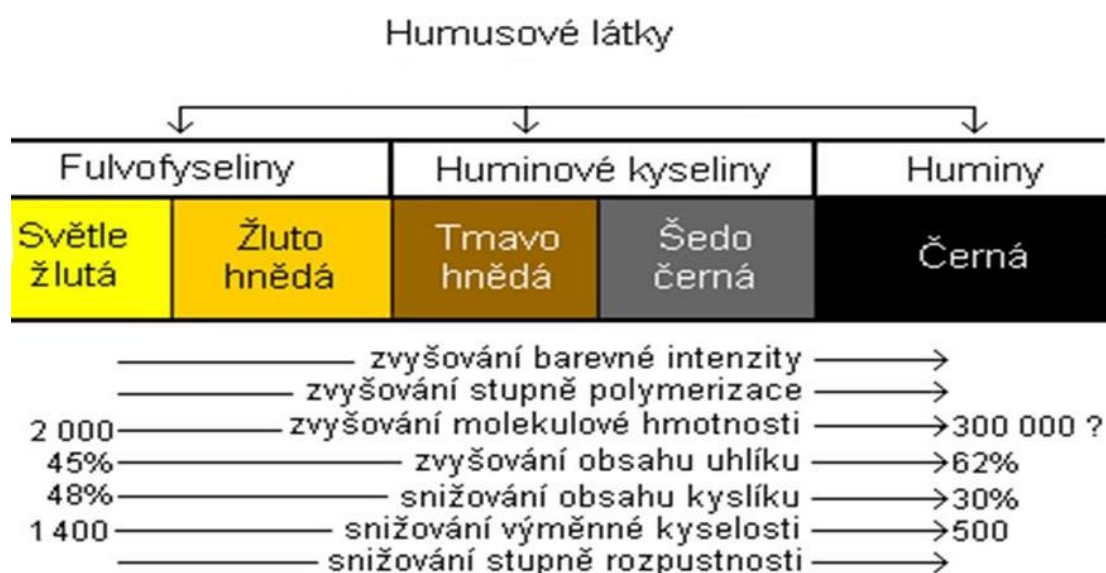
3.4.2 Fulvokyseliny

FK lze rozpoznat dle světle žluté až světle hnědé barvy. Mají nižší molekulovou hmotnost než HK (Jandák et al., 2014), obvykle v rozmezí od 3 000 do 20 000 Da (Ledvina et al., 1992). Obsahují až 49 % uhlíku, až 49 % kyslíku, 4–6 % vodíku, 1–5 % dusíku (Kolář et al., 2014). Vznikají též asociací jako HK, ovšem tentokrát menších převážně hydrofilních molekul (Šimek et al., 2019). Na aromatické jádro je navázáno velké množství periferních řetězců, především pak látky karboxylové, fenolické, alkoholové či methoxylové. Přítomnost funkční skupiny kyselého charakteru je příčinou vysoké výměnné kationtové sorpce kyselin (Ledvina et al., 1992). Vzhledem k tomu, že se v půdě velmi dobře pohybují a dokážou vytvářet sloučeniny s kovy, umožňují přenos minerálních látek. Jejich obsah též umožňuje transformaci fosforu do forem přijatelných rostlinám. Obsah FK ovlivňuje kyselost půdního roztoku. Podmiňují průběh půd-

ního procesu zvaného podzolizace (Kolář et al., 2014). Jsou rozpustné ve vodě, anorganických kyselinách, i roztocích hydrolyticky zásaditých solí. Jejich poločas rozpadu je odhadován na několik desetiletí (Vaněk et al., 2010).

3.4.3 Huminy

Huminy se vyznačují černou barvou. Některými odborníky jsou považovány za adsorpční organominerální komplexy HK, jinými za produkty vzniklé při reakci HK s minerální koloidní frakcí. Každopádně se jedná o vysokomolekulární organické sloučeniny. Z hlediska reaktivnosti jsou nejstabilnější. Proto jsou někdy pokládány za přechod ke zcela nereaktivnímu humusovému uhlí. Nelze je rozpustit ani v zásadách, ani kyselinách (Šimek et al., 2018). Nejsou schopny iontové výměny. Na vině je neschopnost rozpouštět se v polárních a nepolárních rozpouštědlech, a tedy následné neoddisociování vodíku. Do výpočtu stupně humifikace S_H nejsou vůbec zahrnuty. Z tohoto důvodu lze říct, že pro zemědělství nemají přílišný význam (Kolář et al., 2014). Hradil (2015) naopak, v rozporu s výše popsaným, uvádí, že huminy mají vysokou míru kationtové výměnné kapacity. Tím mohou velkými silami přitahovat důležité živiny, jako například vápník, hořčík či draslík, bránit jejich odplavení z půdy a uvolnit je pro rostliny. Huminy mají z humusových látek nejdelší poločas rozkladu, a to více jak 3000 let (Vaněk et al., 2010). Porovnání základních charakteristik humusových látek lze vidět na Obrázku 3.2.



Obrázek 3.2: Porovnání základních charakteristik humusových látek (Stevenson, 1982)

Cíle a hypotézy

Dílčí cíle

- 1) Izolovat huminové kyseliny z různých zdrojů a zvolit nejvhodnější.
- 2) V laboratorních podmínkách aplikovat na vybraný půdní typ roztok huminových kyselin v různých dávkách a koncentracích.
- 3) Provést agregátový rozbor metodou prosévání za sucha a za mokra.
- 4) Vyhodnotit vliv roztoku huminových kyselin na agregaci půdy.

Hypotézy

- 1) Aplikace roztoku huminových kyselin povede k větší agregaci půdy.
- 2) Vyšší aplikační dávka roztoku se projeví vyšší tvorbou půdních makroagregátů.
- 3) Vyšší koncentrace roztoku způsobí větší agregaci půdy.

4 Materiál a metodika

Metodika byla sestavena prof. Ing. Ladislavem Kolářem, DrSc. a přizpůsobena možnostem místní laboratoře, především pak jejímu technickému vybavení, vedoucím závěrečné práce Ing. Marek Kopecký, Ph.D.

4.1 Příprava roztoku huminových kyselin

4.1.1 Extrakce humusových kyselin (huminových kyselin a fulvokyselin)

Vzorky zahradních kompostů byly odebrány dne 5. října 2020, a to v lokalitách Štěpánovice, Malovičky a Načeradec. Následně byly naváženy na analytické váze Sartorius ISO 9001 po 100 g do tří kádinek.

Byl připraven $0,1 \text{ mol}\cdot\text{l}^{-1}$ roztok hydroxidu sodného (NaOH) rozpuštěním 4 g hydroxidu sodného ve 300 ml demineralizované vody. Objem byl doupraven demineralizovanou vodou na 1000 ml. Vzorky byly přelity 200 ml vytvořeného roztoku hydroxidu sodného, promíchány skleněnou tyčinkou a ponechány 24 hod. v klidu. Druhý den byly znovu promíchány a zfiltrovány. Filtrace byla provedena dvojí, a to nejprve přes jemné síto, a poté přes papírový skládaný filtr. Tím byla docílena extrakce humusových kyselin, které zůstaly ve filtrátu.

4.1.2 Izolace huminových kyselin

Byl připraven $0,5 \text{ mol}\cdot\text{l}^{-1}$ roztok kyseliny sírové (H_2SO_4), a to tak že 27,65 ml 96% kyseliny sírové bylo postupně nalito do 500 ml demineralizované vody, přičemž baňka byla ponořena ve studené vodě. Po vychladnutí bylo množství doplněno demineralizovanou vodou na 1000 ml, jelikož roztok po ochlazení svůj objem zmenšil.

Získané filtráty byly zahřáty ve vodní lázni na $60 \text{ }^\circ\text{C}$. Bylo přidáno 40 ml $0,5 \text{ mol}\cdot\text{l}^{-1}$ kyseliny sírové. Směs byla promíchána skleněnou tyčinkou. Ve chvíli, kdy HK začaly vločkovat a klesat ke dnu, bylo přidáno dalších 40 ml $0,5 \text{ mol}\cdot\text{l}^{-1}$ kyseliny sírové. Směs byla opět promíchána. Pro kontrolu bylo pomocí lakmusového papírku potvrzeno, že je roztok kyselý. Roztok byl ponechán po dobu 24 hod. v klidu. Druhý den bylo opět prostřednictvím lakmusového papírku ověřeno pH. Jelikož byl roztok kyselý, nemusela být přidána další kyselina sírová.

Supernatant tvořený žlutým roztokem FK byl opatrně ze svrchu odlit a zlikvidován, jelikož nebyl předmětem zkoumání.

Zbylý roztok byl přelit přes skládaný filtrační papír. Tím došlo k vyizolování HK. Cílem bylo získání HK zachycených na filtračním papíru, proto byl vzniklý filtrát zlikvidován.

4.1.3 Příprava preparačního roztoku huminových kyselin

Byl připraven $0,02 \text{ mol}\cdot\text{l}^{-1}$ roztok hydroxidu sodného rozpuštěním 0,8 g hydroxidu sodného ve 300 ml demineralizované vody. Objem byl dopraven demineralizovanou vodou na 1000 ml. Roztok byl zahřát ve vodní lázni na $75 \text{ }^{\circ}\text{C}$.

Filtrační papír s HK byl zalit 1000 ml vytvořeného roztoku hydroxidu sodného. Roztok s filtračním papírem byl promíchán skleněnou tyčinkou a ponechán 24 hod. v klidu, aby došlo k rozpuštění všech HK. Vznikl tak preparační roztok HK. Filtrační papír zbavený HK byl z roztoku vyjmut.

Postup popsany v podkapitolách 4.1.1, 4.1.2 a 4.1.3 byl použit u všech tří kompostů.

4.2 Stanovení obsahu oxidovatelného organického uhlíku

4.2.1 Příprava roztoků

Spalovací chromsírová směs o koncentraci $0,4 \text{ mol}\cdot\text{l}^{-1}$ byla připravena rozpuštěním 20 g dichromanu draselného ($\text{K}_2\text{Cr}_2\text{O}_7$) ve 450 ml demineralizované vody. Za stálého míchání a chlazení byla pomalu po dávkách přidávána 96% kyselina sírová. Objem byl dopraven demineralizovanou vodou na 1000 ml.

Roztok Mohrovy soli o koncentraci $0,1 \text{ mol}\cdot\text{l}^{-1}$ byla připravena rozpuštěním 40 g hexahydrátu síranu železnatoamonného ($(\text{NH}_4)_2\text{Fe}(\text{SO}_4)_2\cdot 6\text{H}_2\text{O}$) ve 300 ml demineralizované vody okyselené 20 ml 96% kyseliny sírové. Objem byl dopraven demineralizovanou vodou na 1000 ml. Roztok byl uchován v tmavé láhvi.

Roztok difenylaminu ($(\text{C}_6\text{H}_5)_2\text{NH}$) byl připraven rozpuštěním 0,5 g difenylaminu ve 20 ml demineralizované vody a následným přidáním 100 ml 96% kyseliny sírové.

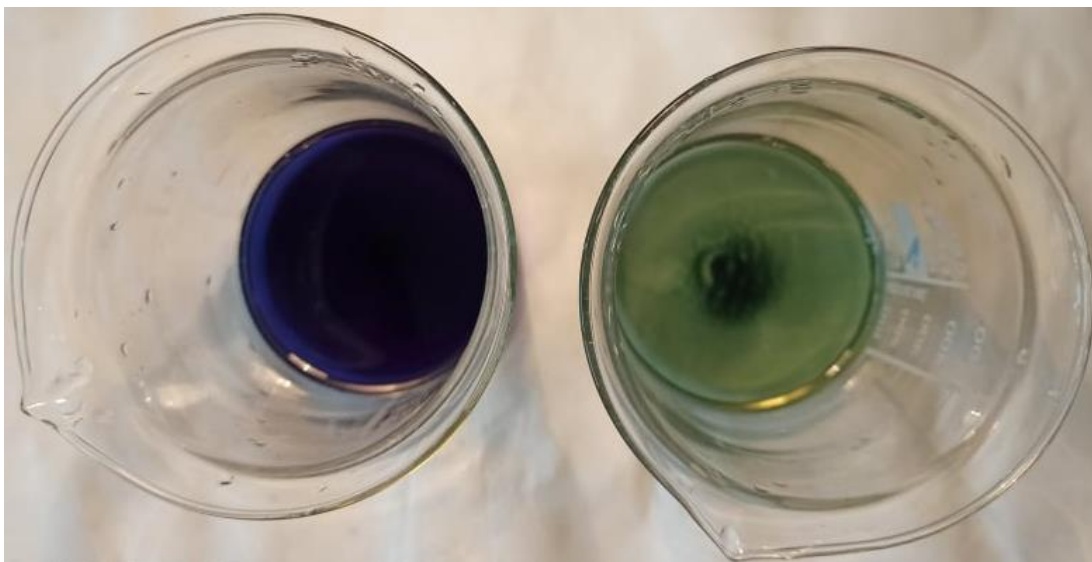
4.2.2 Obsah organického uhlíku v roztocích huminových kyselin

Do tří kádínek o objemu 150 ml bylo odměřeno pomocí mikropipety 0,05 ml preparačního roztoku s izolovanými HK. Do jednotlivých kádínek bylo přidáno prostřednictvím stolního dávkovače 10,00 ml $0,4 \text{ mol}\cdot\text{l}^{-1}$ spalovací chromsírové směsi. Obsah vzorku byl smíchán se spalovací směsí krouživými pohyby kádinkami.

Současně byl proveden kontrolní pokus, a to tak, že preparační roztok byl vynecán a do kádinky bylo aplikováno pouze 10 ml chromsírové směsi.

Kádinky byly překryty hodinovým sklem a vloženy do termostatu předem vyhřátého na stálou teplotu 130 °C. Daná teplota sloužila jako katalyzátor oxidační reakce organických látek se spalovací směsí. Po 45 min. byly kádinky vyjmuty a vychlazeny zalitím 60 ml demineralizované vody.

Do každé kádinky bylo přidáno 2,5 ml 85% kyseliny trihydrogenfosforečné (H_3PO_4) a 5 kapek roztoku difenylaminu. Za stálého míchání kádinkami byl obsah kádinek titrován roztokem Mohrovy soli. Nahnědlý roztok postupně získal fialovou barvu. Bodu ekvivalence bylo dosaženo ve chvíli, kdy jedna kapka zbarvila daný roztok došeda. Rozdíl barvy titrovaného roztoku před a po dosažení bodu ekvivalence je patrná z Obrázku 4.1.



Obrázek 4.1: Barva titrovaného roztoku před a po dosažení bodu ekvivalence (před – vlevo, po – vpravo) (Foto Eva Klenotová)

4.2.3 Výpočet obsahu celkového oxidovatelného organického uhlíku

$$C_{ox} = \frac{(a - b) \times f \times 0,03}{m} \quad (4.1)$$

Pro výpočet obsahu C_{ox} byl aplikován výše uvedený vzorec 4.1, kdy „a“ byla spotřeba Mohrovy soli při kontrolním pokusu v ml, „b“ spotřeba Mohrovy soli při vlastním stanovení v ml, „m“ hmotnost navážky a „f“ faktor Mohrovy soli.

Faktor „f“ byl stanoven následovně. Byl připraven $0,1 \text{ mol} \cdot \text{l}^{-1}$ roztok dichromanu draselného rozpuštěním 4,9037 g dichromanu draselného ve 200 ml demineralizované

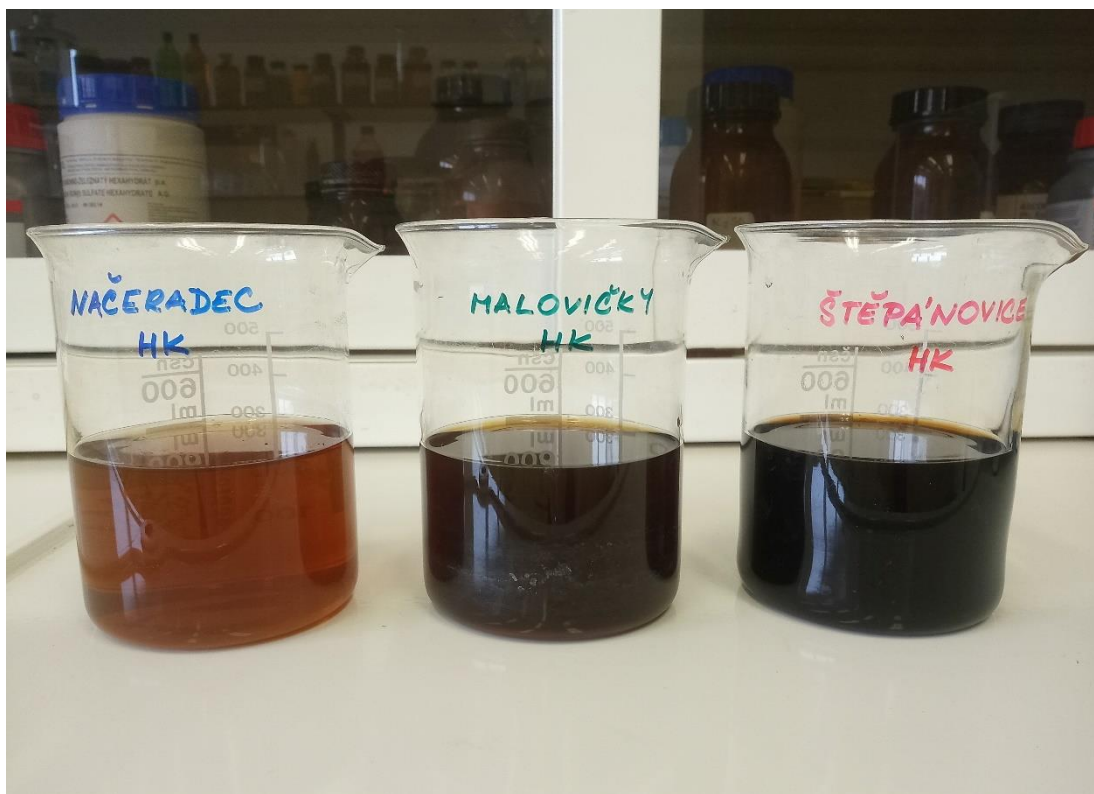
vody. Objem byl doupraven demineralizovanou vodou na 1000 ml. Do kádinky bylo aplikováno 20 ml roztoku a přidáno 60 ml demineralizované vody. Následně bylo dodáno 2,5 ml 96% kyseliny sírové, 2,5 ml 98% kyseliny trihydrogenfosforečné a 5 kapek roztoku difenylaminu. Bylo titrováno roztokem Mohrovy soli do bodu ekvivalence. V našem případě bylo spotřebováno přesně 20 ml Mohrovy soli, tudíž bylo do níže uvedeného vzorce 4.2 za x dosazeno číslo 0 a hodnota faktoru se tím pádem též rovnala číslu 1. X značí rozdíl oproti předpokládané spotřebě.

$$f = \frac{20 \pm x}{20} \quad (4.2)$$

4.3 Aplikace roztoků

4.3.1 Příprava aplikačních roztoků

Byly získány tři roztoky HK. K následným experimentům byl vybrán pouze roztok s nejvyšším obsahem HK (Štěpánovice). Vizuální porovnání získaných roztoků lze vidět na Obrázku 4.2.



Obrázek 4.2: Vizuální porovnání získaných roztoků HK z různých zdrojů (NačeraDEC vlevo, Malovičky uprostřed, Štěpánovice vpravo) (Foto Eva Klenotová)

Ze štěpánovického roztoku byly připraveny aplikační roztoky. Byly zvoleny dvě koncentrace (nižší a vyšší) a dvě aplikační dávky (10 ml a 20 ml) odměřené pomocí mikropipety. Část roztoku HK byla použita v původní koncentraci 0,07 % C a část roztoku HK byla doupravena na koncentraci 0,01 % C demineralizovanou vodou na objem 693 ml. Jelikož aplikační roztoky obsahovaly roztok hydroxidu sodného, který potenciálně může ovlivnit agregaci půdy, bylo nutné připravit také kontrolní roztoky, které obsahovaly pouze hydroxid sodný rozpuštěný v demineralizované vodě. Kontrolní roztoky byly upraveny na stejné množství hydroxidu sodného jako roztoky HK. Pro přehlednost jsou jednotlivé varianty aplikací uvedeny v Tabulce 4.1.

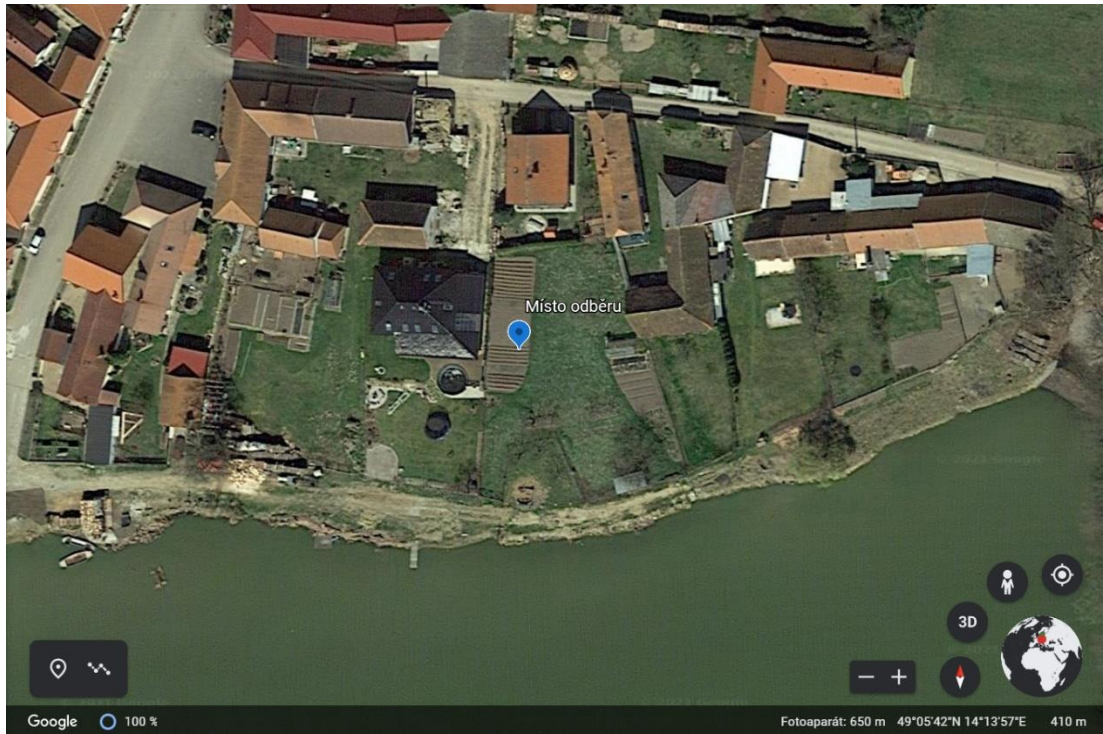
Tabulka 4.1: Přehled jednotlivých variant aplikací

Číslo varianty	Hmotnost zeminy (g)	Metoda stanovení	Roztok	Koncentrace	Aplikační dávka (ml)
1	50	Za sucha	NaOH	Nižší	10
2	50	Za sucha	NaOH	Nižší	20
3	50	Za sucha	NaOH	Vyšší	10
4	50	Za sucha	NaOH	Vyšší	20
5	50	Za sucha	HK	Nižší	10
6	50	Za sucha	HK	Nižší	20
7	50	Za sucha	HK	Vyšší	10
8	50	Za sucha	HK	Vyšší	20
9	50	Za mokra	NaOH	Nižší	10
10	50	Za mokra	NaOH	Nižší	20
11	50	Za mokra	NaOH	Vyšší	10
12	50	Za mokra	NaOH	Vyšší	20
13	50	Za mokra	HK	Nižší	10
14	50	Za mokra	HK	Nižší	20
15	50	Za mokra	HK	Vyšší	10
16	50	Za mokra	HK	Vyšší	20

Poznámka: NaOH – hydroxid sodný; HK – huminové kyseliny. Nižší koncentrace roztoku huminových kyselin činí 0,01 % C, vyšší 0,07 % C. Kontrolní roztoky byly upraveny na stejné množství hydroxidu sodného jako roztoky huminových kyselin.

4.3.2 Preparace zeminy

Vzorek půdy byl odebrán v obci Malovičky nacházející se ve 411 m n. m. Dle půdních map se jedná o oblast, kde převažuje pseudoglej modální. Místo odběru půdního vzorku včetně souřadnic je vyznačeno na Obrázku 4.3.



Obrázek 4.3: Místo odběru půdního vzorku (Google Maps, 2021)

Vybraná zemina byla zbavena hrubých nečistot, usušena na vzduchu a deglomerována pomocí půdního mlýnu FRITSCH PULVERISETTE 8, čímž vznikla jemnozeme s velikostí částic <2 mm. Jemnozeme byla podrobena základnímu pedologickému rozboru pro určení půdního druhu. Dle Novákovi klasifikace se jednalo o půdu písčitohlinitou (obsah jílnatých částic $<0,01$ mm byl 26 %).

Pro jednotlivé pokusy bylo použito 50 g jemnozeme, která byla rovnoměrně rozprostřena na plastovou misku a pomocí rozprašovače postříkána rozmíchaným aplikacním roztokem. V následujících 3 hod. po aplikaci byla zemina v 15minutových intervalech ručně promíchávána za účelem podpory tvorby agregátů. Poté byla ponechána 24 hod. v klidu. Každá varianta byla provedena v osmi opakováních. Způsob aplikace lze vidět na Obrázku 4.4.



Obrázek 4.4: Způsob aplikace roztoků (Foto Eva Klenotová)

4.4 Stanovení stability půdních agregátů metodou za sucha

Po výše popsané aplikaci daného roztoku byl vzorek zeminy proset sadou sít, která je součástí laboratorní prosévačky FRITSCH ANALYSETTE 3 PRO. Jejím prostřednictvím došlo k frakcionaci zeminy do jednotlivých velikostních skupin. Čas prosévání byl stanoven na dobu 1 min. s amplitudou 0,1 mm. Sada obsahovala síta o průměru otvorů 2 – 1 – 0,5 – 0,25 – 0,05 mm. Laboratorní prosévačku se sadou sít lze vidět na Obrázku 4.5.



Obrázek 4.5: Laboratorní prosévačka FRITSCH ANALYSETTE 3 PRO se sadou sít (Foto Eva Klenotová)

Jednotlivé frakce byly zváženy pomocí analytické váhy Sartorius ISO 9001. Hmotnost agregátů v g byla přepočítána na procentuální zastoupení jednotlivých velikostních frakcí z původní hmotnosti zeminy. Každá varianta byla stanovena v osmi opakováních.

4.5 Stanovení stability půdních agregátů metodou za mokra

Vzorek byl vysypán na filtrační papír umístěný na obrácené misce ve vodní lázni tak, aby filtrační papír jednou stranou nasával demineralizovanou vodu. Vzorek byl ponechán vlhčení po dobu 1 hod.

Zemina byla převedena na síto s průměrem ok 0,25 mm. Prosévání za mokra bylo prováděno ručně v nádobě. Síto bylo zdviženo o 5 cm, rychle spuštěno na dno nádoby a ponecháno 5 s v klidu. Spuštění a následný zdvih byly zopakovány pětkrát.

Síto se zeminou bylo usušeno v sušárně vyhřáté na 105 °C do konstantní hmotnosti. Přibližná doba trvání činila 2 hod. Po vychladnutí byl obsah síta zvážen pomocí analytické váhy Sartorius ISO 9001. Hmotnost agregátů v g byla přepočítána na procentuální zastoupení velikostních frakcí náležející mikro- a makroagregátům. Každá varianta byla stanovena v osmi opakováních.

Výsledky jednotlivých aplikací byly vzájemně porovnány. Na jejich základě byl zjištěn vliv HK na tvorbu půdních agregátů.

4.6 Statistické zpracování

Statistické analýzy, včetně grafických výstupů, byly zpracovány ve STATISTICA (verze 12, TIBCO Software Inc., USA). Data byla statisticky vyhodnocena analýzou rozptylu (ANOVA) a výsledky byly následně porovnány Tukey HSD (honestly significant difference) testem.

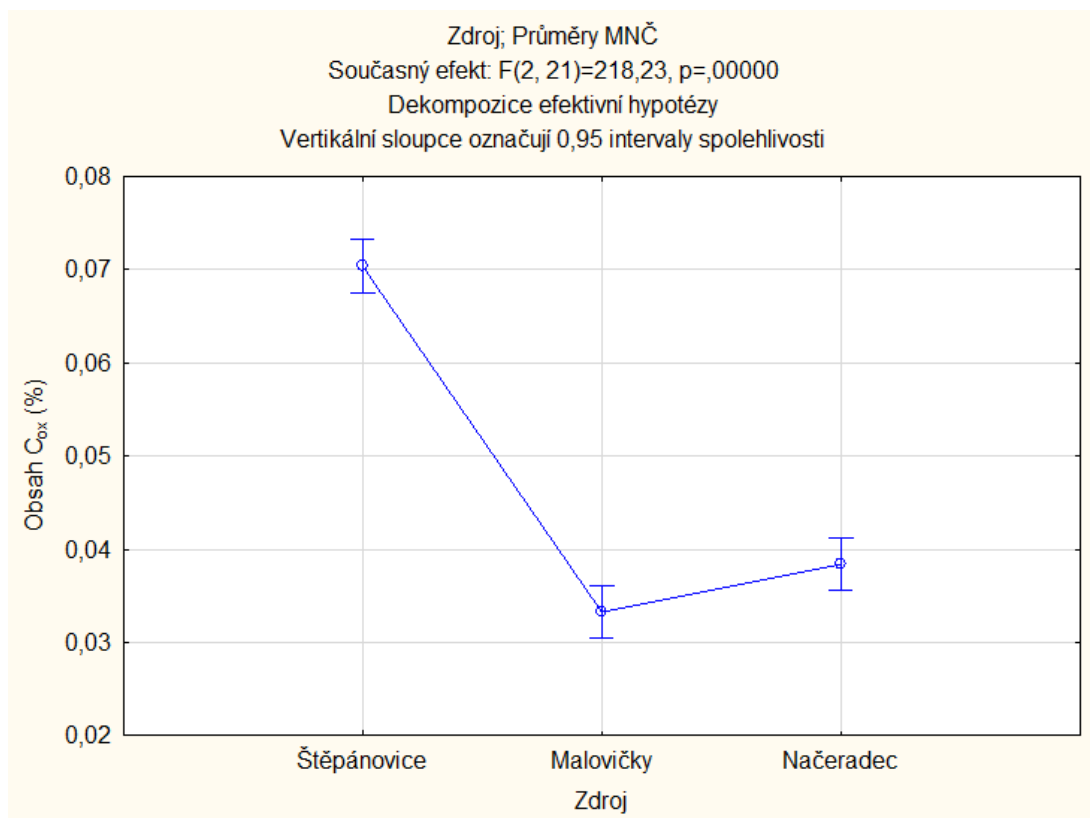
5 Výsledky a diskuse

V rámci výsledků byl vyhodnocen a diskutován obsah C_{ox} v roztocích HK získaných z různých zdrojů (Štěpánovice, Malovičky, Načeradec). K následným experimentům byl vybrán nejkvalitnější zdroj HK. Dále bylo posouzeno množství agregátů v rámci jednotlivých metod (za sucha – za mokra), za působení různých typů aplikačních roztoků (hydroxid sodný – HK), aplikačních dávek (10 ml – 20 ml) a koncentrací (nižší – vyšší). Byla zhodnocena interakce vlivů všech uplatňovaných faktorů. Konkrétní výsledné hodnoty, na jejichž základě byly zhotoveny grafy a tabulky, jsou k dispozici v Přílohách 1 a 2.

5.1 Obsah oxidovatelného uhlíku v roztocích huminových kyselin

Byl zjištěn rozdíl v obsahu C_{ox} v roztocích HK získaných z různých zdrojů (Štěpánovice, Malovičky, Načeradec). Obsah C_{ox} v roztocích pocházejících z lokalit Malovičky a Načeradec byl statisticky rozdílný. Nejvyšší obsah C_{ox} byl zaznamenán v roztoku s původem z oblasti Štěpánovice. Daný roztok byl vybrán k následným experimentům.

Informace autorů, týkajících se obsahu C_{ox} v HK, se neshodují. Dle Koláře et al. (2014) se v HK nachází 52–65 % uhlíku, dále 30–39 % kyslíku, 3–5 % dusíku a 2,5–5 % vodíku. Jandák et al. (2004) udává 52–62 % uhlíku, 31–39 % kyslíku, 2,8–5,8 % vodíku a 1,7–4,9 % dusíku. Ledvína et al. (1992) přisuzuje 58–62 % uhlíku, 29–37 % kyslíku, 2,9–5,4 % vodíku a 3,6–4,8 % dusíku. Rejšek et al. (2018) uvádí 50–60 % uhlíku, 30–35 % kyslíku, 2–5 % dusíku, 4–7 % vodíku a 0,1–1 % síry, jakožto dalšího významného prvku. Průměrný obsah C_{ox} (%) v roztoku HK získaného ze zdroje Štěpánovice byl stanoven na 0,070340 %. Nutno zdůraznit, že nebyl stanovován obsah C v HK, nýbrž obsah C_{ox} v roztoku HK. Obsah C_{ox} v roztocích HK získaných z různých zdrojů je patrný z Grafu 5.1.



Poznámka: C_{ox} – oxidovatelný uhlík.

Graf 5.1: Obsah oxidovatelného uhlíku (%) v roztocích huminových kyselin získaných z různých zdrojů (Štěpánovice, Malovičky, Načeradec)

Výsledky obsahu C_{ox} (%) v roztocích HK získaných z různých zdrojů (Štěpánovice, Malovičky, Načeradec) lze považovat za průkazné, což potvrzuje i takzvaný Tukeyův HSD test. Data z Tukeyho HSD testu jsou uvedena v Tabulce 5.1.

Tabulka 5.1: Průkaznost výsledků obsahu oxidovatelného uhlíku (%) v roztocích huminových kyselin získaných z různých zdrojů (Štěpánovice, Malovičky, Načeradec)

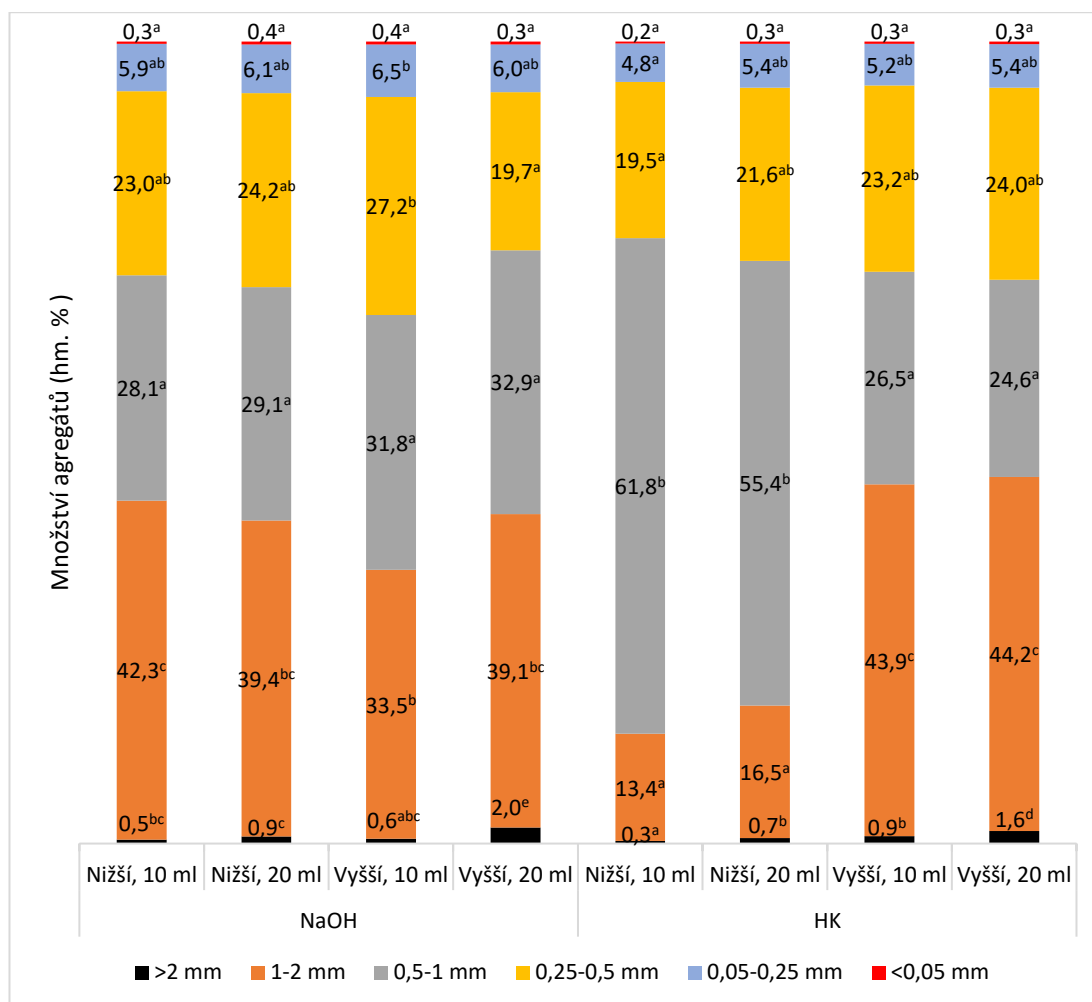
Zdroj	Průměrný obsah C_{ox} (%)
Malovičky	0,033253 ^a
Načeradec	0,038375 ^b
Štěpánovice	0,070340 ^c

Poznámka: C_{ox} – oxidovatelný uhlík. Významné rozdíly mezi variantami jsou zobrazeny odlišnými písmeny (Tukey HSD test; $p = 0,05$).

5.2 Procentuální zastoupení velikostních frakcí při stanovení za sucha

Z Grafu 5.2 je patrné, že největší agregace při stanovení metodou za sucha dosahovaly frakce o velikosti částic 0,5–1 mm a 1–2 mm, nejmenší naopak frakce o velikosti částic <0,05 mm a >2 mm. V makroagregátech je více koncentrovaná POH, než je tomu u

mikroagregátů (Yamashita et al., 2006). Jako příčina je uváděno rozdílné působení tmelů u částic různých velikostí. Zatímco mikroagregáty jsou stmelovány především látkami vylučovanými mikroorganismy a rostlinami, na makroagregáty mají vliv především další organické tmely (Six et al., 2000), například látky uvolňované při dekompozici (Abiven et al., 2009) či právě HK (von Lützow et al., 2007).



Poznámka: NaOH – hydroxid sodný, HK – huminové kyseliny. Významné rozdíly velikostních frakcí agregátů mezi variantami jsou zobrazeny odlišnými písmeny (Tukey HSD test; p = 0,05).

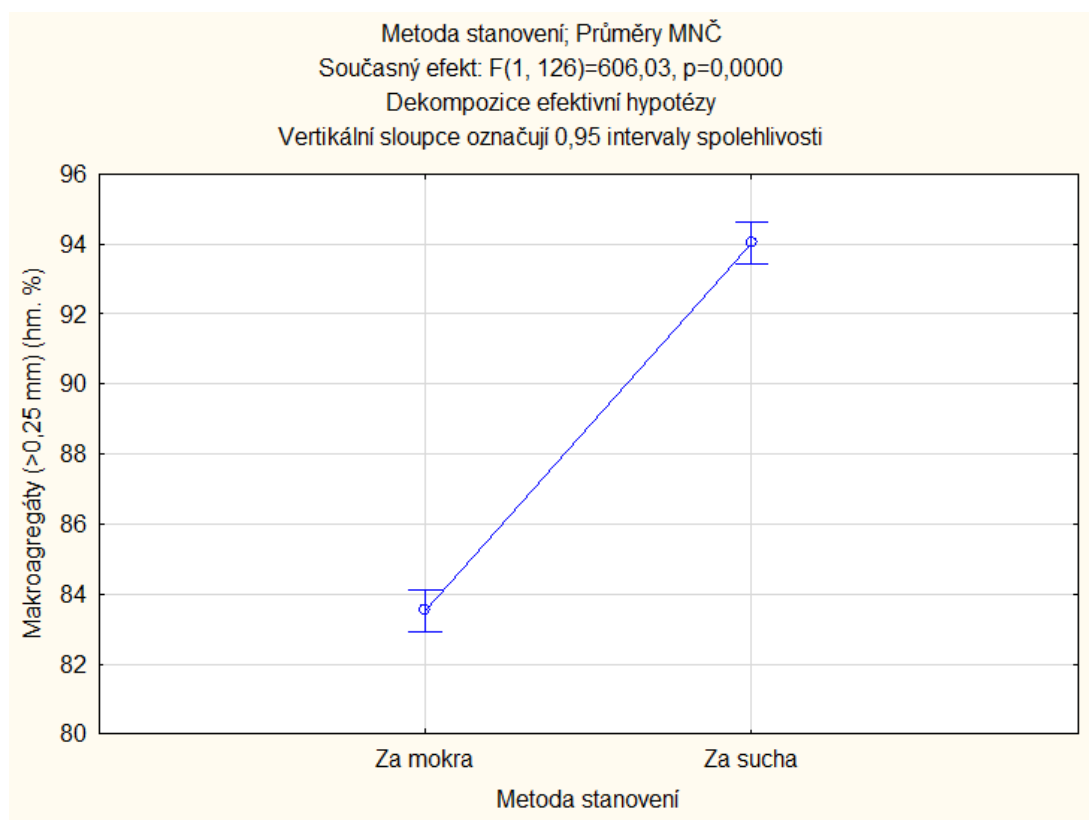
Graf 5.2: Procentuální zastoupení velikostních frakcí při stanovení za sucha

Mikroagregáty musí být stabilní, aby se mohly spojovat do makroagregátů (Oades a Waters, 1991). Stabilita agregátů je závislá na několika stěžejních mechanismech, jako je přítomnost fyzikálně-chemických sil uvnitř agregátů a schopnost tvorby organominerálních komplexů (Llorente et al., 2010). Vodostálost je vlastnost půdy označující schopnost odolání rozplavení agregátů (Assouline, 2004; Badorreck et al., 2013; Fox et al., 2004). Jedná se o jeden z faktorů určující stabilitu makroagregátů (Scott, 2000),

tedy odolnost vůči destruktivnímu působení (Hillel, 1980). Z výše uvedených důvodů byl především sledován vliv HK na makroagregaci při stanovení metodou za mokra.

5.3 Množství makroagregátů (hm. %) při stanovení za sucha a za mokra

Z Grafu 5.3 je patrný značný rozdíl výskytu makroagregátů mezi metodami. U metody za sucha bylo zjištěno větší množství makroagregátů než u metody za mokra. Důvodem bylo rozplavení makroagregátů, tedy ztráta jejich původního tvaru a velikosti působením vody (Jandák, 2003).



Graf 5.3: Množství makroagregátů (hm. %) při stanovení za sucha a za mokra

I přes značný rozdíl vůči metodě za sucha, tvořily makroagregáty u metody za mokra v průměru cca 83,5 hm. % (zbytek tvořily mikroagregáty). Lze tedy předpokládat, že došlo k vytvoření takzvaných pravých makroagregátů, které se vyznačují právě vodostálostí. Sequeira et al. (2011) vyzdvihují důležitost přítomnosti vodostálých agregátů pro strukturu půdy. Stanovení frakcí vodostálých agregátů je mnohem více vypovídajícím indikátorem o struktuře a stavu půdy než pouhé stanovení obsahu C_{org} (Pikul et al., 2007; Puget et al., 2000; von Lützwow et al., 2007). Struktura půdy je považována za klíčový ukazatel kvality půdy (Burdukovskii et al., 2019).

Nepravé makroagregáty, častěji nazývané pseudoagregáty, jsou ve své podstatě náhodné shluky půdních částic, snadno podléhající mechanickému rozrušení. Jejich následné vyschnutí způsobuje vznik půdní krusty (Kutílek a Nielsen, 1994), což má za příčinu snížení vsakování vody a zvýšení povrchového odtoku (Loch a Foley, 1994; Roth a Eggert, 1994). Čím méně vodostálých agregátů půda obsahuje, tím větší tendence má k tvorbě krusty (Badorreck et al., 2013). Pseudoagregáty nejčastěji vznikají v půdách nestrukturních či v půdách se špatnou strukturou (Kutílek, 1978). Přítomnost velkého množství pravých půdních agregátů potvrzuje, že námi zkoumaná zemina vykazovala po aplikaci roztoku HK znaky dobré půdní struktury. Obecně lze půdu považovat za strukturní, obsahuje-li více než 60 hm. % vodostálých agregátů (Hlušíčková a Lhotský, 1994).

Dle Kutílka (1978) je vodostálost agregátů značně ovlivněna hloubkou odběru půdních vzorků. Náš půdní vzorek byl odebrán z orniční vrstvy, kde by se mělo nacházet více vodostálých agregátů než v půdní krustě a zároveň méně než v podorničí.

Na rozpad makroagregátů během mechanického působení má též vliv vlhkost půdy. Na čím sušší půdu voda působí, tím k většímu rozpadu makroagregátů dochází (Loch a Foley, 1994; Roth a Eggert; 1994). Z výše uvedeného důvodu byla zemina před proséváním za mokra umístěna na vodní lázeň a kapilárně navlhčena, jak je uvedeno v kapitole 4.5. Lze se domnívat, že bez onoho kroku by byly ztráty makroagregátů během prosévání za mokra vyšší.

Výsledky množství makroagregátů (hm. %) při stanovení metodami za mokra a za sucha lze považovat za průkazné, což potvrzuje takzvaný Tukeyův HSD test. Data z Tukeyho HSD testu jsou uvedena v Tabulce 5.2.

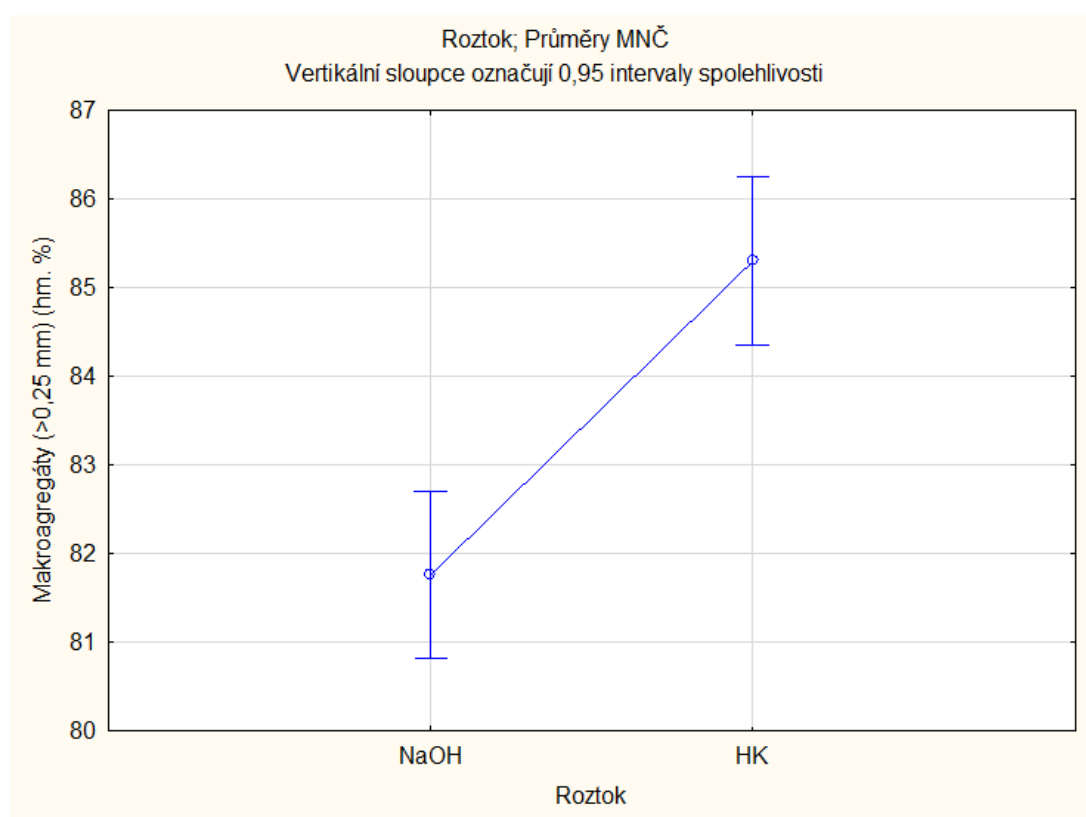
Tabulka 5.2: Průkaznost výsledků množství makroagregátů (hm. %) při stanovení za sucha a za mokra

Metoda stanovení	Průměrné množství makroagregátů (>0,25 mm) (hm. %)
Za mokra	83,52875 ^a
Za sucha	94,02323 ^b

Poznámka: Významné rozdíly mezi variantami jsou zobrazeny odlišnými písmeny (Tukey HSD test; $p = 0,05$).

5.4 Vliv druhu aplikačního roztoku na agregaci půdy při stanovení za mokra

Z Grafu 5.4 je patrné, že při aplikaci roztoku HK došlo k větší tvorbě makroagregátů než při aplikaci roztoku pouhého hydroxidu sodného. Lze tedy konstatovat pozitivní vliv HK na agregaci půdy, což je v souladu s hypotézou č. 1. Oades a Waters (1991) vyzdvihují význam HK jakožto tmelivých agens v půdě, díky nimž dochází ke spojování a zpevňování půdních částic v makroagregáty (Hraško et al., 1962). Welborn (1982) potvrzuje vliv HK na fyzikální a chemické vlastnosti půdy. Němeček et al. (1990) uvádí, že HK mají zpevňující účinky nejen na agregáty jako takové, ale i na póry.



Poznámka: NaOH – hydroxid sodný, HK – huminové kyseliny.

Graf 5.4: Množství makroagregátů (hm. %) při aplikaci roztoku pouhého hydroxidu sodného a roztoku huminových kyselin

Za substráty nejvyšší kvality pro syntézu HK jsou považovány kořenové výměšky. Proto je doporučováno pěstování kulturních rostlin s bohatým kořenovým systémem (Hlušek et al., 2020). Stejně tak organické hnojení zvyšuje činnost mikroorganismů, a tedy i produkci tmelivých látek (Six et al., 2004).

Pozitivní působení HK na strukturu půdy potvrzuje Jandák et al. (2014). Dle něj spadají mezi takzvané půdní pomocné látky (PPL), které mají vliv na fyzikální, chemické a biologické vlastnosti půdy, čímž zlepšují růst a vývoj rostlin a následnou kvalitu produktů. Jedná se o víceúčelové látky, které mají většinou několik účinků současně. Významně ovlivňují zpřístupnění živin rostlinám, odolnost vůči chorobám a škůdcům či výnos. Stejně tak Oriquiriza et al. (2000) a Wallace a Terry (1998) řadí HK a přírodní humáty do jedné ze skupin PPL. Mezi další skupiny patří zkompostovaný organický materiál, minerály a horniny přírodního původu a kombinované extrakty anorganické i organické.

Vliv HK na agregaci půdy lze považovat za průkazný, což potvrzuje Tukeyův HSD test. Data z Tukeyho HSD testu jsou uvedena v Tabulce 5.3.

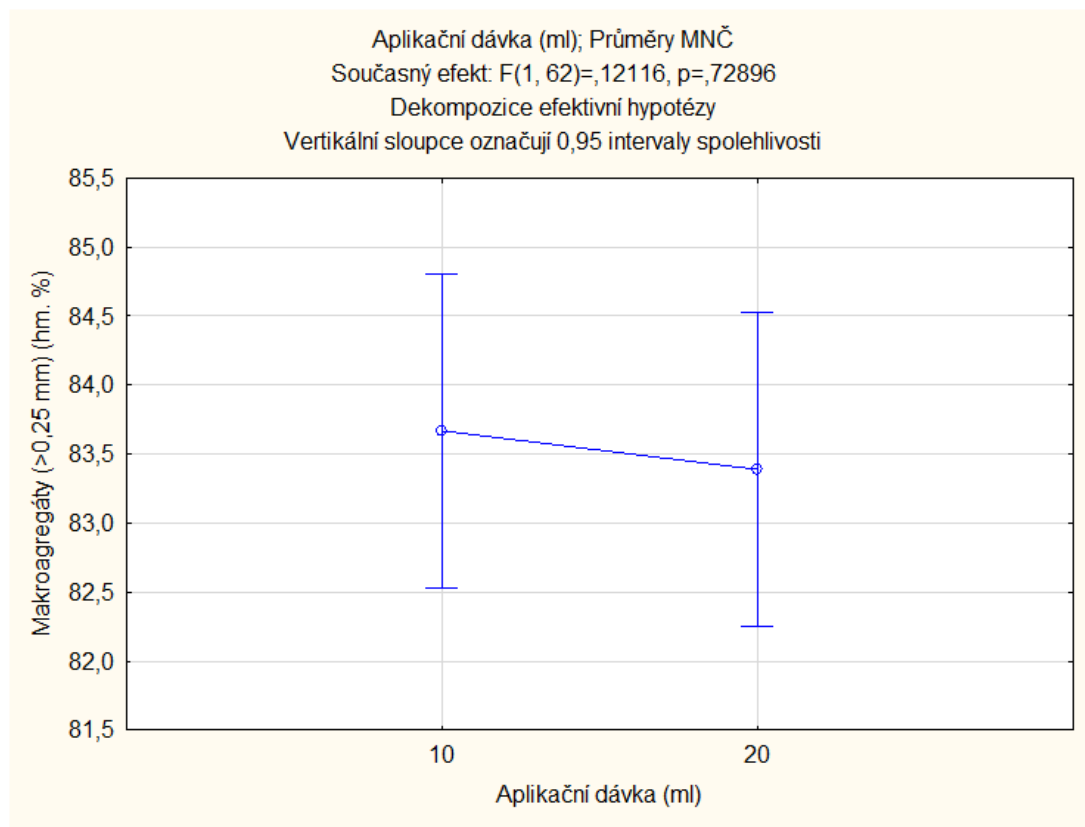
Tabulka 5.3: Průkaznost vlivu huminových kyselin na agregaci půdy

Roztok	Průměrné množství makroagregátů (>0,25 mm) (hm. %)
NaOH	81,76000 ^a
HK	85,29750 ^b

Poznámka: NaOH – hydroxid sodný; HK – huminové kyseliny. Významné rozdíly mezi variantami jsou zobrazeny odlišnými písmeny (Tukey HSD test; $p = 0,05$).

5.5 Vliv aplikační dávky na agregaci půdy při stanovení za mokra

Z Grafu 5.5 je patrné, že k větší tvorbě makroagregátů došlo při aplikační dávce 10 ml roztoku, než při aplikační dávce 20 ml roztoku. Vyšší aplikační dávka tedy neměla větší vliv na agregaci půdy, což je v rozporu s hypotézou č. 2. Výsledek je též v neshodě s tvrzeními většiny odborníků, kteří se shodují na vlivu aplikační dávky roztoku na agregaci půdy.



Graf 5.5: Množství makroagregátů (hm. %) při aplikační dávce 10 ml roztoku a 20 ml roztoku

Dle Zacconeho et al. (2007) je vyšší aplikační dávka podmínkou pro větší agregaci půdy. Efektivitu aplikační dávky přičítá původu HK a způsobu jejich izolace. Jak je tomu uvedeno v kapitole 4.3.1, získaný roztok (Štěpánovice) byl v porovnání s dalšími zdroji (Malovičky, Načeradec) vyhodnocen z hlediska obsahu HK jako nejkvalitnější. U zdrojů s nižším obsahem HK jsme předpokládali potřebu vyšší aplikační dávky a jejich nižší efektivitu, a proto nebyly využity k následným experimentům.

Dle Vrby a Huleše (2006) se na 1 ha půdy nachází 1–4 kg, při vysoké vlhkosti až 4–16 kg, humusových látek. Na základě jejich zjištění činí doporučená minimální aplikační dávka HK 1 kg/ha. Zároveň vyvrací negativní účinky nadstandardních aplikačních dávek. Naopak Jandák et al. (2014) upozorňuje na nutnost správného dávkování humatizovaných PPL. Dle něj mohou příliš vysoké aplikační dávky způsobovat takzvanou únavu půdy, což je stav vyčerpání půdy vedoucí až k neschopnosti vykonávat svou přirozenou produkční funkci (Berner et al., 2013).

Další nevýhodou aplikace HK, především pak jejich čistých zdrojů, je finanční náročnost (Jandák et al., 2014). HK jsou mnohdy zemědělci přezdívány jako „černé zlato“, což vypovídá nejen o barvě, přínosech pro půdu, ale právě i vysoké ceně (Kan-

ters et al., 2009). Jedná se o jeden z důvodů, proč bývají součástí vícesložkových preparátů. V některých případech nejsou ani hlavní účinnou látkou, ale pouze aditivem (Kučeřík, 2009). Ekonomickou náročnost využití roztoků HK v zemědělství potvrzuje Moliner et al. (1983).

Lulakis a Petsas (1995) zdůrazňuje důležitost způsobu aplikace, která má vliv nejen na strukturu půdy, ale též na rostliny. Dle Kurešové et al. (2020) je pro správné zvolení aplikace nutné si uvědomit, jak rostlina látky přijímá, zda prostřednictvím kořenů, listů, stonků, pupenů, květů či plodů. Délka a efektivita absorpce je závislá na rostlině, absorbované látce, tedy i HK, a okolních podmínkách. Obecně u mladších rostlin je příjem snazší. Důvodem je povrchová struktura rostlinných částí, která je v raném stádiu slabší a látky mohou tak snadněji pronikat do rostlinných pletiv. Důležitou roli hraje optimální vlhkost, při níž dochází ke snadnějšímu průchodu látek. Příliš vysoká vlhkost způsobuje splach látek, příliš nízká, spojená s vyššími teplotami, zapříčiňuje výpar. Sáňka a Materna (2004) potvrzují pozitivní vliv HK na strukturu půdy, a tím jejich působení proti degradaci půdy vodní a větrnou erozí.

Vliv aplikační dávky lze považovat za neprůkazný, což potvrzuje Tukeyho HSD test. Data z Tukeyho HSD testu jsou uvedena v Tabulce 5.4.

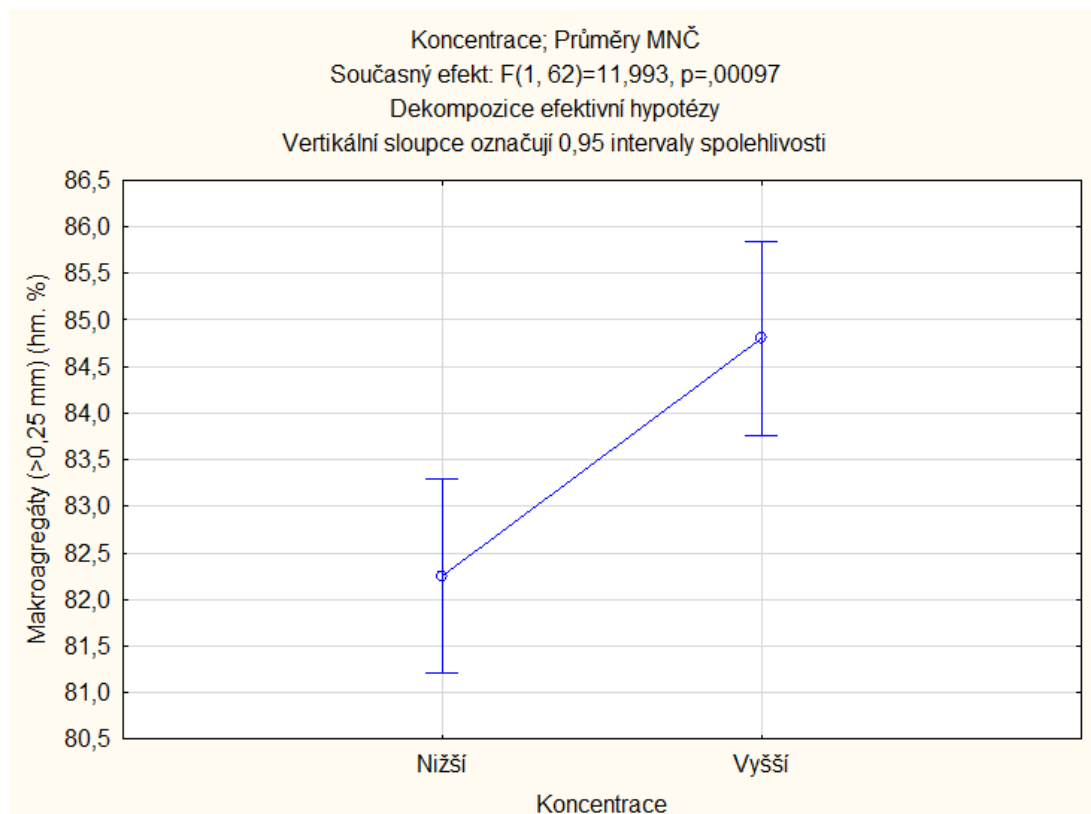
Tabulka 5.4: Neprůkaznost vlivu aplikační dávky roztoku na agregaci půdy

Aplikační dávka (ml)	Průměrné množství makroagregátů (>0,25 mm) (hm. %)
10	83,38875 ^a
20	83,66875 ^a

Poznámka: Významné rozdíly mezi variantami jsou zobrazeny odlišnými písmeny (Tukey HSD test; $p = 0,05$).

5.6 Vliv koncentrace roztoku na agregaci půdy při stanovení za mokra

Z Grafu 5.6 je patrné, že při aplikaci roztoku o vyšší koncentraci došlo k větší tvorbě makroagregátů než při aplikaci roztoku o nižší koncentraci. Lze tedy tvrdit, že vyšší koncentrace roztoku má větší vliv na agregaci půdy než koncentrace nižší, což je v souladu s hypotézou č. 3. Výsledek též koresponduje s tvrzením Eyheraguibel et al. (2008). Muscolo et al. (2013) chápe vliv HK na strukturu půdy jako součinnost několika fyzikálně-chemických faktorů, a to koncentrace, původu HK, jejich molekulové struktury a molekulární hmotnosti.



Poznámka: Nižší koncentrace roztoku huminových kyselin činí 0,01 % C, vyšší 0,07 % C. Kontrolní roztoky byly upraveny na stejné množství hydroxidu sodného jako roztoky huminové kyseliny.

Graf 5.6: Množství makroagregátů (hm. %) při nižší a vyšší koncentraci roztoku

Vliv HK na strukturu půdy, potažmo na rostliny, je znám již při nízkých koncentracích (Aşik et al., 2009). Příliš nízká koncentrace HK v preparátu ovšem snižuje efektivitu, jelikož je přípravek v takovém případě většinou tvořen vodou (Kanters et al., 2009), která naopak působí na rozplavování agregátů (Jandák, 2003). Dle Kurešové et al. (2020) se s vyšší koncentrací HK zvyšuje rychlost jejich příjmu rostlinami. Zároveň upozorňuje na příliš vysoké koncentrace, především pak humusových solí, které mohou poškozovat části rostlin. Na růst a vývoj rostlin působí HK stimulačně, při příliš vysoké koncentraci již inhibičně (Chen a Aviad, 1990). Dle Eyheraguibela et al. (2008) je východiskem nalezení vhodné kombinace zdroje, aplikační dávky a koncentrace, aby měly HK pozitivní vliv jak na strukturu půdy, tak na růst a vývoj rostlin. Námí zvolené aplikační dávky a koncentrace roztoku byly libovolně zvoleny. Maximální možná koncentrace získaného roztoku byla vybrána z důvodu, aby byl případný vliv na strukturu půdy co nejzřetelnější.

Na trhu jsou k dispozici dostupné humatizované PPL v tuhých a kapalných formách o různých koncentracích. Co se týče účinnosti HK, 1 l 100% roztoku je srovnatelný se 7–8 tunami organického hnojiva, zatímco 1 kg tuhého produktu je srovnatelný se 30 tunami organického hnojiva (Kanters et al., 2009). Jako příklad humatizovaných PPL lze uvést například takzvané lignohumáty patřící do třetí generace PPL. Jedná se o směs HK a FK a jejich solí, přičemž jejich obsah musí činit minimálně 60 % (Jandák et al., 2004). Dosavadní výsledky působení lignohumátů na zemědělskou půdu jsou nejednoznačné, proměnlivé, a tím pádem je nelze považovat za relevantní (Vrba a Huleš, 2006).

Vliv koncentrace roztoku na agregaci půdy lze považovat za průkazný, což potvrzuje Tukeyho HSD test. Data z Tukeyho HSD testu jsou uvedena v Tabulce 5.5.

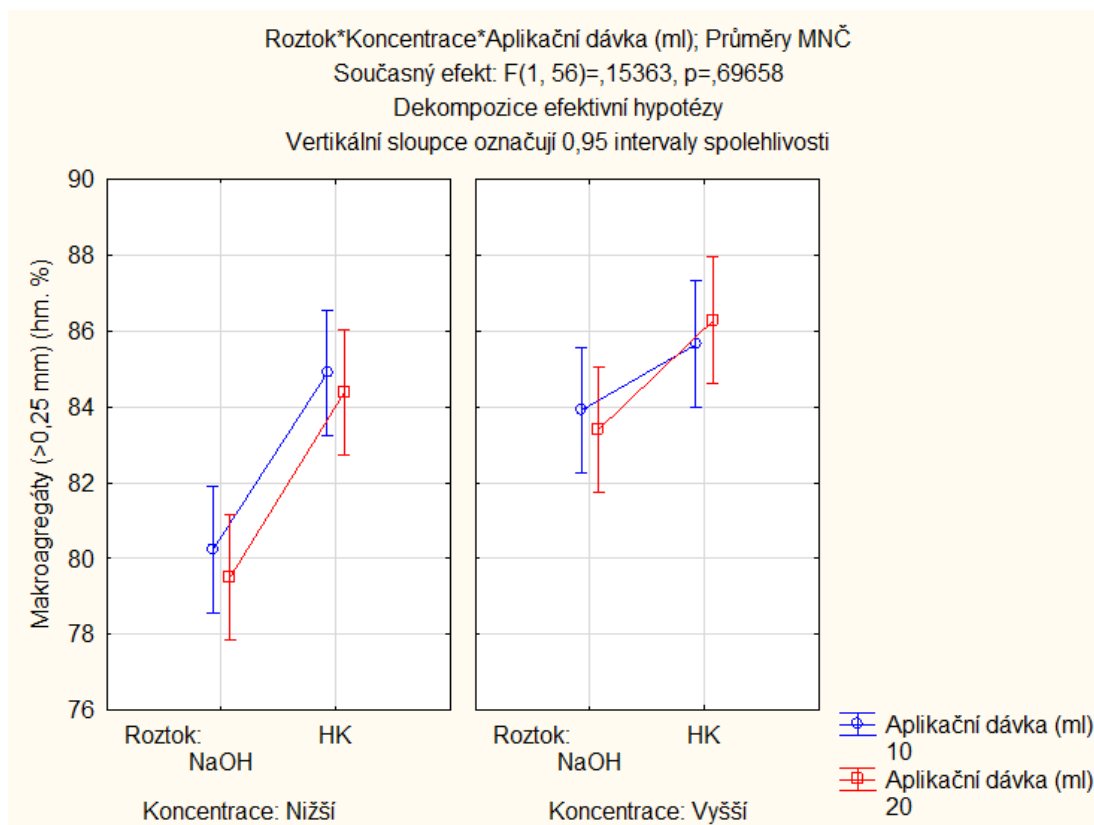
Tabulka 5.5: Průkaznost vlivu koncentrace roztoku na agregaci půdy (hm. %)

Koncentrace	Průměrný obsah makroagregátů (>0,25 mm) (hm. %)
Nižší	82,25250 ^a
Vyšší	84,80500 ^b

Poznámka: Nižší koncentrace roztoku huminových kyselin činí 0,01 % C, vyšší 0,07 % C. Kontrolní roztoky byly upraveny na stejné množství hydroxidu sodného jako roztoky huminové kyseliny. Významné rozdíly mezi variantami jsou zobrazeny odlišnými písmeny (Tukey HSD test; $p = 0,05$).

5.7 Interakce vlivů faktorů při stanovení za mokra

Co se týče interakce vlivů všech uplatňovaných faktorů na makroagregáty, jejich souhrn lze vyčíst z Grafu 5.7. Největší množství makroagregátů bylo stanoveno při aplikaci roztoku HK ve vyšší koncentraci při aplikační dávce 20 ml. Naopak nejmenší množství makroagregátů bylo stanoveno při aplikaci roztoku hydroxidu sodného v nižší koncentraci při aplikační dávce 20 ml.



Poznámka: NaOH – hydroxid sodný; HK – huminové kyseliny. Nižší koncentrace roztoku huminových kyselin činí 0,01 % C, vyšší 0,07 % C. Kontrolní roztoky byly upraveny na stejné množství hydroxidu sodného jako roztoky huminové kyseliny.

Graf 5.7: Interakce vlivů faktorů na tvorbu makroagregátů při stanovení za mokra

Vyhodnocení výsledků je zřejmé z provedeného Tukeyho HSD testu, jež je uveden v Tabulce 5.6. Je z ní patrný jasný trend pozitivního vlivu aplikace HK na tvorbu vodostálých makroagregátů. Přesto není možné opomenout fakt, že aplikace roztoků hydroxidu sodného o vyšší koncentraci též vedla k podpoře tvorby makroagregátů a nelze tvrdit, že zjištěné hodnoty v jednotlivých variantách aplikací jsou statisticky odlišné od variant s HK.

Tabulka 5.6: Vyhodnocení výsledků interakce vlivů faktorů na tvorbu makroagregátů při stanovení za mokra

Roztok	Aplikační dávka (ml)	Koncentrace	Průměrný obsah makroagregátů (>0,25 mm) (hm. %)
NaOH	20	Nižší	79,50250 ^a
NaOH	10	Nižší	80,23000 ^{ab}
NaOH	20	Vyšší	83,40000 ^{bc}
NaOH	10	Vyšší	83,90750 ^{bc}
HK	20	Nižší	84,38250 ^c
HK	10	Nižší	84,89500 ^c
HK	10	Vyšší	85,64250 ^c
HK	20	Vyšší	86,27000 ^c

Poznámka: NaOH – hydroxid sodný; HK – huminové kyseliny. Nižší koncentrace roztoku huminových kyselin činí 0,01 % C, vyšší 0,07 % C. Kontrolní roztoky byly upraveny na stejné množství hydroxidu sodného jako roztoky huminové kyseliny. Významné rozdíly mezi variantami jsou zobrazeny odlišnými písmeny (Tukey HSD test; $p = 0,05$).

Závěr

V rámci bakalářské práce byl studován vliv huminových kyselin na půdní strukturu. Působení huminových kyselin jakožto tmelivých agens bylo následně prakticky ověřeno. Vzhledem k rozdílnému působení tmelů u částic různých velikostí a významu vodostálosti půdních agregátů byl kladen důraz především na vliv huminových kyselin na množství makroagregátů při stanovení metodou za mokra.

Ze tří lokalit (Načeradec, Malovičky, Štěpánovice) byly odebrány vzorky kompostu, ze kterých byly nejprve vyextrahovány humusové kyseliny a následně vyzolovány huminové kyseliny. V získaných roztocích huminových kyselin byl zjištěn obsah C_{ox} . K dalším experimentům byl vybrán nejkvalitnější zdroj huminových kyselin pocházející z lokality Štěpánovice s obsahem C_{ox} 0,07 %.

Preparační roztoky huminových kyselin byly aplikovány na deglomerované vzorky půdy odebrané z lokality Malovičky. Zároveň byly prováděny kontrolní pokusy, během nichž byly aplikovány roztoky pouhého hydroxidu sodného o stejných aplikačních dávkách. Koncentrace byly upraveny na stejné množství hydroxidu sodného jako v roztocích huminových kyselin.

Ke stanovení množství agregátů bylo využito dvou metod, a to prosévání za sucha a za mokra. Po aplikaci roztoku huminových kyselin bylo stanoveno zvýšené množství makroagregátů, včetně vodostálých, což je v souladu s hypotézou č. 1. Průkaznost výsledku byla potvrzena Tukeyho HSD testem.

Dále byl zkoumán vliv aplikační dávky roztoku HK na půdní strukturu. Jakožto aplikační dávky byly zvoleny roztoky o objemu 10 ml a 20 ml. Překvapivě nebyl potvrzen vliv vyšší aplikační dávky na větší agregaci půdy, což je v rozporu s hypotézou č. 2. Naopak, zemina vykazovala větší množství makroagregátů při aplikaci nižší aplikační dávky. Po zhodnocení Tukeyho HSD testem však nebyl výsledek průkazný.

Též byl zjišťován vliv koncentrace roztoku na půdní strukturu. Jakožto koncentrace byly zvoleny 0,01% roztok huminových kyselin a 0,07% roztok huminových kyselin. Při vyšší koncentraci roztoku došlo k větší tvorbě agregátů, což je v souladu s hypotézou číslo 3. Po zhodnocení Tukeyho HSD testem byl výsledek průkazný.

Z posouzení procentuálního zastoupení velikostních frakcí při stanovení za sucha vyplývá, že nejvyšší agregace dosahovaly frakce o velikosti částic 0,5–1 mm a 1–2 mm, nejnižší naopak frakce o velikosti částic <0,05 mm a >2 mm. Z hodnocení interakce vlivů všech uplatňovaných faktorů na makroagregáty při stanovení za mokra

plyne, že největšího vlivu dosáhl roztok huminových kyselin při aplikační dávce 20 ml a vyšší koncentraci 0,07 %.

Přínosem bakalářské práce je rozšíření penza dosavadních studií týkajících se tématiky vlivu huminových kyselin na půdní strukturu. Závěrem lze konstatovat pozitivní vliv huminových kyselin na půdní strukturu prostřednictvím tmelení půdních částic za vzniku pravých půdních agregátů, které se vyznačují vodostálostí. Půda je pak schopna více odolávat degradačním procesům, jako je vodní a větrná eroze, vysychání a desertifikace, pedokompakce, salinizace či kyselý déšť. Huminové kyseliny disponují pozitivními vlastnostmi, jejichž účinnost by bylo vhodné převést z laboratorních podmínek do praxe.

Seznam použité literatury

1. Abiven, S. et al. (2009). The effects of organic inputs over time on soil aggregate stability – A literature analysis. *Soil Biology and Biochemistry*, 41(1):1–12.
 2. Angers, D.A. et al. (1997). Fate of carbon and nitrogen in water-stable aggregates during decomposition of $^{13}\text{C}^{15}\text{N}$ -labelled wheat straw in situ. *European Journal of Soil Science*, 48:295–300.
 3. Aşik, B. B. et al. (2009). Effects of humic substances on plant growth and mineral nutrients uptake of wheat (*Triticum durum* cv. Salihli) under conditions of salinity. *Asian Journal Crop Science*, 1(2):87–95.
 4. Assouline, S. (2004). Rainfall-induced soil surface sealing: A critical review of observation, conceptual models and solution. *Vadose Zone Journal*, 3:570–591.
 5. Badorreck, A. et al. (2013). Morphology of physical soil crust and infiltration patterns in an artificial catchment. *Soil and Tillage Research*, 129:1–8.
 6. Barták, M. et al. (1996). *Speciální agroekologie*. Vysoká škola báňská – Technická univerzita Ostrava, Ostrava. ISBN: 80-7078-353-2.
 7. Bedrna, Z. (1977). *Pôdotvorné procesy a pôdne režimy*. VEDA, Bratislava.
 8. Berner, A. et al. (2013). *Základy půdní úrodnosti*. Bioinstitut, o.p.s., Olomouc. ISBN: 978-80-87371-22-0.
 9. Bielek, P. (2008). Pôdny uhlík: kritický parameter udržateľný vývoja pod. In: *Sborník „Půda v moderní společnosti“*. Výskumný ústav pôdoznalectva a ochrany pôdy. Bratislava, pp. 155–162. ISBN: 978-80-89128-44-0.
 10. Blair, G. J. et al. (1995). Soil Carbon Fractions Based on their Degree of Oxidation, and the Development of a Carbon Management Index for Agricultural Systems. *Australian Journal of Agricultural Research*, 46:1459–1466.
 11. Brady, N. C. (1990). *The nature and properties of soils*. 10.vydání, MacMillan, New York. ISBN: 978-0029461594.
 12. Brady, N. C. a Weil, R. R. (1999). *The nature and properties of soils*. 12. vydání, Prentice Hall, New Jersey. ISBN-13: 978-0-13-227939-0.
 13. Burdukovskii, M. et al. (2019). Impact of different fallow durations on soil aggregate structure and humus status parameters. *Soil and Water Research*, 15(1):1–8.
-

-
14. Edwards, A.P. a Bremner, J.M. (1967). Microaggregates in soils. *Journal of Soil Science*, 18:64–73.
 15. Emerson, W.W. (1959). Stability of soil crumbs. *Nature* 183(1959):538.
 16. Eswaran H. et al. (1995). Global soil C resources. In: Lai R. et al. (Eds.), *Soils and global change*. Lewis, Boca Raton, pp. 27–43.
 17. Eyheraguibel, B. et al. (2008). Effects of humic substances derived from organic waste enhancement on the growth and mineral nutrition of maize. *Biore-source Technology*, 99(10):4206–4212.
 18. Fox., D. M. et al. (2004). Changes in pore characteristics with depth for structural crust. *Geoderma*, 120:109–120.
 19. Golchin, A. et al. (1994). Soil structure and carbon cycling. *Australian Journal of Soil Research*, 32:1043–1068.
 20. Google.com (2021). Google Maps. [online] [cit. 26. 03. 2021]. Dostupné z: <https://www.google.com/maps/place/Malovičky,+384+11+Malovice/@49.0962863,14.2152443,14z/data=!3m1!4b1!4m5!3m4!1s0x4774ab00717a1aa7:0x585b22b61142edfb!8m2!3d49.0962601!4d14.2327539>
 21. Greenland, D. J. a Szabolcs, I. (1994). *Soil resilience and sustainable land use*. In: *Proceedings from the Second Workshop on the Ecological Foundations of Sustainable Agriculture*. Centre for Agriculture and Bioscience International, Wallingford, pp. 561.
 22. Haider, K. (1992). Problems related to the humification processes in soils of the temperate climate. In: Bollag, J. M. a Stotzky, G. (Eds.), *Soil biochemistry*. 7. vydání, Marcel Dekker Inc., New York, pp. 55–94.
 23. Hillel, D. (1980). *Fundamentals of soil physics*. Academic press Inc., United States of America. ISBN 0-12-348560-6.
 24. Hlušek, J. et al. (2020). Co dělat pro to, aby půda zůstala živým organismem a nestal se z ní mrtvý substrát? In: *Kukuřice v praxi 2020: Sborník z mezinárodní konference*. Mendelova univerzita v Brně, Brno, pp. 19–35.
 25. Hlušičková, J. a Lhotský, J. (1994). *Ochrana půdní struktury před technogenní degradací*. Metodika: Ústav zemědělských a potravinářských informací, Praha. ISSN: 0231-8470.
 26. Horáček, J. et al. (1994). *Geologie a půdoznalství – Cvičení pro I. ročník studia*. Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích, České Budějovice. ISBN: 80-7040-106-0.
-

-
27. Hradil, R. (2015). *Půda: zdravá, živá, úrodná*. Bioinstitut, Olomouc. ISBN 978-80-87635-31-5.
 28. Hraško, J., (1962). *Rozbory pôd*. Slovenské vydavateľstvo pôdohospodárskej literatúry, Bratislava.
 29. Chan K. Y. et al. (2001). Oxidizable organic carbon fractions and soil quality changes in an oxic paleustalf under different pasture leys. *Soil Science*, 166(1):61–67.
 30. Chen, Y. a Aviad, T. (1990). Effects of humic substances on plant growth. *Humic substances in soil and crop sciences: Selected readings*, 1:161–186.
 31. Jandák, J. et al. (2003). *Cvičení z půdoznalství*. Mendelova zemědělská a lesnická univerzita, Brno. ISBN 80-7157-733-2.
 32. Jandák, J. et al. (2004). *Půdoznalství*. Mendelova univerzita a lesnická univerzita v Brně, Brno. ISBN: 80-7157-559-3.
 33. Jandák, J. et al. (2014). *Vliv půdních pomocných látek na fyzikální a chemické vlastnosti půdy*. Mendelova univerzita v Brně, Brno. ISBN: 978-80-7375-986-5.
 34. Kanters J. et al. (2009). Humic & Fulvic Acids: Sales increasing, fair and unfair competition as well! *New AG International*, 1(2009):28–37.
 35. Kolář L. et al. (2006). Soil Organic Matter and its Stability in Aerobic and Anaerobic Conditions. *Soil & Water Research*, 1(2):57–64.
 36. Kolář L. et al. (2009). Labile fractions of soil organic matter, their quantity and quality. *Plant, Soil and Environment*, 55(6):245–251.
 37. Kolář L. et al. (2011). Relationships between quality and quantity of soil labile fraction of the soil carbon in Cambisols after liming during a 5-year period. *Plant, Soil and Environment*, 57(5):193–200.
 38. Kolář, L. et al. (2014). *Kniha a humusu, kvalita půdy, primární organická půdní hmota a humus*. Zemědělská a ekologická regionální agentura, o.s., Náměšť nad Oslavou. ISBN: 978-80-87226-34-6.
 39. Kopecký, M. et al. (2016). The new method of determination of the quantity and quality of primary soil organic matter and humus. In: *Proceedings from International Conference Soil-the non-renewable environmental resource*. Mendelova univerzita v Brně, Brno, pp. 135-142. ISBN: 978-80-7509-413-1.
-

-
40. Kopecký, M. et al. (2018). The Importance of Soil Organic Matter. In: *Proceeding Book from Orgatrop 2017 – International Conference on Organic Agriculture in the Tropics*. Univesitas Gadjah Mada, Yogyakarta, pp. 128–135. ISBN: 978-979-8678-32-5.
 41. Kopecký, M. et al. (2021). Influence of selected maize cultivation technologies on changes in the labile fraction of soil organic matter sandy-loam cambisol soil structure. *Soil and Tillage Research*, 207(2021):104–865.
 42. Körschens M. et al. (1990). Hot water extractable carbon and nitrogen of soils as a criterion for their ability of N-release. *Zentralblatt für Mikrobiologie*, 145(4):305–311.
 43. Kučerič, J. (2009). *Humic substances – still a "terra incognita"?* VUTIUM, Brno. ISBN 978-80-214-3880-4.
 44. Kurešová, G. et al. (2020). Kdy, proč a jak používat mimokořenovou aplikaci živin. [online] Agromanual.cz [cit. 10. 02. 2020]. Dostupné z: <https://www.agromanual.cz/cz/clanky/vyziva-a-stimulace/listova-hnojiva/kdy-proc-a-jak-pouzivat-mimokorenovou-aplikaci-zivin?fbclid=IwAR3QMeS67rs5dYSVM0DSC7eJXaN6GgmRm8Ap-jKlx9I0hBSFwYC8pWJSKxU>
 45. Kutílek, M. (1978). *Vodohospodářská pedologie*. Státní nakladatelství technické literatury, Praha. ISBN: 04-721-78.
 46. Kutílek, M. a Nielsen, D. R. (1994). *Soil Hydrology*. Catena. ISBN 978-3-510-65387-4.
 47. Lavelle, P. (2012). *Soil as a habitat*. In: Wall, D. H. et al. (Eds.) *Soil ecology and ecosystems services*. Oxford University Press, Oxford. pp. 7–27.
 48. Lavelle, P. a Spain, A. V. (2001). *Soil ecology*. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht. ISBN 978-94-017-5281-7.
 49. Ledvina, R. et al. (1992). *Geologie a půdoznalství*. Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích, České Budějovice. ISBN: 80-900364-6-5.
 50. Lhotský, J. (2000). *Zhutňování půd a opatření proti němu*. Ústav zemědělských a potravinářských informací, Praha. ISBN: 80-7271-0067-2.
 51. Llorente, M. et al. (2010). Storage of organic carbon and Black carbon in density fractions of calcareous soils under different land uses. *Geoderma*, 159(1–2):31–38.
-

-
52. Loch, R. J. a Foley, J. L. (1994). Measurement of Aggregate Breakdown under rain: comparison with tests of water stability and relationships with field measurements of infiltration. *Australian Journal of Soil Research*, 32: 701–720.
 53. Ložek, O. a Varga, L. (2005). Effect of foliar application of humates and nitrogen on quantitative and qualitative parameters of winter wheat. *Humic Substances in Ecosystems*, 6:110–114.
 54. Lulakis, M. D. a Petsas, S. I. (1995). Effect of humic substances from vinecanes mature compost on tomato seedling growth. *Bioresource Technology*, 54(2):179–182.
 55. McDonald, S. et al. (2004): Analytical chemistry of freshwater humic substances. *Analytica Chimica Acta*, 527(2):105–124.
 56. Moliner, R. et al. (1983). Action of nitric acid on lignites. Humic substances and acidity of nitrolignites. *Fuel*, 62:1369–1371.
 57. Muscolo, A. et al. (2013). Humic substance: Relationship between structure and activity. Deeper information suggests univocal findings. *Journal of Geochemical Exploration*, 129:57–63.
 58. Němeček, J. et al. (1990). *Pedologie a paleopedologie*. Academia, Praha. ISBN: 80-200-0153-0.
 59. Němeček, J. et al. (2001). *Taxonomický klasifikační systém půd České republiky*. Česká zemědělská univerzita v Praze, Praha. ISBN:80-238-8061-6.
 60. Němeček, J. et al. (2011). *Taxonomický klasifikační systém půd*. 2. upravené vydání. Česká zemědělská univerzita v Praze, Praha. ISBN 978-80-213-2155-7.
 61. Novák, V. et al. (1959). *Živěna půdní (edafon)*. Československá akademie zemědělských věd, Praha.
 62. Oades, J.M. (1984). Soil organic matter and structural stability: mechanisms and implications for management. *Plant Soil* 76:319–337.
 63. Oades, J.M. a Waters, A.G. (1991). Aggregate hierarchy in soils. *Australian Journal of Soil Research*, 29:815–828.
 64. Orrikiza, L. J. B. et al. (2000). Amending soils with hydrogels increases the biomass of nine tree species under non-water stress conditions. *Clean*, 37(8):615-620.
-

-
65. Peña-Méndez, E. M. et al. (2005). Humic substance – compounds of still unknown structure: applications in agriculture, industry, environment, and biomedicine. *Journal of applied biomedicine*, 3(1):13–24.
66. Pikul, J. L. et al. (2007). Particulate organic matter and water-stable aggregation of soil under contrasting management. *Soil Science Society of America Journal*, 71(3):766–776.
67. Ponge, J. F. (2003). Humus forms in terrestrial ecosystems: a framework to biodiversity. *Soil Biology and Biochemistry*, 35:935–945.
68. Pospíšilová, L. a Tesařová, M. (2009). *Organický uhlík obhospodařovaných půd*. Mendelova zemědělská a lesnická univerzita v Brně, Brno. ISBN: 978-80-7375-282-8.
69. Puget, P. et al. (2000). Dynamics of soil organic matter associated with particle-size fractions of water-stable aggregates. *European Journal of Soil Science*, 51(4):595–605.
70. Rejšek, K. a Vácha, R. (2018). *Nauka o půdě*. Agriprint, Olomouc. ISBN: 978-80-87091-82-1.
71. Roth, C. H. a Eggert, T. (1994). Mechanisms of aggregate breakdown involved in surface sealing, runoff generation and sediment concentration on loess soils. *Soil and Tillage Research*, 32: 253–268.
72. Rovira, P. a Vallejo, V. R. (2007). Labile, recalcitrant, and inert organic matter in Mediterranean forest soils. *Soil Biology and Biochemistry*, 39(1):202–215.
73. Rowell, D. L. (1994). *Soil science – methods and application*. Longman Scientific & Technical, Burnt Mill. ISBN 0-592-087848.
74. Sánka, M. a Materna, J. (2004). Indikátory kvality zemědělských a lesních půd ČR. *Odborný časopis pro životní prostředí*, 12(11):1–84. ISSN 1213-3393.
75. Scott, H. D. (2000). *Soil Physics: Agriculture and Environmental Applications*. Iowa State University Press, Iowa. ISBN 0-8138-2087-1.
76. Sequeira, C. H. et al. (2011). Evaluation of potentially labile soil organic carbon and nitrogen fractionation procedures. *Soil Biology and Biochemistry*, 43(2):438–444.
77. Shipitalo, M.J. a Protz, R. (1989). Chemistry and micromorphology of aggregation in earthworm casts. *Geoderma*, 45:357–374.
-

-
78. Shirato Y. a Yokozawa M. (2006). Acid hydrolysis to partition plant material into decomposable and resistant fractions for use in the Rothamsted carbon model. *Soil Biology and Biochemistry*, 38(4):812–816.
 79. Six, J. et al. (2000). Soil macroaggregate turnover and microaggregate formation: a mechanism for C sequestration under no-tillage agriculture. *Soil Biology and Biochemistry*, 32(14):2099–2103.
 80. Six, J. et al. (2004). A history of research on the link between (micro)aggregates, soil biota, and soil organic matter dynamics. *Soil and Tillage Research*, 79:7–31.
 81. Soil Survey Staff (1999). *Soil taxonomy. A basic system of soil classification for making and interpreting soil surveys*. 2. vydání. Agriculture Handbook 436. Natural Resources Conservation Service – United States Department of Agriculture, Washington. ISBN: 13: 978-0160608292.
 82. Sotáková, S. (1988). *Pôdoznalectvo*. Příroda, Bratislava.
 83. Stevenson, F. J. (1982). *Humus Chemistry – genesis, composition, reactions*. J. Wiley – Interscience Publication, New York. ISBN: 978-0-471-59474-1.
 84. Stevenson, F. J. a Cole, M. A. (1999): *Cycles of Soil: Carbon, Nitrogen, Phosphorus, Sulfur, Micronutrients*. 2. vydání. John Wiley & Sons Inc., New Jersey, pp. 429. ISBN: 978-0-471-32071-5.
 85. Sutton, R. a Sposito, G. (2005). Molecular structure in soil humic substances: the new view. *Environmental science & technology*, 39(23):9009-9015.
 86. Šantrůčková, H. et al. (2018). *Ekologie půdy*. Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích, České Budějovice. ISBN: 978-80-7394-695-1.
 87. Šarapatka, B. (2014). *Pedologie a ochrana půdy*. Univerzita Palackého v Olomouci, Olomouc. ISBN 978-80-244-3736-1.
 88. Šimek, M. et al. (2019). *Živá půda (2): Ekologie, využívání a degradace půdy*. Academia, Praha. ISBN: 978-80-200-2976-8.
 89. Šimek, M. et al. (2020). *Bez půdy to nepůjde*. Biologické centrum Akademie věd ČR, Ústav půdní biologie, České Budějovice. ISBN 978-80-86668-59-8.
 90. The International Union of Soil Sciences (2015). *World reference base for soil resources 2014 – International soil classification system for naming soils and creating legends for soil maps*. Řím: FAO, pp. 203. ISBN: 978-92-5-108369-7.
-

-
91. Tirol-Padre, A. a Ladha, J. K. (2004). Assessing the reliability of permanganate-oxidizable carbon as an index of soil labile carbon. *Soil Science Society of America Journal*, 68(3):969-978. ISSN:1435-0661.
92. Tisdall, J. M. a Oades, J.M. (1982). Organic matter and water-stable aggregates in soils. *Soil Science*, 62:141–163.
93. Váchalová, R. et al. (2016). *Primární organická půdní hmota a humus, dvě složky půdní organické hmoty*. Slovenská poľnohospodárska univerzita v Nitre, Nitra. ISBN: 978-80-552-1467.
94. Valšíková, M. a Viteková, A. (2006). The effect of Lignofert organic fertilizer on formation and quality of head lettuce yeald. *Horticultural Science* 33 (3):114–118.
95. Vaněk, V. et al. (2010). Úloha organické hmoty v půdě. In: *Sborník z konference: Racionální použití hnojiv*. Česká zemědělská univerzita v Praze, Praha, pp. 16–25.
96. Vaněk, V. et al. (2016). *Výživa a hnojení polních plodin*. Profi Press, Praha. ISBN: 978-80-86726-79-3.
97. Von Lützow, M. et al. (2007). SOM fractionation methods: relevance to functional pools and to stabilization mechanisms. *Soil Biology and Biochemistry*, 39(9):2183–2207.
98. Vrba, V. a Huleš, L. (2006). Humus – půda – rostlina (4) Humus a rostlina: Humusové preparáty. [online] Biom.cz [cit. 25. 2. 2021]. Dostupné z: <https://biom.cz/cz/odborne-clanky/humus-puda-rostlina-4-humus-a-rostlina-humusove-preparaty>
99. Vrba, V. et al. (1980). Aplikace humusového koncentrátu v provozních podmínkách. *Rostlinná výroba*, 26(3):239–246.
100. Walkley, A. (1947). A critical examination of a rapid method for determining organic carbon in soil: Effect of Variations in Digestion Conditions and of Inorganic Soil Constituents. *Soil Science*, 63:251–263.
101. Wallace, A. a Terry, R. E. (1998). *Handbook of soil conditioners: Substances that enhance the physical properties of soil*. Marcel Dekker Inc., New York. ISBN: 0-8247-0117-8.
102. Welborn, B. (1982). Soil life with Hydrosorb: an efficient, effective organic fertilizer and soil builder with unique water holding capacity. In: *FAO*
-

Soils Bulletin 45 – Organic materials and soil productivity in the near east.
FAO, Řím. pp. 149–159.

103. Yamashita, T. et al. (2006). Organic matter in density fractions of water-stable aggregates in silty soils: effect of land use. *Soil Biology and Biochemistry*, 38(11):3222–3234.
104. Zaccone, C et al. (2007). Influence of extractant on duality and trace elements content of peat humic acids. *Chemosphere*, 73:820–830.

Seznam obrázků

Obrázek 3.1: Příkladová struktura huminové kyseliny (Stevenson, 1982).....	25
Obrázek 3.2: Porovnání základních charakteristik humusových látek (Stevenson, 1982)	26
Obrázek 4.1: Barva titrovaného roztoku před a po dosažení bodu ekvivalence (před – vlevo, po – vpravo) (Foto Eva Klenotová).....	30
Obrázek 4.2: Vizualní porovnání získaných roztoků HK z různých zdrojů (Načeradec vlevo, Malovičky uprostřed, Štěpánovice vpravo) (Foto Eva Klenotová).....	31
Obrázek 4.3: Místo odběru půdního vzorku (Google Maps, 2021)	33
Obrázek 4.4: Způsob aplikace roztoků (Foto Eva Klenotová).....	34
Obrázek 4.5: Laboratorní prosévačka FRITSCH ANALYSETTE 3 PRO se sadou sít (Foto Eva Klenotová).....	35

Seznam grafů

Graf 5.1: Obsah oxidovatelného uhlíku (%) v roztocích huminových kyselin získaných z různých zdrojů (Štěpánovice, Malovičky, Načeradec)	38
Graf 5.2: Procentuální zastoupení velikostních frakcí při stanovení za sucha.....	39
Graf 5.3: Množství makroagregátů (hm. %) při stanovení za sucha a za mokra	40
Graf 5.4: Množství makroagregátů (hm. %) při aplikaci roztoku pouhého hydroxidu sodného a roztoku huminových kyselin.....	42
Graf 5.5: Množství makroagregátů (hm. %) při aplikační dávce 10 ml roztoku a 20 ml roztoku.....	44
Graf 5.6: Množství makroagregátů (hm. %) při nižší a vyšší koncentraci roztoku ...	46
Graf 5.7: Interakce vlivů faktorů na tvorbu makroagregátů při stanovení za mokra.	48

Seznam tabulek

Tabulka 2.1: Novákova klasifikace půdních druhů (Jandák et al., 2004)	15
Tabulka 4.1: Přehled jednotlivých variant aplikací.....	32
Tabulka 5.1: Průkaznost výsledků obsahu oxidovatelného uhlíku (%) v roztocích huminových kyselin získaných z různých zdrojů (Štěpánovice, Malovičky, Načeradec)	38
Tabulka 5.2: Průkaznost výsledků množství makroagregátů (hm. %) při stanovení za sucha a za mokra	41
Tabulka 5.3: Průkaznost vlivu huminových kyselin na agregaci půdy	43
Tabulka 5.4: Neprůkaznost vlivu aplikační dávky roztoku na agregaci půdy	45
Tabulka 5.5: Průkaznost vlivu koncentrace roztoku na agregaci půdy (hm. %).....	47
Tabulka 5.6: Vyhodnocení výsledků interakce vlivů faktorů na tvorbu makroagregátů při stanovení za mokra	49

Seznam použitých zkratk

C_{org} – celkový organický uhlík

C_{ox} – uhlík oxidovatelný za mokra

FK – fulvokyseliny

HK – huminové kyseliny

Hm. % - hmotnostní procenta

POH – půdní organická hmota

POU – půdní organický uhlík

PPL – půdní pomocné látky

PPOH – primární půdní organická hmota

Přílohy

Roztok	Koncentrace	Aplikační dávka (ml)	Hmotnostní zastoupení velikostních frakcí					
			>2 mm	1–2 mm	0,5–1 mm	0,25–0,5 mm	0,05–0,25 mm	<0,05 mm
NaOH	Nižší	10	0,4	25,3	51,8	16,0	6,1	0,3
			0,6	39,9	24,8	28,6	5,8	0,3
			0,5	46,0	24,6	21,9	6,8	0,3
			0,4	44,5	24,8	25,1	5,0	0,2
			0,2	44,3	26,5	22,3	6,4	0,2
			0,6	43,5	25,0	24,1	6,5	0,3
			0,6	45,7	24,0	24,6	4,8	0,3
		0,5	49,0	23,3	21,0	5,9	0,3	
		20	0,6	40,0	31,1	21,4	6,6	0,4
			1,1	39,1	28,9	24,6	6,0	0,4
			0,9	34,2	35,7	22,9	5,9	0,3
			1,3	38,1	27,0	27,4	5,9	0,4
			0,7	40,7	28,5	23,8	6,0	0,4
			0,8	40,9	28,0	24,0	5,9	0,4
	0,8		40,8	26,8	25,1	6,1	0,3	
	1,0	41,3	27,0	24,2	6,2	0,3		
	Vyšší	10	0,7	22,9	30,9	32,3	12,6	0,6
			0,6	25,6	41,8	26,0	5,6	0,4
			0,6	40,9	25,1	27,6	5,6	0,3
			0,6	35,6	34,0	24,1	5,4	0,3
			0,6	33,8	32,5	26,8	6,0	0,3
			0,7	32,8	33,4	27,0	5,8	0,3
			0,6	35,8	30,8	26,7	5,8	0,4
			0,5	40,8	26,0	27,0	5,4	0,2

		20	2,6	39,0	34,2	18,5	5,4	0,3
			2,0	38,9	33,1	20,1	5,5	0,4
			1,9	39,8	37,5	14,5	5,9	0,3
			2,1	38,6	28,5	24,3	6,0	0,4
			1,8	39,3	32,7	19,3	6,6	0,3
			2,1	40,5	32,7	18,2	6,3	0,3
			1,8	37,8	34,2	19,8	6,0	0,3
			1,6	39,0	30,2	22,9	5,9	0,4
HK	Nižší	10	0,4	13,1	62,0	19,4	4,9	0,1
			0,3	18,4	43,8	31,6	5,6	0,2
			0,3	12,7	64,4	17,2	5,2	0,3
			0,2	13,5	67,8	13,9	4,5	0,2
			0,4	18,7	58,4	18,3	4,0	0,2
			0,3	9,9	65,1	20,0	4,3	0,3
			0,3	10,1	67,8	16,9	4,6	0,4
			0,4	10,6	65,2	18,3	5,2	0,4
		20	0,6	22,7	39,1	31,7	5,9	0,1
			1,4	17,0	60,2	14,9	6,2	0,3
			0,9	19,5	52,8	20,3	6,2	0,3
			0,3	19,1	62,5	12,0	5,9	0,3
			0,3	15,5	56,7	22,2	5,0	0,3
			0,5	12,5	57,2	24,7	4,8	0,3
	Vyšší	10	0,7	15,1	52,9	26,0	4,8	0,4
			0,8	10,9	62,2	20,9	4,8	0,4
			0,8	49,4	23,1	21,7	4,8	0,3
			1,1	37,4	36,9	19,7	4,7	0,2
			0,7	40,2	27,8	25,0	6,0	0,3
			1,0	42,7	24,5	25,8	5,8	0,3

			0,9	44,9	25,1	22,8	6,0	0,3
			1,0	44,8	25,9	22,8	5,2	0,3
			0,8	45,7	24,4	24,3	4,4	0,3
			1,0	46,0	24,2	23,9	4,6	0,2
		20	1,1	44,9	27,6	18,9	7,2	0,3
			1,6	41,1	25,6	25,7	5,6	0,4
			1,4	45,5	24,3	22,8	5,6	0,4
			1,5	43,3	21,7	25,8	7,2	0,4
			1,6	44,7	24,8	24,2	4,4	0,2
			1,7	45,7	22,0	26,2	4,2	0,3
			1,6	45,1	24,1	24,0	5,1	0,2
			1,8	43,1	26,2	24,3	4,3	0,3

Poznámka: NaOH – hydroxid sodný; HK – huminové kyseliny. Nižší koncentrace roztoku huminových kyselin činí 0,01 % C, vyšší 0,07 % C. Kontrolní roztoky byly upraveny na stejné množství hydroxidu sodného jako roztoky huminové kyseliny.

Příloha 1: Konkrétní výsledné hodnoty při stanovení metodou za sucha, na jejichž základě byly zhotoveny grafy a tabulky

Roztok	Koncentrace	Aplikační dávka (ml)	Hmotnostní zastoupení makroagregátů a mikroagregátů	
			>0,25 mm (hm. %)	<0,25 mm (hm. %)
NaOH	Nižší	10	81,3	18,7
			79,6	20,4
			82,3	17,7
			83,2	16,8
			79,1	20,9
			80,0	20,0
			76,8	23,2
		79,5	20,5	
		20	76,0	24,0
			77,9	22,1
			83,6	16,4
			83,7	16,3
			80,6	19,4
			78,1	21,9
	79,2		20,8	
	77,0	23,0		
	Vyšší	10	88,5	11,5
			83,7	16,3
			85,0	15,0
			80,1	19,9
84,0			16,0	
81,7			18,3	
82,5			17,5	
85,6			14,4	
		84,2	15,8	

		20	82,7	17,3	
			84,3	15,7	
			87,7	12,3	
			81,7	18,3	
			82,0	18,0	
			82,1	17,9	
			82,5	17,5	
HK	Nižší	10	85,2	14,8	
			81,7	18,3	
			90,1	9,9	
			89,5	10,5	
			81,1	18,9	
			84,8	15,2	
			82,1	17,9	
		84,7	15,3		
		85,5	14,5		
		87,7	12,3		
		81,3	18,7		
		82,9	17,1		
		83,4	16,6		
		84,0	16,0		
	84,7	15,3			
	85,5	14,5			
		Vyšší	10	83,3	16,7
				84,4	15,6
				84,1	15,9
				88,6	11,4
	87,1			12,9	

			88,0	12,0
			85,5	14,5
			84,1	15,9
		20	87,1	12,9
			87,0	13,0
			85,9	14,1
			87,1	12,9
			87,0	13,0
			85,9	14,1
			83,6	16,4
			86,6	13,4

Poznámka: NaOH – hydroxid sodný; HK – huminové kyseliny. Nižší koncentrace roztoku huminových kyselin činí 0,01 % C, vyšší 0,07 % C. Kontrolní roztoky byly upraveny na stejné množství hydroxidu sodného jako roztoky huminové kyseliny.

Příloha 2: Konkrétní výsledné hodnoty při stanovení metodou za mokra, na jejichž základě byly zhotoveny grafy a tabulky
