

Česká zemědělská univerzita v Praze

Fakulta agrobiologie, potravinových a přírodních zdrojů

Katedra vodních zdrojů



**Česká zemědělská
univerzita v Praze**

**Vícekritériální analýza jako nástroj pro hodnocení kvality
půdy**

Diplomová práce

Bc. Tereza Vranovská, Dis.

Ochrana a využívání přírodních zdrojů

Ing. Markéta Miháliková, Ph.D.

© 2021 ČZU v Praze

Čestné prohlášení

Prohlašuji, že svou diplomovou práci "Vícekriteriální analýza jako nástroj pro hodnocení kvality půdy" jsem vypracoval(a) samostatně pod vedením vedoucího diplomové práce a s použitím odborné literatury a dalších informačních zdrojů, které jsou citovány v práci a uvedeny v seznamu literatury na konci práce. Jako autor(ka) uvedené diplomové práce dále prohlašuji, že jsem v souvislosti s jejím vytvořením neporušil autorská práva třetích osob.

V Praze dne 26. dubna 2021

Poděkování

Touto cestou bych ráda poděkovala vedoucí diplomové práce Ing. Markétě Mihálikové Ph.D., za čas, který mi věnovala, a za rady a připomínky, které mi pomohly při zpracování mé závěrečné práce.

Děkuji řešitelce Ing. Jaroslavě Janků, CSc. za poskytnutí dat. Data pro tuto práci byla poskytnuta v rámci řešení projektu QK1910299 „Udržitelné hospodaření s přírodními zdroji s důrazem na mimoprodukční a produkční schopnosti půdy“

Vícekriteriální analýza jako nástroj pro hodnocení kvality půdy

Souhrn

Práce se zabývá hodnocením kvality půdy z hlediska udržitelné půdní úrodnosti a schopnosti půdy plnit ekosystémové služby. Hodnocením vybraných parametrů je stanoven tzv. index půdní kvality, což je číselná hodnota vyjadřující kvalitu půdy, kterou lze vzájemně porovnat. Zájmové území tvořilo pět okresů ze Středočeského kraje: Kutná hora (KH), Kolín (KO), Nymburk (NB), Mladá Boleslav (MB) a Praha východ (PY). Z geografického informačního systému ČR PuGIS bylo pro toto území získáno 278 půdních sond KPP (hustota vzorkování činí přibližně jednu sondu na 16 km²). celkem 15 různých půdních charakteristik pro hloubku půdy do 30 cm bylo roztríděno do tří kategorií, a to geografické proměnné (klimatický region, hydrologická skupina půd, kód svažitosti a expozice, kód skeletovitosti a hloubky půdy), fyzikální proměnné (obsahy jílu, prachu a písku, polní kapacita a bod vadnutí) a chemické proměnné (obsah org. hmoty, aktivní pH, nasycenost sorpčního komplexu, kationtová výměnná kapacita, obsah draslíku a fosforu). Data v různých jednotkách byla přepočítána skórovacími funkcemi na bezrozměrné hodnoty v rozmezí 0,1-1. Jednotlivým půdním charakteristikám byly přiřazovány váhy pomocí analytického hierarchického procesu (tzv. Saatyho metodou). Následně byl lineárně kombinační metodou spočítán index kvality půdy pro každou sondu.

V práci bylo v prostředí ArcGIS vytvořeno celkem 15 interpolačních map.

Dílním cílem bylo pomocí zrnitostního složení půd a obsahu organické hmoty odhadnout hydrolimity polní kapacitu a bod vadnutí metodou nejbližšího souseda pomocí databáze NearriCZ a tyto hodnoty byly následně zahrnuty do výpočtu indexu půdní kvality. Ten byl vyhodnocen pro stávající i pro nové klimatické regiony a porovnán.

Z dat půdních sond bylo prokázáno, že nejkvalitnější půdy jsou v severní oblasti krajů Praha východ, Kolín a Kutná hora. Byl zjištěn markantní rozdíl v rozdělení klasifikačních tříd u stávajícího a nového klimatického regionu v této oblasti.

V této práci byly ověřeny výpočetní nástroje, které mohou sloužit jako alternativa ke stávajícím hodnocením kvality půdy.

Klíčová slova: vícekriteriální analýza, Saatyho metoda, GIS, lineární kombinace, index půdní kvality

Multicriteria assessment as a tool for soil quality evaluation

Summary

The work is determined by determining the quality of soil in terms of sustainable soil fertility and the ability of soil to provide ecosystem services. The evaluation of selected parameters determines the so-called soil quality index, which is a numerical value expressing the quality of the soil, which can be compared with each other. The area of interest consists of five districts from the Central Bohemian Region: Kutná Hora (KH), Kolín (KO), Nymburk (NB), Mladá Boleslav (MB) and Prague East (PY). From the geographical information system of the Czech Republic PuGIS, 278 soil KPP probes were processed for this area (the sampling density makes another one probe per 16 km²). a total of 15 different soil characteristics for soil depths up to 30 cm were classified into three categories, namely geographical variables (climatic region, hydrological group of soils, slope and exposure code, skeletal code and soil depth), physical variables (clay, dust and sand contents), field capacity and wilting point) and chemical variables (organic matter content, active pH, sorption complex saturation, cation exchange capacity, potassium and phosphorus content). Data in different units were converted by scoring functions to dimensionless values in different 0.1-1. We assigned weights to individual soil characteristics using an analytical hierarchical process (the so-called Saaty method). Subsequently, the soil quality index for each probe was calculated by a linear combination method.

A total of 15 interpolation maps were created in the ArcGIS environment.

The partial goal was to use the grain composition of soil and organic matter content to estimate the hydrolimity of field capacity and wilting point by the nearest neighbor method using the NearriCZ database and to further include these values in the calculation of the soil quality index. It was evaluated for existing and new climate regions and compared.

From the data of soil probes it was proved that the best soils are in the northern area of the regions of Prague East, Kolín and Kutná Hora. A marked difference was prepared in the division of classification classes for the existing and new climate region in this area.

In this work, computational tools were verified, which can serve as an alternative to the existing measurement of soil quality.

Keywords: multicriteria analysis, analytical hierarchical approach, GIS, linear combination method, soil quality index

Obsah

1 Úvod	10
2 Vědecká hypotéza a cíle práce	11
3 Literární rešerše	12
3.1 Význam půdy	12
3.2 Degradace půdy	13
3.2.1 Fyzikální a fyzikálně-chemická degradace půdy	13
3.2.2 Chemická a biologická degradace půdy.....	15
3.3 Ochrana půdy	16
3.3.1 Restriktivní opatření v rámci ochrany půdy.....	16
3.3.2 Nerestriktivní opatření v rámci ochrany půdy.....	16
3.3.3 Způsoby prevence a ochrany půdy	17
3.4 Funkce půdy	18
3.5 Ekosystémové služby	19
3.6 Kvalita půdy	22
3.7 Indikátory půdní kvality	24
3.7.1 Chemické indikátory	26
3.7.1.1 Organický a celkový uhlík a dusík.....	26
3.7.1.2 Obsah dostupných živin (P, K)	27
3.7.1.3 pH v půdě	28
3.7.1.4 Elektrická vodivost	28
3.7.1.5 Kationtová výměnná kapacita	28
3.7.1.6 Nasycenost sorpčního komplexu	29
3.7.1.7 Obsah karbonátů.....	29
3.7.2 Fyzikální indikátory	29
3.7.2.1 Objemová hmotnost suché půdy	30
3.7.2.2 Zrnitostní složení půdy	30
3.7.2.3 Struktura půdy.....	30
3.7.2.4 Agregátová stabilita	31
3.7.2.5 Pórovitost	31
3.7.2.6 Polní kapacita půdy (PKP).....	31
3.7.2.7 Bod vadnutí	32
3.7.2.8 Využitelná vodní kapacita	32
3.7.2.9 Hydraulická vodivost	33
3.7.2.10 Infiltrační schopnost.....	33

3.7.3	Biologické indikátory	33
3.7.3.1	Mikrobiální biomasa	34
3.7.3.2	Mikrobiální respirace	34
3.7.3.3	Složení mikrobiální mikroflóry	35
3.7.3.4	Enzymatická aktivita mikroorganismů	35
3.7.3.5	Počet žížal a hlístic	35
3.7.4	BPEJ	36
3.7.4.1	Klimatický region	37
3.7.4.2	Hlavní půdní jednotka	38
3.7.4.3	Sdružený kód sklonitosti a expozice	39
3.7.4.4	Sdružený kód skeletovitosti a hloubky	41
3.7.5	Hydrologické skupiny půd	42
3.7.6	Výběr vhodných indikátorů půdní kvality	43
3.7.7	Vzájemná závislost indikátorů půdní kvality	45
3.8	Hodnocení kvality půdy	46
3.8.1	Minimální soubor parametrů pro hodnocení kvality půdy	47
3.8.2	Určení kritických mezí	48
3.8.3	Saatyho metoda	50
3.8.4	Transformace ukazatele do kombinovatelných bodovacích technik	54
3.8.5	Začlenění transformovaných indikátorů do indexů	57
3.8.6	Indexy kvality půdy (SQI)	58
3.9	Komplexní průzkum půd	62
4	Metodika	64
4.1	Získávání dat	64
4.2	Zpracování dat pro zobrazení na mapách	64
4.2.1	Stanovení vah kritérií dle Saatyho	64
4.2.2	Přepočtení kritérií na standardizované skóre	66
4.2.3	Výpočet indexu půdní kvality	71
4.2.4	Interpolační analýza pro tvorbu map	72
4.2.5	Výpočet plochy území pro každou klasifikovanou třídu	73
5	Výsledky	74
5.1	Výsledky vah kritérií dle Saatyho pro všechny proměnné	74
5.2	Geografické proměnné	76
5.2.1	Výsledky vah kritérií dle Saatyho	76
5.2.2	Výsledky přepočtu kritérií na standardizované skóre	76
5.2.3	Výsledky interpolací z údajů sond KPP	78
5.3	Fyzikální proměnné	79

5.3.1	Výsledky vah kritérií dle Saatyho	79
5.3.2	Výsledky přepočtu kritérií na standardizované skóre	80
5.3.3	Výsledky interpolací z údajů sond KPP	83
5.4	Chemické proměnné.....	85
5.4.1	Výsledky vah kritérií dle Saatyho	85
5.4.2	Výsledky přepočtu kritérií na standardizované skóre	86
5.4.3	Výsledky interpolací z údajů sond KPP	89
5.4.4	Mapy indexu půdní kvality.....	92
6	Diskuze	93
7	Závěr	97
8	Literatura.....	98

1 Úvod

Půda je pro život na Zemi klíčová. Její kvalita do značné míry určuje schopnost půdy podporovat rostliny, zvířata a společnost. Lidské činnosti, stejně jako přírodní jevy, významně ovlivňují kvalitu půdy pozitivním nebo negativním směrem. Pokud je o půdu kvalitně pečováno, jedná se o opakovaně použitelný zdroj (Brady & Weil 2017). Obecně jsou půdy považovány za neobnovitelný zdroj kvůli jejich extrémně pomalé obnově a jejich nedostačující rezistenci, pokud podléhají určité formě degradace. Regenerační proces půdy je složitý a vyžaduje mnoho času a energie. Například obnova 2,5 cm degradované půdy do původního stavu trvá přibližně 500 let (Ronchi et al. 2019).

Postupy ochrany půdy jsou obecně považovány za žádoucí opatření a vhodný přístup k prevenci, omezení a zvrácení degradace půdy. Cílem těchto postupů a politik je udržovat dlouhodobou produktivitu ekosystémů prostřednictvím integrovaného managementu půdy, vody, vegetace a biologické rozmanitosti v jejich specifických biofyzikálních a socioekonomických kontextech (Tepes et al. 2021).

Kvalita půdy je měřítkem schopnosti půdy vykonávat ekologické funkce, a poskytovat ekosystémové služby k udržení biologické produktivity a kvality životního prostředí. Většinu funkcí půdního ekosystému není snadné přímo posoudit, proto jsou často odvozeny od měřitelných vlastností půdy, které jsou spojeny s klíčovými funkcemi půdního ekosystému (regulace klimatu a vody, koloběh živin, struktura a stabilita půdy, a biologická rozmanitost půdy a rostlin) a používají se jako ukazatele kvality půdy. Očekává se, že aktivity způsobující degradaci půdy budou narůstat, a pokud nebudou přijata žádná protiopatření, lze očekávat intenzifikaci degradačních procesů.

Monitoring a mapování kvality jsou proto klíčové nástroje v rozhodovacích procesech ochrany půdy a zabránění negativním vlivům. K tomuto účelu se používají různé nástroje, které jsou podrobně popsány v této práci. V literatuře mezi často používané nástroje při hodnocení různých půdních vlastností včetně indexu půdní kvality patří vícekritériální analýza spojující výhody lineárně kombinační metody a analytického hierarchického procesu (tzv. Saatyho metody). V ČR tato metoda pro hodnocení půdy příliš využívána není, proto je použita v této práci.

2 Vědecká hypotéza a cíle práce

Cíl práce

Cílem práce je shromáždit a porovnat různé modely vícekriteriální analýzy variant využívané k hodnocení kvality půdy, na základě rešerše literatury vybrat vhodné parametry z dostupných dat a otestovat vybraný model na zvolené lokalitě.

Hypotéza

Zvolený model na základě vybraných parametrů vyhodnotí index půdní kvality a dosáhne srovnatelných výsledků s již publikovanými pracemi.

3 Literární rešerše

3.1 Význam půdy

Vědecky je půda obecně definována jako povrchová vrstva zemské kůry, mezi povrchem a podloží. Je tvořena minerálními částicemi, organickou hmotou, vodou, vzduchem a živými organismy. Jedná se o rozhraní mezi zemí, vzduchem a vodou. Půda je hostitelem většiny biosféry. Slouží jako platforma pro lidské činnosti, naši krajinu a naše dědictví a hraje ústřední roli jako stanoviště a genofond. K významným funkcím patří ukládání, filtrace a transformace látek, jako je voda, živiny a uhlík. Tyto funkce závisí na struktuře půdy, která je extrémně složitá a proměnlivé médium (Commission 2006). Půda je významnou složkou ekosystému. Jedná se o prostředí, kde se navzájem ovlivňují biotické složky a abiotické faktory. Společenstva jsou tedy ovlivňována horninami, půdami, vodou, atmosférou a klimatem. Stejně tak abiotické faktory samy zpětně ovlivňují (Rejšek & Vácha 2018). Půda je schopna plnit funkce daného ekosystému tak, aby byla trvale zajišťována biologická produktivita, udržována kvalita životního prostředí a podporováno zdraví rostlin a živočichů (Sánka & Materna 2004). Význam půdy se dnes netýká pouze potravin a jejich kvality, ale zásadní je také hydrologie v souvislosti s vodním režimem krajiny (Rejšek & Vácha 2018).

Půdy obsahují jednu čtvrtinu až jednu třetinu všech živých organismů na planetě. Bylo klasifikováno asi 1 % všech půdních mikroorganismů. Oproti tomu rostlin bylo klasifikováno zhruba asi 80 %. Půda je navíc základem všech suchozemských ekosystémů a má význam v zemědělství a lesnictví. Taktéž je strukturální médium pro podporu biosféry Země. Umožňuje regulaci funkce ekosystémů v souladu se zdravím člověka (Ronchi et al. 2019).

Půda je významné médium pro růst většiny rostlin, které ovlivňuje především v následujících šesti faktorech:

1. fyzická podpora,
2. provzdušňování kořenů,
3. zásoba a zadržování vlhkosti,
4. zmírnění kořenové zóny a teploty okolního vzduchu,
5. prostředí relativně bez fytotoxinů,
6. mají vliv na 13 ze 17 základních živin (Brady, N, C & Weil, R 2008).

Půdy Evropy jsou ohrožovány mnoha faktory, a proto jsou v současné době zaváděny opatření na ochranu půdy. Eroze, znečištění, utužení a úbytek organické hmoty jsou jen některé z hrozeb, které ovlivňují jeden z primárních zdrojů planety. Půdy hrají zásadní roli v biologické rozmanitosti a jsou poskytovatelem řady ekosystémových služeb, které podporují lidský život na Zemi (Ronchi et al. 2019).

Ve většině částí světa jsou již téměř všechny půdy, které jsou nejvhodnější pro pěstování plodin, již obdělávány. Každoroční přírůstek lidské populace, která potřebuje potravu, způsobuje, že množství orné půdy na osobu neustále klesá. Velký úbytek je spojen i se zastavováním území. Bez vhodné politiky, nebo opatření na ochranu zemědělské půdy přicházíme o nejlepší půdy jako důsledek rozšiřování měst (Brady & Weil 2017).

3.2 Degradace půdy

Degradaci půdy se rozumí fyzikální a chemické poruchy půdy, které mění vyladěnou rovnováhu jejich biologické rozmanitosti a fungování ekosystému (Tepes et al. 2021). Obecně lze říci, že se jedná o procesy, které vedou ke zhoršení kvality půdy (Rejšek & Vácha 2018). Degradace půdy je přirozený proces, který vychází a vede k erozi půdy způsobené větrem a vodou. V půdě tento proces vede ke ztrátě organického uhlíku, nerovnováze živin, okyselení a zasolení. Ukázalo se, že degradace půdy snižuje úrodnost půdy a produktivitu zemědělství. Degradace půdy je také značně ovlivňována antropogenními vlivy (Tepes et al. 2021). Degradaci způsobenou lidmi lze rozlišovat na technogenní (přímé působení) a netechnogenní (nepřímé působení) (Šarapatka et al. 2002, Rejšek & Vácha 2018). Zřejmě moderní zemědělství učinilo půdy zranitelnější jako důsledek odlesňování, nadměrné orby, nevhodného hnojení a nerovnováhy živin. Z dalších aktivit, které negativně ovlivňují kvalitu půdy lze zmínit nevhodné používání těžkých strojů, nedostatečné zavlažování a intenzivnější produkci. Přestože degradace půdy „není dobře sledována a často skryta“, informace dostupné pro Evropu naznačují, že zdravé a úrodné půdy se nadále ztrácejí. Do budoucna se neočekává, že se hnací síly degradace půdy příznivě změní. Je pravděpodobné, že tyto trendy budou pokračovat, pokud nebudou k dispozici vhodné intervence (Tepes et al. 2021).

Dle procesů, které přímo ovlivňují zhoršení kvality půdy, se rozlišuje degradace fyzikální (eroze, utužení půd), fyzikálně-chemická (rozpad půdní struktury), chemická (acidifikace, kontaminace) nebo biologická (úbytek půdní diverzity) (Rejšek & Vácha 2018).

3.2.1 Fyzikální a fyzikálně-chemická degradace půdy

Mezi zásadní procesy fyzikální degradace půdy patří eroze půdy, utužení půdy, rozpad půdní struktury a zábory půd včetně takzvaného „soil sealing“. Tento pojem značí překrytí půdy nepropustným povrchem. Někdy bývá do této skupiny zařazován i proces desertifikace neboli rozšiřování pouští, který je aktuální spíše v některých státech jižní Evropy. V našich podmínkách nás tento proces degradace téměř neohrožuje (Rejšek & Vácha 2018).

Degradace půdy způsobená erozí je jedním z nejdůležitějších problémů životního prostředí na světě (Bozali, 2020). Eroze půdy je hlavní hnací silou degradace půdy v degradovaných ekosystémech (Pan et al. 2019). Proces eroze je spojen se změnami vlastností půdy, které významně ovlivňují výnosy plodin. Degradace půdy způsobená tímto procesem zhoršuje hydrologické a jiné neproduktivní funkce půdy. Výzkum potvrdil, že eroze půdy může změnit nejen fyzikální a chemické vlastnosti půdy, ale také biologické vlastnosti, jako je mikrobiální složení, množství jednotlivých edafonů nebo aktivitu enzymu. Z dlouhodobého hlediska to může vést k postupné změně hydrologického režimu v krajině (Bílá et al. 2020). Země je v průběhu času narušována přírodními faktory, jako je vítr, sníh, déšť, krupobití, vlny a povrchové vody. Kromě těchto přírodních faktorů zvyšují riziko ztráty půdy také antropogenní činnosti, jako jsou nevhodné postupy při využívání půdy. Ztráta půdy v důsledku eroze je ve skutečnosti v mnoha oblastech světa nadále velkou hrozbou pro životní prostředí (Bozali 2020). Předpokládá se, že globální změna klimatu tyto problémy prohloubí zvýšením frekvence intenzivních bouří, což povede ke zvýšené erozi půdy a objemům odtoků (Pan et al. 2019).

Větrná eroze je dynamický proces, kdy jsou půdní částice odděleny a přemístěny erozivními silami větru. Větrná eroze začíná v době, kdy síly větru překročí prahovou hodnotu odporu půdy proti erozi. Rychlost a rozsah tohoto typu eroze jsou ovlivňovány geologickými, klimatickými a antropogenními faktory (Reháček et al. 2017). Tento degradační proces ovlivňuje změnu zrnitostního složení půdy a vodní režim půd. Dochází také ke snížení veškerých látek vázaných na erodované částice, zejména živin (Rejšek & Vácha 2018).

Vodní eroze není jen významným globálním problémem, ale také ohrožuje více než 50 % půdy v České republice. Odhaduje se, že ztráta půdy v důsledku eroze je 21 milionů tun ornice ročně (Bílá et al. 2020). V Evropě vodní eroze postihuje 115 milionů hektarů (ha) půdy a větrná eroze 42 milionů ha (Commission 2006). Rejšek & Vácha (2018) zdůrazňují, že dochází ke snížení schopnosti povrchové vrstvy půdy infiltrovat a zadržovat vodu.

Zhutnění je stav, kdy dochází ke zhoršení stavu půdy mechanickým tlakem. Ke zhoršení dochází nadměrnou intenzitou chovu (hustota zvířat při pastvě na daném povrchu) a nevhodným používáním těžkých strojů (Commission 2006). Dochází k poškození půdních agregátů a vytvoření zhutněné vrstvy do hloubky. Ztráta struktury půdy vede k nižší infiltraci, snížení drenáže a zvýšení odtoku z povrchu. Snižuje také pohyby půdních plynů (O_2 , CO_2) (Dominati et al. 2010). Přirozené utužení půd bez antropogenního zásahu souvisí s tzv. genetickým utužením půd, které je určeno povahou půdotvorného substrátu, půdní reakcí, vlastnostmi sorpčního komplexu, strukturou půdy a půdotvorným procesem. V České republice je nadměrným zhutněním ovlivňováno okolo 50 % půd (Rejšek & Vácha 2018).

Asi 45 % půdy v Evropě má nízký nebo velmi nízký obsah organických látek. Organická hmota je důležitá složka půdy a hlavní zdroj potravy a energie pro půdní organismy. Je tedy základem úrodnosti půdy. Hraje také zásadní roli ve struktuře půdy. Půdní organismy se živí organickou hmotou. Proto pokles organické hmoty vede ke ztrátě biologické rozmanitosti půdy. Opět nevhodné zemědělské postupy tento pokles urychlují (Commission 2006). V našich podmínkách je úbytek organické půdy spojen s úbytkem živočišné výroby. V tropických oblastech dochází k rychlé mineralizaci organické hmoty vlivem vlhkosti a vysoké teploty (Rejšek & Vácha 2018).

Soil sealing (zábor půdy) je nevratné zakrytí půdy (ztráty úrodné půdy), které se týká 9 % rozlohy EU a zhoršuje se rozrůstáním měst, průmyslu a dopravních sítí (Commission 2006). Na záborů půd má vliv i proces urbanizace, která celosvětově pokračuje rychlostí 2 ha za minutu. Urbanizace obecně charakterizuje procento obyvatel žijících ve velkých městech. V období posledních cca 5 let došlo k záboru až 25 ha zemědělské půdy denně (Rejšek & Vácha 2018).

Některé z těchto hrozeb jsou umocňovány účinky změny klimatu, který způsobuje nárůst teplot a extrémních povětrnostních jevů. Pokud dojde ke spojení některých zmíněných hrozeb, může to vést až k dezertifikaci. Výsledkem různých procesů degradace půdy částečně spojených se suchými nebo subaridními klimatickými podmínkami je desertifikace (Commission 2006). Zemský povrch je ze 40 % pokryt suchými oblastmi. Desertifikace postihuje 33-38 % povrchu Země. Jedná se o proces, při kterém dochází k rozšiřování pouštních oblastí. Tyto pochody jsou urychlovány antropogenními vlivy, například pastvou ovcí a koz v suchých oblastech. Tyto druhy dobytka spásají rostliny až ke kořenům, a nedovolují jejich účinnou obnovu (Rejšek & Vácha 2018). Náklady na degradaci půdy v EU se odhadují přibližně na 38 miliard EUR každý rok (Commission 2006).

3.2.2 Chemická a biologická degradace půdy

V rámci chemické degradace půdy dochází v půdě k procesům salinizace (zasolování půd), acidifikace (okyselování půd) a kontaminace potenciálně toxickými prvky a sloučeninami (Rejšek & Vácha 2018).

Salinizace: Zasolováním je postiženo 3,8 milionu ha evropských půd. Salinizace se zhoršuje nevhodným zavlažováním a změnami ve vegetaci (Commission 2006). Dochází při ní k akumulaci solí, jako je chlorid sodný nebo hořečnatý. Snižuje vodní potenciál a ztěžuje přijímání vody rostlinami. Krystaly soli mohou také zničit kořeny a rozložit půdní agregáty (Dominati et al. 2010). V České republice se tento proces téměř nevyskytuje. Velkým problémem je v aridních a semiaridních oblastech. K salinizaci se přispívá používáním zasolených odpadních vod na závlahy. Zasolování je také způsobeno používáním kalů ČOV a odpadních látek ke hnojení zemědělských půd (Rejšek & Vácha 2018).

Okyselování půd nastává, když dochází k produkci nebo vstupu kyselin (Rejšek & Vácha 2018). Kationy jsou nadměrně vyluhovány z půdy, když není vyvážená aplikace hnojiv nebo když je mineralizace příliš intenzivní z důvodu narušení struktury půdy (Commission 2006). Acidifikace souvisí s poklesem neutralizační kapacity půdy. Z antropogenních vlivů lze zmínit atmosférické depozice síry a dusíku ve formě kyselých dešťů. Acidifikace je přirozeně ovlivňována například působením humusu a organických kyselin, typem matečné horniny (Rejšek & Vácha 2018).

Procesy biologické degradace mohou také degradovat přirozený kapitál půd. Umělé narušení struktury půdy může vést k nadměrné aktivitě půdní bioty v důsledku okysličení, a tedy nadměrné mineralizace organické hmoty vedoucí ke ztrátě struktury a živin (Dominati et al. 2010).

Dřívější industrializace a špatné postupy řízení zanechaly dědictví tisíce kontaminovaných míst v Evropě. Odhadem existují 3,5 milionu potenciálně kontaminovaných lokalit v celé EU. Skutečný stav kontaminace se bude zřejmě týkat asi 0,5 milionu oblastí, které budou potřebovat nápravu. Nečistoty se mohou hromadit do takové míry, že brání funkci půdy. Mohou znečistit povrchové a podzemní vody, a tím ohrožovat vodní ekosystémy a dodávky pitné vody (Dominati et al. 2010). Kontaminace půd je zapříčiněna zvýšeným obsahem potenciálně rizikových látek v půdním prostředí. Kontaminanty lze rozlišit na potenciálně rizikové prvky (As, Cd, ZN, Pb, Hg) a persistentní organické polutanty (např. pesticidy, polycyklické aromatické uhlovodíky) (Ministerstvo zemědělství).

Sesuvy půdy se vyskytují nejčastěji v oblastech s vysoce erodovatelnými půdami, jílovitým podložím, strmými svahy, intenzivními a hojnými srážkami. I když se jedná o přírodní jevy, jsou zhoršovány lidskými aktivitami. Sesuvy půdy představují rostoucí hrozbu v důsledku populačního růstu, letní a zimní turistiky a intenzivního využívání půdy (Dominati et al. 2010). Při devastacích v důsledku sesuvu půdy vznikají nedozírné škody na liských obydlích, komunikacích a na životech (Rejšek & Vácha 2018).

Přírodní poruchy a zemědělské postupy, jako je zpracování půdy, zavlažování, spalování a aplikace pesticidů a hnojiv způsobují nerovnováhu ve fyzikálních a chemických parametrech, jako je struktura půdy, vlhkost půdy, pH a organické látky (Maurya et al. 2020).

Poškození struktury půdy má dopady na další environmentální média a ekosystémy (Commission 2006).

3.3 Ochrana půdy

Rejšek & Vácha (2018) rozdělují nástroje na ochranu kvality půdy na restriktivní a nerestriktivní. Do restriktivních nástrojů zahrnují legislativu, kontrolu jejího dodržování a využívání ekonomických nástrojů. Do druhé skupiny patří osvěta a vzdělání v oblasti ochrany půdy (Rejšek & Vácha 2018).

3.3.1 Restriktivní opatření v rámci ochrany půdy

Různé politiky Společenství přispívají k ochraně půdy. Zejména se jedná o politiku životního prostředí (Commission 2006) a zemědělskou politiku (Kapička et al. 2020). Politika životního prostředí zastřešuje například komodity vzduch a vodu (Commission 2006). Agroenvironmentální opatření a podmíněnost, tj. spojující způsobilost zemědělce pro zemědělské dotace v souladu s ochranou životního prostředí je významná součást zemědělské politiky (Kapička et al. 2020). V rámci ochrany půdy Evropská unie nastavuje základní pravidla pro členské státy. Podrobnější podmínky jsou nastaveny v národní legislativě jednotlivých zemích. Ekonomické nástroje stanovují pravidla přidělení dotačních titulů na úrovni nadnárodních předpisů.

V České republice je ochrana půdy v gesci Ministerstva životního prostředí ČR. Ministerstvo zemědělství ČR zajišťuje dotační tituly závislé na podmínkách dodržování správné zemědělské praxe (DZES). Dodržování podmínek ochrany půdy je kontrolováno ministerstvem životního prostředí prostřednictvím České inspekce životního prostředí (ČIŽP), která zodpovídá i za dodržování podmínek vyhlášky o kontaminaci půd. Dodržování pravidel uvedených v „erozní vyhlášce“ jsou kontrolovány samosprávou obcí s rozšířenou působností (Rejšek & Vácha 2018).

Ustanovení ve prospěch ochrany půdy se šíří v mnoha oblastech a v mnoha případech jsou také určeny k ochraně jiných environmentálních médií nebo k podpoře jiných cílů. Proto stanovená pravidla nepředstavují soudržnou politiku ochrany půdy. I kdyby byly stávající politiky plně využity, tak zdaleka nepokryjí všechny identifikované hrozby pro jednotlivé půdy (Commission 2006). Existují zprávy o slabých nápravných strategiích na ochranu půdních zdrojů v Evropské unii. Důvodem je jednak nedostatek závazných předpisů (Tepes et al. 2021), a jednak absence silné koordinace politik ochrany půdy mezi členskými státy (Ronchi et al. 2019). Z tohoto důvodu degradace stále pokračují (Tepes et al. 2021).

3.3.2 Nerestriktivní opatření v rámci ochrany půdy

Tyto nástroje zahrnují například projekty a organizace jako International Union of Soil Societas (IUSS) nebo FAO. Členem IUSS jsou i Národní pedologické společnosti (Rejšek & Vácha 2018).

Například v České republice je nástroj pro hodnocení eroze (Monitoring eroze zemědělské půdy), který je zajišťován Státním pozemkovým úřadem společně s Výzkumným ústavem meliorací a ochrany půdy, v.v.i. (VÚMOP, v.v.i.). Cílem je získat a vyhodnotit objektivní informace o rozsahu problémů s erozí a účinnosti politik v této oblasti (Kapička et al. 2020). VÚMOP, v.v.i. také umožňuje široké veřejnosti používat „erozní kalkulačku“ nebo

„výpočet bilance uhlíku v půdě“. Česká pedologická společnost organizuje konferenci „Pedologické dny“ (Rejšek & Vácha 2018).

3.3.3 Způsoby prevence a ochrany půdy

Půdu lze chránit třemi základními skupinami opatření. Agrotechnická opatření vystihují změny v hospodaření na půdě (Konečný et al. 2013). Pro tento účel byly široce používány postupy ochrany půdy, jako je snížené nebo žádné zpracování půdy, mulčování a zakrytí půdy, dekompakce, vegetační nárazníkové zóny a střídání plodin (Tepes et al. 2021). Zemědělství může mít pozitivní vliv na stav půdy. Například postupy obhospodařování půdy, jako je ekologické a integrované zemědělství nebo extenzivní zemědělské postupy v horských oblastech, mohou udržovat a zlepšovat organickou hmotu v půdě a zabránit sesuvům půdy (Commission 2006). Základem organizačního opatření je situování pozemků, volba vhodné rozlehlosti a tvaru pozemku, přerušovací a zasakovací pásy, zatravnění údolnic nebo výsadba krajinných prvků. Tehnická opatření zahrnují všechna opatření, která vycházejí ze změn krajiny. K technickým opatřením jsou zařazovány protierozní meze, svodné příkopy, suché nádrže (poldry), hydrografické úpravy, výstavba vodních útvarů (Konečný et al. 2013).

Pro prevenci a zmírnění degradačních procesů, by se kromě vhodné lokální technologie v zemědělství, měla půda správně ekologicky využívat. Také je důležité provádět sanace půdy (vápnění, hnojení, odvodnění, přísun dalších organických látek) a mít vyvážený obsah prvků v půdě (Kölli & Kanal 2010).

Opatření k zabránění degradaci půdy jsou stejně četná a různá jako faktory, které způsobují problém. Obecně jsou činnosti zaměřené na prevenci degradace půdy tyto:

- Posílení veřejného povědomí o ochraně půdy – vytvoření institucí pro průzkum půdy, pro sdílení a šíření informací, investice do nových technologií vhodných pro místní půdní podmínky, věnovat při plánování krajiny podstatnou pozornost vlastnostem půdy a funkcím ochrany životního prostředí.
- Zavádění spolehlivých opatření pro udržitelné využívání a ochranu půdy – šíření správné místní zemědělské praxe, respektování znalostí a praxe místních komunit, organizování ekologické expertízy projektů týkajících se půd.
- Systematické monitorování půdy s distribucí informací – zpřístupnění materiálů pro mapování půdy pro uživatele půdy a jejich aplikace pro obhospodařování půdy.
- Státem podporované programy vápnění orné půdy, obnovy kontaminovaných půd a rekonstrukce odvodněných oblastí a obnova vegetace obklopující budovy, silnice a oblasti ohrožené degradací.
- Prosazování právních předpisů na ochranu úrodných půd (omezit zakrývání půd s vysokou agronomickou kvalitou) (Bozali 2020).

Revegetační programy jsou přírodní řešení pro obnovu degradovaných ekosystémových služeb v erodovatelné krajině. Zlepšují funkce ochrany půdy. Revegetace je proces obnovy vegetace v krajině za účelem ochrany narušené půdy a urychlení jejího návratu ke stabilitě a produktivitě (Pan et al. 2019).

3.4 Funkce půdy

Vymezení jednotlivých funkcí půdy je uváděno různými autory zcela odlišně. Dle směrnice, která vytváří rámec pro ochranu půdních funkcí, půdy zahrnují produkci biomasy, včetně zemědělství a lesnictví; shromažďování, filtrování a transformace živin, látek a vody; zásobárnu biodiverzity, jako stanovišť, druhů a genů; zdroje surovin, působení jako zásobárna uhlíku; fyzikální a kulturní prostředí pro lidi a lidské činnosti a v neposlední řadě funkce jako archiv geologického a archeologického dědictví. Z toho vyplývá, že tato směrnice podporuje zachování schopnosti půdy naplňovat environmentální, ekonomické, sociální a kulturní funkce (Sáňka & Materna 2004).

Novák (2001) rozdělil funkce půdy do tří skupin, a to na funkce přírodní, funkce užitkové a funkce kulturní. První skupinu zahrnují půdy, která tvoří prostor pro všechny živočišné a rostlinné organismy, produkuje biomasu, zajišťuje koloběh živin, je prostředníkem při výměně tepelné energie mezi zemí a ovzduším, zahrnuje procesy infiltrace, akumulace a retence vody. Funkce přírodní zajišťují i procesy transformační, pufrovací a neutralizační. V rámci druhé skupiny je půda výrobním prostředkem, má produkční funkci a potenciál. Využívá se k hospodaření, bydlení, rekreaci a je zdrojem neobnovitelných surovin. Funkce kulturní vypovídá o historii obyvatel, o změnách klimatu a odhaluje archeologické nálezy (Novák 2001).

Půda v rámci své úrodnosti je schopna vytvářet nejvhodnější podmínky pro růst a vývoj rostlin v období vegetace. Tato její schopnost je závislá na vlastnostech (fyzikálních, chemických, mineralogických a biologických), které získává během svého vzniku a vývoje. Příznivý vodní, vzdušný a živný režim půd je ovlivňován kombinací fyzikálních a chemických vlastností. Půdní úrodnost lze rozlišit na potenciální a efektivní. Potenciální úrodnost je přirozená, bez zásahu člověka a je daná vývojem půdy. Naopak u efektivní se jedná o úrodnost po zásahu člověka, tedy je podmíněna kultivací (Sáňka et al. 2018). Úrodná půda zajistí pokračující přísun rozpuštěných minerálních živin v množství a relativních poměrech vhodných pro optimální růst rostlin (Brady & Weil 2017). Půdní organická hmota je významným zdrojem uhlíku, dusíku, fosforu a síry (Sáňka & Materna 2004).

Další důležitou funkcí půdy je retenční schopnost, což je schopnost půdy absorbovat vodu. Tato vlastnost je závislá na textuře a struktuře půdy. Zásoba vody je dána především srážkami a výškou hladiny podzemní vody. Retenční schopnost půdy významně ovlivňuje průběh povrchového odtoku a snižování kulminačních průtoků velkých vod (Sáňka et al. 2018).

Recyklační funkce půdy má význam pro opakované použití živin, rostlin a zvířat. Recyklace je samozřejmě životně důležitá pro ekosystémy, ať už jde o lesy, farmy nebo města. Půdní systém hraje klíčovou úlohu v hlavních geochemických cyklech. Půdy mají schopnost asimilovat velké množství organického odpadu, přeměnit jej na prospěšnou organickou hmotu půdy. Dále přeměňují minerální živiny z odpadu do forem, které mohou rostliny a zvířata využívat, a vrátit uhlík do atmosféry jako oxid uhličitý, kde se opět stane součástí živých organismů prostřednictvím fotosyntézy rostlin. Některé půdy mohou hromadit velké množství uhlíku jako půdní organické hmoty, čímž se sníží koncentrace atmosférického oxidu uhličitého a potenciálně se zmírní globální změna klimatu (Brady & Weil 2017).

Z hlediska biosféry půda působí jako významný zdroj genetické informace. Půda také zabezpečuje uchování a fungování mnoha ekosystémů, které ovlivňují tvorbu půdy, cykly živin

nebo fixaci dusíku. Organismy obsažené v půdě ovlivňují tvorbu a stabilizaci půdní struktury a pozitivně ovlivňují úrodnost půdy (Sáňka et al. 2018).

Půda umožňuje zakládání staveb, ovlivňuje využití území a formování krajiny (Sáňka et al. 2018). Půda je jednou z prvních a nejpoužívanějších stavebních materiálů. Téměř polovina lidí ve světě žije v domech postavených z půdy (Brady & Weil 2017).

Půda střeží archeologické stopy před defekty a vypovídá o historii využití území a jednotlivých typů osídlení. Mimo jiné také poskytuje svědectví o historii klimatických změn (Sáňka et al. 2018).

3.5 Ekosystémové služby

Půda je jedním z druhově nejbohatších stanovišť suchozemských ekosystémů a její funkce zahrnují výrobu biomasy, udržování rovnováhy živin, chemickou recyklaci a skladování vody (Jónsson & Davídsdóttir 2016).

Životní prostředí nebo přírodní kapitál lze považovat za zásoby, které se podobají výnosům z lidského kapitálu prostřednictvím svých četných toků zboží a služeb do budoucnosti (Jónsson & Davídsdóttir 2016). Společně byly různé služby z přírodního kapitálu označovány jako „ekosystémové služby“ a jsou definovány jako výhody, které lidé získávají z ekosféry a jejích ekosystémů (Millenium Ecosystem Assessment 2005). Při posuzování ekonomické hodnoty ES musí být služby poskytované ekosystémem identifikovány, klasifikovány a poté ekonomicky oceněny (Millenium Ecosystem Assessment 2005, Jónsson & Davídsdóttir 2016).

Bylo vytvořeno několik klasifikací pro identifikaci ekosystémových služeb (ES). V rámci hodnocení ekosystémů se nejčastěji používají nástroje jako Ekonomie ekosystémů a biologické rozmanitosti, společná klasifikace služeb ekosystémů a otevřenost. ES mohou být také rozděleny na poskytování služeb (výživa, materiály, energie), regulace a údržbu služeb (zprostředkování odpadů, toxoplastiky a jiných rušivých vlivů, zprostředkování toků, udržování fyzikálních, chemických a biologických podmínek) a kulturní služby (fyzické, duševní, duchovní a symbolické interakce s biotou, ekosystémy a pevninou / mořem) (Pereira et al. 2018)

Koncept ekosystémových služeb se stal důležitým modelem pro propojení fungování ekosystémů s blahobytem lidí. O významu tohoto konceptu svědčí publikace Millennium Ecosystem Assessment, která zahrnuje práci více než 1300 vědců. Jedním z klíčových výsledků bylo zjištění, že globálně je 15 z 24 zkoumaných ekosystémových služeb ve stavu úpadku (Millenium Ecosystem Assessment 2005), což bude mít pravděpodobně velký a negativní dopad na budoucí blahobyt člověka (Millenium Ecosystem Assessment 2005, Fisher et al. 2009). Jedním z jasných výzev bylo zvýšení a soustředěný výzkum měření, modelování a mapování ekosystémových služeb a hodnocení změn v jejich poskytování s ohledem na blahobyt člověka (Fisher et al. 2009).

Fisher et al. (2009) zmínili, že literatura příliš nerozlišuje, jak by měly být ekosystémové služby definovány. Běžně jsou uváděny tři definice:

1. Podmínky a procesy, kterými přírodní ekosystémy procházejí, a druhy, které je tvoří, udržují a naplňují lidský život.
2. Výhody lidské populace pocházejí přímo nebo nepřímo z funkcí ekosystému (Fisher et al. 2009).

3. Výhody, které lidé získávají z ekosystémů (Millenium Ecosystem Assessment 2005).

Boyd & Banzhaf (2007) popsali alternativní definici. Podle jejich definice nejsou ekosystémové služby výhodami, které lidé získávají z ekosystémů, ale spíše ekologickými složkami, které jsou přímo konzumovány nebo využívány k vytváření blahobytu člověka. Objasňují důležitý rozdíl v tom, že služby a výhody nejsou totožné. Rekreace, často nazývaná ekosystémová služba, ve skutečnosti zahrnuje vícestupňové výhody. Často jsou pro rekreaci nezbytné lidské, sociální a budované kapitálové vstupy, které mohou pomoci vytvořit rekreační přínos. Může být celá řada ekologických složek včetně lesa, louky nebo výhledu (Boyd & Banzhaf 2007).

Dominati et al. (2010) zmínil produkční, regulační a informační role ekosystémů. První role popisuje schopnost ekosystému produkovat zdroje zajímavé pro člověka. Regulační roli popisuje jako schopnost ekosystémů se samostaně regulovat, absorbovat lidské emise, recyklovat je a zůstat stabilní. V rámci informační role mají ekosystémy schopnost inspirovat lidi a vyrábět nemateriální zboží (Dominati et al. 2010).

Služby jsou často závislé na prospěchu (Boyd & Banzhaf 2007), což znamená, že přínos, o které se zajímáme, bude diktovat to, co chápeme jako ekosystémovou službu. Například vodohospodářské jsou mezilehkým vstupem do konečné služby poskytování čisté vody. Jednou z výhod je lepší kvalita vody. Pokud by se ale někdo zajímal o konečnou službu produkce ryb, pak by se zásobování vodou přesunulo z konečné služby na přechodnou. To znamená, zda se služba považuje za konečnou nebo se bude měnit meziprodukt v závislosti na tom, co se oceňuje, sleduje nebo měří. Rozhoduje také o tom, kdo jsou příjemci, aby bylo možné plně využít závislost zisku (Fisher et al. 2009).

Koncepční rámec pro klasifikaci, kvantifikaci a modelování půdního přírodního bohatství a ekosystémových služeb poskytuje širší a komplexnější přístup než předchozí pokusy o identifikaci půdních ekosystémových služeb propojením půdních ekosystémových služeb s půdním přírodním kapitálem. Ukazuje, jak vnější faktory ovlivňují procesy, které jsou základem přírodního kapitálu a ekosystémových služeb v půdě, a jak přispívají ekosystémové služby k blahobytu lidí. Rámec se skládá z pěti hlavních vzájemně propojených složek. Jako první složka je půda jako přírodní kapitál. Další složka zahrnuje tvorbu, údržbu a degradaci přírodního kapitálu. Další složky jsou hybné síly půdních procesů; zajišťování, regulace a kulturní služby půdního ekosystému a lidské potřeby uspokojované službami půdního ekosystému (Dominati et al. 2010).

Jelikož různé zúčastněné strany (nebo dokonce jednotlivci) vnímají různé přínosy ze stejných ekosystémových procesů, mohou být občas protichůdné. Například pro globálně zúčastněné strany může být služba uhlíkové sekvence tropických deštných pralesů cenná pro regulaci klimatu, ale lokálně může být les ceněn jako palivové dřevo. Další komplikace vyplývají ze skutečnosti, že mnoho přechodných a konečných ekosystémových služeb je cenných, protože přinášejí výhody lidem, i když samotní účastníci tuto službu nevnímají. Regulace klimatu je příkladem životně důležité služby pro blahobyt člověka, kterou velká část populace Země pravděpodobně nevnímá (Fisher et al. 2009).

Podle Dominati et al. (2010) lze při poskytování služeb identifikovat následující role půd:

- Úloha plodnosti – cykly živin v půdě zajišťují obnovu plodnosti, dodávají živiny rostlinám, a tím přispívají k jejich růstu;
- Role filtrační a zásobovací – půdy fixují a ukládají procházející rozpuštěné látky a tím čistí vodu. Ukládají také vodu, kterou mohou rostliny využívat, a účastní se zmírňování povodní;
- Strukturální úloha – půdy poskytují fyzickou podporu rostlinám, zvířatům a lidským infrastrukturám;
- Úloha v oblasti změny klimatu – půdy se podílejí na regulaci klimatu prostřednictvím sekvestrace uhlíku a regulace emisí skleníkových plynů (N₂O a CH₄);
- Úloha zachování biologické rozmanosti – půdy jsou zásobníkem biologické rozmanitosti. Poskytují stanoviště pro tisíce druhů, které regulují například kontrolu škůdců nebo odstraňování odpadů,
- Role zdroje – půdy mohou být zdrojem materiálů jako je rašelina a jíl (Dominati et al. 2010).

Pascual et al. (2015) vyjasňují souvislost mezi hodnotami a službami. Především identifikují ekosystémové služby, které mají zvláštní význam pro půdy. Předpokládají, že jednoduchým způsobem, jak určit hodnotu půdní biologické rozmanitosti a jejích služeb, je zaměřit se na regulační a podpůrné služby, z nichž některé jsou vyráběny lokálně, ale jsou využívány soukromě i veřejně. V rámci celkového rámce ekonomické hodnoty je hodnota těchto služeb spojena se dvěma hodnotovými komponenty. První je celková hodnotou produkce, kterou tvoří hlavně hodnoty pro soukromé a veřejné nepřímé použití. Druhá je hodnota přirozeného pojištění. Zachycení těchto dvou typů hodnot je spojeno s klíčovými výzvami, které je třeba zvážit. Cílem je navrhnout vhodné možnosti politiky na podporu optimálních investic do biologické rozmanitosti půdy. Pouze na základě porozumění složitým interakcím mezi biologickými procesy, zemědělskými postupy a určujícími faktory ekonomické hodnoty zdrojů je možné vyhodnotit přínos biologické rozmanitosti půdy a služeb půdního ekosystému pro ekonomické hodnoty (Pascual et al. 2015).

Půdy poskytují a regulují velký počet ekosystémových služeb (ES) a hrají důležitou roli v udržování lidstva. Výhody, které získáváme z půdy, jsou přímo nebo nepřímo spojené s čistotou vzduchu, vody a produkcí potravin. Ekosystémové služby jsou klíčové pro zmírnění chudoby a zmírnění změny klimatu. To jsou některé z nejdůležitějších výzev naší společnosti. Druh, množství nebo kvalita půdy ES závisí na konkrétních environmentálních charakteristikách, které stanoví vlastnosti a funkce půdy. Ocenění půdy ES závisí na přírodních rysech a typu řízení. Neudržitelné postupy vedou k degradaci / deocenění půdy a k velkému počtu disslužeb, zatímco udržitelné postupy mohou vést a zlepšovat půdu ES. Kvalita a množství půdy ES v dlouhodobém horizontu budou záviset na tom, jak udržitelným způsobem spravujeme svou půdu (Pereira et al. 2018).

Půdy jsou dynamické systémy, které vytvářejí více funkcí. Tyto funkce půdy podporují poskytování klíčových ekosystémových služeb, jako je regulace klimatu a vody, sekvestrace uhlíku nebo cyklování živin, z nichž všechny mohou být vážně postiženy zhoršenými ekosystémy. Obnova ekosystémů by se měla zaměřit nejen na obnovu kapacity půdy na

podporu zakládání vegetace, ale také na obnovení funkcí a služeb ekosystémů (Muñoz-Rojas 2018).

Ekosystémové služby poskytují lidem mnoho výhod, ale doposud se nevytvořila shoda o komplexním rámci pro jejich klasifikaci a ekonomické hodnocení, a proto nebyl vyvinut systematický přístup k hodnocení jejich významu (Jónsson & Davídsdóttir 2016).

3.6 Kvalita půdy

Kvalita půdy je měřítkem schopnosti půdy vykonávat ekologické funkce (Brady & Weil 2008), a poskytovat ekosystémové služby k udržení biologické produktivity a kvality životního prostředí a ke zlepšení zdraví rostlin a zvířat (Maurya et al. 2020). Dle Xu et al. (2017) je kvalita půdy považována za kritický indikátor pro hodnocení degradace nebo zlepšení půdy a identifikaci postupů managementu pro udržitelné využívání půdy. Kvalita půdy ve skutečnosti obsahuje tři aspekty, a to fyzikální, chemickou a biologickou kvalitu. Fyzikální kvalita půdy je však základem pro chemické a biologické procesy v půdě, a tak se stala aktuálním problémem pro lepší studium kvality půdy (Xu et al. 2017; Surya Prabha et al. 2020). Relativní podíly vzduchu, vody, minerálních látek a organických látek výrazně ovlivňují chování a produktivitu půd (Brady & Weil 2017). Například ideální půda v dobrém stavu pro růst rostlin by měla mít přibližně 50% objemové složení (asi 45% minerální podíl a 5% organický podíl) a 50 % by mělo být vyplněno póry, které jsou zaplněny přibližně z poloviny vzduchem a z poloviny vodou (Brady & Weil 2008).

Bylo navrženo mnoho definic kvality půdy s podobnými prvky. Kvalitní půda je schopna fungovat jako živý systém v rámci ekosystému, udržovat nebo zvyšovat produktivitu rostlin a zvířat, je schopna zachovat a zlepšit kvalitu vody a ovzduší a udržet zdraví rostlin, zvířat a lidí (Arshad & Martin 2002, Schloter et al. 2003). Kvalita půdy byla dalšími vědci také definována jako schopnost půdy fungovat v rámci hranic ekosystému a pozitivně reagovat na okolní ekosystémy (Karlen et al. 2003).

Brady & Weil (2008) uvedli, že půda má v rámci ekosystému určité klíčové role:

- Podporuje růst rostlin,
- do značné míry ovlivňuje tok vody v hydrologickém cyklu,
- recykluje odpadní produkty z přírody a ze společnosti,
- ovlivňuje složení a vlastnosti atmosféry,
- poskytuje stanoviště pro obrovskou rozmanitost organismů,
- v zastavěném prostředí funguje jako stavební materiál a podpora základů budov (Brady & Weil 2008).

Arshad & Martin (2002) funkce půdy charakterizovali takto:

- Produkční funkce,
- biotická funkce životního prostředí,
- klimatická regulace,
- hydrologické funkce,

- funkce ukládání,
- funkce regulace odpadu a znečištění,
- funkce životního prostoru,
- funkce kulturního dědictví.

V této souvislosti se nejedná jen o půdu jako takovou, ale o půdu jako sdruženého zdroje půdy, vody, vegetace a terénu, které poskytují základ pro její využívání. Kvalita půdy je dána kondicí nebo zdravotním stavem půdy v poměru k její kapacitě pro udržitelné využívání půdy a environmentální hospodaření (Arshad & Martin 2002).

Dle Karlena et al. (2003) se kvalita půdy stala mezinárodně uznávaným nástrojem založeným na vědeckých poznatcích pro podporu hodnocení, vzdělávání a porozumění zdrojům půdy.

S koncepcí kvality půdy souvisejí dva nejdůležitější faktory a to, že půdy mají přirozené a dynamické vlastnosti a procesy, a hodnocení kvality půdy musí odrážet biologické, chemické a fyzikální vlastnosti, jednotlivé procesy a jejich vzájemné působení (Karlen et al. 2003).

Bremer & Ellert (2004) zmiňují, že obavy ohledně kvality půdy vyplývají ze tří hlavních problémů zemědělství:

1. Jsou zemědělské zdroje nezbytné pro zachování zemědělské produktivity?
2. Jsou zemědělské půdy škodlivé pro životní prostředí (kvalitu vody a ovzduší, biologickou rozmanitost)?
3. Jsou zemědělské produkty bezpečné a výživné?

Jak je uvedeno v Tab. 1, tak vlastnosti půdy mají ve všech těchto cílech určitou úlohu. Například množství živin v půdě ovlivňuje složení a výnosy plodin, ale také vyplavování živin (Bremer & Ellert 2004).

Tab. 1 Kategorizace obecných cílů pro agroekosystémy (Bremer et Ellert 2004).

Typ cíle	Obecný cíl	Klíčové kontrolní proměnné
Hospodářská životaschopnost	Vysoká produktivita	Genetický potenciál, počasí, půda, management, ekonomie
	Nízké výrobní náklady	Potenciál výnosů*, vstupní požadavky*, vstupní náklady
	Nízké výrobní riziko	Kolísání trhu, kolísání výroby
Správcovství	Zachování úrodné půdy	Půda, klima, management
	Zdravá zvířata	Množství a kvalita krmiva *, choroby
	Vysoce kvalitní potraviny a vláknina	Chemická nebo mikrobiální kontaminace *, složení
Sociální	Životaschopné místní komunity	Velikost populace, hospodářská životaschopnost, hospodářská diverzifikace
	Životaschopný průmysl, instituce a infrastruktura	Ziskovost, velikost a odolnost průmyslu
Životní prostředí	Čistá voda	Klima, půda, management
	Čistý vzduch	Klima, půda, management
	Stanoviště volně žijících živočichů	Klima, půda, management

* Proměnné také ovlivňovaly půdní vlastnosti.

K pochopení půdy a k popisu jejích vlastností v obecnějším smyslu byla provedena velká část výzkumu. Například chemická funkce půdy byla hodnocena na celostátní, regionální a místní úrovni pomocí geochemického mapování. V 50. letech byla vyvinuta technika, která poskytovala informace o prostorovém rozložení chemických prvků a sloučenin na zemském povrchu. Obecně existuje mnoho prací na prozkoumání zjednodušených funkcí a postupů v oblasti vědy o půdě. Tyto práce se však pravidelně omezují na specifickou poddisciplínu, jako je půdní fyzika, půdní biologie nebo půdní chemie. Je třeba přezkoumat pokrok a vývoj v oblasti kvality půdy, vymezit, jak se tento pojem týká využití půdy a antropogenních činností (Bone et al. 2010).

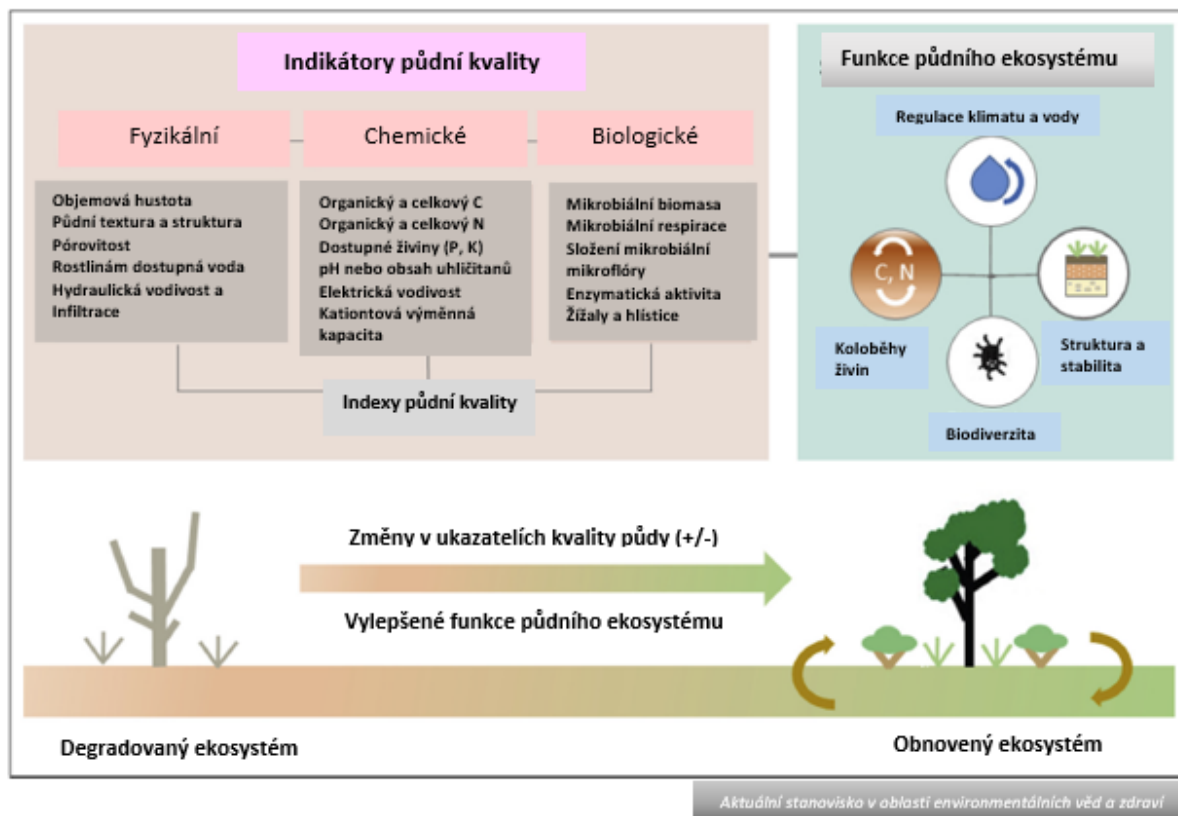
Je třeba neustále hodnotit kvalitu půdy, protože půda je komplexní a dynamická složka biosféry Země, která se neustále mění přírodními a antropogenními poruchami (Maurya et al. 2020).

3.7 Indikátory půdní kvality

Většinu funkcí půdního ekosystému není snadné přímo posoudit, proto jsou často odvozeny od měřitelných vlastností půdy, jako jsou ukazatele kvality půdy.

Indikátory půdní kvality jsou spojeny s klíčovými funkcemi půdního ekosystému (regulace klimatu a vody, koloběh živin, struktura a stabilita půdy, a biologická rozmanitost půdy a rostlin) a mohou pokrýt širokou škálu fyzikálních, chemických a biologických vlastností půdy (Obr. 1). Z fyzikálních indikátorů lze zmínit zejména objemovou hmotnost suché půdy, zrnitostní složení, strukturu půdy, agregátovou stabilitu, pórovitost, využitelnou vodní kapacitu,

hydraulickou vodivost a infiltrační schopnost. Z chemických indikátorů jsou to především obsah organického a celkového uhlíku a dusíku, obsah dostupných živin (P, K), pH, elektrická vodivost, kationtová výměnná kapacita a obsah karbonátů. A neméně významné biologické indikátory zahrnují zejména mikrobiální biomasu, mikrobiální respiraci, složení mikrobiální mikroflóry, enzymatickou aktivitu mikroorganismů, počet žížal a hlístic, které však bývají dostupné jen lokálně (Adhikari & Hartemink 2016; Bünemann et al. 2018; Muñoz-Rojas 2018).



Obr. 1 Ukazatele kvality půdy (Muñoz-Rojas 2018).

Dnešním velkým zájmem je lépe pochopit klíčové procesy v cyklu dusíku a definovat způsoby vysoce produktivního zemědělství, které chrání životní prostředí. Biologicky dostupný dusík je jedním z klíčů pro růst rostlin v zemědělství. Zároveň sloučeniny dusíku, jako jsou dusičnany, dusitany nebo N_2O hrají důležitou roli při znečištění životního prostředí. Na jedné straně jsou známy dva hlavní dodavatelské procesy N (mineralizace a fixace dusíku). Na druhé straně nitrifikace a denitrifikace mohou způsobit značné ztráty dusíku z vázaného půdního fondu (Schloter et al. 2003).

Indikátory kvality půdy se týkají měřitelných vlastností půdy, které podporují environmentální funkce nebo schopnost půdy produkovat plodiny. Měřitelné vlastnosti půdy jako hloubka půdy, obsah organické hmoty, dýchání, agregace, textura, objemová hustota, infiltrace, dostupnost živin a retenční kapacita jsou primárně ovlivněny konkrétním agroklimatickým regionem (Arshad & Martin 2002).

3.7.1 Chemické indikátory

Chemické ukazatele mohou poskytnout informace o rovnováze mezi půdním roztokem (voda a živiny) a půdními výměnami (jílovité částice, organická hmota), zdravím rostlin, nutričních požadavcích rostlinných společenstev a půdních živočichů. Tyto ukazatele vypovídají i o množství kontaminantů v půdě a jejich dostupnost pro zvířata a rostliny (Andrews & Wander 2011).

3.7.1.1 Organický a celkový uhlík a dusík

Obsah organické hmoty je jedním z nejdůležitějších ukazatelů kvality půdy pro zemědělské využití. Ztráty organické hmoty jsou nejzávažnějším projevem degradace zemědělského půdního fondu. Stanovení obsahu humusu (organické hmoty) má význam pro posouzení potřeby hnojení organickými hnojivy a vyhodnocení provádění protierozních opatření nebo případné vyhodnocení jejich účinnosti. Obsah organické hmoty je jedním z možných kritérií pro zpracování diferencovaných hodnot limitních obsahů rizikových prvků v půdě (Sáňka & Materna 2004).

Celkový uhlík (Tot C) je měřítkem jak organických, tak anorganických forem uhlíku v půdě. Organický uhlík je v půdě vázán v organické hmotě (SOC). Zahrnuje relativně dostupný organický uhlík, jako jsou zbytky čerstvých rostlin a stabilnější organický uhlík, který je v půdě chráněn (Cornell University 2020). Uhlík lze také nalézt v anorganické formě jako uhličitanové minerály, například uhličitan vápenatý (vápno) (FAO & ITPS 2015). Pokud půdy neobsahují uhličitanové minerály, je Tot C ekvivalentní SOC. Půdy s vysokou úrovní uhličitánů mají tendenci mít pH nad 7,2. Organický uhlík významně ovlivňuje fyzikální, biologické a chemické vlastnosti půdy. Měření Tot C je indikátorem organické hmoty ve vzorku půdy. Celkové množství veškerého organického materiálu v půdě se běžně nazývá půdní organická hmota (SOM). Uhlík je hlavním prvkem v půdní organické hmotě a tvoří 48-58 % celkové suché hmotnosti. SOM funguje jako dlouhodobý záchyt uhlíku a jako zásoba živin s pomalým uvolňováním. Půdy s vysokým Tot C mají tendenci vyžadovat nižší vstupy zemědělského podniku a být odolnější vůči suchu a extrémním srážkám (Cornell University 2020).

Dusík hraje důležitou roli při zlepšování úrodnosti půdy a slouží také jako důležitý ukazatel reprezentující úrodnost půdy (Maurya et al. 2020). Celkový dusík (Tot N) existuje v organických a minerálních formách. Pro rostliny je dostupný ve formě amonného iontu (NH_4^+) a dusičnanového iontu (NO_3^-). Většina Tot N je vázána v organické hmotě půdy. Anorganický dusík se uvolňuje z organických dusíkatých zdrojů v půdě, zejména bílkovin a aminokyselin. Tato složitá skupina organických sloučenin představuje zhruba 30 % celkového dusíku nalezeného v půdě. Toto množství se může značně lišit na základě postupů hospodaření s půdou: střídání plodin, obdělávání půdy a hnojení (Cornell University 2020). Stanovení minerálního dusíku v půdě je možné využít pro zjištění zpřesnění potřeby hnojení (brzy z jara). Naopak na podzim před zámrzem pro identifikaci případného nebezpečí vyplavení nitrátového dusíku a ohrožení kvality vod (Sáňka & Materna 2004).

Půdní mikroorganismy rozkládají organickou hmotu, především proto, aby získaly uhlík a dusík pro výrobu biomasy. Půdní biota vyžaduje dusík pro syntézu vlastních proteinů a dalších organických molekul obsahujících organické molekuly (ATP, DNA atd.). Pokud v organické hmotě neexistuje dostatek dusíku, mohou se mikrobiální populace rozkládat, mohou soutěžit

s rostlinnými plodinami o anorganický dusík. Tomu se říká znehybnění. Naopak, pokud organická hmota obsahuje dostatečné množství dusíku ke splnění mikrobiálních požadavků, přebytek anorganického dusíku se uvolňuje do plodin (Cornell University 2020, Maurya et al. 2020).

Udržitelné hospodaření s půdou usiluje o zvýšení množství a kvality fondu celkového uhlíku a celkového dusíku. Budování Tot C a Tot N lze dosáhnout začleněním organické hmoty ve formě krycích plodin, zbytků plodin a hnoje. Bylo prokázáno, že rostlinné zbytky plodin a omezené postupy zpracování půdy zvyšují ukládání uhlíku a dusíku v půdě. Přesné měření uhlíku a dusíku ve vzorcích půdy se provádí pomocí teplotně regulované suché spalovací pece s automatickou regulací průtoku a tlaků plynu (Cornell University 2020).

Poměr C/N patří k podstatným indikátorům kvality půdy a lze tedy konstatovat, že užší poměr C/N je výsledkem vyšší kvality humusu a doporučená hodnota poměru je 10:1 nebo hodnoty nižší (Sáňka & Materna 2004, Šindelková et al. 2016). Cyklus uhlíku a dusíku se navzájem ovlivňují. Poměr uhlíku k dusíku je používán jako indikátor množství uhlíku ve vztahu k obsahu dusíku v organickém materiálu. Poměr mezi C/N v organické hmotě má vliv na mobilitu dusíku. Při širším poměru C/N než 25:1 trpí rostliny nedostatkem dusíku v důsledku jeho spotřebování mikroorganismy (biologická fixace dusíku mikroorganismy). Naopak při užším poměru C/N než 20:1 dochází k mineralizaci organické hmoty a uvolnění C. V našich půdách je obvyklý poměr C:N 10-15:1, což má za následek vítězství mineralizace nad procesy imobilizace. Naše půdy vyžadují pravidelný intenzivnější přísun organické hmoty (Šindelková et al. 2016).

3.7.1.2 Obsah dostupných živin (P, K)

Fosfor a draslík patří k základním živinám, které ovlivňují úrodnost půdy. V ČR jsou sledovány v rámci Agrochemického zkoušení zemědělských půd v kompetenci ÚKZÚZ (Ústřední kontrolní a zkušební ústav zemědělský). Stanovují se dle technické normy ve formách přijatelných pro rostliny (Sáňka et al. 2018). Využívá se metoda Mehlich 3 a výsledky podávají informace o aktuálním stavu základních živin v půdě (Sáňka et Materna 2004, Sáňka et al. 2018).

Fosfor je základní živina pro suchozemskou produktivitu a hraje důležitou roli při přeměně uhlíkové biomasy na půdní organickou hmotu. Půdní fosfor také působí jako indikátor, který představuje úrodnost půdy spolu s dusíkem, protože ovlivňuje různé vlastnosti půdy, růst rostlin i mikrobiální aktivity a její strukturu (Maurya et al. 2020).

Draslík je třetí významná základní makroživina po dusíku a fosforu v rámci výživy rostlin. Je hojně dostupný uvnitř zemské kůry. Draslík hraje významnou úlohu u rostlin v rozvoji kořenů. Pomáhá rostlinám snášet různé biotické a abiotické stresy a také pomáhá aktivovat enzymy pro metabolické procesy v rostlinách. Nepřiměřená hladina draslíku v půdě způsobuje snížení výnosu a kvality plodin. Draslík ovlivňuje schopnost rostlin fixovat dusík ovlivněním mikrobiální komunity. Má vliv na různé fyziologické a metabolické procesy rostliny (Maurya et al. 2020).

3.7.1.3 pH v půdě

Hodnota pH půdy se obecně týká stupně kyselosti nebo zásaditosti půdy (Andrews & Wander 2011). Chemicky lze pH vymezit jako záporný logaritmus koncentrace vodíkových iontů a používá se jako symbol půdní reakce. U půd se stanovuje výměnné pH, které označuje a popisuje ionty vázané sorpčním komplexem. Aktivní pH charakterizuje pH půdního roztoku. (Sáňka & Materna 2004). Vzhledem k tomu že stupnice pH je v logaritmických jednotkách, je důležité si uvědomit, že změna jen několika jednotek pH může vyvolat významné změny v chemickém prostředí a citlivých biologických procesech. Například půda s pH 5 je 10krát nebo 100krát kyslejší než půda s hodnotami pH 6 nebo 7 (Andrews & Wander 2011). Půdní pH je považováno za významnou vlastnost půdy, protože určuje přístupnost živin a fyzický stav půdy kontrolující rozmanitost mikrobů v půdě. Hodnota pH ovlivňuje pufrovací kapacitu a kvalitu organických látek v půdě. Sáňka & Materna (2004) zmínili, že je hodnota pH jedním z kritérií pro zpracování stanovených odlišností mezních hodnot obsahů rizikových prvků v půdě. Pokles pH půdy způsobuje pokles mikrobiálního růstu a aktivity. Zvýšení pH půdy vede ke zvýšení mikrobiální biomasy (Maurya et al. 2020).

3.7.1.4 Elektrická vodivost

Elektrická vodivost půdy (EC) měří schopnost půdní vody přenášet elektrický proud (USDA 2008). Poskytuje odhad celkových rozpustných solí (Heil & Sposito 1997). Elektrická vodivost je elektrolytický proces, který se uskutečňuje hlavně prostřednictvím pórů vyplněných vodou. Kationty (Ca^{2+} , Mg^{2+} , K^+ , Na^+ , NH_4^+) a anionty (SO_4^{2-} , Cl^- , NO_3^- a HCO_3^-) ze solí rozpuštěných v půdní vodě nesou elektrický náboj a vedou elektrický proud. Kritická elektrická vodivost, při které je ovlivňován růst, závisí na rostlinných druzích (Heil & Sposito 1997). Elektrická vodivost se vztahuje k obsahu jílu a ke kationtové výměnné kapacitě (Sáňka & Materna 2004). V suchých a polosuchých oblastech může přítomnost vyměnitelného sodíku způsobit bobtnání půdních agregátů a disperzi jílu, což má za následek snížení hydraulické vodivosti (Heil & Sposito 1997). V zemědělství se EC používá hlavně jako měření slanosti půdy. V nesolených půdách však může být odhadem jiných vlastností půdy, jako je vlhkost půdy, hloubka půdy a obsah živin jako například koncentrace dusičnanů (USDA 2008).

3.7.1.5 Kationtová výměnná kapacita

Kationtová výměnná kapacita (CEC) je schopnost půdy absorbovat kationty z půdy a propůjčovat půdě negativní náboj (Maurya et al., 2020). CEC je důležitým ukazatelem schopnosti půd poutat živiny, ale i rizikové prvky (Sáňka & Materna 2004). Dle (Oliver et al. 2013) se označuje záporný náboj na jednotku hmotnosti půdy a měří se jako celkový počet molů náboje. Poskytuje také pufrovací kapacitu proti změně pH v půdě. Kationtová výměnná kapacita (CEC) působí jako citlivý indikátor pro stanovení schopnosti půdy zadržovat živiny, její úrodnosti a dlouhodobé produktivity. Půdy s vysokým CEC mají vysoký obsah jílu a vysokou schopnost zadržovat vodu. Rovněž půda s vysokým CEC vyžaduje menší aplikaci hnojiv. CEC se zvyšuje se zvyšováním pH. Půdy s vyšším CEC mají vysokou organickou hmotu a půdy s vysokou organickou hmotou také vyšší mikrobiální diverzitu a hojnost (Maurya et al. 2020).

3.7.1.6 Nasycenost sorpčního komplexu

Nasycenost sorpčního komplexu bazickými kationty vyjadřuje procentuální podíl bazických iontů v sorpčním komplexu. Značí se V a množství se uvádí v procentech (Sáňka & Materna 2004; Sáňka et al. 2018). K základním kationtům patří Ca^{2+} , Mg^{2+} a K^+ . Základní kationty jsou odlišovány od kyselých kationů H^+ a Al^{3+} . Když je v půdě hodnota pH kolem 5,4 nebo nižší, je Al^{3+} přítomen ve významně vysoké koncentraci, která brání růstu většiny druhů rostlin, a čím nižší je pH půdy, tím větší je množství toxického Al^{3+} . Půdy s vysokým procentem nasycenosti sorpčního komplexu jsou obecně úrodnější (Sonon et al. 2017). Nasycenost sorpčního komplexu hraje důležitou roli při hodnocení taxonomické klasifikace půdy a úrodnosti půdy. Její metody měření v půdě mají obvykle mnoho nevýhod, jsou namáhavé, časově náročné, s destruktivními následky pro vzorky. Dle Rawal et al. (2019) je definována jako součet čtyř bazických kationtů (Ca^{2+} , Mg^{2+} , K^+ a Na^+) ve vztahu k celkové kationtové výměnné kapacitě (CEC) v půdě při pH 7,0 nebo 8,2. Patří k dynamickým půdním vlastnostem a je ovlivňována klimatickými, geochemickými a environmentálními podmínkami (Rawal et al. 2019).

3.7.1.7 Obsah karbonátů

Nejběžněji vyskytující se uhličitany jsou uhličitán vápenatý, dolomit a magnezický kalcit. Představují více než 90 % přírodních uhličitánů. Uhličitany jsou běžné v mnoha půdách světa, zejména na suchých, polosuchých a subhumidních půdách (FAO 2020). V České republice jsou uhličitany sledovány podle vyhlášky (dle přílohy č. 3 vyhl. č. 275/1998 Sb., ve znění pozdějších předpisů), o agrochemickém zkoušení zemědělských půd a zjišťování půdních vlastností lesních pozemků (Sáňka & Materna 2004, Sáňka et al. 2018). Množství a distribuce uhličitany jsou dva z nejdůležitějších faktorů ovlivňujících fyzikální, chemické a biologické vlastnosti půd. Například uhličitany mají významný vliv na pH půdy, sorpční-desorpční procesy, srážecí-rozpouštěcí a cementační procesy. Díky reaktivitě a zásaditému charakteru působí uhličitánové minerály jako pH pufr. U půd, které obsahují uhličitany se pH pohybuje od 7,1 do 8,5.

Uhličitany hrají důležitou roli v globálním uhlíkovém cyklu a ve skleníkových emisích. Půdy jsou největší suchozemskou zásobárnou C (přibližně 1500 miliard tun v organické formě a 970 miliard tun jako anorganické uhličitany) a jsou tedy po oceánech a fosilních palivech třetí největší zásobárnou C na světě (FAO 2020).

3.7.2 Fyzikální indikátory

Půda, která poskytuje ideální médium pro rostlinnou výrobu, potřebuje dobře vyvinutou strukturu, stabilitu vůči vodě a vnějším mechanickým silám. Musí být odolná nebo schopna obnovit svoji strukturu po narušení (Oliver et al. 2013). Existuje mnoho indikátorů pro hodnocení fyzikální kvality půdy, včetně vodní kapacity dostupné pro rostliny, makroporéznosti, objemové hmotnosti, obsahu organického uhlíku, infiltrace, struktury půdy atd. (Xu et al. 2017). Měření fyzikálních vlastností půdy je ze své podstaty nákladnější než chemická měření. Nejsou běžně prováděna laboratořemi a obecně vyžadují specializované vybavení a školení (Oliver et al. 2013).

3.7.2.1 Objemová hmotnost suché půdy

Objemová hmotnost udává hmotnost objemové jednotky půdy v neporušeném stavu. Zahrnuje póry v půdě, které jsou vyplněny aktuálním obsahem vody a vzduchu. Její hodnota je ovlivňována měrnou hmotností, podílem a množstvím zaplněných pórů vodou. Hodnoty objemové hmotnosti jsou během roku proměnlivé v závislosti na poměru vlhkosti v půdě. Objemová hmotnost minerálních půd kolísá mezi 0,8-1,8 g.cm⁻³, u organických půd většinou mezi 0,2-0,3 g.cm⁻³.

Hmotnost jednotkového objemu vysušené půdy udává hodnotu objemové hmotnosti suché půdy. V literatuře je označována i jako objemová hmotnost redukováná. Jedná o stabilnější hodnotu a indikuje kyprost nebo ulehlost půdy. Ve svrchních vrstvách půdy dosahuje hodnot 1,2-1,5 g.cm⁻³ (Pokorný et al. 2007, Honzík et al. 2016). Vysoký stupeň zhutnění je indikován úzkým poměrem mezi měrnou hmotností a objemovou hmotností. Naopak pokud je poměr široký, který je způsoben nízkou objemovou hmotností, tak to značí vysokou pórovitost a menší míru utužení (Sánka et al. 2018).

3.7.2.2 Zrnitostní složení půdy

Procentuální zastoupení písku, prachu, a jílu ve vrstvě půdy se nazývá zrnitost (Maurya et al. 2020). Udává velikost a poměr zastoupení jednotlivých půdních frakcí (Sánka & Materna 2004). Textura půdy hraje důležitou roli při stanovení objemové hustoty půdy a při zlepšování kvality půdy. Zrnitost poskytuje izolované mikrohabitáty, které způsobují zvýšení rozmanitosti a hojnosti mikroorganismů (Maurya et al. 2020). Používají se různé klasifikace zrnitosti. Stanovuje se v laboratoři, kde lze půdu přesně zařadit do skupiny zrnitosti podle poměru jednotlivých frakcí. V terénu se zrnitost odhaduje makroskopickou prstovou zkouškou. Vyjadřuje se Novákovou klasifikační stupnicí zrnitosti (Pokorný et al. 2007, Sánka et al. 2018).

Textura půdy je prvním indikátorem používaným k hodnocení kvality půdy v oblasti Podu Iloaiei, který ovlivňuje zadržování a transport vody a dalších látek. Představuje morfologickou charakteristiku půdy určenou jejím granulometrickým složením. Textura půdy je zodpovědná za řadu charakteristik, jako jsou například zdánlivá hustota, pórovitost a regulace teploty (TODAȘCĂ 2011).

3.7.2.3 Struktura půdy

Struktura půdy je jedním z nejdůležitějších fyzikálních znaků, na níž závisí úrodnost, pórovitost a propustnost. Je typologicky diferencovaná, liší se podle profilu v závislosti na podmínkách pedogeneze. Struktura je závislá na způsobu využití půdy a použité agrotechnice (TODAȘCĂ 2011). Struktura půdy přímo ovlivňuje vlhkost a teplotu půdy a nepřímo tak ovlivňuje mikrobiální aktivitu (Maurya et al. 2020).

Posuzuje se tvar, velikost, vyvinutost. U půdních agregátů se také hodnotí stav povrchu a poměr výšky, šířky a délky. Struktura půdy je ovlivňována např. vysycháním, zvlhčováním, mrznutím, táním v rámci fyzikálních faktorů. Z chemických faktorů půdu ovlivňuje mineralogická skladba, chemická vazba, tvorba agregátů. A poslední skupinou jsou biologické

faktory jako působení kořenů, půdních živočichů, a mikroorganismů a jejich výměšků – exsudátů. Stanovuje se pro jednotlivé horizonty (Sáňka & Materna 2004, Sáňka et al. 2018).

3.7.2.4 Agregátová stabilita

Agregáty půdy jsou skupiny půdních částic, které se na sebe vážou silněji než na sousední částice. Agregátová stabilita označuje schopnost půdních agregátů odolat rozpadu při působení rušivých sil spojených s orbou a vodní nebo větrnou erozí (Andrews & Wander 2011). Stabilní povrchová struktura půdy je důležitá pro podporu infiltrace vody a pro odolnost proti erozi. Aby byl agregát stabilní, musí být síly mezi částicemi dostatečně silné, aby se zabránilo oddělování částic v důsledku rušivých sil, jako dopad dešťových kapek, přejezdy těžkých strojů nebo bobtnání jílu (Oliver et al. 2013). Celková stabilita je ukazatelem obsahu organické hmoty, biologické aktivity a koloběhu živin. Větší množství stabilních agregátů naznačuje lepší kvalitu půdy (Andrews & Wander 2011). Stanovení agregátové stability proséváním za mokra je nákladné a není běžně prováděno komerčními laboratořemi. Měření disperzí je citlivé na obsah vody, proto by se mělo provádět, když je půda v nejzranitelnějším stádiu. Kromě toho by měl být test disperze proveden s vodou vysoké čistoty, aby bylo možné simulovat srážky (Oliver et al. 2013). Dobře agregovaná půda je schopna odolat erozi půdy a je schopna udržovat koloběh živin udržováním rovnováhy mezi vzduchem a vodou (Maurya et al. 2020).

3.7.2.5 Pórovitost

Pórovitost vyjadřuje, kolik volného prostoru není zaplněno pevnými částicemi půdy, a to v procentech. Tento prostor zahrnuje zhruba 40-60 % objemu půdy. Velmi důležité je zastoupení jednotlivých skupin pórů podle velikosti, které se rozlišují na nekapilární, semikapilární a kapilární (Sáňka & Materna 2004, Sáňka et al. 2018). Nekapilární póry jsou vyplněny vzduchem a voda z nich odtéká pomocí gravitace. Semikapilární póry jsou vyplněny vzduchem a vodou a kapilární póry jsou vyplněny vodou, která je zadržována vztláním. Pórovitost má přímý vliv na zadržování a pohyb vody v půdě a míru provzdušnění půdy (Sáňka et al. 2018). Celková pórovitost (TP) je poměr celkového objemu pórů k celkovému objemu půdy. Půdy s větší pórovitostí mají obecně větší schopnost akumulovat kapaliny, soluty, plyny a teplo. V půdě s vysokým obsahem expandujících mřížových jílu, jako je montmorillonit, se celkový objem půdy a pórovitost významně mění se změnami obsahu vody (Oliver et al. 2013). Pórovitost je určována texturou a strukturou, což je vlastnost, která má přímý vliv na cirkulaci vody a vzduchu v půdě (TODAŞÇÁ 2011).

3.7.2.6 Polní kapacita půdy (PKP)

Polní kapacitu půdy lze charakterizovat jako schopnost půdy zadržet vlhkost po jejím zalití a infiltraci do profilu (Honzík et al. 2016). Sáňka et al. (2018) definovali retenční vodní kapacitu (polní vodní kapacitu) jako obsah vody v půdě po ztrátě vody gravitační čili obsah vody zadržovaný v kapilárních pórech. Kapilární jsou póry o průměru menším než 0,2 mm (Spitz et al. 2011). Jedná se o dynamický proces, a lze stanovit její hodnoty jen přibližně. V terénu nelze nikdy dosáhnout rovnovážného stavu. V ČR je polní vodní kapacita definována obsahem vody ve vzorku stanoveným při tlaku od 1050 kPa, což je vyjádřeno v logaritmické stupnici pF

od 2,00 do 2,70. Polní kapacita definuje maximální vlhkost, která zůstává v půdě dva nebo tři dny poté, co byla půda zavlažena při zanedbatelném odtoku. Hydraulický gradient, rozvrstvení půdního profilu, hystereze, bobtnání a smršťování nebo přítomnost nepropustné vrstvy či vysoká hladina podzemní vody to jsou vlastnosti půdy na kterých je tento údaj závislý. Ve výsledku se tato závislost projevuje v tom, že nelze obecně definovat hodnotu potenciálu pro tuto vlhkost. Pro výpočty a odhady je důležité asociovat polní vodní kapacitu vždy s hodnotou pF nebo hodnotou sacího tlaku v kPa (Honzík et al. 2016). Hodnota polní vodní kapacity je ovlivňována fyzikálními vlastnostmi půdy. Tento půdní režim nastává zejména po vydatných deštích nebo při závlahách a také po zimě. Hodnoty sacího tlaku vody v půdě se používají odlišně v závislosti na druhu půdy. U lehkých písčitých půd je sací tlak zhruba 10 kPa, na hlinitých kolem 30 kPa a na těžkých jílovitých půdách 50 kPa. Polní vodní kapacitu lze stanovit metodou polního měření a metodou pedotransferové funkce (Spitz et al. 2011).

3.7.2.7 Bod vadnutí

Sánka et al. (2018) definovali bod vadnutí jako obsah vody, při kterém rostliny nejsou schopny překonat síly poutající molekuly v půdě. Bod vadnutí bývá zmiňován jako spodní hranice dostupnosti vody pro většinu rostlin. Jedná se o moment, kdy půda dosahuje takové vlhkosti, při které rostlina trvale vadne. To znamená, že nastane stav, kdy absorpce vody kořeny je menší než transpirace a současně vadnutí nepřestává ani po umístění rostlin do atmosféry nasycené vodní parou. Bod trvalého vadnutí závisí například na meteorologických podmínkách, osmotickém tlaku půdního roztoku, druhu rostliny, jejím vegetačním stádiu atd. (Honzík et al. 2016). Obsah vody v půdě, při které se projevuje trvalé vadnutí je různá v závislosti na druhu rostliny. Byla stanovena průměrná hodnota především pro kulturní rostliny s vlhkostí při sacím tlaku 1,5 MPa. Bod vadnutí lze stanovit technickou metodou podle Dolgova nebo metodou pedotransferové funkce.

3.7.2.8 Využitelná vodní kapacita

Množství vody v půdě je založeno na množství srážek, jaký podíl deště proniká do půdy a kolik vody je půda schopna zadržet. Dostupná kapacita vody je maximální množství vody, kterou může půda poskytnout rostlinám (Andrews & Wander 2011, Blaschek et al. 2019). Množství vody, které se udrží v půdě po delší dobu a které je rostlinami využitelné (Honzík et al. 2016). Je to ukazatel schopnosti půdy zadržovat vodu a zajistit její dostatečnou dostupnost pro rostliny, aby byly schopné vodu využít. Matematicky se jedná o rozdíl mezi polní vodní kapacitou a bodem vadnutí. V oblastech, kde často prší a půda je schopna pojmout více vody, než kolik je rostlinami odstraněno, může mít dostupná vodní kapacita malý význam. Naopak na místech, kde je rostlinami odstraňováno více vody, než je dodáváno srážkami, však může být množství vody zadržované půdou kritické. Voda zadržovaná v půdě může být nezbytná k udržení rostlin mezi srážkami nebo zavlažováním (Andrews & Wander 2011). Vzhledem k tomu, že přímé měření využitelné vodní kapacity je nákladné, tak se k odhadu často používají funkce pedotransferu, které využívají statistické vztahy s vlastnostmi, které se snáze měří, jako je struktura, objemová hmotnost a obsah organického uhlíku (Blaschek et al. 2019). Používá se například ve studiích nedostatku půdní vláhy a intervalů zavlažování agro-ekologického

členění, nebo k v simulaci globálních změn krajiny vlivem ekonomických faktorů nebo změnou podnebí (Honzík et al. 2016).

3.7.2.9 Hydraulická vodivost

Hydraulická vodivost je ovlivněna strukturou půdy, organickou hmotou, vlastnostmi jílu (bobtnavé versus nebobtnavé jíly), pórovitostí půdy a texturou půdy. Hodnoty hydraulické vodivosti jsou vyšší, pokud je půda vysoce porézní nebo agregovaná. Naopak, pokud je půda kompaktní a hustá, hodnoty jsou nižší (Arshad & Coen 1992). Nasycená hydraulická vodivost (dále K_{sat}) je indikátor schopnosti půdy vést a předávat vodu (Araya & Ghezzehei 2019). K_{sat} a infiltrace jsou ovlivněny nejen celkovou pórovitostí, ale také velikostí vodivých pórů. Jakmile je voda infiltrována přes půdu a změní se koncentrace rozpuštěných látek, K_{sat} se může změnit. Je to způsobeno různými chemickými, fyzikálními a biologickými procesy. Obecně K_{sat} klesá souběžně s klesající koncentrací elektrolytů v důsledku bobtnání a disperze koloidů. Hydraulickou vodivost saturovaná a rychlost infiltrace lze měřit pomocí Guelphova permeometru. V ideálním případě by se měla míra infiltrace měřit několikrát během sezóny a K_{sat} v různých hloubkách (Arshad & Coen 1992). K odhadování K_{sat} se běžně používají funkce pedotransferu. Hydraulická vodivost půd nasycených vodou je jednou z nejdůležitějších charakteristik půdy, která určuje rychlost infiltrace (Araya & Ghezzehei 2019).

3.7.2.10 Infiltrační schopnost

Infiltrace je indikátorem schopnosti půdy umožnit pohyb vody do půdního profilu. Půda dočasně ukládá vodu, čímž je voda dostupná pro příjem kořenů, růst rostlin a jako stanoviště pro půdní organismy. Omezená infiltrace a zadržování vody na povrchu půdy má za následek špatné provzdušňování půdy, což vede ke špatné funkci kořenů a růstu rostlin, jakož i ke snížení dostupnosti živin (Andrews & Wander 2011).

Infiltrační schopnost neboli propustnost ovlivňuje vodní režim půd. Tento parametr je závislý především na textuře půdy (Sáňka & Materna 2004). Polní infiltrace je dobrým indikátorem stupně průniku vody půdním profilem. Infiltrace je však ovlivněna tím, jak rychle je voda (srážkami nebo zavlažováním) aplikována na půdu a obsahem vody v půdě v době aplikace vody. Matricové sání je dominantní silou, která čerpá vodu do půdy, když je suchá, ale gravitace se stává dominantní silou, když je půda vlhká. (Oliver et al. 2013). U lesních půd je vodní režim ovlivňován rozložením kořenů v půdním profilu a množstvím a rozložením dutin, které se vytvoří na místech po odumřelých a rozložených kořenech dřevin. Infiltrační schopnost je také ovlivňována množstvím a kvalitou materiálu v organickém horizontu (Sáňka & Materna 2004).

3.7.3 Biologické indikátory

Široká škála environmentálních faktorů interaguje a určuje složení půdní organické hmoty. K těmto faktorům lze zařadit typ půdy, podnebí, topografie, vegetace a postupy hospodaření v zemědělství (Veum et al. 2014).

Půda představuje hlavní složku suchozemského prostředí a obsahuje různé živé formy včetně mikroorganismů, které pomáhají při recyklaci živin v životním prostředí (Maurya et al.

2020). V jednom gramu půdy lze najít až 100 miliard jedinců odlišných druhů mikroorganismů (Šindelková et al. 2016). Aktivita mikroorganismů v půdě hraje důležitou roli při biotransformacích, v nutričních cyklech a v aktivitě enzymů. Tyto činnosti tedy mohou být užitečným nástrojem pro hodnocení funkční rozmanitosti mikrobiálních společenstev v půdě nebo při transformaci organické hmoty (Bílá et al. 2020). Mikroorganismy slouží jako vynikající nástroj bioindikátoru ke sledování kvality životního prostředí a ekologických změn, protože rychle reagují na jakékoliv narušení v půdním ekosystému. Biologické ukazatele lze definovat jako organismus nebo část organismu nebo společenství organismů používané k získání informací o kvalitě půdy. Mikroorganismy přítomné v půdě tedy poskytují integrovaný pohled jako na indikátory pro hodnocení půdy, kde samotné fyzikální a chemické parametry nemohou poskytnout očekávané informace (Maurya et al. 2020).

3.7.3.1 Mikrobiální biomasa

Půdní mikrobiální biomasa je živá mikrobiální složka půdy, zahrnující hlavně bakterie a houby, ale také zahrnující půdní mikrofaunu a řasy (Gregorich et al. 1997). Mikanová et al. (2010) definovali celkovou biomasu mikroorganismů v půdě jako žijící část organické hmoty, jako organismy menší než $10 \mu\text{m}^3$. Přestože půdní mikrobiální biomasa představuje pouze 1-3 % organického uhlíku a 2-6 % organického dusíku v půdě, má v půdě velký význam v dynamice organické hmoty. V půdě ovlivňuje transformaci organické hmoty a ukládání uhlíku. Různorodé metabolické aktivity půdních mikroorganismů, zejména bakterií, regulují energii a živiny, které probíhají v půdě a jsou důležité v globálním koloběhu mnoha anorganických sloučenin zejména N, S a P. Mikrobiální biomasa významně reaguje na změny v půdních procesech vyplývající ze změn v hospodaření (Gregorich et al. 1997). Je měřítkem množství mikroorganismů (Mikanová et al. 2010). Dle Nielsen & Winding (2002) mikrobiální masa přispívá ke struktuře a stabilizaci půdy, a také byla doporučena jako indikátory půdního organického uhlíku. Mikrobiální biomasa pozitivně koreluje s výnosem obilí v ekologickém zemědělství, ale nikoli v konvenčním zemědělství (Nielsen & Winding 2002).

3.7.3.2 Mikrobiální respirace

Půdní dýchání, což je biologická oxidace organické hmoty na CO_2 aerobními organismy, zejména mikroorganismů. Zaujímá klíčovou pozici v cyklu C všech suchozemských ekosystémů. Poskytuje hlavní prostředky, kterými se fotosynteticky fixovaný uhlík vrací do atmosféry (Nielsen & Winding 2002). Dýchání půdy je jedním z opatření biologické aktivity a rozkladu (Andrews & Wander 2011). Metabolické aktivity půdních mikroorganismů lze kvantifikovat měřením produkce a / nebo spotřeby CO_2 (Nielsen & Winding 2002). Lze jej měřit jednoduchými terénními metodami nebo sofistikovanějšími terénními a laboratorními metodami. Během rozkladu SOM se organické živiny obsažené v organické hmotě (např. organický fosfor, dusík a síra) převádějí na anorganické formy, které jsou přijatelné pro rostliny. Tato transformace je označována jako mineralizace. Dýchání půdy je také známé jako mineralizace uhlíku, která charakterizuje úroveň mikrobiální aktivity, obsah SOM a její rozklad. V laboratoři lze tento indikátor využít k odhadu půdní mikrobiální biomasy a k určitému závěru o koloběhu živin v půdě (Andrews & Wander 2011). Stanovuje se jako respirace potenciální a bazální. Je používána jako index půdní úrodnosti (Mikanová et al. 2010).

K neúplné mineralizaci SOM často dochází v nasycených nebo zatopených půdách, což vede k tvorbě sloučenin, které jsou škodlivé pro kořeny rostlin (např. metan a alkohol). V takových anaerobních prostředích obvykle dochází k denitrifikaci a těkavosti síry, což přispívá k emisím skleníkových plynů a depozici kyselin. Rychlost dýchání půdy za příznivých teplotních a vlhkostních podmínek je obecně omezena přísunem SOM. Zemědělské postupy, které zvyšují SOM, obvykle zlepšují dýchání půdy (Andrews & Wander 2011).

3.7.3.3 Složení mikrobiální mikroflóry

Baktérie jsou v životním prostředí všeobecně přítomny a je o nich známo, že plní mnoho půdních funkcí, jako je rozklad, mineralizace, a jsou hnací silou biogeochemických cyklů v životním prostředí. Proto byly baktérie identifikovány jako relevantní bioindikátory ke sledování stavu půdy (Maurya et al. 2020). U bakterií se ověřují jejich počty mikroskopicky (Sáňka & Materna 2004). Lze stanovit celkové množství mikroorganismů nebo jen určitých druhů, či indikovat konkrétní skupinu (Mikanová et al. 2010). Bakterie oxidující amoniak lze použít jako bioindikátory pro různé poruchy v půdě. Aktinomycety jsou grampozitivní mikroorganismy, které jsou v půdě hojně zastoupeny. U některých druhů bylo zjištěno, že jsou velmi rezistentní vůči kontaminaci těžkými kovy. Množství aktinomycet bylo tedy úspěšně použito k hodnocení stavu půdy. Těžké kovy včetně kobaltu, arsenu a olova způsobují pokles množství aktinomycetů, což naznačuje, že aktinomycety lze použít jako potenciální bioindikátor ke sledování polymetalické kontaminace v půdě (Maurya et al. 2020). Velký význam pro výživu rostlin mají bakterie, které poutají dusík (*Rhizobium* spp. a *Azobacter* spp.). Některé baktérie jsou schopny uvolnit fosfor z půdních minerálů (Mikanová et al. 2010).

3.7.3.4 Enzymatická aktivita mikroorganismů

Mikrobiální enzymy jsou široce uznávány jako hybné síly transformace a rozkladu organické hmoty (Veum et al. 2014). Enzymatická aktivita charakterizuje metabolické aktivity půdních organismů (Mikanová et al. 2010). Dle Surya Prabha et al. (2020) aktivita dehydrogenáz a aktivita dýchání v půdě charakterizují schopnost půdních mikrobů rozkládat organické látky. Půdní enzymy jsou významné při fungování půdy z několika důvodů (mají určitou roli v rozkladu organických vstupů, podílí se na transformaci organické hmoty v půdě, účastní se fixace N₂, jsou součástí procesů nitrifikace a denitrifikace, ...). Půdní enzymy lze použít jako indikátory znečištění, indikátory narušení ekosystémů a indikátory zemědělské praxe (Karaca et al. 2010).

Mikrobiální enzymy jsou však do biogeochemických modelů zabudovány zřídka. Proto je zapotřebí více výzkumu k vývoji modelů, které začlení tento složitý mechanismus. Je potřeby zpětné vazby, aby bylo možné efektivně pochopit a předpovědět dynamiku půdní organické hmoty. Aktivity mikrobiálních enzymů odrážejí metabolické faktory a mohou sloužit jako časné ukazatele zlepšení nebo degradace kvality půdy v agroekosystémech (Veum et al. 2014).

3.7.3.5 Počet žížal a hlístic

Hlístice i žížaly reagují na narušení půdy a významně ovlivňují půdní procesy. Mohou tedy sloužit jako užitečné druhy indikátorů při hodnocení účinků různých postupů

obhospodařování půdy nebo antropogenních vlivů na kvalitu půdy. Obě skupiny bezobratlých se v půdě účastní různých úrovní potravního řetězce. Kromě toho ovlivňují koloběh živin a strukturální změny půdy v různých měřítcích a odrážejí různé úrovně narušení fyzikálního a chemického prostředí půdy. Přítomnost a rozmanitost těchto dvou skupin může naznačovat kvalitu a úrodnost půdy (Blair et al. 1996).

Žížaly jsou považovány za „půdní inženýry“, protože pozitivně ovlivňují vlastnosti půdy. K těmto vlastnostem lze zařadit strukturu půdy, provzdušňování, ovlivňování infiltrace vody a schopnost zadržovat vodu, koloběh živin. Rovněž snižují odtok a erozi svými cestičkami v půdě. Žížaly jsou velmi dobrým indikátorem degradace půdy ve většině půd. Jsou vzácné nebo dokonce chybí v kyselých a podmačených půdách, kde jsou nahrazeny enchytraeidy, skupinou taxonomicky příbuzných, ale obvykle menších červů (Bispo et al. 2009). Žížaly také mění strukturu půdy smícháním půdy s organickou hmotou a ukládáním výkalů, které se mohou stát stabilními agregáty půdy (Blair et al. 1996, Pascual et al. 2015). Vstupy organické hmoty do půdy mají tendenci zvyšovat hustotu populace žížal a snižovat s narušením půdy (Blair et al. 1996). Populace žížal se měří počítáním počtu žížal / m² (Andrews & Wander 2011).

Hlístice jsou důležitými složkami půdní biodiverzity a představují nejpříznivější kandidáty na bioindikaci kvality půdy, protože jsou hojně přítomny v různých podmínkách prostředí (Maurya et al. 2020). V půdě žijí hlístice v kapilární vodě v přímém kontaktu se svým mikroprostředím. Nemigrují pod vlivem stresových podmínek a mnoho druhů přežívá dehydrataci, mráz nebo stres kyslíkem (Moura & Franzener 2017). Hlístice odrážejí změnu půdy na úrovni mikrolokality (půdní póry, půdní voda, mikrobiální populace), zatímco žížaly odrážejí změny zmíněných faktorů, ale i dalších významnějších faktorů (fyzické narušení půdy, snížení množství organické hmoty). Žížaly navíc nejsou přítomny na všech půdách (suché ekosystémy, nedávno zaledněné oblasti) a hlístice mohou být nejvhodnějšími ukazateli v těchto půdách. Hlístice byly v poslední době zkoumány jako indikátory změn v kvalitě půdy, protože zvyšují fluktuaci živin a nepřímo ovlivňují rozklad tím, že se živí mikrobiálním rozkladem. Početnost a složení volně žijících půdních hlístic mohou poskytnout další informace o mikrobiální komunitě a procesech, například složení mikrobiální biomasy, poměry hub a bakterií, míru mineralizace N (Blair et al. 1996).

3.7.4 BPEJ

Bonitované půdně-ekologické jednotky (dále BPEJ) mají velký význam v mnoha ohledech. Kromě oceňování zemědělské půdy v ČR a rozčlenění půdy dle úrodnosti, zobrazují například místní klimatické, ekologické, geologické, hydrologické a pedologické poměry. BPEJ poskytují podrobná data o souhrnu znaků půdně-produkčních u zvoleného území. K dalším charakteristikám území, které BPEJ poskytují, patří půdně-genetické, půdně-ekologické, půdně-retenční, geologické, morfologické, klimatické a hydrologické vlastnosti území. Ze zmíněných charakteristik důkladně kategorizovaných při vymezení a mapování BPEJ přímo vyplývá například retenční schopnost krajiny vázaná na půdu, míra schopnosti půdy poutat jakékoliv látky, míra filtrační schopnosti půdy pro různé látky, stupeň eroze apod. BPEJ je vystihována pětimístným kódem, jak je uvedeno v Tab.2 (Státní pozemkový úřad; Novotný et al. 2013).

Tab. 2 Označení kódu bonitovaných půdně ekologických jednotek (Novotný et al. 2013).

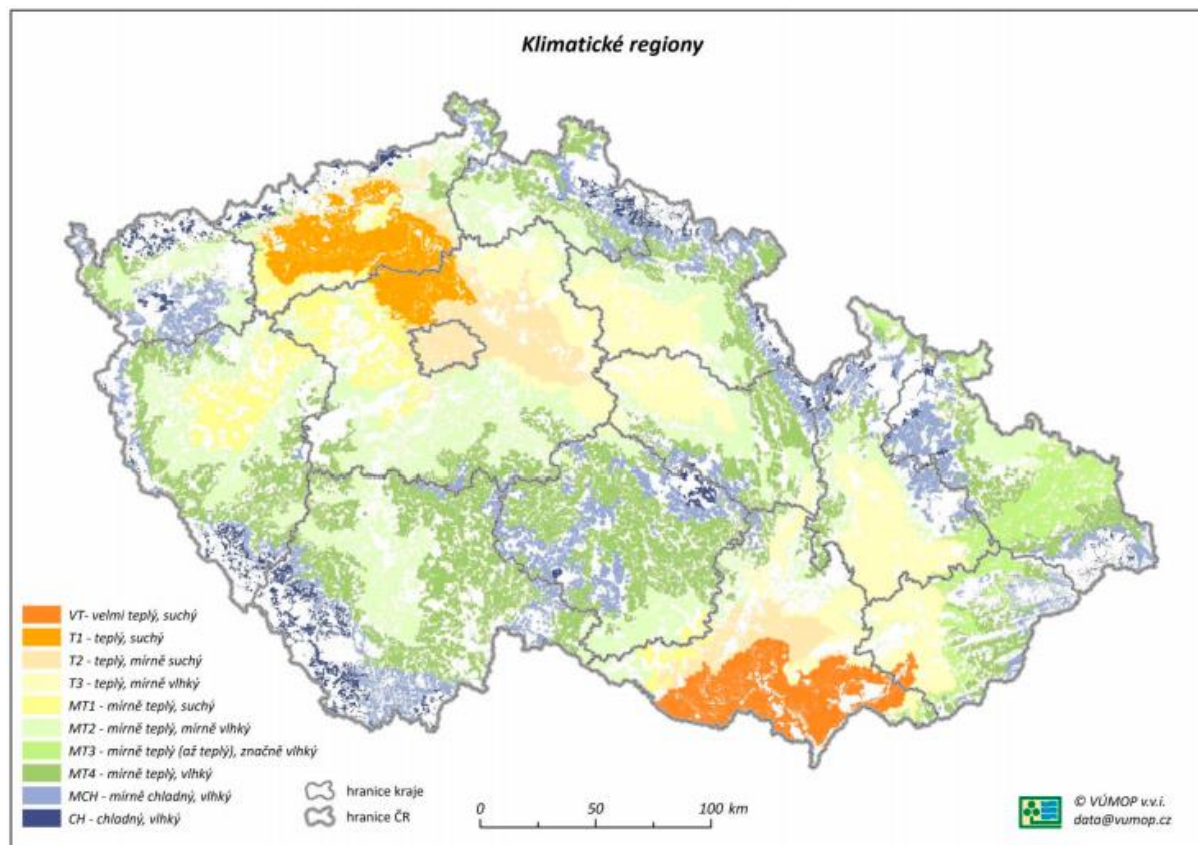
Označení kódu BPEJ	Pořadí číslice v kódu BPEJ		Číselný kód
X.xx.xx	1.	kód klimatického regionu	0-9
x.XX.xx	2. a 3.	kód hlavní půdní jednotky	01-78
x.xx.Xx	4.	sdužený kód sklonitosti a expozice	0-9
x.xx.xX	5.	sdužený kód skeletovitosti a hloubky půdy	0-9

3.7.4.1 Klimatický region

Klimatický region vystihuje a popisuje oblasti s téměř totožnými klimatickými podmínkami pro růst a vývoj zemědělských plodin. K rozhodujícím kritériím patří: suma průměrných denních teplot rovných nebo vyšších než 10 °C, průměrné teploty nebo průměrné srážky ve vegetačním období a průměrné roční teploty nebo průměrné roční srážky, možnost výskytu suchých vegetačních období v %, propočet vláhové jistoty, hranice sucha a další činitele jako nadmořská výška, údaje o známých singularitách a faktor mezoreliéfu. Některá kritéria jsou popsána v Tab. 3. Zmíněná data byla vypracována hydrometeorologickým ústavem na základě údajů z let 1901-1950. Číselné kódy 0-9 v kódu BPEJ zahrnují deset klimatických regionů se základním rozdělením na jednotlivé oblasti – velmi teplou, teplou, mírně chladnou a chladnou, které se dále třídí na podoblasti suché, mírně suché, mírně vlhké a vlhké. Rozmístění jednotlivých klimatických regionů je zobrazeno na Obr. 2 (Novotný et al. 2013).

Tab. 3 Základní charakteristiky klimatických regionů ČR (Novotný et al. 2013).

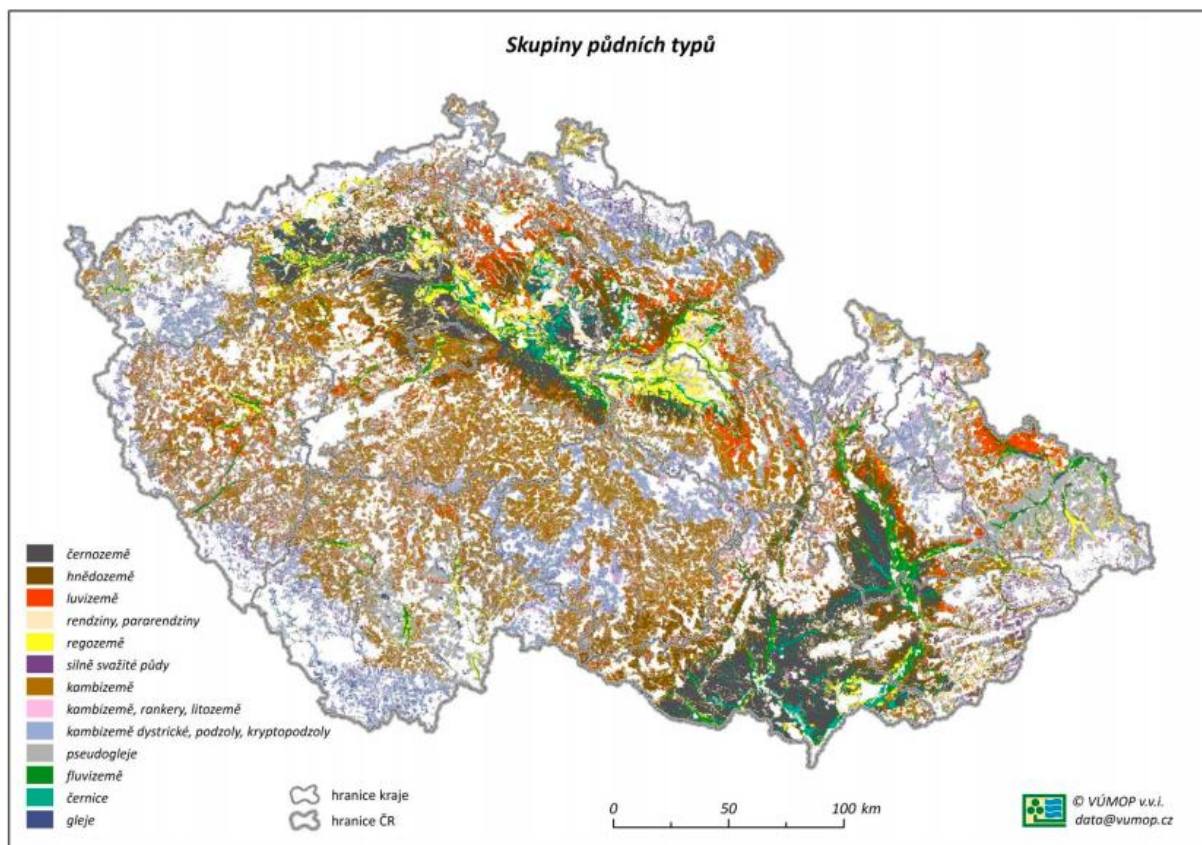
Kód KR	Symbol KR	Charakteristika regionů	Suma teplot nad 10°C (°C)	Průměrná roční teplota (°C)	Průměrný úhrn srážek (mm)	Pravděpodobnost suchých vegetačních období v %	Vláhová jistota ve vegetačním období
0	VT	Velmi teplý, suchý	2800-3100	9-10	500-600	30-50	≤ 0-3
1	T1	Teplý, suchý	2600-2800	8-9	pod 500	40-60	≤ 0-2
2	T2	Teplý, mírně suchý	2600-2800	8-9	500-600	20-30	2-4
3	T3	Teplý, mírně vlhký	2500-2800	(7) 8-9	550-650 (700)	10-20	4-7
4	MT1	Mírně teplý, suchý	2400-2600	7-8,5	450-550	30-40	0-4
5	MT2	Mírně teplý, mírně vlhký	2200-2500	7-8	550-650 (700)	15-30	4-10
6	MT3	Mírně teplý (až teplý), značně vlhký	2500-2700	7,5-8,5	700-900	0-10	nad 10
7	MT4	Mírně teplý, vlhký	2200-2400	6-7	650-750	5-15	nad 10
8	MCH	Mírně chladný, vlhký	2000-2200	5-6	700-800	0-15	nad 10
9	CH	Chladný, vlhký	pod 2000	pod 5	nad 800	0	nad 10



Obr. 2 Klimatické regiony České republiky (Novotný et al. 2013).

3.7.4.2 Hlavní půdní jednotka

Hlavní půdní jednotka (dále HPJ) je definována „jako syntetická agronomizovaná jednotka charakterizovaná účelovým (agronomickým) seskupením genetických půdních typů, subtypů, půdotvorných substrátů, zrnitosti, hloubky půdy, typem a stupněm hydromorfizmu a reliéfem území“. V rámci klasifikační soustavy je rozlišováno 78 HPJ rozřazených do 13 kategorií půdních typů. Do budoucna je uvažováno o rozšíření počtu HPJ o kultizemě a antropozemě, což jsou půdy, které byly vytvořeny nebo ovlivněny člověkem. Půdy, které vznikly v souvislosti s vodní erozí by rozšířily HPJ o půdní typ kulovizem. K jejich schválení je nutné stanovit dopady po jejich zavedení do praxe. Zastoupení jednotlivých skupin půdních typů v ČR je znázorněno na Obr.3 (Novotný et al. 2013).



Obr. 3 Zastoupení skupin půdních typů v ČR (Novotný et al. 2013).

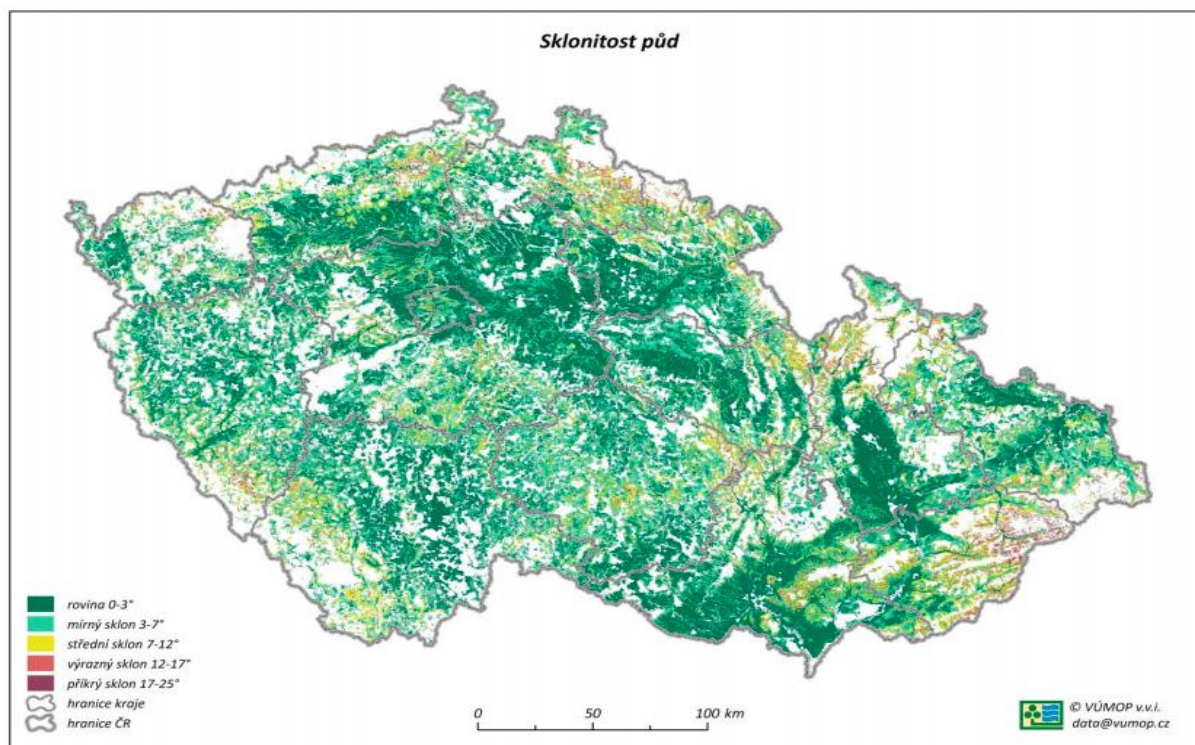
3.7.4.3 Sdružený kód sklonitosti a expozice

Sdružený kód sklonitosti a expozice zahrnuje dva činitele, které spolu vzájemně souvisí a podílejí se na kvalitě dané výsledné BPEJ (viz Tab. 4) (Novotný et al. 2013).

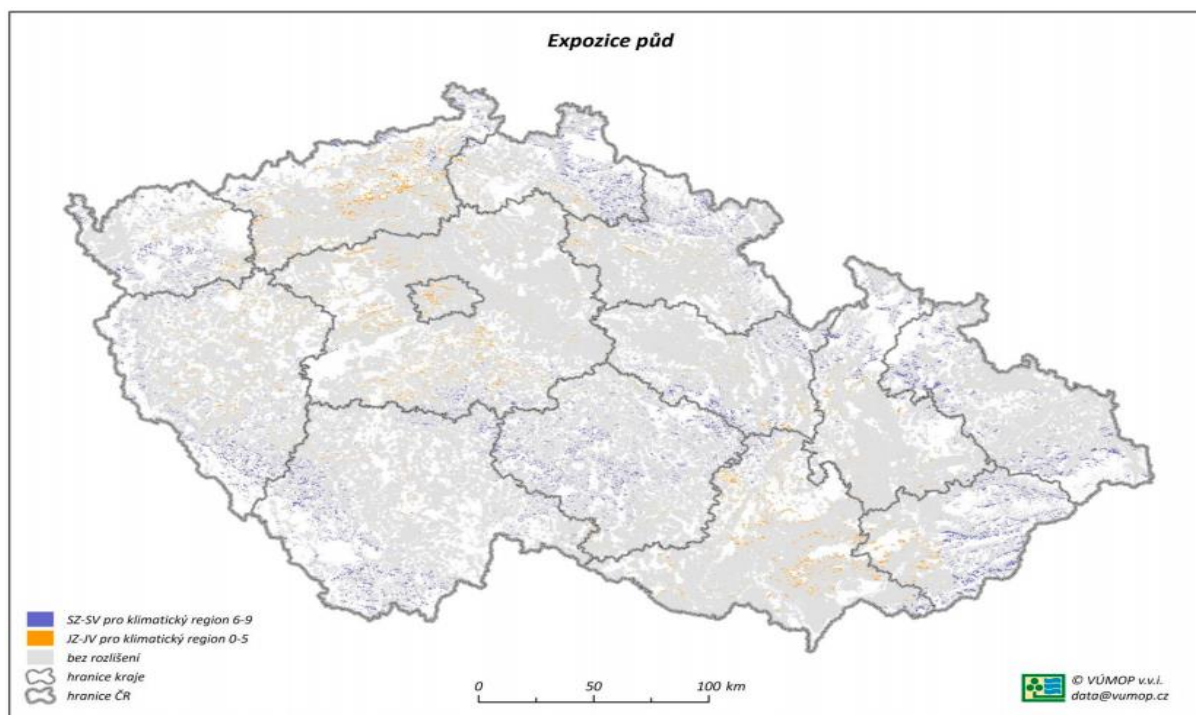
Tab. 4 Výsledný sdružený kód pro kategorie sklonitosti a expozice (Novotný et al. 2013).

Sdružený kód	Svažitost			Expozice	
	Ve stupních	Slovní charakteristika	Základní kategorie	Slovní charakteristika	Základní kategorie
0	0-3	rovina	0-1	bez rozlišení	0
1	3-7	mírný sklon	2	bez rozlišení	0
2	3-7	mírný sklon	2	jih, (JZ-JV)	1
3	3-7	mírný sklon	2	sever, (SZ-SV)	3
4	7-12	střední sklon	3	jih, (JZ-JV)	1
5	7-12	střední sklon	3	sever, (SZ-SV)	3
6	12-17	výrazný sklon	4	jih, (JZ-JV)	1
7	12-17	výrazný sklon	4	sever, (SZ-SV)	3
8	17-25	příkrý sklon až sráz	5-6	jih, (JZ-JV)	1
9	17-25	příkrý sklon až sráz	5-6	sever, (SZ-SV)	3

Sklonitost území ovlivňuje hospodaření na pozemku. Například na svažitém pozemku je vyšší riziko eroze. Sklonitost se v terénu zjišťuje prostřednictvím sklonoměru. Rozpětí ve °je znázorněno na Obr. 4 (Novotný et al. 2013).



Obr. 4 Mapa sklonitosti půd České republiky (Novotný et al. 2013).



Obr. 5 Mapa expozice půd České republiky (Novotný et al. 2013).

Expozice pozemku má vliv na vegetační podmínky vzhledem k odlišným teplotám i srážkám a osvit. Podstatné je vymezení pozemků s jižní i severní expozicí. Její charakteristiky vyjadřují polohu lokality BPEJ vůči světovým stranám. Expozice se zjišťuje z mapových podkladů či kompasu. Expozice je znázorněna na mapě ČR na Obr. 5 (Novotný et al. 2013).

3.7.4.4 Sdružený kód skeletovitosti a hloubky

Sdružený kód skeletovitosti a hloubky významně ovlivňuje funkce půdy a její zpracování. Skeletovitostí se vyjadřuje šterkovitostí a kamenitostí v ornici a podornici. Jako šterk jsou označovány pevné částice hornin o velikosti 4 až 30 mm a kamenem pevné částice o velikosti 30 až 300 mm. Hodnocení šterkovitosti a kamenitosti je zobrazeno v Tab. 5 (Novotný et al. 2013).

Tab. 5 Hodnocení šterkovitosti a kamenitosti (Novotný et al. 2013).

Obsah šterku, kamene	Kategorie	Charakteristika
do 10 % objemových	0	s příměsí
10-25 %	1	slabě šterkovitá, slabě kamenitá
25-50 %	2	středně šterkovitá, středně kamenitá
nad 50 %	3	silně šterkovitá, silně kamenitá

Hloubku půdy lze definovat jako mocnost půdního profilu, která je v určité hloubce omezována pevnou skálou, nebo jejím rozpadem, silnou skeletovitostí, nebo ustálenou hladinou podzemní vody. Hloubku půdy lze zjistit na profilu kopané nebo vpichované půdní sondy. Hloubka půdy je posuzována ve 3 kategoriích (Tab.6) (Novotný et al. 2013).

Tab. 6 Kategorie hloubky půdy (Novotný et al. 2013).

Kód	Hloubka půdy	Charakteristika
0	více než 60 cm	půda hluboká
1	30 až 60 cm	půda středně hluboká
2	do 30 cm	půda mělká

V rámci BPEJ má sdružený kód skeletu a hloubky profilu hodnoty v rozsahu 0-9 pro jednotlivé charakteristiky viz Tab. 7 (Novotný et al. 2013).

Tab. 7 Sdružený kód skeletovitosti a hloubky půdy (Novotný et al. 2013).

Kód	Skeletovitost		Hloubka	
	Slovní charakteristika	Základní kategorie	Slovní charakteristika	Základní kategorie
0	bezskeletovitá	0	hluboká	0
1	bezskeletovitá až slabě skeletovitá	0-1	hluboká až středně hluboká	0-1
2	slabě skeletovitá	1	hluboká	0
3	středně skeletovitá	2	hluboká	0
4	středně skeletovitá	2	hluboká až středně hluboká	0-1
5	slabě skeletovitá	1	mělká	2
6	středně skeletovitá	2	mělká	2
7	bez až slabě skeletovitá	0-1	hluboká až středně hluboká	0-1
8	středně až silně skeletovitá	2-3	hluboká až mělká	0-2
9	bez až silně skeletovitá	0-3	hluboká až mělká	0-2

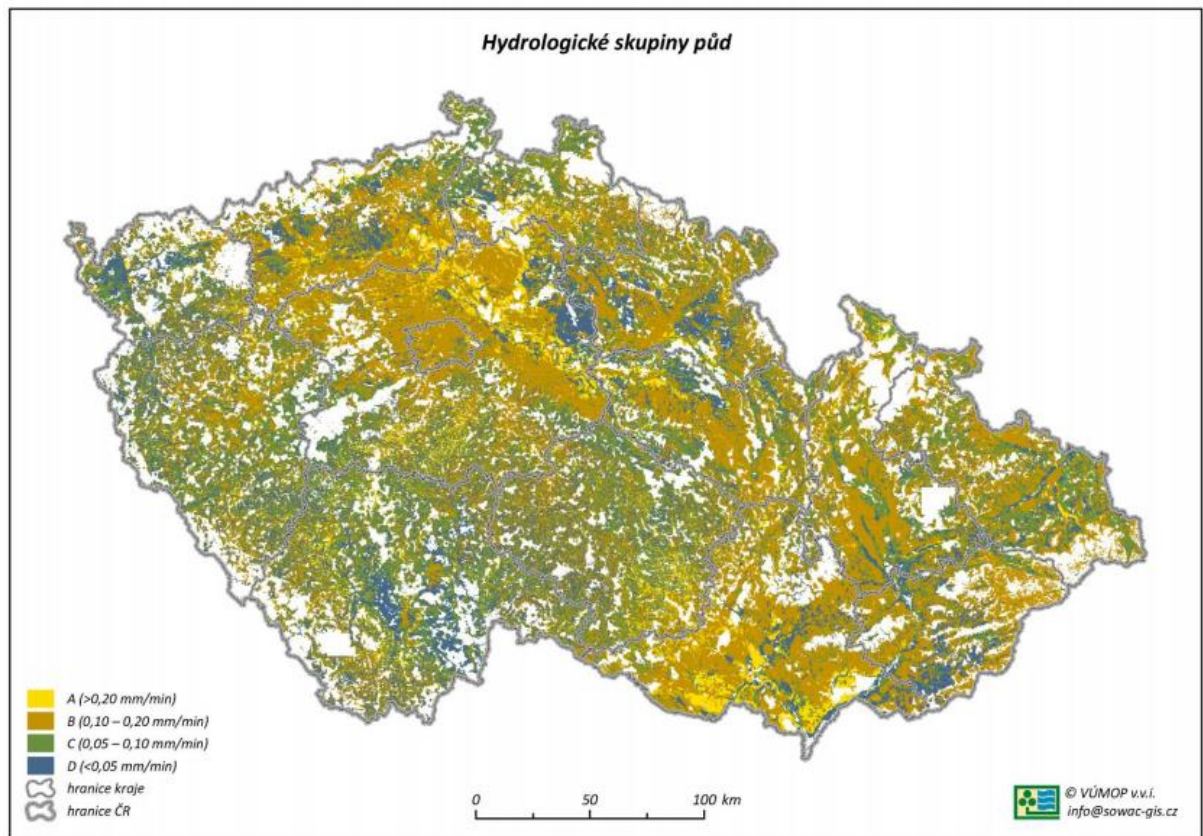
3.7.5 Hydrologické skupiny půd

Půdy jsou podle jejich hydrologických atributů rozdělovány do čtyř kategorií: A, B, C, D. Toto rozlišení souvisí s minimální rychlostí infiltrace vody do půdy bez pokryvu po dlouhodobém syčení. Infiltrační schopnost půd charakterizuje moment, kdy povrch půdy je schopen pohlcovat vodu. K tomu, aby byl co nejmenší povrchový odtok a tím došlo i ke snížení rizika vodní eroze, by měla být infiltrační schopnost půdy střední až vysoká. Na druhou stranu by neměla mít hodnotu extrémně vysokou, což by způsobovalo nadměrné vyplavování živin a polutantů do podloží a do podzemních vod. Zmíněné negativní důsledky se nejvíce projevují u příliš propustných půd s promyvným vodním režimem. Infiltrační schopnost půdy je například ovlivňována klimatickými poměry (intenzita, množství a rozložení srážek v čase, teplotní poměry a roční období), pedologickými poměry (především fyzikální vlastnosti půd – zrnitost, struktura, pórovitost a humóznost) a vlhkostními poměry (půdní vlhkost, sací tlak, hydraulická vodivost a výška hladiny podzemní vody). Hydrologické skupiny půd zahrnují následující charakteristiky a jsou zobrazeny na mapě ČR na Obr. 6:

- Skupina A – u těchto půd je rychlost infiltrace vysoká ($>0,20$ mm/min) i při úplném nasycení, patří sem především hluboké, dostatečně až nadměrně odvodněné písky a štěrky.
- Skupina B – zahrnuje půdy se střední rychlostí infiltrace (0,10-0,20) mm/min i při úplném nasycení, hlinitopísčité až jílovitohlinité, půdy středně až dobře odvodněné, převážně půdy středně hluboké až hluboké.
- Skupina C – do této kategorie patří půdy, které mají nízkou schopnost infiltrace (0,05-0,10 mm/min) i při úplném nasycení. Zahrnuje půdy jílovitohlinité až jílovité, půdy s málo propustnou vrstvou v půdním profilu.
- Skupina D – zahrnuje půdy s velmi nízkou rychlostí infiltrace ($<0,05$ mm/min) při úplném nasycení. Do této kategorie patří půdy s trvale vysokou hladinou podzemní vody, jíly převážně s vysokou bobtnavostí, půdy s vrstvou jílu na povrchu nebo těsně

pod ním a mělké půdy nad téměř nepropustným podložím (Výzkumný ústav meliorací a ochrany půdy, v.v.i. 2013; Vinciková et al. 2016).

K vymezení čtyř základních hydrologických skupin půd A, B, C, D se používají informace o hlavní půdní jednotce (HPJ), která je zahrnuta pod druhou a třetí číslicí z kódu BPEJ (Vinciková et al. 2016).



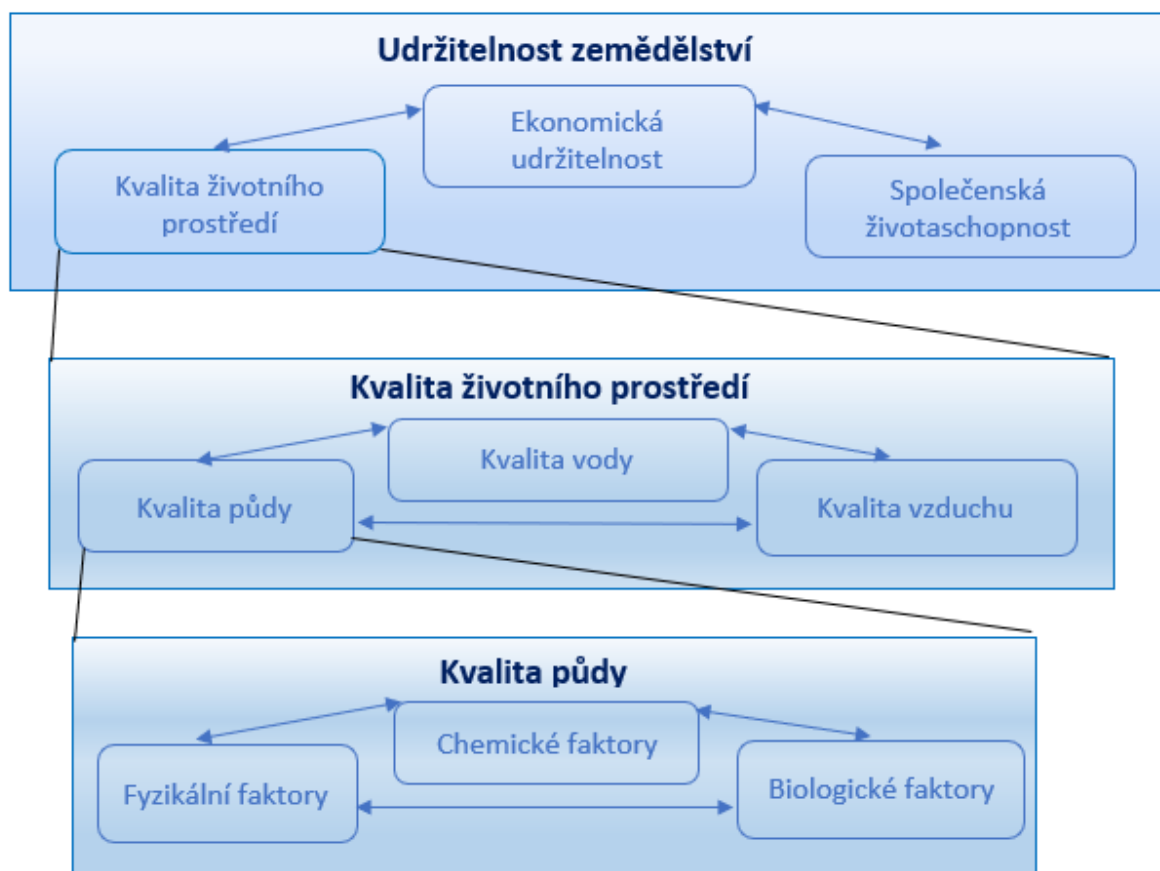
Obr. 6 Hydrologické skupiny půd v České republice (Výzkumný ústav meliorací a ochrany půdy, v.v.i. 2013).

3.7.6 Výběr vhodných indikátorů půdní kvality

Výběr vhodných ukazatelů půdy může být náročný a byla navržena různá kritéria. Většina studií se shoduje na tom, že účinné půdní ukazatele pro hodnocení obnovy musí být citlivé na změny ekosystémů a v ideálním případě by měly poskytovat informace o funkci, složení a struktuře prostředí integrujícího složitosti půdního ekosystému. Zároveň by vybrané ukazatele měly zůstat co nejjednodušší, aby usnadnily jejich uplatňování a výklad, což je i nadále výzvou, protože většina případů nemá lineární vztah mezi hodnotou ukazatele a funkcí půdy (Muñoz- Rojas 2018).

Andrews et al. (2002) a Karlen et al. (2003) zmiňují, že indexy kvality půdy by měly být vybírány podle sledovaných půdních funkcí, které jsou v zájmu půdy, a měly by být jasně stanovené cíle. Když jsou cíle zaměřeny spíše na udržitelnost než jednoduše na výnosy plodin, může být na index kvality půdy nahlíženo jako na jednu ze složek potřebných ke kvantifikaci

udržitelosti agroekosystému. Obr. 7 zobrazuje vztah kvality půdy k většímu agrosystému (Andrews et al. 2002; Karlen et al. 2003).



Obr. 7 Hierarchický vztah kvality půdy k zemědělské udržitelnosti (upraveno dle Andrews et al. 2002, Karlen et al. 2003).

I když již bylo zveřejněno několik článků na toto téma, tak pokrok v monitorování kvality půdy byl a stále je pomalý. Výběr klíčových ukazatelů a jejich prahových hodnot je důležité pro normální fungování půdy. Je nutné sledovat změny a určit trendy ve zlepšování nebo zhoršování kvality půdy v různých agroekologických zónách na všech úrovních (okresní, národní a globální) a pro různé ekosystémy. Mnoho půdních ukazatelů vzájemně interaguje, a proto je hodnota jednoho z nich ovlivněna jedním nebo více vybraných parametrů. Například byla zdokumentována vzájemná závislost pH a dostupnost živin, elektrická vodivost a infiltrace, atd. Někteří výzkumní pracovníci navrhli postupy pro hodnocení kvality funkcí půdy tím, že kombinovali a integrovali specifické prvky do indexů kvality půdy. Tyto postupy umožňují zvážit různé funkce v závislosti na cílech uživatelů a socioekonomických zájmech (Arshad & Martin 2002).

Je třeba vyvinout SQI takovým způsobem:

1. Aby začlenili fyzikální, chemické a / nebo biologické vlastnosti a procesy,
2. za různých podmínek,
3. databáze, nebo snadno měřitelné údaje, a
4. reagovat na využívání půdy, postupy obhospodařování půdy, klima a lidské faktory (Shukla et al. 2006).

Dle Bone et al. (2010) by řádné ukazatele měly mít následující funkce:

- Disponovat přístupným počátečním bodem, podle kterého lze porovnat změnu;
- umožnit citlivé a včasné měřítko schopnosti půdy fungovat;
- být aplikovatelné na velkých plochách, ale dostatečně specifické, aby byly citlivé;
- být schopny poskytovat průběžné hodnocení;
- mít nízkou cenu, snadno se používat, shromažďovat data a počítat;
- rozlišovat mezi přírodními transformacemi a změnami vyvolanými managementem;
- být vysoce korelovány s dlouhodobou odpovědí;
- reagovat na nápravná opatření (Bone et al. 2010).

Dle Bünemann et al. (2018) je indikátor užitečný, pouze pokud lze jeho hodnotu jednoznačně interpretovat a jsou k dispozici referenční hodnoty. Referenční hodnoty pro daný indikátor mohou být buď hodnoty z původní půdy (nemusí být vhodná pro zemědělskou produkci), nebo z půdy s maximální produkcí a / nebo vlivem na životní prostředí. Například v Nizozemsku bylo vybráno deset referenčních půd z důvodu dobré půdní biologické kvality z 285 lokalit, které byly sledovány déle než deset let. Tyto referenční půdy představovaly specifické kombinace typu půdy a využití půdy (např. orná půda na jílovité půdě). Ukazatele kvality půdy v daném místě lze tedy srovnávat s ukazateli v referenčním místě. Indikátory lze porovnávat i se střední hodnotou a 5% a 95% percentilů všech lokalit v daném využití půdy. Percentily jsou uvedeny jako prostředek, jak vyjádřit rozdělení frekvence. Důležitou nevýhodou tohoto přístupu je, že referenční hodnoty nemusí být u všech parametrů optimální (Bünemann et al. 2018).

Při výběru indikátorů půdy je nutné se vyhnout indikátorům, které mohou reagovat na změnu v managementu, ale nemusí nutně mít měřitelný dopad na produkci nebo jiné definované cíle managementu. Například kultivace, která má zásadní dopad na populaci hlístic v půdě. Pokud tyto organismy nejsou patogenní a / nebo nehrají roli v organickém cyklu, nemusí být jejich účinek na růst plodin měřitelný, i když je jejich přítomnost žádoucí z hlediska rozmanitosti půdní bioty. To zdůrazňuje potřebu plně si uvědomit faktory, které mohou mít vliv na hodnoty získané pro měřené vlastnosti půdy a na opakovatelnost a interpretovatelnost měření. Mezi takové faktory patří obsah vody v půdě, doba od posledního postřiku fungicidem a teplota půdy (Oliver et al. 2013).

3.7.7 Vzájemná závislost indikátorů půdní kvality

Mnoho indikátorů půdy v MDS (minimum data set, minimální soubor dat) na sebe vzájemně působí, a proto jsou hodnoty jednoho ovlivněny jedním nebo více z těchto vybraných parametrů. Některé příklady jsou uvedeny v Tab. 8.

Koncem 20. století byly studovány změny celkové stability v tropické oblasti Bornea v Indonésii, která byla narušena různými činnostmi v oblasti lesnictví (řada denudačních procesů včetně eroze půdy). Rozdíly ve stabilitě agregátu korelovaly s organickým C, obsahem jílu a vyměnitelným procentem sodíku (ESP) na místech, která procházela erozí. Organický C

byl nejdůležitějším řídicím faktorem, který představoval 56 % rozptylu stability agregátu. (Arshad & Martin 2002).

Tab. 8 Vzájemný vztah ukazatelů půdy (Arshad & Martin 2002)

Zvolený ukazatel	Jiné ukazatele kvality půdy v rámci MDS, které ovlivňují vybraný ukazatel.
Shlukování (agregace)	Organická hmota, mikrobiální aktivita, textura
Infiltrace	Organická hmota, agregace, elektrická vodivost, procento vyměnitelného sodíku (dále ESP)
Objemová hmotnost	Organická hmota, agregace, topsoil-depth , ESP, biologická aktivita
Mikrobiální masa a/nebo dýchání	Organická hmota, agregace, objemová hmotnost, pH, textura, ESP
Dostupné živiny	Organická hmota, pH, topsoil-depth , textura, mikrobiální parametry (poměry mineralizace a imobilizace)

3.8 Hodnocení kvality půdy

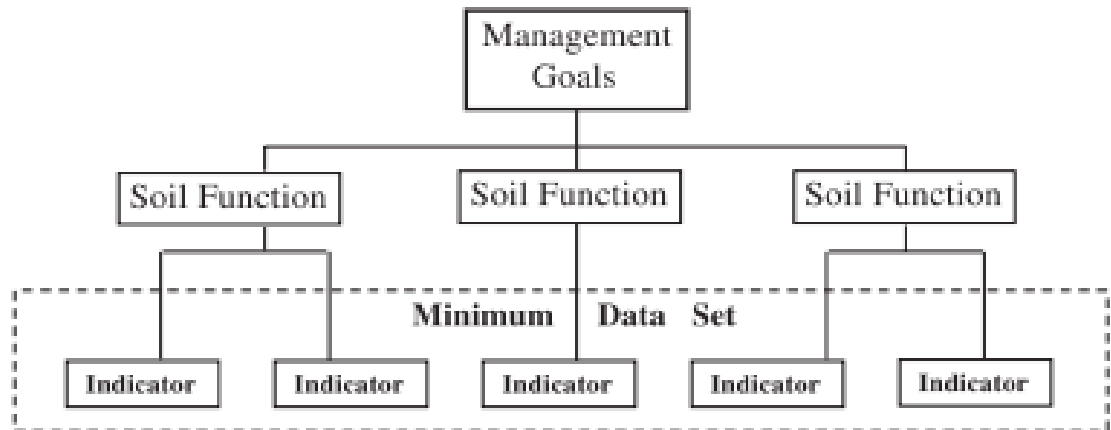
Kvalita půdy v zásadě znamená "schopnost půdy fungovat". Rozdíly ve významu půdní funkce se liší v závislosti na zájmu pozorovatele. Pokud jde o zemědělce, který se stará o půdu, může to znamenat udržet nebo zvýšit produktivitu půdy a zároveň zachovat půdu pro budoucnost. Pro ochránce přírody může znamenat zachování půdních zdrojů a ochranu životního prostředí. Pro spotřebitele to může znamenat výrobu zdravých a levných potravinářských výrobků. Pro ekology to může znamenat schopnost udržovat nebo zvyšovat biodiverzitu, kvalitu vody, koloběh živin a výtěžek biomasy (Shukla et al. 2006).

Hodnocení kvality půdy lze označit za holistický přístup k vnímání půdy v jejím krajinném prostředí a na to, jak funguje v definovaném ekosystému. Posouzení kvality půdy se týká měření relativních změn charakteristik půdy v průběhu času. Může být založen buď na jednoduchém vizuálním pozorování, nebo může zahrnovat složité laboratorní analýzy půdních testů. Hodnocení a měření kvality půdy je důsledkem toho, že funkce půdy jsou významné pro udržování celosvětové kvality životního prostředí (Surya Prabha et al. 2020).

Bílá et al. (2020) si vybrali pro výzkum hodnocení oblast zemědělské výroby Jižní Moravy, která je jednou z nejohroženějších oblastí v České republice (co se týče eroze). Cílem bylo ověřit citlivost vybraných fyzikálních, chemických a biochemických charakteristik k identifikaci změn vlastností půdy v procesech eroze v identifikovaných oblastech eroze. Testování proběhlo po dobu 5 let na 60 místech s černozemí s pěstovanou kukuřicí. Pro posouzení kvality půdních vlastností byly vybrány ukazatele kvality půdy z fyzikálních, chemických a biologicko-biochemických skupin. Výsledky analýz a následné statistické vyhodnocení ukázaly, že chemické vlastnosti, zejména ty, které souvisejí s množstvím a kvalitou organické hmoty, byly na změny vlastností půdy nejcitlivější. Z biochemických indikátorů citlivě reagovaly některé enzymy, zejména dehydrogenáza a kyselá fosfatáza. Fyzikální vlastnosti nebyly erozními procesy významně ovlivněny (Bílá et al. 2020).

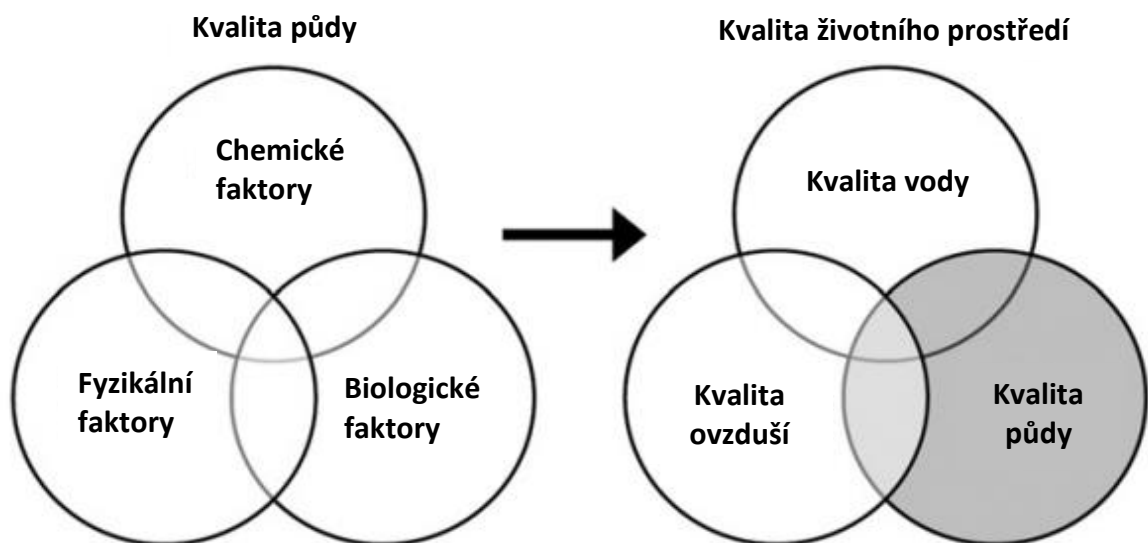
3.8.1 Minimální soubor parametrů pro hodnocení kvality půdy

Aby bylo možné vypracovat smysluplné hodnocení kvality půdy, je třeba určit minimální soubor dat (MSD) o ukazatelích půdy (Arshad et Martin 2002, Maurya et al. 2020), jak je znázorněno na Obr. 8. Výběr indikátorů v MSD závisí na agroekologických podmínkách specifických pro danou lokalitu (Maurya et al. 2020).



Obr. 8 Rámec pro výběr indikátorů pro minimální soubor dat (Karlen et al. 2003).

Společné pro minimální soubory údajů o ukazatelích kvality půdy, které jsou uvedeny v literatuře, je to, že obsahují kombinaci fyzikálních, chemických a biologických vlastností půdy. Z toho vyplývá, že pro účinné fungování půdy je třeba se zabývat všemi třemi faktory, jak je zobrazeno na Obr. 9. Tyto třídy vlastností odpovídají fyzikálním, chemickým a biologickým degradačním procesům a mechanismům, které uvedly do pohybu degradační trendy (Bone et al. 2010).



Obr. 9 Vztah mezi faktory kvality půdy, kvalitou půdy a kvalitou životního prostředí (Bone et al. 2010).

Změny kvality půdy lze hodnotit měřením vhodných ukazatelů a jejich porovnáním s požadovanými hodnotami (kritické limity nebo prahové hodnoty) v různých časových intervalech pro konkrétní použití ve vybraném agroekosystému. Takový monitorovací systém bude poskytovat informace o účinnosti vybraného zemědělského systému, postupech využívání půdy, technologiích a politikách. Zemědělský systém, který by měl negativní dopad na kterýkoliv z vybraných ukazatelů, by mohl být považován za potenciálně neudržitelný, a tedy změněn. Systémy, které zlepšují výkonnost ukazatelů, by měly být propagovány, podporovány a zdokonalovány, aby byla zajištěna udržitelnost životního prostředí (Arshad et Martin 2002).

V Tab. 9 jsou uvedeny příklady několika navržených MDS pro hodnocení půdy (Maurya et al. 2020).

Tab. 9 Minimální datové soubory (MDS) používané pro hodnocení kvality půdy (Maurya et al. 2020)

Navrhovaný MDS	Posouzení kvality půdy pro
Poměr N: P, uhlík, invertáza	Akalické půdy
pH, celkový dusík, dostupný fosfor, draslík, organické látky v půdě, slanost půdy	Půdu z delty Žluté řeky
Alkalicky hydrolyzovatelný dusík, půdní organická hmota, dusík z mikrobiální biomasy: celkový dusík, dostupný zinek	Systém pěstování pšenice kukuřice
pH ve vodě, vyměnitelný vápník, dostupný fosfor, objemová hmotnost, půdní organický uhlík	Charakterizování dynamiky půdy při změnách kultivačních systémů
Organická hmota půdy, horní půdní hloubka, infiltrace, agregace, pH, elektrická vodivost, podezření na půdní znečišťující látky, půdní dýchání	Agroekosystémy
Struktura půdy, obsah hrubého materiálu, dostupná vodní kapacita, obsah organických látek, potenciálně mineralizovatelný dusík, pH, dostupný fosfor	Hodnocení ekologických funkcí v sanačních projektech
Organická hmota, organický uhlík, objemová hmotnost, stabilita agregátu, pH, slanost, formy dusíku, mikrobiální biomasa, mikrobiální dýchání	Zemědělské účely
Elektrická vodivost, objemová hmotnost, vyměnitelný hořčík, dostupný fosfor,	Tropický vlhký listnatý les
Textura půdy, hloubka hladiny podzemní vody, půdní organická hmota, pH, sodík, dostupný draslík, fosfor, zinek	Středoevropské orné půdy

3.8.2 Určení kritických mezí

Co je kritická mez? Je to žádoucí rozmezí hodnot pro zvolený půdní ukazatel, který musí být zachován pro normální fungování ochrany ekosystému v půdě (Arshad et Martin 2002). Dle Oliver et al. (2013) byla kritická hodnota indikátoru definována jako hodnota, nad kterou nebo

pod kterou konkrétní systém hospodaření s půdou již není udržitelný. V tomto kritickém rozmezí plní půda své specifické funkce v přírodních ekosystémech. Například pH 6,5–7,0 může být vhodné pro pěstování většiny plodin nebo ideální hloubka půdy může být 50 cm i více.

Zatímco za posledních 5-10 let bylo publikováno mnoho článků a zpráv týkajících se MDS (Tab. 10), tak bylo vynaloženo omezené úsilí ke stanovení prahových hodnot nebo kritických limitů pro navrhované ukazatele půdy (Arshad et Martin 2002).

Referenční nebo prahové hodnoty jsou nutné jak pro plné využití indikátorů kvality půdy, tak pro převedení interpretace do vhodného managementu a politického poradenství. Posouzení (ne) shody výsledků získaných z různých linií důkazů. Například soubory indikátorů založené na fyzikálních, chemických nebo biologických parametrech lze převzít z matematických postupů vyvinutých k hodnocení ekologických rizik (Bünemann et al. 2018).

Mnoho fyzikálních, chemických a biologických parametrů může ovlivnit například schopnost dodávat vlhkost a živiny. Negativní změna v každém z těchto vlastností může snížit kvalitu půdy. Kvantitativní hodnoty, nad kterými je další snížení těchto vlastností omezeno, silně závisí na plodinách. Například pH pod hodnotou 6,5 snižuje výnos vojtěšky, ale u borůvek pH musí klesnout pod hodnotu 4,0, než dojde ke kritickému snížení jejich výnosu. Kritická mez indikátoru půdy může být zmírněna nebo prohloubena limity jiných vlastností půdy a interakcí mezi ukazateli kvality půdy (tab. 10).

Vliv podnebí, zejména teploty a rozložení srážek, geomorfologie a rychlosti zvětrávání lze při porovnání půd eliminovat pouze v rámci ekologické oblasti nebo typu půdy (Arshad et Martin 2002).

U určitých vlastností půdy, jako je pH půdy, a toxicita kovů, mohou být kritické meze dobře definovány. Naopak u jiných vlastností půdy, jako je organický uhlík v půdě, počet žížal a další půdní biologické ukazatele, nemusí být kritické meze dobře známy nebo kvantifikovány (Oliver et al. 2013).

V kontextu znečištění se často používají mezní hodnoty kontaminace. U rostlinných živin většina zemědělských poradenských služeb využívá prahové hodnoty dostupných rezerv, pod nimiž se může rostlinná výroba omezit na živiny, zatímco maximální hodnoty souvisí s rizikem ztrát. U většiny přístupů k hodnocení kvality půdy chybí indikátorové prahové hodnoty pro další funkce půdy (Bünemann et al. 2018).

Dosažitelné cíle neznamenají snadno dosažitelné cíle, ale znamenají formulaci cílů, jichž je možné dosáhnout. Například cíl zvýšit a udržet kapacitu vody v půdě v zemědělských oblastech do jednoho roku není možné dosáhnout, protože vlastnosti půdy se mohou měnit pouze postupně po dobu mnoha let. Mnoho vlastností půdy není vhodné jako téma krátkodobých cílů; místo toho fungují jako omezení nebo kontrolní proměnné (Bremer et Ellert 2004).

Tab. 10 Klíčové ukazatele půdy pro posouzení kvality půdy (upraveno dle Arshad et Martin 2002).

Zvolený ukazatel	Odůvodnění volby
Organická hmota	Definuje půdní úrodnost a půdní strukturu, retenci vody a pesticidů, a jejich použití v procesních modelech.
Topsoil-depth	Odhad objemu produkce pro rostlinnou výrobu a erozi.
Agregace (shlukování)	Struktura půdy, odolnost proti erozi, zakládání plodin, a včasný ukazatel vlivu hospodaření na půdu.
Textura	Retence a transport vody a chemikálií.
Objemová hmotnost	Proniknutí kořenů rostlin, pórovitost, úprava analýzy na objemovém základě.
Infiltrace	Odtok, vyplavování a potenciál eroze.
pH	Dostupnost živin, absorpce a mobilita pesticidů, modelování procesů.
Elektrická vodivost	Definuje růst plodin, strukturu půdy, infiltraci vody, v současné době chybí ve většině procesních modelů.
Podezření na znečišťující látky	Kvalita rostlin, zdraví lidí a zvířat.
Půdní dýchání	Biologická aktivita, modelování procesů, odhad aktivity biomasy, včasné varování před účinkem řízení na organickou hmotu.
Formy N	Dostupnost plodin, potenciál vyplavování, poměry mineralizace a imobilizace, procesy modelování.
Extrahovatelné N, P a K	Schopnost podporovat růst rostlin, ukazatel kvality životního prostředí.

3.8.3 Sattyho metoda

Saatyho analytický hierarchický proces je založen na rozkladu složitého systému na jednodušší komponenty, na tzv. hierarchický systém (Wind & Saaty 1980).

Analytický hierarchický proces (AHP) je jednou ze široce upřednostňovaných multikriteriálních rozhodovacích technik používaných k hledání optimálního řešení mezi alternativami hodnocení souboru kritérií. Je zaměřována na analýzu různých parametrů prostředí a provádí hodnocení pomocí řady kritérií k řešení velmi složitého rozhodovacího procesu. Hierarchie parametru fungující od vyšší po nižší úroveň je založena na jeho vzájemném vztahu mezi ostatními parametry. Subjektivní i objektivní faktory mohou být dobře použity v rozhodovacích procesech. Navíc AHP využívá párové srovnání parametrů ovlivňujících proces stanovení funkce ochrany půdy. Párové srovnání se provádí pomocí matice parametru a přiřazení relativní váhy každému parametru, pokud jde o jeho vliv na další parametry vyjádřený v numerické škále a také v poměru konzistence (Bozali 2020).

AHP se velmi často používá při komplexních rozhodovacích situacích. AHP byla využita u několika studií např. pro hodnocení vodohospodářských strategií v povodích, vyhodnocení

čtyř alternativních zavlažovacích projektů pro oblast Východní Makedonie-Thrákiev Řecku a k odhadu současných a budoucích požadavků na užitkovou vodu (Panagopoulos et al., 2012).

Dengiz et al. (2015) aplikovali AHP pro integraci multikriteriálních rozhodovacích technik s programem GIS. Použili vážené lineární kombinace a geostatistické metody. Cílem bylo učít nejvhodnější oblasti pro pěstování rýže na základě fyzikálně-chemických vlastností různých aluviálních půd v povodí řeky Gokirmak v oblasti Černého moře v Turecku (Dengiz et al. 2015).

Saatyho metoda neboli proces analytické hierarchie (AHP) je teorie měření prostřednictvím párových srovnání a která se opírá o úsudky odborníků pro odvození prioritních vah. Právě tyto váhy měří nehmotná aktiva v relativních hodnotách. Porovnání se provádí pomocí stupnice absolutního rozhodování, která představuje, o kolik více je jeden prvek upřednostňován před druhým s ohledem na danou vlastnost. Rozhodování zahrnuje mnoho kritérií a subkritérií používaných k hodnocení alternativ rozhodnutí. Nejen, že je třeba vytvořit priority pro alternativy s ohledem na kritéria nebo subkritéria, z hlediska kterých, je třeba hodnotit, ale také pro kritéria z hlediska vyššího cíle. Nebo pokud závisí na alternativách, pak v samotné alternativě. Rozhodnutí mohou být nekonzistentní a AHP se stará o to, jak měřit nekonzistenci a vylepšit rozhodování, jeli to možné, aby se dosáhlo lepší konzistence.

Ke generování priorit je nutné organizované rozhodování v následujících krocích:

1. Definovat problém a určit druh požadovaných znalostí.
2. Dosáhnout strukturální rozhodovací hierarchie z vrcholu s cílem rozhodování, Poté stanovit cíle ze široké perspektivy, přes mezilehlé úrovně (kritéria, na nichž závisejí následné prvky), až po nejnižší úroveň (což je obvykle soubor alternativ).
3. Vytvořit sadu párových srovnávacích matic. Každý prvek v horní úrovni se používá k porovnání prvků na úrovni bezprostředně níže s ohledem na tuto úroveň.
4. Použít priority získané z porovnání s cílem zvážit priority na úrovni bezprostředně níže. Je nutné to udělat pro každý prvek matice. Poté ke každému prvku na níže uvedené úrovni se přidají jeho vážené hodnoty a získá se jeho celková nebo globální priorita. V tomto procesu vah se pokračuje, dokud není dosaženo konečné priority alternativ v nejspodnější úrovni.

Pro porovnání je nutné použít stupnici čísel, která udává, kolikrát důležitější nebo dominantní je jeden prvek nad jiným prvkem s ohledem na kritérium nebo vlastnost pro kterou jsou porovnávány (Saaty 2008). Saatyho metoda využívá párového srovnání jednotlivých kritérií. Samotné porovnání kritérií určuje upřednostnění, které se vyjadřuje určitým počtem bodů ze zvolené stupnice. V případě Saatyho se jedná o devítibodovou stupnici. V této metodě se určuje, zda je jedno kritérium výhodnější než druhé a o kolik je kritérium výhodnější. Což ve výsledku umožňuje přesnější vyjádření preferencí k jednotlivým kritériím a docílit tak přesnější výsledek v závěrečném rozhodnutí (Wind & Saaty 1980).

Tab. 11 Hodnocení kritérií podle Saatyho (Wind & Saaty 1980).

Počet bodů	Významnost
1	Kritéria jsou si ve významnosti rovna
3	První kritérium je slabě významnější než druhé
5	První kritérium je dosti významnější než druhé
7	První kritérium je prokazatelně významnější než druhé
9	První kritérium je absolutně významnější než druhé

Mezilehlé hodnoty 2,4,6,8 lze využít pro hodnocení mezistupňů

V Saatyho matici je porovnáváno kritérium v řádku s kritériem ve sloupci. Pokud je preferováno kritérium v řádku před kritériem ve sloupci pak se zapíše odpovídající hodnota významnosti podle Tab. 11. V případě, kdy upřednostňujeme kritérium ve sloupci před kritériem v řádku zapíše se převrácená hodnota významnosti, jak je zobrazeno v Tab. 12 (např. 1/7) (Wind & Saaty 1980).

Tab. 12 Saatyho matice (upraveno dle Wind & Saaty 1980).

	A ₁	A ₂	A ₃	...	A _n
A ₁	1	3	7	...	4
A ₂	1/3	1	3	...	3
A ₃	1/7	1/3	1	...	6
...	1	...
A _n	1/4	1/3	1/6	...	1

Váhy kritérií jsou odvozovány jako vlastní vektor matice příslušející největšímu vlastnímu číslu této matice. Odhad vektoru lze získat jako geometrický průměr prvků v každém řádku matice normalizovaný tak, aby součet jeho prvků byl roven jedné. Jakmile byl vypočítán váhový vektor a hodnota matice, získá se procesem analytické hierarchie vektor v globálních skóre jejich vynásobením. Vzorec pro získání geometrického průměru řádku Saatyho matice je následující:

$$b_i = \sqrt[n]{\prod_{j=1}^n S_{ij}}, \quad (1)$$

kde S_{ij} vyjadřuje preferenci i-tého kritéria k j-tému kritériu.

Geometrické průměry bývají normalizovány podle následujícího vzorce:

$$v_i = \frac{b_i}{\sum_{i=1}^n b_i}, \quad (2)$$

kde b_i je geometrický průměr řádků Saatyho matice (Wind & Saaty 1980).

Správné sestavení Saatyho matice je následně ověřováno stanovením indexu konzistence (KI).

Obecně platí, že $KI \leq 0,1$. Následujícím vztahem je vyjadřován index konzistence:

$$KI = \frac{(\lambda_{max}-m)}{(m-1)}, \quad (3)$$

kde λ_{max} je maximální vlastní číslo matice a m je počet variant (Wind & Saaty 1980; Dengiz et al. 2015).

Dokonale konzistentní data by měla vždy získat $KI = 0$, ale malé hodnoty nekonzistence mohou být tolerovány. Zejména pokud:

$$\frac{KI}{RI} < 0,1, \quad (4)$$

tak nesrovnalosti jsou přijatelné a z AHP lze očekávat spolehlivý výsledek.

Krejčí & Stoklasa (2018) agregovali lokální priority do globálních priorit prostřednictvím AHP. Studovali dva nejčastěji používané agregační přístupy – vážený aritmetický a vážený geometrický průměr a identifikovali jejich silné a slabé stránky. Zároveň znázornili nadřazenost agregace váženého geometrického průměru nad agregací váženého aritmetického průměru v AHP za účelem odvození alternativ globálních priorit. Bylo prokázáno, že pořadí získané váženým geometrickým průměrem, není normalizovaně závislé. Navíc bylo dokázáno, že poměry globálních priorit získané agregací váženého geometrického průměru jsou neměnné v rámci normalizace alternativ lokálních priorit a vah kritérií. Krejčí & Stoklasa (2018) důrazně odmítají použití agregace váženým aritmetickým průměrem v AHP a prosazují jako nejvhodnější metodu pro agregaci dat v AHP metodu váženého geometrického průměru.

Kromě Saatyho metody se pro odhad vah kritérií používají i jiné metody:

Bodovací Metoda

Každému kritériu je přiřazen určitý počet bodů z bodové hodnoty stupnice dle důležitosti kritéria pro posuzovatele. Hodnotící bodová stupnice by měla začínat od nuly, měla by mít přirozený střed, tedy lichý počet hodnot. Vztah, který se používá pro normování vztahu kritérií je následující:

$$v_j = \frac{b_j}{\sum_{i=1}^m b_i}, \quad (5)$$

kde b_j je bodové ohodnocení významnosti j -tého kritéria a m celkový počet kritérií.

Metoda pořadí

U této metody se zvolená kritérii seřadí dle důležitosti, ale lze některá kritéria považovat za stejně významná. Hodnota pořadové funkce je stanovena tím, že se nejméně významnému kritériu přiřadí hodnota pořadové funkce, která odpovídá hodnotě 1. Nejdůležitější kritérium má hodnotu pořadové funkce odpovídající počtu kritérií m . Stejně důležitým kritériím je přiřazena hodnota pořadové funkce určená jako aritmetický průměr. Pro normování vah se používá totožný vztah jako u bodovací metody.

Metoda párového srovnávání (Fullerova metoda)

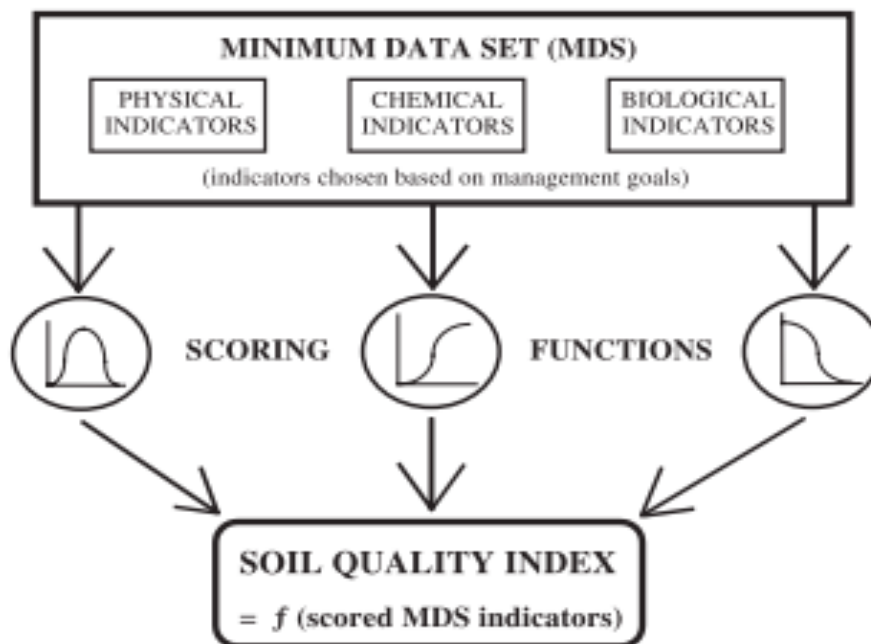
Při aplikaci této metody se váhy sestavují pomocí tzv. Fullerova trojúhelníku. Jedná se o princip párového srovnávání, kdy se vybírá důležitější ze dvou kritérií. Pro srovnání kritérií se vytvoří trojúhelníková matice, ve které hodnota 1 znamená, že kritérium K_i je preferováno před K_j , v opačném případě je 0. Pro každé kritérium je zjišťováno počet jeho preferencí vůči ostatním, rovná se součtu počtu jedniček v řádku a nul ve sloupci (Beranovský et al. 2003; Kalčevová).

3.8.4 Transformace ukazatele do kombinovatelných bodovacích technik

Bodování a kombinování ukazatelů do indexů lze provádět různými způsoby. Byla zdůrazněna jednoduchost použitím lineární bodovací techniky, která se opírá o pozorované údaje ke stanovení nejvyššího možného skóre pro každý ukazatel a vyžaduje jen málo předchozích informací o systému. Techniky nelineárního skórování zahrnují použití zakřivených skórovacích funkcí s osou y v rozmezí od 0 do 1 a osou x představující rozsah skóre závislých na místě nebo funkci pro tuto proměnnou. Tento typ bodování se kromě jiného využívá k víceúčelovému rozhodování (Andrewse et al. 2002). Na Obr. 10 je koncepční model pro převod indikátorů minimálního souboru dat na hodnoty indexu (Karlen et al. 2003).

Některé studie skórovaly vybrané indikátory pomocí různých vztahů mezi indikátorem a cílem managementu, například lineární nebo nelineární, „optimální rozsah je pro nás výhodnější“, „více je pro nás výhodnější nebo více je pro nás horší“, aby byly získány bezrozměrné hodnoty, které se spojí do jediné hodnoty potřebné k poskytnutí celkového indexu kvality půdy. Funkce bodování se používá k převodu naměřené hodnoty vlastnosti půdy na bezrozměrnou hodnotu. Vlastnostem nebo indikátorům se přidělí váha (0-1), kterým se vynásobí skóre, a poté jsou výsledky sečteny, aby se získala jediná hodnota kvality půdy (Oliver et al. 2013, Bünemann et al. 2018). Základní hodnota se rovná středu mezi prahovými hodnotami. Ověření bodovacích křivek je možné, pokud jsou k dispozici datové soubory s měřeními daného indikátoru kvality půdy a souvisejícího půdního procesu. Je zřejmé, že přijatelné cílové rozsahy ukazatelů kvality půdy musí být specifické pro konkrétní půdu a využití půdy a závisí nejen na cílených funkcích půdy, ale také na prostorovém a časovém měřítku hodnocení kvality půdy, přičemž regionální cílová rozmezí jsou obvykle užší než národní (Bünemann et al. 2018).

Dle Andrewse et al. (2002) byly pro ukazatele MDS porovnány lineární a nelineární bodovací techniky. Bylo zjištěno, že metoda nelineárního bodování je více reprezentativní pro funkci systému než metoda lineární.

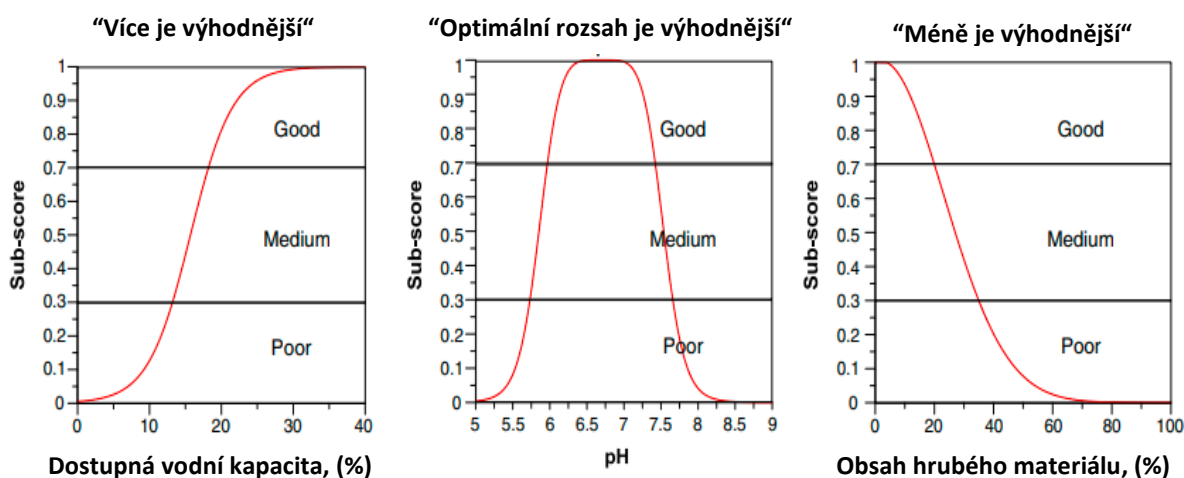


Obr. 10 Koncepční model pro převod indikátorů minimálního souboru dat na hodnoty indexu (Karlen et al. 2003).

Volchko et al. (2014) použili „skórovací“ křivky:

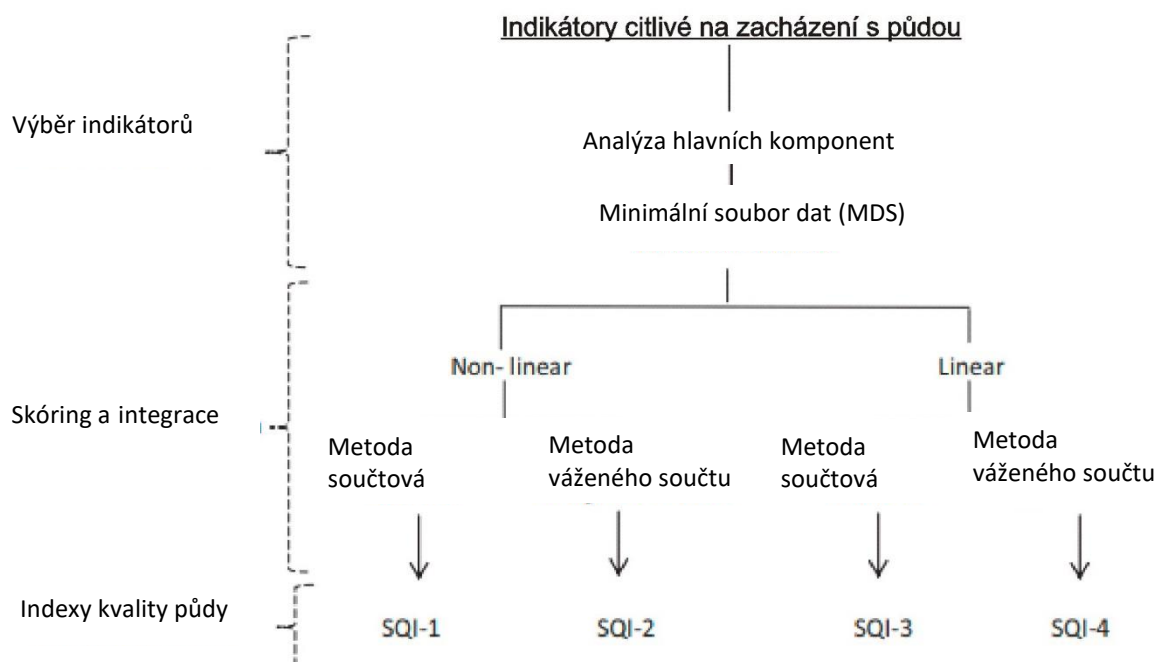
- “více je výhodnější“ – čím byla vyšší hodnota SQI, tím vyšší bylo dílčí skóre zvoleného ukazatele,
- “optimální rozsah je výhodnější“ – existoval omezený rozsah hodnot odpovídající vysokému dílčímu skóre zatímco “méně“ a “více“ jsou bodově níže než tyto optimální hodnoty,
- “méně je výhodnější“ – čím nižší byla hodnota SQI, tím vyšší bylo dílčí skóre.

Na Obr. 11 je znázorněno, že interval dílčího skóre pro půdu se špatnou kvalitou půdy se rovnal 0-0,3, pro střední kvalitu půdy odpovídal 0,31-0,7 a pro dobrou kvalitu půdy byl 0,71- 1.



Obr. 11 Příklady bodovacích křivek použitých pro interpretaci naměřených hodnot SQI (Volchko et al. 2014).

Askari et Holden (2015) vypracovali čtyři SQI za použití MDS v souladu s přístupem dle Obr. 12, aby bylo možné najít a označit nejvhodnější přístup indexování.



Obr. 12 Schéma procesu pro vývoj indexů kvality půdy dle (Askari et Holden 2015).

Na základě účelu produktivity půdy byly vybrány křivky a logické algoritmy pro hodnocení hodnot indikátorů a jejich interpretace. K převedení hodnot MDS do skóre bez jednotek byly využity skórovací křivky „více je výhodnější“ a „méně je výhodnější“ v kombinaci s lineárními a nelineárními rovnicemi. Pro nelineární hodnocení proměnných s asymptotami se sklonem k 0 a 1 byla použita rovnice sigmoidálního typu (Askari et Holden 2015).

Například byl nastíněn přístup založený na indexu kvality půdy ve vztahu k vodní erozi půdy a použili se normalizované skórovací funkce, které byly vyvinuty pro problémy systémového inženýrství a dále byl tento přístup rozšířen o srovnání různých postupů řízení v jablečných sadech (Oliver et al. 2013).

V některých případech může být tentýž ukazatel zařazen do různých funkcí, a dokonce může být skórován různými způsoby (např. u $\text{NO}_3\text{-N}$ "více je výhodnější" pro podporu růstu rostlin, ale "méně je výhodnější" pokud jde o vyplavování). Bezrozměrné hodnoty jsou sloučeny do celkového indexu kvality půdy (obr. 13) a lze je použít k porovnání účinků různých postupů na podobné půdy nebo časových trendů na stejné půdě (Karlen et al. 2003).

Fleißbach et al. (2007) stanovili ukazatele pro změny kvality půdy v procesu dlouhodobého pozorování, které bylo zahájeno v roce 1978. Opakovaná terénní zkouška zahrnovala ekologické a konvenční (integrované) zemědělské systémy. Bio-organické, biodynamické a konvenční zemědělské systémy byly porovnány při snížené a normální intenzitě hnojení v sedmiletém cyklu střídání plodin. Například organický uhlík byl jasně závislý na množství a kvalitě použitých typů statkových hnojiv, ale mikrobiální biomasa a aktivity v půdě byly mnohem více zasaženy než organický uhlík. Biologické parametry kvality půdy byly obecně rozšířeny v ekologickém zemědělství ve srovnání s integrovaným a částečně

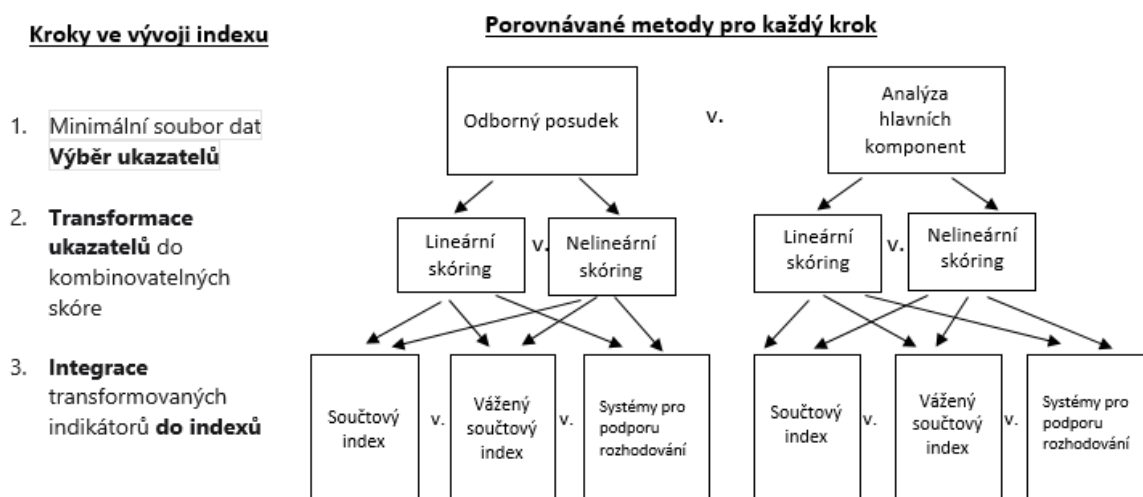
byly pozitivně ovlivněny aplikační dávkou hnoje. Vliv na kvalitu půdy v bio-organickém systému byl méně výrazný, ale pro většinu biologických parametrů půdy tento systém zaujímá mezistupeň mezi biodynamikou a konvenčním systémem. Mikrobiální biomasa a činnosti byly zlepšeny v organických systémech zdůrazňujících důležitou roli cyklických procesů, které podporují bohaté a aktivní biologické společenství půdy (Fließbach et al. 2007).

Dle Karlena et al. (2003) neexistuje ideální nebo kouzelná indexová hodnota, ale hodnocení kvality půdy lze provádět pomocí rámce, který určuje klíčové funkce půdy nezbytné pro dosažení stanovených cílů a vybírá ukazatele, které poskytují užitečné informace o způsobu fungování určité půdy.

3.8.5 Začlenění transformovaných indikátorů do indexů

Pro hodnocení udržitelnosti systému řízení existují dva základní přístupy, a to srovnávací hodnocení a dynamické posouzení (Shukla et al. 2006, Oliver et al. 2013). Ve srovnávacím hodnocení je výkonnost systému hodnocena pouze ve vztahu k alternativám v daném okamžiku. Při dynamickém posuzování je výkonnost systému hodnocena ve vztahu k alternativám napříč časem (Shukla et al. 2006).

Dynamické hodnocení zahrnuje hodnocení systému řízení z hlediska jeho skutečného výkonu měřením indikátorů půdy v čase. Metody k hodnocení změny kvality půdy v průběhu času pomocí počítačových modelů nebo statistických metod (Oliver et al. 2013). Dle Karlen et al. (2003) bylo popsáno dynamické indexování kvality půdy v několika krocích (obr. 10). Každý zvolený indikátor v minimálním souboru dat je skórován často za použití rozsahů stanovených vlastností schopností půdy určit hranice a tvar funkce bodování. Tento krok je nutný, aby bylo možné kombinovat biologické, chemické a fyzikální ukazatele, které mají odlišné měřící jednotky např. žížaly na jednotku plochy, pH (bez jednotky), objemová hmotnost ($\text{g}\cdot\text{cm}^{-3}$) (Karlen et al. 2003).



Obr. 13 Diagram zobrazující tři kroky tvorby indexu (Andrews et al. 2002).

Dle Andrews et al. (2002) byly výsledné hodnoty indikátorů kombinovány buď pomocí součtového indexu, váženého součtového indexu nebo systémy pro podporu rozhodování (viz Obr. 13). U téměř všech kombinací indexování získal organický systém významně vyšší

hodnoty SQI než konvenční. Pokud se pozorně vyberou indikátory kvality půdy, a použijí se v jednoduchém nelineárně skórovaném indexu, můžou adekvátně poskytnout informace potřebné pro výběr osvědčených postupů hospodaření (Andrews et al. 2002).

V nedávném kanadském monitorování kvality půdy v rámci hodnocení agroenvironmentálních indikátorů se index kvality půdy vypočítal jako vážený průměr výkonnostních indexů pro erozi, obsah organického uhlíku v půdě, stopové prvky a zasolení půdy. Hlavní funkce půdy jsou váženy podle jejich důležitosti pro celkový cíl v managementu kvality půdy na daném místě a celkové hodnocení kvality půdy vzhledem k předem stanovenému cíli je získáno sečtením vážených funkcí půdy (Bünemann et al. 2018).

Například byl vyvinut vážený součtový SQI pro hodnocení účinnosti různých způsobů řízení kvality půdy na základě 18 fyzikálně-chemických vlastností půdy (Xu et al. 2017).

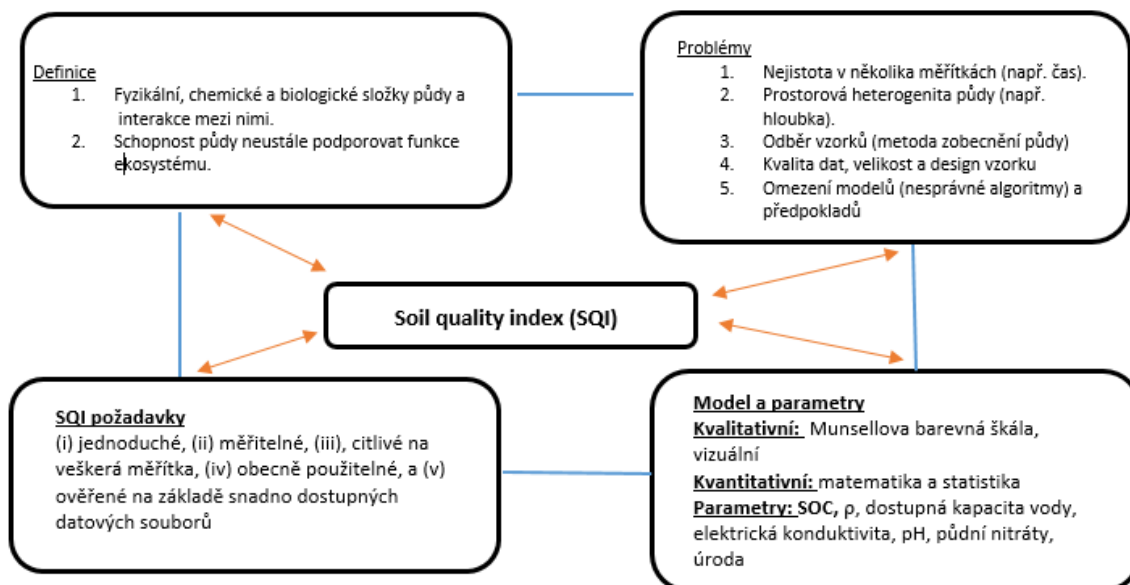
Dle Volchko et al. (2014) byla dílčí skóre integrována do indexu kvality půdy pomocí aritmetických středních hodnot dílčích skóre. Na základě indexu kvality půdy byla půda rozdělena do pěti tříd půdy odpovídajících velmi dobrým, dobrým, středním, špatným a velmi špatným půdním vlastnostem viz Tab. 13 (Volchko et al. 2014).

Tab. 13 Třídy půdy, půdní vlastnosti a indexy kvality půdy (Volchko et al. 2014).

Třídy půdy	Půdní vlastnosti	Indexy kvality půdy
1	Velmi dobrá	>0,85
2	Dobrá	0,70-0,85
3	Střední	0,55-0,69
4	Špatná	0,40-0,54
5	Velmi špatná	<0,40

3.8.6 Indexy kvality půdy (SQI)

Indexy kvality půdy (SQI) syntetizují atributy půdy do formátu, který zlepšuje porozumění půdním procesům a informuje o vhodných řízeních nebo politických intervencích. Na Obr. 14 je zobrazen typický příklad SQI, který zahrnuje vznikající problémy v hodnocení kvality půdy, obsažená omezení a principy pro kvalitní SQI. Koncepce bodování se používá ve SQI, aby se dešifrovala propojení mezi vlastnostmi půdy, procesy půdy, systémy řízení a sociálními perspektivami (de Paul Obade et Lal 2016). Celkový index kvality půdy je často žádoucí, ale ve skutečnosti není příliš smysluplný, protože kvalitu půdy lze nejlépe posoudit ve vztahu ke konkrétním funkcím půdy (Bünemann et al. 2018).



Obr. 14 Komponenty a atributy indexu kvality půdy (SQI) (de Paul Obade et Lal 2016).

Na Mezinárodní konferenci o hodnocení a monitorování kvality půdy v Rodale Institute v roce 1991 byly navrženy tři základní složky indexu kvality půdy:

1. schopnost půdy zvýšit rostlinnou produkci (složka produktivity)
2. schopnost půdy omezovat a snižovat důsledky kontaminantů a patogenů (složka kvality životního prostředí)
3. propojení mezi kvalitou půdy a zdravím rostlin, zdravím živočichů a člověka (zdravotní složka)

V návaznosti na konferenci Rodale mnoho vědců v oboru půdy navrhlo podrobnější postupy pro hodnocení funkcí kvality půdy kombinací a integrací konkrétních prvků kvality půdy do indexů kvality půdy. Jedním z těchto postupů bylo navržení indexu kvality půdy v následujícím tvaru:

$$SQ = f (SP, P, E, H, ER, BD, FQ, MI) \quad (6)$$

Kde *SP* jsou půdní vlastnosti, *P* – potenciální produktivita, *E* – faktory životního prostředí, *H* – zdraví živočichů a zvířat, *ER* – erodovatelnost (půdy), *BD* – biologická rozmanitost, *FQ* – kvalita a bezpečnost potravin, a *MI* jsou vstupy hospodaření.

Dalším výkonnostním indexem kvality půdy, který byl navržen a mohl být použit k hodnocení půdy s ohledem na následující oblasti:

- udržitelná produkce,
- environmentální kvalita,
- zdraví lidí a zvířat

Navržený index kvality půdy sestává ze šesti následujících prvků:

$$SQ = f(SQE1, SQE2, SQE3, SQE4, SQE5, SQE6) \quad (7)$$

SQE1 – výroba potravin a vlákniny, *SQE2* – eroze, *SQE3* – kvalita podzemní vody, *SQE4* – kvalita povrchové vody, *SQE5* – kvalita ovzduší, *SQE6* – kvalita potravin

Výhodou tohoto přístupu je, že funkce půdy mohou být hodnoceny na základě specifických výkonnostních kritérií stanovených pro každý prvek, pro daný ekosystém (Arshad et Martin 2002).

Bünemann et al. (2018) zmínili použití vícerozměrné statistické metody k výběru nejdůležitějších ukazatelů, často založených na předpokládaných, ale nehodnocených souvislostech mezi ukazateli a funkcemi půdy, a využívat skórovací funkce k dosažení indexu kvality půdy přizpůsobeného konkrétním podmínkám. Zásluhou vícerozměrných technik, jako je analýza hlavních komponent, redundantní analýza, diskriminační analýza a vícenásobná regrese dochází k častějšímu snižování statistických dat. U zmíněných technik se konečný počet vybraných indikátorů obvykle pohybuje mezi 6 a 8 (Bünemann et al. 2018).

Například byli vyvinuty SQI pro reflexi krasové kamenité dezertifikace s využitím celkového organického uhlíku, celkového dusíku, dostupného fosforu, uhlíku z mikrobiální biomasy a dusíku z mikrobiální biomasy. Další SQI byli vytvořeny kombinací některých fyzikálně-chemických vlastností, jako je půdní organická hmota, dostupný fosfor, vápník a pH. Byl navržen komplexní index (S-index) pro reprezentaci fyzikální kvality půdy, který byl odvozen od sklonu křivky zadržování vody v inflexním bodě na základě odhadované Van-Genuchtenovy rovnice. Účinnost S-indexu při odrážení kritických fyzikálních funkcí (vlastností) půdy byla prokázána v mnoha studiích (Xu et al. 2017).

SQUID neboli Soil Quality index je nový přístup k hodnocení kvality půdy založen na schopnosti půdy podporovat různé ekosystémové služby (dále ES), nikoli na samotném hodnocení funkce půdy. Metoda spojuje sadu deseti různých funkcí půdy do odlišných ES pomocí expertního přístupu Delphi. U každé ES byly odhady půdních funkcí, které jsou přínosem pro každou ekosystémovou službu, vynásobeny váženými faktory, které byly poskytnuty odborníky. Výsledné hodnoty ES byly poté zprůměrovány na index SQUID. Minimální celkový výsledek je 0 (půda vůbec nepřispívá k ekosystémové službě). Maximální skóre je 5 (příspěvek půdy k ekosystémové službě je velmi vysoký). SQUID index se počítá podle následujícího vzorce (Drobnik et al. 2018):

$$SQUID = \frac{\sum_{i=1}^n ES_i}{i} \quad (8)$$

S tímto vzorcem souvisí další pomocné výpočty:

$$ES_i = \sum_{j=1}^n sf_{ij} * w_{ij} \quad (9)$$

$$\sum_{j=1}^n w_j = 1 \quad (10)$$

Kde ES_i jsou ekosystémové služby založené na půdě s_i nabývající hodnot od 1 do 23, sf_{ij} je kvalita půdní funkce, kde j přispívá k dané ekosystémové službě označované i . W_{ij} je odborníky přiřazená váha, tj. úroveň příspěvku půdní funkce j k ekosystémové službě i (Drobnik et al. 2018).

Index BOKS byl vyvinut v Německu pro použití v oblasti Stuttgart (Wolff 2006). Je založen na celkem šesti atributech, které se používají k charakterizaci kvality půdy. Na rozdíl od mnoha jiných indexů kvality půdy BOKS bere v úvahu jak přírodní, tak antropogenní faktory, které tvoří konečný index kvality půdy. Čtyři ze šesti atributů se řadí k přírodním faktorům a jsou jimi vhodnost pro přírodní vegetaci a pěstování plodin, regulace koloběhu vody, kapacita pro filtraci a pufrování kontaminantů a archivace kulturní a přírodní historie. Zbývající dva atributy jsou zařazeny k antropogenním faktorům, kterými jsou kontaminované lokality a úroveň soil sealing. Každý zmíněný atribut je normalizován od 0 (neexistuje) do 5 (velmi dobrý). Původní BOKS je parcela, kde každá hodnota atributu pochází z bodu uvnitř příslušného pozemku a je následně vynásobena plochou parcely, kam patří. Konečný výsledek BOKS se vypočítá podle následující rovnice (Wolff 2006; Drobnik et al. 2018):

$$BOKS = (svc * a) + (wc * a) + (fbc * a) + (cnh * a) + (cont * a) + (seal * a) \quad (11)$$

Kde a je rozloha pozemku, svc – vhodnost pro přirozenou vegetaci a pěstované plodiny, wc – regulace vodního cyklu, fbc – filtrační a vyrovnávací kapacita, cnh – archivace kulturní a přírodní historie, $cont$ – kontaminované lokality, $seal$ – úroveň soil sealing (Drobnik et al. 2018).

Drobnik et al. (2018) použili mapy vysokého rozlišení a díky tomu vypočítali BOKS na úrovni jednotlivých rastrů, přičemž násobení plochou parcely nebylo uplatněno.

Dle Drobnik et al. (2018) efektivní a informované rozhodování v rámci územního rozvoje vyžaduje kontinuální hodnocení využití půdy a jeho dopadu na životní prostředí. V současnosti, kdy dochází k narůstajícím konfliktům o půdní zdroje, je to potřeba o to více (von der Dunk et al. 2011). Aby se zabránilo skrytým kompromisům z pohledu kvality půdy a účinněji se začlenila kvalita půdy do procesu plánování, potřebuje územní rozvoj informace nejen o absolutní hodnotě kvality půdy, ale také o jejím prostorovém rozložení.

Ve Švýcarsku byly zkoumány hodnoty dvou půdních indikátorů prezentovaných v případové studii, kterými jsou BOKS a SQUID. Výsledky metod hodnocení byly vzájemně porovnány s ohledem k jejich absolutním hodnotám (na bázi pixelů), z hlediska klastrů (shluků) podobné půdní kvality, a zda se tyto klastry v rámci obou ukazatelů shodují, a dále také, jak se výsledky proměnlivé v závislosti na vzdálenosti (Drobnik et al. 2018).

Dle Greiner et al. (2018) jsou prostorové informace o půdách a jejich schopnostech plnit své funkce klíčem k udržitelnému využívání půdních zdrojů. Mapy ukazující, jak půdy plní své funkce, např. regulace koloběhu živin a vody, poskytování vhodných stanovišť a podpora produkce biomasy, umožnily začlenit informace o půdě do programů územního plánování. Upravili 10 metod hodnocení statických funkcí půdy (SFA) a aplikovali je na zemědělské půdy ve studijní oblasti na Švýcarské plošině. Mapy funkcí půdy byly vytvořeny použitím metod SFA na mapy osmi základních vlastností půdy generovaných dříve pomocí techniky digitálního

mapování půdy. Mapy půdních funkcí byly porovnány s výsledky získanými použitím metod SFA na data pro půdní profily, aby se určilo, jak racionálně byly mapy vybrány. Půda ve studované oblasti měla charakteristické prostorové vzorce pro většinu regulačních, stanovištních a produkčních funkcí. Získaná data naznačovala rozmanité funkce půdy pro podporu ekosystémových služeb. Plnění jednotlivých funkcí půdy souvisí s inherentními vlastnostmi půdy, terénem a klimatickými podmínkami. Mapy půdních funkcí dobře souhlasily s výsledky SFA pro profily z hlediska využití půdy, typu půdy a úrovně odvodnění. Byly testována čtyři agregační pravidla, aby byly získány celkové hodnotící hodnoty (půdní indexy). Agregace 10 půdních funkcí do celkové hodnoty půdní funkčnosti poskytla velmi rozmanité prostorové vzory, což naznačuje, že sloučením by se mohly průměrovat prostorové charakteristiky určitých půdních funkcí. Dospěli jsme k závěru, že poměrně komplexní soubor funkcí půdy lze posoudit pomocí prostorových informací pro osm základních vlastností půdy do hloubky půdy alespoň 1 m a schválených funkcí pedotransferu pro sekundární vlastnosti půdy (Greiner et al. 2018).

Další alternativní techniky pro identifikaci a / nebo výklad SQI jsou lineární a vícenásobná regresní analýza, pedotransfer a analýza faktorů (Shukla et al. 2006).

Byly vyvinuty počítačové programy jako Soilpar a Rosetta pro odhad hydraulických vlastností půdy z náhradních půdních indikátorů jako je struktura půdy, objemová hustota, organický uhlík, pH půdy a kapacita katexové výměny (Bone et al. 2010).

3.9 Komplexní průzkum půd

Komplexní průzkum půd (KPP) byl prvním moderním soustavným průzkumem půd. V rámci KPP bylo na území bývalé ČSSR na ploše 7,2 milionu ha zemědělské půdy vykopáno cca 700 000 sond. Sondy byly vykopávány od roku 1960 až do roku 1972. Bylo provedeno kolem 2 000 000 půdních rozborů. Cílem vzniku KPP bylo zabezpečit dostatečně podrobné a kvalitní informace o půdním pokryvu nutné k postupnému zvyšování úrodnosti. Na zemědělských půdách v rámci ČR bylo vykopáno téměř 393 000 půdních sond. Z těchto sond byly získány data, z nichž byly sestaveny mapy základních půdních charakteristik na rozloze téměř 4,6 mil. ha. Výzkumný ústav meliorací a ochrany půdy, v.v.v. zdigitalizoval a vytvořil aplikaci (KKP) s podporou ministerstva zemědělství. Aplikace KPP umožňuje přístup k vektorizovaným podkladům KPP. Jedním z hlavních mapových výstupů jsou mapy půdních atributů, které byly zpracovány ze Základních půdních map (ZPM) a Kartogramů zrnitosti, skeletovitosti a zamokření (KZSZ). Aplikace zahrnuje informace o kopaných sondách, tedy o jejich poloze, o popisných, morfologických a analytických charakteristikách půdních profilů (VÚMOP 2017).

Dalším významným dílem, který poskytuje informace o půdě je Atlas půd ČR. Na tomto počínu spolupracovalo několik autorů z České zemědělské univerzity v Praze ve spolupráci s Ústředním pozemkovým úřadem v gesci Ministerstva zemědělství České republiky. Kozák et al. (2009) popsali v několika částech problematiku půd. První část je věnována například statím o půdě, ohrožení půd, průzkumu a mapování půd. Druhá část zahrnuje informace o moderních digitálních technikách mapování půd. V třetí části je pohled na půdu jako na porézní prostředí. Čtvrtá část hodnotí a oceňuje půdy. Pátá část zahrnuje pozemkové úpravy. V šesté části je

popsán taxonomický klasifikační systém půd a v sedmé části jsou mapové podklady (Kozák et al. 2009; eAgri 2009–2021).

4 Metodika

Pro hodnocení půd bylo vybráno pět okresů ze Středočeského kraje. Byly zvoleny okresy Kutná hora (KH), Kolín (KO), Nymburk (NB), Mladá Boleslav (MB) a Praha východ (PY).

4.1 Získávání dat

Pro účely diplomové práce bylo z dostupných dat vybráno celkem 15 různých charakteristik půd v okresech KH, KO, NB, MB a PY. Data byla poskytnuta v rámci řešení projektu NAZV QK1910299 „Udržitelné hospodaření s přírodními zdroji s důrazem na mimoprodukční a produkční schopnosti půdy“. Prostřednictvím geografického informačního systému ČR PuGIS byla zjištěna následující data pro jednotlivé sondy z KPP: aktivní pH, obsah humusu, P_2O_5 , K_2O , nasycenost sorpčního komplexu, kationtová výměnná kapacita a zrnitostní složení, a dále byl ke každé sondě přiřazen kód BPEJ, nový klimatický region a hydrologická skupina půd. Výzkumným ústavem meliorací a ochrany půdy byla za účelem porovnání s výsledky této práce obdržena data týkající se retenční vodní kapacity., přičemž tato data jsou výsledkem výzkumného projektu NAZV QJ1520026.

Hodnoty bodu vadnutí a polní kapacity byly odhadnuty v této práci metodou nejbližšího souseda z databáze NearriCZ (Miháliková at al. 2020).

Pro práci v programu ArcMAP 10.7.1. byly mapy okresů staženy prostřednictvím služby ArcGIS online z Českého úřadu zeměměřického a katastrálního (ČÚZK).

4.2 Zpracování dat pro zobrazení na mapách

Získaná data o půdních charakteristikách byla zpracována prostřednictvím Microsoft Office Excel a u některých vlastností bylo potřeba použít databázi NearriCZ k získání dalších charakteristik. Pro práci s daty byly zvoleny dostupné charakteristiky, které významně ovlivňují kvalitu půdy. Následující charakteristiky (Tab. 14) byly vybrány pro hloubku půdy 0-30 cm a byly rozděleny dle proměnných na tři kategorie.

4.2.1 Stanovení vah kritérií dle Saatyho

Pro všechny tři zvolené kategorie B1, B2 a B3 (Tab. 15) byla v rámci vícekritériálního rozhodování vyplněna Saatyho matice, jinak řečeno "párová srovnávací matice" dle Tab. 12. Každé charakteristice půdy, tedy proměnné, byla přidělena preference dle Saatyho stupnice (Tab. 11). Na diagonále byly vyplněny jedničky. Následně byl stanoven normalizovaný geometrický průměr řádků Saatyho matice (váhy) v souladu se vzorci (1, 2) a to v několika krocích:

- Každý parametr v matici byl vydělen součtem sloupce, ve kterém byl parametr umístěn. Tím vznikla další matice.
- Pro každý řádek matice se spočítal průměr a tím byl získán prioritní vektor (váhy), jejichž hodnota v součtu se rovnala 1.

Sestavení Saatyho matice a konzistence dat byla následně ověřována stanovením indexu konzistence, viz rovnice (3):

- Nejprve byly mezi sebou vynásobené původní matice stanovených priorit a matice vypočtených vah. Tím byl získán celkový vážený vektor pro každou proměnnou.
- Následně byla spočítána λ_{\max} (maximální vlastní číslo matice) pro každou proměnnou a to podílem celkového váženého vektoru a stanovené váhy. Z výsledných hodnot byla spočítána průměrná hodnota.
- Z průměrné hodnoty λ_{\max} byl spočítán index konzistence (vzorec 3) pro každou matici (kategorii).
- Pro ověření validity matice bylo nutné vypočítat konzistentní poměr dle vztahu (4) a Tab. 15.

RI je Random index, tj. index konzistence, když jsou položky *A* zcela náhodné. Hodnoty *RI* pro malé počty proměnných ($m \leq 10$) jsou uvedeny v Tab. 15 (Beynon & Malcolm 2014).

Tab. 14 Rozdělení proměnných do třech kategorií.

KRITÉRIUM	SUBKRITÉRIUM	TYP DAT
B1 kategorie	geografické proměnné	
	klimatický region	kód BPEJ 0-9
	hydrologická skupina půd	třída A-D
	svažitost a expozice	kód BPEJ 0-9
	skeletovitost a hloubka půdy	kód BPEJ 0-9
B2 kategorie	fyzikální proměnné	
	jíl (%)	skutečná hodnota
	prach (%)	skutečná hodnota
	písek (%)	skutečná hodnota
	polní kapacita (cm ³ /cm ³)	odhadnutá hodnota
	bod vadnutí (cm ³ /cm ³)	odhadnutá hodnota
B3 kategorie	chemické proměnné	
	org. hmota (%)	skutečná hodnota
	nasycenost sorpčního komplexu (%)	skutečná hodnota
	KVK (mmol/100 g)	skutečná hodnota
	pH	skutečná hodnota
	P ₂ O ₅ (mg/kg)	skutečná hodnota
	K ₂ O (mg/kg)	skutečná hodnota

Tab. 15 Hodnoty Random indexu (RI) (Beynon & Malcolm 2014).

<i>m</i>	2	3	4	5	6	7	8	9	10
<i>RI</i>	0	0,58	0,90	1,12	1,24	1,32	1,41	1,45	1,51

Stejným způsobem byly stanoveny váhy nadřazené srovnávací matice pro geografické, fyzikální a chemické proměnné.

4.2.2 Přepoččet kritérií na standardizované skóre

Dalším úkolem bylo převést vstupní vlastnosti v různých jednotkách na hodnoty mezi 0,1-1. Pro tento účel byly vybrány funkce standardizovaného skóre (SSF) dle Andrews et al. (2002). Parametry byly podle zvoleného účelu vhodně rozříděné, podle toho, zda „méně je pro nás výhodnější“, „více je pro nás výhodnější“ nebo „optimální rozsah je pro nás výhodnější“. Následně byly přepočítány jejich naměřené hodnoty na hodnoty 0,1-1 dle následujících funkcí, kde hodnoty L, U jsou spodní a horní hranice intervalu, tedy minimum a maximum. Byly využity následující funkce dle Sağlam et al. (2015).

1. „Méně je lépe“

$$f(x) = \begin{cases} 0.1 & x \leq L \\ 1 - 0.9 \times \frac{x-L}{U-L} & L \leq x \leq U \\ 1 & x \geq U \end{cases} \quad (12)$$

2. „Více je lépe“

$$f(x) = \begin{cases} 0.1 & x \leq L \\ 0.9 \times \frac{x-L}{U-L} + 0.1 & L \leq x \leq U \\ 1 & x \geq U \end{cases} \quad (13)$$

3. „Optimální rozsah“

$$f(x) = \begin{cases} 0.1 & x \leq L \text{ or } x \geq U \\ 0.9 \times \frac{x-L1}{L2-L1} + 0.1 & L \leq x \leq L2 \\ 1 & \end{cases} \quad (14)$$

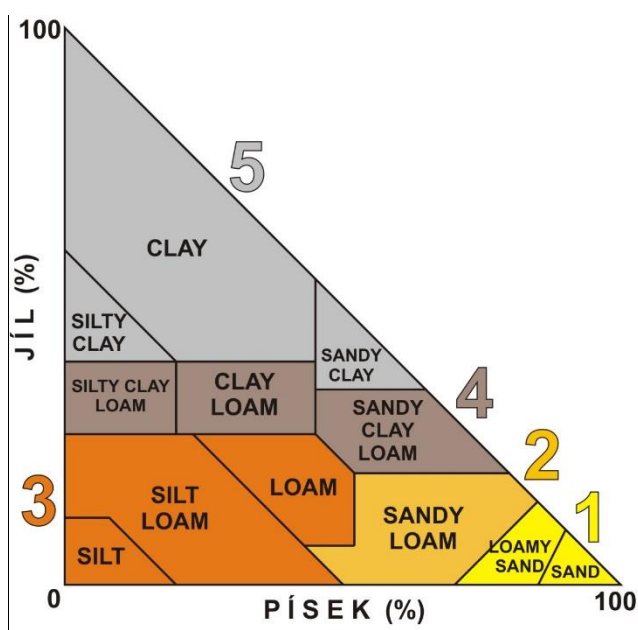
$$f(x) = \begin{cases} 0.1 & \\ 1 - 0.9 \times \frac{x-U1}{U2-U1} & L2 \leq x \leq U1 \\ 1 & U1 \leq x \leq U2 \end{cases} \quad (15)$$

Typ SSF „méně je lépe“ byla zvolena pro 2 geografické proměnné. Tedy pro hodnoty společného kódu BPEJ pro sklonitost a expozici a kódu BPEJ pro skeletovitost a hloubku.

Typ SSF „více je lépe“ byla zvolena u fyzikálních proměnných pouze pro polní kapacitu. Volba této SSF převažovala u chemických vlastností, a to pro organickou hmotu, kationtovou výměnnou kapacitu, nasycenost sorpčního komplexu, P₂O₅ a K₂O.

Typem SSF „optimální rozsah“ byl vyhodnocen z geografických charakteristik klimatický region. Z fyzikálních charakteristik byly takto přepočteny jíl, prach, písek, bod vadnutí a z chemických vlastností pouze hodnoty pH.

Hodnota polní kapacity a bodu vadnutí byla odhadnuta metodou nejbližšího souseda pomocí databáze NearriCZ (Miháliková et al. 2020) a to z hodnot písku, jílu, prachu a organické hmoty. Postupovalo se podle „Metodiky hodnocení vláhových potřeb zemědělských plodin pro účely závlah“ od autorů Duffková et al. (2020). Databáze zahrnuje dva referenční datové soubory půdních vzorků, které se liší hodnotou sacího tlaku půdy, při kterém byla stanovena půdní vlhkost asociovaná s polní kapacitou. Konkrétně jsou to hodnoty -10 kPa a -33 kPa. Referenční hodnoty (-10 kPa) jsou vhodné pro lehké, písčité půdy a referenční hodnoty (-33 kPa) jsou vhodné pro ostatní půdy (Duffková et al. 2020). Nejprve byly získány hodnoty polní kapacity ze všech hodnot písku, jílu, prachu a organické hmoty, a to s referenčními daty pro oba sací tlaky půdy. Odhadnuté hodnoty polní kapacity (-10 kPa a -33 kPa) byly rozděleny podle zrnitostního složení půd. Vycházelo se ze seskupených zrnitostních tříd, hodnocených podle trojúhelníkového diagramu založeného na obsahu tří půdních frakcí: jílu – částice < 0,002 mm, prachu – částice 0,002-0,05 mm a 0,05-2, viz obr. 15.

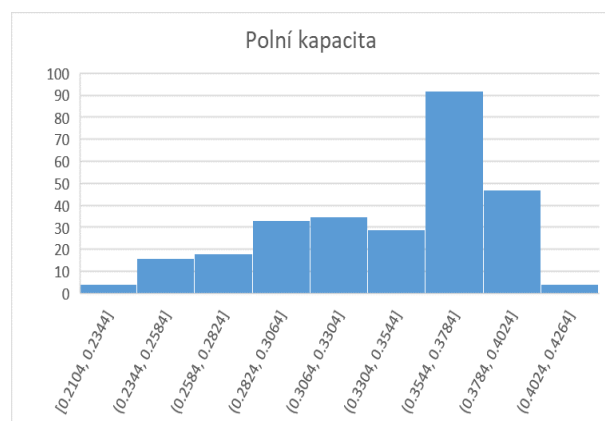


Obr. 15 Seskupené zrnitostní třídy (Kozák et al. 2009); 1 – lehká zemina, 2 – lehčí střední zemina, 3 – střední zemina, 4 – těžká zemina, 5 – velmi těžká zemina.

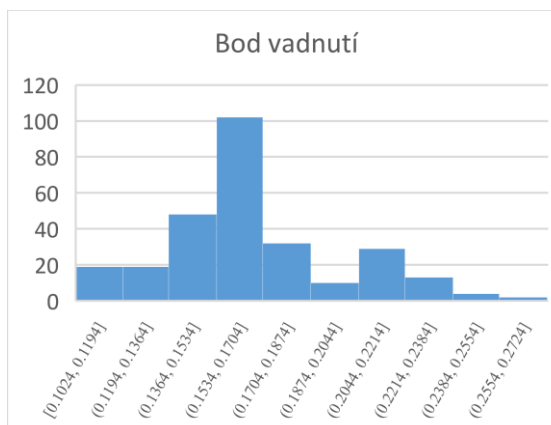
U kterých sond zrnitostní složení odpovídalo 1. a 2. seskupené zrnitostní třídě (písek > 52 % a jíl < 20 %, k tomu jíl < 7 % a prach < 50 %) byly vyhodnoceny jako lehké, písčité půdy a byly jim přiřazeny odhadnuté hodnoty polní kapacity a bodu vadnutí při referenční hodnotě -10 kPa. Zbylým půdám byly přiřazeny odhadnuté hodnoty polní kapacity a bodu vadnutí při referenční hodnotě -33 kPa. Z takto upravených dat byla stanovena maximální a minimální hodnota pro polní kapacitu. Následně byla použita SSF „více je lépe“ (viz funkce 13) pro každou naměřenou hodnotu. U bodu vadnutí pro SSF „optimální rozsah“ bylo optimum vypočítáno z referenčních vzorků půd (NearriCZ – 10 kPa a -33 kPa). V Tab. 16 Jsou zobrazeny základní statistické veličiny hodnot odhadnutých pro jednotlivé sondy KPP.

Tab. 16 Hodnoty základních statistických veličin u polní kapacity a bodu vadnutí.

	Polní kapacita	Bod vadnutí
Průměr	0.3390	0.1665
Směr. Odchylka	0.0442	0.0321
Minimum	0.2104	0.1024
Maximum	0.4108	0.2581



Obr. 16 Histogram četnosti výskytu naměřených hodnot polní kapacity.



Obr. 17 Histogram četnosti výskytu naměřených hodnot bodu vadnutí.

Grafy na Obr.16 a 17 zobrazují, na jakých hladinách se pohybovaly odhadnuté hodnoty obou hydrolimitů. Graf na Obr.16 znázorňuje, že největší zastoupení hodnot polní kapacity bylo zaznamenáno v intervalu 0,3544-0,3784. Graf na Obr.17 vypovídá, že nejvíce hodnot bodu vadnutí se pohybovalo v rozmezí 0,1534-0,1704.

U obsahu humusu, kationtové výměnné kapacity a nasycenosti sorpčního komplexu nebylo potřeba získaná data upravovat a bylo je možné ihned přepočítat na bezrozměrné hodnoty prostřednictvím SSF „více je lépe“.

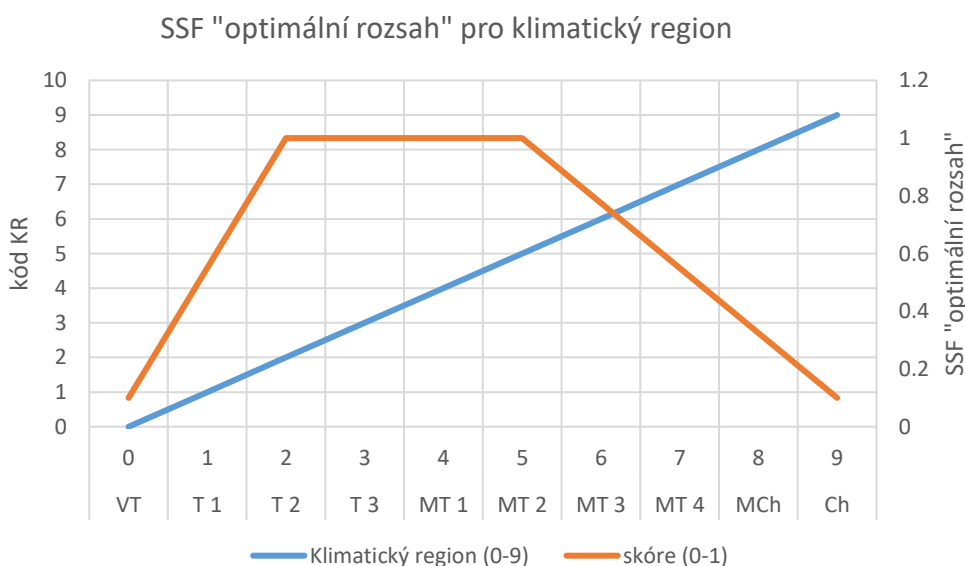
Hodnoty obsahů P_2O_5 a K_2O byly rozděleny na dvě skupiny. První skupina byly lehké a střední půdy (1., 2., 3. seskupená zrnitostní třída) a druhá skupina byly těžké půdy (4. a 5. seskupená zrnitostní třída – jíl >27 %, k tomu jíl >20 % a prach < 28 %), viz. Tab. 17. Maximum bylo stanoveno jako hranice velmi vysokého obsahu pro orné půdy střední zrnitosti (viz. Obr. 18). Tedy posuzovaná max. úroveň byla stanovena u P_2O_5 na hodnotu 185 mg/kg a u K_2O na hodnotu 420 mg/kg. Když by byla hodnota někde vyšší, přes 500 mg/kg, tak by to zkruslovalo výsledek. SSF však může být nejvýše 1, proto všechny hodnoty vyšší než 1 byly upraveny na 1. Minimální hodnota byly stanovena ze skutečných hodnot.

Tab. 17 Kritéria hodnocení obsahu P, K a Mg pro organické půdy (Melich 3), dle přílohy č. 3 vyhl. č. 275/1998 Sb., ve znění pozdějších předpisů (Sáňka et al. 2018).

OBSAH	FOSFOR (mg.kg ⁻¹)		DRASLÍK (mg.kg ⁻¹)			HOŘČÍK (mg.kg ⁻¹)		
	SP ¹⁾	ICP-OES ²⁾	PŮDA			PŮDA		
			LEHKÁ	STŘEDNÍ	TĚŽKÁ	LEHKÁ	STŘEDNÍ	TĚŽKÁ
nízký	< 50	< 55	< 100	< 105	< 170	< 80	< 105	< 120
vyhovující	51-80	56-85	101-160	106-170	171-260	81-135	106-160	121-220
dobrý	81-115	86-125	161-275	171-310	261-350	136-200	161-265	221-330
vysoký	116-185	126-200	276-380	311-420	351-510	201-285	266-330	331-460
velmi vysoký	> 185	> 200	> 380	> 420	> 510	> 285	> 330	> 460

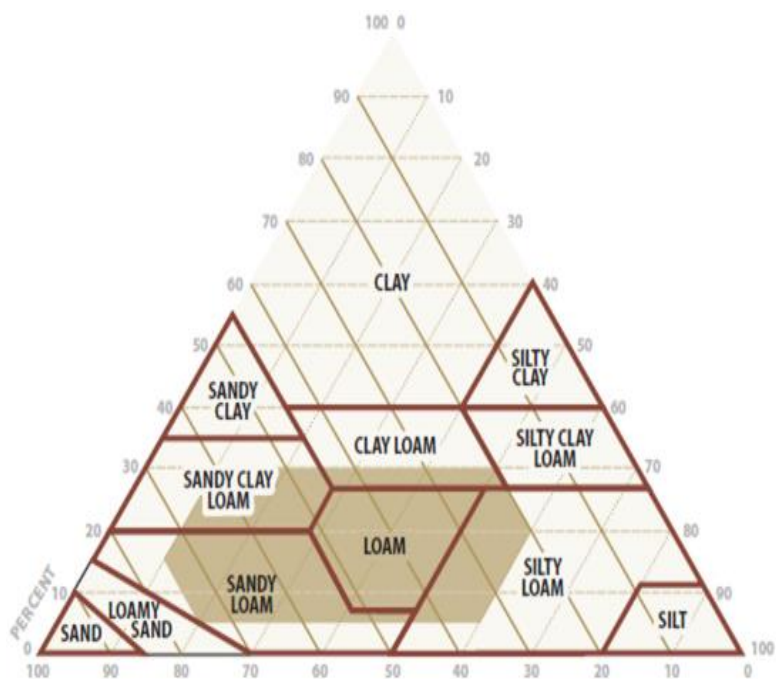
U proměnných, u kterých byla použita SSF pro „optimální rozsah“ bylo nutné nejprve najít adekvátní optimální hodnoty. Pro vypočítání SSF bylo vždy nutné mít 4 hodnoty, respektive 2 intervaly. Optimální hodnoty uprostřed (L2 a U1) a krajní hodnoty (minimum L1 a maximum U2), viz funkce (14) a (15).

U klimatického regionu se při stanovení optimálních hodnot vycházelo ze základní charakteristiky klimatických regionů ČR dle Novotný et al. (2013), viz Tab. 3. Pro všechny klimatické regiony a jejich kódy bylo stanoveno minimum jako 0 a maximum jako 9. Optimální rozsah byl stanoven v rozmezí hodnot 2-5, jak je zobrazeno na Obr.18. Při výpočtu se postupovalo v souladu s typem SSF „optimální rozsah“ pro všechny kódy klimatických regionů, viz uvedené funkce (14) a (15). Pak byla spočítána SSF „optimální rozsah“ pro data ze sond pro klimatický region a pro nový klimatický region se stejnými intervaly optimálních hodnot. Rozdělení odráží fakt, že půdy v klimatických regionech 0 a 1 jsou častěji ohroženy suchem a vysoká produkce by bez závlahy byla jen obtížně dosažitelná.



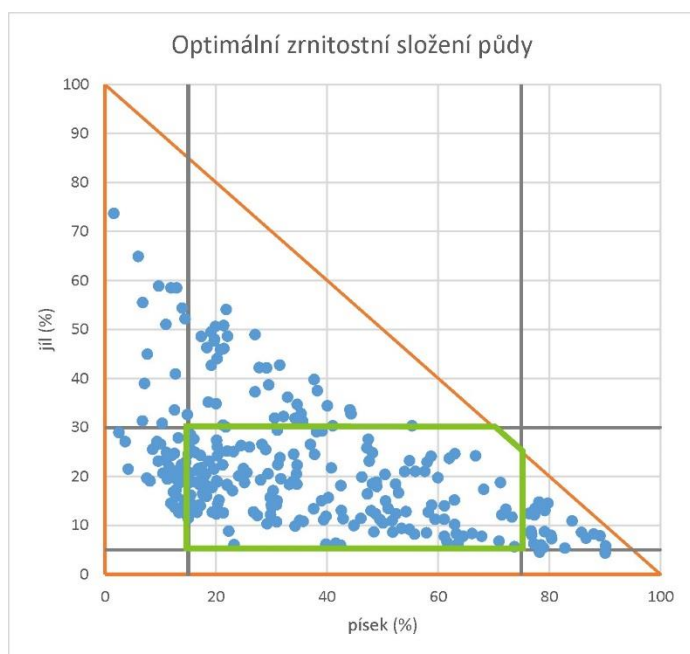
Obr. 18 Stanovení SSF „optimální rozsah“ pro klimatický region

Stanovení optimálních hodnot u zrnitostního složení bylo inspirováno optimumm vyobrazeným tmavší barvou v trojúhelníku na Obr. 20 (jíl 5-30 %, prach 10-60 % a písek 20-75 %).



Obr. 19 Trojúhelník klasifikace půd (U.S. Department of Transportation 2021)

Následně bylo rozmezí optimálních hodnot adekvátně rozšířeno (zelený útvar na Obr. 19). Trojúhelník na Obr. 20 byl vytvořen na základě dat ze sond a nejvíce bodů je v oblasti prachovité hlíny, což odpovídá lehčím půdám. Hodnoty pro jíl zůstaly stejné, u prachu se rozsah zvýšil o 5 % na 10-65 % a u písku se rozsah změnil na 15-75 %. S těmito optimálními hodnotami byla následně spočítána SSF pro obsah písku, prachu a jílu v půdě.



Obr. 20 Stanovení optimálního rozsahu hodnot pro zrnitostní složení půd. Zobrazeno zrnitostní složení vstupních dat.

U hydrologických skupin půd, které mají slovní klasifikaci A až D, bylo jako kvantifikovatelné kritérium pro přepočítání na standardizované skóre vybrána střední rychlost infiltrace. Jako optimum byla zvolena rychlost infiltrace 0,15, která odpovídala skupině B.

Hodnoty rychlosti infiltrace byly odvozeny z popisu HSP (viz podkapitola 3.7.5). Pořadí tříd BDCA bylo stanoveno na základě konzultace (Jan Vopravil 2021, osobní sdělení).

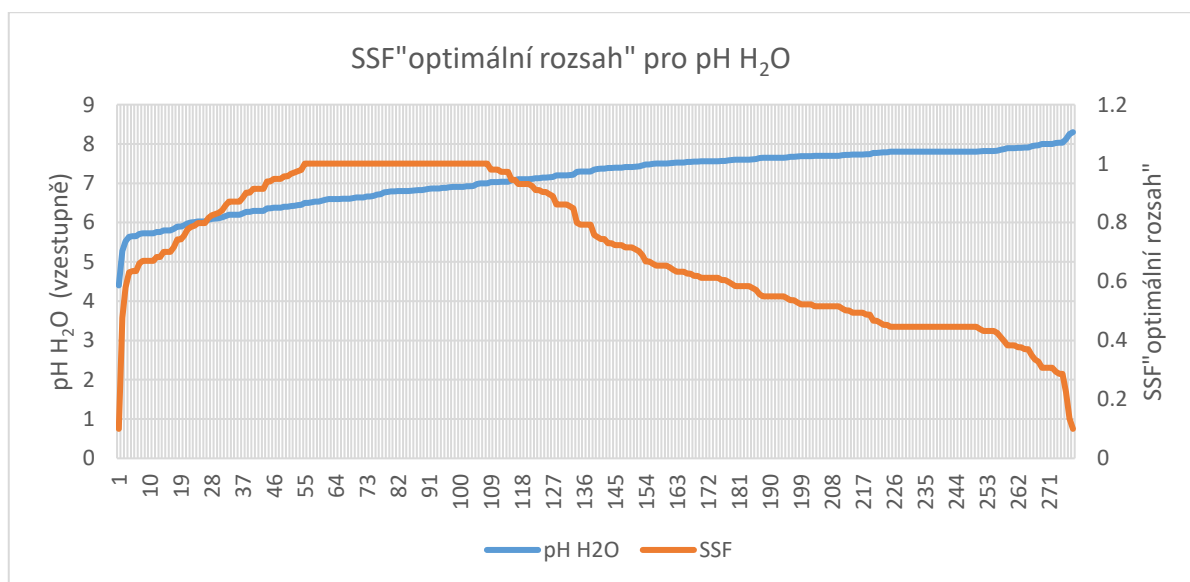
Tab. 18 Optimální hodnoty rychlosti infiltrace v rámci HSP.

HSP	rychlost infiltrace
A	0.2
B	0.15
C	0.075
D	0.05

Optimální rozsah pH_{H_2O} byl zvolen pro hodnoty 6,5-7 na základě Tab. 19. Jelikož zdrojová data nebyla příliš variabilní, v grafu na Obr. 21 došlo ke zkreslení výsledků, a proto bylo nutné do výpočtu přidat extrémní hodnoty pH.

Tab. 19 Hodnocení výsledků zeminy (Mendelova univerzita).

pH_{H_2O}	Hodnocení zeminy
< 4,9	silně kyselá
5,0-5,9	kyselá
6,0-6,9	slabě kyselá
7,0	neutrální
7,1-8,0	slabě alkalická
8,1-9,4	alkalická
>9,5	silně alkalická



Obr. 21 Optimální rozsah pro

4.2.3 Výpočet indexu půdní kvality

Indexy půdní kvality byly vypočítány z výsledných dat (váhy a skóre) podle vzorce:

$$SQI = \sum_{i=1}^n (W_i * X_i), \quad (16)$$

Kde SQI – index půdní kvality, X_i – hodnocený parametr, W_i – váha hodnoceného parametru.

Třídy SQI dle Sağlam et al. 2015 byly hodnoceny následovně (tab. 20):

Tab. 20 Třídy a hodnoty indexu kvality půdy

Třída indexu kvality půdy	Hodnota indexu kvality půdy
Velmi vysoká	> 0.85
Vysoká	0.65-0.85
Mírná	0.50-0.65
Nízká	0.40-0.50
Velmi nízká	<0.40

Dengiz et al. (2020) hodnotili 6 tříd indexu kvality půdy následovně (Tab. 21):

Tab. 21 Třídy a hodnoty indexu kvality půdy

Třída	Charakteristika	Hodnoty
I	Velmi špatné	<0.0
II	Špatné	0.0-0.19
III	Slabé	0.20-0.39
IV	Mírné	0.39-0.59
V	Silné/Vhodné	0.60-0.79
VI	Vynikající/Nejvhodnější	0.80-1.00

4.2.4 Interpolační analýza pro tvorbu map

Pro interpolaci byla použita nestandardizovaná data pro polní kapacitu, bod vadnutí, využitelnou vodní kapacitu, prach, jíl a písek. Data byla zpracována v ArcMap prostřednictvím „Geostatistical Analyst“. Nejprve bylo histogramy ověřeno, zda data mají normální rozdělení, aby nedocházelo k problémům při interpolacích. Hodnota šikmosti by měla být nižší než +/- 0,5. V opačném případě by bylo vhodné udělat transformaci dat., což bylo nutné u jílu a písku. K transformaci dat byla využita logaritmická funkce.

V rámci interpolace bodových dat byly v „Geostatistical Wizard“ testovány tři hlavní interpolační metody (Inverse Distance Weighing-IDW, Radial Basis Function-RBF a Kriging) pro odhad prostorového rozložení polní kapacity, bodu vadnutí, využitelnou vodní kapacitu, prach, jíl a písek. IDW se využívá pro nepravidelné hodnoty a pro transformovaná data ji nelze použít. Kriging je geostatistická technika podobná IDW v tom, že používá lineární kombinaci vah ve známých bodech k odhadnutí hodnoty v neznámých bodech. K vyhodnocení interpolačních technik byla použita směrodatná chyba RMSE. Nejnižší RMSE udává nejpresnější předpověď.

Několik interpolačních analýz bylo testováno k identifikaci nejlepšího prediktivního modelu, a poté byl určen variogram nebo funkce každé interpolační metody s nejlepšími

výsledky. Porovnání polní kapacity, bodu vadnutí, využitelné vodní kapacity jsou jako příklad uvedeny v Tab. 22. Použité interpolační modely jsou v tabulce zvýrazněny.

U některých dalších půdních vlastností byly mapy dělané metodou simple kriging (spherical model) z důvodu nutné transformace (log pro humus, P, K, KVK; box-cox (power parameter 3) pro pH a nasycenost sorpčního komplexu a to bez testování RMSE, čistě pro zobrazení situace.

Tab. 22 Interpolační metody

Interpolační model	Funkce/Semivariogram	RMSE		
		PK	BV	VVK
IDW	1	0.039356	0.029216	0.0259
	2	0.041529	0.031462	0.02684
	3	0.044104	0.033693	0.02834
RBF	Completely Regularized Spline	0.039429	0.029515	0.025797
	Thin Plate Spline	0.052185	0.038407	0.034027
Ordinary Kriging	Spherical	0.038671	0.028667	0.025225
	Exponential	0.038958	0.028732	0.025438
	Gaussian	0.038534	0.028706	0.025004
Simple Kriging	Spherical	0.039129	0.028765	0.025312
	Exponential	0.039453	0.028819	0.02545
	Gaussian	0.038935	0.028808	0.025129
Universal Kriging	Spherical	0.038671	0.028667	0.025225
	Exponential	0.038958	0.028732	0.025438
	Gaussian	0.038534	0.028706	0.025004

Na základě nejnížší směrodatné chyby RMSE byly vytvořeny vektorové mapy pro zvolené modely a funkce. Nejúčinnější byla interpolace kolem bodů sond. Vektorová mapa byla změněna na rastrovou a oříznuta pomocí nástroje Clip (Data Management) do tvaru sloučených okresů. Následovala úprava tříd, zbarvení, vytvoření měřítka, legendy atd.

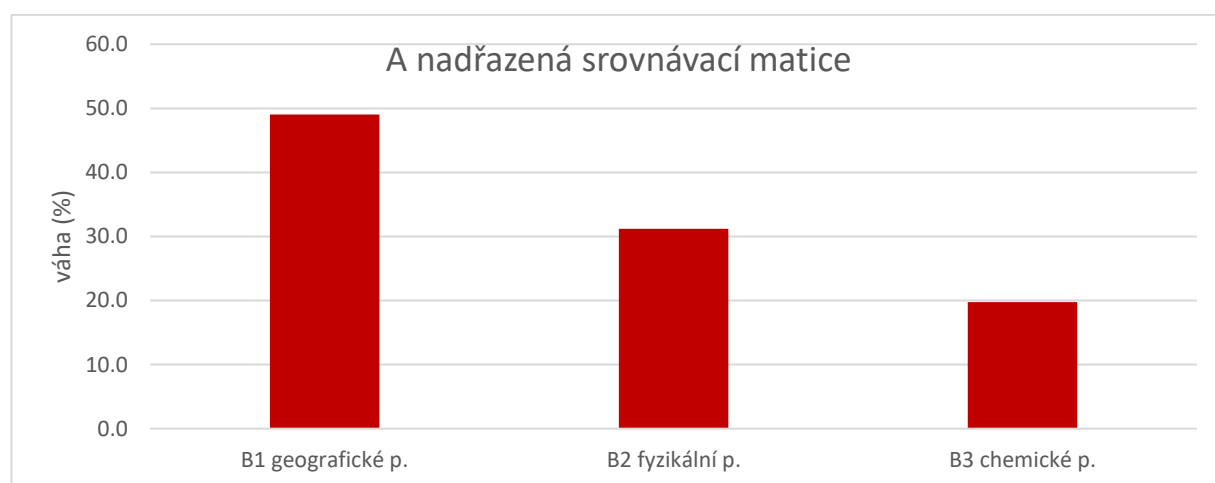
4.2.5 Výpočet plochy území pro každou klasifikovanou třídu

Výpočet území, ploch jednotlivých tříd byl zpracován na rastrové mapě. V „Layer Properties“ na kartě „Source“ bylo potřeba opsat hodnotu Cell Size (X,Y). Následně byl použit nástroj Reclassify (Spatial Analyst), pomocí kterého byly vytvořeny třídy s atributovou tabulkou, kde je již možné spočítat plochu území vynásobením počtu pixelů (Count) velikostí buňky.

5 Výsledky

5.1 Výsledky vah kritérií dle Saatyho pro všechny proměnné

Graf na Obr. 22 zobrazuje rozložení vah u všech tří proměnných. Je zřejmé, že nejvyšší význam byl přiřkládán geografickým proměnným, protože jsou prakticky neměnné. Nejsnáze měnitelné chemické vlastnosti půdy dostaly nejmenší váhu. Maximální vlastní číslo matice (λ_{\max}) vyšlo 3.054 a hodnota konzistentního poměru byla 4.6 %.



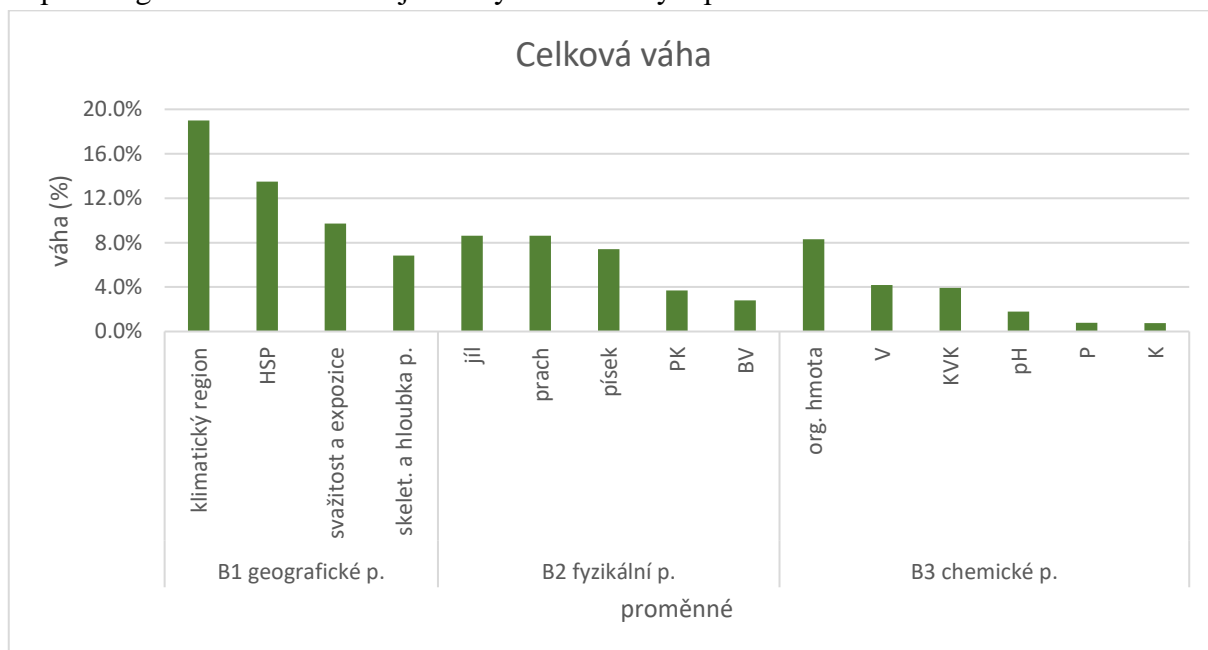
Obr. 22 Nadřazená srovnávací matice.

Tab. 23 zobrazuje výsledné váhy pro všechny proměnné. Součet vah za jednotlivé proměnné odpovídá jedné, stejně tak i celková váha. Hodnocení bylo pečlivě porovnáno s dostupnou literaturou a konzultováno s odborníky.

Tab. 23 Celkové váhy pro všechny proměnné.

		B1	B2	B3	A	Celková váha
B1 geografické p.	klimatický region	0.387338			0.490	0.190
	HSP	0.274838			0.490	0.135
	svažitost a expozice	0.198133			0.490	0.097
	skelet. a hloubka p.	0.139692			0.490	0.069
	jíl		0.276794		0.312	0.086
B2 fyzikální p.	prach		0.276794		0.312	0.086
	písek		0.23756		0.312	0.074
	PK		0.11878		0.312	0.037
	BV		0.090072		0.312	0.028
	org. hmota			0.420859	0.198	0.083
	V			0.211197	0.198	0.042
	KVK			0.198417	0.198	0.039
	pH			0.090773	0.198	0.018
B3 chemické p.	P			0.039853	0.198	0.008
	K			0.038901	0.198	0.008
		1.000	1.000	1.000		1.000

V Grafu na Obr. 23 jsou zobrazeny celkové váhy v procentech. Celková váha s podkritérii odpovídá grafu na Obr. 27. Nejnižší významnost byla přiřazena obsahu fosforu a draslíku.

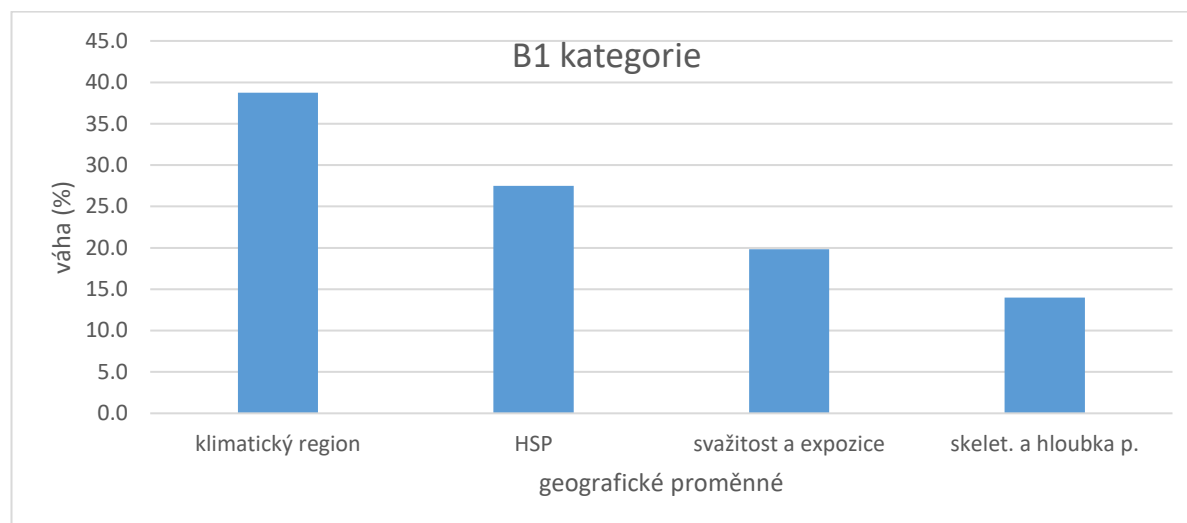


Obr. 23 Celkové váhy v procentech.

5.2 Geografické proměnné

5.2.1 Výsledky vah kritérií dle Saatyho

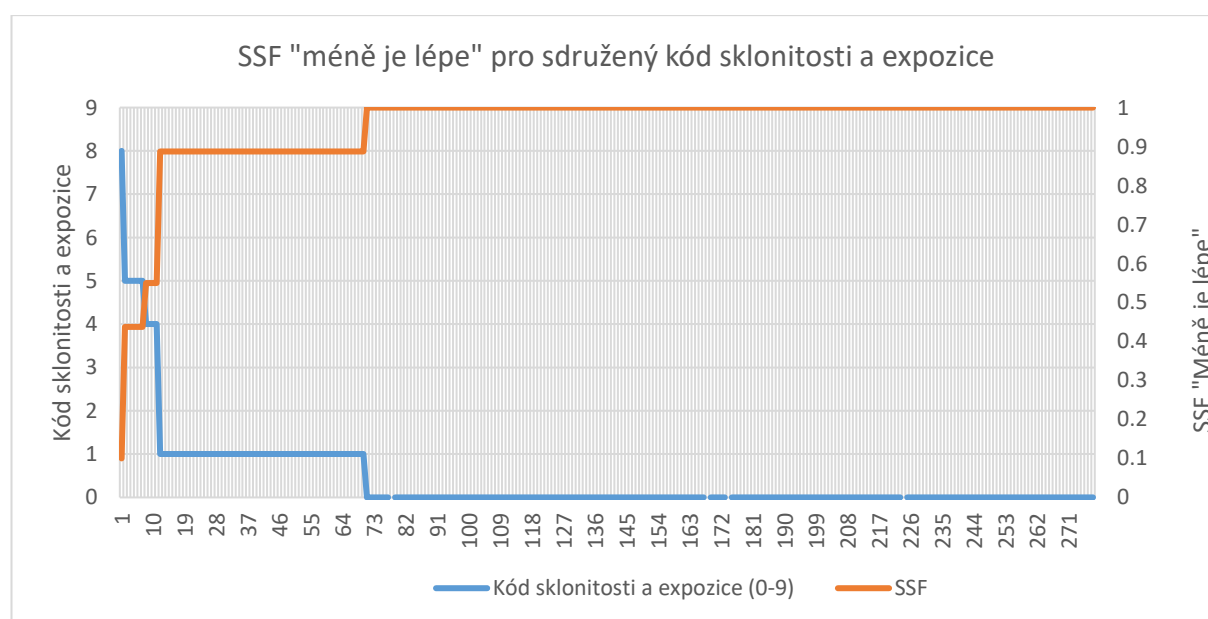
Graf na Obr. 24 zobrazuje rozložení vah u jednotlivých geografických proměnných. Je zřejmé, že nejvyšší význam měl klimatický region. Výsledek maximálního vlastního čísla matice (λ_{\max}) byl 4.122 a hodnota konzistentního poměru byla 4,5 %.



Obr. 24 Stanovené váhy pro geografické proměnné.

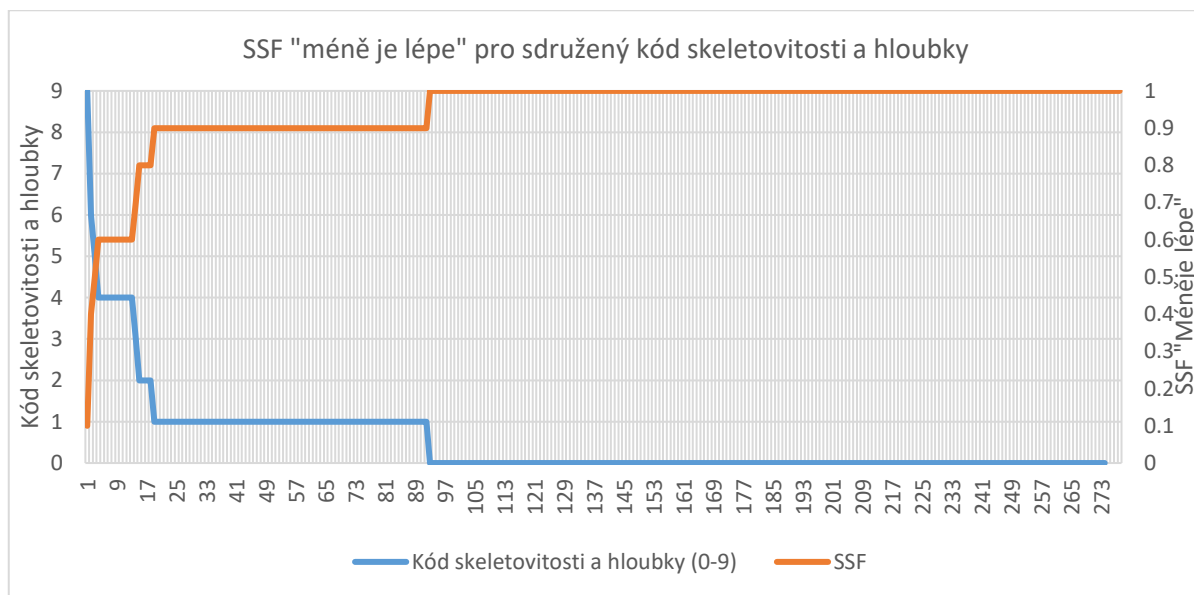
5.2.2 Výsledky přepočtu kritérií na standardizované skóre

Na Obr. 25 je zobrazen graf přepočtu sruženého kódu pro sklonitost a expozici na hodnoty v rozsahu 0,1-1. Pro výpočet tohoto rozsahu bylo stanoveno minimum 0 a maximum 8 ve sledovaném území.



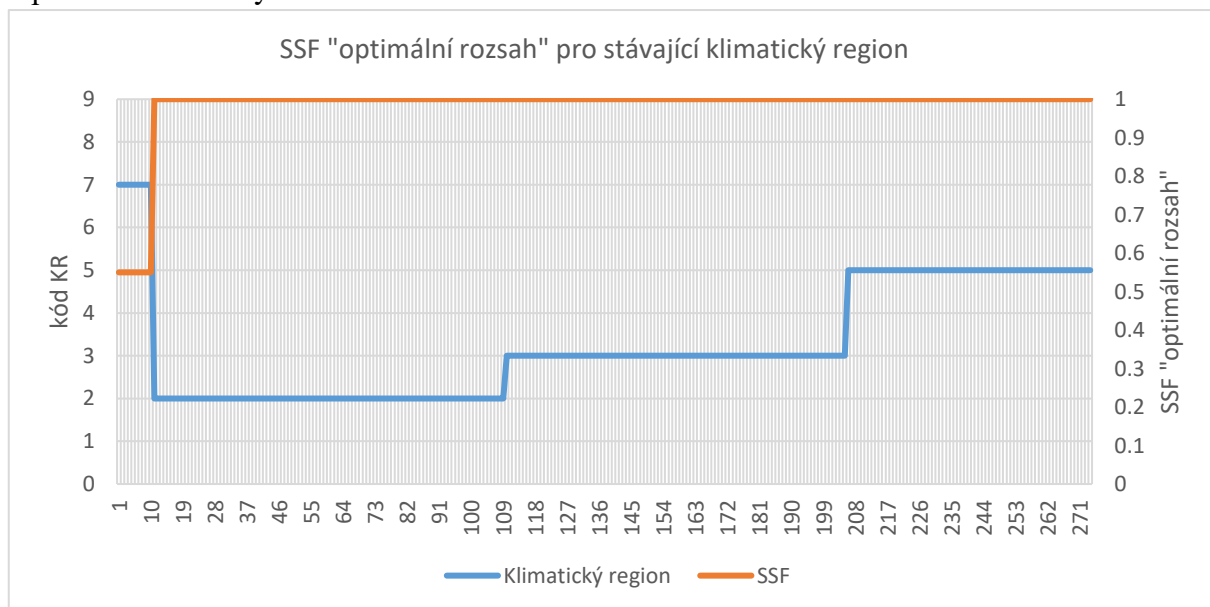
Obr. 25 Přepočet sruženého kódu pro sklonitost a expozici na hodnoty v rozsahu 0,1-1.

Na Obr. 26 je zobrazen přepočít sruženého kódu pro skeletovitost a hloubku na hodnoty v rozsahu 0,1-1. Pro výpočet tohoto rozsahu bylo stanoveno minimum 0 a maximum 9 ve sledovaném území.



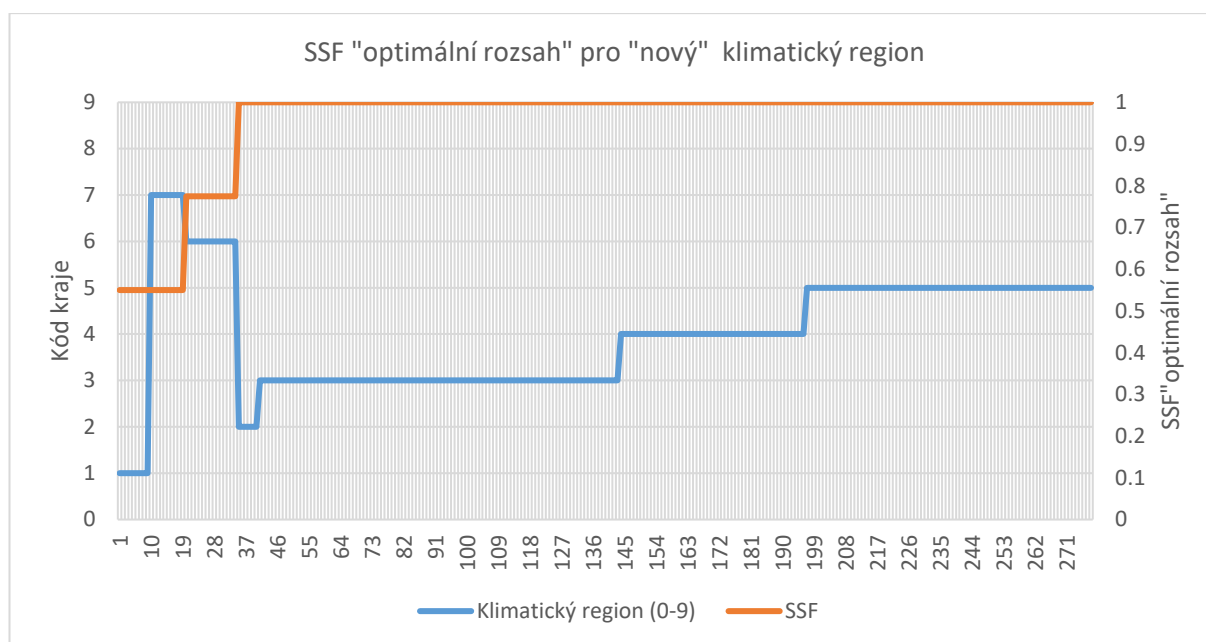
Obr. 26 Přepočít sruženého kódu pro skeletovitost a hloubku na hodnoty v rozsahu 0,1-1.

Na Obr. 27 je zobrazen graf přepočít stávajícího klimatického regionu v rozsahu 0,55-1. Pro výpočet tohoto rozsahu bylo stanoveno minimum 0 a maximum 9 ve sledovaném území. Optimální rozsah byl 2-5.



Obr. 27 Přepočít klimatického regionu v rozsahu 0,55-1.

V Grafu na Obr. 28 je zobrazen přepočít „nového“ klimatického regionu v rozsahu 0,55-1. Pro výpočet tohoto rozsahu bylo stanoveno minimum 0 a maximum 9 ve sledovaném území. Optimální rozsah byl 2-5.



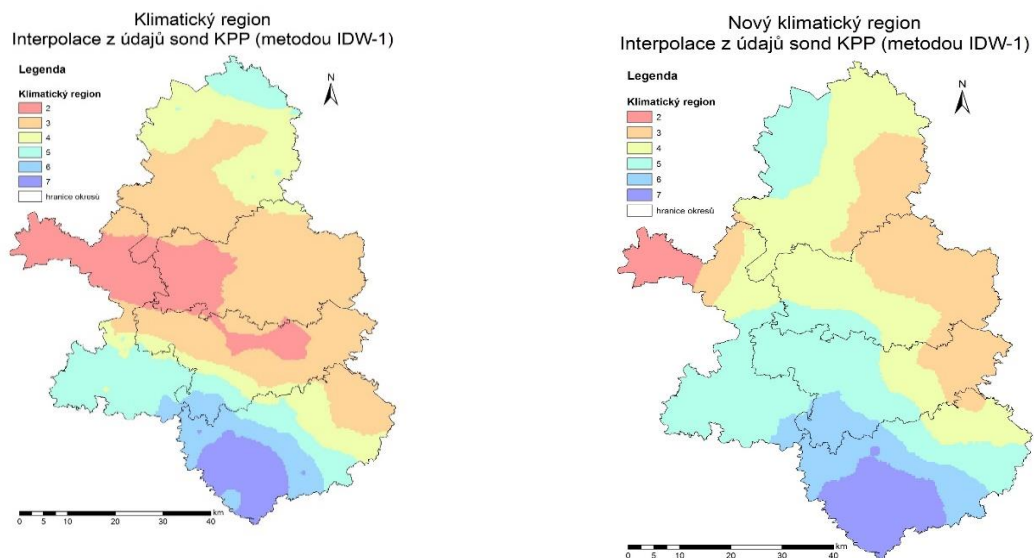
Obr. 28 Přepočítání „nového“ klimatického regionu v rozsahu 0,55-1.

U přepočtu rychlosti infiltrace v rámci HSP ve sledovaném území bylo minimum stanoveno na 0,05 mm/min a maximum bylo stanoveno na hodnotu 0,2. Optimální rozsah byl 0,15-0,15. Výsledné hodnoty byly A– 0,1, B–1, C–0,325 a D – 0,1.

5.2.3 Výsledky interpolací z údajů sond KPP

Při tvoření map interpolace klimatických regionů bylo zvoleno 7 tříd hodnocení. Když porovnáme plochy stávajícího a nového klimatického regionu (Obr.29), tak rozdíly jsou značné. Teplý, mírně suchý region se v novém KR vyskytuje pouze v cípu Prahy západ, zatímco u stávajícího zasahuje i do okr. Nymburk. Teplý, mírně vlhký KR se z větší části změnil na mírně suchý, teplý region. V minimálních změnách došlo v jižní oblasti okr. Kutná hora a jižní části Prahy západ.

Když bychom porovnali SQI, kde byl použit stávající a nový klimatický region v Tab. 24, tak u nového došlo u dvou tříd k růstu zastoupení v rámci ploch zájmovém území, ale u třídy 0.83-0.90 došlo k poklesu z 11 % na 9 %. Rozdíly jsou ale malé. V rámci kódu KR jsou rozdíly značné. Rozšíření stávajících klimatických regionů je dáno kódem BPEJ vázaným na jednotlivé půdní bloky (tedy polygony; Novotný et al., 2013), ovšem v této práci byla zpracována bodová data. Tudíž i údaj o KR byl při vykreslení indexu půdní kvality interpolován, proto jsou pro srovnání rozšíření stávajících a nových KR prezentovány jejich interpolační mapy (mapy.vumop.cz).



Obr. 29 Interpolace stávajícího a nového klimatického regionu

Tab. 24 Třídy a kódy stávajícího a nového kraje

třída	SQI (stávající KR)	SQI (nový KR)	kód KR	Stávající KR	Nový KR
	Plocha (%)	Plocha (%)		Plocha (%)	Plocha (%)
0.57-0.73	4 %	4 %	2 (T 2)	15 %	3 %
0.73-0.77	35 %	36 %	3 (T 3)	40 %	22 %
0.77-0.80	33 %	34 %	4 (MT 1)	18 %	29 %
0.80-0.83	17 %	17 %	5 (MT 2)	15 %	30 %
0.83-0.90	11 %	9 %	6 (MT 3)	7 %	9 %
celkem	1	1	7 (MT 4)	6 %	7 %
			celkem	1	1

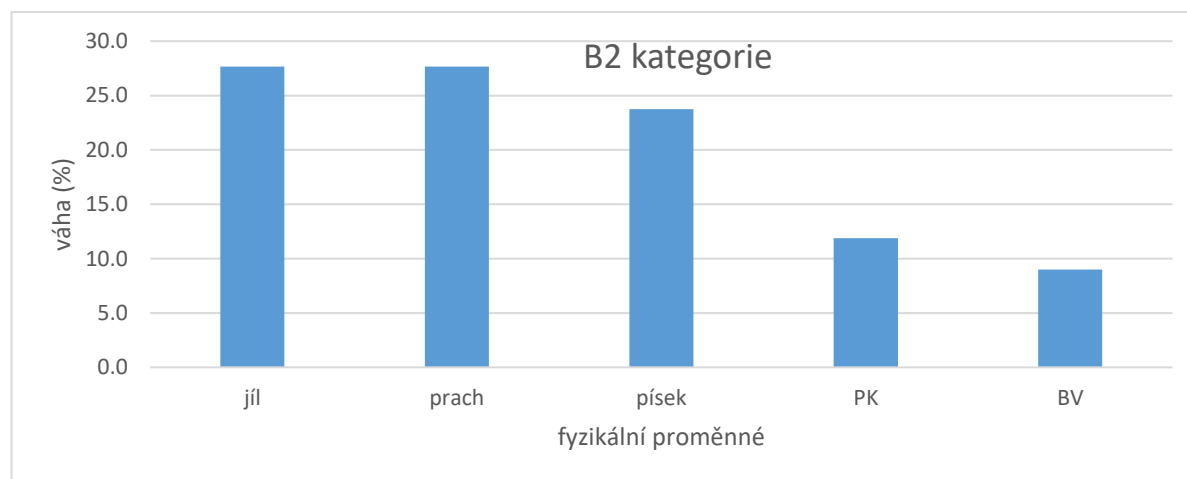
Rozšíření stávajících klimatických regionů je dáno kódem BPEJ vázaným na jednotlivé půdní bloky (tedy polygony, Novotný et al. 2013), ovšem v této práci byla zpracována bodová data. Vzhledem k tomu byl i údaj při vykreslení indexu půdní kvality interpolován, proto jsou pro srovnání rozšíření stávajících a nových KR prezentovány jejich interpolační mapy.

5.3 Fyzikální proměnné

5.3.1 Výsledky vah kritérií dle Saatyho

Graf na Obr. 30 zobrazuje rozložení vah u jednotlivých fyzikálních proměnných. Je zřejmé, že zrnitostní frakce měly vyšší váhu než hydrolimity, neboť ty jsou také odrazem

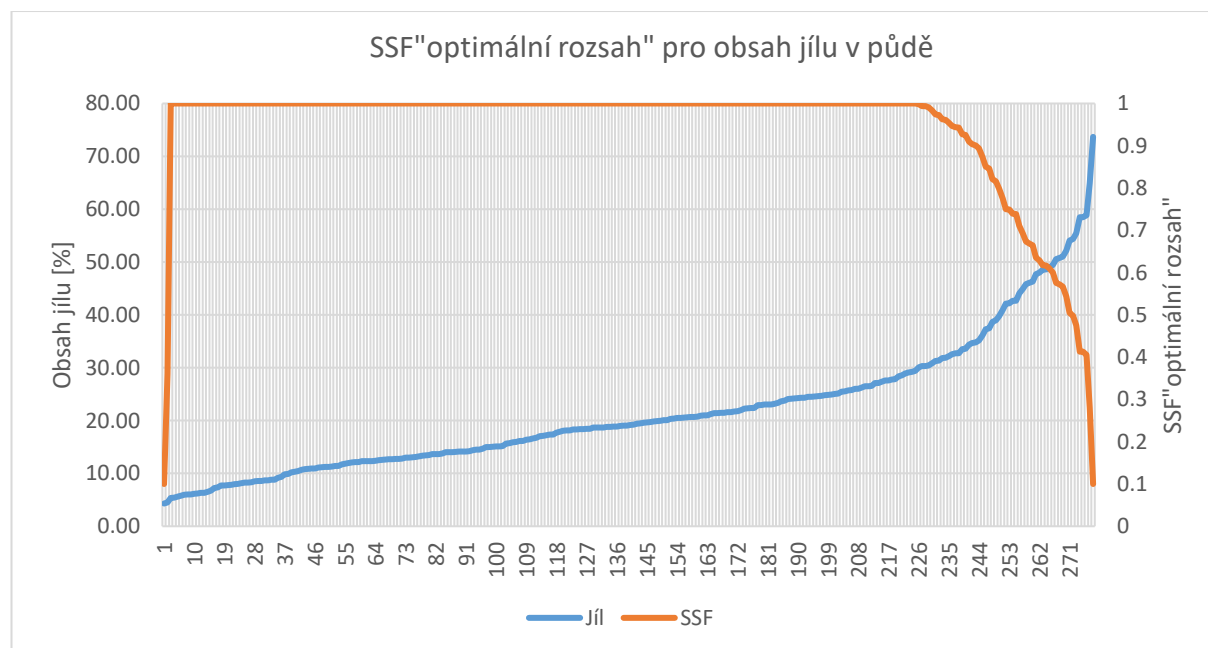
zrnitostního složení půdy. Hydrolimity v sobě zároveň zahrnují informaci o objemové hmotnosti půdy, která ve zdrojových datech bohužel chybí. Je možné tuto důležitou hodnotu odhadnout pomocí pedotransferových funkcí, ale to by vnášelo další chybu do výpočtu, proto byl tento parametr vynechán. Maximální vlastní číslo matice (λ_{\max}) vyšlo 5.086 a hodnota konzistentního poměru vyšla na 1.9 %.



Obr. 30 Rozložení vah u jednotlivých fyzikálních proměnných v procentech

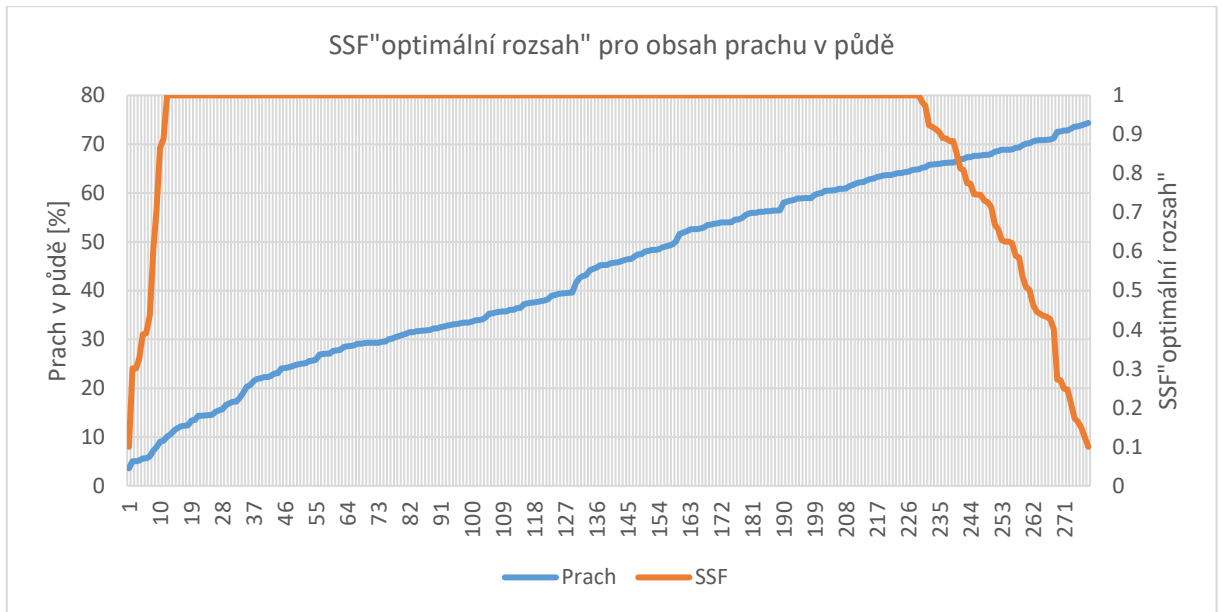
5.3.2 Výsledky přepočtu kritérií na standardizované skóre

Graf na Obr. 31 zobrazuje přepočet obsahu jílu v rozsahu 0,1-1. Pro výpočet tohoto rozsahu bylo stanoveno minimum 4,31 % a maximum 73,68 % ve sledovaném území. Optimální rozsah byl 5-30 %.



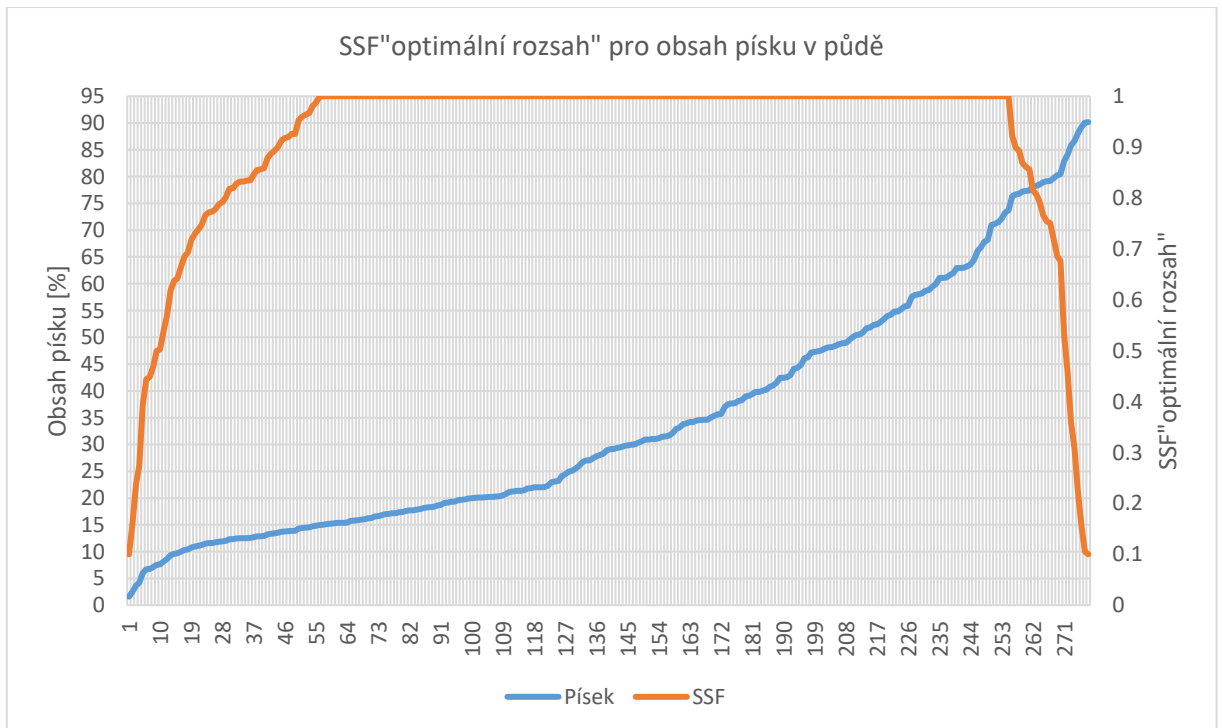
Obr. 31 Přepočet obsahu jílu v rozsahu 0,1-1

Na Obr. 32 v grafu je zobrazen přepočítaný obsah prachu v rozsahu 0,1-1. Pro výpočet tohoto rozsahu bylo stanoveno minimum 3,59 % a maximum 74,35 % ve sledovaném území. Optimální rozsah byl 10-65 %.



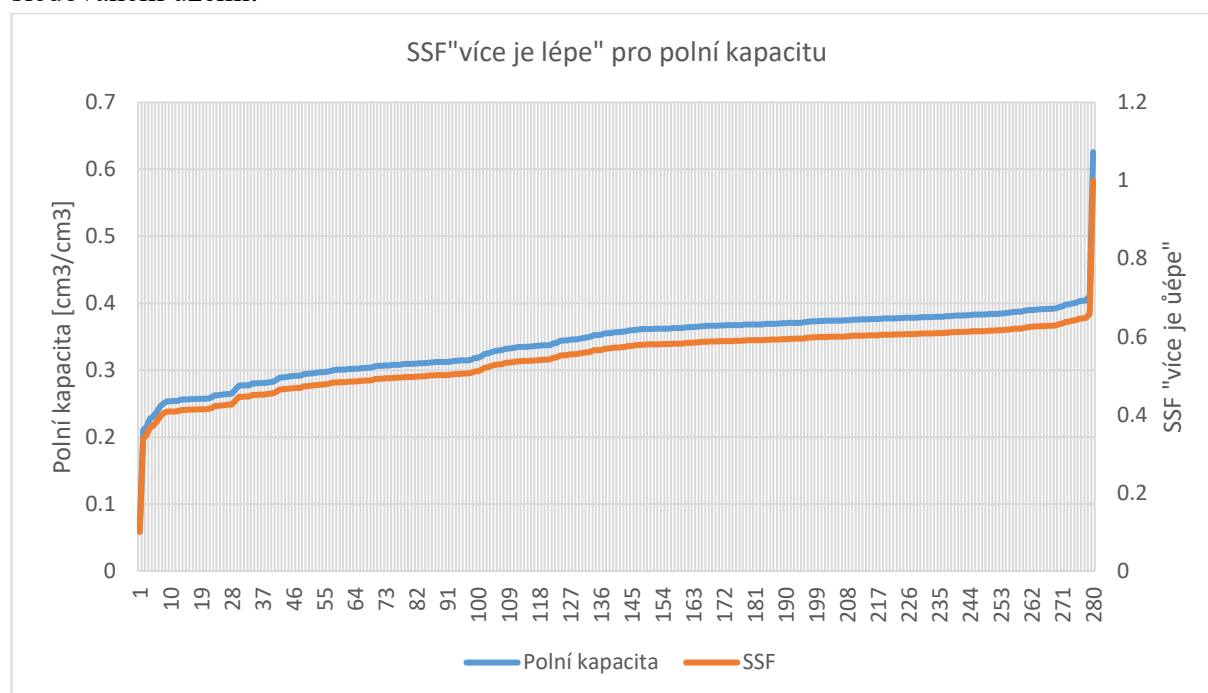
Obr. 32 Přepočítaný obsah prachu v rozsahu 0,1-1.

Na Obr. 33 je zobrazen přepočítaný obsah písku v rozsahu 0,1-1. Pro výpočet tohoto rozsahu bylo stanoveno minimum 1,6 % a maximum 90,15 % ve sledovaném území. Optimální rozsah byl 15-75 %.



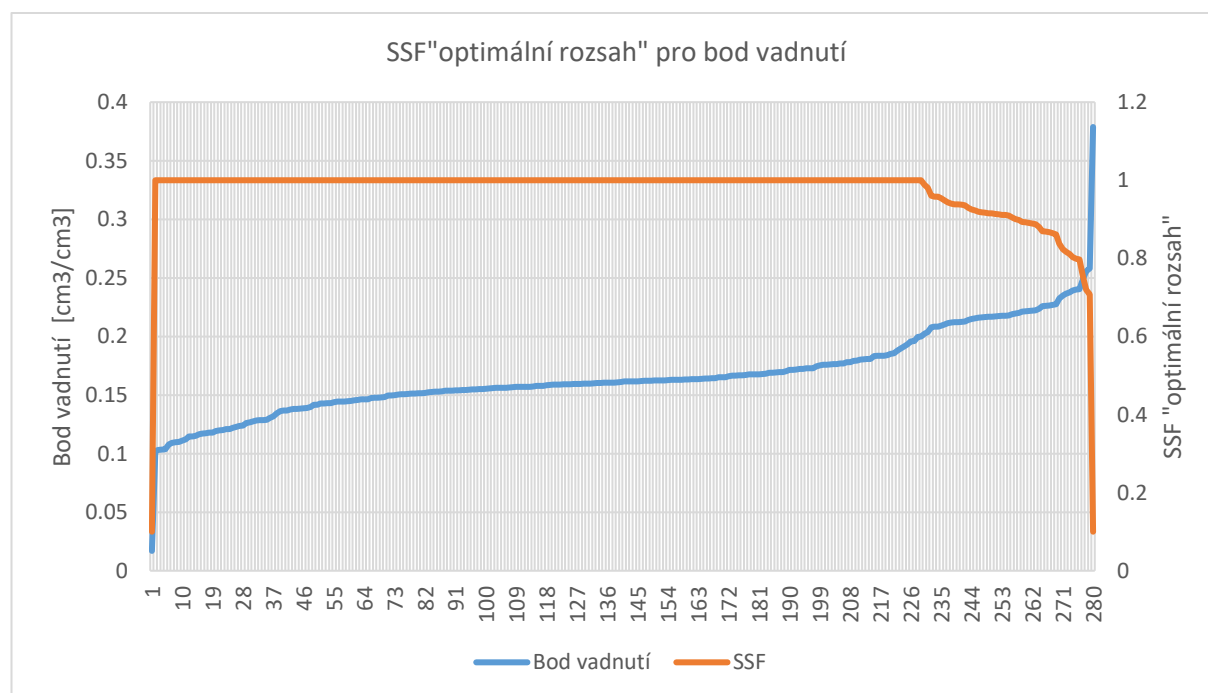
Obr. 33 Přepočítaný obsah písku v rozsahu 0,1-1.

Na Obr. 34 je zobrazen přepočítání polní kapacity na hodnoty v rozsahu 0,1-1. Pro výpočet tohoto rozsahu bylo stanoveno minimum $0,05964 \text{ cm}^3/\text{cm}^3$ a maximum $0,6256 \text{ cm}^3/\text{cm}^3$ ve sledovaném území.



Obr. 34 Přepočítání polní kapacity na hodnoty v rozsahu 0,1-1.

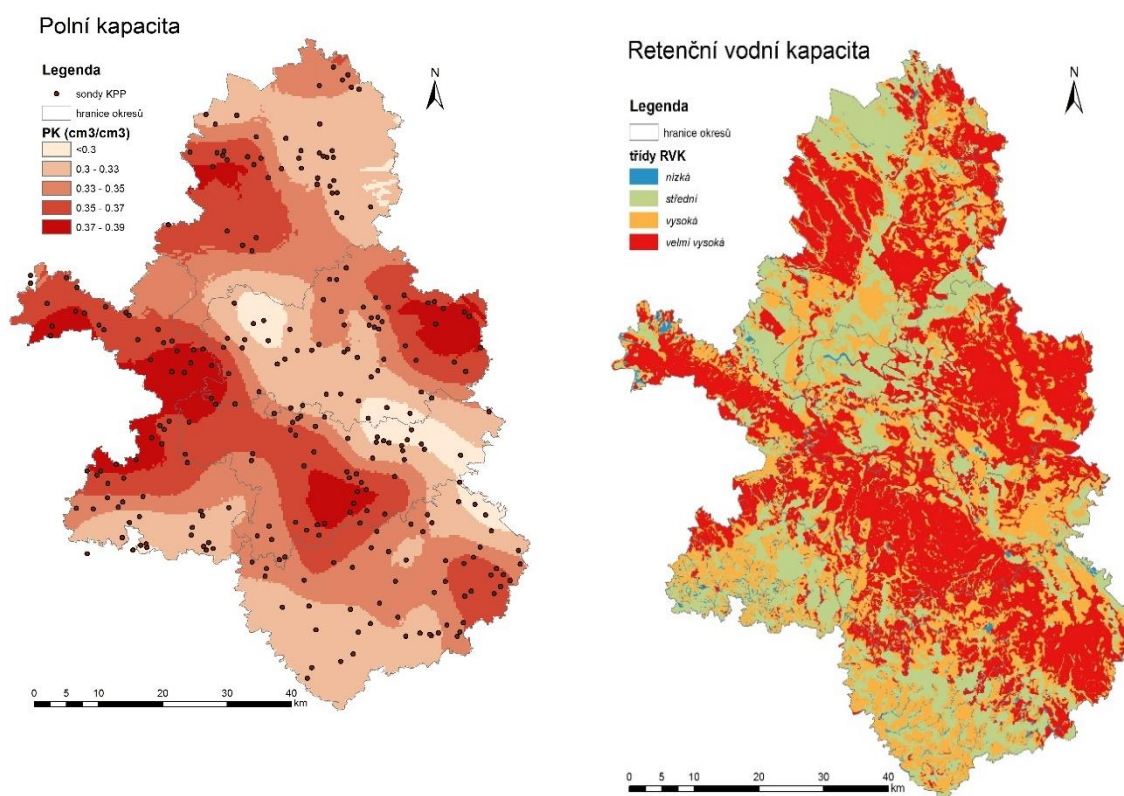
Na Obr. 35 je zobrazen přepočítání bodu vadnutí na hodnoty v rozsahu 0,1-1. Pro výpočet tohoto rozsahu bylo stanoveno minimum $0,017 \text{ cm}^3/\text{cm}^3$ a maximum $0,379 \text{ cm}^3/\text{cm}^3$ ve sledovaném území. Optimální rozpětí bylo $0,1-0,2 \text{ cm}^3/\text{cm}^3$.



Obr. 35 Přepočítání bodu vadnutí na hodnoty v rozsahu 0,1-1.

5.3.3 Výsledky interpolací z údajů sond KPP

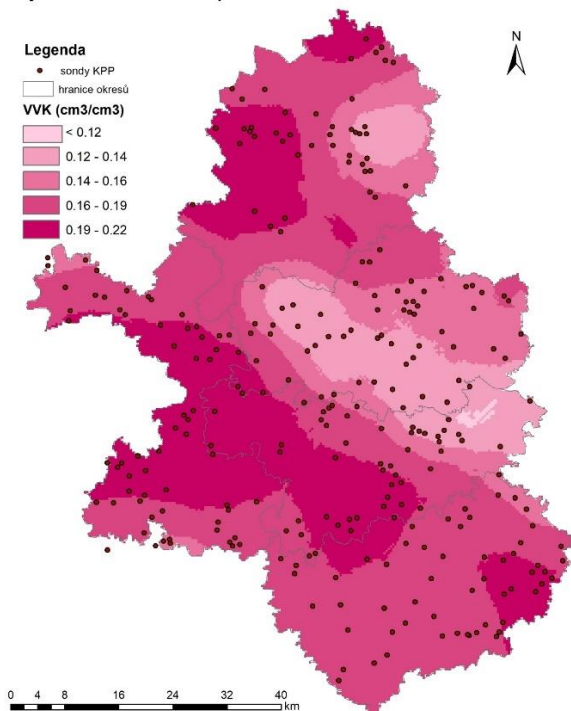
Mapa polní kapacity na Obr. 36 (metoda ordinary kriging-gaussian model) byla vytvořena z hodnot, které byly odhadnuty v této práci postupem dříve popsáním. Při tvoření mapy PK bylo zvoleno 5 tříd v rozsahu $<0.3-0.39 \text{ cm}^3/\text{cm}^3$. Mapa RVK na Obr. 36 byla převzata a upravena podle VÚMOP v.v.i. (mapy.vumop.cz) a je založená na měřených vzorcích. Polní kapacita zhruba odpovídá retenční vodní kapacitě (ta se stanoví z Kopeckého válečku odsáváním nasyceného vzorku po dobu 24 hodin na filtračním papíře). Do výsledků byla umístěna pro srovnání.



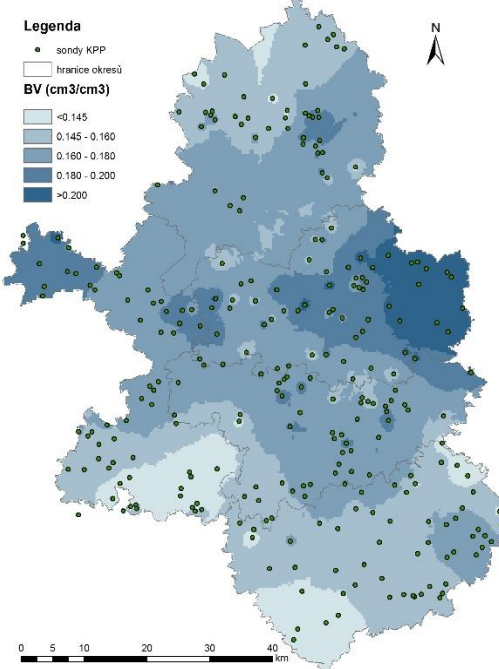
Obr. 36 Mapa polní kapacity (vlastní odhad z poskytnutých dat) RVK převzata a upravena podle VÚMOP v.v.i.

Mapa využitelné vodní kapacity (VVK) jako rozdílu mezi polní kapacitou a bodem vadnutí (metoda Ordinary Kriging-Gaussian model) na Obr. 37 byla vytvořena z poskytnutých dat ze sond zájmového území. Při tvoření mapy VKV bylo zvoleno 5 tříd v rozsahu $<0.12-0.22 \text{ cm}^3/\text{cm}^3$. Mapa bodu vadnutí na Obr. 37 byla vytvořena z hodnot, které byly odhadnuty a byla použita metoda IDW-1. Při tvoření mapy BV bylo zvoleno 5 tříd v rozsahu $<0.145- >0.200 \text{ cm}^3/\text{cm}^3$. Nejvyšší VVK se vyskytovala v okr. Praha západ a Kolín. Naopak v okr. Nymburk byly hodnoty VVK nejnižší. Nejvyšší hodnoty bodu vadnutí jsou v západním cípu Prahy západ a nejvýchodnější cíp okr. Nymburk.

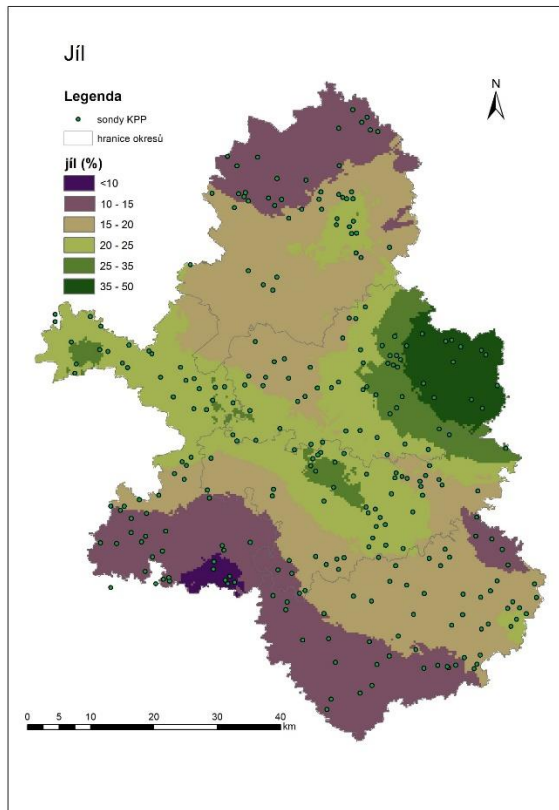
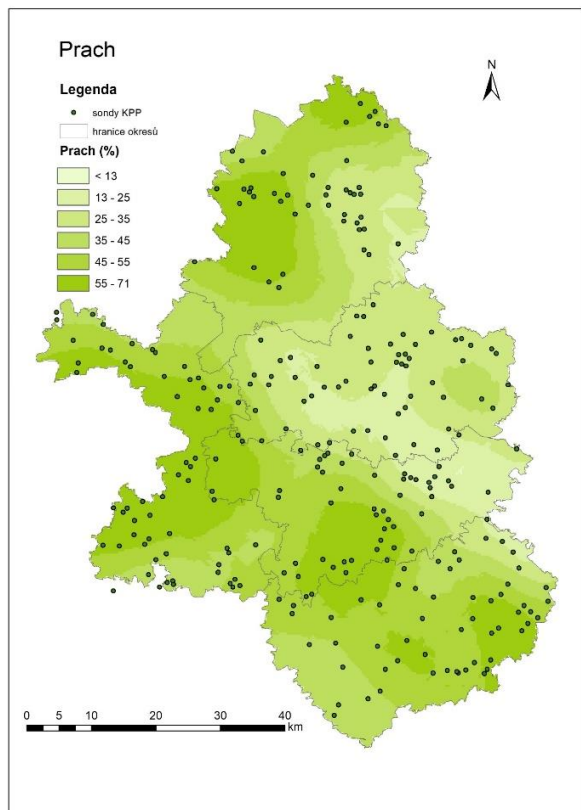
Využitelná vodní kapacita



Bod vadnutí

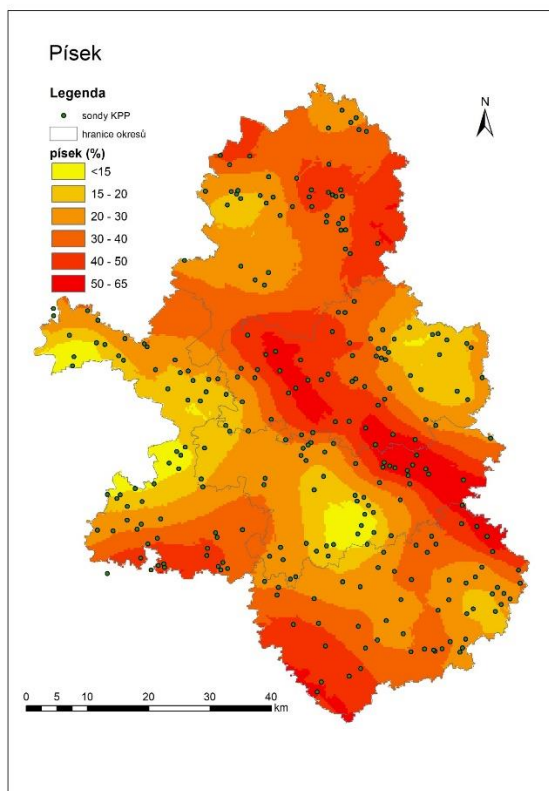


Obr. 37 Mapy VVK a BV (vlastní odhad z poskytnutých dat).



Obr. 38 Mapy prachu a jílu (vlastní odhad z poskytnutých dat).

Mapy zrnitostního složení (Obr. 38 a 39) byly vytvořeny z poskytnutých dat ze sond zájmového území. U mapy jílu byla použita metoda interpolace Ordinary Kriging- Spherical, u prachu (Ordinary Kriging- Gaussian) a u písku Ordinary Kriging- Spherical. Pro lepší zobrazení bylo zvoleno 6 klasifikačních tříd. Nejvíce prašné půdy jsou v okr. Praha západ a v okr. Mladá Boleslav. Největší zastoupení jílu v půdách je ve východním cípu okr. Nymburk.

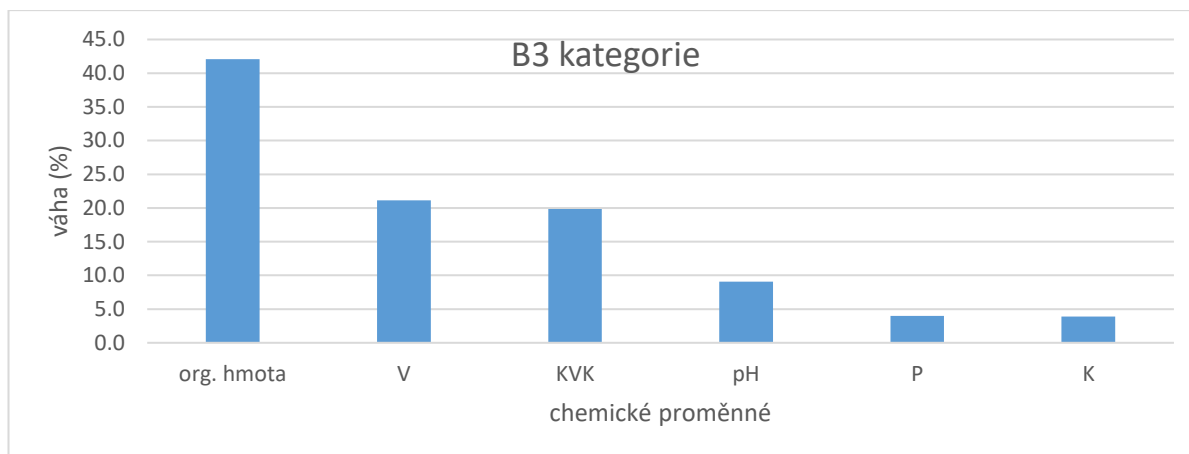


Obr. 39 Mapa písku (vlastní interpolace z poskytnutých dat).

5.4 Chemické proměnné

5.4.1 Výsledky vah kritérií dle Saatyho

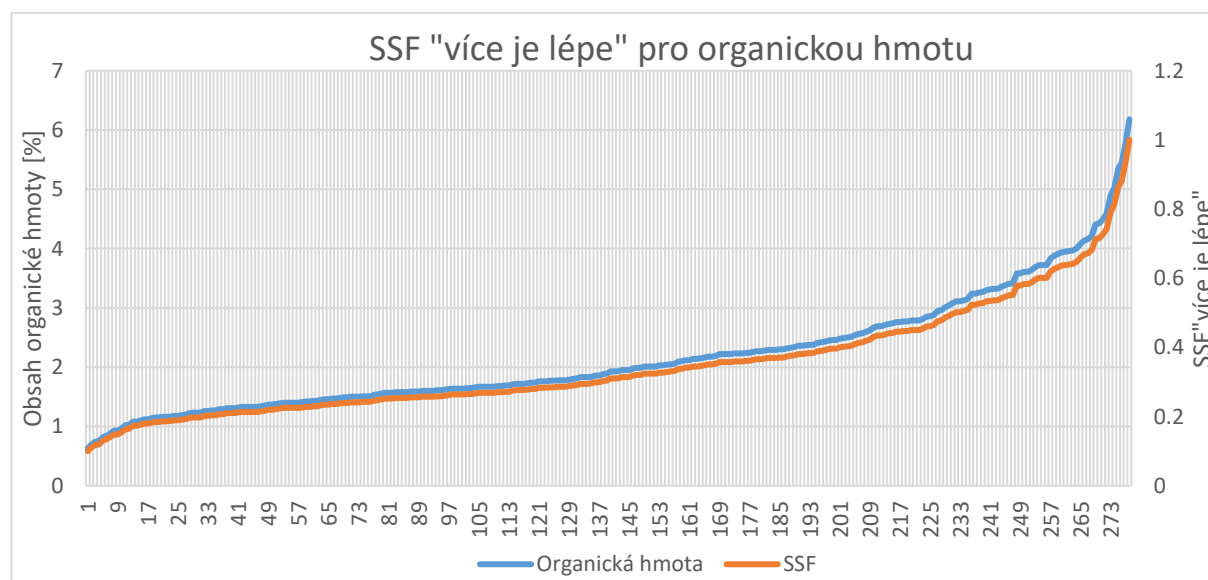
Graf na obr. 40 zobrazuje rozložení vah u jednotlivých chemických proměnných. Je zřejmé, že nejvyšší priorita byla přiřazena organické hmotě. Maximální vlastní číslo matice (λ_{\max}) vyšlo 6.546 a hodnota konzistentního poměru vyšla 8,8 %.



Obr. 40 Rozložení vah u jednotlivých chemických proměnných.

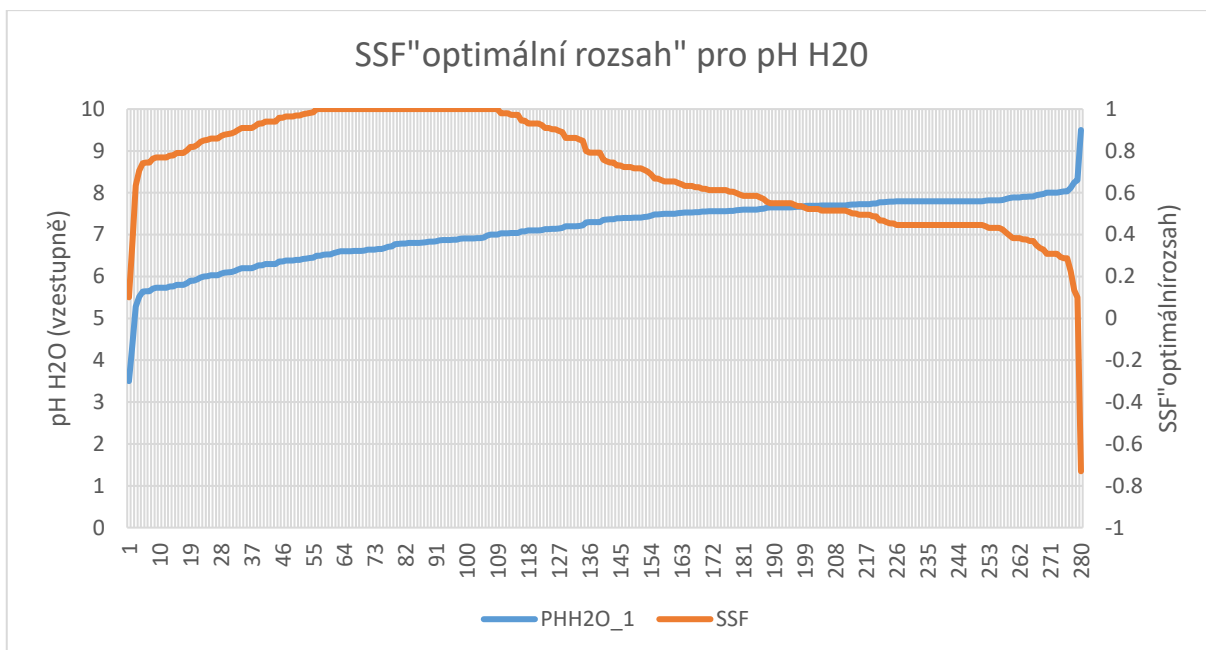
5.4.2 Výsledky přepočtu kritérií na standardizované skóre

Na Obr. 41 je zobrazen přepočet organické hmoty na hodnoty v rozsahu 0,1-1. Pro výpočet tohoto rozsahu bylo stanoveno minimum 0,63 % a maximum 6,18 ve sledovaném území.



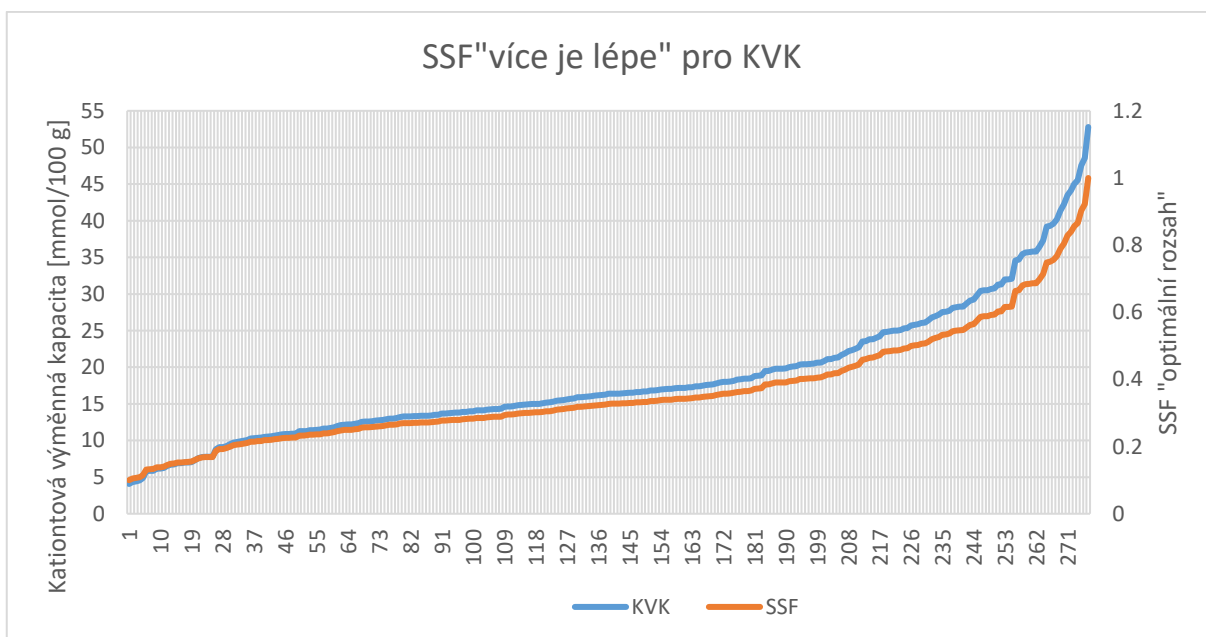
Obr. 41 Přepočet organické hmoty na hodnoty v rozsahu 0,1-1.

Na Obr. 42 je zobrazen přepočet pH H₂O na hodnoty v rozsahu 0,1-1. Pro výpočet tohoto rozsahu bylo stanoveno minimum 3,5 a maximum 9,5 ve sledovaném území. U těchto hodnot byly použity extrémy, aby bylo vše v grafu zachyceno a nedocházelo ke zkreslení výsledků. Optimální rozpětí bylo 6,5-7.



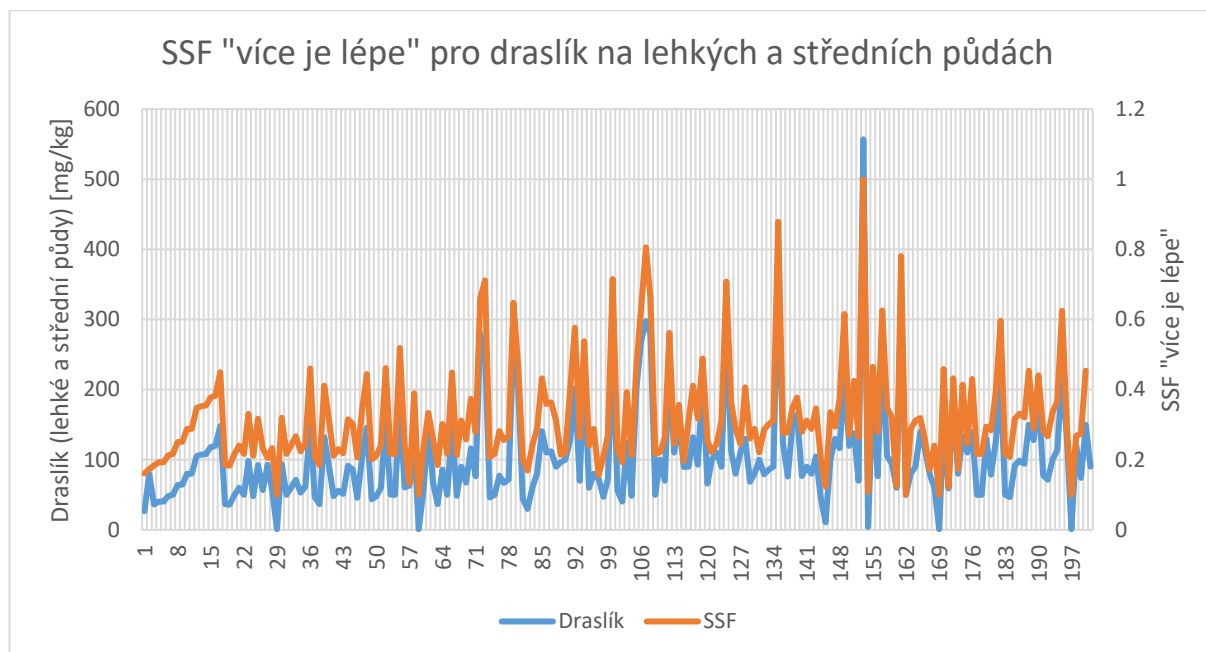
Obr. 42 Zobrazení přepočtu pH H₂O na hodnoty v rozsahu 0,1-1.

Na Obr. 43 je zobrazen přepočet KVK na hodnoty v rozsahu 0,1-1. Pro výpočet tohoto rozsahu bylo stanoveno minimum 4,07 mmol/100 g a maximum 6,18 mmol/100 g ve sledovaném území.



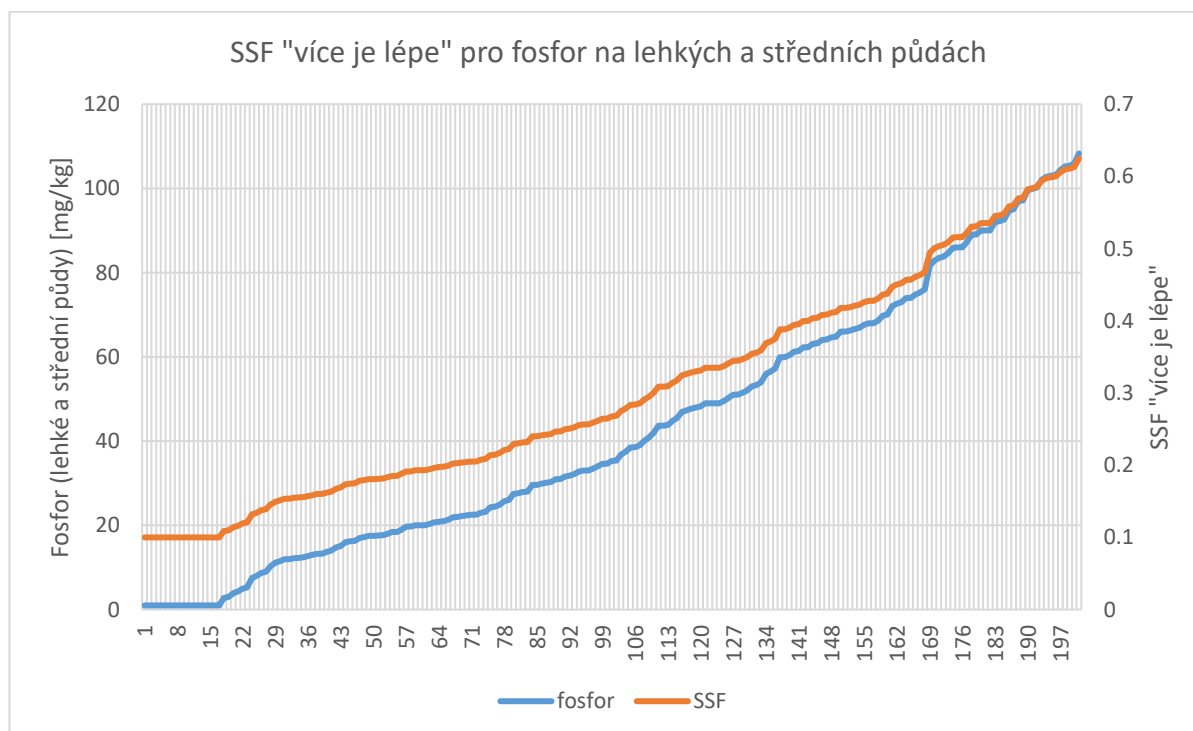
Obr. 43 Přepočet KVK na hodnoty v rozsahu 0,1-1.

Na Obr.46 je zobrazen přepočet draslíku na hodnoty v rozsahu 0,1-1. Pro výpočet tohoto rozsahu bylo stanoveno minimum 50 mg/kg a maximum 420 mmol/100 g ve sledovaném území.



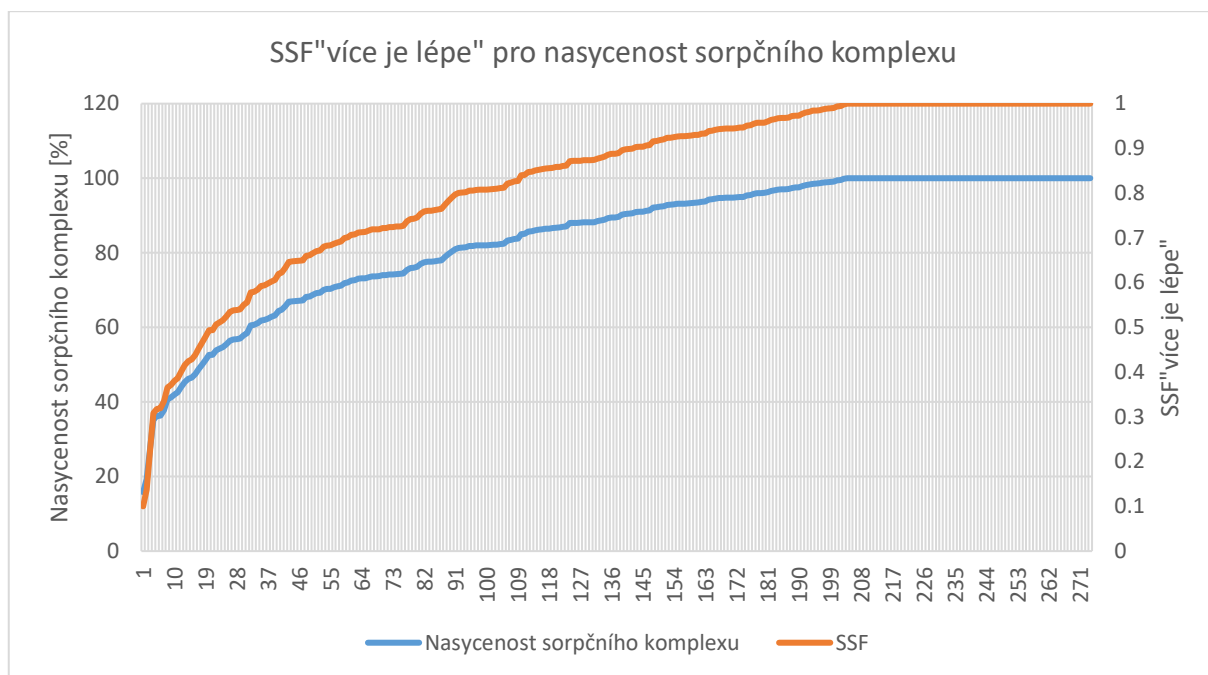
Obr. 44 Přepočít draslíku na hodnoty v rozsahu 0,1-1.

Na Obr. 47 je zobrazen přepočít fosforu na hodnoty v rozsahu 0,1-1. Pro výpočet tohoto rozsahu bylo stanoveno minimum 1 mg/kg a maximum 185 mg/kg ve sledovaném území.



Obr. 45 Přepočít fosforu na hodnoty v rozsahu 0,1-1.

Na Obr. 46 Je zobrazen přepočítání nasycenosti sorpčního komplexu na hodnoty v rozsahu 0,1-1. Pro výpočet tohoto rozsahu bylo stanoveno minimum 15,8 % a maximum 100 % sledovaném území.



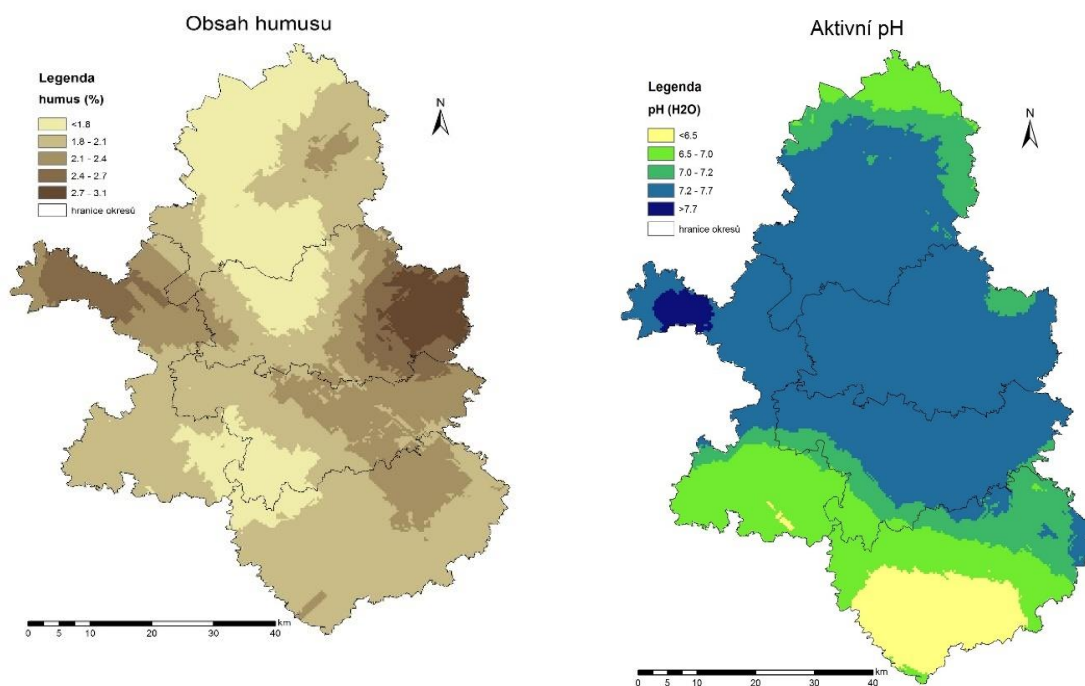
Obr. 46 Přepočítání nasycenosti sorpčního komplexu na hodnoty v rozsahu 0,1-1.

5.4.3 Výsledky interpolací z údajů sond KPP

Mapy chemických parametrů byly vytvořeny interpolací z poskytnutých dat a ilustrují situaci, že většina půd ve sledovaném území jsou dobré a lepší.

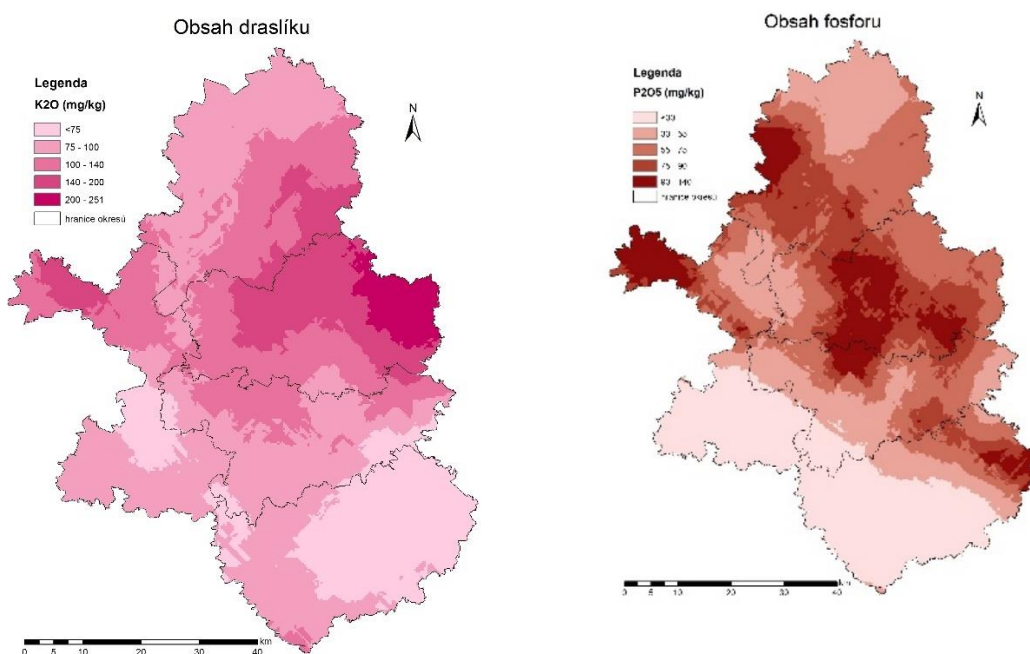
Mapa na Obr. 47 zobrazuje, že kvalitnější půdy v rámci hodnoceného území jsou v okr. Praha západ a ve východním cípu okr. Nymburk. Nejméně organické hmoty je v okr. Mladá Boleslav a v severním cípu okr. Nymburk.

Mapa na Obr. 47 zobrazuje pH půd ve zvoleném území. Optimální hodnoty pH mají půdy v nejsevernější části okr. Mladá Boleslav a v jižnější části okresů Praha západ a Kutná Hora.



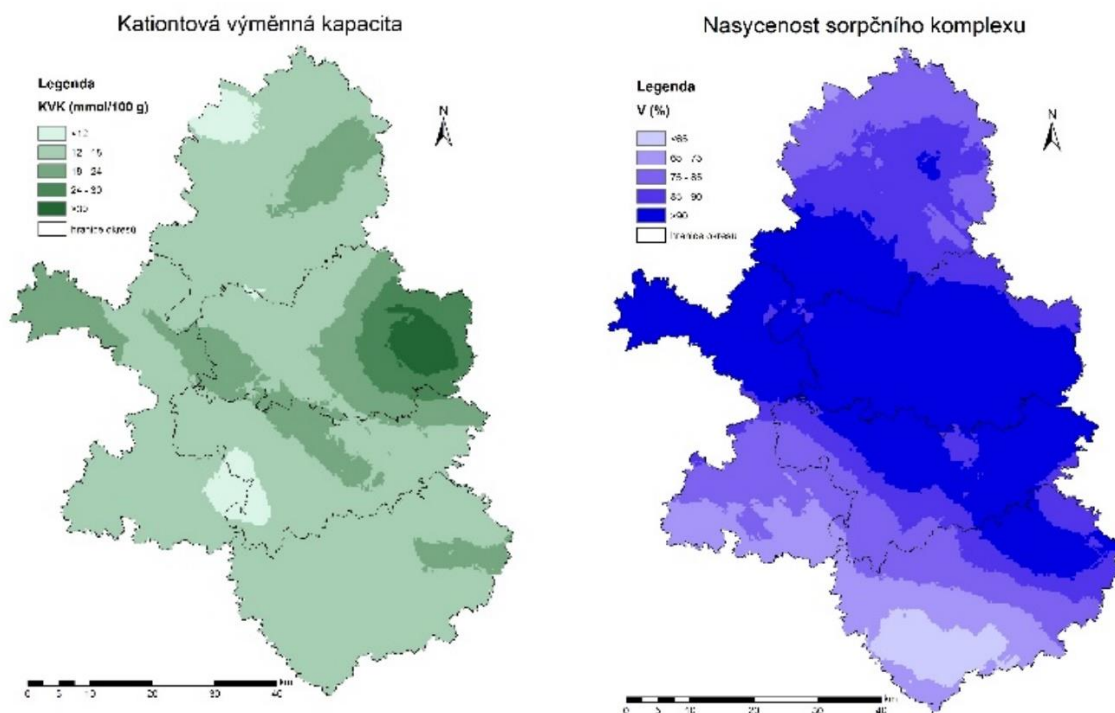
Obr. 47 Mapa humusu a pH (vlastní interpolace z poskytnutých dat).

Mapa na Obr. 48 zobrazuje obsah draslíku u půd ve zvoleném území. Nejvyšší obsah draslíku v rámci zvoleného území je ve východním cípu okr. Nymburk.



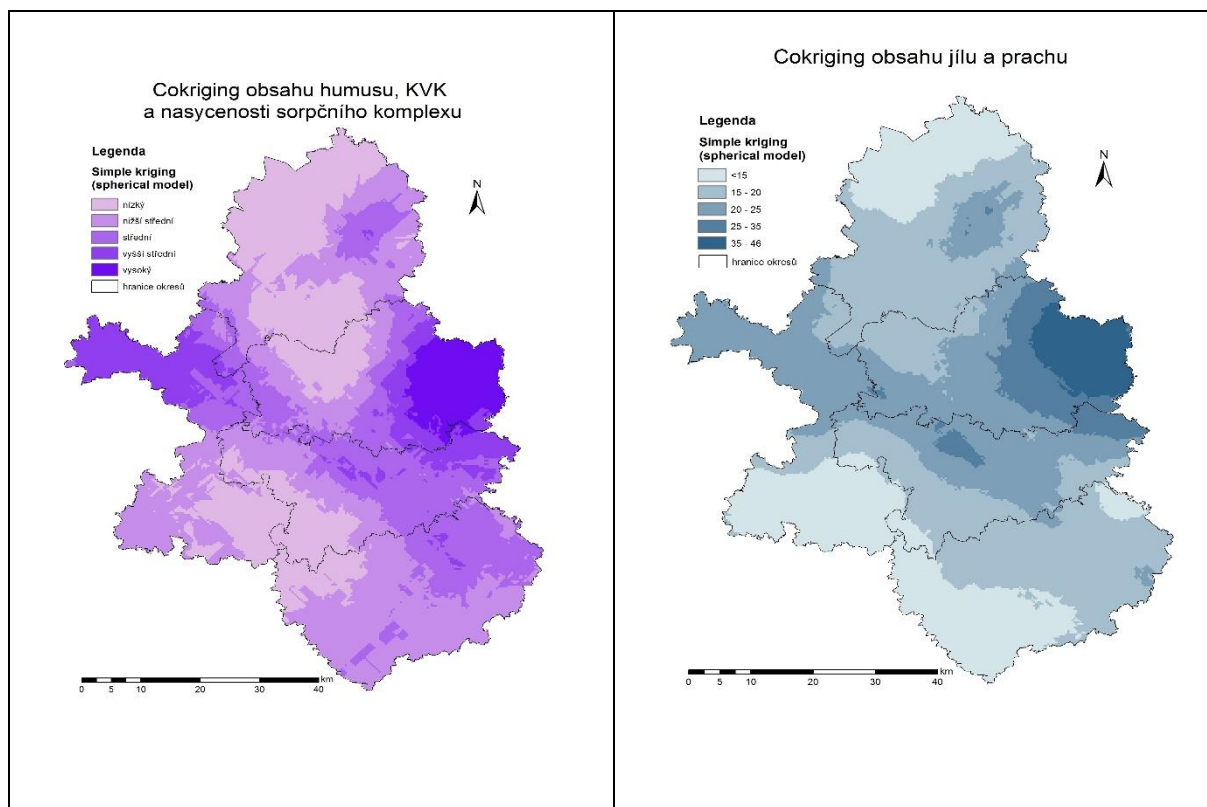
Obr. 48 Mapy draslíku a fosforu (vlastní interpolace z poskytnutých dat).

Mapa na Obr. 48 zobrazuje obsah fosforu u půd ve zvoleném území. Obr. 49 ilustruje KVK v půdách ve zvoleném území a zobrazuje hodnoty nasycenosti sorpčního komplexu.



Obr. 49 Mapy KVK a nasycenosti sorpčního komplexu (vlastní interpolace z poskytnutých dat).

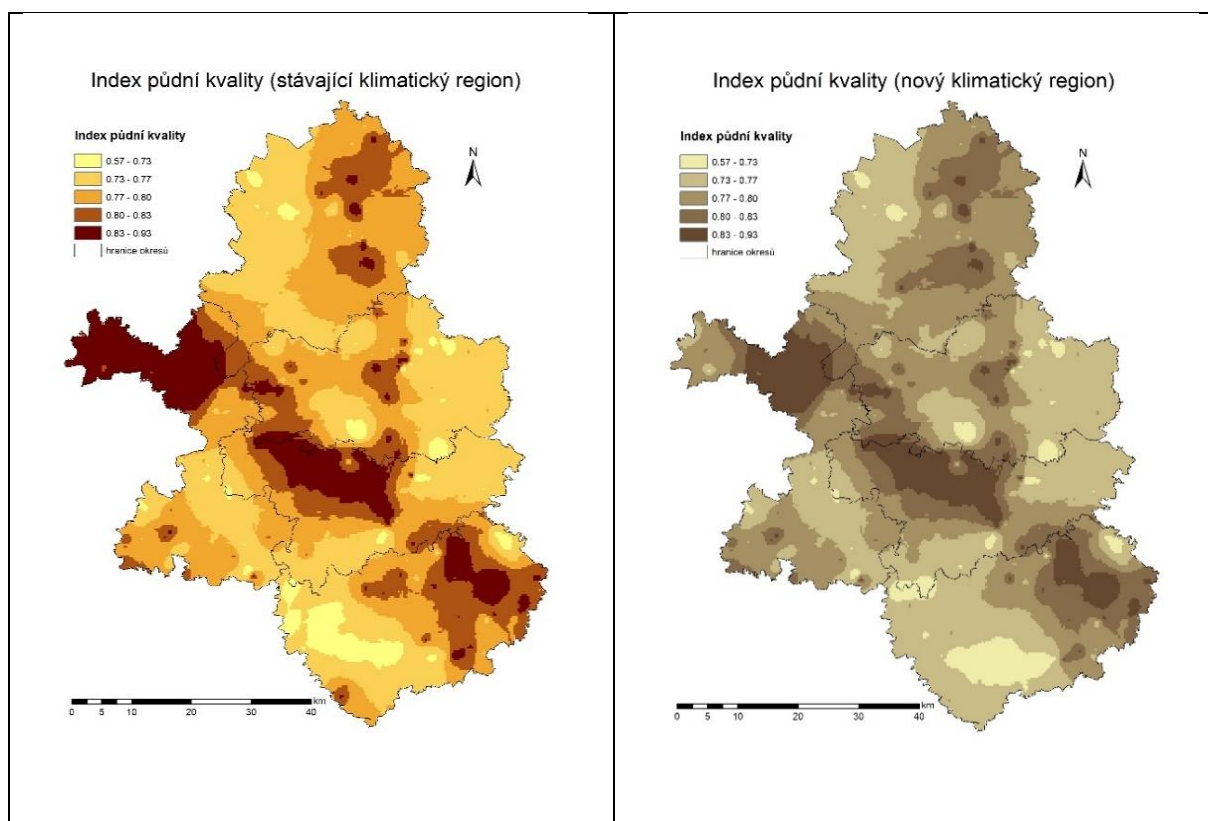
Byly vytvořeny cokrigingové mapy. Vzájemná interpolace několika půdních vlastností dohromady. Na Obr. 50 je vidět, že ve východní části okr. Nymburk jsou příznivé chemické ukazatele, ale ve spojení s těžkými půdami na Obr. 25, na kterých jsou i optimální hodnoty pro dobré produkční vlastnosti půdy vysoké.



Obr. 50 Mapa obsahu humusu, KVK a nasycenost sorpčního komplexu, Společná mapa pro obsah jílu a prachu.

5.4.4 Mapy indexu půdní kvality

Při vytvoření map indexu půdní kvality bylo zvoleno 5 tříd hodnocení. Když porovnáme mapy stávajícího a nového klimatického regionu (Obr. 52), tak nejkvalitnější půdy dle nového KR zasahují pouze do střední části Prahy západ, zatímco ve stávajícím KR zahrnuje celý cíp okr. Prahy západ. Nejméně kvalitní půdy jsou nejvíce zastoupeny v okr. Kutná Hora.



Obr. 51 Vytvořená mapa indexu půdní kvality (nový a stávající klimatický region).

6 Diskuze

Tato diplomová práce vycházela z hodnocení kvality, které byly popsány v práci Saaty (2008). Bylo využito systémů hodnocení, které jsou dostupné a aplikovatelné na půdy v České republice.

Hypotéza, která byla definována na začátku práce, byla potvrzena. Jednalo se o tvrzení, že pro vybraný model na základě zvolených parametrů se vyhodnotí index půdní kvality a dosáhne srovnatelných výsledků s již publikovanými pracemi.

Zkoumány byly vlastnosti půd ve svrchních vrstvách půdy, tedy pro hloubku 30 cm. Získaná data půdních charakteristik byla rozdělena podle parametrů do třech kategorií (geografické, fyzikální a chemické). Jednotlivým půdním charakteristikám byly přiřazovány váhy, neboli významnost. Následně byla data přepočítána skórovacími funkcemi na bezrozměrné hodnoty v rozmezí 0-1. Následně byl spočítán index kvality půdy

V rámci geografických parametrů byly porovnávány hodnoty stávajícího a nového klimatického regionu. Byl zjištěn markantní rozdíl v rozdělení klasifikačních tříd u stávajícího a nového klimatického regionu, což je nejspíše způsobeno vzrůstajícím výskytem suchých oblastí, nicméně, na výsledném hodnocení kvality se rozdíl příliš neprojevil vlivem ostatních parametrů. U fyzikálních proměnných byly odhadnuty hodnoty polní kapacity a bodu vadnutí prostřednictvím databáze NearriCZ.

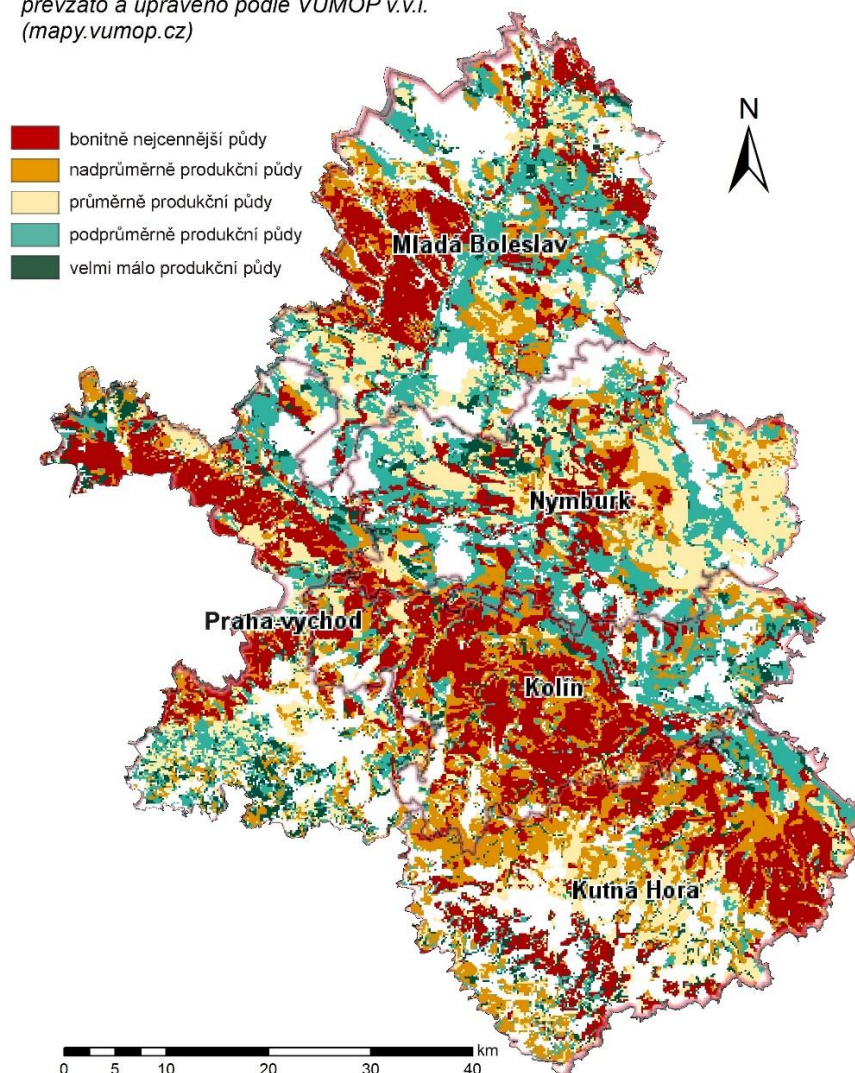
Mapy prostorového rozložení těchto vlastností byly vytvořeny pomocí techniky geografického informačního systému (GIS). V ArcMap byly testovány tři interpolační metody s různým nastavením a na základě nejmenší RMSE chyby byla zvolena ta nejvýhodnější. Následně byly vytvořeny interpolační mapy pro jednotlivé charakteristiky v zájmovém území. Při tvorbě map u půdních charakteristik, které měly kompletní data, byly použity všechny sondy. Ve vrstvách pro mapy SQI sond bylo o 12 méně. Tam, kde scházela data u stávajícího klimatického regionu z důvodu chybějící BPEJ, bylo logické se podívat na několik nejbližších BPEJ. Nebyly vytvořeny mapy sklonitosti, skeletovistosti a HSP, které jsou dostupné v několika publikacích (Novotný et al. 2013; VÚMOP v.v.i. 2013). Mapa indexu půdní kvality byla vytvořena pro stávající a nový klimatický region.

I když RVK nebyla mezi zvolenými proměnnými, a také nebyla v této práci interpolována, tak byla upravena pro účely srovnání s mapou polní kapacity na základě dat poskytnutých VÚMOP v.v.i. (mapy.vumop.cz).

Bylo vizuálně ověřeno, že interpolační mapy charakteristik na území pěti okresů přibližně odpovídají rozložení tříd ochrany ZPF (obr. 63). Bonitně nejcennější půdy jsou v severní oblasti krajů Praha východ, Kolín a Kutná hora. U západní části okresu Mladá Boleslav modlo došlo ke zkreslení z důvodu absence sond.

Třídy ochrany ZPF

převzato a upraveno podle VÚMOP v.v.i.
(mapy.vumop.cz)



Miháliková et al. (2016) testovali půdy pro odhad polní kapacity, bodu vadnutí a využitelné vodní kapacity v oblasti Střední a východní části černomořského regionu v Turecku jež jsou stěžejním regionem ve výrobě lískových ořechů a čaje. Půdy jsou citlivé na vyplavování živin a vodní erozi a roste potřeba mapování a hodnocení možných rizik. Bylo zkoumány pomocí 3 400 vzorků z povrchové vrstvy narušené půdy. Deset modelů pedotransferových funkcí (PTF) dostupných v literatuře bylo testováno pro odhad polní kapacity (FC), bodu vadnutí (WP) a využitelné vodní kapacity (AWC). Spolehlivost odhadů byla testována a hodnocena na dostupných datech z pěti testovacích lokalit (382 vzorků). Nakonec byly hodnoty FC, WP a AWC odhadnuty programem k-Nearest s uspokojivou spolehlivostí a mapy prostorového rozložení těchto vlastností byly vytvořeny pomocí techniky geografického informačního systému (GIS). Odhadovaná nejistota byla hodnocena pomocí

údajů z pěti testovacích lokalit. Některé PTF odhadovaly WP s přiměřenou spolehlivostí, ale bylo obtížné odhadnout FC v oblastech s vysokým obsahem jílu, většina modelů to podcenila. Odhad AWC proto nebyl použitelný. Nejvýkonnějším PTF nástrojem byl k-Nearest. Nejvyšší R a nejnižší RMSE a MAE byly získány, když byl původní soubor referenčních dat nahrazen místními daty (z testovacích lokalit) a jako prediktory byl použit pouze obsah písku, prachu a jílu.

Miháliková et al. (2014) použili databázi hydrofyzikálních vlastností půdy v České republice (HYPRESCZ), která obsahuje údaje potřebné pro odvození PTF pro odhad retence vody v půdě, pro odhad polní kapacity a bodu vadnutí v celostátním měřítku. Výsledky byly kombinovány s mapou zrnitostního složení půd České republiky, aby vytvořili čtyři nové mapy, jmenovitě mapu polní kapacity a mapu bodu vadnutí pro ornou půdu a podloží odděleně. Z celkového počtu 1048 příslušných záznamů databáze pouze přibližně polovina zahrnovala spolehlivé údaje o bodu vadnutí. K odhadu chybějících bodů vadnutí byl použit k-Nearest, což umožnilo použít všechny záznamy. Nejistota odhadu byla posouzena z hlediska směrodatných odchylek a střední kvadratické chyby. Nakonec byly odvozeny a shledány dostatečně srovnatelné dvě sady PTF: 1. funkce odhadující retenční křivku půdní vody v celém rozsahu, odvozená výhradně z údajů z databáze, které obsahují měřené body vadnutí, a 2. funkce odhadující polní kapacitu a bod vadnutí, odvozený ze všech záznamů databáze, včetně údajů o odhadnutých údajích v k-Nearest. Na základě těchto prací byla stejná metoda využita k odhadu hydrolimitů PK a BV i v této práci.

Fine et al. (2017) představili přístup „Komplexní posouzení Soil Health (CASH)“, který měří 15 fyzických, biologických a chemických ukazatelů půdy, které jsou interpretovány prostřednictvím bodových funkcí. Studie podává zprávy o stavu Soil Health (SH) 5767 vzorků z Středního Atlantiku, středozápadu a severovýchodních oblastí USA vyhodnocené pomocí CASH. Byla provedena popisná statistika a ANOVA poddatových souborů podle regionů a skupiny struktury půdy pro ukazatele SH, kromě analýzy hlavních složek, byl hodnocen i kolerační koeficient a regrese nejlepších podsouborů (BSR). Z těchto analýz byly vyvinuty nové funkce bodového hodnocení CASH. Jednotlivé bodovací funkce byly rozděleny podle texturních skupin (jemné, střední, hrubé), byly nezbytné pro hodnocení stability za mokra (WAS), využitelná vodní kapacita (AWS), organická hmota (OC), aktivní uhlík (AC) a Protein. Mezi regiony existovaly rozdíly, zejména pro WAS, OM, Protein a respiraci, kde středozápad měl relativně nižší střední hodnoty ve srovnání se Středním a Severovýchodním Atlantikem. U biologických vlastností byly mírně silné korelace ($r = 0,58-0,78$) a nejvyšší zatížení prvních dvou hlavních složek. BSR má za následek použití celkového indexu kvality půdy, jelikož proměnná odezvy naznačuje, že AC představuje 45% změny, s další předvídatelností odolnosti proti penetraci, respiraci a využitelnou vodní kapacita (68 %). Tyto čtyři ukazatele byly navrhovány pro zjednodušené zkoušky SH. Dospěli k závěru, že přístup CASH může být úspěšně použit pro hodnocení zdravotního stavu půdy s odlišnou pedogenetickou historií. Z Cornell University (2017) popsali použití textury při vývoji bodových funkcí.

Většina interpretací parametrů indikátorů v procesu hodnocení zdravotního stavu však závisí na interakcích s texturou půdy. Proto textura neposkytuje hodnotící skóre pro zdravou půdu. Například poskytuje při stejném hospodaření na půdách s hrubou texturou obecně nižší organickou hmotu než půdy s jemnou strukturou, protože jim chybí schopnost stabilizovat OM. Měřené obsahy OM spolu s dalšími indikátory jsou hodnoceny vzhledem k vhodnému rozdělení

pro půdy konkrétního seskupení textur, aby se zohlednil tento typ rozdílu. V procesu hodnocení zdravotního stavu půdy jsou rozlišovány hrubá struktura (písek, jílovitý písek, písčité půda), střední struktura (hlinitá, prachovitá hlína, prach, písčitohlinitá) a jemná struktura (jíl, jílovitá, jílovitohlinitá, ...)

Výsledkem práce bylo zhodnocení půdních charakteristik v lokalitě pěti okresů, a to vždy v okolí půdních sond. Pro vyhodnocení kvality půdy byla využita víceúrovňová vícekriteriální analýza a geostatická analýza dat. Je důležité poznamenat, že všechny interpolační mapy jsou platné pro orné půdy, při vykreslování map však nebyly zohledněny lesy, vodní a ostatní plochy a zástavba.

7 Závěr

Diplomová práce se zabývala zhodnocením půdních charakteristik v rámci kvality půdy ve vybraných okresech Středočeského kraje. Pro vyhodnocení kvality půdy byla využita víceúrovňová vícekriteriální analýza, geostatická analýza dat a databáze NearriCZ. Byly zkoumány vlastnosti půd na jednotlivých stanovištích (sondách KPP) v hloubce 0-30 cm od povrchu. Z dat půdních sond bylo prokázáno, že nejkvalitnější půdy jsou v severní oblasti krajů Praha východ, Kolín a Kutná hora. Byl zjištěn markantní rozdíl v rozdělení klasifikačních tříd u stávajícího a nového klimatického regionu v této oblasti.

Na začátku této práce byla definována hypotéza, která uváděla, že pro vybraný model na základě zvolených parametrů se vyhodnotí index půdní kvality a dosáhne srovnatelných výsledků s již publikovanými pracemi. Výsledky práce tuto hypotézu potvrdily. Cílem práce bylo shromáždit a porovnat různé modely vícekriteriální analýzy variant využívané k hodnocení kvality půdy.

Získané podklady mohou sloužit k dalšímu hodnocení kvality půdy.

8 Literatura

- A.C. Surya Prabha, M. Senthivelu, A. P. 2020. Soil quality indicators for different land uses : A review. *International Journal of Plant and Soil*. (June). 379–387.
- Adhikari, K., Hartemink, A. E. 2016. Linking soils to ecosystem services - A global review. *Geoderma*. 262 . 101–111. doi: 10.1016/j.geoderma.2015.08.009.
- Andrews S., Wander M. 2011. Soil quality. . Retrieved from <http://soilquality.org/indicators.html>
- Andrews, S. S., Karlen, D. L., Mitchell, J. P. 2002. A comparison of soil quality indexing methods for vegetable production systems in Northern California. *Agriculture, Ecosystems and Environment*. 90 (1). 25–45. doi: 10.1016/S0167-8809(01)00174-8.
- Araya, S. N., Ghezzehei, T. A. 2019. Using Machine Learning for Prediction of Saturated Hydraulic Conductivity and Its Sensitivity to Soil Structural Perturbations. *Water Resources Research*. 55 (7). 5715–5737. doi: 10.1029/2018WR024357.
- Arca, D., Hacısalıhoğlu, M., Kutoğlu, H. 2020. Producing forest fire susceptibility map via multi-criteria decision analysis and frequency ratio methods. *Natural Hazards*. 104 (1). 73–89. doi: 10.1007/s11069-020-04158-7.
- Arshad, M. A., Coen, G. M. 1992. Characterization of soil quality: Physical and chemical criteria. *American Journal of Alternative Agriculture*. 7 (1–2). 25–31. doi: 10.1017/S0889189300004410.
- Arshad, M. A., Martin, S. 2002. Identifying critical limits for soil quality indicators in agro-ecosystems. *Agriculture, Ecosystems and Environment*. 88 (2). 153–160. doi: 10.1016/S0167-8809(01)00252-3.
- Askari, M. S., Holden, N. M. 2015. Quantitative soil quality indexing of temperate arable management systems. *Soil and Tillage Research*. 150 . 57–67. doi: 10.1016/j.still.2015.01.010.
- Bílá, P., Šarapatka, B., Hornák, O., Novotná, J., Brtnický, M. 2020. Which quality indicators reflect the most sensitive changes in the soil properties of the surface horizons affected by the erosion processes? *Soil and Water Research*. 15 (2). 116–124. doi: 10.17221/71/2019-SWR.
- Bispo, A., Cluzeau, D., Creamer, R., Dombos, M., Graefe, U., Krogh, P. H., Sousa, J. P., Peres, G., Rutgers, M., Winding, A., Römcke, J. 2009. Indicators for monitoring soil biodiversity. *Integrated Environmental Assessment and Management*. 5 (4). 717–719. doi: 10.1897/IEAM-2009-064.1.
- Blair, J. M., Bohlen, P. J., Freckman, D. W. 1996. Soil Invertebrates as Indicators of Soil Quality. . 273–291. doi: 10.2136/sssaspepub49.c16.

- Blaschek, M., Roudier, P., Poggio, M., Hedley, C. B. 2019. Prediction of soil available water-holding capacity from visible near-infrared reflectance spectra. *Scientific Reports*. 9 (1). doi: 10.1038/s41598-019-49226-6.
- Bone, J., Head, M., Barraclough, D., Archer, M., Scheib, C., Flight, D., Voulvoulis, N. 2010. Soil quality assessment under emerging regulatory requirements. *Environment International*. 36 (6). 609–622. doi: 10.1016/j.envint.2010.04.010.
- Boyd, J., Banzhaf, S. 2007. What are ecosystem services? The need for standardized environmental accounting units. *Ecological Economics*. 63 (2–3). 616–626. doi: 10.1016/j.ecolecon.2007.01.002.
- Bozali, N. 2020. Assessment of the soil protection function of forest ecosystems using GIS-based Multi-Criteria Decision Analysis: A case study in Adiyaman, Turkey. *Global Ecology and Conservation*. 24 . e01271. doi: 10.1016/j.gecco.2020.e01271.
- Brady, N, C and Weil, R, R. 2008. *The Nature and Properties of Soils* 14th Ed. Pearson Prentice Hall, New Jersey, USA. .
- Brady, N., Weil, R. 2017. The soil around us. *The Nature and Properties of Soils*. 1–32.
- Bremer, E., Ellert, K. 2004. Soil quality indicators: A review with Implications for agricultural ecosystems in Alberta. . Retrieved from [http://www1.agric.gov.ab.ca/\\$department/deptdocs.nsf/all/aesa8681/\\$file/sqi_review_final.pdf](http://www1.agric.gov.ab.ca/$department/deptdocs.nsf/all/aesa8681/$file/sqi_review_final.pdf)
- Bünemann, E. K., Bongiorno, G., Bai, Z., Creamer, R. E., De Deyn, G., de Goede, R., Fleskens, L., Geissen, V., Kuyper, T. W., Mäder, P., Pulleman, M., Sukkel, W., van Groenigen, J. W., Brussaard, L. 2018. Soil quality – A critical review. *Soil Biology and Biochemistry*. 120 (January). 105–125. doi: 10.1016/j.soilbio.2018.01.030.
- Commission, E. 2006. *Soil protection The story behind the Strategy*. . 28.
- Cornell University 2020. Total Carbon , Total Nitrogen Total Carbon , Total Nitrogen. *Soil Health Laboratory*. (Tot C). 1–2.
- de Paul Obade, V., Lal, R. 2016. A standardized soil quality index for diverse field conditions. *Science of the Total Environment*. 541 (2016). 424–434. doi: 10.1016/j.scitotenv.2015.09.096.
- Dominati, E., Patterson, M., Mackay, A. 2010. A framework for classifying and quantifying the natural capital and ecosystem services of soils. *Ecological Economics*. 69 (9). 1858–1868. doi: 10.1016/j.ecolecon.2010.05.002.
- Drobnik, T., Greiner, L., Keller, A., Grêt-Regamey, A. 2018. Soil quality indicators – From soil functions to ecosystem services. *Ecological Indicators*. 94 (June). 151–169. doi: 10.1016/j.ecolind.2018.06.052.
- FAO 2020. Standard operating procedure for soil calcium carbonate equivalent: Titrimetric method. . Retrieved from <http://www.fao.org/3/ca8620en/CA8620EN.pdf>

- FAO and ITPS 2015. The role of soils in ecosystem. Status of the World's Soil Resources (SWSR) – Main Report. Chapter 2. . 21. Retrieved from <http://www.fao.org/3/a-bc591e.pdf>
- Fisher, B., Turner, R. K., Morling, P. 2009. Defining and classifying ecosystem services for decision making. *Ecological Economics*. 68 (3). 643–653. doi: 10.1016/j.ecolecon.2008.09.014.
- Fließbach, A., Oberholzer, H. R., Gunst, L., Mäder, P. 2007. Soil organic matter and biological soil quality indicators after 21 years of organic and conventional farming. *Agriculture, Ecosystems and Environment*. 118 (1–4). 273–284. doi: 10.1016/j.agee.2006.05.022.
- Gregorich E.G., Carter M.R., Doran J.W., Pankhurst C.E., Dwyer L.M. 1997. BIOLOGICAL ATTRIBUTES OF SOIL QUALITY. In: G. E.G., Carter M.R. (Eds.). *Soil Quality for Crop Production and Ecosystem Health, Volume 25 - 1st Edition*. 1st ed. p. 81–104. Amsterdam. ELSEVIER SCIENCE PUBLISHERS B.V.
- Greiner, L., Nussbaum, M., Papritz, A., Fraefel, M., Zimmermann, S., Schwab, P., Grêt-Regamey, A., Keller, A. 2018. Assessment of soil multi-functionality to support the sustainable use of soil resources on the Swiss Plateau. *Geoderma Regional*. 14 . e00181. doi: 10.1016/j.geodrs.2018.e00181.
- Heil D., Sposito G. 1997. CHEMICAL ATTRIBUTES AND PROCESSES AFFECTING SOIL QUALITY. In: Gregorich E.G., Carter M.R. (Eds.). *Soil Quality for Crop Production and Ecosystem Health, Volume 25 - 1st Edition*. 1st ed. p. 59–77. Amsterdam. ELSEVIER SCIENCE PUBLISHERS B.V. ISBN: 0-444-81661-5.