

Česká zemědělská univerzita v Praze

Fakulta agrobiologie, potravinových a přírodních zdrojů

Katedra pedologie a ochrany půd



**Fakulta agrobiologie,
potravinových a přírodních zdrojů**

**Vliv hospodaření na půdní organickou hmotu v lesích se
zvýšeným stupněm ochrany
Bakalářská práce**

Autor práce: Kateřina Vlková

**Program nebo obor studia: Ochrana krajiny a využívání
přírodních zdrojů**

Vedoucí práce: RNDr. Václav Tejnecký, Ph.D.

Čestné prohlášení

Prohlašuji, že svou bakalářskou práci "Vliv hospodaření na půdní organickou hmotu v lesích se zvýšeným stupněm ochrany" jsem vypracovala samostatně pod vedením vedoucího bakalářské práce a s použitím odborné literatury a dalších informačních zdrojů, které jsou citovány v práci a uvedeny v seznamu literatury na konci práce. Jako autorka uvedené bakalářské práce dále prohlašuji, že jsem v souvislosti s jejím vytvořením neporušila autorská práva třetích osob.

V Praze dne 24. 4. 2024

Poděkování

Ráda bych touto cestou poděkovala RNDr. Václavovi Tejneckému, Ph.D. za vedení mé bakalářské práce, za hodnotné rady a skvělou spolupráci. Dále bych chtěla poděkovat Ing. Petře Vokurkové Ph.D. za rady při laboratorním zkoumání. A také Všem, kteří mi pomáhali s odebráním vzorků nebo v laboratořích.

Vliv hospodaření na půdní organickou hmotu v lesích se zvýšeným stupněm ochrany

Souhrn

Tato bakalářská práce se věnuje vlivu způsobu hospodaření na půdní organickou hmotu v lesích, které jsou nějakým způsobem chráněny (Národní parky, Chráněné krajinné oblasti, Národní přírodní rezervace).

V teoretické části práce byly zpracovány témata a otázky, co je půda, jak působí na les, jakou má funkci a co díky ní vzniká. Dále v práci jsou obsažena fakta o lesích nebo z jaké části Země pokrývá les. Byly zjištěny informace o funkcích lesní půdy. Práce informuje o lesním zákoně a dále se zaměřuje na lesní půdu. Dává povědomí o množství C v lesních půdách na území celé České republiky. Poskytuje údaje o humusových formách, které jsou podrobně rozebrány i s klasifikací půdy. Byly zde nastíněny také lesní oblasti se zvýšenou ochranou přírody, kam patří lesy zvláštního určení a lesy ochranné. Reportuji shrnutí způsobu lesního hospodaření v ČR. Práce se více dopodrobna zabývá půdní organickou hmotou, co tvoří humusotvorný materiál nebo co je humusová látka. V poslední části řešerše jsem se zabývala stanovením uhlíku v půdě, a to kvantitativní metodou (na suché nebo mokré cestě) a kvalitativní metodou (infračervenou spektroskopií).

V experimentální části práce byly odebrány půdní vzorky na lesních lokalitách (NP Krkonoše, CHKO Křivoklátsko, NPR Libický luh) s různým využitím půdy (přírodě blízký les, hospodářský les, cestičky). V těchto vzorcích bylo stanoveno množství Cox, indexy aromaticity a indexy rozkladu ze spekter změřených pomocí infračervené spektroskopie. Všechny tyto výsledky byly statisticky vyhodnoceny.

Výsledky práce prokázaly, že nejvíce oxidovatelného uhlíku se nachází v nadložním organickém horizontu (FH) v krkonošském přírodě blízkém lese. V horizontu A byl nejvyšší podíl Cox v krkonošském hospodářském lese. V nejhlubším horizontu B/M bylo změřeno, že nejvyšší podíl Cox bylo opět v krkonošském přírodě blízkém lese. Se vzrůstající hloubkou půdního profilu klesá množství Cox v půdě. Hodnoty indexů aromaticity byly nejvyšší v oblasti NPR Libického luhu. Tyto hodnoty v opačném případě s hloubkou rostly. Posledním zkoumaným parametrem byly indexy rozkladu, které se v zásadě mezi horizonty moc nelišily. Vegetační pokryv a využití lesa výrazně ovlivňuje množství organického C v půdě.

Klíčová slova: lesní půda, využití půdy, množství Cox, půdní organická hmota

Influence of management on forest soil organic matter in protected landscape areas

Summary

This bachelor's thesis focuses on the influence of the method of management on soil organic matter in protected forests (National Parks, Protected Landscape Areas, National Nature Reservation).

In the theoretical part of the thesis, the topics and questions of what soil is, how it affects the forest, what its function is and what is created thanks to it. The thesis also contains facts about forests or what part of the Earth is covered by forests. Information on the forest soil functions was found. The thesis informs about forest law and also focuses on forest land. It provides awareness of the amount of C in forest soils throughout the Czech Republic. It provides data on humus forms, which are analyzed in detail, including soil classification. Forest areas with increased nature protection were also outlined here, including special purpose forests and protective forests. I will report a summary of the method of forest management in CZ. The thesis deals in more detail with soil organic matter, what constitutes humus-forming material or what humus substance is. In the last part of the research, I dealt with the determination of carbon in the soil, using a quantitative method (in a dry or wet way) and a qualitative method (infrared spectroscopy).

In the experimental part of the thesis, soil samples were taken at forest sites (NP Krkonoše, CHKO Křivoklátsko, NPR Libický luh) with different land uses (forest close to nature, managed forest, paths). In these samples, the amount of Cox, aromaticity indices and decomposition indices were determined from the spectra measured by infrared spectroscopy. All these results were statistically evaluated.

The results of the thesis proved that the most oxidizable carbon is found in the overlying organic horizon (FH) in the Krkonoše forest close to nature. In horizon A, the highest share of Cox was in the Krkonoše managed forest. In the deepest B/M horizon, it was measured that the highest proportion of Cox was again in the Krkonoše forest close to nature. As the depth of the soil profile increases, the amount of Cox in the soil decreases. The results of the aromaticity indices were the highest in the area of the NPR Libický luh. Otherwise, these values increased with depth. The last investigated parameter was the decomposition indices, which in principle did not differ much between the horizons. Vegetation cover and forest use significantly influence the amount of organic C in the soil.

Keywords: forest soil, land use, amount of Cox, soil organic matter

Obsah

Úvod	8
Cíl práce.....	9
1.1 Hypotéza práce	9
1.2 Cíl práce	9
3 Literární rešerše.....	10
3.1 Les a půda	10
3.1.1 Les jako ekosystém	10
3.1.2 Lesy České republiky.....	12
3.1.3 Lesní zákon	14
3.1.4 Lesní půda	14
3.1.4.1 Humusové formy.....	17
3.1.4.2 Klasifikace půd.....	18
3.2 Lesy v oblastech se zvýšeným stupněm ochrany	20
3.2.1 Lesy zvláštního určení	21
3.2.1.1 Pásma hygienické ochrany vodních zdrojů I. stupně	21
3.2.1.2 Pásma zdrojů přírodních léčivých a stolních minerálních vod.....	21
3.2.1.3 Na území národních parků a národních přírodních rezervací	21
3.2.2 Lesy ochranné	22
3.2.2.1 Lesy na mimořádně nepříznivých stanovištích	22
3.2.2.2 Vysokohorské lesy pod hranicí stromové vegetace	22
3.2.2.3 Lesy v klečovém lesním vegetačním stupni.....	23
3.3 Hospodářské způsoby obnovy lesa	23
3.3.1 Holosečné hospodářství	23
3.3.2 Podrostní hospodářství.....	24
3.3.3 Výběrný hospodářství.....	24
3.3.4 Násečné hospodářství	24
3.4 Půdní organická hmota.....	24
3.5 Stanovení uhlíku v půdě	26
3.5.1 Kvantitativní metody	26
3.5.1.1 Na suché cestě (elementární analýza)	26
3.5.1.2 Na mokré cestě (modifikovaná Tjurinova metoda).....	27
3.5.2 Kvalitativní metody	27
3.5.2.1 Stanovení infračervenou spektroskopií	27
Metodika	28
3.6 Odběr vzorků.....	28

3.6.1 Stanovení oxidovatelného C (Cox)	33
Výsledky.....	34
3.7 Výsledky množství oxidovatelného C v půdách	34
3.8 Kvalita půdní organické hmoty	36
Diskuze	41
Závěr	42
Literatura.....	43
Seznam použitých zkratk a symbolů	49
Samostatné přílohy	I

Úvod

Tato práce se věnuje lesním půdám a rozdílům mezi způsoby hospodaření nebo využití půdy na půdní organickou hmotu a obsahu C v lesních půdách.

Lesní půdy hrají velkou roli v celosvětovém měřítku vzhledem k zásobě uhlíku a jeho globálnímu cyklu (Detwiler & Hall, 1988). Pokud dochází ke změně využití půdy, naruší se tak ekosystém, což může ovlivnit zásobu C v půdě a taky jeho tok (Lal, 2005). Lesní hospodářská činnost ovlivňuje zejména fyzikální vlastnosti půdy, čímž je struktura půdy, pórovitost, hydraulická vodivost, zadržování vody, hustota, provzdušňování (Standish et al., 1988). Hlavními faktory, které mohou za výrazný pokles půdního organického uhlíku je malá nebo žádná přítomnost biomasy ať už v půdě nebo nad zemí, změna teploty a půdní vlhkosti (závislost na rychlosti rozkladu organické hmoty), což může mít za následek erozi půdy (Silver et al., 2000).

Hlavní složkou udržitelného lesního hospodářství je výběr dřevin a režim těžby, což má pozitivní účinek na funkci půdy a lesní ekosystém oproti běžné velkokapacitní těžbě (Bolte et al., 2019). Zhutnění lesních půd například těžkými stroji je problém z hlediska času, protože jeho přirozená regenerace trvá velmi dlouhou dobu (Bonnaud et al., 2019).

Uhlík do půdy je přeměněn z atmosféry a je dále ukládán v biomase (stromy a rostliny) nebo v půdě. Na druhou stranu původcem oxidu uhličitého v lesních půdách je odlesňování a hospodářská činnost, požáry nebo přeměna lesní půdy na půdu s jiným využitím (zemědělství, pastevectví) (Łabęda & Kondras, 2020). Koncentrace uhlíku v lesní půdě je z větší části ovlivněna intenzitou biochemických procesů a v neposlední řadě také množstvím tlející vegetace (Kondras et al., 2012; Jobbágy & Jackson, 2000; Jandl et al., 2007). Dále může být ovlivněna povětrnostními podmínkami (místními nebo celosvětovými), strukturou půdy nebo morfologickými rysy (Baritz et al., 2010).

Ke změně ekosystému může dojít buď přirozeně nebo v důsledku lidské činnosti. Každá půda má individuální kapacitu uhlíku a také stabilní množství uhlíku. Mají na to vliv srážky, vegetace nebo teplota (Jobbágy & Jackson, 2000). V mnoha případech dochází k tomu, že je narušena stabilita mezi přítokem a odtokem uhlíku v půdě z důvodu změny využití půdy. Pokud se vstup a odnos uhlíku vyváží nastane znovu rovnovážný stav (Guo & Gifford, 2002).

Práce spojená s těžbou působí na lesní půdu v některých případech špatným způsobem. Dochází například k mísení svrchní části půdy s minerální půdou, která se nechází hlouběji (Nyland, 2001). Různé studie také ukázaly, že rychlost rozkladu vrchní vrstvy půdy se po holosečném způsobu těžby snižuje vlivem omezení biologické aktivity. Nárůst množství uhlíku v půdě byl zaznamenán až několik let po těžbě (Lal, 2005). V případě, že dochází k těžbě s dostatečnou obezřetností, nemusí být nijak zvlášť sníženo množství půdní organické hmoty. Pokud dochází k zmenšení počtu vegetace, může být vstup živé biomasy nahrazen posklizňovými zbytky (Post, 2002; Yanai et al., 2003).

Cíl práce

1.1 Hypotéza práce

Jednotlivé způsoby hospodaření v lesích mohou různě ovlivňovat množství a kvalitu organického, kdy nejvyšší množství C je předpokládáno v lesích blížícím se přírodním (pra)lesům oproti hospodářským lesům a člověkem nejvíce narušeným cestám.

1.2 Cíl práce

Cílem práce bude porovnat vliv hospodaření v lesích se zvýšeným stupněm ochrany na množství a kvalitu organického uhlíku.

3 Literární rešerše

3.1 Les a půda

Podle Hilgarda (1914) je půda „více či méně sypký a drobný materiál, ve kterém rostliny prostřednictvím svých kořenů mohou nebo najdou oporu a výživu, jakož i další podmínky růstu.“ Tato definice pokládá půdu za prostředek rostlinné výroby. Dle Ramanna (1911; 1928) je půda „horní zvětrávací vrstva pevné zemské kůry.“ Tato definice se na rozdíl od Hildehardovi nezaměřuje na rostlinou výrobu, ale na užitkové využití. Podle Joffeho (1936) je půda „přirozené těleso, které je rozděleno do minerálních a organických horizontů, většinou nezpevněných, s různou hloubkou a od jiných materiálů se liší morfologií, fyzikálními vlastnostmi, složením, chemickými vlastnostmi a biologickými charakteristikami.

Půda je důležitou složkou lesních ekosystémů a má velký vliv na jejich stabilitu. Půda jako taková vzniká půdotvornými procesy. Faktory půdotvorných procesů jsou působení půdotvorných substrátů, klimatu, živé hmoty, vody, člověka, reliéfu území a doby trvání půdotvorného procesu. Půdotvorný substrát je materiál, u kterého dochází k přeměně. Například zvětrávání půdotvorného substrátu vzniká půda. Naopak zvětráváním horniny vzniká půdotvorný substrát. Z hlediska klimatu jsou nejvíce ovlivňujícími elementy srážky a teplota. Půda vzniká zvětráváním matečné horniny na půdotvorný substrát za účasti klimatického faktoru. Dále půdotvorným procesem a zvětráváním dochází ke vzniku půdy. Vliv na to má biologický faktor, člověk a voda (Kozák et al., 2002). Vant' Hoffovo teplotní pravidlo ukazuje, že při každém zvýšení teploty, se chemická reakce dvojnásobně až trojnásobně zrychlí. Existují však výjimky (Jenny, 1994).

V lesích střední a západní Evropy, mimojiné zde zařazujeme i Českou republiku, se vyskytují nejčastěji kambizemě, kdy k hlavním horizontům patří horizont A a B. Půda je slabě kyselá, vyluhovaná, má hnědou až tmavě hnědou barvu podle množství organické hmoty a mateřského materiálu. Nenachází se tu žádný uhličitanový horizont. Někdy jsou pojmenovávány jako kambizemě nebo podzolizované vody (Jenny, 1994).

Les spolu s lesní půdou tvoří přirozené prostředí pro mnoho organismů. Různé taxony bakterií a hub se vyskytují u frakcí velikosti částic s různým chemickým složením, kapacitou výměny kationtů, povrchovou reaktivitou, sorpčními charakteristikami a rozložitelností organické hmoty (Acosta, 2011). Ve většině případech platí, že menší frakce mají větší a pestřejší bakteriální, archeální (Hemkemeyer et al., 2018) a houbové (Hemkemeyer et al., 2019) zastoupení. Je to tím, že jílovité částice preferují přednostně vaznost do půdních agregátů, což přispívá k sdružování mikroorganismů s jíly. Z důvodu různých fyzikálních a chemických podmínek od povrchu do hloubky v agregátech klesá množství O_2 a prostředí přechází z aerobního na anoxické (Zhang et al., 2016).

3.1.1 Les jako ekosystém

Les jako takový lze rozdělit do jednotlivých typů lesa podle vzniku. Přirozeně obnovující les, je les, kde nedochází ke změně druhové skladbě lesního porostu, není zde viditelný zásah člověka a nejsou zde narušeny ekologické procesy. Na rozdíl od toho v hospodářském lese dochází k intenzivnímu lesnímu hospodaření, kdy les je složen z maximálně dvou druhů

stromů, mezi kterými jsou určeny rozestupy. Existují však lesy, které jsou plantážním lesům podobné. Vznikly vysetím semen nebo vysázením a v budoucnu bude představovat les, který bude přírodě blízký. Přirozeně se obnovujících lesů je na zeměkouli 93 %, vysázených lesů je jen 7 %. Bohužel se plocha přirozených lesů zmenšuje a plocha vysázených lesů zvětšuje. Lesy přirozeně vzniklé tvoří na světě 1,11 miliardy ha plochy. Z toho 61 % se nachází v Rusku, Kanadě a Brazílii. Pro ochranu lesů jsou na světě vytvořeny zákonem chráněné parky a rezervace, kde je zahrnuto více než 700 milionů ha lesů (FAO, 2022).

Celková výměra lesních pozemků je v ČR 2 678 804. Za rok 2021 bylo obnoveno 49 790 ha lesních porostů, což naznačuje znatelný nárůst těchto ploch oproti minulým rokům. Hlavní podíl na tom má zalesňování holin po mnohačetné nahodilé těžbě. Přirozenou obnovou lesa vzniklo 9 111 ha lesů a umělou obnovou lesa vzniklo 40 679 ha lesů (Ministerstvo zemědělství, 2021).

O tom, že les roste z půdy není pochyb, ale globálně roste počet ploch chráněných lesů, které se zaměřují na ochranu půdy a vody. Plocha těchto lesů činí asi 399 milionů ha lesa (FAO, 2022).

Lesní ekosystém je krajinná oblast, kde jsou hlavní dominantou stromy. Dále jsou hlavní strukturou lesního ekosystému živočišná, rostlinná a mikrobiální společenstva. Všechny tyto živé hmoty interagují s půdou a atmosférou. I když dojde v lese k požárům, poničení lesní vegetace hmyzem či větrem anebo těžbou, je les stále lesem z důvodu zanechaného odkazu předchozím lesem. Odkazem se myslí původní lesní půda a organická hmota, zvířata, vegetace a mikroorganismy. V udržitelném zemědělství spousta těchto odkazů zůstává i v čase disturbance nebo obnovou lesa. V lesním ekosystému existuje různá věková struktura, druhová diverzita, funkce anebo perioda od narušení krajiny. Kimmins (2003) říká, že „*periodické narušení je klíčovým atributem většiny lesních ekosystémů a zachování jejich historického charakteru a hodnot, bude obecně vyžadovat zachování historických režimů narušení nebo jejich ekologických účinků.*“ Krátkotrvající přeměna ve struktuře lesa nereprezentuje úbytek lesa, pokud procesy v lesním ekosystému fungují (Kimmins, 2003).

O lesní ekosystémy se stará management lesních ekosystémů, který chrání, reguluje, využívá nebo spravuje lesy, aby byl les rezistentní, komplexní a více hodnotový biofyzikální systém. Management lesních ekosystémů řídí pochody a reakce v lesním ekosystému a snaží se uchovávat požadované hodnoty. Další jeho funkce je ovládání využívání lesa lidmi a vzájemnou interakci člověka s lesem. Mezi prvky, které Christensen et al. (1996) navrhuje jako zásadní rysy lesních ekosystémů patří udržitelnost, cíle, komplexnost a propojenost, dynamický charakter ekosystému, kontext a měřítko, lidé jako složka ekosystému a adaptibilita a zodpovědnost.

Na Zemi najdeme tři základní biomy: boreální, mírný a tropický. V cirkumpolárním pásu se nachází boreální a tajgový les. Lesy mírného pásma najdeme mezi 25° a 50° rovnoběžkou severní šířky a jižně od rovníku. Tropické lesy nalezneme od 25° severní šířky až po rovníku. V obou biomech se vyskytují listnaté i jehličnaté stromy. V tropickém lesním pásu pak převažují nížinné deštné pralesy, mangrovové lesy a horské lesy (IPCC, 2000).

V roce 2018 bylo zjištěno, že na Zemi je 3,97 miliardy ha lesů, což je skoro jedna třetina půdy Země. Organizace pro výživu a zemědělství (FAO) do svých výzkumů zařazovala lesy vysázené, přirozeně obnovující se lesy, lesy zásobený dřevem a lesy bez stromového porostu (FAO, 2022). Zatímco v roce 1995 se les celosvětově nacházel na asi 4,1 miliardy hektarů půdy

(Dixon & Wisniewski, 1995). Informaci o tom, že dochází k poklesu celkového světového odlesňování předkládá jak FAO, tak Global Forest Resources Assessment 2020. Největší potíží je odlesňování v tropických oblastech, konkrétně v Jižní Americe a v jižní a jihovýchodní Asii. Mezi lety 2000 až 2018 bylo zjištěno, že kácení lesů je prováděno z 90 % v tropických oblastech. Na druhou stranu v Jižní Americe došlo mezi lety 2010 až 2018 k omezení těžby dřeva na 50 %. Důvodem odlesňování je z 50 % zisk zemědělské půdy. Na druhém místě s 38 % stojí odlesňování pro potřeby pasení dobytka a třetím důvodem je z 6 % rozvoj měst. Toto pořadí platí celosvětově stejně až na Evropu. V Evropě je příčinou odlesňování z první poloviny zemědělství a z druhé poloviny urbanizace. Nejvíce lesů se nachází v tropickém pásu a to 45 % lesů. Lesů mírného pásu je 16 % (FAO, 2022).

3.1.1.1 Funkce lesních půd

Půda pomáhá udržovat a regulovat ekologické procesy v lese jako například přijímání živin, rozklad a přístupnost k vodě. Půda dále umožňuje stromům místo pro ukotvení, živiny a vodu. Mezi půdou a stromy funguje interakce, kdy po dopadu části stromů ať už například listů nebo jehličí anebo jiných mrtvých částí vegetace dochází tvorbě nové půdy. Les sám o sobě působí jako jedno obří uložisko uhlíku. Lesy ukládají stejné množství uhlíku jako atmosféra. Nejen že se stromy podílejí na tvorbě nové půdy, ale pomáhají půdě držet strukturu a zpevňují svahy. Brání tedy sesuvům půdy, což je ostatně zřejmé z důvodu málokdy vyskytujícímu se sesuvu v zalesněných oblastech. Lesy také brání erozi půdy (FAO, 2015).

Co se týče samotného lesa Papánek (1978) rozděluje funkci lesa na produkční, ekologickou a enviromentální. Produkční funkci rozděluje na dřevoprodukční, chovatelskou a jinou produkční funkci (dřevo, zvěř, lesní plody). Ekologickou funkci dělí na půdoochrannou, vodohospodářskou a klimatickou funkci (ochrana půdy, voda, klimatické a filtrační účinky). Poslední enviromentální funkci rozčlenil na zdravotní, kulturní a institucionální (rekreace, ochrana krajiny a přírody, výchova a výcvik). Z produkční funkce nejvíce převažuje produkce dřeva. V menším množství pak funkce myslivosti a lovu zvěře (Navrátil, 2015). Lesy konkrétně v podmínkách České republiky jsou bohaté na produkci lesních plodů hlavně pak na houby, plody lesních bobulovin, rostliny s léčivou schopností anebo pro okrasné rostliny. Sběr lesních plodů je v ČR součástí rekreace nebo lidé svůj nález dále prodají (ÚHUL, 2020). Vodní funkce lesa, která patří do ekologické funkce pomáhá udržovat stálou hladinu toku a zmenšuje tak povodňový potenciál. Dochází tak k vyrovnání vodních stavů na menších tocích při větším srážkovém úhrnu. Lesní ekosystém zpomaluje tok vody a zadržuje (akumuluje) ji v krajině. V lesích horských oblastí dochází naopak k akumulaci sněhu (Krečmer & Peřina, 1981).

3.1.2 Lesy České republiky

V současné době se na území České republiky nachází 2 678 804 ha lesních pozemků a výhledově chce Ministerstvo zemědělství ČR zvětšit výměru lesních pozemků do roku 2030 na 2 710 000 ha. Dalšími strategiemi ministerstva bude snížit zalesňování smrkovými porosty, rozšířit chemickou melioraci lesních půd ze 77 047 ha na 90 000 ha a o více než polovinu snížit vývoz surového dříví. V lesních školkách se používají nejčastěji smrkové sazenice pak také bukové sazenice anebo sazenice borovice lesní. Obnova lesa v ČR činí 49 790 ha k roku 2021. Z toho uměle vypěstovaného lesa bylo 40 679 ha a přirozeně vypěstovaného lesa bylo jen 9 111

ha. Těžba dřeva v tomto roce klesla oproti minulým dvěma letům. Cílem usnesení vlády, co se týče chemické meliorace lesních půd je napravit výživu v lesních porostech, kde došlo k jejímu oslabení hlavně z hlediska zásoby hořčíku a vápníku (Ministerstvo zemědělství, 2021).

O stav lesů se stará státní podnik Lesy ČR založený 11. 12. 1991 Ministerstvem zemědělství. Podnik sídlící v Hradci Králové má za úkol hospodařit ve státních lesích a jejich hlavním cílem je trvale udržitelné lesní hospodářství. Lesy ČR jsou tak největším správcem chráněných území v České republice (Lesy ČR, 2023).

Podle Ústavu pro hospodářskou úpravu lesů (ÚHUL) došlo mezi lety 2019 a 2021 ke zřetelnějšímu zhoršení zdraví lesů hlavně v okrese Děčín, Havlíčkův Brod, Pelhřimov, Jihlava a Žďár nad Sázavou. Monitoring, který tato místa zobrazuje se zaměřuje především na výskyt holin a mrtvých porostů. Za tento negativní vzestup těžby může kůrovcová kalamita. ÚHUL zpracovává výsledky za pomoci satelitních snímků Planet Labs Inc., které na rozdíl od satelitních snímků Sentinel-2 mají vyšší časové a prostorové rozlišení. Analyzují se hlavně plochy těžeb a souší nejvíce v jehličnatých lesích. V České republice jsou napadení lesního porostu biotickými činiteli anebo abiotickými činiteli hlavními důvody k zahájení těžby. Asi 6,1 mil. m³ dřeva se vytěžilo v roce 2021 z důvodu abiotických vlivů, což není nijak rozdílné od minulých let. Nejvíce se abiotické vlivy činily v kraji Vysočina, ve Středočeském kraji, Jihočeském kraji a Jihomoravském kraji. V těchto krajích byl nejvíce nepříznivým vlivem vítr, který poničil až 3,45 mil. m³ lesa, což je asi 60 % ze všech škod způsobených abiotickými činiteli. Dalším vlivem je pak sníh, který poškodil zhruba 194 000 m³ lesa a námraza 24 000 m³ lesa. V důsledku sucha bylo vytěženo 2,33 mil. m³ dřeva. Nejvíce postiženým krajem, co se týče sucha byl opět kraj Vysočina. Ostatní abiotické vlivy jako jsou požáry, povodně, mráz a další poškodily lesy za rok 2021 ve výměře 80 000 m³ (Ministerstvo zemědělství, 2021).

Rok 2021 byl význačný dlouhotrvajícím sněhovým pokryvem, dostatkem srážek a nízkými teplotami na jaře, co se týká i středních poloh. Toto počasí mělo příhodný vliv na útlum kůrovcové kalamity. Naopak v letním období došlo k vytvoření několika tornád v oblasti Jižní Moravy (Hodonínsko). Tento rok byl nejvíce finančně náročný s ohledem na živelné pojistné události, a to od vzniku samostatné České republiky (5,77 mld. Kč) (Lesní ochranná služba, 2022).

Pokud jde o biotické vlivy listožravý hmyz nepředstavuje žádné riziko. Listožravým hmyzem jsou ploskohřbetky a pilatky parazitující na smrku a bekyně mnišky a bekyně velkohlavé parazitující ve smrkových a borových monokulturách. Naopak podkorní hmyz způsobuje obrovské napadení, které hraničí s kalamitou. V roce 2021 se vytěžilo 14,2 mil. m³ smrkového dřeva v důsledku kůrovcové kalamity. Podle historických údajů by tato hodnota měla být o třetinu nižší než v roce 2020. Ve většině případů jsou stromy napadeny lýkožroutem smrkovým a občas i lýkožroutem lesklým. V posledních letech se také na území ČR rozšířil lýkožrout severský. Už třetím rokem se na předních příčkách v napadení lesů kůrovcem vyskytuje kraj Vysočina. Dalšími biotickými činiteli jsou hlodavci, houbové choroby a býložravá lesní zvěř, která způsobuje okus a z hlediska krajů největší škodu udělala v Jihočeském, Karlovarském a Ústeckém kraji. Posledním činitelem, který může za zkázu českých lesů je člověk. Projevuje se to ukládáním atmosférických látek (dusík a jeho sloučeniny), krádeže dřeva nebo vytváření požárů ať už úmyslně nebo neúmyslně. Půdy trpí hlavně z hlediska výživové deficiencie, která je způsobena výraznou imisní zátěží ve spojení s meteorologickou situací. Nejvíce zasaženými oblastmi v ČR touto problematikou jsou Krušné

hory, Orlické hory a v posledních letech i Lužické a Jizerské hory. Příkladem problému je žloutnutí smrku, ke kterému dochází právě v oblastech se zvýšenou imisní zátěží, což způsobuje nedostatek bazických prvků v půdě (Ministerstvo zemědělství, 2021).

3.1.3 Lesní zákon

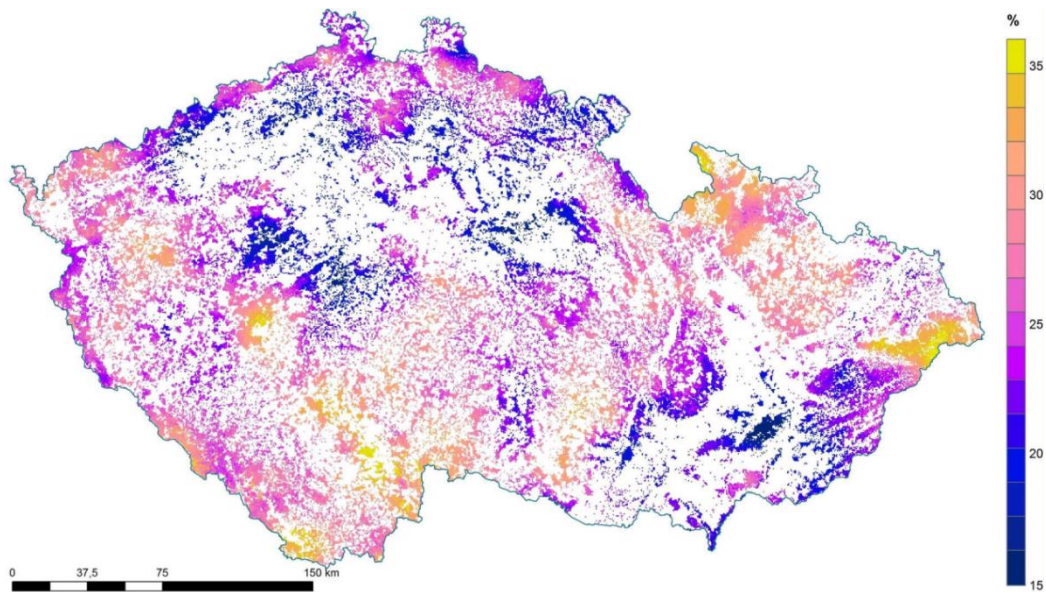
Lesní zákon, je zákon s číslem 289/1995 Sb., o lesích a o změně a doplnění některých zákonů, který platí na území České republiky. Pro účely tohoto zákona se rozumí lesem lesní porosty s jejich prostředím a pozemky, které jsou určeny k plnění funkcí lesa. Dále je v lesním zákoně vymezeno, jaké činnosti se smí a nesmí dělat. Například rozsah těžby, výchovné zásahy do lesního porostu nebo obnova lesa (Ministerstvo zemědělství, 1995).

3.1.4 Lesní půda

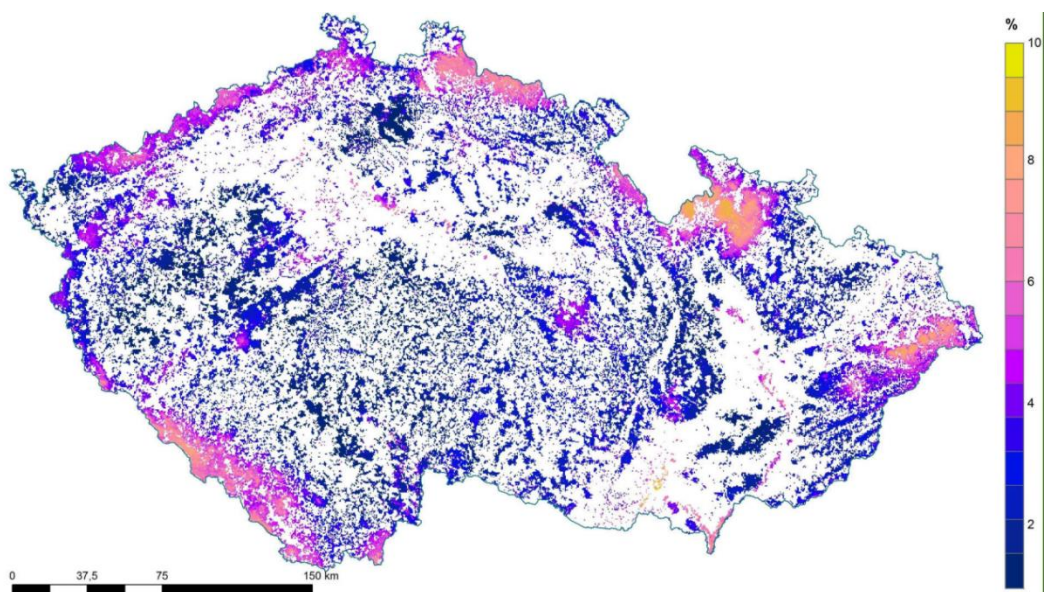
Lesní půda se liší od té zemědělské nejvíce tím, že není zdaleka tak ovlivňována lidskou činností. Lesní půdy jsou ovlivňovány spíše nepřímou činností člověka, a to například druhovou skladbou porostu a hospodařením. Jsou více ovlivňovány změnami obsahu ovzduší, uložením síry a dusíku v půdě a rizikových nebo nebezpečných látek/prvků. Kritérium pro hodnocení lesních půd je ohrožení stability celého ekosystému (Sáňka & Materna, 2004).

Pro lesní půdu je typický dlouhotrvající vývoj půdy, ke kterému dochází pod souvislými vegetačním krytem. Do tvorby půdy v lesích z velké části zasahuje kořenová zóna a k tomu ještě velká aktivita mikroorganismů, půdní edafon a kořeny rostlin, což způsobuje vysoký obsah humusu v půdě, velkou pórovitost a spojitost systému půdních pórů. Probíhají tam různé symbiózy například mezi stromy a houbami, čemuž se říká mykorhiza. Tato symbióza poskytuje stromům živiny a zásobení vodou, dochází k lepšímu rozkladu primárních minerálů a také chrání kořeny stromů před toxickými ionty kovů, čímž je třeba Al^{3+} , který způsobuje okyselení půdy. Znečištění v lesních půdách není tak výrazné jako v zemědělských půdách vlivem používání nejenom pesticidů, a tak se lesní půda blíží přírodnímu ekosystému. Na rozdíl od zemědělských půd se v lesních půdách hnojiva prakticky nepoužívají čili nedochází k výraznému proplavování fosforu a dusíku z půdy do vody, a to i z důvodu odběru těchto prvků stromy ve formě živin. Vodu v lesních podmínkách může považovat za potenciálně čistou. Funkce lesní půdy může být ohrožena enviromentálními a klimatickými změnami nebo špatnými opatřeními při lesním hospodářství. Například použití těžebních strojů v lese může vést ke ztuhnutí půdy, menšímu provzdušňování půdy, což omezuje zakořenění stromů ve svrchní části půdy (Von Wilpert, 2022).

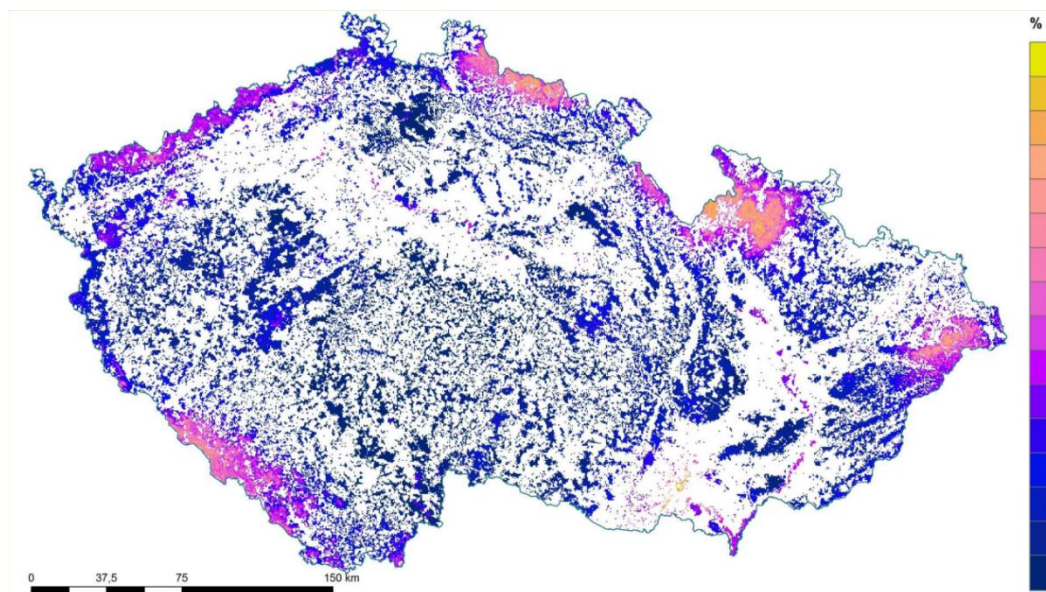
České instituce vytvořili specializovanou mapu, která je zaměřena na obsah organického uhlíku v lesní půdě, a to v různých horizontech/vrstvách. Nejprve v horizontu organickém (Obrázek 1) potom ve vrstvě, která se nachází ve vrstvě 0-30 cm (Obrázek 2) a nakonec horizont v hloubce 30-80 cm (Obrázek 3). Nejdůležitějšími faktory při měření byly nadmořská výška, edafické kategorie, průměrná roční teplota, průměrné roční srážky, sdružený půdní typ a úroveň údolnice. Tyto informace byly zjištěny ze změřených a vypočtených dat obsahů uhlíku. Největší množství organického uhlíku je v horských oblastech (Vašát et al., 2021).



Obrázek 1: Mapa procentuálního obsahu organického uhlíku v lesních půdách (organický horizont) (Vašát *et al.*, 2021)



Obrázek 2: Mapa procentuálního obsahu organického uhlíku v lesních půdách (minerální horizont 0-30 cm) (Vašát *et al.*, 2021)



Obrázek 3: Mapa procentuálního obsahu organického uhlíku v lesních půdách (minerální horizont 30-80 cm) (Vašát *et al.*, 2021)

V lesní půdě a vegetaci se vyskytuje 662 milionů tun C, což je 163 tun C na ha. Jen v půdě je obsaženo 300 milionů tun uhlíku, 295 milionů tun je pak v živé biomase a 68 milionů tun uhlíku v mrtvé biomase. V půdní organické hmotě se nachází nejvíce celkového uhlíku, a to 45,2 %. Co se týče samotné Evropy, myšleno bez Ruské federace, tak obsah uhlíku v půdě je 21 635 milionů tun, což je 107 tun na ha (FAO, 2020).

Množství a koncentraci půdního organického uhlíku ovlivňuje spousta okolností. Jedním z nich je klima, které má výrazný vliv na koncentraci půdního organického uhlíku. Klimatickými faktory jsou potenciální evapotranspirace (PET), srážky a poměr mezi PET a srážkami (Post *et al.*, 1982). Dynamika permafrostu a odvodnění má vliv na zásobu organického uhlíku v půdě ve vyšších zeměpisných šířkách (Hobbie *et al.*, 2000). Z důvodu vlivu na vodní režim půdy může ovlivňovat zásobu půdního organického uhlíku poloha krajiny (Gulledge & Schimel, 2000). Zásoba organického uhlíku je také závislá na charakteru výměny kationtů, struktuře půdy a seskupení (Chandler Jr., 1939). Zrnitostně hrubší půdy, tedy půdy s většími agregáty v půdě, mají nižší koncentraci půdní organické hmoty než hlinité nebo písčitohlinité půdy, jsou však výjimky například u písčitých půd, kde dochází k rychlejší mineralizaci a je u ní nižší obsah organického uhlíku (Borchers & Perry, 1992). Kanadští vědci zjistili v západní Albertě, že existuje exponenciální vztah mezi texturou půdy a uhlíkem obsaženým v biomase, uhlík v biomase je spojen se zásobou organického uhlíku (Banfield *et al.*, 2002). Změnu množství půdní organické hmoty v půdě způsobují různé biotické škůdci a abiotické vlivy jako je vítr, oheň, sucho anebo hmyz. Po tomto narušení dochází ke změnám vodního a teplotního režimu půdy a probíhá proces obnovy lesních druhů s jiným množstvím a jakostí biomasy zpět do půdy (Overby *et al.*, 2002). Obsah půdní organické hmoty obsažený v povrchové vrstvě půdy může být změněn vlivem eroze půdy způsobenou například požárem (Elliot, 2002). Antropogenním faktorem, který může ovlivňovat půdní organickou hmotu v lesích je hospodářská činnost. Takovými úkony se míní odlesňování, zalesňování zemědělské půdy

anebo hospodaření na lesních plantážích. V lesích, kde probíhá hospodářská obnova lesa se souvislým zápojem stromů, a které imitují přirozenou disturbanci lesa, nejspíše dosahují vysokých výnosů dřeva a ukládání uhlíku (Thornley & Cannell, 2000).

3.1.4.1 Humusové formy

Humusové formy se vyskytují na povrchu půdy. Jsou to seskupení organických a organicky obohacených minerálních horizontů, které vznikají biologickým rozkladem organických látek. Nabízejí útočiště pro rozkladače. Humusové horizonty jsou významnou zásobárnou C a živin a také spoluurčujícím faktorem pro stanovení vlhkosti, teploty, provzdušnění a výživy v zóně zakořenění (Sukachev & Dylis, 1964; Snyder & Pilgrim, 1985; Carlyle, 1986). Minerální horizonty se v humusových formách vyskytují pouze v podobě A horizontu, který je typický značným hromaděním organické hmoty pocházející z ostatků kořenové soustavy nebo působením půdní bioty (Babel, 1975). Vyplývá z toho tedy, že formy humusu pokrývají půdu v celé míře, ale jsou zde i výjimky, kde se humusová forma nenachází. Humusové horizonty mají hodně forem v závislosti na fyzikálním a biotickém prostředí a historii narušení. Tím, že se humusové horizonty nacházejí na povrchu půdy jsou vystaveny největšímu ohrožení disturbancí. Těžba a další hospodářské činnosti tak ovlivňují humusovou formu ve velkém měřítku (Green et al., 1993).

Forma humusu je část epipedonu, na kterou působí organická hmota a odpovídá organickým a organicko-minerálním horizontům. Hlavní produkcí lesních ekosystémů jsou kusy dřeva, listů, jehličí a další rostlinné zbytky (Zanella et al., 2018). Běžnými názvy pojmenováváme řady humusových forem, kterými jsou mor, moder a mul. (Wilde, 1958; Pritchett, 1979). Taxonomický klasifikační systém půd ČR dělí formy nadložního humusu také do těchto tří typů. Mor se tvoří většinou na kyselých půdách, půdách chudých na živiny a v chladném a vlhkém klimatu. Tvorba probíhá za nepříznivých podmínek, kdy dochází k rozkladu a přeměně humusu. Kyselé prostředí je zprostředkováno kyselým opadem jehličí a kumulací zbytků rostlin vyžadující kyselé prostředí. Rozklad provádí v největší míře houby a plísňe, menší míře pak roztoči a chvostokoci. Charakteristický je pro mor horizont Fm, což je plst'ovitý mykogenní horizont drti, kde výrazné je prokořenění. Dalšími horizonty jsou H horizont a Oh hydrogenní horizont, které jsou nestrukturní a jasně oddělené od humusového horizontu A. Forma Moder je na rozhraní řádu mor a mul. Vyskytuje se v příhodných klimatických a půdních podmínkách v jehličnatých i listnatých lesích. V moderu se na povrchu půdy akumuluje humifikovaný organický materiál, což je typické pro mor. Naopak je u něho vyšší činnost půdní fauny a živočišného rozkladu v horizontu drti Fz, čemuž se blíží zase k formě mul. Horizont Fz je tvořen kyprou půdou složenou z rostlinných zbytků a častým výskytem exkrementů v půdním edafonu. Nachází se tu i horizont Hh, který je nestrukturní a obsahuje minerální částice. Na rozdíl od horizontu H a Oh není jasně oddělen od horizontu A. Posledním řádem je mul, který vzniká jen za značně příznivých okolností z hlediska dekompozice organických zbytků a jejich přeměny. Tvorba probíhá v mírném a teplém klimatu v listnatých a smíšených lesích, kde jsou půdy výborně opatřeny zásobami živin, jsou propustné a vlhké. Význačný je pro mul dobře vyvinutý horizont A, který má černohnědou nebo hnědočernou barvu. Nad horizontem A může být horizont L, což je horizont opadanky, nebo horizont Fz nebo Hz. Mocnost horizontu F a H je <2 cm (Němeček et al., 2011).

3.1.4.2 Klasifikace půd

Český systém klasifikace půd vychází z morfologického klasifikačního systému půd a také z jeho verze lesních půd. Současný taxonomický systém půd ČR vyšel v roce 2011 (Němeček et al., 2011). Klasifikace je roztržena do jednotlivých kategorií, dle nichž jsou rozlišovány jednotlivé půdní typy. Určuje se referenční třída půd (půdy s končící příponou -sol). Půdní typy, které jsou určovány charakteristickými horizonty. Půdní subtypy, což jsou různé odnože půdních typů. Půdní variety, které stanovují přítomnost horizontů a znaků. Ekologické fáze popisují formu nadložního humusu v lesních půdách. Degradální a akumulální fáze, které determinují znaky kontaminace akumulace, intoxikace a eroze. Poslední kategorií taxonomického systému jsou půdní formy, které charakterizují typ substrátu, zrnitost, vrstevnatost, mineralogické složení a pedogenezi. Půdy jsou tedy děleny do individuálních skupin půd, kterými jsou leptosoly, regosoly, fluvisoly, vertisoly, černosoly, luvisoly, kambisoly, andosoly, podzosoly, stagnosoly, glejsoly, natrisoly, salisoly, organosoly a antroposoly (Němeček et al., 2011).

Podle českého klasifikačního systému jsou horizonty roztrženy do určitých skupin. V organické horizontech je obsaženo >12-18 % C_{OX} (hm.) a 20-30 % organických látek (obj.). Tyto horizonty jsou dále rozdělovány na anhydrogenní horizonty nadložního humusu, které se objevují na půdách, kde je malá propustnost půdy, a které nejsou zamokřeny. Jsou označeny písmeny L, F, H. Dalším horizontem jsou hydrogenní horizonty nadložního humusu, které se vyskytují na zamokřených organických nebo minerálních půdách. Značí se písmenem O. Posledním z organických horizontů jsou rašelinné horizonty. Můžeme je najít v oblastech, kde se nacházejí rašeliniště a dochází tak k rašelinění rostlin. Rašelinné horizonty se označují písmenem T. Další skupina horizontů jsou organominerální povrchové horizonty (epipedony). V těchto horizontech najdeme biogenní nebo i antropickou akumulaci organických látek humifikovaných látek v množství 20-30 % (hm.). Některé humusové látky tvoří spojení s minerálními koloidy a je tam asi <5 % nerozložených organických látek. Organominerální povrchové horizonty dělíme do tří kategorií horizontů. Kulturní humózní horizonty, které pojmenováváme písmenem A. Anhydromorfní humusové horizonty jsou také označovány písmenem A. Hydrogenní humózní horizonty, které mají vysoký obsah humusu a k vidění jsou i novotvary s Fe-Mn. Jsou nazývány také jako A horizonty. Skupina podpovrchových diagnostických horizontů leží pod horizonty biogenní akumulace organických látek. Patří do nich ochuzené horizonty jílem nebo oxidy Fe nebo Mn, které představují ochuzené až vybělené horizonty označeny písmenem E. Kambické horizonty B jsou metamorfické anhydromorfní horizonty bez větší akumulace humusu. Spodické horizonty B vyskytují se v něm silně sorpčně nenasyčené horizonty ($V_M < 30\%$, $V < 20\%$), hliníkem nasycené horizonty ($V_{Al} > 30\%$). Luvické, jílem obohacené horizonty B jsou jílem obohacené horizonty s iluviálními povlaky koloidů na povrchu pedů. Mramorované redoximorfní horizonty B jsou periodicky převlhčené hydromorfně přetvořené kambické a luvické horizonty. Glejové, reduktomorfny horizonty G se tvoří v zóně, která je dlouhou dobu nasycena vodou. Horizonty akumulace reoxidovaných oxidů Fe, Mn označovány písmenem B. Horizonty akumulace solí jsou obohacené karbonáty se snadno rozpustnými solemi a jsou popsány písmenem K a S. Ztvrdlé a cementované horizonty jsou nazývány písmenem B. Substráty a horizonty či vrstvy níže sola jsou pojmenovány písmenem C, M, D nebo R. Další skupinou jsou přechodné horizonty. Jsou v nich zřejmé přechody mezi horizonty bez nebo s výraznou gradací, které mohou být popsány písmenem B, C nebo E. Poslední skupinou jsou fosilní a pohřbené horizonty, které označujeme písmenem F (Němeček et al., 2011).

Severoamerické systémy klasifikace organických horizontů vycházejí z definic organických horizontů, které jsou vytvořeny hlavně z míry rozkladu organických vláken a době nasycení vodou (Green et al., 1993). Mezi hlavní organické horizonty patří: L, F, H a O

horizonty. Hlavním minerálním horizontem je horizont A. Horizonty L, F, H jsou většinou horské, organické horizonty, kterou jsou nezávisle odvodněné a vyskytují se v minerálních půdách a někdy i v organických půdách. Horizonty O se nacházejí v mokřadních oblastech organických i minerálních půd. Horizonty L, F, H a horizont O se liší od sebe vlhkostním režimem, původem organického materiálu z botanického hlediska, půdními a fyziografickými rysy (Tabulka 1) (Green et al., 1993). Podle Löwa et al. (Löwe et al., 1987) je možno určit horské a mokřadní horizonty pomocí chemický charakteristik (uhlík fulvonové a huminové kyseliny, vyměnitelný draslík).

Tabulka 1: Pokyny pro rozlišení mezi horskými a mokřadními organickými horizonty (Green et al., 1993)

Vlastnost	L, F, H horizonty	O horizonty
Fyziografie	Svažující se do úrovně	Depresivní na úroveň
Odvodnění půdy	Rychlé až nedokonalé	Chudé až velmi chudé
Hladina podzemní vody	Nepřítomný v organických horizontech (může kolísat v reakci na přívod vody)	Na povrchu nebo v její blízkosti na významnou dobu v období bez mrazu
Původ materiálu	Nehydrofytní vegetace	Hydrofytní vegetace

L horizont je horizont složen z čerstvých organický rostlinných zbytků například opadu, u kterých je ještě viditelný původ. V horizontu najdeme nedávno spadané listí, kusy dřeva a další organické materiály. Tyto materiály zatím nevykazují očividné důkazy rozkladu. Horizont Oi je totožný jako horizont L. Horizont F je také horský horizont, kde už je organický materiál zčásti rozložený, ale stále je rozpoznatelná rostlinná struktura. Horizont Oe je stejný jako horizont F (Agriculture Canada Expert Committee on Soil Survey, 1981). Posledním horským horizontem je horizont H. Skládá se z již rozložených rostlinných zbytků tudíž u nich nejsou vidět rostlinné struktury. Nachází se tedy již v progresivní fázi humifikace, kde převládají jemné látky nad rostlinnými zbytky. Jediné zbytky, které se dají poznat jsou občas kořeny nebo kůra (Babel, 1975). Horizont Oa je shodný jako horizont H (Agriculture Canada Expert Committee on Soil Survey, 1981). Horizont O je mokřadní horizont, u kterého jsou rostlinné zbytky v různorodém stádiu rozkladu. Nachází se v mokřadních ekosystémech. Tvorba humusu je ovlivňována vodní hladinou. Tyto horizonty můžeme výjimečně nalézt i v horských oblastech a v těchto ekosystémech zajišťují delší setrvání vody v půdě. Minerální horizont A se vyskytuje v oblasti, kde dochází k vyplavování půdy nebo vyluhování organického materiálu. Obsahuje <17 % organického uhlíku (Agriculture Canada Expert Committee on Soil Survey, 1981).

Horizonty se klasifikují na základě dominance určitých vlastností ve vzorkovacích jednotkách, což jsou nejmenší plochy, ze kterých je možné určit nebo popsat humusovou formu. Tyto jednotky mají vertikální a laterální rozměr. Vertikální rozměr se nachází až 65 cm pod povrchem. Laterální rozměr je o velikosti 20 x 20 cm (0,04 m²) nebo 50 x 50 cm (0,25 m²). Tloušťka humusové formy, barva horizontů nebo kořenů, obsah organických látek nebo dřevěného uhlí nejsou relevantní pro taxonomické určení. Formy humusu jsou tříděny do klasifikačního systému (Tabulka 2). Systém je složen ze 3 řádů a 16 skupin. Skupiny řádu Mor jsou tříděny podle mocnosti F a H horizontů, stádia rozkladu látek v H horizontu, množství hnilivého dřeva a vlhkostním režimu (Green et al., 1993). V ČR hodnotíme horizonty na základě

výskytu diagnostických horizontů nebo znaků lesních půd. Subtypy půdy hledáme v hloubce 0 – 0,25 m. Pro rozlišení jednotlivých subtypů lesní půdy musejí mít diagnostické horizonty mocnost větší než 0,20 – 0,25 m. Diferencujeme pět taxonomických kategorií, jimiž jsou referenční třídy, typy, subtypy, variety a subvariety (Němeček et al., 2011).

Tabulka 2: Přehled taxonů humusové formy (Green et al., 1993)

skupina Mor	skupina Moder	skupina Mull
Hemimor	Mormoder	Vermimull
Humimor	Leptomoder	Rhizomull
Resimor	Mullmoder	Hydromull
Lignomor	Lignomoder	
Hydromor	Hydromoder	
Fibrimor	Saprimoder	
Mesomor		

3.2 Lesy v oblastech se zvýšeným stupněm ochrany

Lesy v oblastech se zvýšeným stupněm ochrany jsou lesy, do kterých můžeme zařadit lesy zvláštního určení nebo lesy ochranné. Obě tyto kategorie mají jasně dané parametry pro zařazení lesů. Hlavním takovým je převažující funkce lesa (Ministerstvo zemědělství, 1995).

Tyto lesy jsou umístěny do oblastí, kde existují přísnější pravidla pro chování lidí v lese. Jsou to chráněné krajinné oblasti (CHKO), národní parky (NP), přírodní rezervace (PR), národní přírodní rezervace (NPR), přírodní památka (PP) anebo národní přírodní památka (NPP). V České republice zabírají tyto oblasti 15,58 % území. Celkově lesů, které jsou nějakým způsobem chráněny je 750 000 ha, což je asi 28,4 % z celkové rozlohy lesů. Lesní ekosystémy jsou nejdůležitějším typem využití krajiny v CHKO, NP nebo NPR. Státní ochrana přírody v ČR má jako největší úkol pečovat o tyto zvláště chráněné lesy. Bohužel i v chráněných lesních oblastech přetrvávají nevhodné hospodářské metody. Příkladem může být nevhodná druhová skladba (smrkové monokultury), acidifikace a nutriční degradace půd v oblastech s vyšší nadmořskou výškou nebo přemnožení lesní zvěře, která ohrožuje růst mladých stromků. V chráněných krajinných oblastech je jedním z cílů péče o lesní ekosystémy a to tak, že se snaží o zachování a reprodukci geneticky cenných místních populací dřevin a následné využití pro obnovu lesa. Podle zón odstupňované ochrany přírody je dán různý plán pro péči o lesní ekosystémy v CHKO. V I. zóně CHKO je důležité zachovat společenstva a jejich diverzitu, která jsou přírodě blízká. V tomto pásmu je zakázána jakákoliv intenzivní těžba, která vytváří např.: holoseče. Lesy v CHKO by měli být lesy zvláštního určení. V II. zóně CHKO je cílem zachovat a obnovit druhovou a prostorovou strukturu lesních porostů. V druhém pásmu by měly být prováděny jen maloplošné hospodářské zásahy, které nadále prosazují přirozenou obnovu lesa. V obou těchto zónách by měla být strategie vyváženého počtu zvěře a přírodě blízkého hospodaření. Ke zvýšení biodiverzity by se měl také v obou zónách zvýšit podíl odumřelých stromů, a to stojících i ležících. III. zóna CHKO je tvořena zpravidla hospodářskými lesy, kde převládá upravená a nepůvodní druhová skladba. Strategií III. zóny je udržitelné lesní hospodářství a také snížení nepůvodních monokultur (Machar et al., 2014).

3.2.1 Lesy zvláštního určení

Lesy zvláštního určení se nacházejí v pásmech hygienické ochrany vodních zdrojů I. stupně, v ochranných pásmech zdrojů přírodních léčivých a stolních minerálních vod a na území národních parků a národních přírodních rezervací. Patří tam také lesy v prvních zónách CHKO, lesy v PR, lesy v NPP a v PP. Dále lesy lázeňské, příměstské a další lesy se zvýšenou rekreační funkcí, lesy sloužící lesnickému výzkumu a lesnické výuce. Najdeme tam také lesy se zvýšenou půdoochranou, vodoochranou, klimatickou nebo krajnotvornou funkcí. Lesy potřebné pro zachování biologické diverzity nebo lesy v uznaných oborách a v samostatných bažantnicích, a nakonec také lesy s jiným veřejným zájmem, na kterém je odlišný způsob hospodaření (Ministerstvo zemědělství, 1995). U lesů zvláštního určení platí přísnější pravidla než u lesů hospodářských, co se týče hospodaření v lesích. Lesy tohoto typu se snaží zlepšit životní prostředí, zpříjemnit rekreaci lidí, působit blahodárně na lidské zdraví a v neposledním případě chránit přírodu. Oddělenou skupinu tvoří lesy, ve kterých probíhá jiné hospodaření než v klasických lesích zvláštního určení. Jsou tím hlavně lesy určené pro obranu státu (lesy ve vojenských újezdech), lesy nacházející se na území zásobníků na plyn nebo pohonné hmoty atd. Do lesů zvláštního určení nepatří a patřit nebudou podle právního předpisu lesy, které byly postiženy zplodinami. O zřizování těchto lesů rozhoduje krajských úřad a na území vojenských újezdů Vojenský lesní úřad (Krystýn, 2020). Lesy zvláštního určení zaujímají 37 % z celkové výměry lesů v ČR (Moucha & Pelc, 2008).

3.2.1.1 Pásma hygienické ochrany vodních zdrojů I. stupně

Pásma hygienické ochrany vodních zdrojů I. stupně jsou zřizována z důvodu ochrany místa vodního zdroje v prostoru odběru nebo jímacího zařízení před možným negativním působením nebo ohrožením vodního zdroje. Pásmo I. stupně ochrany vodních zdrojů u vodních nádrží zabezpečuje vytvoření podmínek dobrého vývoje jakosti vody (Ministerstvo zdravotnictví, 1979).

3.2.1.2 Pásma zdrojů přírodních léčivých a stolních minerálních vod

Pásma zdrojů přírodních léčivých a stolních minerálních vod jsou stanovena z ochranných důvodů například před hospodářskou činností, která může narušovat nebo nějak ovlivňovat fyzikální vlastnosti, vydatnost, chemické složení nebo hygienickou nezávadnost přírodních léčivých zdrojů. Tato narušení jsou nejčastěji způsobena hornickou činností jako je hlubinné vrtání, skládky, násypy, lámání kamene, trhání skal nebo těžbou dříví. Pásma jsou stanovena ve třech stupních. V prvním stupni ochrany jsou lokality, které mají největší tendenci k poškození, proto tu existují nejprísnější pravidla. Zajišťují zejména stálou vydatnost zdroje a jakost jeho produktů. Pásmo druhého stupně se nachází kolem pásma prvního stupně v oblastech, kde může dojít k ohrožení vodního zdroje ze vzdálenějších míst. Dále se může stanovit i pásmo třetího stupně k zabezpečení ochrany přírodního léčivého zdroje za hranicí pásma druhého stupně (Ministerstvo zdravotnictví, 1972).

3.2.1.3 Na území národních parků a národních přírodních rezervací

Podle zákona 114/1992 Sb. § 22a Nakládání s lesy v národních parcích jsou povinni nájemci lesů a jejich vlastníci udržovat lesní hospodářství tak, aby byly zachovány jejich přirozené ekologické funkce a biologická diverzita. Lesy přírodní se v těchto oblastech nezahrnují do těžebních oblastí a nevytvářejí se žádné hospodářské plány s obnovnými

postupy. V lesích přírodě blízkých se stanovuje výše maximální těžby, což je součet těžeb v jednotlivých lesních porostech (Česká národní rada, 1992). V jednotlivých národních parcích je individuální soubor jevů, které narušují stabilitu lesního ekosystému. Například v lesích NP Šumava je tímto problémem polom a kůrovec, NP České Švýcarsko se v roce 2022 potýkalo s rozsáhlými požáry anebo NP Krkonoše, který se stále vzpamatovává z následků imisní zátěže. Ve všech národních parcích je přemnožena spárkatá zvěř a také jsou změněny chemické pochody v lesních půdách. Ošetřování lesů v národních parcích by mělo být samovolné ve spojení s přírodě blízkým hospodářstvím s mimoprodukční funkcí lesa v lesích na okraji národního parku (Ministerstvo životního prostředí, 2010).

Lesy v národních přírodních rezervacích nejsou lesy hospodářskými. Platí zde i přísná pravidla pro používání přípravků proti škůdcům. Souhlas s požitím vydává orgán ochrany přírody (Česká národní rada, 1992).

V létě roku 2022 došlo k požáru oblasti NP České Švýcarsko. Byl to největší požár v dějinách ČR a Saska. Jedním z důvodů požáru byl fakt, že rok 2022 byl jedním z nejteplejších let v historii měření (Lesní ochranná služba, 2023). Hlavním důvodem požáru ale byl lidský faktor. Podle Policie ČR muž úmyslně zapálil les. Shořel les o výměře cca 1000 ha suché smrkové monokultury, která byla postižena kůrovcovou kalamitou. Ohniskem požáru bylo místo poblíž Malinova dolu. Za 4 dny se požár rozšířil až do vzdálenosti 10 km. V oblasti tohoto národního parku se vyskytují suché písčité půdy, kde na jižních holinách může v létě teplota půdy dosahovat až 60 °C. Hasičům se požár podařilo uhasit bezmála za 21 dní (Patzelt, 2022).

3.2.2 Lesy ochranné

Jsou to lesy, které mají přírodní funkci dle místních přírodních podmínek, na kterých dochází ke speciálnímu obhospodařování. Do lesů ochranných jsou zařazeny lesy, které nějakým způsobem obstarávají ochranu na nepříznivých až extrémních přírodních stanovištích. Stanoviště jsou chráněna zejména proti větrné a vodní erozi, sesuvům půdy, lavinám anebo napomáhají zpevňovat břehy řek. Neobyčejnou funkci mají lesy na stanovištích jako jsou suťoviště, kamenná moře, strže, prudké svahy, hřebeny hor a hlubokých rašeliništích. Významnou funkci mají také lesy ve vrchní hranici stromové vegetace a také oblasti kosodřevin. Nachází se zde přirozená druhová skladba lesní vegetace. V České republice jsou lesy rozděleny do devíti vegetačních stupňů (Krystýn, 2020). Orgán státní správy lesů rozhoduje na návrh vlastníka nebo samo o sobě o zařazení lesů do lesů ochranných (Ministerstvo zemědělství, 1995). Z celkové výměry lesů v ČR tvoří lesy ochranné 3 % (Moucha & Pelc, 2008).

3.2.2.1 Lesy na mimořádně nepříznivých stanovištích

Tyto lesy se nachází na suťovištích, kamenných mořích, stržích a prudkých svazích, rašeliništích, odvalech a výsypkách anebo nestabilních náplavách a písčích (Ministerstvo zemědělství, 1995).

3.2.2.2 Vysokohorské lesy pod hranicí stromové vegetace

Jsou to lesy, které chrání lesy položené v nižších nadmořských výškách před nepříznivými podmínkami a lesy na vrcholech nebo hřebenech hor (Ministerstvo zemědělství, 1995).

3.2.2.3 Lesy v klečovém lesním vegetačním stupni

Klečový vegetační stupeň se vyskytuje v nejvyšších polohách českých hor. Najdeme ho například v Krkonoších, Hrubém Jeseníku a Kralickém Sněžníku nad vrchní hranicí lesa. V tomto stupni převažuje rozšíření kleče, zakrslých smrků, jeřábu ptačího olýsalého, vrby slezské, břízy karpatské atd. Výskyt kleče v Hrubém Jeseníku a Kralickém Sněžníku není přirozený. Nachází se v oblastech s průměrnou roční teplotou do 2,5 °C a průměrným úhrnem srážek nad 1500 mm v nadmořské výšce nad 1350 m.n.m. (ÚHUL, 2023).

3.3 Hospodářské způsoby obnovy lesa

V oblastních plánech rozvoje lesů jsou základní hospodářská doporučení, ve kterých jsou obsaženy i hospodářské způsoby obnovy lesa. Hospodářskými způsoby jsou způsoby podrostní, násečné, výběrové a holosečné (Ministerstvo zemědělství, 2018).

3.3.1 Holosečné hospodářství

Holosečné hospodářství je odstranění všech stromů bez ohledu na jeho druh a stáří (Kuuluvainen et al., 2012). Vytěží se část lesního porostu, která nesmí být větší než průměrná šířka těžného porostu (Ministerstvo zemědělství, 2018). V případě holosečného hospodářství se většinou používají těžké stroje, které mohou ztuhnout lesní půdu a snížit tak infiltrační kapacitu (Malmer & Grip, 1990). V ČR je většina těžeb prováděna holosečně. 18 000 ha holin vznikne každoročně a tyto holiny musejí být do 2 let uměle zalesněny (Ministerstvo zemědělství, 2007).

Holosečná těžba způsobí změnu struktury ekosystému nebo změnu biologické diverzity a další funkce. V případě, že se těžba uskutečňuje na opakovaně velkém území bude pravděpodobně v budoucnu narušena stabilita celé krajiny (vodní režim, půda, biodiverzita, klima) (Hnutí DUHA, 2008). Co se týče mikroklimatu, holoseče neposkytují stromům prostor pro vytvoření zápoje, který má pozitivní vliv na mladé stromky (Průša, 2001). Po holosečné těžbě zůstává půda holá a zesiluje rozsah povrchového odtoku a půdní eroze (Mohr et al., 2013). Z důvodu absence korun stromů, které přetváří sluneční záření na teplo se teplota humusové formy (tmavá), která se nachází na povrchu půdy může šplhat více jak k 60 °C. Až 80 °C teploty může dosáhnout půda na jižních svazích. K nejhorším důsledkům způsobených holosečnou těžbou patří eroze, degradace půdní struktury a poškození oběhu látek mineralizací humusu a vyplavování živin. Poškození erozí je závislé na sklonu, délce svahu, obsahu jílovitých částic nebo skeletovitosti a hloubce půdy. Narušení koloběhu látek a také půdních organismů je horší v případě, že se na zemi nenachází žádná vegetace nebo spadlé stromy a obnova lesa trvá o to déle (Hnutí DUHA, 2008).

Holosečné hospodářství je tradičním způsobem těžby, kdy se vykácí celá daná plocha lesního porostu a následná obnova lesa probíhá stejně rychlým tempem. Tento způsob těžby však není příznivý pro ekosystémové procesy a nese s sebou spoustu negativních vlivů na lesní prostředí (Fedrowitz & Gustafsson, 2012). Je to nejstarší způsob lesního hospodářství v Evropě. Hlavním cílem tohoto hospodářského postupu je finanční stránka. Těžba dřeva je levnější, vytěží se větší objem dřeva, snáze se obnovuje les. Kácení tímto způsobem má velký vliv na radiační bilanci, což vede ke změnám teploty a vlhkosti vzduchu i půdy. Tyto faktory jsou rozhodující pro přežití sazenic a stromků a keřů. V závislosti na topografii může holoseč ovlivňovat i proudění vzduchu. Holoseč také ovlivňuje hydrologii povodí a celkově vodní bilanci (Keenan & Kimmins, 1993).

3.3.2 Podrovní hospodářství

Při podrovním hospodaření se obnova a pěstební opatření provádí pod zacloněním mateřským porostem. Dále se dělí na velkoplošnou a maloplošnou (Běle, 1992), krátkodobou a dlouhodobou (může přejít až do výběrné seče) a pravidelnou a nepravidelnou (Poleno, 1999). Pravidelnými zákroky do lesního porostu se snižuje zakmenění dle potřeb různých dřevin. Podrovní způsob má vliv na množství vody v prostředí. Časová rovnováha odtoku se zvyšuje z povodí a také mění průtoky u příjemce (recipientu). Má vliv na hydromorfologii toku, kdy brání odnosu sedimentů vodním tokem. Kvalitu vody může zlepšovat samočištěním. Poskytuje organismům velké množství míst pro přežití a úkrytů (habitantů). Zvyšuje biodiverzitu, vylepšuje rovnováhu lesních ekosystémů, umožňuje podmínky pro migraci živočichů, má protierozní funkci a optimalizuje podmínky pro zadržování vody v krajině. Z hlediska potřebných nákladů na realizaci podrovního hospodářství, je podrovní způsob levnější než ten holosečný (Výzkumný ústav vodohospodářský T. G. Masaryka, 2018).

3.3.3 Výběrný hospodářství

Je to hospodářský způsob, při kterém se vybírají jednotlivci nebo skupiny stromů, které v lese nevyhovují. Ve výběrném lese se nacházejí stromy všeho věku. Provádí se zde výběrová seč, při které musí být doba obnovy delší než polovina obmýtí. Z lesa se postupně odstraňují vyzrálé a dospělé stromy (Běle, 1992). Podle Leibundguta (1968) je výběrné hospodářství péčí o les a těžby nebo jejími zásadami a cílem je neustálé vylepšování faktorů produkce. Stejně tak jako u podrovního hospodářství z pohledu vodních charakteristik se chová les i u výběrného hospodářského způsobu. Finančně je tento hospodářský způsob výhodnější než holosečný a násečný způsob (Výzkumný ústav vodohospodářský T. G. Masaryka, 2018).

3.3.4 Násečné hospodářství

Pro násečný hospodářský způsob je typická obnova lesa na nepřetržitě vytěženém území. Šířka těžené plochy nesmí být větší než průměrná výška těžného porostu, takže těžba probíhá pod zastíněním porostu. Jak už bylo uvedeno u podrovního a výběrového hospodářského způsobu, i tady jsou stejné funkce působící na vodu. I tady se z pohledu peněz více vyplatí násečný způsob než holosečný (Výzkumný ústav vodohospodářský T. G. Masaryka, 2018).

3.4 Půdní organická hmota

Půdní organická hmota je souhrn všech neživých organických látek v půdě nebo na ní. Je dělena do tří skupin, jimiž jsou humusotvorný materiál, nehumusové látky a humusové látky. Humusotvorný materiál se skládá z odumřelých zbytků rostlin, živočichů a mikroorganismů, u kterých ještě neproběhla přeměna v humusovou látku. Nehumusové látky jsou meziprodukty disperze a syntézy, u kterých jsou stanovitelné chemické znaky. Posledním typem půdní organické hmoty jsou humusové látky, což jsou finální produkty humifikace. Transformace půdní organické hmoty probíhá zprvu degradací organického materiálu a z části dochází i k mineralizaci za vzniku monomerů. Následuje kondenzace produktů, které vznikly a na závěr dochází k polymeraci vzniklých kondenzátů a monomerů. Rozklad probíhá z časového hlediska

různě. Rychleji se rozkládají bílkoviny nebo celulóza naopak pomaleji lignin, lipidy a trísloviny. Mineralizace pohltí více jak 50 % organické hmoty. Většinou probíhá v lehkých půdách s větším množstvím nekapilárních pórů. Mineralizují především bílkoviny, sacharidy i jiné látky, které se snadno přeměňují. Dalším procesem přeměny je ulmifikace, při které dochází k rašelinění. Probíhá v zamokřených nebo vlhčích oblastech. S hloubkou se snižuje přístup ke kyslíku. Při tomto procesu se látky zcela nerozloží a vznikají pouze meziprodukty. Při karbonizaci se odstraňují snadno rozložitelné části rostlin a v nerozloženém zbytku se kumuluje C v karbonizované formě a vzniká humusové uhlí (Kozák et al., 2002).

Humusová látka (humus) je komplexní organická látka, která vznikla rozkladem rostlinných a živočišných zbytků. Humus má tmavou barvu, je koloidní a propojený s minerálními komponenty v půdě (Green et al., 1993). Produkce humusu se nazývá humifikace a modifikace humusu může být pojmenována jako zrání humusu (Green et al., 1993). Humifikací vznikají komplikovanější a stálejší látky aromatického charakteru. Při dostatku O₂ dochází k tlení, kdy se organická hmota přemění a uvolní se CO₂. Při nedostatku O₂ se dochází ke hnití a tvoří se H₂S, indol, skatol a merkaptany (bílkoviny) anebo dochází ke kvašení a tvoří se alkoholové, mléčné, octové a bezdusíkaté látky (Kozák et al., 2002). V porovnání s novějšími zdroji humus obsahuje více organického C než celá zemská vegetace a atmosféra dohromady. Přeměnou a uvolněním nepatrného množství uhlíku obsaženého v půdní organické hmotě na oxid uhličitý nebo metan (skleníkové plyny) dochází ke změnám v atmosférických koncentracích. Organická hmota také zadržuje živiny nebo i kontaminanty v půdě, což přispívá k lepšímu růstu rostlin a kvalitě vody. Odumřelý rostlinný materiál je postupně přeměňován biologickými, chemickými a fyzikálními procesy na organické látky, které vytvářejí úzké vazby s půdními minerály. Dříve byl výzkum založen na extrakčních metodách, kde se domnívali, že se vytváří nepoddajné velké huminové látky, které jsou majoritou humusu. Huminové látky se však nepozorovaly moderními analytickými technikami, takže v dnešní době je humifikace více a více zpochybňována. Tradiční metody jsou omezovány jen na zkoumání půdní organické hmoty prostřednictvím rozpustnosti v alkalických extraktech. Dnes se již používá metoda rozpuštění organické hmoty ve vodě a následně lepší přístupnosti k mikroorganismům. Půda je odpovědná za polovinu recyklace organického uhlíku. V současné době je tlak/návrhy na změnu definice huminových látek na části půdní organické hmoty, které nejde molekulárně charakterizovat (Lehmann & Kleber, 2015).

Organická hmota je dále složena z huminových a nehuminových sloučenin. Patří sem například organické kyseliny s nízkou molekulovou hmotou, jednoduché karbohydráty a polysacharidy, aminokyseliny, monosacharidy, peptidy, proteiny, lipidy a fosfolipidy, nukleové kyseliny a lignin. Nehuminové látky se vyskytují v půdě přechodně, protože tvoří substrát pro půdní mikroorganismy. Rozkládají se pak na anorganické látky, hlavně CO₂ a H₂O. Huminové látky jsou makromolekulární, jsou vytvořené přirozeně a jsou svou strukturou podobné mikrobiálním a rostlinným biopolymerům (lignin). Obě tyto sloučeniny mají velký vliv na biochemické, fyzikální a chemické vlastnosti půdy. Půdní organická hmota je zdrojem metabolické energie pro mikroorganismy, po mineralizaci s pomocí mikroorganismů je pak zdrojem makronutrientů i pro rostliny (NH⁺, NO₃⁻, H₂PO₄⁻, HPO₄²⁻, SO₄²⁻). Ovlivňuje tepelné vlastnosti půdy a zvyšuje retenční kapacitu vody. Zvyšuje rozpustnost půdních minerálů, komplexů a chelátů kovových kationtů. I když má organická hmota takový vliv na půdní vlastnosti, obsah půdního organického uhlíku není větší než 60 g/kg (6 %). Huminové sloučeniny se dále dělí na huminové kyseliny, fulvonové kyseliny a huminy. V Elliottových půdách se nachází ve fulvonových kyselinách 506 g/kg C, 37,7 g/kg H, 437 g/kg O, 27,2 g/kg N a 5,6 g/kg S. Naopak v huminových kyselinách je 581 g/kg C, 36,8 g/kg H, 341 g/kg O, 41,4 g/kg N a 4,4 g/kg S (Essington, 2004).

Množství půdní organické hmoty závisí na všech půdotvorných faktorech. Postupem separace a kontroly těchto půdotvorných faktorů jde zjistit, jak velký je jejich vliv na tvorbu

organické hmoty. Určení množství organické hmoty se provádí analýzou organického uhlíku. Ve většině půdách je množství organického uhlíku úzce spojeno s obsahem dusíku v půdě, a proto lze poměr C:N chápat jako index organické hmoty (Jenny, 1994).

Půdní organická hmota je významnou zásobárnou uhlíku, má vysokou sorpční kapacitu, velkou vododržnou schopnost a může ovlivňovat fyzikální vlastnosti půdy. Důležitá je kvalita, která rozhoduje o těchto vlastnostech (Kozák et al., 2002).

Podle Wallensteina (2013) má velký vliv na rychlosti rozkladu organického materiálu původní svrchní vrstva lesní půdy, ve které probíhá rozklad rychleji než v nepůvodní vrstvě.

3.5 Stanovení uhlíku v půdě

Uhlík v půdě je možno stanovit dvěma kvantitativními metodami. Jednou z nich je stanovení na suché cestě neboli elementární analýza. Je to nejrozšířenější metoda a lze tedy zjistit celkové množství uhlíku v půdě. Měření formy anorganické hmoty není přímé u uhličitánů (dolomit, kalcit) a elementárního uhlíku (dřevěné uhlí, grafit, uhlí). Naopak u vápenatých a kyselých půd můžeme měřit obsah uhlíku přímo. Druhou metodou je stanovení uhlíku na mokré cestě neboli Tjurinovou metodou (Walkley Black metodou - WB). Také se stanovuje i spektrofotometricky, což je kvalitativní metoda (Essington, 2004). Skjemstad et al. (2000) určili WB konverzní faktory pro stanovení a porovnání dlouhodobých dat v australských laboratořích, protože bylo zjištěno, že při suchém spalování celkového organického uhlíku byly 25% rozdílné výsledky mezi těmito laboratořemi.

Metoda WB spočívá v několika předpokladech. Jedním z nich je uhlík, který představuje hlavní redukční činidlo v půdě. Dále uhlík, oxidovatelný vodík a redukovatelný dusík, které jsou obsaženy v půdní organické hmotě v podobných poměrech (Walkley & Black, 1934). Walkley (1947) zjistil, že CaCO_3 na dichromátové titrační metody nemá vliv, ale že vliv na tyto metody mají chloridy, dvojmocné železo a vyšší oxidy manganu. Dochází k redoxním reakcím ve směsích kyseliny chromové a výsledky organického uhlíku nejsou objektivní.

Postup WB metody je založen na přidání koncentrované H_2SO_4 do směsi vzorku půdy a $\text{K}_2\text{Cr}_2\text{O}_7$. Při zředění se zvýší teplota a dojde k neúplné oxidaci kyselým dichromanem. Zbytek dichromanu je titrováno pomocí $\text{Fe}(\text{NH}_4)_2(\text{SO}_4)_2$ a určuje se oxidovatelný organický uhlík (De Vos et al., 2007).

3.5.1 Kvantitativní metody

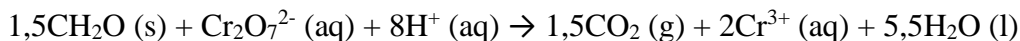
3.5.1.1 Na suché cestě (elementární analýza)

Tato metoda spočívá v tom, že se zvážený vzorek půdy smíchá s katalyzátorem (CuO, Sn nebo Fe), čímž se usnadní oxidace organických sloučenin. Tento vzorek se poté umístí do pece o teplotě 1000 – 1500 °C (podle výrobce). Spaluje se organický uhlík a uhličitany se přeměňují na CO_2 . Transformovaný CO_2 je dále zachycen a zkoumán titračními, gravimetrickými či konduktimetrickými metodami. Organický uhlík se pak zjistí odečtením anorganické hmoty od celkového uhlíku (Essington, 2004).

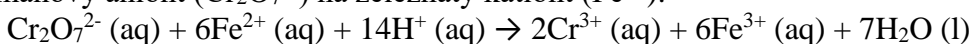
3.5.1.2 Na mokré cestě (modifikovaná Tjurinova metoda)

Tjurinova metoda je používána při zjištění celkového množství uhlíku v půdě. Tato metoda je náročná na práci a čas. Pracuje se zde se silnými oxidanty a kyselinami. Výsledkem pak je nebezpečný odpad, který se musí vyhazovat do speciálně určených nádob.

Půdní vzorek se odměří do skleněné kádinky, ke které se přidá chromsírová směs. Kádinka se vzorkem se umístí do pece na 150 °C na asi 30 min. Při této metodě probíhá tato oxidačně-redukční reakce:



Následuje ochlazení suspenze a titrování vzorku do koncového bodu Mohrovou solí (hexahydrát síranu amonno-železnatého). Během této operace se zbylý nezreagovaný dichromanový aniont ($\text{Cr}_2\text{O}_7^{2-}$) na železnatý kationt (Fe^{2+}):



(Essington, 2004).

3.5.2 Kvalitativní metody

3.5.2.1 Stanovení infračervenou spektroskopií

Laboratorní infračervená spektroskopie (NIRS) je metoda snímání, při které se měří hyperspektrální difúzní záření (HDR) v elektromagnetickém spektru v UV-SWIR (300 – 2500 nm) (Starks & Fortuna, 2021). Probíhá rychle a není destruktivní. Dá se zjistit chemické nebo fyzikální informace z kteréhokoli vzorku. Je možné tuto metodu použít pro zjištění obsahu vlhkosti půdy, organického uhlíku, dusíku, těžkých kovů, salinitu. Obzvláště užitečná je tato technika při determinaci půd s nízkým obsahem organické hmoty (Reeves et al., 1999). Podává vcelku přesné předpovědi půdních poměrů C:N (Terhoeven-Urselmans et al., 2006). Ve většině případech se používají modely stupňovité vícenásobné lineární regrese (SMLR), parciální regrese nemenších čtverců (PLSR), multivariační adaptivní regresní křivky (MARS), regrese hlavních komponent (PCR) nebo umělé neuronové sítě (ANN) pro grafické zobrazení výsledků. Bývá také označován jako ‘‘rychlý nástroj pro maapování vlastností půdy‘‘ (Mohamed et al., 2018). Huminová kyselina snižuje spektrální odrazivost ve viditelném až krátkovlnném spektrálním rozsahu z důvodu nejtmavšího pigmentu půdní organické hmoty. Naopak fulvonová kyselina nemá žádný vliv na spektrální odrazivost (Henderson et al., 1992).

Infračervená (IR) spektroskopie se používá pro stanovení prvků nebo minerálů v půdě a půdní organické hmoty (Benedet et al., 2022; Gozukara et al., 2022). Střední infračervená část spekter se pohybuje v rozmezí 4000 až 400 cm^{-1} a je rozdělo do čtyř oblastí. První oblast (X-H protažení) se záření nachází v 4000 – 2500 cm^{-1} , oblast trojné vazby 2500 – 2000 cm^{-1} , oblast dvojnó vazby 2000 – 1500 cm^{-1} a oblast fingerprint 1500 – 600 cm^{-1} . Alifatické sloučeniny se pohybují v rozmezí 3000 – 2850 cm^{-1} , nitrilová skupina 2300 – 2200 cm^{-1} , karbonylové skupiny 1830 – 1650 cm^{-1} . V rozmezí 1500 – 600 cm^{-1} se vibrace nechovají tak přesně a vlnová čísla mohou být posunuta a způsobují nepřesná měření (Stuart, 2004). Infračervená spektroskopie se provádí na zařízení nazývaném spektrometr např.: značka Nicolet iS10. Pozorují se například huminové a fulvonové kyseliny (Thai et al., 2021).

Metodika

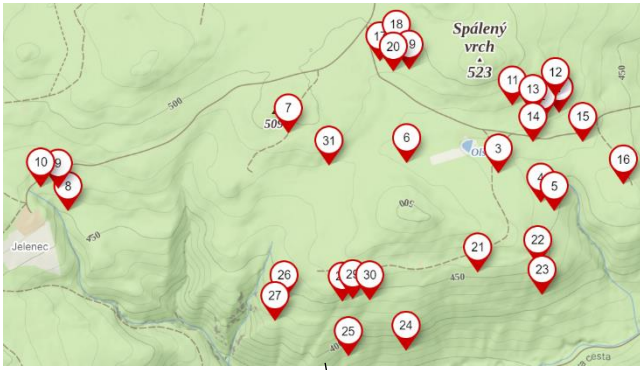
3.6 Odběr vzorků

Odběr vzorků probíhal na třech lokalitách – NP Krkonoše, CHKO Křivoklátsko a NPR Libický luh. V Národním parku Krkonoše bylo určeno místo odběru v oblasti jižně od Zlatého návrší v blízkosti rozcestníku U Kotelních jam (Obrázek 4-8). Vzorkování proběhlo i v CHKO Křivoklátsko, a to konkrétně v blízkosti Spáleného vrchu (523 m.n.m.) a malé osady Jelenec (Obrázek 9-14). Poslední odběrovou lokalitou byla Národní přírodní rezervace Libický luh. Odběr probíhal severně a severozápadně od obce Velký Osek (Obrázek 15-20). Horizont FH se při odebrání vzorků na cestičkách nevyskytoval.

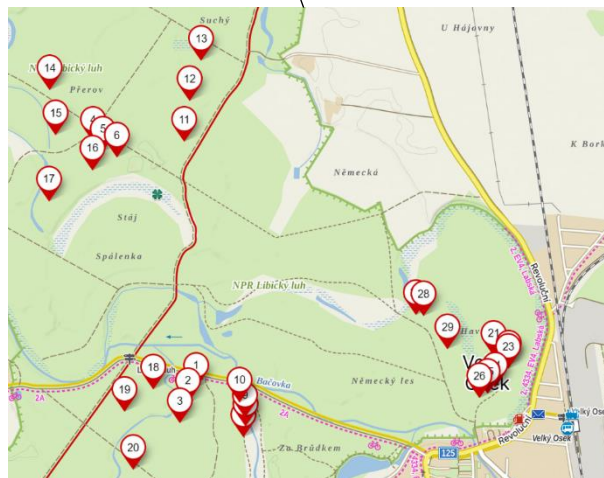
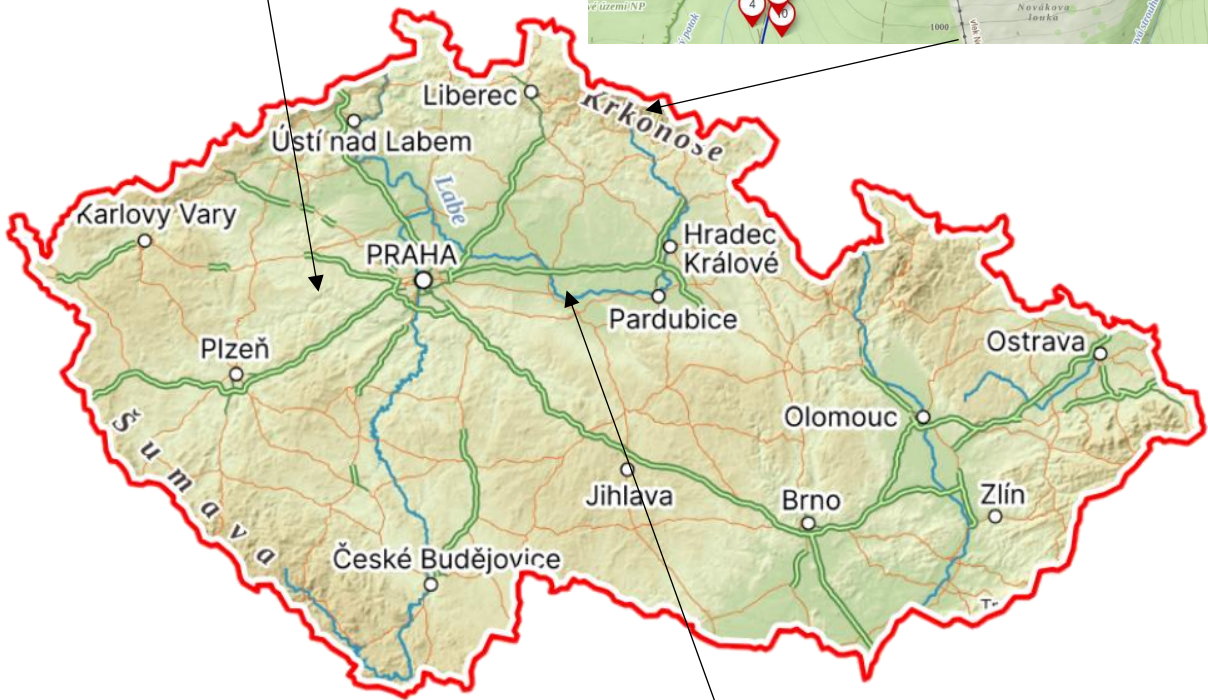
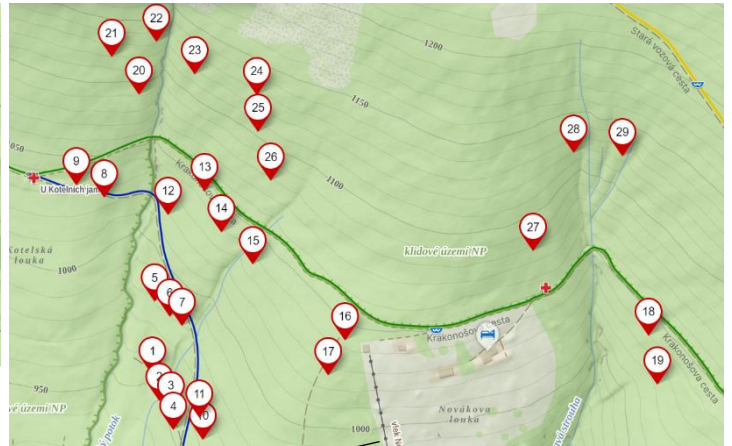
Na těchto lokalitách (Obrázek 21) byly vykopány půdní sondy. Bylo vzorkováno deset trojic vzorků s různým managementem nebo fází disturbance v každé lokalitě (les blízký přírodnímu, hospodářský les, cestička). Každá sonda byla zdokumentována písemně i fotograficky a vzorky byly odebrány pro různé přírodovědné směry (pedologie, půdní biodiverzita – environmentální DNA) z přítomných dostatečně mocných horizontů nebo vrstev. U každého zákopku byl určen půdní typ a forma nadložního humusu podle Němečka et al. (2011), barva byla určena podle Munsella.

Odebrané půdní vzorky byly při 40 °C usušeny v sušárně. Následně byly přesáty přes síto s velikostí ok < 2 mm. Část vzorku byl namlet na analytickou jemnost pomocí achátového mlýnu pro stanovení oxidovatelného uhlíku (Cox) a IR spekter.

CHKO Křivoklátsko



NP Krkonoše



NPR Libický luh

Obrázek 22: Mapy odběrových míst (Mapy.cz)

Autor obrázků 4-21: V. Tejnecký



Obrázek 4: Krkonoše - cesta



Obrázek 5: Krkonoše - půdní profil cesta



Obrázek 6: Krkonoše - HL



Obrázek 7: Krkonoše - půdní profil HL



Obrázek 8: Krkonoše - LBP



Obrázek 9: Krkonoše - půdní profil LBP



Obrázek 10: Křivoklátsko - cesta



Obrázek 11: Křivoklátsko - půdní profil cesta



Obrázek 12: Křivoklátsko - HL



Obrázek 13: Křivoklátsko - půdní profil HL



Obrázek 14: Křivoklátsko - LBP



Obrázek 15: Křivoklátsko - půdní profil LBP



Obrázek 16: Libický luh - cesta



Obrázek 17: Libický luh - půdní profil cesta



Obrázek 18: Libický luh – půdní profil HL



Obrázek 19: Libický luh - HL



Obrázek 20: Libický luh - LBP



Obrázek 21: Libický luh - půdní profil LBP

3.6.1 Stanovení oxidovatelného C (Cox)

Po umletí všech vzorků byly vzorky naváženy podle původu horizontů (organický FH 0,1 g a organo-minerální A 0,1 g, a minerální B/M 0,3 g). Ke každému vzorku bylo přidáno 10 ml chromsírové směsi ($K_2Cr_2O_7 + H_2SO_4$) a vzorky byly vloženy do pece temperované na 125 °C po dobu 45 minut. Pouze v případě půd s větším množstvím humusových látek bylo přidáno více chromsírové směsi, aby bylo možné zjistit množství Cox ve vzorku. V mezičase byla připravena Mohrova sůl ($(NH_4)_2SO_4 + FeSO_4 \cdot 7H_2O$). Po uplynutí 45 minut byly vzorky vyjmuty z trouby a ponechány k vychladnutí. Když měly vzorky přijatelnou teplotu, kádinka se vzorkem byla umístěna na magnetické míchadlo a přidalo se do ní malé množství destilované vody, aby do ní bylo možné ponořit kovové elektrody. Postupným přidáváním Mohrovy soli byl vzorek titrován. Sledovala se barva vzorku (azurová) a změny odchylek ručičky od nuly na měřícím zařízení. Množství použité Mohrovy soli u každého vzorku bylo zapsáno do tabulky.

Poslední činností byl výpočet Cox. Nejdříve byl spočítán faktor Mohrovy soli (dle slepého vzorku) a pak spotřeba $Fe(NH_4)_2(SO_4)_2$. Bylo nutné také zohlednit množství použité $K_2Cr_2O_7$ a nakonec bylo vypočteno množství Cox podle vzorce $Cox = \text{množství organického uhlíku} \cdot 100 / \text{navážka}$. Výsledek je uváděn v procentech oxidovatelného C.

Byly porovnány hodnoty Cox (%) jednotlivých horizontů (FH, A, B/M) vyskytujících se v odebraných vzorcích s dalšími faktory, které tyto hodnoty ovlivňují. Prvním z nich byla lokalita a tím druhým využití lesní půdy. Vzorky pochází ze tří lokalit, a to NP Krkonoše, CHKO Křivoklátsko, NPR Libický luh. Vycházelo se také ze třech využití půdy, kde se vzorky odebírali, a to cestičky, hospodářský les a přírodě blízký les. Z těchto hodnot byl vytvořen graf pomocí programu Statistica funkce vícefaktorová ANOVA.

3.6.2 Měření obsahu C pomocí metody FTIR

Pro měření obsahu uhlíku ve vzorku byl použit přístroj Nicolet iS10 se spektrálním rozsahem 4000–400 cm^{-1} . Jako referenční pozadí sloužilo zlaté zrcadlo a bylo vyfoceno 64 snímků ke každému vzorku s rozlišením 4 cm^{-2} . Pro analýzu dat byl využit software OMNIC 9.2.41 (Thermo Fisher Scientific Inc., USA) s vyhlazováním a atmosférickou korekcí. Podle spekter byly stanoveny funkční skupiny obsažené ve vzorcích půd, které byly následně převedeny na jednotky Kubelka-Munk.

Index aromaticity byl vypočítán absorbní pás od 1620 do 2920 cm^{-1} (Chefetz et al., 1996). Index rozkladu se vypočítal poměrem 1620 ku 1520 (Haberhauer et al., 1998). Obecně aromaticita je založena na energii, molekulární struktuře (různé délky vazeb) a pásy jsou vázány na organickou hmotu a funkční skupiny (Krygowski & Szatylowicz, 2015). Index rozkladu vyjadřuje souvislost mezi dopadem a úrovní produkce (De Boer & Rodriguez, 2020).

Jednotlivé indexy aromaticity a indexy rozkladu byly spolu porovnány v rámci všech zkoumaných horizontů (FH, A, B/M). Z těchto výsledků byly vytvořeny grafy pomocí programu Statistica a funkcí vícefaktorová ANOVA. U každého horizontu byl provnán index aromaticity s lokalitou odběru a jejím využitím. To samé se udělalo s indexem rozkladu.

3.6.3 Statistika

Pomocí programu Statistica 14 (StatSoft, Inc.) byly vypočítány statistické parametry (průměry hodnot, směrodatné odchylky a hladiny významnosti podle lokality nebo managementu). V grafech byly zobrazeny množství Cox (%) vůči lokalitě, kde byl vzorek odebrán a využití půdy pro každý horizont zvlášť.

Použita byla metoda vícefaktorové analýzy, kde na straně jedné (osa y) bylo množství Cox a na straně druhé lokalita odběru v kombinaci s využitím půdy v místě odběru (osa x).

Výsledky

3.7 Výsledky množství oxidovatelného C v půdách

Z výsledků je nejvíce patrné, že druh horizontu je nejsilnější faktor, který ovlivňuje změřená data, a proto jsem jednotlivé grafy podle horizontů.

Z charakteru stanoviště vyplývá, že zóna horizontu FH se na cestičkách vůbec nevyskytuje. V tabulce 3 je zaznamenáno největší množství uhlíku v přírodě blízkém lese v Krkonoších 22,93 %. Naopak nejméně uhlíku je v hospodářském lese v Krkonoších 15,92 %. Na ostatních lokalitách je Cox méně. V křivoklátských lesích je více Cox v přírodě blízkém lese, naopak v lese Libického luhu je ho více v hospodářském lese. Obecně výsledky ukazují, že nejvíce Cox se vyskytuje v horizontu FH, a to v některých případech až několika násobně více. Tato část půdy je tedy na Cox nejbohatší a horizont půdy nejvíce ovlivňuje jeho množství.

Tabulka 3: Statistické parametry pro Cox v % v rámci horizontu FH (na cestičkách FH horizont nebyl přítomen)

Veličina	Lokalita	Využití půdy	Průměr	Směrodatná odchylka (%)	Počet vzorků	Hladina významnosti a	Hladina významnosti b
Cox (%)	Křivoklátsko	Hospodářský les	17,69	7,29	10	0,97	0,10
	Křivoklátsko	Přírodě blízký les	20,47	8,31	11		
	Krkonoše	Hospodářský les	15,92	6,30	10		
	Krkonoše	Přírodě blízký les	22,93	8,50	10		
	Libický luh	Hospodářský les	21,13	9,09	10		
	Libický luh	Přírodě blízký les	17,40	7,47	9		

a = hladina významnosti lokality, b = hladina významnosti managementu

Z tabulky 4 je zřejmé, že v oblasti horizontu A je největší průměrné množství Cox 9,95 % v Krkonoších v hospodářském lese. Celkově v krkonošských lesích se vyskytuje nejvíce uhlíku ze všech lokalit výzkumu. Nejmenší množství Cox je v případě přírodě blízkých lesů v NPR Libický luh 4,47 %. Zajímavostí je, že obvykle v hospodářském lese je méně C než v přírodě blízkém lese, avšak v těchto lesích v horizontu A v Krkonoších a Libickém luhu tomu tak není.

Tabulka 4: Statistické parametry pro Cox v % v rámci horizontu A

Veličina	Lokalita	Využití půdy	Průměr	Směrodatná odchylka (%)	Počet vzorků	Hladina významnosti a	Hladina významnosti b
Cox (%)	Křivoklátsko	Cestičky	6,68	3,03	10	0,00	0,35
	Křivoklátsko	Hospodářský les	6,17	6,80	10		
	Křivoklátsko	Přírodě blízký les	7,37	8,04	11		
	Krkonoše	Cestičky	8,36	3,57	9		
	Krkonoše	Hospodářský les	9,95	6,21	10		
	Krkonoše	Přírodě blízký les	6,75	8,63	10		
	Libický luh	Cestičky	4,84	1,91	10		
	Libický luh	Hospodářský les	5,05	8,86	10		
	Libický luh	Přírodě blízký les	4,47	7,24	9		

a = hladina významnosti lokality, b = hladina významnosti managementu

Z tabulky 5 je zřejmé, že v rámci horizontu B/M největší průměrné hodnoty Cox dosahují v Krkonoších 5,66 %, konkrétně v přírodě blízkých lesích. Křivoklátské lesy a lesy libického luhu mají v oblasti horizontu B/M podobné hodnoty. Obecně vzato, množství Cox v krkonošských lesích je nejvyšší, a to ve všech zmíněných stanovištích. Na nejvíce poškozených lokalitách antropologickou činností, tedy cestičky, byly naměřeny nejmenší hodnoty množství Cox v půdě. V horizontu B/M je Cox nejméně obsaženo ze všech horizontů.

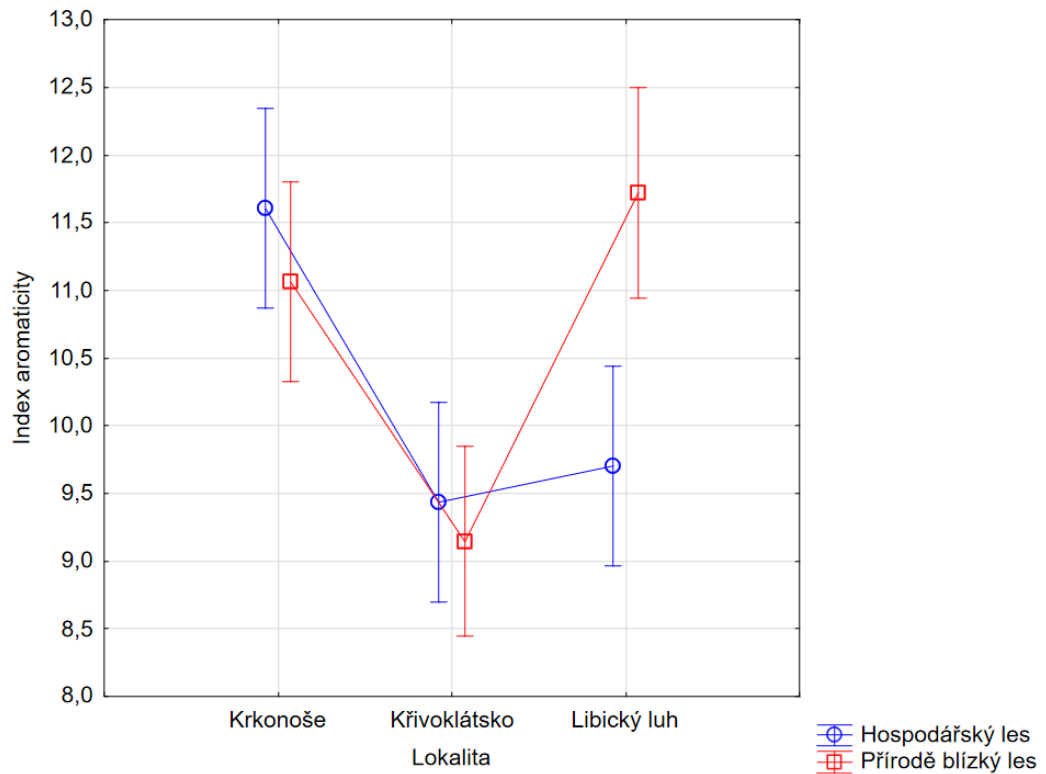
Tabulka 5: Statistické parametry pro Cox v % v rámci horizontu B/M

Veličina	Lokalita	Využití půdy	Průměr	Směrodatná odchylka (%)	Počet vzorků	Hladina významnosti a	Hladina významnosti b
Cox (%)	Křivoklátsko	Cestičky	1,43	2,74	10	0,00	0,33
	Křivoklátsko	Hospodářský les	1,70	6,86	10		
	Křivoklátsko	Přírodě blízký les	1,68	8,14	12		
	Krkonoše	Cestičky	3,86	3,65	9		
	Krkonoše	Hospodářský les	3,97	6,24	10		
	Krkonoše	Přírodě blízký les	5,66	8,48	10		
	Libický luh	Cestičky	1,38	1,90	10		
	Libický luh	Hospodářský les	1,77	8,80	10		
	Libický luh	Přírodě blízký les	1,60	6,47	9		

a = hladina významnosti lokality, b = hladina významnosti managementu

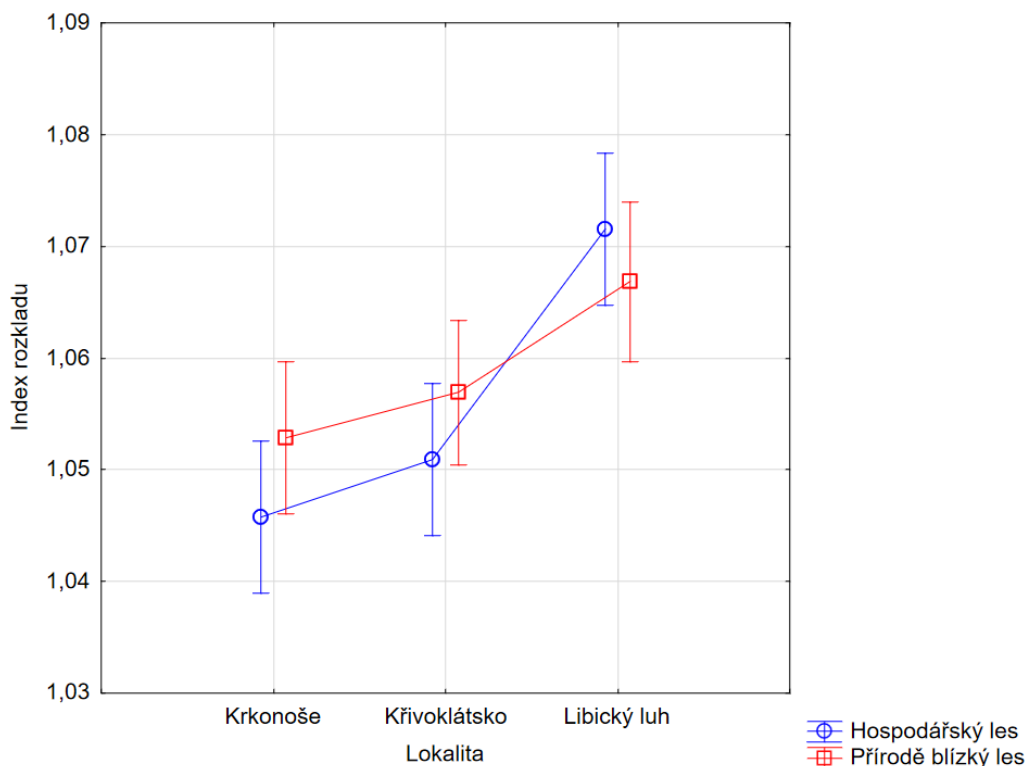
3.8 Kvalita půdní organické hmoty

Obrázek 26 ukazuje, že krkonošský hospodářský les a přírodě blízký les libického luhu mají podobně nejvyšší index aromaticity. V nejsvrchnější vrstvě půdy v křivoklátských lesích je tento index nejnižší.



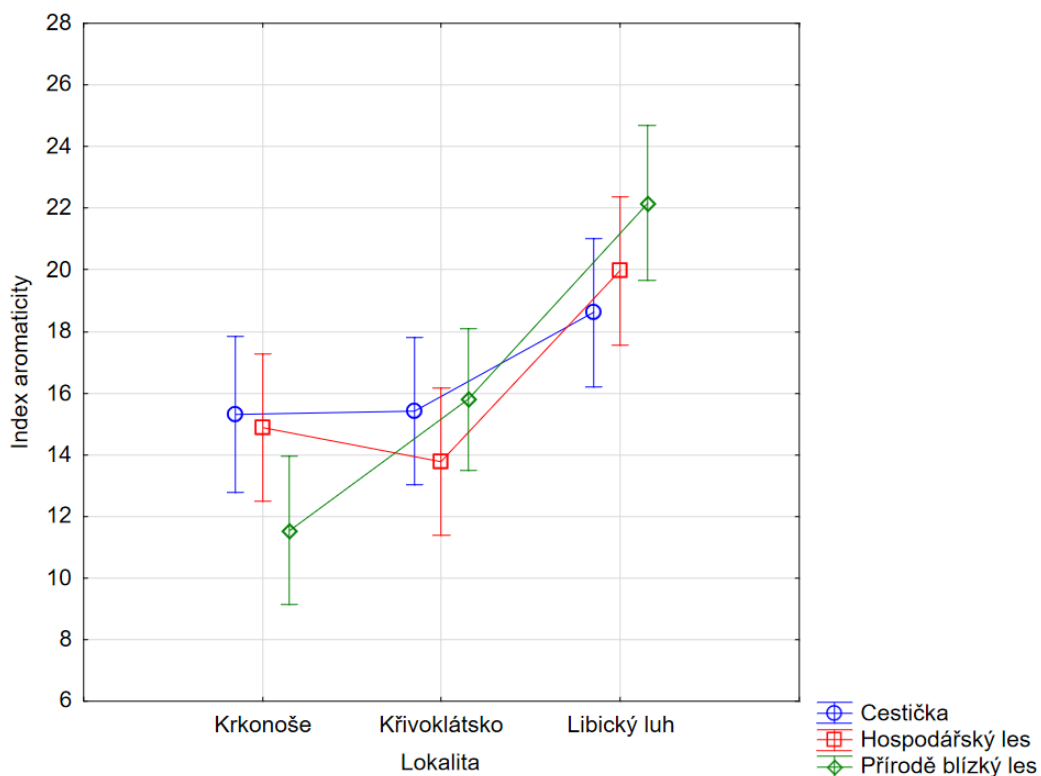
Obrázek 26: Index aromaticity v porovnání s lokalitou odběru a využitím půdy horizontu FH (n = 60).

Z obrázku 27 je vidět, že index rozkladu v zóně horizontu FH je nejvyšší v Libickém luhu a nejnižší v krkonošském hospodářském lese.



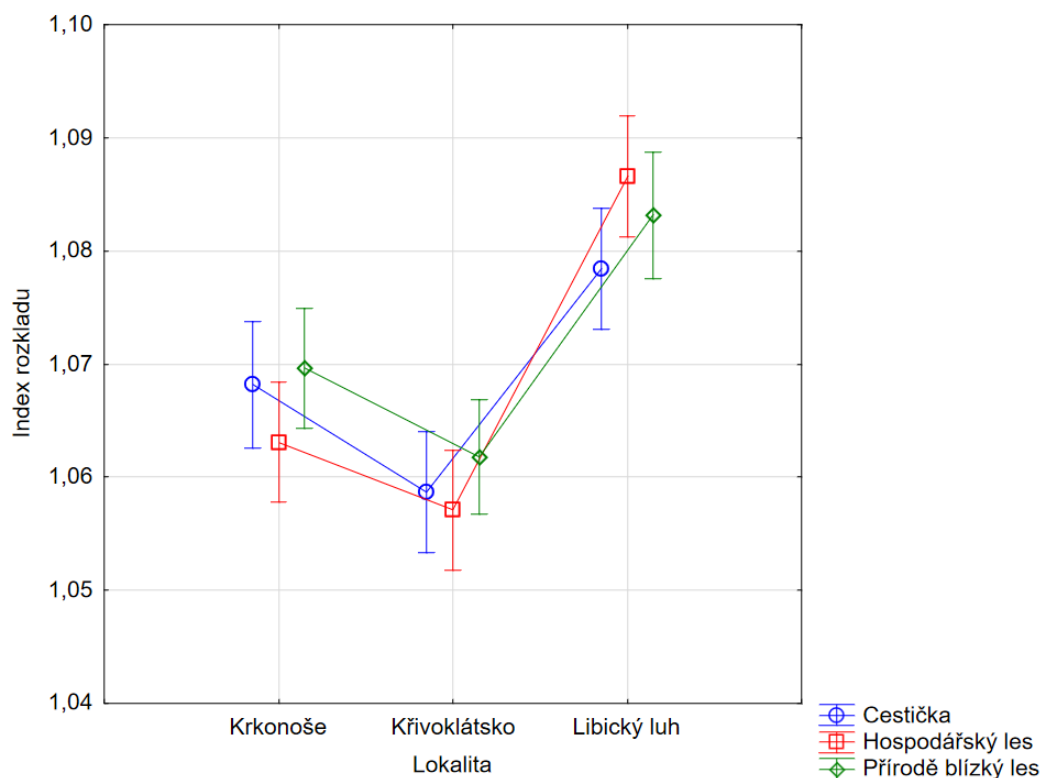
Obrázek 27: Index rozkladu v porovnání s lokalitou odběru a využitím půdy horizontu FH (n = 60).

U horizontu A, který je zaznamenán na obrázku 28, byl naměřen nejvyšší index aromaticity v Libickém luhu v přírodě blízkém lese. Celkově v Libickém luhu jsou půdy v horizontu A s nejvyšším indexem aromaticity. V opačném případě Krkonoše mají index aromaticity v přírodě blízkém lese nejnižší. V křivoklátských lesích se tento index pohybuje v podobných hodnotách jako u krkonošských cestiček a hospodářských lesů.



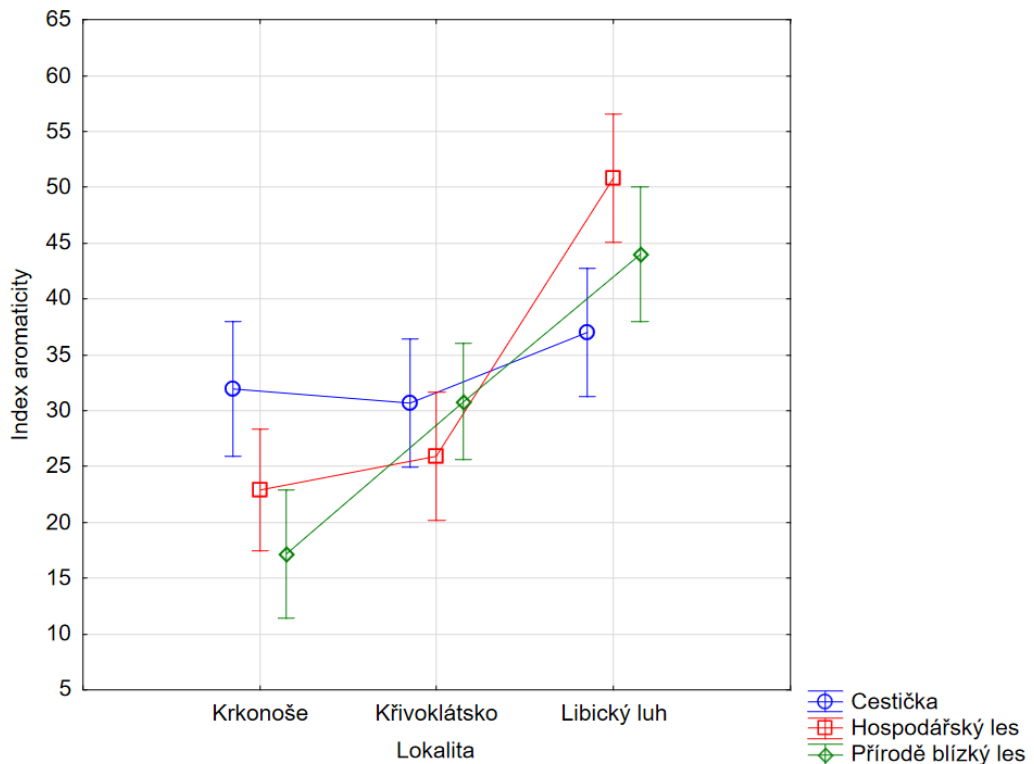
Obrázek 28: Index aromaticity v porovnání s lokalitou odběru a využitím půdy horizontu A (n = 89).

Index rozkladu má nejvyšší hodnotu v horizontu A opět Libický luh, ale v hospodářském lese, jak je vidět na obrázku 29. Naopak nejnižší hodnotu indexu mají křivoklátské hospodářské lesy.



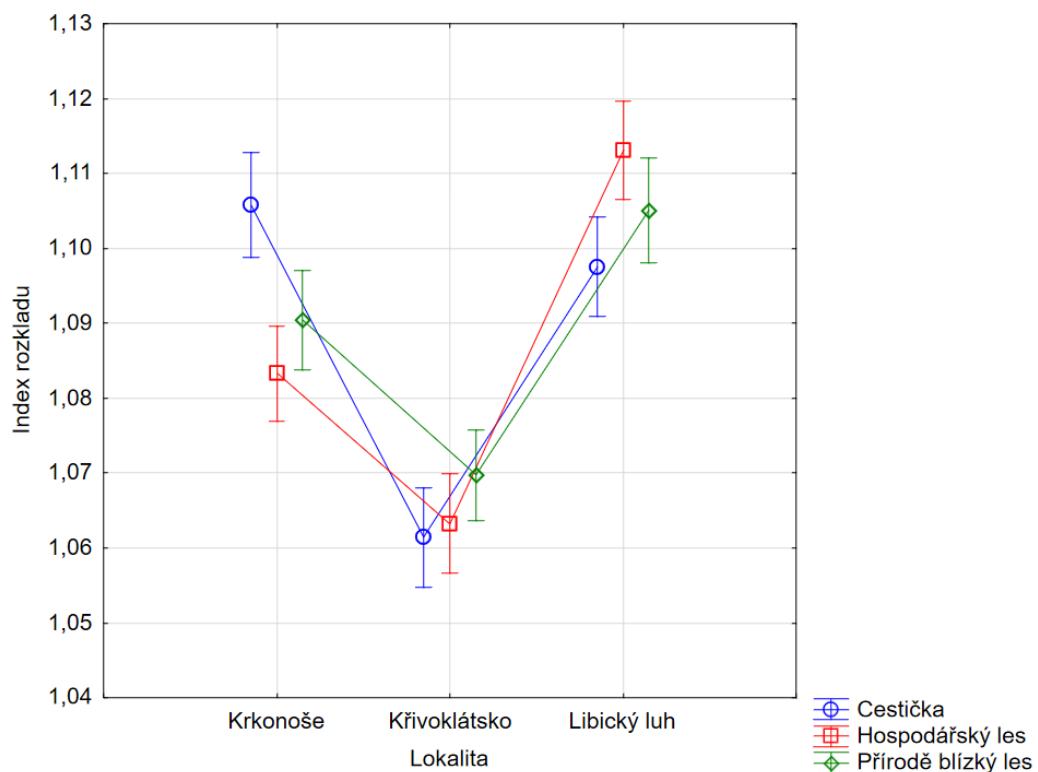
Obrázek 29: Index rozkladu v porovnání s lokalitou odběru a využitím půdy horizontu A (n = 89).

Nejvyšší index aromaticity v oblasti horizontu B/M (Obrázek 30) se nachází v hospodářském lese libického luhu. V krkonošském přírodě blízkém lese je naopak nejnižší



Obrázek 30: Index aromaticity v porovnání s lokalitou odběru a využitím půdy index horizontu B/M (n = 90). aromaticity.

Velký nárůst indexu rozkladu u horizontu B/M (Obrázek 31) je zřejmý v krkonošských lesích oproti horizontu A. Avšak není nejvyšší. Nejvyšší hodnota je hospodářském lese libického luhu. Křivoklátské lesy v tomto ohledu mají nejnižší index rozkladu.



Obrázek 31: Index rozkladu v porovnání s lokalitou odběru a využitím půdy horizontu B/M (n = 90).

Z celkových výsledků indexů aromaticity vyšly největší hodnoty v rámci horizontu B/M v libickém luhu. Znamená to tedy, že je tam nižší výskyt aromatických součástí a vyšší podíl alifatických složek organické hmoty ve stabilních agregátech. Co se týče indexu rozkladu tak z grafů je vidět, že se zvyšujícím indexem aromaticity roste i index rozkladu. Z grafů indexů rozkladu vyplývá, že se zvyšující hloubkou půdního profilu roste index rozkladu.

Diskuze

Podle výzkumu (Noormets et al., 2015) bylo zjištěno, že v neobhospodařovaných lesích je až dvakrát více uhlíku v živé podobě (biomase) a v půdě, než je tomu tak u obhospodařovaných lesů. Tyto přírodě blízké lesy byly přitom v průměru asi o 50 let starší.

Sekvestrace uhlíku v půdách je z velké části ovlivněna dešťovými podmínkami (Juhos et al., 2021). Co se týče vlivu hospodaření na výměnu uhlíku v lesní půdě tak hlavní účinek má stárnutí porostu (musí být rovnováha mezi živou a mrtvou biomasou) a na druhém místě jsou reakce na podmínky způsobené například těžbou (teplota, množství atmosférického CO₂, přístupnost k živinám a vodě). V důsledku primární mineralizace C v půdě nejspíše dochází k větším ztrátám uhlíku v lesích, kde se hospodaří. To souvisí s kratší dobou koloběhu uhlíku v půdě (Noormets et al., 2015).

Dle studie (Grüneberg et al., 2010) s rostoucí hloubkou klesá koncentrace organického uhlíku. Z výsledků vyplývá, že množství Cox se zvyšuje s nadmořskou výškou. Tedy v krkonošských lesích je nejvíce C. Záleží ale i na měřeném horizontu (FH, A, B/M). Nejvíce Cox najdeme v horizontu FH a nejméně v horizontu B/M, tedy v nejhlubších vrstvách měření. Podle práce (Hume et al., 2017) se lesní těžbou snížilo množství C v půdě a také poměr C:N. (Nave et al., 2010) uvádí, že v průměru s lesní těžbou se sníží obsah uhlíku o 8 %. Výsledky mé práce však neukázaly tak jednoznačné informace. Například v oblasti horizontu A je v lesích Libického luhu a Krkonoších větší množství Cox v hospodářsky využívaném lese, než je tomu tak v přírodě blízkém lese.

Probírka, těžba a vápnění snižují množství organického uhlíku v lesní půdě (Neff et al., 2002; Houghton, 2003; Nave et al., 2010). Některé zprávy ukazují, že zalesňování v každém případě nemusí být pozitivní pro obsah C v půdě naopak může docházet k jeho snížení (Groenendijk et al., 2002).

Na zásobu půdního uhlíku má vliv i vegetace, která půdu obklopuje. Kromě toho i velikost stromů a jejich vlastnosti (Ali & Yan, 2017). V rámci této bakalářské práce bylo prokázáno, že v oblastech Libického luhu a Křivoklátska je podobný obsah Cox ve všech horizontech z důvodu podobné druhové skladby lesa (buk lesní, dub letní). Naopak v krkonošských lesích se vyskytují ve větší míře smrky ztepilé na úkor buků lesních. Podle Vesterdala (2013) smíšené lesy působí pozitivně na zásoby organického C v půdě z důvodu vyšší produktivity a produkce podestýlky (listy, jehličí). (Guckland et al., 2009) zjistili, že v minerální půdě má druhová diverzita pozitivní vliv na zásobu C v půdě v hloubce 10-30 cm.

Nadmořská výška je jeden z hlavních faktorů, které ovlivňují distribuci zásob uhlíku v ekosystémech (Saiz et al., 2012). Podle Lu et al. (2023) se se zvyšujícím výškovým gradientem zvýšilo i množství C v půdě naopak se snížila druhová diverzita. Z výsledků této práce je vidět, že nejvyšší hodnoty Cox jsou v NP Krkonoše, tedy je to stanoviště s nejvyšší nadmořskou výškou z uvedených odběrových míst. Z toho vyplývá, že s rostoucí nadmořskou výškou, roste i množství Cox v půdě.

Mezi formou humusu a množstvím uhlíku v půdě vzniká souvislost. Humusová forma mull je bohatá na živiny a dochází v ní k rychlé cirkulaci živin. Dynamika organického C s živinami je úzce propojená a produktivita org. C je velmi rychlá. Například zásoba organického uhlíku u humusové formy mull je 2,5krát vyšší, než je tomu u humusové formy moder v celém půdním profilu (Andreetta et al., 2011). V této práci však bylo sledováno

množství Cox a ne zásoba C v půdě. Množství Cox pro humusové formy mul, která se nacházela v Libickém luhu bylo v porovnání se vzorky z CHKO Křivoklátsko (moder) podobné. Nejvíce C bylo stanoveno v půdách na lokalitě Krkonoše, kde převládala fumusová forma mor.

Podle Dorana a Parkina (1994) se půdní organická hmota podílí z velké části na kvalitě celkové půdy a kontroluje zásadní funkce půdy. S vyššími průměrnými ročními srážkami roste kvalita půdní organické hmoty a závisí také na způsobu hospodaření na ní (Burke et al., 1989). Český hydrometeorologický ústav zpracoval tabulku o územních srážkách s rozdělením podle krajů ČR pro rok 2023, kde je vidět kolik spadlo srážek v jednotlivých oblastech (<https://www.chmi.cz/historicka-data/pocasi/uzemni-srazky#>). Nejvyšší index aromaticity v této práci byl zaznamenán v horizontu B/M v hospodářském lese Libického luhu, což je nejnižší poloha lokace ze všech měření. V neporušených půdních profilech, stupně rozkladu, zralosti organické hmoty a s hloubkou roste aromaticita organické hmoty (Margenot et al., 2015; Thai et al., 2021; Veum et al., 2014). Aromaticita půdní organické hmoty se většinou snižuje se zvýšeným přírůstkem čerstvého rostlinného odpadu, který se vyskytuje ve svrchní části půdního profilu (horizont FH) (Vasconcelos et al., 2022).

Byla zjištěna vysoká korelace mezi vodní saturací a indexem rozkladu organické hmoty u buku a jedle. Dále index rozkladu a stupeň nasycení můžou popisovat schopnost zadržovat vodu ve svrchní vrstvách lesních půd v lesích s různou druhovou skladbou (Ilek et al., 2017).

Závěr

Z výsledků množství Cox v lesní půdě je zřejmé, že nejvyšších hodnot Cox (%) se dostává v nejsvrchnější vrstvě lesní půdy (FH) a klesá do hloubky půdního profilu. Ve všech lokalitách bylo vyšší množství Cox v lesích přírodě blízkých s výjimkou Libického luhu, kde v hospodářském lese bylo množství vyšší. Ve většině případů v přírodě blízkých lesích je vyšší množství Cox než v hospodářských lesích nebo cestičkách. S rostoucí hloubkou množství Cox viditelně klesalo. Výsledky indexů aromaticity ukázaly, že nejvyšší hodnoty nábývaly vzorky z NPR Libický luh nejčastěji v přírodě blízkém lese. Tyto indexy naopak s rostoucí hloubkou vzrůstaly. Výsledné hodnoty indexů rozkladu byly ve všech horizontech podobné. Největší roli v indexu rozkladu hrála lokalita odebíraného vzorku.

Hypotéza této práce se tedy potvrdila. Ve většině případů je množství C vyšší v přírodě blízkých lesích oproti hospodářským lesům nebo lidmi využívaných cestiček.

Tato bakalářská práce přispívá k rozšíření výsledků kvality půdní organické hmoty v některých zvláště chráněných lesních ekosystémech a může pomoci při výběru vhodného lesního hospodaření v lesích se zvláštní ochranou přírody s ohledem na cyklus C v přírodě.

Literatura

- Acosta JA, 2011. Accumulations of major and trace elements in particle size fractions of soils on eight different parent materials. *Geoderma*. 30-42.
- Agriculture Canada Expert Committee on soil survey, 1981. *The Canadian system of soil classification*.
- Ali A & Yan ER, 2017. Relationships between biodiversity and carbon stocks in forest ecosystems: a systematic literature review. *Tropical Ecology*.
- Andreetta A et al., 2011. Forest humus forms as potential indicators of soil carbon storage in Mediterranean environments. *Biology and Fertility of Soils*. 31-40.
- Babel U, 1975. Micromorphology of soil organic matter. *Soil components*. 369-473.
- Banfield GE et al., 2002. Variability in regional scale estimates of carbon stock in boreal forest ecosystems: results from west-central Alberta. *Forest Ecology Management*. 15-27.
- Baritz R et al., 2010. Carbon concentrations and stocks in forest soils of Europe. *Forest Ecology and Management*. 262-267.
- Běle J, 1992. *Základní lesnické názvosloví* [online]. Praha: Agrospoj [cit. 2023-10-12]. Dostupné z: <https://www.digitalniknihovna.cz/mzk/view/uuid:75354840-45cb-11e2-9b88-005056827e51?page=uuid:e2dd49d0-cbf7-11e2-ada5-005056825209>
- Benedet L et al., 2022. Variation of properties of two contrasting Oxisols enhanced by pXRF and vis-NIR. *Journal of South American Earth Sciences*.
- De Boer P & Rodriguez J, 2020. Decomposition analysis: when to use which method?. *Economic Systems Research*,. 1-28.
- Bolte A et al., 2019. Sustainable use and development of forests and forest soils: A resume. *Status and Dynamics of Forests in Germany: Results of the National Forest Monitoring*. 355-374
- Bonnaud P et al., 2019. Impact of compaction on two sensitive forest soils in Lorraine (France) assessed by the changes occurring in the perched water table. *Forest Ecology and Management*. 380-395
- Borchers JG & Perry DA, 1992. The influence of soil texture and aggregation on carbon and nitrogen dynamics in southwest Oregon forests and clear cuts. *Canadian journal of forest research*. 298-305. ISSN 0045-5067. Dostupné z: doi:10.1139/x92-039
- Burke IC et al., 1989. Texture, climate, and cultivation effects on soil organic matter content in US grassland soils. *Soil science society of America journal*. 800-805.
- Carlyle JC, 1986. *Nitrogen cycling in forested ecosystems*. 308-336.
- Česká národní rada, 1992. *Zákon č. 114/1992 Sb., o ochraně přírody a krajiny: Nakládání s lesy v národních parcích*. In: . Praha. Dostupné také z: <https://eagri.cz/public/web/mze/legislativa/ostatni/102406090.html>
- Česká národní rada, 1992. *Zákon č. 114/1992 Sb., o ochraně přírody a krajiny: Lesy národních přírodních rezervací*. In: . Praha. Dostupné také z: <https://eagri.cz/public/web/mze/legislativa/ostatni/100047448.html>
- De Vos B et al., 2007. Walkley–Black analysis of forest soil organic carbon: recovery, limitations and uncertainty. *Soil Use and Management*. 221-229.
- Detwiler RP & Hall CAS, 1988. Tropical forests and the global carbon cycle. *Science*. 42-47
- Dixon RK & Wisniewski J, 1995. Global forest systems: An uncertain response to atmospheric pollutants and global climate change. *Water air and soil pollution*. 101-110. ISSN 0049-6979. Dostupné z: doi:10.1007/BF00483692

- Doran JW & Parkin TB, 1994. Defining and assessing soil quality. *Defining soil quality for a sustainable environment*. 3-21.
- Elliott WJ, 2002. Soil erosion in forest ecosystems and carbon dynamics, *The Potential of US Forest Soils to Sequester Carbon and Mitigate the Greenhouse Effect*. 175-190.
- Essington ME, 2004. *Soil and water chemistry: An Integrative Approach*. Taylor & Francis Group. ISBN 0-8493-1258-2.
- FAO, 2015. Forests and forest soils: an essential contribution to agricultural production and global food security. In: *FAO* [online]. [cit. 2023-09-19]. Dostupné z: <https://www.fao.org/soils-2015/news/news-detail/en/c/285569/>
- FAO, 2020. *Global Forest Resources Assessment 2020: Main report* [online]. In: . Roma, s. 51 [cit. 2023-09-19]. ISBN 978-92-5-132974-0. Dostupné z: <https://www.fao.org/3/ca9825en/ca9825en.pdf>
- FAO, 2022. Exploring our forests. In: <https://www.fao.org/resources/digital-reports/forests-2020-remotesensing/en/> [online]. [cit. 2023-09-18]. Dostupné z: <https://www.fao.org/resources/digital-reports/forests-2020-remotesensing/en/>
- Fedrowitz K & Gustafsson L, 2012. Does the amount of trees retained at clearfelling of temperate and boreal forests influence biodiversity response. *Environmental Evidence*. 2. 1-7
- Gozukara G et al., 2022. A soil quality index using Vis-NIR and pXRF spectra of a soil profile. *Catena*.
- Green RN et al., 1993. Towards a taxonomic classification of humus forms. 4-5. ISSN 0015-749X.
- Groenendijk FM et al, 2002. Effects of afforestation on organic carbon, nitrogen and sulfur concentrations in New Zealand hill country soils. *Geoderma*. 91–100.
- Grüneberg E et al., 2010. Regional organic carbon stock variability: A comparison between depth increments and soil horizons. *Geoderma*. 426-433.
- Guckland A et al., 2009. Acidity, nutrient stocks, and organic-matter content in soils of a temperate deciduous forest with different abundance of European beech (*Fagus sylvatica* L.). *Journal of Plant Nutrition and Soil Science*. 500-511.
- Gulledge J & Schimel JP, 2000. Controls on soil carbon dioxide and methane fluxes in a variety of taiga for stands in interior Alaska, *Ecosystems*. 269-282. ISSN 1432-9840. Dostupné z: doi:10.1007/s100210000025
- Guo LB & Gifford RM, 2002. Soil carbon stocks and land use change: a meta analysis. *Global Change Biol*. 345-360.
- Haberhauer G et al., 1998. Comparison of the composition of forest soil litter derived from three different sites at various decompositional stages using FTIR spectroscopy. *Geoderma*. 331–342.
- Hemkemeyer M et al., 2018. Bacterial Preferences for Specific Soil Particle Size Fractions Revealed by Community Analyses. *Frontiers in Microbiology*. 8-9.
- Hemkemeyer M et al., 2019. Taxon-specific fungal preference for distinct soil particle size fractions. *European Journal of Soil Biology*. 8-9.
- Henderson TL et al., 1992. High dimensional reflectance analysis of soil organic matter. *Soil Science Society of America Journal*. 865-872.
- Hildegard EW, 1914. *Soils*. New York: The Macmillan Company. ISBN 1343468256.
- Hnutí duha, 2008. *Vliv holosečného hospodářství na půdu, vodu a biodiverzitu*. 15-39.
- Hobbie SE et al., 2000. Controls over carbon storage and turnover in high latitude soils. *Global change biology*. 196-210. ISSN 1354-1013. Dostupné z: doi:10.1046/j.1365-2486.2000.06021.x
- Houghton RA, 2003. Revised estimates of the annual net flux of carbon to the atmosphere from changes in land use and land management. *Tellus B: Chemical and Physical Meteorology*. 378-390.

- Hume AM et al., 2017. Intensive forest harvesting increases susceptibility of northern forest soils to carbon, nitrogen and phosphorus loss. *Journal of Applied Ecology*. 246-255.
- Chandler RF., 1939. *Cation exchange properties of certain forest soils in the Adirondack section*. 491-505.
- Chefetz B et al., 1996. Chemical and Biological Characterization of Organic Matter during Composting of Municipal Solid Waste. *Journal of Environmental Quality*.
- Christensen NL et al., 1996. The report of the Ecological Society of America committee on the scientific basis for ecosystem management. *Ecological applications*. 665-691
- Ilek A et al., 2017. The effect of the bulk density and the decomposition index of organic matter on the water storage capacity of the surface layers of forest soils. *Geoderma*. 27-34.
- IPCC, 2000. Land Use: Land Use Change and Forestry. *Cambridge University Press: Special Report*. Cambridge, 127-180.
- Jandl R et al., 2007. How strongly can forest management influence soil carbon sequestration?. *Geoderma*. 253-268.
- Jenny H, 1994. Factors of soil formation: a system of quantitative pedology. *Dover Publications, INC* . New York
- Jobbágy EG & Jackson RB, 2000. The Vertical Distribution of Soil Organic Carbon and its Relation to Climate and Vegetation. *Ecological Applications*. 423-436.
- Joffe JS, 1936. *Pedology*. New Brunswick: Rutgers University Press. ISBN 9380397089.
- Juhos K et al., 2021. Carbon sequestration of forest soils is reflected by changes in physicochemical soil indicators — A comprehensive discussion of a long-term experiment on a detritus manipulation. *Geoderma*.
- Keenan RJ & Kimmins JP, 1993. The ecological effects of clear-cutting. *Environmental Reviews*. 122-125.
- Kimmins JP, 2003. Forest ecosystem management: An environmental necessity, but is it a practical reality or simply an ecotopian ideal?. In: *FAO* [online]. [cit. 2023-07-12]. Dostupné z: <https://www.fao.org/3/XII/MS18-E.htm>
- Kondras M et al., 2012. The stock of organic carbon in forest soils in Phytocenosis of the continental mixed coniferous in the Kampinoski National Park. *Soil Science Annual*.
- Kozák J et al., 2002. *Pedologie*. Praha: Česká zemědělská univerzita, Agronomická fakulta. ISBN 9788021309074.
- Krečmer V & Peřina V, 1981. Funkce horských lesů v ochraně a tvorbě vodních zdrojů v souběhu s funkcí dřevoproductivní. *Opera Corcontica*. 13-51.
- Krygowski TM & Szatyłowicz H, 2015. Aromaticity: what does it mean?. *ChemTexts*. 1-10.
- Krystýn V, 2020. Informace o kategorizaci lesů v PLO: Lesy ochranné. In: *U Hul.cz* [online]. Brandýs nad Labem [cit. 2023-08-28]. Dostupné z: https://www.uhul.cz/wp-content/uploads/Informace_o_kategorizaci_lesu_v_PLO.pdf
- Kuuluvainen T et al., 2012. Even-aged and uneven-aged forest management in boreal Fennoscandia: a review. *Ambio*. 720-737.
- Łabęda D & Kondras M, 2020. Influence of forest management on soil organic carbon stocks. *Soil science annual*.
- Lal R, 2005. Forest soils and carbon sequestration. *Forest Ecology and Management*. 242-258
- Lehmann J & Kleber M, 2015. The contentious nature of soil organic matter. *Perspective*. 60-65. Dostupné z: doi:10.1038/nature16069
- Leibundgut H, 1968. *Pěstební péče o les*. Český překlad J. Čížek. Praha.
- Lesní ochranná služba, 2022. Výskyt lesních škodlivých činitelů v roce 2021 a jejich očekávaný stav v roce 2022. *Zpravodaj ochrany lesa*. 7.
- Lesní ochranná služba, 2023. Škodliví činitelé v lesích Česka 2022/2023. *Zpravodaj ochrany lesa*. 3-11.

Lesy ČR, 2023. O společnosti. *Lesy ČR* [online]. [cit. 2023-10-23]. Dostupné z: <https://lesycr.cz/o-nas/profil-firmy/>

Löwe LE et al., 1987. Chemical properties and classification of organic horizons from selected soils in British Columbia. *Canadian journal of soil science*. 383-394.

Lu S et al., 2023. Comparison of plant diversity-carbon storage relationships along altitudinal gradients in temperate forests and shrublands. *Frontiers in Plant Science*.

Machar I et al., 2014. Forest ecosystem in protected landscape areas of the Czech republic - An important destination of tourism. *Public Recreation and Landscape Protection - with Man Hand in Hand?*. 112-117. ISSN 2336-6311.

Malmer A & Grip H, 1990. Soil disturbance and loss of infiltrability caused by mechanized and manual extraction of tropical rainforest Sabah, Malaysia. *Forest ecology and management*. 1-12.

Margenot AJ et al., 2015. Soil organic matter functional group composition in relation to organic carbon, nitrogen, and phosphorus fractions in organically managed tomato fields. *Soil Science Society of America Journal*. 772-782.

Ministerstvo zdravotnictví, 1972. *Vyhláška č. 26/1972 Sb., o ochraně a rozvoji přírodních léčebných lázní a přírodních léčivých zdrojů: Ochrana přírodních léčivých zdrojů*. In: . Praha. Dostupné také z: <https://www.zakonyprolidi.cz/cs/1972-26#cast7>

Ministerstvo zdravotnictví, 1979. *Směrnice o základních hygienických zásadách pro stanovení, vymezení a využívání ochranných pásem vodních zdrojů určených k hromadnému zásobování pitnou a užitkovou vodou a pro zřizování vodárenských nádrží: Pásmo hygienické ochrany I. stupně*. In: . Praha, HE51/79.

Ministerstvo zemědělství, 1995. *Zákon č. 289/1995 Sb., o lesích a o změně a doplnění některých zákonů (lesní zákon). Eagri*. Dostupné také z: https://eagri.cz/public/web/mze/legislativa/pravni-predpisy-mze/tematicky-prehled/Legislativa-MZe_uplna-zneni_zakon-1995-289-viceoblasti.html

Ministerstvo zemědělství, 1995. *Zákon č. 289/1995 Sb., o lesích a o změně a doplnění některých zákonů: Lesy ochranné*. In: . Praha. Dostupné také z: <https://eagri.cz/public/web/mze/lesy/legislativa/legislativa-cr/lesnictvi/uplna-zneni/100051766.html>

Ministerstvo zemědělství, 1995. *Zákon č. 289/1996 Sb., o lesích a o změně a doplnění některých zákonů (lesní zákon): Lesy zvláštního určení*. In: . Praha, 289/1995. Dostupné také z: <https://eagri.cz/public/web/uhul/legislativa/100051767.html>

Ministerstvo zemědělství, 1995. *Zákon č. 289/1995 Sb., o lesích a o změně a doplnění některých zákonů (lesní zákon): Kategorie lesů*. In: *Eagri* [online]. Praha [cit. 2023-07-19]. Dostupné z: <https://eagri.cz/public/web/mze/legislativa/pravni-predpisy-mze/tematicky-prehled/100051765.html>

Ministerstvo zemědělství, 2007. *Zelená zpráva: Zpráva o stavu lesa a lesního hospodářství České republiky za rok 2006*.

Ministerstvo zemědělství, 2018. *Vyhláška č. 298/2018 Sb.: Vyhláška o zpracování oblastních plánů rozvoje lesů a o vymezení hospodářských souborů* [online]. In: . [cit. 2023-10-10].

Ministerstvo zemědělství, 2021. *Zpráva o stavu lesa a lesního hospodářství České republiky v roce 2021*.

Ministerstvo životního prostředí, 2010. Management lesů v českých národních parcích: Ministerstvo životního prostředí. In: *Mzp.cz* [online]. [cit. 2023-08-27]. Dostupné z: https://www.mzp.cz/cz/news_100125_management%20lesu

Mohamed ES et al., 2018. Application of near-infrared reflectance for quantitative assessment of soil properties. *The Egyptian Journal of Remote Sensing and Space Science*. 1-8.

Mohr CH et al., 2013. Runoff generation and soil erosion processes after clear-cutting. *Journal of Geophysical Research: Earth Surface*. 814-831.

- Moucha P & F Pelc, 2008. Současné lesnictví a ochrana přírody. 5-7 In: *Www.mzp.cz* [online]. [cit. 2023-08-28]. Dostupné z: https://www.mzp.cz/cz/articles_080226ochranaprirody_lesnictvi
- Nave LE et al., 2010. Harvest impacts on soil carbon storage in temperate forests. *Forest Ecology and Management*. 857-866.
- Navrátil P, 2015. Včlenění mimodřevních funkcí lesa do hospodaření na lesním majetku. *Pracovní metodika pro privátní poradce v lesnictví ÚHUL*.
- Neff JC et al., 2002. Variable effects of nitrogen additions on the stability and turnover of soil carbon. *Nature*. 915–917.
- Němeček J et al., 2011. Taxonomický klasifikační systém půd ČR. In: *Taxonomický klasifikační systém půd ČR* [online]. [cit. 2023-09-15]. Dostupné z: <https://klasifikace.pedologie.cz/index.php?action=showFormyNadloznihoHumusu>
- Noormets A et al., 2015. Effects of forest management on productivity and carbon sequestration: A review and hypothesis. *Forest Ecology and Management*. 124-140.
- Nyland RD, 2001. *Silviculture: Concepts and Applications*. 2nd edition. McGraw-Hill. Boston. ISBN 978-0073661902.
- Overby ST et al., 2002. Impacts of natural disturbance on soil carbon dynamics in forest ecosystems. *The potential the US forest soils to sequester carbon and mitigate the greenhouse effect*. 159-172.
- Papánek F, 1978. Teória a prax funkčne integrovaného lesného hospodárstva. *Lesnické studie*. 218.
- Patzelt Z, 2022. Mimořádná událost – Požár v Národním parku České Švýcarsko. In: *Ochrana přírody* [online]. [cit. 2023-11-03]. Dostupné z: <https://www.casopis.ochranaprirody.cz/z-nasi-prirody/pozar-v-np-ceske-svycarsko/>
- Poleno Z, 1999. ZPŮSOBY HOSPODAŘENÍ VE VYSOKOKMENNÉM LESE - II. - Hospodářský způsob podrostní. In: *Lesnická práce* [online]. [cit. 2023-10-12]. Dostupné z: <https://www.lesprace.cz/casopis-lesnicka-prace-archiv/rocnik-78-1999/lesnicka-prace-c-6-99/zpusoby-hospodareni-ve-vysokokmennem-lese-ii-hospodarsky-zpusob-podrostni>
- Post WM, 2003. Impact of soil restoration, management and land use history on forest soil carbon. *The Potential of U.S. Forest Soils to Sequester Carbon and Mitigate the Greenhouse Effect*. 191–199.
- Post WM et al., 1982. Soil carbon pool and world life zones. *Nature*. 156-159. ISSN 0028-0836. Dostupné z: doi:10.1038/298156a0
- Pritchett WL, 1979. *Properties And Management Of Forest Soils*. ISBN 9780471037187.
- Průša E, 2001. Pěstování lesů na typologických základech. *Lesnická práce*.
- Ramann E, 1911. *Bodenkunde*. Berlin: Verlag Julius Springer. 285-303. ISBN 1165280647.
- Ramann E, 1928. *The Evolution and Classification of Soils*. London: W. Heffer & Sons, Ltd.
- Reeves JB et al., 1999. Near infrared reflectance spectroscopy for the analysis of agricultural soils. *Journal of Near Infrared Spectroscopy*. 179-193.
- Saiz G et al., 2012. Variation in soil carbon stocks and their determinants across a precipitation gradient in West Africa. *Global Change Biology*. 1670-1683.
- Sánka M & Materna J, 2004. Indikátory kvality zemědělských a lesních půd ČR. *Ministerstvo životního prostředí*. 7.
- Silver WL et al., 2000. The Potential for Carbon Sequestration Through Reforestation of Abandoned Tropical Agricultural and Pasture Lands. *Restoration ecology*. 394-407
- Skjemstad JO et al., 2000. Carbon conversion factors for historical soil carbon data. *National Carbon Accounting System Technical Report*.
- Snyder KE & Pilgrim SAL, 1985. Sharper focus on forest floor horizons. *Soil survey horizons*. 9-15.

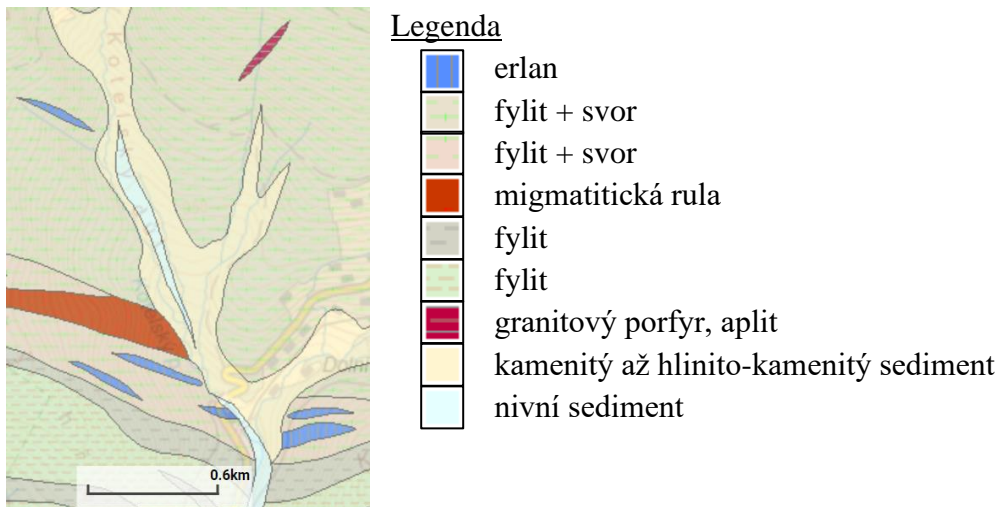
- Standish JT et al., 1988. Impacts of forest harvesting on physical properties of soils with reference to increased biomass recovery: a review. *Canadian Forestry Service*. 24.
- Starks PJ & Fortuna AM, 2021. Comparable Discrimination of Soil Constituents Using Spectral Reflectance Data (400–1000 nm) Acquired with Hyperspectral Radiometry. *Soil systems*. 1-3.
- Stuart BH, 2004. *Infrared Spectroscopy: Fundamentals and Applications*. John Wiley & Sons. Sydney
- Sukachev V & Dylis N, 1964. *Fundamentals of forest biogeocoenology*. Edinburgh and London. ISBN 9780050016374.
- Terhoeven-urselmans T et al., 2006. Near-infrared spectroscopy can predict the composition of organic matter in soil and litter. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science*. 168-174.
- Thai S et al., 2021. Comparison of soil organic matter composition under different land uses by DRIFT spectroscopy. *Plant, Soil and Environment*. 1-9.
- Thornley JHM & Cannell MGR, 2000. *Managing forests for wood yield and carbon storage: a theoretical study*. 477-484. ISSN 0829-318X.
- ÚHUL, 2020. Hodnocení funkcí lesů - metodika a pracovní postupy. 30.
- ÚHUL, 2023. Lesní vegetační stupně podrobněji. In: www.uhul.cz [online]. [cit. 2023-08-28]. Dostupné z: <https://www.uhul.cz/nase-cinnost/lesnicka-typologie/lesni-vegetacni-stupne-podrobneji/>
- Vasconcelos AA et al., 2022. Impact of plant litter on nonprotonated aromatics and aromaticity of organic matter in some Cerrado Ferralsols. *Catena*.
- Vašát R et al., 2021. Mapa procentuálního obsahu organického uhlíku v lesních půdách. In: *Výzkumný ústav lesního hospodářství a myslivosti, V.V.I.* [online]. s. 4-12 [cit. 2023-09-14]. Dostupné z: https://www.vulhm.cz/files/uploads/2021/12/Mapa-procentualniho-obsahu-organickeho-uhliku-v-lesnich-pudach_CM-5_2021.pdf
- Vesterdal L et al., 2013. Do tree species influence soil carbon stocks in temperate and boreal forests?. *Forest Ecology and Management*. 4-18.
- Veum KS et al., 2014. Biological indicators of soil quality and soil organic matter characteristics in an agricultural management continuum. *Biogeochemistry*. 81-99.
- Von Wilpert K, 2022. Forest soils - What's their peculiarity?. *Special Issue Forest Soils: Functions, Threats, Management*. 1-2. ISSN 2571-8789. Dostupné z: doi:10.3390/soilsystems6010005
- Výzkumný Ústav Vodohospodářský T. G. Masaryka, 2018. Hospodářské způsoby s trvalým půdním krytem. *Katalog přírodě blízkých opatření pro zadržení vody v krajině* [online]. 1-6 [cit. 2023-10-13]. Dostupné z: https://www.suchovkrajine.cz/sites/default/files/vystup/p1_katalog_opatreni_0.pdf
- Walkley A, 1947. A critical examination of a rapid method for determining organic carbon in soils: effect of variations in digestion conditions and inorganic soil constituents. *Soil Science*. 251-264.
- Walkley A & Black IA, 1934. An examination of the Degtjareff method for determining soil organic matter, and a proposed modification of the chromic acid titration method. *Soil Science*. 29-38.
- Wallenstein MD et al., 2013. Litter chemistry change more rapidly when decomposed at home but converges during decomposition-transformation. *Soil Biology and Biochemistry*. 311-319.
- Wilde SA, 1958. *Forest soils*. Ronald Press. New York
- Yanai RD et al., 2003. Soil carbon dynamics after forest harvest: an ecosystem paradigm reconsidered. *Ecosystems*. 197–212.
- Zanella A et al., 2018. Humusica 1. *Applied Soil Ecology*. 10-21.

Zhang Q et al., 2016. Fatty-acid profiles and enzyme activities in soil particle-size fractions under long-term fertilization. *Soil Science Society of America Journal*. 97-111

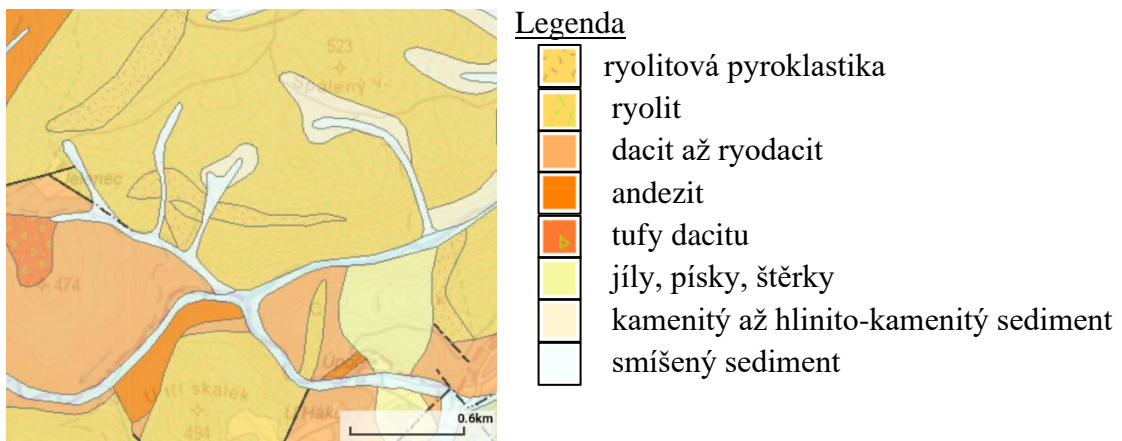
Seznam použitých zkratek a symbolů

Mg – megagram (1 tuna)
Gg – gigagram (1000 tun)
HL – hospodářský les
LBP – les blízký přírodnímu

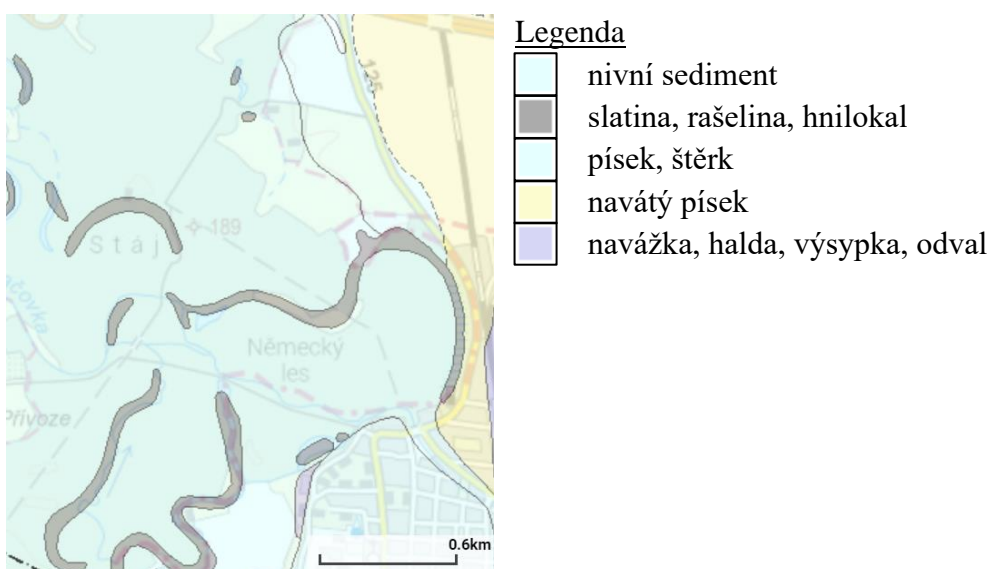
Samostatné přílohy



Obrázek 1: Krkonoše – geologická mapa (Mapy.geology.cz)



Obrázek 2: Křivoklátsko – geologická mapa (Mapy.geology.cz)

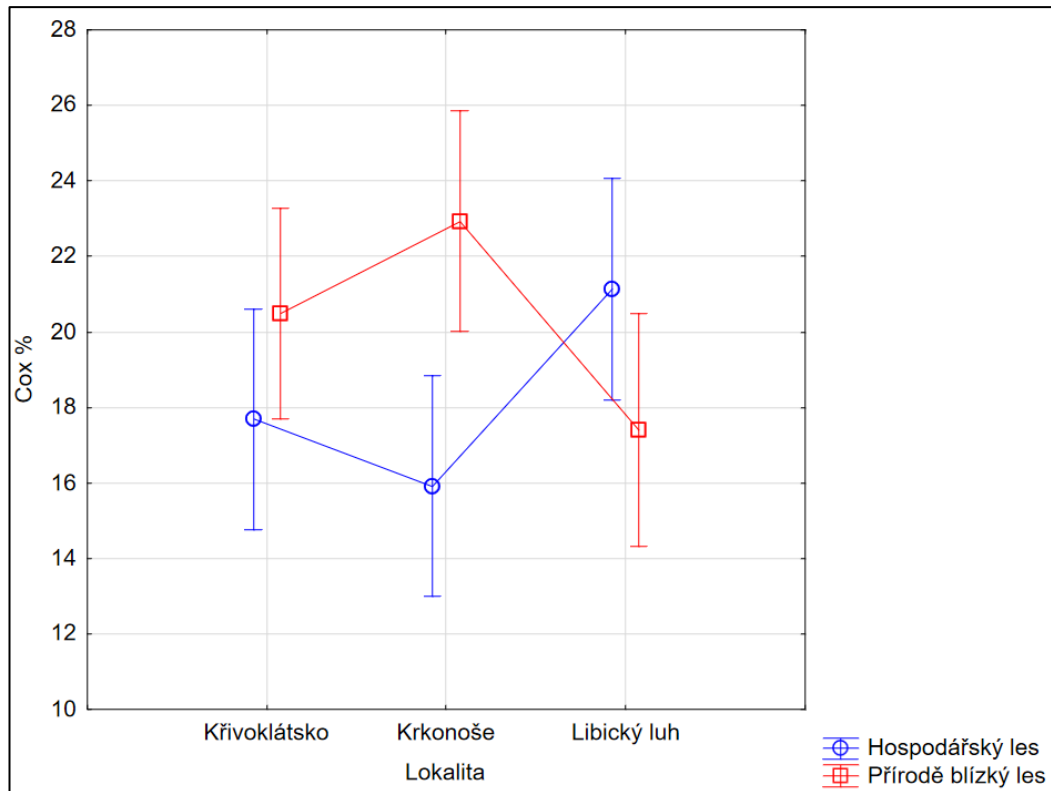


Obrázek 3: Libický luh – geologická mapa (Mapy.geology.cz)

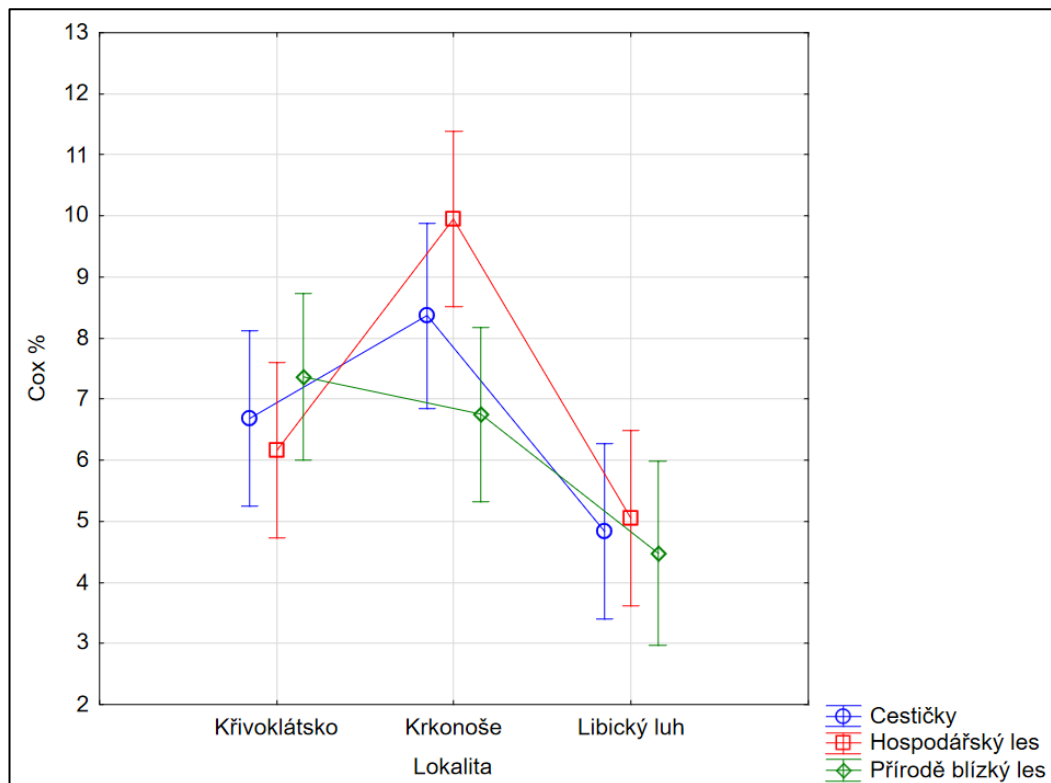
Tabulka 6: Horizonty vyskytující se ve vzorcích (Němeček et al., 2011)

Horizont	Specifický horizont	Výskyt	Popis
A	A	cestičky	Organominerální povrchové horizonty - humusové
A	Ah	cestičky, HL, LBP	Anhydromorfní humózní horizont - mocnost do 0,1 m
A	Ahe	HL, LBP	Anhydromorfní koloidy ochuzený humózní horizont s vyběleným povrchem hrubších částic
A	Ahg	HL	Hydrogenní humózní lesní horizont
A	Am	LBP	Anhydromorfní melanický humusový horizont - mocnost > 0,1 m, tmavý, kyprý, sorpčně nasycený
B	B	cestičky	Kambické horizonty
B	Bv	cestičky, HL, LBP	Hnědý kambický horizont - vyšší obsah prachu, nižší obsah skeletu
B	B/C	cestičky, HL, LBP	Přechodný horizont mezi horizontem B a C
B	Bhs	cestičky, HL, LBP	Humososeskvioidický spodnický horizont - rezivá až černorezivá barva
B	Bvs	cestičky, HL, LBP	Rezivý spodnický horizont - velmi kyprý, obohacený o seskvioidy, okrová až rezivá barva
B	A/B	cestičky	Přechodný horizont mezi horizontem A a B
B	Bs	HL	Seskvioidický spodnický horizont - rezivý iluviální, pod horizontem Bsh nebo Bhs
C	C		Vlastní půdotvorný substrát - minerální horizont
C	Cr	LBP	Rozpad pevné horniny, leží přímo na hornině (přechod mezi půdou a horninou)
E	E		Podpovrchový diagnostický horizont - vybělený albický
E	Eh	LBP	Vybělený horizont s infiltrací humusu
E	Ep	HL	Podzolizací ochuzený horizont - šedý horizont podzolů
M	M		Půdní sediment jako půdotvorný substrát
FH	FH	LBP	
FH	FH z	HL, LBP	
FH	Hh	HL, LBP	Anhydrogenní humusový horizont měli - převládají jemné amorfní černé částice, nestrukturní org. materiál
FH	F	LBP	Anhydrogenní horizont drtí nadložního humusu – tvořen částečně rozloženými zbytky (rozeznatelný původ)

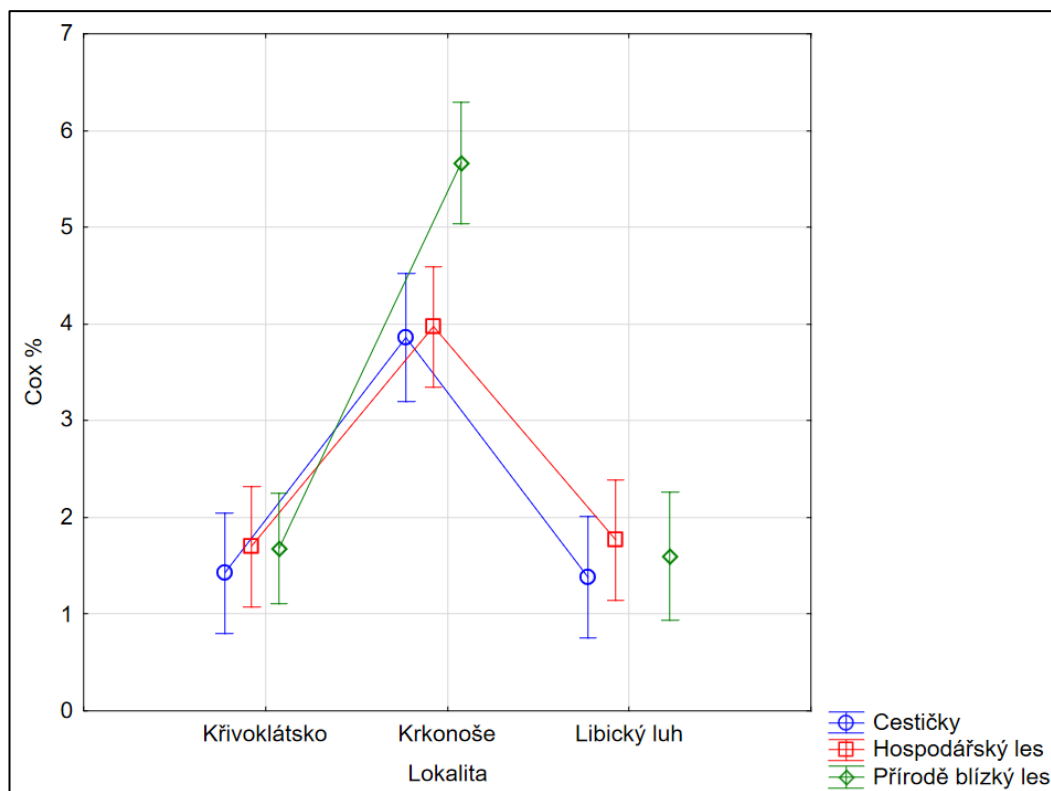
Na obrázcích 23, 24 a 25 je znázorněno množství Cox pomocí vícefaktorové analýzy rozptylu obsaženého v horizontech FH, A a B/M.



Obrázek 23: Množství Cox obsaženého v horizontu FH na třech lokalitách s různým využitím půdy (n = 60).



Obrázek 24: Množství Cox (%) obsaženého v horizontu A na třech lokalitách s různým využitím půdy (n = 89).



Obrázek 25: Množství Cox obsaženého v horizontu B/M na třech lokalitách s různým využitím půdy (n = 90).