

Univerzita Karlova v Praze

Přírodovědecká fakulta

Studijní program: Geografie

Studijní obor: Geografie a kartografie



Michaela Lebedová

Schopnost rostlin indikovat abiotické podmínky prostředí

The ability of plants to indicate abiotic environmental conditions

Bakalářská práce

Vedoucí práce: RNDr. Tomáš Chuman, Ph.D.

Praha, 2020

Prohlášení:

Prohlašuji, že jsem závěrečnou práci zpracovala samostatně a že jsem uvedla všechny použité informační zdroje a literaturu. Tato práce ani její podstatná část nebyla předložena k získání jiného nebo stejného akademického titulu.

V Praze, dne 20. 5. 2020

Podpis:

Michaela Lebedová

Poděkování:

Ráda bych tímto způsobem chtěla poděkovat především svému vedoucímu práce RNDr. Tomáši Chumanovi, Ph.D. za jeho odborné vedení, cenné rady, věnovaný čas a vstřícný přístup během tvorby závěrečné práce.

V neposlední řadě také děkuji své rodině a přátelům za podporu a pomoc během celého studia.

Abstrakt

Rozšíření rostlinných druhů na Zemi ovlivňují abiotické podmínky prostředí, jako jsou např. světlo, teplo, půdní reakce nebo obsah živin. Znalost vazby jednotlivých rostlinných druhů na určité rozmezí zmíněných faktorů nám umožňuje do jisté míry odhadnout ekologické vlastnosti stanovišť, na kterých tyto druhy rostou, aniž bychom je měřili. Cílem této práce bylo vytvořit literární rešerši o schopnosti rostlin indikovat abiotické podmínky prostředí a následně pak ověřit indikační schopnost vybraných půdních vlastností (obsah celkového dusíku a přístupného fosforu, půdní reakci) na modelových lokalitách, kde proběhl jak odběr a analýza půd, tak fytoocenologické snímkování. Tabeľované Ellenbergovy indikační hodnoty pro zjištěné druhy byly vztaženy k naměřeným datům půdního chemismu ze 14 modelových povodí sítě GEOMON. Těsnost vztahu mezi indikačními hodnotami a naměřenými daty byla zkoumána v několika půdních vrstvách definovaných jako: L, FH, 0-10, 10-20, 20-40 a 40-80 cm a fytoocenologických snímcích pro tři typy ploch: A - 400 m², B - 40 m² a C - 4 m². Výsledky ukázaly, že nejlépe spolu data korelovala v půdní vrstvě nadložního humusu (FH) a nejsilnější vztah vykazovaly průměrné Ellenbergovy indikační hodnoty z fytoocenologických snímků o ploše C s aktivní půdní reakcí.

Klíčová slova: fytoindikace, půdní vlastnosti, Ellenbergovy indikační hodnoty, teorie ekologické niky

Abstract

The occurrence of different plant species is influenced mainly by individual environmental factors such as light, heat, soil reaction or nutrient content. The knowledge of the relationships between the plant species and the mentioned ecological factors, allows us to estimate the ecological properties of the habitats in which these species grow without the need of direct measurements. The aim of this thesis was to review the literature on the ability of different plants to indicate abiotic environmental conditions and to verify it on selected soil properties (soil nitrogen and phosphorus content, soil reaction) at sites where both soil sampling and analysis and phytocenological relevés were collected. Tabulated Ellenberg's indicator values were assigned to recorded species from 14 catchments of the GEOMON network. The tightness of the relationship between the indicator values and the measured data was examined in several soil layers defined as: L, FH, 0-10, 10-20, 20-40 a 40-80 cm and phytocenological relevés of different size: A - 400 m², B - 40 m² a C - 4 m². The results showed that the data correlated best in the soil layer FH and the strongest relationship was found between the average Ellenberg's indicator values from phytocenological catchments C with an active soil reaction.

Keywords: phytoindication, soil characteristics, Ellenberg's indicator values, theory of ecological niche

Obsah

1. Úvod.....	7
2. Rostliny jako indikátory abiotických podmínek stanoviště	8
2.1 Životní podmínky rostlin	9
2.2 Indikace fyzikálních podmínek	11
2.2.1 Hloubka půdy, textura, skeletovitost.....	13
2.2.1.1 Hloubka půdy.....	13
2.2.1.2 Textura a skeletovitost	14
2.2.2 Teplo a světlo	17
2.2.2.1 Adaptace rostlin na teplotu	17
2.2.2.2 Adaptace rostlin na světlo	19
2.2.3 Hladina podzemní vody a zamokření půdy	21
2.2.3.1 Hydrofyty – voda jako životní prostředí	23
2.2.3.2 Hygrofyty – rostliny mokřadních půd.....	25
2.2.3.3 Mezofyty – rostliny vlhkých a mírně vlhkých půd	29
2.2.3.4 Xerofyty – rostliny aridních oblastí a suchých půd	30
2.3 Indikace chemických podmínek	32
2.3.1 Obsah živin v půdě	32
2.3.1.1 Obsah dusíku.....	33
2.3.1.2 Obsah fosforu a ostatních prvků	35
2.3.1.3 Zvýšený obsah těžkých kovů	37
2.3.2 Salinita půdy.....	38
2.3.3 Půdní reakce	39
2.3.3.1 Půdy kyselé	40
2.3.3.2 Půdy zásadité	41
3. Ellenbergovy indikační hodnoty	43
4. Materiály, metodika a výsledky	46
4.1 Výsledky.....	48
5. Diskuze	52
6. Závěr	58
7. Přehled použité literatury	59
8. Seznam příloh	63

Seznam obrázků

Obrázek č. 1 - Ekologická valence	9
Obrázek č. 2 - Tařice skalní (<i>Aurinia saxatilis</i>)	14
Obrázek č. 3 - Sleziník severní (<i>Asplenium septentrionale</i>)	14
Obrázek č. 4 - Hvozdík písečný (<i>Dianthus arenarius</i>)	15
Obrázek č. 5 - Paličkovec šedavý (<i>Corynephorus canescens</i>)	15
Obrázek č. 6 - Pryskyřník prudký (<i>Ranunculus acris</i>)	16
Obrázek č. 7 - Tužanka tvrdá (<i>Sclerochloa dura</i>)	16
Obrázek č. 8 - Rozložení teploty jednotlivých částí rostliny	18
Obrázek č. 9 - Prha arnika (<i>Arnica montana</i>)	19
Obrázek č. 10 - Mochna písečná (<i>Potentilla arenatia</i>)	19
Obrázek č. 11 - Rozdělení vodních rostlin	23
Obrázek č. 12 - Půdní profil vrchoviště	27
Obrázek č. 13 - Druhové složení lužního lesa podle vzdálenosti od vodního toku	28
Obrázek č. 14 - Sivěnka přímořská (<i>Glaux maritima</i>)	39
Obrázek č. 15 - Hvězdnice slaničná (<i>Aster tripolium</i>)	39
Obrázek č. 16 - Suchopýr pochvatý (<i>Eriophorum vaginatum</i>)	41
Obrázek č. 17 - Vřes obecný (<i>Calluna vulgaris</i>)	41
Obrázek č. 18 - Mapa povodí sítě GEOMON	46
Obrázek č. 19 - Schéma umístění ploch fytoecologických zápisů	47

Seznam tabulek

Tabulka č. 1 - Přehled makroprvků a mikroprvků	33
Tabulka č. 2 - Vliv půdního pH na dostupnost fosforu, hliníku a manganu	40
Tabulka č. 3 - Stupnice ekologických faktorů Ellenbergových indikačních hodnot	44
Tabulka č. 4 - Převod Braun-Blanquetovy stupnice abundance a dominance	48
Tabulka č. 5 - Přehled Pearsonova korelačního koeficientu a koeficientu determinace	49
Tabulka č. 6 - Proměna naměřených dat aktivní půdní reakce s hloubkou půdy.	54

1. Úvod

Rostliny se nacházejí jen v takovém typu prostředí, které splňuje jejich ekologické nároky na jednotlivé ekologické faktory, jako jsou např. světlo, teplo, vlhkost půdy nebo obsah živin. Známe-li ekologické nároky jednotlivých druhů, jsme z nich do určité míry schopni odvodit ekologické vlastnosti stanovišť, na kterých tyto druhy rostou, aniž bychom tyto vlastnosti přímo měřili. Cenné jsou zejména ty druhy, které mají úzkou ekologickou valenci k určitým faktorům a specializují se jen na určité typy prostředí. Například rostou pouze na stanovištích bohatých na určité chemické látky (karbonáty, různé typy solí v půdě), s vysokou hladinou podzemní vody, vysokým obsahem živin v půdě nebo o určitém rozmezí teplot, pH půdy či vlhkosti. Takovéto druhy nazýváme rostlinnými bioindikátory. Pro evropskou flóru je vztah rostlin k vybraným faktorům prostředí znám a tabelován v podobě tzv. Ellenbergových indikačních hodnot. Rostlinné bioindikátory a jejich schopnosti indikovat určité podmínky prostředí budou představeny v rešeršní části práce. V praktické části práce pak bude ověřena schopnost rostlin indikovat hodnotu pH a obsah živin (dusíku a fosforu) v půdách, tzn. vztah Ellenbergových indikačních hodnot pro tyto parametry s naměřenými daty půdního chemismu ze 14 modelových povodí GEOMON v České republice. Dále bude analyzováno, zda indikační schopnost koresponduje lépe s chemismem půd v určité hloubce půdního profilu a zda ji ovlivňuje velikost plochy fytoecologického snímku.

2. Rostliny jako indikátory abiotických podmínek stanoviště

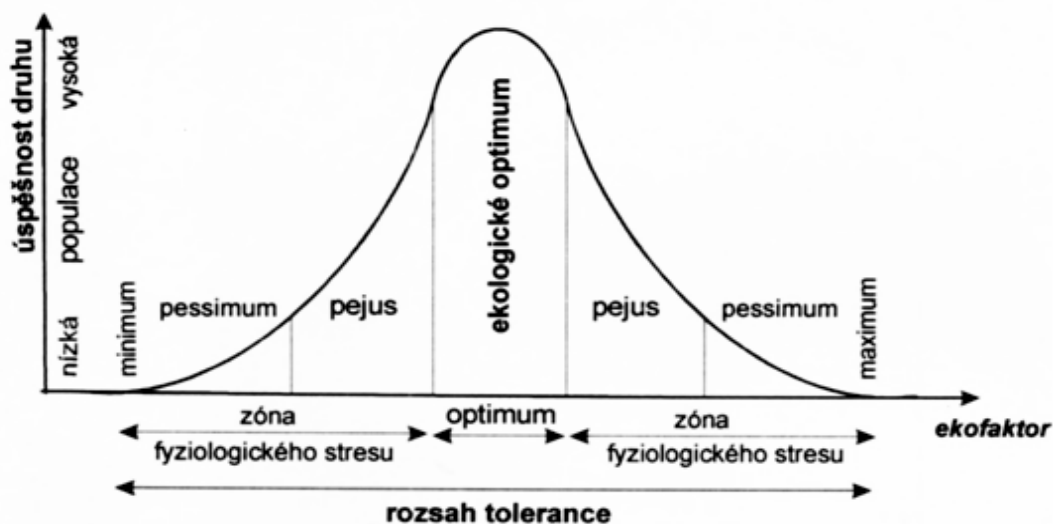
Z globálního pohledu nalezneme nejobecnější spojitost mezi rostlinami a půdním krytem v působení makroklimatu v souvislosti se změnou zeměpisné šířky. Přítomné druhové složení rostlin odráží typ klimatu (pokud pro zjednodušení neuvažujeme paleografický vývoj) a vytváří tzv. zonální vegetaci. Základní zonální biomy se vyvíjí na půdách, které nejsou podmáčené ani zaplavené a které nejsou jinak ovlivněny edaficky či hydricky (např. extrémním suchem nebo nedostatkem živin). Druhové složení v daném klimatickém pásu vytváří množství základních rostlinných společenstev, která se navzájem liší svým vzhledem a vnitřní stavbou (Ellenberg 1988) a jsou odrazem ekologických nároků přítomných druhů, jejich kompetičních schopností, existencí disturbancí a lokálních abiotických podmínek.

V rámci klimatických pásů, nejsou ideální podmínky pro vývoj zonální vegetace pravidlem a šířková pásmovitost vegetace je modifikována například nadmořskou výškou (vytvářejí se výškové vegetační stupně) či se na speciálních stanovištích nacházejí tzv. permanentní komunity druhů, které se mohou objevovat v různých klimatických zónách a jsou vázány především na určité extrémní půdní podmínky (Ellenberg 1988). Vliv klimatu prostředí má na ně méně silný účinek než na primární druhy klimatické zóny. Vegetaci rostoucí na stanovištích, kde je vliv makroklimatu překryt jiným faktorem (hydrickými či edafickými podmínkami), nazýváme jako vegetaci azonální. V těchto místech se rostlinné komunity zonální vegetace nebudou s velkou pravděpodobností vyskytovat a lze zde předpokládat silnou selektivní reakci (Kruckberg 1969). Za typické prostředí permanentních komunit můžeme považovat území na trvale zamokřených půdách. Jako příklad společenstva uvádí Ellenberg (1988) mokřadní olšiny, ve kterých nedorůstá vrstva rašeliny nad hladinu podzemní vody a rostliny tvořící zonální vegetaci, které jsou citlivé na zamokření půdy, zde nemohou růst a vyskytují se jen na místech obecně sušších.

2.1 Životní podmínky rostlin

Každé společenstvo rostlin odráží podmínky prostředí, ve kterém se nachází, a reflektuje působení určitých faktorů na daném stanovišti. Podmínky potřebné pro život rostlin jsou zejména sluneční záření, teplota, minerální látky, pH půdy a voda. Jednotlivé faktory působí určitým způsobem na život rostliny, neboť mají vliv na průběh fyzikálních pochodů, chemických a fyzikálně chemických reakcí (Zlatník 1952).

Slavíková (1986) píše: „Každý rostlinný druh má specifické limitující hranice, kterými je omezena jeho tolerance. Tyto hranice jsou určeny na jedné straně minimální a na druhé straně maximální hodnotou (intenzitou nebo koncentrací) nějakého faktoru“, při nichž jsou rostliny schopny růst. Druh nejlépe prosperuje v podmínkách tzv. ekologického optima (viz obr. č. 1), kdy se působení faktorů nachází v nejpříznivějších středních hodnotách. Čím více se hodnoty faktoru blíží tolerovanému maximu nebo minimu stávají se pro druh faktorem limitujícím a rostlina se nachází ve fázi fyziologického stresu tzv. ekologického pesima. Snášenlivost druhu se může ve vztahu k faktoru během životního cyklu měnit např. následkem působení jiných rostlinných druhů, organismů či abiotických podmínek (Slavíková 1986).



Obrázek č. 1 - Ekologická valence (Univerzita Palackého v Olomouci 2013)

Podle rozsahu tolerance vůči fyzikálním a chemickým faktorům rozlišujeme rostliny na dvě skupiny, na druhy euryvalentní (euryekní) a druhy stenovalentní (stenoekní) (Slavíková 1986). Euryvalentní rostliny tolerují širokou škálu všech stanovištních podmínek, jsou častou součástí rostlinných společenstev a mají široké rozšíření (Fridley J. D. et al. 2007). Mezi tyto

druhy u nás můžeme zařadit např. břízu (*Betula pendula*). Rostliny, jako např. sleziník nepravý (*Asplenium adnigrum*), který se vyskytuje pouze na hadcových půdách (Kovář 2002), se specializují jen na určitý typ substrátu. Mají úzký rozsah tolerance vůči jednomu či více stanovištním faktorům a patří do skupiny stenovalentních druhů. Tyto druhy jsou ve společenstvech méně časté a některé jsou považovány za vzácné (Slavíková 1986).

O existenci druhů na daném místě nerozhoduje jen jeden faktor, ale celý jejich komplex. Faktory jsou mezi sebou provázány a na rostlinu působí vždy současně. V některých případech může dojít k situaci, kdy je síla jednoho faktoru (který je pro rostlinu limitující) vykompenzována jiným, a proto v různých krajinách bude pro existenci rostliny rozhodující odlišný faktor (Diekmann 2003). Různé vlivy se mohou v různých oblastech zastupovat, takže např. půdní vlaha v rovině může být v horách nahrazena hojnými srážkami (Sýkora 1955).

Úroveň životních podmínek na jednotlivých stanovištích ovlivňují kromě abiotických faktorů i samotné druhy rostlin nacházející se v dané lokalitě. Některé stromy se chovají jako pumpy a pomocí svých kořenů vytahují z hlubších půdních horizontů vodu a živiny. Ovlivňují tím jejich obsah v horních vrstvách půdy a zpřístupňují látky okolním druhům, které nemají tak hluboký kořenový systém (Fisher 1990). Příkladem takové rostliny může být opět bříza (*Betula pendula*), která má podle Siréna (1995) a Paavilainena (1966) mnohem hlubší kořeny než např. smrk a dokáže jimi vytáhnout směrem vzhůru živiny z hlubokých horizontů a redistribuovat základní kationty do horních vrstev půdy. Díky této schopnosti roste i v oblastech s hůře dostupnými látkami. Vliv na přítomnost živin v půdě má také hustota povrchového vegetačního krytu a množství opadu, z nichž se po odumření, díky mikrobiálnímu rozkladu, uvolňují živiny opět využitelné rostlinami.

Řada organismů se však v přírodě nenachází v podmínkách odpovídajících jejich fyziologickému optimu v tzv. fundamentální nise, ale jsou vlivem kompetice s ostatními organismy vytlačeny do podmínek ekologického optima do tzv. realizované niky (Begon, Harper, Townsend 1997). To znamená, že na optimálním stanovišti jednoho druhu roste silnější kompetitor a kompetičně slabší druh je vytlačěn na pro něj méně příznivé stanoviště (Kovář 2002).

2.2 Indikace fyzikálních podmínek

Řadu z půdních vlastností nelze snadno měřit přímo vzhledem k časté fluktuaci hodnot. Tyto výkyvy jsou mnohdy způsobené rozkolísaností meteorologických a hydrologických jevů nebo změnami parametrů v půdním profilu. Technické měření na stanovišti je časově a finančně náročné a v některých případech nemusí dosáhnout dostatečné přesnosti. V těchto případech nám může vegetace významně pomoci při obecném mapování prostředí (Kovář 2002). Svým výskytem a zdravotním stavem vyjadřují rostliny působení faktorů na daném stanovišti. Avšak jen některé rostliny mají k daným podmínkám nápadně úzký vztah a jen několik málo rostlin můžeme použít k tomu, abychom jejich výskytem či absencí mohly přesně charakterizovat prostředí (Válek 1970). Rostlinné druhy, které jsou této charakteristiky schopny, nazýváme stanovištními indikátory a mají pro ekologii velký význam. Je možné je využít k rychlé orientaci v celé řadě ekologických podmínek stanoviště nebo k identifikaci změn prostředí bez předešlých technických měření (Diekmann 2003). Některé ukazatele jako množství vody, typ půdy nebo salinita se staly ekonomicky důležitými v klasifikaci půdy pro typ využití, které přinese maximální výnosy v hospodářské či zemědělské činnosti (Cannon 1971).

Rostliny, které budou patřit mezi nejlepší ukazatele, jsou ty, které nejsou příliš vzácné, ale ani příliš běžné (Zelený, Schaffers 2012). Nízká četnost výskytu může být výsledkem výjimečných podmínek stanoviště, na které je druh omezen, často je však rarita druhu způsobena jinými faktory než samotnou kvalitou stanoviště. Je to například slabá reprodukční síla druhu, nízká klíčivost, izolovanost stanoviště nebo neschopnost rostliny dobře se šířit (Zelený 2012). Diekmann (2003) uvádí, že nejlepším indikátorem je „společenstvo (biocenóza) více druhů, které se vyskytuje pohromadě na jedné lokalitě. Biocenóza umožňuje přesnější a spolehlivější indikaci než jediný druh.“ Půdní vlastnosti tedy může indikovat výskyt jednoho druhu, ale i celého rostlinného společenstva. Jako tyto dva různé příklady pro indikaci půdního pH můžeme uvést vřes obecný (*Calluna vulgaris*), který toleruje a indikuje kyselé půdy, stejně tak jako kyselé půdy indikuje společenstvo bučin s bikou bělavou (*Luzula albida*) v bylinném patře (Slavíková 1986).

Půdní ukazatele, které chceme pomocí bioindikátorů rozeznat, by měly být jednoduché a měly by být vysoce citlivé na změny životního prostředí a hospodaření s půdou (Saviozzi et al. 2001). Výhoda rostlinných indikátorů na rozdíl od jednotlivých měření v terénu je, že rostliny představují souhrn proměnných hodnot životního prostředí, které se mohou v časových intervalech měnit. Umožňují nám tedy vidět rozsah přírodních změn, které jsou těžko

rozpoznatelné provedením přímého měření, které závisí na technickém vybavení a v důsledku toho může často vyžadovat více úsilí než jednoduché floristické pozorování (Zonnenveld 1983).

I když jsou indikační hodnoty často používány, jsou jim podle Zeleného (2012) vytýkány některé nepřesnosti. Hodnoty nejsou systematicky odvozovány z provedených měření v terénu. Většinou se zakládají na odhadech z terénních pozorování druhů na odlišných místech, které jsou přímo naměřenými hodnotami v terénu jen výjimečně upřesněny. Indikační hodnoty jsou tedy velmi subjektivní a vycházejí z předešlých zkušeností daného pozorovatele. Nesprávný odhad může vést ke zkreslení datového souboru a nesprávnému určení kvality stanoviště (Økland 1990). Je tedy nutné jejich přesnost nepřeceňovat a zvážit jejich použití při složitějších analýzách. Pokud nejsou k dispozici žádná předchozí měření, jsou rostlinné indikátory nezbytné. Podle Otýpkové (2012): „jsou indikační hodnoty nenahraditelné při odhadování ekologických faktorů z historických fytoecologických snímků, u nichž nebyla k dispozici žádná předchozí měření.“

Jako jeden z prvních vyvinul kvantitativní systém rostlinných indikátorů a publikoval soubor hodnot pro jednotlivé druhy německý ekolog Heinz Ellenberg. Tento soubor představuje hodnoty pro většinu druhů cévnatých rostlin vyskytujících se ve střední a západní Evropě. Hodnoty vypovídají o pozici jejich realizovaného životního optima podél základních ekologických gradientů jako je světlo, teplota, kontinentalita, vlhkost, živiny, půdní reakce a také salinita (Zelený 2012). Více se Ellenbergovým hodnotám tato práce věnuje v samostatné kapitole. Níže jsou popsány v samostatných kapitolách rostlinné indikátory následujících fyzikálních podmínek:

- hloubka půdy, textura, skeletovitost
- teplo a světlo
- hladina podzemní vody a zamokření půdy

2.2.1 Hloubka půdy, textura, skeletovitost

Hloubka, textura či skeletovitost jsou fyzikální vlastnosti půdy vyjádřené především prostorovým uspořádáním strukturních elementů. Při vývoji pudní struktury se uplatňují soubory fyzikálních, chemických i biologických procesů a mechanická skladba je dána především zastoupením jednotlivých velikostně rozdílných částic (Hynek 1984).

2.2.1.1 Hloubka půdy

Hloubka půdy charakterizuje rozsah půdního profilu, který je zdola ohraničen pevnou horninou nebo silně skeletovitou vrstvou (Valla et al. 2002). Ve vegetaci se mocnost půdního profilu projevuje velmi nápadně, jelikož výrazně ovlivňuje vláhové poměry a množství dostupných živin (Sýkora 1959).

Podle hloubky půdního profilu dělíme půdy na 3 základní skupiny (Sýkora 1959):

1. půdy mělké – hloubka do 30 cm
2. půdy středně hluboké – hloubka 30 – 80 cm
3. půdy hluboké – hloubka více jak 80 cm

Na hloubce půdního profilu závisí základní fyzikálně-chemické vlastnosti půdy. Například v prostředí mělkých půd je chemismus z velké části ovlivněn složením matečné horniny (Sýkora 1959). Rostou zde rostliny, které jsou s jejím chemickým složením v souladu a můžeme je využít při geologickém výzkumu jako indikátory právě těchto chemických vlastností (Slavíková 1986). Na půdách hlubokých se vlastnosti matečné horniny nemusí vůbec projevit a rostliny jsou na její skladbě téměř nezávislé (Slavíková 1986).

Rostliny, které jsou vázané přímo na geologický podklad, se nazývají petrofyty (Moravec 1994). Podskupinu petrofyt, které rostou na povrchu skal a jako jedni z prvních kolonizují skalní prostředí označujeme jako litofyty (Slavíková 1986). Patří mezi ně drobné řasy, sinice, lišejníky a mechy, které svojí činností narušují povrch horniny a vytvářejí tak primární vrstvičku půdy, která časem dovolí existenci i dalším drobným rostlinám (Hendrych 1984). Navazující skupinou rostlin, jsou chasmofty. Jsou to rostliny, které ke svému růstu využívají skalní štěrbinu či pukliny vyplněné sypkým jemnozrnným materiálem (Sýkora 1959). Mezi jejich zástupce patří např. tařice skalní (*Aurinia saxatilis*), lomikámen latnatý (*Saxifraga*

paniculata), chudina vřdyzelená (*Draba aizoides*), vrbovka chlumní (*Epilobium collinum*), zvonek okrouhlostý (*Campanula rotundifolia*) nebo sleziník severní (*Asplenium septentrionale*) (Slavíková 1986). Horniny neposkytují kořenovým systémům rostlin mnoho živin, a voda, která se nemá kde zachytit, ze stanoviště rychle odtéká (Hendrych 1984). Nepříznivou roli hraje pro rostliny také přímý vliv větru, který půdu vysouší, zvyšuje transpiraci rostlin, způsobuje jejich deformaci a omezuje růst (Sýkora 1955). Rostliny v tomto prostředí rostou hůře a pomaleji a jedná se o odolné, na živiny nenáročné druhy (Moravec et al. 1994).



Obrázek č. 2 – Tařice skalní (*Aurinia saxatilis*) (Huml 2011)



Obrázek č. 3 - Sleziník severní (*Asplenium septentrionale*) (Kesl 2011)

Hlavním znakem hlubokých půd je dobrý, zdravý a vysoký vzrůst stromů, který u dospělého lesa přesahuje až 20 m, s vyvinutým bylinným patrem (Sýkora 1959). V nižších polohách jsou to půdy úrodné, obvykle přeměněné na zemědělskou půdu nebo louky.

2.2.1.2 Textura a skeletovitost

Půdní textura a skeletovitost závisí především na velikosti, tvaru a množství zastoupených minerálních částic. Vlastnosti těchto částic jsou ovlivněny typem matečné horniny, jejím složením a odolností vůči zvětrávání (Moravec 1994). Různé složení a zastoupení jemných nebo hrubých částic ovlivňuje půdní vlastnosti jako je pórovitost, provzdušnění, množství půdních mikroorganismů nebo schopnost vázat vodu a živiny (Slavíková 1986). Jemnozrnné jílovité půdy s velkým zastoupením částic s průměrem pod 0,002 mm mají malý podíl velkých pórů, hůře se provzdušňují a lépe vážou vodu a živiny (Valla et al. 2002). Z hrubozrnných písčitých nebo šterkových půd naopak voda ve směru gravitace

rychle odtéká makropóry do hlubších vrstev, půdy rychleji vysychají a jsou chudší na živiny, které se s vodou rychle vymývají (Šantrůčková et al. 2018).

Písčité půdy mají specifické fyzikální a chemické vlastnosti. Rostliny přizpůsobené a podmíněné svým růstem na tento druh substrátu se nazývají psamofyty (Sýkora 1959). Díky nízkému zastoupení jílnatých částic má půda vysoký podíl makropórů, které způsobují velmi silnou propustnost vody (Němeček, Smolíková, Kutílek 1990). Rychlý odtok vody do spodních vrstev způsobuje vyluhování živin a snižuje půdní úrodnost. Můžeme o nich mluvit jako o oligotrofních půdách s velmi nízkým obsahem humusu (Rejšek, Vácha 2018). Písčité půdy mají tendenci k rychlému vysychání povrchové vrstvy a značnému přehřívání. Mají nízkou tepelnou vodivost a teplo, které na sebe vážou pak zase rychle ztrácí (Šantrůčková et al. 2018). Rostliny rostoucí na těchto půdách jsou teplomilné xerofytní druhy adaptované na nedostatek vody, přehřívání půdního povrchu a pohyblivost písčitého materiálu (Zlatník 1952). Psamofyty mají schopnost vysoké regenerace, snášejí zasypávání a tvoří adventivní kořeny, které rychle prorůstají písčitém substrátem (Slavíková 1986).



Obrázek č. 4 - Hvozdík písečný (*Dianthus arenarius*)
(Čepelková, Dostálek 2018)



Obrázek č. 5 - Paličkovec šedavý
(*Corynephorus canescens*) (Chmelař 2012)

Společenstvem, které charakterizuje naše nejsušší písky, jsou travnaté kostřavové trávníky, kde dominují kostřavy rod *Festuca* a vřesové bory. Mezi druhy písčitých stepí a polních kultur patří chundelka metlice (*Apera spica-venti*), hvozdík písečný (*Dianthus arenarius*), jetel rolní (*Trifolium arvense*), paličkovec šedavý (*Corynephorus canescens*) nebo mateřídouška úzkolistá (*Thymus angustifolius*). Kyselejší písčité půdy indikují šťovík menší (*Rumex acetosella*), violky a macešky (např. *Viola tricolor*), vřes (*Calluna vulgaris*), smilka tuhá (*Nardus stricta*) a borůvka (*Vaccinium myrtillus*) (Chytrý et al. 2010).

Opačným extrémem k písčitém půdám jsou půdy jílové. Díky vysokému podílu jemnozrnných částic jsou půdy málo propustné a mají špatnou vzdušnou kapacitu (Pavlů 2019). Rostliny vyhledávající jílové podklady trpí velkými vláhovými rozdíly, častým zamokřením za vlhkého a vyprahnutím za suchého počasí (Sýkora 1959). Ve sníženinách na vlhkých až zamokřených půdách budeme nacházet hygropyty a psychropyty jako např. devětsil lékařský (*Petasites hybridus*), přesličku rolní (*Equisetum arvense*), pryskyřník prudký (*Ranunculus acris*), mochnu bílou (*Potentilla alba*), olši lepkavou (*Alnus glutinosa*), vrby (*Salix*) nebo ostřice (*Carex*) (Sýkora 1959).

Specifické vlastnosti mají stanoviště v okolí lidských sídel, které podléhají častým disturbancím jako je pojezd nebo sešlapávání. Na těchto stanovištích dochází díky vlivu člověka k zhutnění povrchové vrstvy půdy a následnému snížení jejího provzdušnění a vzlínivosti vody (Chytrý et al. 2017). Rostlinná společenstva zde tvoří jen omezená skupina druhů převážně jednoletých rostlin s krátkým životním cyklem a velkou reprodukční schopností obnovy během roku (Simonová 2008). Časté narušování málokdy druhům dovolí dosáhnout normální velikosti. Rostliny mají poléhavý růst a vyznačují se tuhými pružnými stébly. Mezi rostliny sešlapávaných půd patří druhy polních či lesních cest jako např. kokoška pastuší tobolka (*Capsela bursa pastoris*), truskavec ptačí (*Polygonum aviculare*), jitrocel větší (*Plantago major*), sedmikráska chudobka (*Bellis perennis*) nebo merlík bílý (*Chenopodium album*) (Simonová 2008). Na obrázku č. 7 můžeme vidět tužanku tvrdou (*Sclerochloa dura*).



Obrázek č. 6 - Pryskyřník prudký (*Ranunculus acris*)
(Spohn, Spohnová 2009)



Obrázek č. 7 - Tužanka tvrdá (*Sclerochloa dura*)
(Holubová 2020)

2.2.2 Teplo a světlo

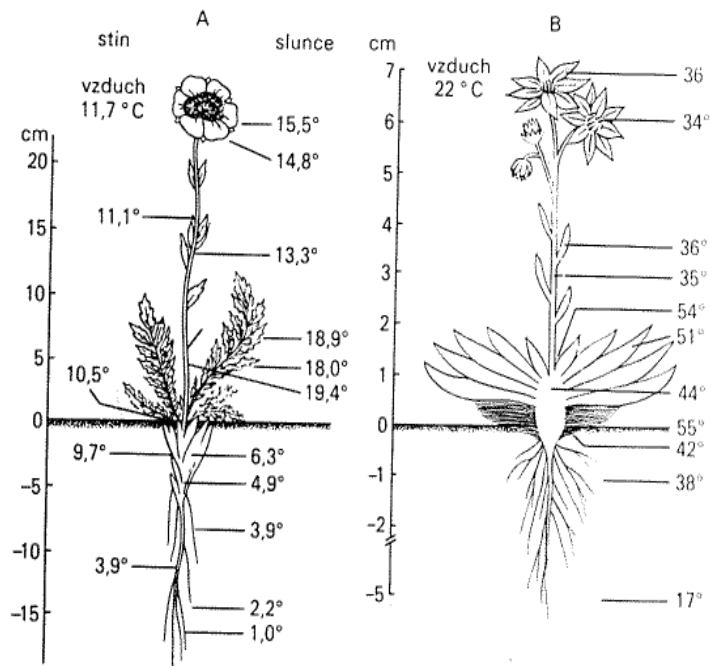
2.2.2.1 Adaptace rostlin na teplotu

Půda je přirozeným akumulátorem tepla v krajině (Rejšek a Vácha 2018), jehož primárním zdrojem je přichozí tok sluneční energie, která dopadá na povrch Země (Zlatník 1952). Půda a rostliny pohlcují převážně část přichozího slunečního záření z oblasti vlnových délek delších než 380 nm a jejich celkový teplotní režim se mění v závislosti na ročním období, přítomnosti vegetace, orientaci svahů a nadmořské výšce (Slavíková 1986).

Vývoj a stav rostlinného společenstva nejvíce ovlivňuje rozmezí teplotních extrémů (Moravec 1994). Pokud teplota klesne pod určitou minimální hodnotu, ztrácí rostliny schopnost přijímat vodu a uvadají (Slavíková 1986). Druhy arktické a vysokohorské jsou chladným podmínkám přizpůsobené a mohou přijímat vodu i při teplotě kolem 0 °C, naopak některé rostliny teplých oblastí mají problémy a hynou chladem již při teplotě kolem 5 °C (Moravec 1994). Maximální teploty jsou pro rostliny méně limitující a druhy aridních oblastí se jim dokáží lépe přizpůsobit. Mezi nejčastější adaptace, které u rostlin předcházejí zvýšené transpiraci a snižují výdej vody, patří různé modifikace listů např. zmenšení plochy, vrstva silné kutikuly nebo zmenšení a překrytí průduchů vrstvou chloupků (Kovář 2002).

Při srovnání teplot zalesněných půd a půdy bez vegetace lze obecně říci, že lesní půdy jsou díky vysokému výparu a patrovité vegetaci chladnější a svou teplotou stálější než půdy nelesní (Ellenberg 1988). Podobné podmínky platí i pro půdy vlhké a jílovité, kdy má voda vysoké měrné teplo a půda se pomaleji ohřívá (Rejšek a Vácha 2018). Horní vrstva půdy bez vegetace se zahřeje mnohem rychleji a často zde dochází k přehřátí povrchu a značnému kolísání teplot. Směrem do hloubky se proměnlivost teplot snižuje a půda je ovlivňována zejména sezónními změnami (Šantrůčková et al. 2018). V hloubkách kolem 1 m jsou denní amplitudy téměř nulové a během roku nepřekračují 12 °C (Slavíková 1986).

Rostliny nemají své vlastní termoregulační zařízení a jejich teplota kolísá v závislosti na hodnotách okolního prostředí (Zlatník 1952). Podle Slavíkové (1986) mohou být jednotlivé části rostliny ohřáty na různou teplotu v závislosti na postavení k dopadajícímu záření a větru. Přímě ozářené části rostlin tak mají o několik stupňů vyšší teplotu než jejich okolí (obr. č. 8). Nejvyšší teplotu vykazují u rostlin orgány, kde probíhají intenzivní metabolické reakce (respirace, dýchání), jako je oblast květu a listu (Zlatník 1952). Závislost rostlin na teplotě okolního vzduchu je různá a každá jednotlivá životní funkce rostliny má své teplotní hranice.



Obrázek č. 8 - Rozložení teploty jednotlivých částí rostliny: A – *Novosieversia glacialis* při teplotě vzduchu 11,7 °C, B – *Sempervivum montanum* při teplotě vzduchu 22 °C (Larcher 1980, upraveno Slavíková 1986)

Podle celkové teplotní snášenlivosti rozdělujeme rostliny do tří základních skupin (Slavíková 1986):

1. termofyty – rostliny teplomilné
2. psychrofyty – rostliny chladnomilné
3. kryofyty – rostliny žijící nad sněžnou čarou

Termofyty jsou přizpůsobené k životu v relativně vysokých teplotních podmínkách. Často se vyskytují v biotopech, které v letním období trpí malým množstvím půdní vlhkosti, a jsou tedy zároveň vybaveny xerofytními adaptacemi (Moravec 1994). Jako zástupce našich teplomilných rostlin můžeme uvést plamének vzpřímený (*Clematis recta*), len tenkolistý (*Linum tenuifolium*), laskavec ohnutý (*Amaranthus retroflexus*), mochnu písečnou (*Potentilla arenaria*), merlík hroznový (*Chenopodium botrys*), kukuřici setou (*Zea mays*) nebo révu vinnou (*Vitis vinifera*) (Válek 1970; Ellenberg 1988). Typickým termofytním společenstvem jsou u nás teplomilné doubravy a habro-dubové lesy, kde mezi dřevinami dominuje dub pýřitý (*Quercus pubescens*), dub zimní (*Quercus petraea*) a habr obecný (*Carpinus betulus*) (Sýkora 1959). V menším zastoupení zde najdeme dub letní (*Quercus robur*), břízu bělokorou (*Betula pendula*) nebo jasan ztepilý (*Fraxinus excelsior*) (Ellenberg 1988). K teplomilným rostlinám zařadíme také druhy vrchovišť (např. klikvu bahenní (*Vaccinium oxycoccos*), rosnatku

okrouhlolistou (*Drosera rotundifolia*) nebo šichu černou (*Empetrum nigrum*)), které sice rostou i v chladném klimatu, ale na rašeliništích dochází především v horkých letních dnech k rychlému přehřívání povrchu rašeliniště a přízemní teplota může dosahovat až 40 °C (Hájek, Hájková 2007).

Mezi rostliny chladných stanovišť patří druhy jako vrba hrotolistá (*Salix hastata*), dryádka osmiplátečná (*Dryas octopetala*) nebo sítina trojklanná (*Juncus trifidus*). Pro chladnější horské oblasti s podzolizačními půdotvornými procesy jsou typickými druhy trav a bylin smilka tuhá (*Nardus stricta*), třezalka skvrnitá (*Hypericum maculatum*), prha arnika (*Arnica montana*) nebo kakost lesní (*Geranium sylvaticum*) (Válek 1970)



Obrázek č. 9 - Prha arnika (*Arnica montana*) (Schutterstock 2018)



Obrázek č. 10 - Mochna písečná (*Potentilla arenaria*) (Hroneš 2010)

2.2.2.2 Adaptace rostlin na světlo

Množství přijatého záření je u cévnatých rostlin jedním z rozhodujících faktorů pro průběh fotosyntézy. Jeho množství a intenzitu rostlina monitoruje pomocí svých fotoreceptorů (Pavlová 2005). Největší význam má pro proces fotosyntézy světlo o vlnových délkách v rozmezí 0,4 – 0,7 mikrometrů a intenzita reakce závisí na rostlinném druhu, jeho vývoji a zdravotním stavu (Zlatník 1952). Minimální potřebné ozáření, kdy fotosyntéza přesně vyrovnává ztráty z rostlinného dýchání, je označováno jako světelný kompenzační bod fotosyntézy (Slavíková 1986). Podle Moravce (1994) musí průměrný denní příjem slunečního záření ležet nad světelným kompenzačním bodem, aby celková čistá fotosyntéza kompenzovala veškeré ztráty CO₂. Intenzita světla dopadajícího na rostliny je velice různá a mění se vlivem průzračnosti atmosféry, zeměpisné šířky, struktury porostu, během roku i dne (Hendrych 1984).

Podle relativní ozářenosti můžeme rostlinné druhy rozdělit do tří následujících skupin (Slavíková 1986):

1. heliofyty – světlomilné rostliny
2. heliosciofyty – světlomilné rostliny snášející mírné zastínění
3. sciofyty – stínomilné rostliny

Světlomilné rostliny rostou na otevřených stanovištích a patří k nim zástupci stepní, polní i alpské vegetace. Jednotlivé indikátory nezastíněných stanovišť jsou u nás velmi často také druhy teplomilnými a vyskytují se na stanovištích s nižší půdní vlhkostí (Sýkora 1959). Heliofyty mají vyvinuté slunné listy, které jsou uzpůsobené přímému slunečnímu záření. Aby nedošlo k jejich přehřátí a zároveň se z nich nevypařovalo velké množství vody, mají tyto listy zmenšenou plochu, větší tloušťku, obsahují méně chlorofylu a mají větší hustotu průduchů o menší velikosti (Pavlová 2005). Osvětlená stanoviště indikuje např. pelyněk ladní (*Artemisia campestris*), divizna velkokvětá (*Verbascum densiflorum*), slunečnice roční (*Helianthus annuus*), kopretina bílá (*Leucanthemum vulgare*), zvonek broskvistý (*Campanula persicifolia*), violka trojbarevná (*Viola tricolor*) nebo růže galská (*Rosa gallica*) (Sýkora 1959). Ze zástupců dřevin vyhledává stanoviště s dostatkem světla bříza bělokora (*Betula pendula*). Do skupiny světlomilných rostlin můžeme zařadit také natantní rostliny se vzplývavými listy jako je leknín bílý (*Nymphaea alba*) nebo stulík žlutý (*Nuphar lutea*) (Slavíková 1986).

Rostliny, které jsou schopny růst při plném osvětlení ale i v mírném zastínění, se řadí mezi heliosciofyty. Moravec (1994) do této skupiny zahrnuje druhy lesních i travinných společenstev včetně lesních dřevin, které v dospělosti rostou při plném světle, ale klíčí a vyvíjejí se v zastínění. Jako příklad můžeme uvést semenáček dubu letního (*Quercus robur*), kterému při klíčení menší zastínění nevadí a bude se mu dařit pod již vzrostlým stromem (Rejšek, Vácha 2018). Opakem mu bude bříza bělokora (*Betula pendula*), pro kterou je pod vzrostlým stromem příliš málo světla a nebude se jí na takovém stanovišti dařit (Zlatník 1952). Do skupiny heliosciofytů můžeme zařadit např. čistec přímý (*Stachys recta*), šalvěj luční (*Salvia pratensis*), srhu říznačku (*Dactylis glomerata*), ječmen myší (*Hordeum murinum*) nebo břečťan popínavý (*Hedera helix*).

Rostliny, které se vyhýbají přímému slunci, se mimo les nacházejí jen na chráněných stanovištích jako jsou úzké rokle nebo strmé svahy se severní orientací (Moravec 1994). Patří k nim řada bylinných a mechových podrostů jako lecha jarní (*Lathyrus vernus*), česnáček

lékařský (*Aliiaria petiolata*) nebo věsenka nachová (*Prenanthes purpurea*) a také vodní rostliny s ponořenými listy. Vyznačují se tmavě zelenými listy s matným povrchem a vyšším obsahem chlorofylu (Hendrych 1984). Jako adaptaci na nedostatek záření můžeme u některých druhů považovat liánovitý vzrůst, formy epifytismu jako např. u jmelí bílého (*Viscum album*) nebo autotrofní ztrátu chlorofylu jako např. u hlístníku hnízdáka (*Neottia nidus-avis*) (Slavíková 1986). V zastíněných lokalitách listnatého lesa se na jaře projevuje tzv. fenologický únik (Ellenberg 1988). Rostliny využívají k růstu jarní období, kdy stromy ještě nejsou plně olistěné a dopadá k nim nejvíce světla (Ellenberg 1988). Světломilné rostliny včetně kapradin rostou v lesích jen na méně zarostlých místech s největším průnikem světla.

2.2.3 Hladina podzemní vody a zamokření půdy

Voda je základní předpoklad pro život rostlin a její přítomnost v půdním prostředí je primární podmínkou rozšíření rostlinných druhů na stanovišti. Do ekosystému vstupuje jako nezávislá proměnná a účastní se v něm všech hlavních procesů (Slavíková 1986). Podle Zlatníka (1952) a Šantrůčkové et al. (2018) plní několik základních funkcí:

- Reguluje difúzi plynů, pH a naředění půdního roztoku.
- Je hlavním rozpouštědlem většiny živin a má velkou tepelnou kapacitu.
- Ovlivňuje vnitřní prostředí rostlin, životní procesy a účastní se metabolických reakcí.
- Má základní význam jako zdroj vodíku k tvorbě organických sloučenin, jako stavební hmota sama o sobě a je prostředkem k přemístování látek po těle rostliny.
- Dodává rostlinám vyztužení a v některých částech svým obsahem v gelech ohebnost.
- Je nezbytná pro proces klíčení, mobilizaci nahromaděných zásob i pro metabolismus v živých buňkách pro jejich dělení.

Množství vody, které je rostlinám k dispozici, závisí na jejím absolutním obsahu a také na tom, jakými silami je tato voda poutána na půdní částice. Její dostupnost jde ruku v ruce s fyzikálními (textura a struktura) a chemickými vlastnostmi (pH, salinita) půdy. Její celkové objemové množství vyjadřujeme pomocí hydrických režimů: plná vodní kapacita, polní vodní kapacita a bod vadnutí. Půda se nachází ve stavu plné vodní kapacity, jestliže jsou všechny póry

v půdě nasyceny vodou (Valla et al. 2002). Ve chvíli, kdy voda z větších pórů průběžně odtéká do spodních vrstev a zůstává jen v kapilární formě (vázaná na kapilární částice), je půda nasycena na polní půdní kapacitu (Šantrůčková et al. 2018). V těchto dvou hydrických režimech je voda pro rostliny snadno dostupná. V posledním režimu je voda poutaná na povrch půdních částic tak silně, že už pro rostliny není dosažitelná a dochází k bodu vadnutí (Valla et al. 2002). Dobu zadržení vody a následnou rychlost jejího pohybu v půdním profilu ovlivňuje pórovitost a velikostní distribuce pórů daná půdní texturou a strukturou. Pokud je vody v půdě dostatek je její pohyb ve směru gravitace rychlejší v písčitých půdách než v půdách jílovitých (Smolíková 1988). Po dešti se voda v písčitých půdách z kořenového systému rychle ztrácí a póry jsou místo vodou vyplněny vzduchem. Při nižší půdní vlhkosti zásobí rostliny vodou lépe jemnozrné půdy než půdy hrubší, protože zadržují díky velkému obsahu koloidních a organických látek více kapilární vody (Šantrůčková et al. 2018).

U cévnatých rostlin jsou voda a živiny rozpuštěné v půdním roztoku přijímány především transportem přes membrány kořenového systému, nejintenzivněji v oblasti kořenového vlášení (Procházka et al. 2003). To odsává vodu z půdy a snižuje tak vodní potenciál ve svém okolí což způsobuje, že vzdálenější voda má tendenci proudit směrem ke kořenům (Šantrůčková et al. 2018). Aby buňky kořenového systému, mohly vodu nasávat, musí být jejich savé napětí vyšší než fyzikální síly poutající vodu k půdě (Zlatník 1952). Jednotlivé skupiny rostlinných druhů mají různé minimální hodnoty vodního potenciálu. Nejvyšší vodní potenciál, a tedy nejmenší savou sílu, mají rostliny vlhkomilné (hygrofyty) a stínomilné (sciofyty). Nejnižším vodním potenciálem a největší savou silou disponují rostliny zasolených půd (halofyty) nebo rostliny suchomilné (xerofyty) a světlomilné (heliofyty). V případě, že je na stanovišti nedostatek půdní vlhkosti, jsou druhy rostlin s nižším vodním potenciálem konkurenčně zvýhodněny (Slavíková 1986).

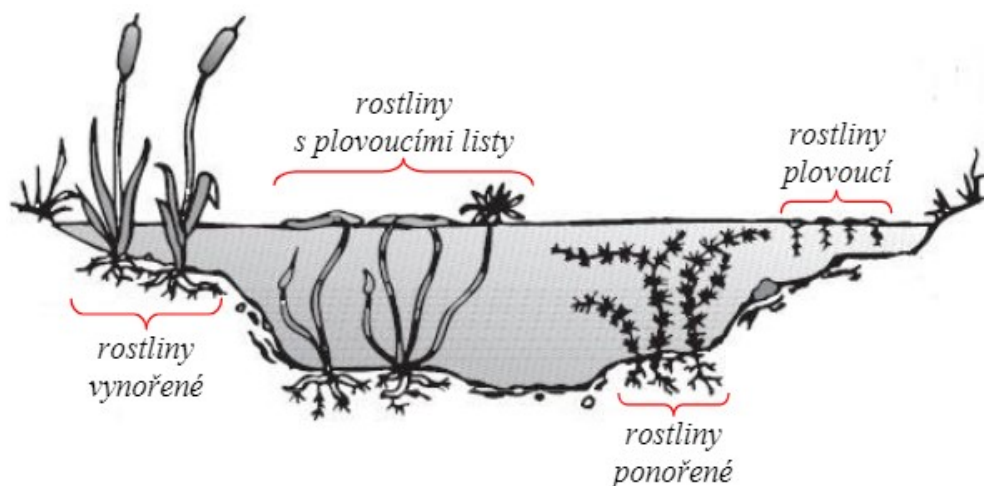
Vláhové poměry v půdě jsou abiotickým faktorem, který nejsilněji kolísá. Za konstantních půdních a světelných podmínek se každá změna ve vláze (způsobená většinou změnou výšky hladiny podzemní vody) zřetelně zobrazí ve floristickém složení či zdravotním stavu rostlin (Sýkora 1955). Většina druhů snáší jen malé kolísání půdní vlhkosti, ale jsou však i druhy, které se velkým extrémům podmínek dovedou přizpůsobit. Rozdílnost a proměnlivost obsahu vody vyvolaly množství ekologických adaptací. Podle Slavíkové (1986) je schopnost rostlin zabraňovat vodnímu deficitu nebo jej kompenzovat, případně se mu životním rytmem vyhnout, tak rozmanitá, že téměř pro každý typ stanoviště by bylo možné popsat mnoho adaptací na stanovištní vlhkost, především na sucho.

Obecně lze rostlinné druhy rozdělit podle vztahu ke stanovištní vlhkosti na (Sýkora 1955):

1. hydrofyty – rostliny vázané na vodní prostředí (vodní rostliny)
2. hygrofyty – rostliny rostoucí na půdách mokrých
3. mezofyty – rostliny rostoucí na půdách vlhkých, čerstvě a mírně vlhkých
4. xerofyty – rostliny rostoucí na půdách suchých nebo převážnou část roku suchých

2.2.3.1 Hydrofyty – voda jako životní prostředí

Voda není pro rostliny jen důležitým ekofyziologickým faktorem, ale může být také jejich životním prostředím. Do skupiny hydrofytů (vodních rostlin) patří druhy, které jsou na vodní prostředí plně odkázány. Podle způsobu růstu a zakořenění lze tyto rostliny rozdělit do dalších čtyř podskupin (viz obr. č. 11): na rostliny plovoucí - pleustofyty (vznášející se ve vodním sloupci), rostliny ponořené - submerzní (zakořeněné na dně, jejich stonky a listy nevystupují nad hladinu), rostliny vzplývavé – natantní (zakořeněné na dně s plovoucími listy a květy) a rostliny vynořené (zakořeněné na dně mělkých vod s listy a květy vyrůstajícími nad hladinu) (Malcová 2014). Většina z vodních rostlinných komunit se skládá z relativně málo druhů, jelikož žijí ve velmi specifických podmínkách, ve kterých množství vyšších rostlin nedokáže růst. Jsou to druhy, které nesnášejí výkyvy teploty ani vodní deficit, což je výsledek jejich adaptace na vyrovnané podmínky vodního prostředí (Ellenberg 1988).



Obrázek č. 11 - Rozdělení vodních rostlin (Malcová 2014)

Na vodní prostředí jsou podle Slavíkové (1986) nejvíce adaptovány ponořené a plovoucí rostliny. Jejich výskyt je limitován hloubkou vody, do které ještě dosahuje sluneční záření a je

tak umožněn průběh fotosyntézy (eufotická zóna) (Ellenberg 1988). V eutrofních vodách se dostává světelná intenzita na minimum v hloubce kolem dvou metrů. Ve vodách oligotrofních chudých na živiny (hlavně dusík a fosfor) pak dosahuje světlo až do hloubky padesáti metrů (Ellenberg 1988). Submerzní rostliny mají schopnost přijímat potřebné minerální látky a plyny přímo z vody celým svým povrchem. Ten je u nich zvětšen velmi jemně dělenými listy, aby umocnil kontakt s vodou a umožnil dostatečný příjem živin (Šumberová 2007). Kořenový systém u obou výše zmíněných skupin bývá silně redukován a kořenové vlásky většinou úplně chybí. Mezi plovoucí rostliny u nás patří především okřehek menší (*Lemna minor*) nebo okřehek trojbrázdý (*Lemna trisulca*), závitka mnohokořená (*Spirodela polyrhiza*) a nepukalka vzplývající (*Salvinia natans*). Druhy rostlin jako žebratka bahenní (*Hottonia palustris*), stolístek střídavokvětý (*Myriophyllum alterniflorum*) nebo rdest světlý (*Potamogeton lucens*) se řadí mezi druhy ponořené (Malcová 2014; Sýkora 1955).

Na místech, kde není voda příliš hluboká, nacházíme zakořeněné rostliny s plovoucími listy a květy. Tyto rostliny jsou vybaveny tzv. aerenchymatickými pletivy, která zprostředkovávají výměnu plynů. Z částí rostlin nad vodní hladinou přinášejí ke kořenovému systému kyslík, a naopak odvádějí oxid uhličitý z ponořeného kořene do nadzemní části. Odtud je pak jeho přebytek uvolňován do okolního prostředí. Vzdušná pletiva způsobují nadnášení stonků a listů vodních rostlin a zabraňují jejich ponoření pod hladinu (Malcová 2014). Čím více se rostliny s plovoucími listy po vodní ploše rozšiřují, tím více potlačují ostatní rostliny rostoucí pod nimi. Díky rozložení listů na vodní hladině snižují přísun světla a neustálým rozkladem a přísunem odumřelých zbytků snižují množství kyslíku rostlinám pod nimi (Ellenberg 1988). Pro mnoho vodních rostlin je charakteristická různolistost neboli heterofylie, kdy jinak vypadají listy ponořené a jinak vynořené. Podle Sýkory (1955) mají tyto rostliny význam jako indikátory jen pokud ukazují povahu vody. Jako indikátor starých ramen řek a mírně proudících vod lze ze vzplývavých bylin použít stulík žlutý (*Nuphar lutea*). Na tekoucí vody se specializuje lakušník splývavý (*Batrachium fluitans*). V jeho případě jsou to však vody výhradně čisté a silně proudící. Naopak leknín bílý (*Nymphaea alba*) se vyskytuje jen na vodách stojatých a průtočným nádržím se silným kolísáním hladiny se vyhýbá. Nejrozšířenějším a nejobyčejnějším typem vodních rostlin jsou u nás rdesty. Z nich je nejhojnější vzplývavý rdest plovoucí (*Potamogeton natans*), ponořený rdest kadeřavý (*Potamogeton crispus*) nebo rdest prorostlý (*Potamogeton perfoliatus*) (Sýkora 1955).

Rostliny, které jsou vázané na vodní prostředí a jsou schopné růst jak na souši, tak i ve vodě, se nazývají amfifyty. Vyskytují se v mělkých pobřežních zónách rybníků, přehradních

nádrží, mrtvých říčních ramen nebo v periodicky zaplavovaných říčních zátokách (Chytrý et al. 2010). Jedná se o druhy jako rdesno obojživelné (*Persicaria amphibia*), žabník jitrocelový (*Alisma plantago-aquatica*) nebo šípatka střelolistá (*Sagittaria sagittifolia*).

Poslední skupinou hydrofytů jsou rostliny vnořené. Tvoří souvislé porosty podél stálých stojatých i tekoucích vod a vyznačují místa po většinu roku zamokřená. Jsou to rostliny pobřežní, které mají spodní části trvale pod vodou, zatímco hořejší část stonků, listů a květů je trvale nad ní. Většina z těchto druhů si stejně jako rostliny s plovoucími listy přináší systémem vzdušných kanálků kyslík z nadzemních částí ke kořenům, které by se jinak v bahnitě půdě udusily. Rostliny mají vyvinutý mohutný kořenový systém, aby mohly být zásobeny živinami i po dobu snížené hladiny vody (Slavíková 1986). Hlavní rostlinou této skupiny je u nás rákos obecný (*Phragmites australis*), který dominuje v pobřežních hloubkách kolem 1-2 metrů (Ellenberg 1988). K vláhovým poměrům je velmi přizpůsobivý. V některých případech ho můžeme nalézt i na sušších svazích v poměrné vzdálenosti od vodní plochy, kde indikuje vysokou hladinu podzemní vody (Filipov a Slonovschí 2007). Rákos nesnese půdy kyselé a má značné nároky na živiny. Sýkora (1955) píše, že složení rákosin je celkem jednotvárné. Směrem ke břehu přecházejí v rákosinu ponořené a plovoucí louky. Rákosina se poté mění v porosty vysokých ostřic (*Carex*) až v kyselou ostřicovou bažinu a louku. Na březích stojatých vod s bahnitým dnem bývá rákos vystřídán orobincem úzkolistým (*Typha angustifolia*). Na březích podhorských až horských toků je jeho zástupcem chrastice rákosovitá (*Baldingera arundinacea*). Další druhy rostlin typické pro rákosiny jsou skřípinec jezerní (*Schoenoplectus lacustris*), jenž tvoří obvykle vnitřní pásmo rákosin v nejhlubší vodě, kosatec žlutý (*Iris pseudacorus*) nebo přeslička mokřadní (*Equisetum fluviatile*) (Sýkora 1955). Jedinými dřevinami, které tolerují podmínky na rozhraní rákosin se zamokřenou půdou jsou vrba (*Salix*) nebo olše (*Alnus*) (Ellenberg 1988).

2.2.3.2 Hygrofity – rostliny mokřadních půd

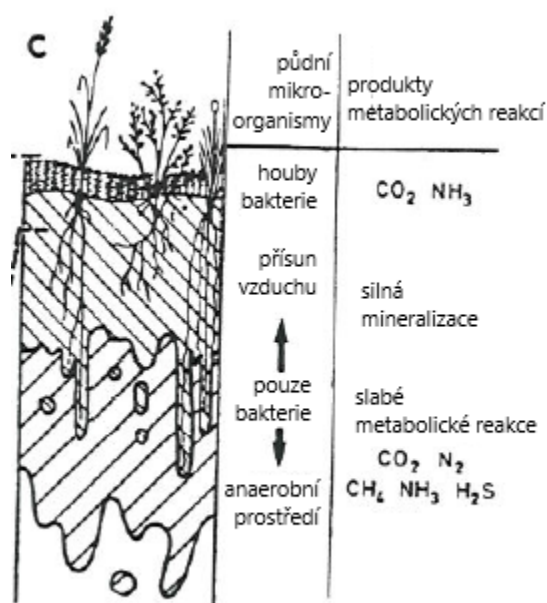
Tato skupina zahrnuje rostliny silně vlhkomilné. Jsou to ukazatele oblastí s nadměrnými srážkami nebo s vysokou hladinou podzemní vody, která v některých případech dosahuje až k samotnému povrchu. Základní vegetační komplexy hygrofytických druhů jsou lužní lesy, rašelinné louky, slatiniště nebo vrchoviště. Můžeme je nalézt v určitých krajinných uskupeních jako jsou periodicky zaplavovaná nízko položená místa (okolí řek, estuária), mírné svahy v okolí vývěřů podzemní vody (prameniště) nebo v širokých, relativně plochých oblastech postrádajících

odtok. V některých lokalitách dochází ke zvýšení obsahu vody jen periodicky např. v souvislosti se záplavami, po vydatných deštích či v období jarního tání sněhu (Tiner 1993).

Podle Kováře (2002): „ovlivňuje půdní zamokření rostliny jak přímo, působením na kořenový systém, tak nepřímo přes půdní strukturu.“ Při delším zaplavení dochází v půdě k nedostatku kyslíku a je zde výrazně omezena mineralizace organické hmoty. Strukturovanost půdy se snižuje, roste její plasticita, přemísťují se koloidní částice a zvyšuje se obsah jílu (Kovářová 1984). S vyčerpanými zásobami kyslíku se mění oxidačně redukční podmínky prostředí. Striktně aerobní mikroorganismy odumírají nebo tvoří klidová stadia a jsou nahrazeny fakultativními nebo obligátními anaeroby (Šantrůčková et al. 2018). Rostliny adaptované na zamokřené prostředí mají anatomické rysy dovolující transportovat kyslík ke kořenům a schopnost vylučovat nebo tolerovat půdní toxiny jako dvojmocné železo a sirovodík (Kovář 2002).

Charakteristickými představiteli periodicky zamokřených typů půd jsou pseudogleje a stagnogleje, kde se s různou periodou střídá období zaplavení s obdobím sucha. Pro zaplavované oblasti říční nivy jsou pak typické fluvizemě, které díky naneseným říčním sedimentům mají zvýšené množství organických látek. Typ půd dlouhodobě převlhčených podzemní i povrchovou vodou bez suchých období se nazývá glej. Díky anaerobním podmínkám a pomalé dekompozici zde dochází ke zrašelinění horních vrstev a půdy mají velký význam pro zadržení vody v krajině (Šantrůčková et al. 2018).

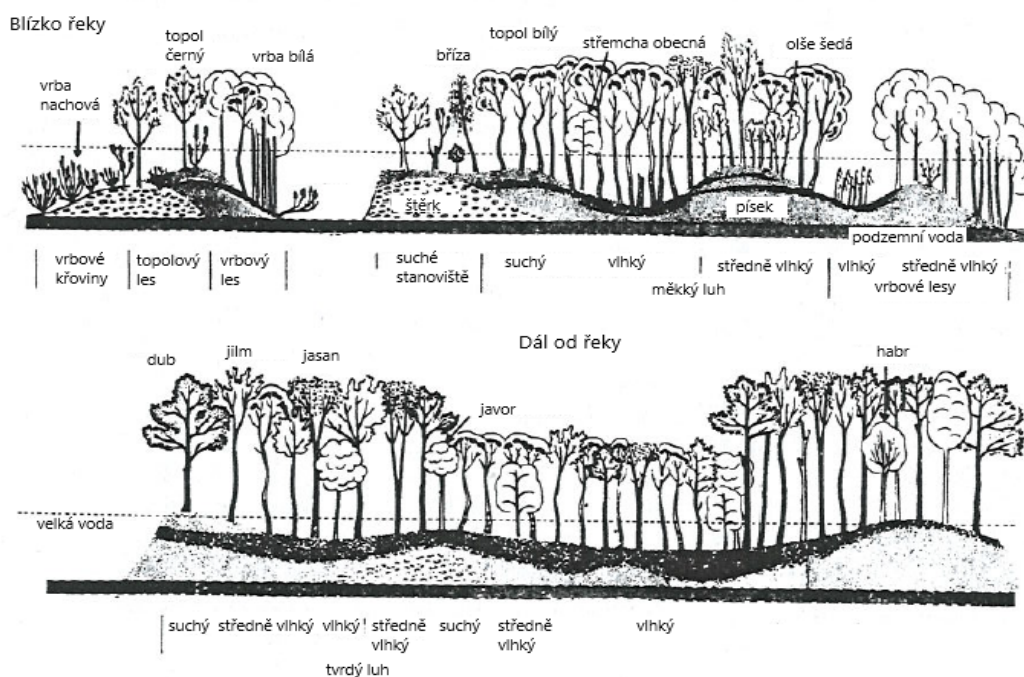
Prvním základním stabilním a dlouhotrvajícím biotopem na zamokřených půdách je rašeliníště. Vegetace je zde nízkoproduktivní a adaptovaná na trvalý nadbytek vody. Pro život vyšších rostlin je prostředí rašeliníšť velmi nehostinné a druhy zde musí čelit nedostatku kyslíku, v případě vrchovišť pak také minerálních živin (dusíku, fosforu, a hlavně kationtů Ca, K, Mg) a vysoké kyselosti (Kučerová-Kolmanová, Pokorný 1999). Díky těmto podmínkám zde probíhá anaerobní dekompozice, rozkladný proces rašelinění. Při tomto procesu převládají redukční pochody a mikroorganismy se při rozkladu uplatňují jen velmi málo. V horních částech půdy nalezneme druhy bakterií a hub, jejichž množství s hloubkou půdního profilu výrazně klesá (viz půdní profil vrchoviště na obr. č. 12) (Ellenberg 1988).



Obrázek č. 12 - Půdní profil vrchoviště (Ellenberg 1988, upraveno)

Hlavním indikátorem kyselých rašeliníšť sycených srážkovou vodou (vrchovišť) jsou mechoviště složená převážně z rašeliníků (*Sphagnum russowii*, *S. magelanicum*, *S. rubellum*) (Čížková et al. 2017). Pokud má rašeliník dostatek světla a vláhy, roste velmi rychle. Každoroční přírůstek může dosahovat až 12 centimetrů (Kučerová-Kolmanová, Pokorný 1999). Díky neustále narůstajícímu povrchu, přežívají v jeho přítomnosti pouze rostliny, které svými výběžky dokáží růst rašeliníku v prostředí s málo živinami předstihnout (Kučerová-Kolmanová, Pokorný 1999). Jsou to například klikva bahenní (*Vaccinium oxycoccos*), rosnatka okrouhlolistá (*Drosera rotundifolia*), šicha černá (*Empetrum nigrum*) nebo suchopýr (*Eriophorum*) (Sýkora 1959). Dřeviny zde nedorůstají obvyklé velikosti a vyvíjí se velmi pomalu. Mezi vrchovištní druhy patří např. borovice blatka (*Pinus uncinata*) (Ellenberg 1988). Na slatiništích s vyšším obsahem vápníku a nižší hladinou podzemní vody není rašeliníkový podrost rozvinutý. Málomnohé druhy rašeliníku dokáží zvýšenou koncentrací vápníku tolerovat a bývají zde proto nahrazovány jinými hnědými mechy (Hájek, Hájek 2018). V jejich doprovodu zde nalzáme bylinné druhy typické pro rašelinné louky. Patří sem zástupci různých druhů ostřic (*Carex*) a dalších rostlin jako kohátka kalíškatá (*Tofieldia calyculata*), čertkus luční (*Succisa pratensis*), vstavače (*Orchis morio*, *Orchis maculata*) nebo bezkolenec modrý (*Molinia caerulea*). Z dřevin roste v kyselějších slatinných oblastech bříza (*Betula*) a smrk (*Picea*) (Ellenberg 1988).

Druhým biotopem na zamokřených půdách jsou lužní lesy. Osidlují nivy vodních toků a jsou vázané na záplavový režim a vysokou hladinu podzemní vody (Douda 2009). Jejich druhové složení vegetace je do značné míry určováno intenzitou a četností záplav způsobujících disturbance. Nejvýznamnějšími faktory jsou říční proud, tvorba nových koryt nebo frekvence a intenzita záplav spojená s erozí a ukládáním usazenin. Specifické adaptace zahrnují přizpůsobení k zatopení horních i podzemních částí, ukládání sedimentů, proti fyzikální abrazi nebo proti vyvrácení kmenů (Rauch 2007). Jednotlivé biotopy lužních lesů a mokřadů se odlišují podle toho, zda se vyskytují na horních, středních nebo dolních úsecích vodních toků. Od horního po dolní úsek se často zpomaluje rychlost říčního proudu a mění se charakter sedimentů od štěrkovitých přes písčité až k hlinitým. Na horních tocích se vyskytují častější krátkodobé záplavy na rozdíl od úseků dolního toku, kde dochází k záplavám v delších intervalech zpravidla jednou za rok na jaře při tání sněhu (Ellenberg 1988). Díky těmto záplavám a nánosům povodňových sedimentů mají zdejší půdy zvýšený obsah organického materiálu a jsou velmi bohaté na živiny. Lužní lesy jsou podle převládajícího výskytu jednotlivých dřevin rozděleny na měkké, přechodové a tvrdé lužní lesy. Toto rozdělení je ovlivněno převážně režimem záplavových disturbancí a hladinou podzemní vody a mění se podle vzdálenosti od vodního toku (viz obr. č. 13) (Douda 2009).



Obrázek č. 13 - Druhové složení lužního lesa podle vzdálenosti od vodního toku (Ellenberg 1988, upraveno)

Nejblíže toku řeky, kde jsou záplavy nejčastější, nalezneme tzv. měkký luh složený z porostů vrb (*Salix purpurea*, *S. alba*, *S. fragilis*) a olší (*Alnus glutinosa*, *A. incana*). Značná míra tolerance k vysoké intenzitě narušování odlišuje pobřežní vrbiny od mokřadních olšin, které se také vyskytují na místech se stagnující vodou, ale jsou od silných disturbancí chráněné. Většina mokřadních olšin je eutrofní a charakteristická kopečkovitou strukturou půdního povrchu. Z vyvýšených kopečků vyrůstají olše a relativně suchomilné byliny, ve sníženinách najdeme rostliny vlhkomilné jako např. ostřici prodlouženou (*Carex elongata*). Na druhy měkkého luhu navazují společenstva jasanů (*Fraxinus*) a topolů (*Populus nigra*) obrostlé lužními liánami chmele (*Humulus lupulus*) nebo opletniku (*Calystegia sepium*) (Douda 2009). V nižším keřovém patře zde roste krušina olšová (*Frangula alnus*), meruzalka (*Ribes nigrum*), brslen (*Euonymus europaea*), na světlejších místech pak kalina (*Viburnum opulus*) nebo střemcha (*Prunus padus*) (Sýkora 1959). Na jaře je pro lužní les typický výrazný jarní aspekt, kdy se prosazují spíše světlomilné rostliny jako je bledule jarní (*Leucojum vernum*) nebo orsej (*Ficaria verna*) (Ellenberg 1988). Později v létě, kdy brání prúniku většího množství světla vzrostlé koruny stromů, zde naopak převládají rostliny stínomilné jako tužebník jilmový (*Filipendula ulmaria*), kostival lékařský (*Symphytum officinale*), pomněnka bahenní (*Myosotis scorpioides*) nebo různé druhy ostřic (*Carex*). Častými rostlinami v rovinných lužních lesích jsou širokolisté česneky, jako je česnek hranatý (*Allium angulosum*) a bíle kvetoucí česnek medvědí (*Allium ursinum*) (Sýkora 1959).

2.2.3.3 Mezofyty – rostliny vlhkých a mírně vlhkých půd

Mezofyty navazují na biotop lužního lesa a sušších typů rašelinných luk. Vyhledávají půdy převážně čerstvě a mírně vlhké a někdy je poměrně složité oddělit tyto druhy od předchozí skupiny. Na loukách indikují půdu s podzemní vodou v hloubce okolo 2 metrů a níže, v lesích pak nejčastěji těžší půdy písčitohlinité částečně podmáčené (Sýkora 1959). Mezi tyto rostliny se řadí luční traviny jako např. kostřava luční (*Festuca pratensis*), ovsík vyvýšený (*Arrhenatherum elatius*) nebo trojštět žlutavý (*Trisetum flavescens*) (Moravec 1984). V polovlhkých hájích pak můžeme nalézt travní zástupce pšeníčka rozkladitého (*Milium effusum*) nebo stínomilnou lipnici hajní (*Poa nemoralis*). Na přelomu jara a léta zbarvují louky kvetoucí mezofytické byliny mezi které patří kopretina bílá (*Chrysanthemum leucanthemum*), zvonek rozkladitý (*Campanula patula*), řeřišnice luční (*Cardamine pratensis*) nebo hrachor luční (*Lathyrus pratensis*) (Ellenberg 1988). V podzimním aspektu je pro louky a luhy význačný

ocún (*Colchicum autumnale*), který zároveň podle Sýkory (1959) svědčí o půdě výživné, často i mírně vápnité. Ze stromů značí svěží především sušovitě půdy javory (*Acer platanoides*, *A. pseudoplatanoides*), lípa malolistá (*Tilia cordata*) a mírně vlhké náplavy teplejších poloh pak jasany (*Fraxinus*) a jilmy (*Ulmus*).

2.2.3.4 Xerofyty – rostliny aridních oblastí a suchých půd

Tam, kde je vody málo, dominují rostliny vykazující jednu či více adaptací na toleranci k suchu (tzv. xeromorfní rysy). Některé druhy jsou na suchu tak specializované, že jsou vyřazeny z konkurence na půdách s příznivějšími vláhovými podmínkami (Sýkora 1959). Půdní sucho nastává při sníženém vstupu srážkové vody, poklesu horní hranice kapilární zóny či vysokým výparem vody z půdy (Rejšek, Vácha 2018). Podle Slavíkové (1986) jsou rostliny na suchu přizpůsobeny řadou adaptací:

- Zvětšený kořenový systém (plošně rozsáhlý nebo velmi hluboký), který slouží k dosažení co nejvíce vody.
- Snížení minimálního vodního potenciálu a tím zvýšení kořenové savosti.
- Různé modifikace listů redukující transpiraci – silná kutikula pokrytá trichomy, vosková vrstva, malé průduchy často ponořené pod povrch listů a překryty vrstvou chloupků, stáčení listů.
- Odstranění nejsilněji transpirujících orgánů (listů) opadem.
- Přetrvání období sucha v dormantním stavu, ve formě semen nebo v podzemních orgánech (hlízy, cibule, oddenky).
- Tvorba zásobních pletiv s vodou.
- Schopnost snést vyschnutí protoplazmy bez trvalého poškození.
- Větší vzdálenost mezi jedinci, kteří mají plošně rozlehlý mělce uložený kořenový systém využívající nízké srážky v aridních oblastech a tím snížení konkurence o vodu.

Xeromorfní rysy nalézáme u rostlin na stanovištích, kde jsou půdy fyzikálně či fyziologicky suché. V prvním případě je vody na stanovišti nedostatek nebo na něm úplně chybí. Jsou to převážně stanoviště na silně propustných půdotvorných substrátech (písečných, šterkových), kde se voda rychle infiltruje a uniká do hloubky, nebo na půdách s omezenou infiltrací a sníženou retenční kapacitou na uměle utužených půdách v urbanizovaných oblastech či ztuhnutých nadměrnými pojezdy zemědělské mechanizace a nevhodným obhospodařováním. Náchylnost

půdy na sucho může být také způsobena malou hloubkou půdního profilu na nepropustném podkladu. V druhém případě může být množství vody v půdě příznivé, avšak voda je pro rostliny těžko dostupná např. zamrzlá nebo příliš slaná (Sýkora 1959).

Hlavním mechanismem přežívání rostlin v suchých podmínkách je rychlost růstu kořenů, které vytvářejí hluboké či velmi rozvětvené systémy. Stromy rostoucí v suchých podmínkách zapouštějí kořeny i do hloubek až několika desítek metrů, což jim umožňuje čerpat podpovrchovou vodu a přežít tak období sucha. Při tomto procesu se část podzemní vody čerpaná kořeny uvolní ve svrchních vrstvách půdy a je to důležitý zdroj vlhkosti pro malé semenáčky a okolní rostliny (Šantrůčková et al. 2018). Tento mechanismus je nazýván jako hydraulický zdvih (Cadwell et al. 1998). Takovým příkladem mohou být některé druhy akácií (např. *Acacia grandulifera*), které jsou v aridní oblastech centrální Afriky používány jako indikátory pitné vody. Kořeny akácie jsou velmi hluboké a jsou schopny dosáhnout hlubokých vrstev podzemní vody (Cannon 1971).

U nás jsou pro suché půdy charakteristické lesní porosty doubrav s půdním krytem suchomilných travin a květnatých bylin, bor s podobně význačným travinatým a vřesovým krytem a na odlesněných místech travinné porosty stepních luk, lad a pastvin. V nižších teplých polohách jsou suché půdy charakterizovány habro-dubovými lesy a jejich křovinami mezi které patří trnka obecná (*Prunus spinosa*), dřín (*Cornus mas*), skalník (*Cotoneaster*) nebo višň křovitá (*Prunus fruticosa*). Extrémně suché půdy jsou pak vyznačeny porostem dubu šípáku (*Quercus pubescens*). Ve vyšších nadmořských výškách určují vysychavou půdu na vápencích smíšené listnaté lesy s převahou buku. Z byliny mezi xerofyty spadají mateřídoušky (*Thymus*), z nichž je pro půdy extrémně suché typická mateřídouška úzkolistá (*Thymus serpyllum*), hvozdíky (*Dianthus*), silenky (*Silene*) a smolničky (*Viscaria*) (Slavíková 1986). Těžší sušší půdy bez podzemní vody indikují svízele (*Galium*) nebo pryšec chvojka (*Euphorbia cyparissias*) (Sýkora 1959).

2.3 Indikace chemických podmínek

Půdní prostředí je základním zdrojem organických i anorganických sloučenin, které jsou nezbytné pro správný růst a vývoj rostlin. Chemické vlastnosti půdy spolu s výskytem určitých chemických prvků jsou podmíněny převážně působením matečné horniny, klimatu či biosféry a rozhodují o výskytu jednotlivých druhů rostlin nebo přítomnost některých druhů eliminují.

2.3.1 Obsah živin v půdě

Minerály půdního roztoku slouží jako zdroj anorganických látek potřebných k přeměně a tvorbě organické hmoty rostlin. Pokud není jejich množství v půdě optimální, projeví se nedostatek či nadbytek na rostlinách charakteristickými negativními změnami v jejich vzhledu (žloutnutí nebo sesychání listů), poruchami růstu nebo toxickými účinky (Pavlová 2005). Pro správný průběh rostlinného životního cyklu a jeho ukončení jsou nezbytné různé chemické prvky, jejichž potřebné množství se liší prvek od prvku. Vzhledem k tomuto rozdílnému zastoupení je můžeme dělit na tzv. makroprvky a mikroprvky.

Jako makroprvky označujeme látky, které rostlina potřebuje v relativně značném množství a ve většině případů se jedná o komponenty základních strukturních a funkčních složek rostlinného organismu, které zajišťují rovnováhu vnitřního prostředí nebo jsou součástí důležitých signálních drah (Šetlík, Seidlová, Šantrůček 2004). Kromě uhlíku, kyslíku a vodíku se mezi ně řadí dusík, draslík, vápník, hořčík, fosfor a síra (Hendrych 1984). Skupinu mikroprvků rostliny využívají jen ve stopovém množství a řadíme mezi ně železo, mangan, hliník, chlór, sodík, zinek, molybden, bór, měď, křemík a nikl (Šetlík, Seidlová, Šantrůček 2004). Jsou to látky, které většinou vystupují v roli důležitých kofaktorů enzymů při biochemických reakcích. Níže (viz tabulka č.1) je uveden přehled makroprvků a mikroprvků a jejich hlavní význam, včetně formy, ve které jsou rostlinami přijímány. V následujících podkapitolách jsou jednotlivé prvky a jejich vliv na rostliny podrobněji rozebrány.

Tabulka č. 1 - Přehled makroprvků a mikroprvků nezbytných pro růst a vývoj rostliny, jejich přijímaná forma a hlavní význam pro rostlinu (Procházka et al. 2003)

Chemické prvky nezbytné pro růst a vývoj rostlin		
Makroprvky	přijímány ve formě	hlavní funkce
uhlík (C)	CO ₂	základní složka rostlinné organické hmoty
kyslík (O)	O ₂	základní složka rostlinné organické hmoty
vodík (H)	H ₂ O	základní složka rostlinné organické hmoty
dusík (N)	NO ₃ ⁻ , NH ₄ ⁺	součást nukleových kys., proteinů, hormonů a koenzymů
draslík (K)	K ⁺	kofaktor enzymů; hlavní látka ovlivňující vodní bilanci a iontovou rovnováhu rostliny; otevírání a zavírání průduchů
vápník (Ca)	Ca ²⁺	důležitý pro utváření a odolnost buň.stěny, zachování permeability a správné funkce membrán; aktivace některých enzymů; významný regulátor buněčné odpovědi na mnohé podněty
hořčík (Mg)	Mg ²⁺	složka chlorofylu; často jako aktivátor enzymů
fosfor (P)	H ₂ PO ₄ ⁻ , HPO ₄ ²⁻	složka fosfolipidů, nukleových kys., ATP a koenzymů
síra (S)	SO ₄ ²⁻	složka proteinů, koenzymů
Mikroprvky		
chlór (Cl)	Cl ⁻	nezbytný při fotolýze vody; ovlivňuje vodní bilanci rostliny
železo (Fe)	Fe ²⁺ , Fe ³⁺	složka cytochromů; aktivátor některých enzymů
bór (B)	H ₂ BO ₃ ⁻	pravděpodobně ovlivňuje stavbu a vlastnosti buň.stěny, její interakci s plazmatickou membránou => projevy deficiencie velmi komplexní
mangan (Mn)	Mn ²⁺	nezbytný při fotolýze vody; kofaktor nebo aktivátor mnoha enzymů
zinek (Zn)	Zn ²⁺	podílí se na syntéze chlorofylu; kofaktor nebo aktivátor mnoha enzymů
měď (Cu)	Cu ²⁺	významná složka redoxních enzymů a enzymů podílejících se na lignifikaci pletiv; součást elektronového přenašeče plastocyaninu
molybden (Mo)	MoO ₄ ²⁻	význam při redukci N ₂ hlízkovými bakteriemi; kofaktor nitrátreduktázy
nikl (Ni)	Ni ²⁺	kofaktor enzymů dusíkového metabolismu

2.3.1.1 Obsah dusíku

Přítomnost dusíku je pro rostliny zásadní. Tento prvek je součástí nukleonových kyselin, hormonů, proteinů a koenzymů a jeho formy jsou rostlinami z půdy spotřebovávány ve velkém množství (Procházka et al. 2003). V našich klimatických podmínkách přijímají rostliny dusík především ve vegetačním období (na jaře a v létě), kdy se nadzemní i podzemní části rostlin

vyvíjí a rostou (Čížková et al. 2017). O zásobení rostlin dusíkem na stanovišti nerozhoduje jeho celkové množství, ale především množství iontů, které jsou v půdě vázané v dostupné formě. Dusík je naprostou většinou rostlin přijímán z půdního roztoku ve dvou základních formách, jako nitrát NO_3^- nebo jako amonný ion NH_4^+ (Šantrůčková et al. 2018). Jedinou výjimkou, kdy jsou rostliny sami o sobě schopny přijímat dusík i ve formě aminokyselin, jsou stanoviště s velmi limitovanými zásobami dusíku jako například rašelinné půdy (Čížková et al. 2017). Podle Šantrůčkové et al. (2018) pokryje u některých druhů bobovitých rostlin většinu jejich dusíkaté spotřeby příjem od symbiotických bakterií, které jsou schopny vázat vzdušný dusík jinak pro rostliny nedostupný.

Dusík není ve většině případů primární součástí matečné horniny a dostává se do půdy podle Slavíkové (1986) čtyřmi různými způsoby.

1. z atmosféry rozpuštěný ve srážkách
2. činností půdních mikroorganismů se schopností vázat atmosférický dusík
3. mineralizací odumřelé organické hmoty rostlinného nebo živočišného původu
4. intenzivním hnojením dusíkatými hnojivy a z odpadních vod

Množství dostupného dusíku v půdě závisí především na množství organického odpadu (rostlinný opad, živočišné zbytky, exkrementy) a aktivitě mikroorganismů (Ellenberg 1988), které tento organický odpad rozkládají a převádí na formy dusíku, které jsou rostliny přímo schopné přijímat (Muscalo et al. 2014). Pokud by došlo k odstranění organické hmoty z povrchu půdy následovalo by extrémní snížení obsahu všech forem půdního dusíku v celém půdním profilu (Brandberg, Lundkvist, Bengston 2000).

Nejčastější příčinou nedostatku dusíku v půdě bývají nepříznivé podmínky pro život nitrifikačních bakterií nebo sinic jako jsou např. vysoké teploty nebo nedostatečné provzdušnění (Rejšek, Vácha 2018). Oligotrofními podmínkami se vyznačují půdy bahnité, rašelinné nebo tundrové, které disponují převážně kyselou reakcí a brzdí nitrifikační činnost mikroorganismů (Hendrych 1984). Na chudých stanovištích je růst rostlin nedostatkem živin výrazně limitován (Čížková et al. 2017). Jeho nedostatek se nejprve projeví u strašících částí rostlin, které žloutnou a opadávají, jelikož ho rostlina při nedostatku přesouvá do mladších a rostoucích částí rostliny (Pavlová 2005).

Při zvýšeném množství dusíku není růst rostlin na stanovišti limitován nedostatkem živin a dochází k zrychlení biologických koloběhů v ekosystému a tím k vyšší produkci biomasy. Na eutrofních stanovištích převládají rostliny, které rychle rostou a zamezují rozvoji ostatních druhů, čímž klesá druhová rozmanitost (Čížková et al. 2017). Nadměrné množství dusíku v lesní půdě způsobuje zvýšenou tvorbu jarního dřeva, širší letokruhy vedou k odlišné architektuře koruny stromů a dochází k jejich celkovému přeštíhlení, které snižuje odolnost vůči větru a zvyšuje počet kořenových vývrátů a kmenových zlomů (Rejšek, Vácha 2018).

Podle náročnosti na obsah dusíku v půdě dělíme rostliny na dvě následující skupiny:

1. nitrofóbní rostliny – nenáročné na obsah dusíku v půdě
2. nitrofilní rostliny – náročné na obsah dusíku v půdě

Mezi nitrofóbní rostliny můžeme zařadit druhy jako klikva (*Vaccinium*), rojovník (*Rhododendron*) nebo šicha (*Empetrum*). Na rašelinných substrátech s nedostatkem dusíku rostou také masožravé rostliny. Ty mají specifický metabolismus a dusík doplňují dusíkatými sloučeninami, které uvolňují rozkladem těl živočichů zachycených na povrchu jejich listů (Zlatník 1952). Patří mezi ně např. rosnatka (*Drosera*) nebo tučnice (*Pinguicula*) (Sýkora 1959).

Nitrofilní rostliny se vyskytují na stanovištích s optimálním průběhem nitrifikace a se stálými zásobami dostupných forem dusíku. Nacházíme je převážně v lužních a suťových lesích, na lemových pasekách či rumištích (Moravec 1992). Mezi jednotlivé druhy patří např. kopřiva (*Urtica*), lebeda (*Atriplex*), merlík (*Chenopodium*), pýr plazivý (*Elymus repens*), kakost smrdutý (*Geranium robertianum*), česnáček lékařský (*Alliaria officinalis*) a bez černý (*Sambucus nigra*) (Hendrych 1984).

2.3.1.2 Obsah fosforu a ostatních prvků

Primárním zdrojem fosforu v půdě je apatit, který je zvětráváním přeměňován na rozpustné formy a poté vysrážen na sekundární minerály. Rozpustnost sekundárních forem fosforu záleží na pH půdy nebo na množství organické hmoty (Čížková et al. 2017). Ve většině půd je fosfor nejvíce dostupný při slabě kyselé nebo neutrální půdní reakci (Richardson 1999). V kyselých půdách tvoří spolu s železem a hliníkem nerozpustné komplexy, v půdě zásadité (s pH vyšším než 8) přechází na nerozpustný fosforečnan vápenatý (Richardson 1999). Fosfor je v rostlinách

potřebný pro tvorbu základních nukleových kyselin, koenzymů a fosfolipidů v membránách a je ústředním činidlem v energetickém metabolismu rostliny (Šetlík, Seidlová, Šantrůček 2004). V semenech může být nahromaděn jako fyтин, což je vápenatohořečnatá sůl kyseliny fyтинové (Procházka et al. 2003). Podobně jako u dusíku přijímají rostliny nejvyšší množství fosforu na začátku vegetačního období (Čížková et al. 2017). Jeho nedostatek zpomaluje růst nadzemních orgánů a nepříznivě působí na vývoj kořenů. Rostliny jsou zakrslé s tmavě zelenými listy, na kterých se objevují zasychající skvrny (Pavlová 2005).

Draslík stejně jako fosfor a dusík ovlivňuje rychlost a produkci rostlinné biomasy (Moravec 1994). Spolu s těmito prvky je rostlinám na kulturních půdách dodáván ve větším množství jako základní hnojivo (NPK). Draslík je hlavním kationtem, kterým se řídí osmotický potenciál rostlinných buněk a který vyrovnává toky jiných iontů a je také aktivátorem celé řady enzymů v energetickém metabolismu (Šetlík, Seidlová, Šantrůček 2004). Jeho nedostatek se nejprve projevuje na starých listech, na kterých se tvoří nekrotické skvrny a odumírají buňky na okrajích (Pavlová 2005). Stonky rostlin jsou nepevné a rostliny snadno poléhají (Šetlík, Seidlová, Šantrůček 2004). Mezi rostliny, které vyhledávají stanoviště s větším množstvím draslíku, než je v běžných půdách obvyklé, můžeme zařadit řepu cukrovku (*Beta vulgaris*) (Zlatník 1952).

Podle celkové potřeby minerálních živin je možné rostliny rozřadit do dvou následujících skupin:

1. oligotrofní rostliny – rostliny půd chudých na živiny
2. eutrofní rostliny – rostliny půd bohatých na živiny

Oligotrofní rostliny nevyžadují prostředí bohaté na živiny a spokojí se i s jejich nepatrným množstvím (Zlatník 1952). Mají tendenci k tvorbě většího kořenového systému, který jim umožňuje čerpat živiny z většího půdního prostoru. Pro tyto rostliny je typický pomalý růst a můžeme mezi ně zařadit např. paličkovec šedavý (*Corynophorus canescens*), smil písečný (*Helichrysum arenarium*), vřes (*Calluna*) nebo zástupce lišejníků a mechorostů (Zlatník 1952). Do skupiny oligotrofních rostlin můžeme opět zařadit druhy masožravých rostlin, které svou minerální výživu doplňují z lapeného a usmrceného hmyzu (Ellenberg 1988). Mezi rostliny eutrofní řadíme především nitrofilní druhy.

Mezi potřebné makroprvky se řadí také hořčík, který se v hadcových půdách stává vůdčím iontem v půdním sorpčním komplexu (Moravec et al. 1994). Zvětráváním matečné horniny se

tvoří uhličitan hořečnatý, který není vybalancován vápenatými ionty a působí na vegetaci toxicky (Slavíková 1986). Serpentinové půdy rychle propouští vodu a jsou většinou suché a teplé (Zlatník 1952). Jednotlivé druhy, které se na tomto podkladu vyskytují, řadíme do skupiny serpentinofytů. Rostlin specializujících se na serpentinový (hadcový) podklad je velmi málo a jsou to většinou druhy které jsou příbuzné s rostlinami rostoucími na odlišných podkladech. Za spolehlivé indikátory hadcových půd jsou považovány rostliny jako např. sleziník nepravý (*Asplenium adullerinum*), podmrška hadcová (*Notholaena marantae*), trávnička obecná (*Armeria vulgaris*) či kvetoucí vřesovec pleťový (*Erica carnea*) (Moravec et al. 1994). Serpentinové půdy jsou edaficky stresující, díky deficitu živin (hlavně vápníku) a vysokému obsahu těžkých kovů (Cr a Ni) (Kruckeberg 1984). Rostliny zde proto dosahují jen malého vzrůstu.

2.3.1.3 Zvýšený obsah těžkých kovů

Většina rostlin je na zvýšené množství těžkých kovů v půdě velmi citlivá a na jejich přítomnost reaguje negativně. Vyšší obsah iontů zinku, olova, niklu, kobaltu, chromu, mědi, manganu, selenu a kadmia způsobuje u rostlin poruchy otevírání průduchů a celkového dýchání, snižuje intenzitu fotosyntézy, zpomaluje růst a inaktivuje množství enzymů (Slavíková 1986). Metalofyty jsou rostliny schopné odolávat zvýšenému množství kovů v půdě a přebytečné prvky ukládat ve svých buněčných stěnách (Dykyjová 1989). Tyto rostliny je možné využít jako indikátory při hledání ložisek rudy, které jsou pohřbeny pod silným půdním pokryvem (Cannon 1971), nebo při ozeleňování krajiny v okolí dolů a průmyslových oblastí, kde se tyto prvky vyskytují ve větším množství (Slavíková 1986). Vůči zvýšené koncentraci Zn, Cu, Cd, Ni v půdě jsou rezistentní druhy jako psineček obecný (*Agrostis vulgaris*), kostřava ovčí (*Festuca ovina*), jitrocel kopinatý (*Plantago lanceolata*) nebo silenka obecná (*Silene vulgaris*) (Sýkora 1959).

2.3.2 Salinita půdy

Zasolené půdy vznikají především v aridních oblastech, kde převládá výpar nad srážkami. Dochází zde ke vzlínání rozpuštěných solných roztoků ze spodních půdních horizontů a k jejich následnému vysrážení a koncentraci na povrchu půdy (Šantrůčková et al. 2018). V humidních podmínkách se tento typ půd tvoří jen tam, kde je trvalý přísun solí jako např. na mořském pobřeží nebo u vývěrů minerálních pramenů (Slavíková 1986). U nás jsou zasolené půdy poměrně vzácné, vznikají v okolí minerálních pramenů nebo v mokřadech sušších oblastí, kde výpar převyšuje zasakování (Chytrý et al. 2010). Přizpůsobené rostlinné druhy obsazují rumištní stanoviště nebo je nalezneme na okrajích silnic, kde je zvýšené množství solí způsobeno posypem v zimním období (Filipov, Slonovschi 2007). Rostliny, které se vyskytují na zasolených stanovištích označujeme jako halofyty a dělíme je na dvě základní skupiny: rostliny, které rostou na alkalických půdách s vysokým zastoupením síranů a sloučenin sodíku, a rostliny rostoucí na půdách velmi kyselých, kde se vyskytují převážně chloridy (Zlatník 1952).

Specifickou fyziologickou vlastností slanomilných rostlin je schopnost přijímat vodu i v zasolených půdách, která proniká ve směru osmotického gradientu a regulovat příjem solí z půdního roztoku pomocí změn osmotického tlaku buněčného obsahu (Procházka et al. 2003). Rostliny jsou schopné ve svých buňkách bez poškození akumulovat ionty Na^+ a Cl^- a jejich nadbytek mohou některé druhy jako např. sivěnka přímořská (*Glaux maritima*) regulovat vylučováním na povrch listů (Zlatník 1952). Příklady rostlin, které u nás najdeme na zasolených půdách jsou slanorožec bylinný (*Salicornia herbacea*), solnička přímořská (*Suaeda maritima*), sivěnka přímořská (*Glaux maritima*), slanobýl draselný (*Salsola kali*), kafranka roční (*Camphorosma annua*), hvězdnice slaničná (*Aster tripolium*), merlík sivý (*Chenopodium glaucum*), lebeda růžová (*Atriplex hastata*) nebo jetel jahodnatý (*Trifolium fragiferum*) (Sýkora 1959).

Rostliny, které vysokou koncentrací solí v půdě nesnesou a nejsou schopny se na zvýšený osmotický tlak adaptovat označujeme za halofobní. Jejich celkový metabolismus je zvýšeným příjmem solí inhibován a tvoří se nekrózy na okrajích listů, které následně opadávají (Pavlová 2005).



Obrázek č. 14 - Sivěnka přímořská (*Glaux maritima*)
(Bílek 2007)



Obrázek č. 15 - Hvězdnice slaná (*Aster tripolium*)
(Tiihonen 2010)

2.3.3 Půdní reakce

Půdní reakce je významným ekologickým ukazatelem charakteru půdního stanoviště a jedná se o jednu z nejdůležitějších fyzikálně-chemických vlastností půdy (Dykyjová 1989). Vyjadřuje se vodíkovým exponentem pH, který vychází z poměru mezi koncentrací vodíkových a hydroxylových iontů v půdním roztoku (Rejšek, Vácha 2018). Podle nabývací hodnoty pH se půdy dělí na kyselé, neutrální a zásadité. Čím nižších hodnot pH nabývá, tím je půda kyslejší a obsahuje větší množství volných vodíkových iontů (Čížková et al. 2017). Hodnoty pH vyšší než 7 pak značí půdu alkalickou (Valla et al. 2002).

Půdní reakce nepatří mezi specifické výživové hodnoty. Na koncentraci přítomných vodíkových iontů však závisí rozpustnost různých sloučenin, síla vazby výměnných iontů, transfer rizikových prvků či aktivita půdních mikroorganismů a následná rychlost dekompozičních pochodů (Šantrůčková et al. 2018). Její hodnota není stálá a během roku se mění v závislosti na rozložení a množství srážek nebo změnách teploty (Slavíková 1986). Jednotlivé druhy rostlin jsou vázané na určité rozmezí pH, ve kterém jsou konkurenčně nejsilnější a nalézají v něm své optimum. Podle amplitudy pH půdního prostředí rozděluje Slavíková (1986) rostliny na 3 základní skupiny:

1. acidofyty – pH půdy do 6,7
2. neutrofyty – pH půdy 6,7 – 7,2
3. alkalofyty – pH půdy vyšší než 7,2

Druhy rostlin, které preferují určitou půdní reakci, se poměrně shodují s indikátory rozdílných podkladových hornin. Druhy, které vyhledávají půdy alkalické až mírně kyselé se shodují s kalcifyty, rostlinami vázanými na vápenec (Sýkora 1959). Rostliny rostoucí na půdách středně až silně kyselých většinou řadíme mezi silikofyty, tedy rostliny vázané na silikátové horniny např. žuly nebo ruly (Sýkora 1959).

2.3.3.1 Půdy kyselé

Pro vývoj kyselosti půd je kromě typu matečné horniny a minerální složky půdy důležité složení rostlinného krytu. Některé druhy dokáží kyselost povrchové vrstvy zvyšovat rozkladem svého opadu a rostlinných zbytků. Tvoří tzv. surový humus, jehož rozkladem vznikají zejména fulvokyseliny, jež velmi účinně rozpouštějí a vyluhují minerální látky v půdě a přispívají tak ke snížení pH (Slavíková 1986). Příkladem takových druhů rostlin může být smrk (*Picea*), borovice (*Pinus*), vřes (*Calluna vulgaris*) nebo brusinka (*Vaccinium vitis-idaea*) (Sýkora 1959).

Nižší pH než 3 bývá v přirozených podmínkách vzácné a nacházíme jej pouze na rašelinných substrátech a podzolech (Slavíková 1968). Kyselá půdní reakce brzdí činnost půdních mikroorganismů a zpomaluje rozklad organických látek v půdě, čímž snižuje jejich celkový obsah. Díky nedostatku živin rostliny snáze podléhají různým chorobám a škůdcům (Ellenberg 1988). S rostoucí kyselostí půdy se také zvyšuje rozpustnost hliníku a mobilita jeho volných iontů ve formě Al^{3+} (viz tabulka č. 2), které jsou pro většinu rostlin toxické (Šantrůčková et al. 2018). Ionty jsou v půdě vázané jen lehce a mohou být jednoduše uvolněny zpět do prostředí (Čížková et al. 2017). Jejich nadbytek přispívá k negativním modifikacím kořenového systému, blokaci příjmu potřebného fosforu nebo zpomalování růstu (Ellenberg 1988). V oblasti kyslejší reakce také narůstá mobilita rizikových prvků jako je kadmium, zinek, bor, nikl a mangan (Rejšek, Vácha 2018).

Tabulka č. 2 - Vliv půdního pH na dostupnost fosforu, hliníku a manganu (Kovář 2002 podle Killhama 1996, upraveno)

	půdní pH							
	3	4	5	6	7	8	9	
←	←					→	→	
pokles dostupnosti P								pokles dostupnosti P
nárůst toxicity Al a Mn								pokles dostupnosti Mn
←	←					→	→	

Nejllepšími indikátory kyselých půd jsou mechová a lišejníková vřesoviště, ostrícové louky, ladní porosty, a především vrchoviště s rašeliníky, které indikují pH hodnotu nižší než 4 (Ellenberg 1988). Další rostliny, které nalezneme na stanovištích s kyselou půdní reakcí jsou např. suchopýr pochvatý (*Eriophorum vaginatum*), brusnice borůvka (*Vaccinium myrtillus*), smilka tuhá (*Nardus stricta*) nebo metlice křivolaká (*Deschampsia flexuosa*) (Sýkora 1959). Z dřevinných porostů indikují nízké pH acidofilní doubravy a bory nebo bažinné olšiny. Půdy značně kyselé s pH kolem 5 pak degradované bory s vřesovým podrostem, dutohlávkami (*Cladonia*) a bělomechem (*Leucobryum*) (Sýkora 1959). Smrk není na určitou půdní reakci striktně vázán, dává však přednost půdám silně až středně kyselým. Podle Rejška a Váchy (2018) nás o reakci půdy ve smrčinách více informují rostliny bylinného patra, kde nejmírněji kyselou půdu vyznačuje šťavelový typ smrčin, více kyselou borůvkový typ a nejvíce kyselou typ vřesový.



Obrázek č. 16 - Suchopýr pochvatý (*Eriophorum vaginatum*) (Krása 2007)



Obrázek č. 17 - Vřes obecný (*Calluna vulgaris*) (LEROS 2020)

2.3.3.2 Půdy zásadité

Na alkalických půdách se příznaky toxicity výše uvedených kovů obvykle nevyskytují. Humus se při nadbytku vápníku rychle rozkládá a půda může být ochuzována o živiny. Příliš vysoká hodnota pH způsobuje rostlinám problémy s přijímáním stopových prvků jako je mangan, bor nebo železo a jejich nedostatek (především železa) způsobuje u některých druhů chlorózu (Procházka et al. 2003). Zásaditá půdní reakce je typická pro vápenaté podklady, nejvyšší hodnoty pH jsou na slaných a sodných půdách nebo kolem alkalických minerálních pramenů (pH 12) (Slavíková 1986).

Pro alkalické půdy jsou charakteristickou vegetací rostliny stepního komplexu jako různé hrachory (*Lathyrus*) nebo kozince (*Astragalus*), pěchava vápnomilná (*Sesleria caerulea*), kostřava walliská (*Festuca valesiaca*), lomikámen vždyživý (*Saxifraga paniculata*) nebo sleziník zelený (*Asplenium viride*), z trav válečka prapořitá (*Brachypodium pinnatum*) a válečka lesní (*Brachypodium silvaticum*) (Chytrý et al. 2010). Mezi indikátory extrémně alkalických půd patří halofyty jako např. hvězdnice slanistá (*Aster tripolium*), kamyšník přímořský (*Bolboschoenus maritimus*), sivěnka přímořská (*Glaux maritima*) nebo mochna husí (*Potentilla anserina*) (Chytrý et al. 2010).

3. Ellenbergovy indikační hodnoty

Pro studium ekologie jednotlivých druhů nebo pro rekonstrukci podmínek na stanovišti jsou u nás nejvíce používány Ellenbergovy indikační hodnoty (EIH). Tento kvantitativní systém rostlinných indikátorů, který vyvinul a publikoval německý ekolog Heinz Ellenberg, představuje soubor hodnot pro většinu cévnatých rostlin vyskytujících se ve střední a západní Evropě. Indikační hodnoty vypovídají o pozici realizovaného životního optima rostlin podél základních ekologických gradientů jako je světlo, teplota, kontinentalita, vlhkost, obsah živin, půdní reakce a salinita. Hodnoty jsou vymezovány na ordinální stupnici v intervalu od jedné do devíti a každá hodnota má své slovní vyjádření. Řada hodnot pro každý ekologický gradient je tvořena pěti základními stupni a čtyřmi mezistupni (odpovídajícím číslem 2,4,6,8) (Zelený 2012). Výjimku tvoří stupnice pro vlhkostní podmínky, která má stupňů 12 a poslední tři přidané stupně patří druhům rostoucím v různé míře ponořeným ve vodě (Ellenberg 1988). Dílčí stupně gradientů, zmíněných v této práci, a jejich význam zobrazuje tabulka č. 3. Pokud druh nemá pro některý z gradientů definovanou žádnou hodnotu, znamená to, že má širokou ekologickou valenci a je k příslušnému faktoru indiferentní (Zelený 2012). Díky jeho nevyhraněnosti není snadné určit jeho optimum a v tabulkách je označen hodnotou „x“. Pokud není vztah druhu k určitému faktoru znám značí se „?“.

Ellenbergovy indikační hodnoty usnadňují interpretaci ekologických podmínek na stanovišti, aniž bychom použili složitější technická měření, která stojí více času, úsilí a finančních prostředků. Umožňují nám posoudit rozměr změn životního prostředí v případě, kdy nejsou k dispozici žádná předchozí měření nebo když sledovaný ekologický gradient prostředí v časovém horizontu silně kolísá a jedním technickým měřením jej nelze dobře odhadnout. Předpokládané ekologické podmínky prostředí vycházejí z teorie, že stanoviště, na kterých se vyskytují identické druhy, se nebudou výrazně lišit podmínkami prostředí a následným nalezením korelací EIH s morfologickými a ekofyziologickými vlastnostmi, je možné identifikovat určující podmínky distribuce druhů (Bartelheimer, Poschlod 2016).

Hlavní nevýhodou Ellenbergových indikačních hodnot je fakt, že nevychází z charakteristik naměřených v terénu. Jedná se spíše o odhady vzniklé z individuálních pozorování, které jsou technickými měřeními výjimečně upřesněny. Hodnoty vychází pouze z informace o druhovém složení, které nemusí být ovlivněno jen výskytem či absencí jednotlivých přírodních faktorů a může také záviset na vlastnostech prostředí (izolovanost) či druhů (špatná schopnost se šířit) (Zelený 2012). Výsledné EIH jsou tedy velmi subjektivní a

jakékoli zkreslení datových souborů může vést k nesprávným odhadům charakteristik stanovišť.

Tabulka č. 3 - Stupnice ekologických faktorů Ellenbergových indikačních hodnot (Ellenberg 1988)

Vztah ke světlu – L

- 1** *sciogytní* rostlina (často dostávající méně než 1 % a zřídka dostávající více než 30 % plného denního světla)
- 3** *sciogyt*
- 5** *hemisciogyt* (dostávající více než 10 %, ale většinou méně než 100 % plného denního světla)
- 7** *hemiheliogyt*
- 9** *heliogyt* (zřídka dostávající méně než 50 % plného denního světla)

Vztah k teplotě – T

- 1** pouze v *mrazivých* polohách (boreální, arktické nebo alpínské klima)
- 3** převážně v *chladných* polohách
- 5** *intermediální* stanoviště (soustředěná v submontánním pásmu Střední Evropy)
- 7** většinou *teplá* stanoviště (více méně zřídka v severní Střední Evropě)
- 9** pouze *velmi teplá* stanoviště

Vztah k vlhkosti - V

- 1** xerofyty na *extrémně suchých* půdách
- 3** na *suchých* půdách
- 5** na *čerstvých* půdách (tzn. v "normálních - středních" podmínkách)
- 7** na *vlhkých* půdách, které nevysychají
- 9** na *mokrých* půdách, často špatně provzdušněných
- 10** na *pravidelně zaplavovaných* půdách
- 11** *vodní rostliny*, jejichž listy jsou většinou v *kontaktu s atmosférou*
- 12** "*podvodní*" *rostliny*, většinou celé ponořené ve vodě

Vztah k půdní reakci – R

- 1** pouze na *velmi kyselých* půdách
- 3** většinou na *kyselých* půdách
- 5** většinou na *slabě kyselých* půdách
- 7** většinou na *neutrálních* půdách, ale též i na kyselých a bázičkových
- 9** pouze na *neutrálních nebo bázičkových* půdách

Vztah k půdnímu dusíku (v závislosti na obsahu amoniakálního nebo nitrátového dusíku) – N

- 1** pouze v půdách *velmi chudých* na minerální dusík
 - 3** převážně na *chudých* půdách
 - 5** převážně na *středně bohatých* půdách
 - 7** převážně na půdách *bohatých* minerálním dusíkem
 - 9** pouze na půdách *velmi bohatých* minerálním dusíkem (indikující znečištění, hnojiště atd.)
-

System Ellenbergových indikačních hodnot byl vyvinut pro potřebu střední Evropy a pro jeho využití v oblastech od Evropy vzdálenějších by mohl být počet ohodnocených druhů nedostatečný. Proto vzniklo k Ellenbergovým indikačním hodnotám několik alternativních souborů jako jsou například indikační hodnoty od Tsyganova (1983) pro evropskou část Ruska, od Pignattiho et al. (2005) pro území Itálie a Didukheo (2011) pro Ukrajinu. Pro Českou republiku mohou být k EIH podle Zeleného (2012) doplňující např. Borhidiho (1995) indikační hodnoty publikované pro Maďarsko (zahrnují řadu moravských druhů chybějících v souboru EIH) či Zarzyckiho et al. (2002) hodnoty pro území Polska. V roce 2018 vytvořil Chytrý et al. (2018) soubor upravených Ellenbergových hodnot pro celou českou flóru.

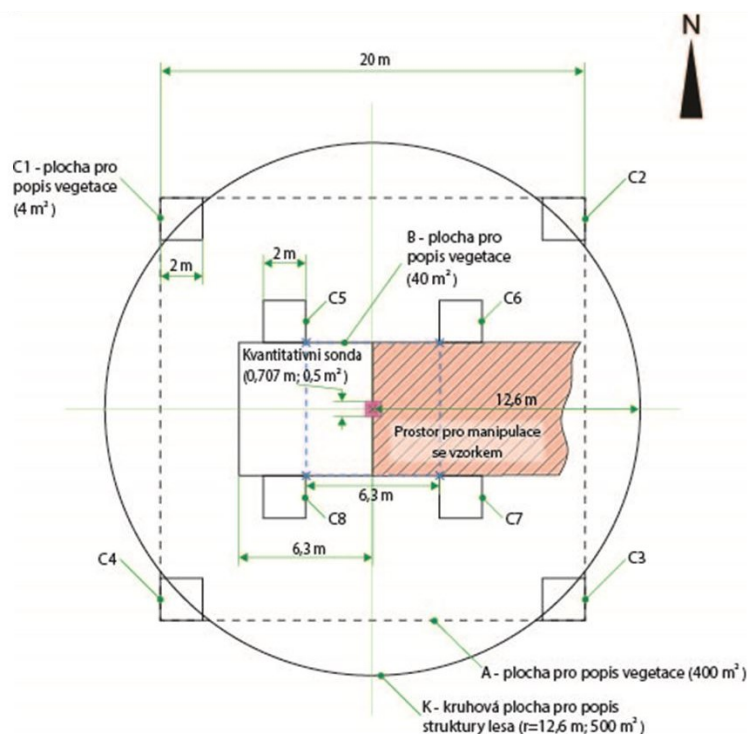
Tato práce se bude dále zabývat srovnáním váženého průměru Ellenbergových indikačních hodnot pro obsah živin (N) a půdní reakci (R) vyjádřených na základě druhového složení fytoecologických snímků ze sítě povodí GEOMON s naměřenými daty půdního chemismu.

4. Materiály, metodika a výsledky

Pro vyhodnocení schopnosti rostlin indikovat hodnotu půdního pH a obsah živin, tzn. vztah Ellenbergových indikačních hodnot pro tyto parametry s naměřenými daty půdního chemismu, byla použita data ze 14 modelových povodí GEOMON České geologické služby. Lokalizace modelových povodí je situována do horských a podhorských oblastí v České republice (viz obr. č. 18) a většina z nich spadá do oblastí velkoplošně chráněných území či do evropsky významných lokalit (Česká geologická služba 2015). V malých povodích byly odebrány půdní vzorky z celkem 112 kopaných kvantitativních sond čtvercového půdorysu o ploše 0,5 m² v jednotlivých půdních vrstvách definovaných jako: L, FH, 0 – 10, 10 – 20, 20 – 40 a 40 – 80 cm. Data z těchto sond, která byla použita v praktické části této práce, obsahují záznamy o vybraných půdních vlastnostech: aktivní půdní reakce (pH/H₂O), výměnná půdní reakce (pH/KCl), koncentrace celkového dusíku a obsah přístupného fosforu. U každé z těchto sond bylo zároveň pořízeno 10 fytoecologických snímků pro tři typy ploch různé velikosti: A = 400 m², B = 40 m² a C1 – C8 = 4 m². Fytoecologických snímků C o velikosti 4 m² bylo u každé sondy pořízeno osm (viz schéma ploch obr. č. 19). V praktické části práce byly hodnoty ploch C1 – C8 za jednotlivé sondy a povodí zprůměrovány. Tyto průměry popisuje v následujících kapitolách obecné označení plocha C.



Obrázek č. 18 - Mapa povodí sítě GEOMON – JEZ – Jezeří, LYS – Lysina, PLB – Pluhův bor, LIT – Litavka, LES – Lesní potok, LIZ – Liz, ANE – Anenský potok, SAL – Salačova Lhota, LKV – Loukov, POM – Polomka, UHL – Uhlířská, MOD – Modrý důl, UDL – U dvou louček, CER - Červík (Česká geologická služba 2015)



Obrázek č. 19 - Schéma umístění ploch fytoocenologických zápisů (A, B, C1 – C8) v okolí kvantitativní sondy (Česká geologická služba 2015)

K jednotlivým druhům ve fytoocenologickém zápisu již byly přiřazeny Ellenbergovy indikační hodnoty, ze kterých byla, pro zvolené parametry, následně vypočtena pokryvnost druhů vážená průměrná indikační hodnota pro plochy A, B, C v okolí půdních sond v jednotlivých povodích. Počet půdních sond se na povodí pohyboval mezi 5–14. Průměrná indikační hodnota za povodí byla vypočtena jako aritmetický průměr z ploch A či B či C. Pokryvnost byla převedena z Braun-Blanquetovy stupnice abundance a dominance na číselné hodnoty vyjadřující průměrnou procentuální pokryvnost druhů na stanovišti (viz tabulka č.4). Druhy indiferentní, tedy bez vyhraněných ekologických nároků, a druhy s neznámým vztahem k ekologickým faktorům nebyly do výpočtů zahrnuty. Následně došlo k porovnání vztahu naměřených hodnot půdního chemismu (aktivního pH, výměnného pH, koncentrace celkového dusíku a obsahu přístupného fosforu) s průměrnými EIH příslušných parametrů pomocí Pearsonova korelačního koeficientu a vynesení regresní přímky. Pro zhodnocení regresního modelu byl použit koeficient determinace (R^2) pro lineární korelaci. Na uvedených datech bylo zjišťováno, zda indikační schopnost koresponduje lépe s chemismem půd v určité hloubce půdního profilu a zda ji ovlivňuje velikost plochy fytoocenologického snímku.

Tabulka č. 4 - Převod Braun-Blanquetovy stupnice abundance a dominance na číselné hodnoty. Procentuální hodnoty představují průměrné pokryvnosti pro příslušné kategorie (Herben, Münzbergová 2003).

Braun-Blanquet	procenta
r	1
+	2
1	3
2	13
3	38
4	63
5	88
(2m)	5
(2a)	8
(2b)	18

4.1 Výsledky

Podle České geologické služby (2015) jsou malá lesní povodí síť GEOMON výborným nástrojem pro sledování přirozených podmínek na stanovišti. Díky lokalizaci povodí v horských a podhorských oblastech se zde vliv místního znečištění (odpady z lidských sídel či splachy agrochemikálií ze zemědělství) projevuje jen velmi málo a jsou zde dobře sledovatelné dlouhodobé změny.

Půdní reakce

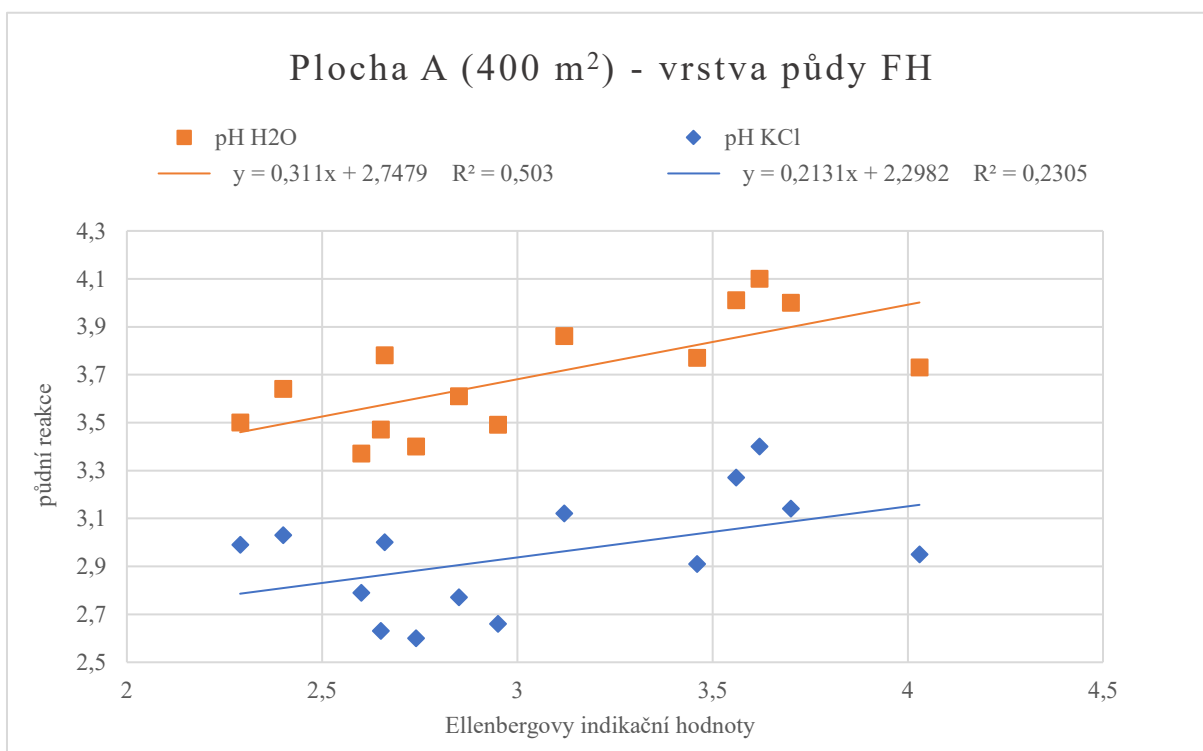
Průměrné Ellenbergovy indikační hodnoty (R) za jednotlivá povodí i za jednotlivé sondy byly porovnávány s aktivní (pH H₂O) a výměnnou (pH KCl) půdní reakcí. Nejlépe korelují průměrné EIH za povodí pro plochy fytoecologických snímků C v nadložním humusu - horizontech FH. Vztahy mezi naměřenými daty a Ellenbergovými indikátory v horizontech FH pro všechny 3 typy ploch fytoecologických snímků zobrazují grafy č. 1 – 3.

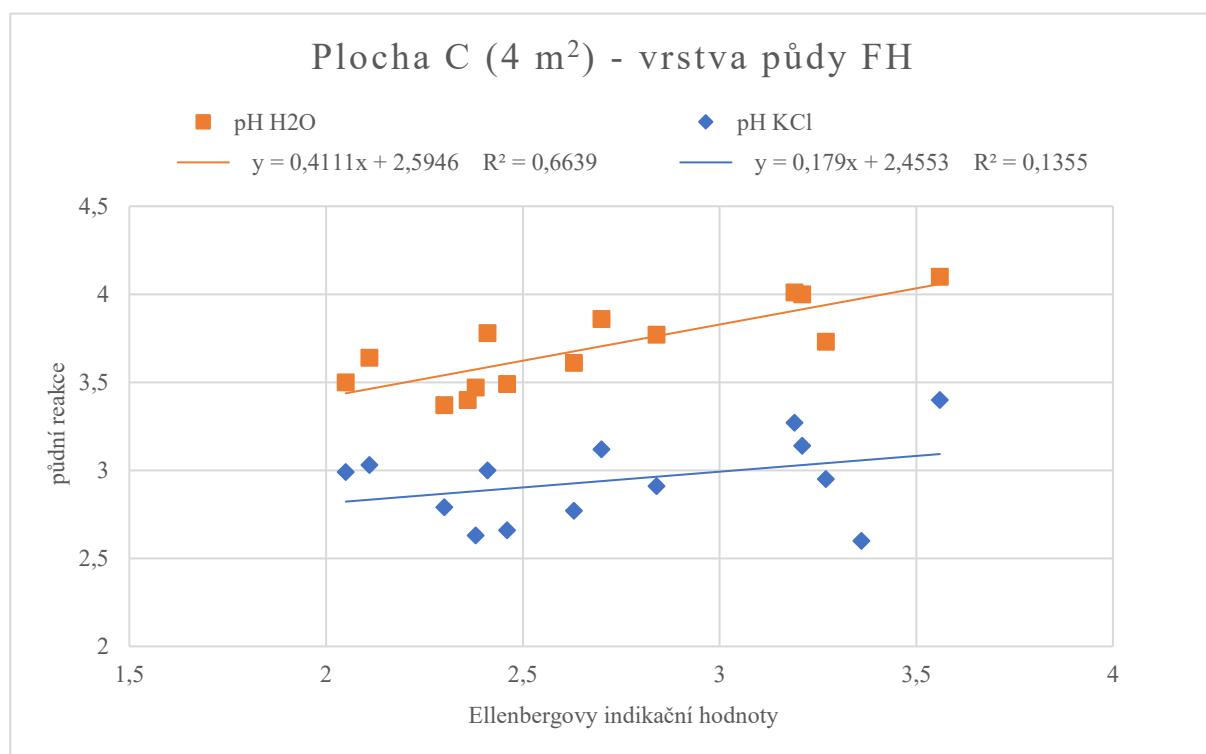
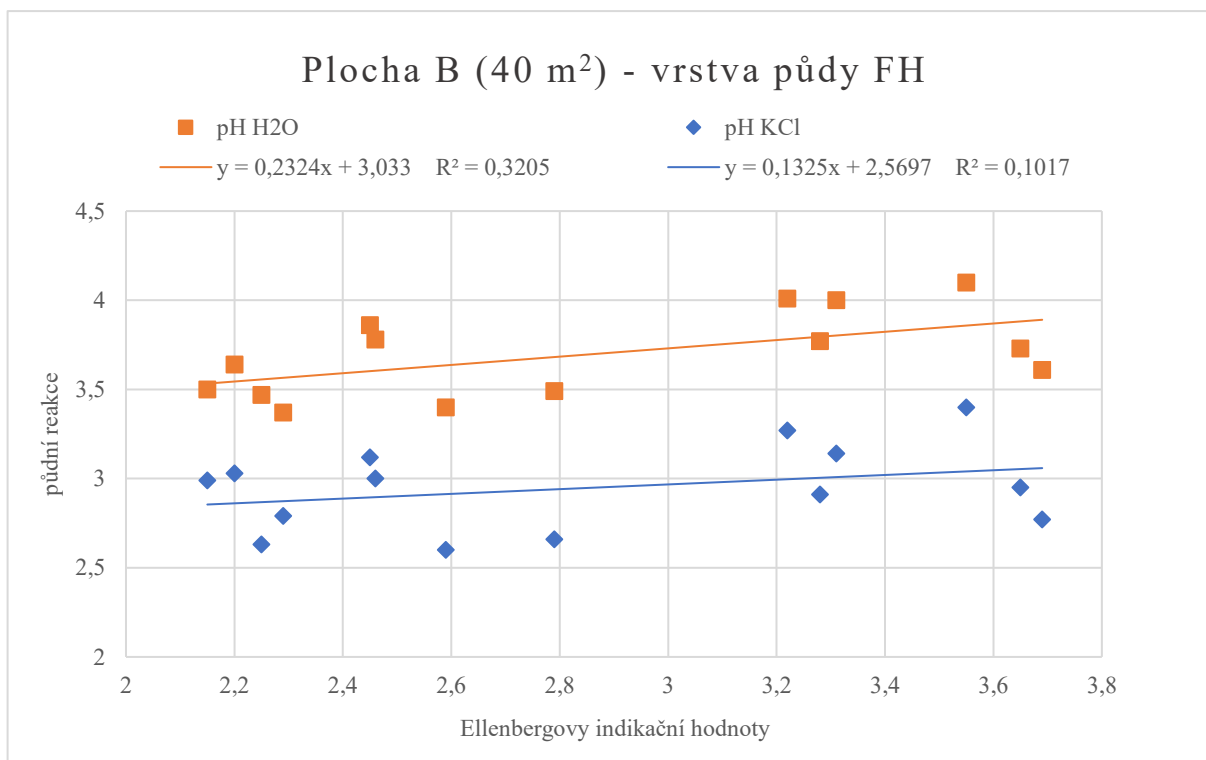
Ve všech povodích se naměřené hodnoty výměnného i aktivního pH výrazně mění s hloubkou půdy. Nejnižších hodnot pH dosahuje nadložní humus (horizonty FH). Hodnoty pH se zde pohybují mezi 3,4 – 4,1. V hloubce půdy 10 – 20 cm dosahuje půdní reakce hodnot 3,8 – 5,4, ve vrstvě 40 – 80 cm stoupá na hodnoty 4,2 – 6,6 a vykazuje tak mnohem vyšší pH. Průměrné Ellenbergovy hodnoty z ploch C za jednotlivá povodí se pohybují kolem hodnot 2 – 3,6

a značí spíše kyselé půdy. Z tohoto důvodu nejlépe korelují s naměřenými hodnotami pH ve svrchní vrstvě půdy, kde data vykazují nejvyšší kyselost. S narůstající hloubkou půdy se těsnost vztahu mezi daty snižuje viz přehled korelačních koeficientů v tabulce č. 5. Lineární vztah lépe vychází mezi EIH a aktivní půdní reakcí, která vykazuje silnou korelaci v nadložním humusu (FH) $r = 0,81$ a $R^2 = 0,66$. Výměnná půdní reakce zde vykazuje mnohem slabší korelaci s hodnotou $r = 0,38$ a $R^2 = 0,13$.

Tabulka č. 5 - Přehled změn Pearsonova korelačního koeficientu a koeficientu determinace s hloubkou půdy pro vztah průměrných EIH (R) a průměrných naměřených hodnot za povodí pro půdní reakci za plochu C (4 m²).

Vrstva půdy →	FH	0-10 cm	10-20 cm	20-40 cm	40-80 cm
aktivní půdní reakce (pH H ₂ O)	$r = 0,81$ $R^2 = 0,66$	$r = 0,40$ $R^2 = 0,16$	$r = 0,23$ $R^2 = 0,05$	$r = 0,16$ $R^2 = 0,02$	$r = 0,20$ $R^2 = 0,04$
výměnná půdní reakce (pH KCl)	$r = 0,36$ $R^2 = 0,13$	$r = 0,01$ $R^2 = 0$	$r = - 0,01$ $R^2 = 0$	$r = - 0,16$ $R^2 = 0,02$	$r = - 0,27$ $R^2 = 0,07$



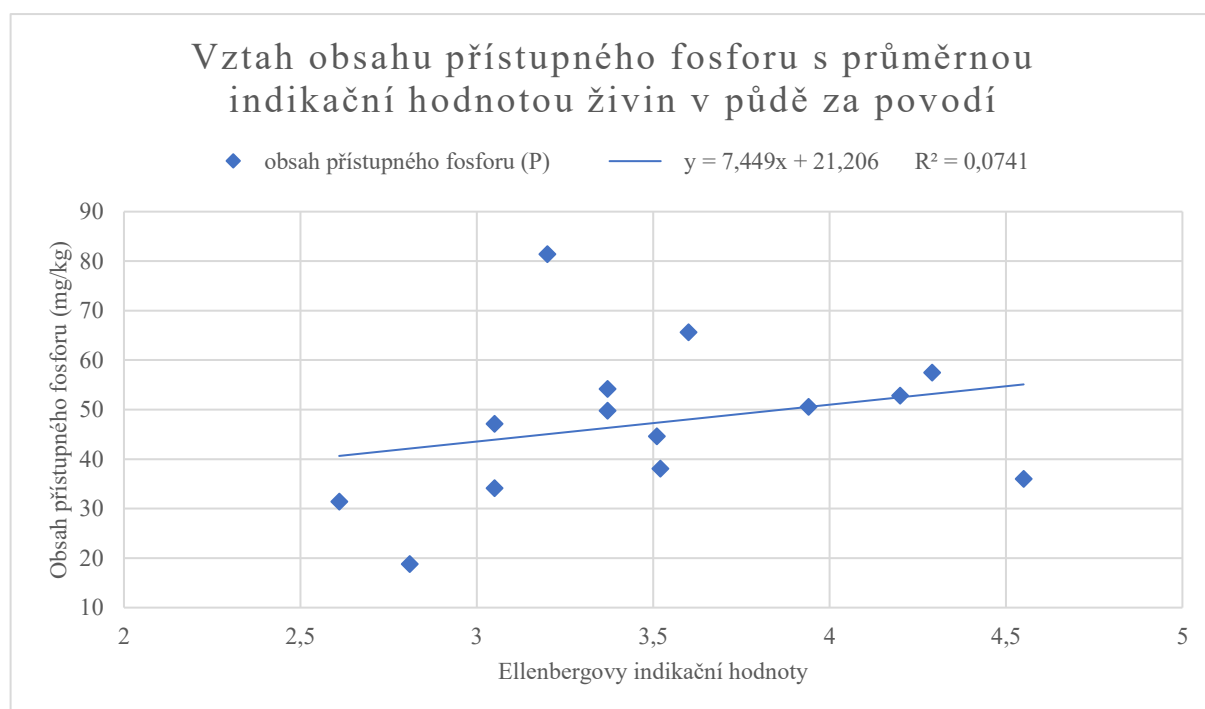


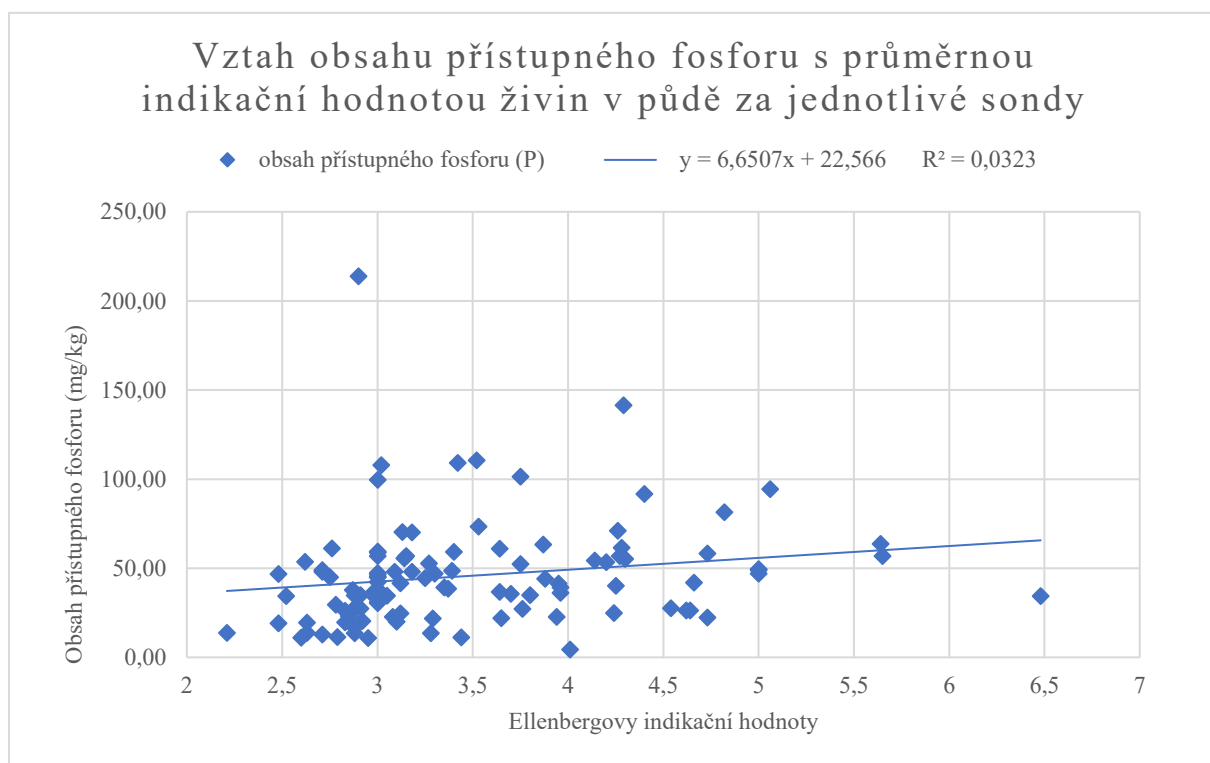
Graf č. 1 – 3: Znárodnění vztahu mezi naměřenými hodnotami aktivní a výměnné půdní reakce s průměrnými Ellenbergovými hodnotami (R) za povodí v nadložním humusu (horizonty FH) podle plochy fytoecologického snímku (graf č. 1 – plocha A (400 m²), graf č. 2 – plocha B (40 m²), graf č. 3 – plocha C (průměr ploch C1 – C8 o velikosti 4 m²)).

Obsah živin

Průměrné Ellenbergovy indikační hodnoty obsahu živin za jednotlivá povodí i za jednotlivé sondy byly porovnávány s naměřenými daty obsahu celkového dusíku a obsahu přístupného fosforu v půdě. Nejlépe korelují průměrné indikační hodnoty živin za povodí s naměřenými daty pro přístupný fosfor za plochy fytocenologických snímků C v nadložním humusu (FH). Dusík překvapivě vykazuje ve všech vrstvách půdy zápornou korelaci.

Ellenbergova indikační hodnota pro obsah živin slabě korelovala s obsahem přístupného fosforu. Podobně jako u půdní reakce vychází vztah mezi daty nejlépe v nadložním humusu (FH) a lépe také vychází výsledky pro průměrné hodnoty EIH za celá povodí než průměry jednotlivých sond samostatně. Korelační koeficient pro data za povodí v nadložním humusu (FH) za plochy C vychází relativně nízký ($r = 0,27$) a koeficient determinace má hodnotu $R^2 = 0,07$. Korelační koeficient vztahu mezi průměry za jednotlivé sondy a přístupným fosforem v nadložním humusu (FH) je ještě nižší $r = 0,17$ a $R^2 = 0,03$. Oba tyto vztahy jsou znázorněny v grafech č. 4 a 5.





Graf č. 4 a 5: Znázornění vztahu mezi naměřenými daty obsahu přístupného fosforu a průměrnými Ellenbergovými indikátory za povodí (graf č. 4) a za jednotlivé sondy (graf č. 5). Data byla naměřena v horizontech FH nadložního humusu, které odpovídají fytoecologickému snímku o ploše C (4 m²).

5. Diskuze

Ekologické nároky rostlin vyjádřené pomocí Ellenbergových indikačních hodnot (EIH) se v ekologii běžně využívají pro odhad vegetačního složení společenstva na známých gradientech prostředí, anebo naopak pro rychlý odhad abiotických podmínek na stanovišti pomocí složení vegetačního krytu. EIH mohou posloužit k odhadu abiotických podmínek stanoviště v případě, kdy nejsou data pro danou lokalitu z nějakého důvodu dostupná, nebo když chceme vytvořit odhad zpětně, za dobu, kdy data nebyla zaznamenána. Pokud je vztah mezi indikátory a ekologickými charakteristikami uspokojivě kvantifikován, lze informace o abiotických faktorech snadno odvodit. Hodnocením a testováním spolehlivosti Ellenbergových hodnot se zabývá řada publikací nejnověji například autoři Balkovič et al. (2012), Balterheimer a Poschlod (2016), Diekmann (2003), Chytrý et al. (2018), Otýpková (2012), Schaffers a Sýkora (2000), Schaffers a Zelený (2012), Wamelink et al. (2002), Zelený (2012). Z těchto publikací vyplývá, že EIH mají svá určitá omezení. Například jsou to hodnoty, které vznikly převážně na základě subjektivních fytoecologických pozorování a je tedy nutné jejich přesnost

nepřeceňovat a kdykoli je to možné měla by být měření pomocí indikačních hodnot doprovázena jejich analýzou. Autoři také dodávají, že indikační hodnota jednotlivých druhů se může lišit mezi různými vegetačními typy a je potřeba data mezi sebou nekombinovat. Nikdo z autorů se však doposud nezabýval, z jaké hloubky půdního profilu chemické parametry a Ellenbergovy indikační hodnoty nejlépe korelují, a jak se vztah mění při změně velikosti fytoocenologického snímku.

Použité metody

Porovnávání naměřených dat s váženým průměrem Ellenbergových indikačních hodnot je podle Diekmanna (2003) v praxi nejčastěji používaná metoda pro odhadování podmínek na stanovišti. Díky menší pravděpodobnosti překrývání ekologických amplitud více druhů, nám celé společenstvo pohromadě umožňuje přesnější a spolehlivější indikaci. Průměrné EIH vyhlazují ojedinělé hodnoty druhů s odchylnou indikační hodnotou a díky tomu dokáží dobře indikovat průměrné stanovištní podmínky (Käfer, Witte 2004). Zelený (2012) však ve svém článku upozorňuje, že je potřeba dát si při používání průměrných EIH pozor, abychom se nedostali do tzv. problému argumentace kruhem. To znamená, že z podmínek okolního prostředí na stanovišti bychom odvozovali indikační hodnoty druhů, ze kterých bychom následně opět odvozovali vlastnosti téhož zkoumaného stanoviště.

Nalezením korelace průměrných EIH s ekofyziologickými vlastnostmi je možné identifikovat usměrňující parametry distribuce druhů s ohledem na faktory prostředí (Bartelheimer, Poschlod 2016). Je tedy možné posoudit, s jakou silou závislosti jednotlivé faktory podmiňují výskyt druhů a podle regresní přímky najít způsob závislosti a také hodnotu její průkaznosti. Výskyt jednotlivých druhů na stanovišti je vázán na působení všech abiotických faktorů najednou, a proto není úplně jednoduché říci, která z ekologických charakteristik se dá pomocí EIH nejlépe předpovědět (Diekmann 2003).

Půdní reakce

Díky vyšší konstantnosti hodnot během roku je podle Diekmanna (2003) měření půdní reakce mnohem jednodušší než měření ostatních gradientů prostředí. Ke kladnému korelačnímu vztahu mezi Ellenbergovými indikátory a naměřenými daty půdní reakce došli autoři v několika publikacích jako např. Persson (1981), Degorski (1982) nebo Wamelink et al. (2002). Lineární závislost mezi daty vyšla také v této práci. Nejlépe vycházeli výsledky pro vztah mezi EIH půdní reakce a půdní reakcí nadložního humusu. Míra těsnosti tohoto vztahu se snižovala s

hloubkou půdy. FH horizonty se vyznačovaly vyšší kyselostí než hlubší vrstvy půdy, což je v lesních ekosystémech důsledkem především velkého množství stromového opadu. Půdní reakce v hlubších vrstvách půdy je ovlivněna spíše chemickým složením matečné horniny, což je dobře patrné na povodí PLB. Nejnižší pH ve spodní vrstvě 40 – 80 cm bylo naměřeno pro povodí Liz s hodnotou 4,5. Nejvyšší půdní reakce byla naměřena v národní přírodní rezervaci Pluhův Bor (PLB) na hadcovém podloží s hodnotou pH 6,6. I když hadce trpí nedostatkem vápníku, mají tyto horniny poměrně zásadité pH (Rejšek, Vácha 2018). Indikátorem hadcového podkladu nám v tomto povodí může být i přítomnost vřesovce pleťového (*Erica carnea*) ve fytoocenologickém zápisu.

Tabulka č. 6 - Proměna naměřených dat aktivní půdní reakce s hloubkou půdy. Tabulka zobrazuje průměrné hodnoty za povodí z fytoocenologických snímků C (4 m²).

povodí	průměrná EIH	L	FH	0 – 10 cm	10 – 20 cm	20 – 40 cm	40 – 80 cm
ANE	3,21	4,75	4	3,91	4,19	4,47	4,97
CER	2,36	4,11	3,4	3,56	3,83	4,1	4,34
JEZ	3,19	-	4,01	3,93	4,1	4,31	4,47
LES	3,56	-	4,1	3,9	4,12	4,21	4,27
LIZ	2,46	-	3,49	3,75	4,1	4,32	4,5
LKV	2,63	-	3,61	3,77	4,2	4,35	4,46
LYS	2,3	-	3,37	3,65	3,98	4,22	4,48
MOD	2,11	-	3,64	3,98	4,2	4,4	4,7
NAZ	2,7	-	3,86	4,11	4,47	4,94	5,38
PLB	2,84	-	3,77	4,45	5,38	6,03	6,59
POM	3,27	-	3,73	3,97	4,3	4,61	4,99
SAL	2,38	-	3,47	3,73	4,1	4,35	4,58
UDL	2,41	-	3,78	3,78	4,11	4,39	4,64
UHL	2,05	3,47	3,5	3,71	4,04	4,28	4,18

Proměnu naměřených dat aktivní půdní reakce s hloubkou půdy zobrazuje tabulka č. 6. Průměrné Ellenbergovy hodnoty za povodí se pohybují kolem hodnot 2 – 3,6 a indikují spíše kyselou půdu. Z tohoto důvodu indikátory nejlépe korelují s naměřenými hodnotami ve svrchní vrstvě půdy, kde data vykazují nejvyšší kyselost.

Obsah živin

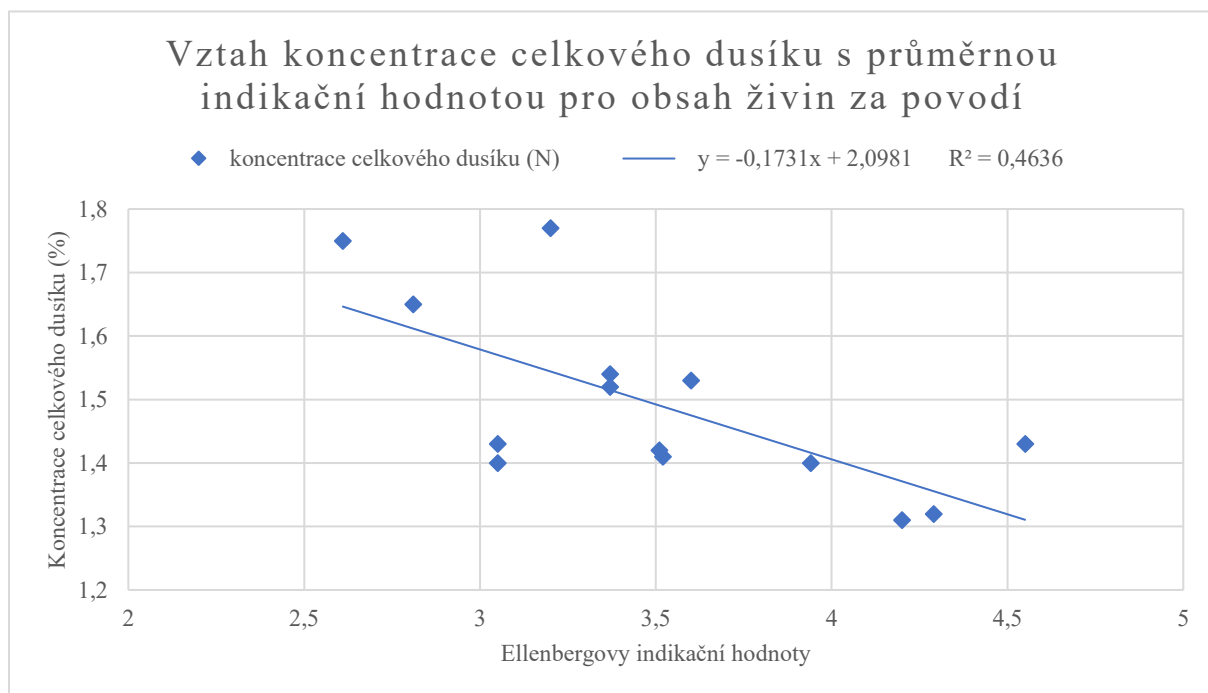
Pro správný průběh rostlinného životního cyklu je obsah živin v půdě velmi důležitý. Průměrnou hodnotu živin v půdě však není tak jednoduché naměřit jako např. u půdní reakce nebo vlhkostních poměrů, protože se jedná o výsledek složitých mikrobiologických procesů (Ellenberg 1991). Diekmann (2003) rozděluje naměřená data týkající se obsahu živin na stanovišti do třech kategorií, které se následně s Ellenbergovými indikátory mohou porovnávat:

- měření obsahu dusíku v půdě (koncentrace celkového dusíku, ukazatel kvality humusu C:N)
- měření obsahu ostatních živin v půdě (koncentrace fosforu, draslíku)
- parametry odvozené z vegetačních dat (množství biomasy, koncentrace dusíku v listech)

V této práci byla s Ellenbergovými hodnotami porovnávána naměřená data obsahu celkového dusíku a přístupného fosforu v půdě. Data o obsahu celkového dusíku v půdě nevykazovala s průměrnými Ellenbergovými hodnotami živin jasný vztah, protože výsledek vycházel opačně oproti předpokladu. Z grafu č. 6 vychází, že s rostoucím obsahem dusíku v půdě klesá Ellenbergova indikační hodnota pro obsah živin v půdě. Ve srovnání s legendou k EIH by měly obě hodnoty (obsah celkového dusíku a EIH (N)) společně růst nebo klesat. Ke stejnému výsledku došel ve své práci i Diekmann (2003) nebo Hedwall et al. (2019), kteří ve svých výzkumech také vycházeli z naměřených dat v půdě. Naopak Schaffers a Sýkora (2000), kteří porovnávali EIH (N) s obsahem NO_3^- odvozeným z vegetačních dat naměřených v rostlině, dospěli ke kladné a silné korelaci. To naznačuje, že Ellenbergovy indikační hodnoty pro obsah živin neodrážejí pouze množství obsažených živin v půdě, ale také jejich koncentraci v rostlině, která souvisí s celkovým potenciálem k tvorbě biomasy (Ewald, Ziche 2016). Proto Schaffers a Sýkora (2000) navrhují EIH pro obsah živin přejmenovat na hodnoty produktivity. K tomuto zjištění dospěl také např. Thompson (1993) nebo Barteheimer a Poschlod (2016).

Mezi EIH pro obsah živin a obsahem přístupného fosforu vychází pouze slabá korelace v nadložním humusu (FH). I když přístupný fosfor projevovat slabou korelaci s průměrnou EIH pro obsah živin, hladina spolehlivosti byla velmi nízká a data vykazovala velkou variabilitu. Ellenberg ve svých pozdějších pracích zdůraznil, že indikační hodnotu obsahu živin lze použít v obecnějším smyslu jako poměr všech živin v půdě místo dusíkatých sloučenin (Ellenberg et al. 1991). Indikátory pro N jsou proto stále více interpretovány a porovnávány s obecnou

produktivitou a kvalitou půdy než pouze s obsahem dusíku (Hill, Carey 1997; Wagner et al. 2007).



Graf č. 6 - Záporná korelace mezi daty koncentrace celkového dusíku s průměrnými Ellenbergovými indikátory (N) za povodí v půdní vrstvě FH za fytoecologický snímek o ploše C (4 m²).

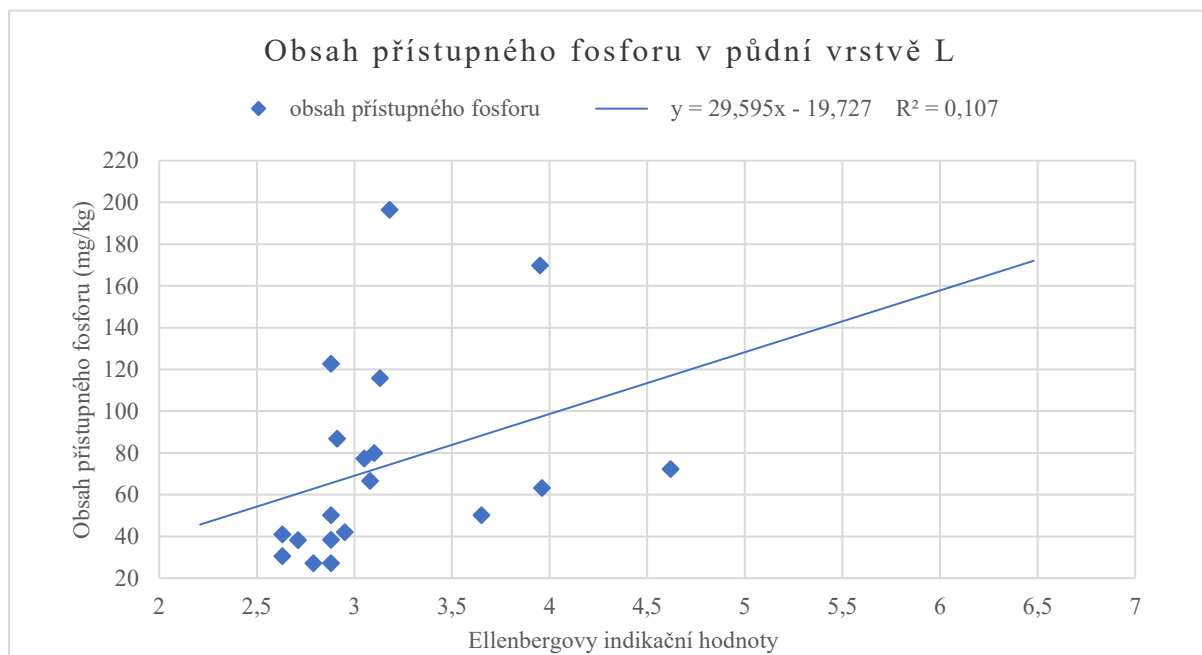
Velikost plochy fytoecologického snímku a hloubka půdy

Výsledné Ellenbergovy indikační hodnoty nejlépe korelují s daty za fytoecologické snímky C o ploše 4 m². V této práci tedy průměrné EIH z menší plochy lépe odrážejí ekologické faktory než průměrné EIH z větších ploch. Výsledky však nejsou pro jednotlivé plochy zásadně rozdílné (viz grafy č. 1 – 3). Jejich velikost ovlivnila sílu korelace, ale nenarušila celkový trend výsledků.

Podle Otýpkové (2012) nemusí průměrné Ellenbergovy indikační hodnoty odpovídat měřeným ekologickým hodnotám, které jsou vztaženy ke konkrétnímu bodu. Dodává, že se jedná především o typy vegetace, které jsou heterogenní ve velmi malém měřítku, ale jako celek působí homogenně. Jako příklad stanovíšť, pro které je takováto heterogenita typická a Ellenbergovy indikační hodnoty zde mají slabou výpovědní hodnotu, považuje Diekmann (2003) vegetaci rašelinišť. Zde mohou být malé fytoecologické plochy umístěny právě do míst s jinými ekologickými podmínkami, než převažují na větším prostoru (Otýpková 2012).

Nejllepší lineární závislost vykazovala data v nadložním humusu (FH) a s hloubkou půdy se míra závislosti zmenšovala. Díky malému počtu naměřených hodnot v půdní vrstvě L nebyly výsledné vztahy dat v této vrstvě v předchozí kapitole interpretovány. Data pro tuto půdní vrstvu obsahovala měření pouze ze 3 povodí, a proto mohou být výsledky trochu zavádějící. Pro půdní horizont L vyjadřují závislost mezi daty lépe průměry jednotlivých sond za povodí a naměřená data obsahu přístupného fosforu s Ellenbergovými indikačními hodnotami zde korelují lépe než v nadložním humusu (viz graf č. 7). Výsledek však nebyl kvůli menšímu počtu dat interpretován jako nejlepší. Bylo by vhodné na zkoumaných povodích získat informace z této půdní vrstvy, a to dále diskutovat.

Práce, které se zabývají hodnocením spolehlivosti Ellenbergových indikačních hodnot, odebírali vzorky půd velmi často pouze z vrchních vrstev půdy do hloubky kolem deseti centimetrů. Příkladem mohou být Balkovič, Kollár, Šimonovič (2012) nebo Schaffers a Sýkora (2000), kteří odebírali půdní vzorky při testování Ellenbergových hodnot z vrstvy půdy hluboké maximálně 10 cm. Wamelink et al. (2002) používal při testování posbíraná data z různých zdrojů literatury a používal vždy měření z co nejsvrchnějších vrstev půdy. To se podle výsledků z této práce jeví jako odpovídající, neboť v hlubších vrstvách půdy vycházel mnohem slabší vztah mezi daty.



Graf č. 7 - Vztah průměrných Ellenbergových indikačních hodnot za jednotlivé sondy s naměřenými daty přístupného obsahu fosforu v půdní vrstvě L.

6. Závěr

Cílem této práce bylo provést literární rešerši zabývající se rostlinnou indikací abiotických podmínek prostředí a tuto schopnost rostlin ověřit na tzv. Ellenbergových indikačních hodnotách. Ověřovány byly indikační hodnoty pro parametry půdního pH a obsahu živin s naměřenými daty půdního chemismu ze 14 modelových povodí GEOMON v České republice. Dále byla položena otázka, zda indikační schopnost rostlin koresponduje lépe s chemismem půd v určité hloubce půdního profilu a zda záleží na velikosti plochy fytoecologického snímku.

Lineární vztah mezi daty nejlépe vychází v půdních horizontech FH nadložního humusu pro všechna data (aktivní půdní reakce, výměnná půdní reakce, obsah přístupného fosforu) kromě dusíku, který vykazuje s Ellenbergovými indikačními hodnotami pouze negativní korelaci s nejasnou interpretací. Míra závislosti hodnot klesá spolu s rostoucí hloubkou půdy. Nejsilnější vztah ukazují průměrné Ellenbergovy indikační hodnoty za povodí s aktivní půdní reakcí. Všechna data nejlépe korelují s průměrnými hodnotami EIH z fytoecologických snímků C o ploše 4 m².

Ellenbergovy indikační hodnoty usnadňují interpretaci základních ekologických podmínek na stanovišti, aniž bychom použili složitější technická měření. Díky mnoha kladným vlastnostem jsou mezi ekology hojně využívány jako náhražky pro rychlý odhad a rekonstrukci podmínek na stanovišti. Jsou to však hodnoty, které vznikly převážně na základě fytoecologických pozorování a je tedy nutné jejich přesnost nepřeceňovat a zvážit jejich použití při složitějších analýzách s více proměnnými.

7. Přehled použité literatury

- BALKOVIČ, J., KOLLÁR, J., ŠIMONOVÍČ, V. (2012): *Experience with using Ellenberg's indicator values in Slovakia: oligotrophic and mesotrophic submontane broad-leaved forests*. *Biologia*, 67, 474–482.
- BARTELHEIMER, M., POSCHLOD, P. (2016): *Functional characterization of Ellenberg indicator values – a review on ecophysiological determinants*. *Functional Ecology*, 30, 506–516.
- BEGON, M., HARPER, J. L., TOWNSEND C. R. (1997): *Ekologie: jedinci, populace a společenstva*. Univerzita Palackého, Olomouc.
- BÍLEK, I. (2007): *Sivěnka přímořská*. Dostupné z: <http://www.naturfoto.cz/sivenka-primorska-fotografie-5189.html> (cit. 24.3.2020).
- BORHIDI, A. (1995): Social behaviour types, the naturalness and relative ecological indicator values of the higher plants in Hungarian flora. *Acta Botanica Hungaria*, 39, 97–181.
- BRANDTBERG, P., LUNDKVIST, H., BENGTTSSON, J. (2000): *Changes in forest-floor chemistry caused by a birch admixture in Norway spruce stands*. *Forest Ecology and Management*, 130, 253–264.
- CALDWELL, M. M., DAWSON, T. E., RICHARDS, J. H. (1998): Hydraulic lift: consequences of water efflux from the roots of plants. *Oecologia*, 113, 151–161.
- CANNON, H. L. (1971): *The use of plants indicators in ground water surveys, geologic mapping and mineral prospecting*. *International Association for Plant Taxonomy*, 20, 227–256.
- ČEPELOVÁ, B., DOSTÁLEK, T. (2018): *Hvozdík písečný český – poslední poznatky z populační biologie*. Dostupné online: <http://www.casopis.ochranaprirody.cz/pece-o-prirodu-a-krajinu/hvozdik-pisecny-cesky-posledni-poznatky-z-populacni-biologie/> (cit. 24.3.2020).
- DEGORSKI, M., L. (1982): *Usefulness of Ellenberg bioindicators in characterizing plant communities and forest habitats on the basis of data from the range "Grabowy" in Kampinos forest*. *Ekologia Polska*, 30, 453–477.
- DIDUKH, Y., P. (2011): The ecological scales of the species of the Ukrainian flora and their use in synphytoindication. *Phytosociocentre*, Kiyv.
- DIEKMANN, M. (2003): *Species indicator values as an important tool in applied plant ecology. A review*. *Basic and Applied Ecology*, 6, 4, 493–506.
- DOUDA, J. (2009): *O vegetační proměnlivosti a původu současných lužních lesů*. *Živa*, 57, 2, 56–59.
- DYKYJOVÁ, D. (1989): *Metody studia ekosystémů*. Academia, Praha.
- ELLENBERG, H. (1988): *Vegetation ecology of central Europe*. Cambridge University Press, Cambridge.
- ELLENBERG, H., DÜLL, R., WIRTH, V., WERNER, W., PAULISSEN, D. (1991): *Zeigewerte von Pflanzen in Mitteleuropa*. *Scripta Geobotanica*, Göttingen.
- EWALD, J., ZICHE, D. (2017): *Giving meaning to Ellenberg nutrient values: National Forest Inventory yields frequency based scaling*. *Applied Vegetation Science*, 20, 115–123.
- FRIDLEY, J. D., VANDERMAST, D. B., KUPPINGER, D. M., MANTHEY, M., PEET R. K. (2007): *Co-occurrence based assessment of habitat generalists and specialist: A new approach for measurement of niche width*. *Journal of Ecology*, 95, 4, 707–722.
- FISHER, R. F. (1990): *Amelioration of soil by trees*. In: GESSEL, S. P., LACATE, D. S., WEETMAN, G. F., POWERS, R. F. (ed.) *Sustained Productivity of Forest Soils*, University of British Columbia Press, Vancouver, 290–300.

- GOSLEE, S. C., BROOKS, R. P., COLE, C. A. (1997): *Plants as indicators of wetland water source*. Plant Ecology, 131, 199–206.
- HÁJEK, M., HÁJKOVÁ, P. (2007): *Hlavní typy rašelinišť ve střední Evropě z botanického hlediska*. Zprávy České Botanické společnosti, 42, 22, 19–28.
- HÁJEK, T., HÁJEK, M. (2018): *Proč jsou rašeliniště kyselá?* Živa, 66, 3, 121–123.
- HEDWALL, P., BRUNET, J., DIEKMANN, M. (2019): *With Ellenberg indicator values towards the north: Does the indicative power decrease with distance from Central Europe?* Journal of Biogeography, 46, 1041–1053.
- HERBEN, T., MÜNZBERGOVÁ, Z. (2003): *Zpracování geobotanických dat v příkladech*. Praha.
- HENDRYCH, R. (1984): *Fytogeografie*. Státní pedagogické nakladatelství, Praha.
- HILL, M.O., CAREY, P.D. (1997): *Prediction of yield in the Rothamsted Park Grass Experiment by Ellenberg indicator values*. Journal of Vegetation Science, 8, 579–586.
- HOLUBOVÁ, D. (2020): *Tužanka tvrdá*. Dostupné online: http://www.botanickafotogalerie.cz/fotogalerie.php?lng=cz&latName=Sclerochloa%20dura&czName=tu%C5%BEanka%20tvr%C3%A1&title=Sclerochloa%20dura%20%20tu%C5%BEanka%20tvr%C3%A1&showPhoto_variant=photo_description&show_sp_descr=true&spec_syntax=species&sortBy=lat (cit. 24.3.2020).
- HUML, D. (2011): *Tarice skalní*. Dostupné online: <https://www.dah7.cz/galerie/rostliny/tarice-skalni-334.html> (cit. 24.3.2020).
- HYNEK, A. (1984): *Pedogeografie*. SPN, Praha.
- CHMELÁŘ, J. (2012): *Paličkovec šedavý*. Dostupné online: http://www.jarduvsvet.cz/foto_dne_260.htm (cit. 24.3.2020).
- CHYTRÝ, M., DANIHELKA, J., KAPLAN, Z., PYŠEK, P. (2017): *Flora and vegetation of the Czech Republic*. Springer, Berlín.
- CHYTRÝ, M., KUČERA, T., KOČÍ, M., GRULICH, V., LUSTYK, P. (2010): *Katalog biotopů České republiky*. Agentura ochrany přírody a krajiny ČR, Praha.
- CHYTRÝ, M., TICHÝ, L., DŘEVOJAN, P., SÁDLO, J., ZELENÝ, D. (2018): *Ellenberg-type indicator values for the Czech flora*. Preslia, 90, 83–103.
- KÄFER, J., WITTE, J. P. M. (2004): *Cover-weighted averaging of indicator values in vegetation analyses*. Journal of Vegetation Science, 15, 647–652.
- KESL, M. (2011): *Sleziník severní*. Biolib.cz. Dostupné online: <https://www.biolib.cz/cz/image/id202832/> (cit. 24.3.2020).
- KILLHAM, K. (1996): *Soil ecology*. Cambridge University press.
- KOVÁŘ, P. (2002): *Geobotanika, úvod do ekologické botaniky*. Univerzita Karlova, Karolinum, Praha.
- KRÁSA, P. (2007): *Eriophorum vaginatum l. – suchopýr pochvatý*. Dostupné online: <https://botany.cz/cs/erriophorum-vaginatum/> (cit. 24.3.2020).
- KRUCKEBERG, A. R. (1969): *Soil diversity and the distribution of plants, with examples from western North America*. Madrono, 20, 129–154.
- KRUCKEBERG, A. R. (1984): *California serpentines: Flora, vegetation, geology, soils, and management problems*. University of California Press, USA.

KUČEROVÁ-KOLMANOVÁ, A., POKORNÝ, P. (1999): *Trpaslík vítězí nad obrem – nepříznivé podmínky umožňují rašeliništním rostlinám obstát v konkurenci*. Vesmír, 78, 449.

LARCHER, W. (1980): *Physiological Plant ecology – Ecophysiology and stress physiology of functional groups*. Springer, Berlin, Heidelberg, New York.

LEROS (2020): *Vřes obecný*. Dostupné online: <https://www.leros.cz/vres-obecny> (cit. 24.3.2020).

MALCOVÁ, K. (2014): *Pracovní list: Vodní a bahenní rostliny – podzim*. Botanická zahrada Přírodovědecké fakulty Univerzity Karlovy v Praze. Dostupné online: <https://docplayer.cz/8699416-Pracovni-list-vodni-a-bahenni-rostliny-podzim.html> (cit. 24.3.2020).

MORAVEC, J. a kolektiv (1994): *Fytocenologie*. Academia, Praha.

MUSCOLO, A., PANUCCIO, M. R., MALLAMACI, C., SIDARI, M. (2014): *Biological indicators to assess short-term soil quality changes in forest ecosystems*. Ecological Indicators, 45, 416–423.

NĚMEČEK, J., SMOLÍKOVÁ, L., KUTÍLEK, M. (1990): *Pedologie a paleopedologie*. Academia, Praha.

OLINE, D. K., GRANT, M. C. (2002): *Scaling patterns of biomass and soil properties: an empirical analysis*. Landscape ecology, 1, 1–14.

OTÝPKOVÁ, Z. (2012): *Vliv velikosti ploch na výpočty průměrných Ellenbergových indikačních hodnot*. Ústav botaniky a zoologie, Přírodovědecká fakulta Masarykovy university v Brně, Brno.

PAVLŮ, L. (2019): *Základy pedologie a ochrany půdy*. Česká zemědělská univerzita, Praha.

PAVLOVÁ, L. (2005): *Fyziologie rostlin*. Karolinum, Praha.

PERSSON, S. (1981): *Ecological indicator values as an aid in the interpretation of ordination diagrams*. Journal of Ecology 69, 71–84.

PIGNATTI, S., MENEGONI, P., PIETROSANTI, S. (2005): *Valori di bioindicazione delle piante vascolari della Flora d'Italia*. Braun-Blanquetia, 39, 1–97.

PROCHÁZKA, S., MACHÁČKOVÁ, I., KREKULE, J., ŠEBÁNEK, J. a kol. (2003): *Fyziologie rostlin*. Academia, Praha.

RAUCH, O. (2007): *Půdní poměry říčních niv*. Zprávy České Botanické Společnosti, 42, 22, 61–65.

REJŠEK, K., VÁCHA, R. (2018): *Nauka o půdě*. Agriprint, s. r. o., Olomouc.

RICHARDSON, C. J. (1999): *The role of wetlands in storage, release, and cycling phosphorus on the landscape: a 25-year retrospective*. In: Reddy, K. R., O'Connor G. A., Schelske C. L.: Phosphorus biochemistry in subtropical ecosystems. Lewis Publishers, Boca Raton.

SAVIOZZI, A., LEVI-MINZI, R., CARDELLI, R., RIFFALDI, R. (2001): *A comparison of soil quality in adjacent cultivated forest and native grassland soils*. Plant soil, 233, 251–259.

SCHAFFERS, A. P., SÝKORA, K. V. (2000): *Reliability of Ellenberg indicator values for moisture, nitrogen and soil reaction: a comparison with field measurements*. Journal of Vegetation Science, 11, 225–244.

SCHAFFERS, A. P., ZELENÝ, D. (2012): *Too good to be true: pitfalls of using mean Ellenberg indicator values in vegetation analyses*. Journal of Vegetation Science. 23, 419–431.

SIMONOVÁ, D. (2008): *Flóra a vegetace sešlapávaných míst*. Živa, 56, 4, 161–163.

SIRÉN, G. (1995): *The development of spruce forest on raw humus sites in northern Finland and its ecology*. Acta Forestalia. Fennica, 62, 4.

- SLAVÍKOVÁ, J. (1986): *Ekologie rostlin*. Státní pedagogické nakladatelství, Praha.
- SMOLÍKOVÁ, L. (1988): *Pedologie: I. díl*. 2. vyd. Praha.
- SMOLÍKOVÁ, L. (1988): *Pedologie: II. díl*. 2. vyd. Praha.
- SPOHN, R., SPOHNOVÁ, M. (2009): *Pryskyřník prudký*. Dostupné online: <https://www.zahrada-es.com/a/cz/5705-ranunculus-acris-prysky%C5%99n%C3%ADk-prudk%C3%BD/> (cit. 24.3.2020).
- SÝKORA, L. (1955): *Rostlinné indikátory některých typů základových půd*. Ústav stavební geologie, Praha.
- SÝKORA, L. (1959): *Rostliny v geologickém výzkumu*. Československá akademie věd, Geologicko-geografická sekce, Praha.
- ŠETLÍK, I., SEIDLOVÁ, F., ŠANTRŮČEK, J. (2004): *Fyziologie rostlin*. Výukový list, Jihočeská Univerzita, České Budějovice. Dostupné online: <https://web.natur.cuni.cz/biochem/kucera/rostliny/is/fyzros.html>
- ŠUMBEROVÁ, K. (2007): *Vegetace třídy Lemneta v České republice – kolik toho o ní víme?* Zprávy České Botanické společnosti, 42, 22, 5–17.
- TIIHONEN, H. (2010): *Meriasteri*. Dostupné online: <http://retkiakasvimaailmaan-ht.blogspot.com/2016/02/meriasteri.html> (cit. 24.3.2020).
- TINER, R. W. (1993): *Using plants as indicators of wetland*. Proceedings of the Academy of Natural Sciences of Philadelphia, 144, 240–253.
- TSYGANOV, D., N. (1983): *Fitoindikatsiya ekologicheskikh rezhimov v podzone khvoino-shirokolistvennykh lesov*. Nauka, Moskva.
- Univerzita Palackého v Olomouci (2013): *Základy ekologie – výukový list*. Katedra botaniky. Dostupné online: http://botany.upol.cz/pagedata_cz/vyukove-materialy/113_zaklady-ekologie-i-2.pdf (cit. 24.3.2020).
- VÁLEK, B. (1970): *Rostlinné stanovištní indikátory*. Česká zemědělská společnost, Praha.
- VALLA, M., KOZÁK, J., NĚMEČEK, J., MATULA, S., BORŮVKA, L., DRÁBEK, O. (2002): *Pedologické praktikum*, Česká zemědělská univerzita, Praha.
- VANDERMEER, J. (1989): *The ecology of Intercropping*. Cambridge University Press, New York.
- WAGNER, M., KAHMEN, A., SCHLUMPRECHT, H., AUDORFF, V., PERNER, J., BUCHMANN, N. et al. (2007): *Prediction of herbage yield in grassland: how well do Ellenberg N-values perform?* Applied Vegetation Science, 10, 15–24.
- WAMELINK, G., W., W., JOOSTEN, V., VAN DOBBEN, H., F., BERENDSE, F. (2002): *Validity of Ellenberg indicator values judged from physico-chemical field measurements*. Journal of Vegetation Science, 13, 269–278.
- ZARZYCKI K., TRZCIŃSKA-TACIK H., RÓZAŃSKI W., SZELAG Z., WOLEK J., KORZENIAK U. (2002): *Ecological indicator values of vascular plants of Poland*. W. Szafer Institute of Botany, Polish Academy of Sciences, Kraków.
- ZELENÝ, D. (2012): *Poznámky k používání průměrných Ellenbergových indikačních hodnot při analýze vegetačních dat*. Zprávy České Botanické společnosti, 47, 159–178.
- ZLATNÍK, A. (1952): *Ekologie a geografie rostlin I*. Státní pedagogické nakladatelství, Praha.
- ZONNEVELD, I. S. (1983): *Principles of bio-indication*. Environmental Monitoring and Assessment, 3, 207–217.

8. Seznam příloh

Příloha 1 – Přehled rostlinných indikátorů

Přehled rostlinných indikátorů

(Chytrý et al. (2010), Moravec et al. (1994), Slavíková (1986), Sýkora (1959), Zlatník (1952))

Acidofyty

brusnice borůvka	<i>Vaccinium myrtillus</i>
brusnice brusinka	<i>Vaccinium vitis-idaea</i>
metlice křivolaká	<i>Deschampsia flexuosa</i>
smilka tuhá	<i>Nardus stricta</i>
smrk ztepilý	<i>Picea abies</i>
suchopýr pochvatý	<i>Eriophorum vaginatum</i>
vřes obecný	<i>Calluna vulgaris</i>

Alkalofyty

hvězdnice slanišhá	<i>Aster tripolium</i>
kamyšník přímořský	<i>Bolboschoenus maritimus</i>
kostřava walliská	<i>Festuca valesiaca</i>
lomikámen vždyživý	<i>Saxifraga paniculata</i>
mochna husí	<i>Potentilla anserina</i>
pěchava vápnomilná	<i>Sesleria caerulea</i>
sivěnka přímořská	<i>Glaux maritima</i>
sleziník zelený	<i>Asplenium viride</i>
válečka lesní	<i>Brachypodium silvaticum</i>
válečka prapořitá	<i>Brachypodium pinnatum</i>

Halofyty

hvězdnice slanišhá	<i>Aster tripolium</i>
jetel jahodnatý	<i>Trifolium fragiferum</i>
kafranka roční	<i>Camphorosma annua</i>
lebeda růžová	<i>Atriplex hastata</i>
sivěnka přímořská	<i>Glaux maritima</i>
slanobýl draselný	<i>Salsola kali</i>
slanorožec bylinný	<i>Salicornia herbacea</i>

Hydrofyty

chrastice rákosovitá	<i>Baldingera arundinacea</i>
kosatec žlutý	<i>Iris pseudacorus</i>
lakušník vodní	<i>Batrachium aquatile</i>
leknín bílý	<i>Nymphaea alba</i>
nepukalka vzplývající	<i>Salvinia natans</i>
okřehek menší	<i>Lemna minor</i>
orobinec úzkolistý	<i>Typha angustifolia</i>
přeslička mokřadní	<i>Equisetum fluviatile</i>
rákos obecný	<i>Phragmites australis</i>
rdesno obojživelné	<i>Persicaria amphibia</i>
rdest prorostlý	<i>Potamogeton perfoliatus</i>
rdest světlý	<i>Potamogeton lucens</i>
skřipinec jezerní	<i>Schoenoplectus lacustris</i>
stolístek přeslenatý	<i>Myriophyllum verticillatum</i>
stulík žlutý	<i>Nuphar luteum</i>
voďanka žabí	<i>Hydrocharis morsus-ranae</i>
žebrotka bahenní	<i>Hottonia palustris</i>

Hygrofyty

bezkoleneč modrý	<i>Molinia caerulea</i>
bledule jarní	<i>Leucorum vernum</i>
brslen evropský	<i>Euonymus europaea</i>
čertkus luční	<i>Succisa pratensis</i>
česnek medvědí	<i>Allium ursinum</i>
chmel otáčivý	<i>Humulus lupulus</i>
kalina obecná	<i>Viburnum opulus</i>
klikva bahenní	<i>Vaccinium oxycocco</i>

kostival lékařský	<i>Symphytum officinale</i>	skalník rozprostřený	<i>Cotoneaster horizontalis</i>
krušina olšová	<i>Frangula alnus</i>	smolníčka obecná	<i>Viscaria vulgaris</i>
olše šedá	<i>Alnus incana</i>	trnka obecná	<i>Prunus spinosa</i>
orsej jarní	<i>Ficaria verna</i>		
pomněnka bahenní	<i>Myosotis scorpioides</i>	Petrofyty	
rosnatka okrouhlostá	<i>Drosera rotundifolia</i>	chudina vždyzelená	<i>Draba aizoides</i>
rybíz černý	<i>Ribes nigrum</i>	jestřábník zední	<i>Hieracium murorum</i>
suchopýr pochvatý	<i>Eriophorum vaginatum</i>	lomikámen latnatý	<i>Saxifraga paniculata</i>
tužebník jilmový	<i>Filipendula ulmaria</i>	lopuštík skloněný	<i>Hackelia deflexa</i>
vrba bílá	<i>Salix alba</i>	rozchodník bílý	<i>Sedum album</i>
vrba nachová	<i>Salix purpurea</i>	řeřišník písečný	<i>Cardaminopsis fragilis</i>
vstavač mužský	<i>Orchis maculata</i>	sleziník červený	<i>Asplenium trichomanes</i>
		sleziník severní	<i>Asplenium septentrionale</i>
Heliofyty		tařice skalní	<i>Aurinia saxatilis</i>
bříza bělokorá	<i>Betula pendula</i>	vrbovka chlumní	<i>Epilobium collinum</i>
divizna velkokvětá	<i>Verbascum densiflorum</i>	zvonek okrouhlostý	<i>Campanula rotundifolia</i>
kopretina bílá	<i>Leucanthemum vulgare</i>		
leknín bílý	<i>Nymphaea alba</i>	Psamofyty	
pelyněk ladní	<i>Artemisia campestris</i>	brusnice borůvka	<i>Vaccinium myrtillus</i>
růže galská	<i>Rosa gallica</i>	hvozdík písečný	<i>Dianthus arenarius</i>
slunečnice roční	<i>Helianthus annuus</i>	chundelka metlice	<i>Apera spica-venti</i>
		jetel rolní	<i>Trifolium arvense</i>
Mezofyty		kolenec pětimužný	<i>Spergula pentandra</i>
hrachor luční	<i>Lathyrus pratensis</i>	mateřídouška úzkolistá	<i>Thymus angustifolius</i>
javor mléč	<i>Acer platanoides</i>	paličkovec šedavý	<i>Corynephorus canescens</i>
kopretina bílá <i>leucanthemum</i>	<i>Chrysanthemum</i>	psineček tuhý	<i>Agrostis vinealis</i>
kostřava luční	<i>Festuca pratensis</i>	sinokvět chrpový	<i>Jurine cyanoides</i>
lipnice hajní	<i>Poa nemoralis</i>	smělek sivý	<i>Koleria glauca</i>
lípa malolistá	<i>Tilia cordata</i>	smilka tuhá	<i>Nardus stricta</i>
ocún jesenní	<i>Colchicum autumnale</i>	šťovík menší	<i>Rumex acetosella</i>
ovsík vyvýšený	<i>Arrhenatherum elatius</i>	violka trojbarevná	<i>Viola tricolor</i>

vřes obecný	<i>Calluna vulgaris</i>	jmelí bílé	<i>Viscum album</i>
Psychrofyty		jelení jazyk celolistý	<i>Phyllitis scolopendrium</i>
dryádka osmiplátečná	<i>Dryas octopetala</i>	kapradina hrálovitá	<i>Polystichum lonchitis</i>
kakost lesní	<i>Geranium sylvaticum</i>	lecha jarní	<i>Lathyrus vernus</i>
prha arnika	<i>Arnica Montana</i>	věsenka nachová	<i>Prenanthes purpurea</i>
sítina trojklanná	<i>Juncus trifidus</i>	merlík sivý	<i>Chenopodium glaucum</i>
smilka tuhá	<i>Nardus stricta</i>	Termofyty	
třezalka skvrnitá	<i>Hypericum maculatum</i>	dub pýřitý	<i>Quercus pubescens</i>
vrba hrotolistá	<i>Salix hastata</i>	dub zimní	<i>Quercus petraea</i>
Rostliny sešlapávaných půd		habr obecný	<i>Carpinus betulus</i>
jetel plazivý	<i>Trifolium repens</i>	jasan ztepilý	<i>Fraxinus excelsior</i>
jitrocel větší	<i>Plantago major</i>	klikva bahenní	<i>Vaccinium oxycoccus</i>
kokoška pastuší tobolka	<i>Capsela bursa pastoris</i>	kukuřice setá	<i>Zea mays</i>
máchelka podzimní	<i>Leontodon autumnalis</i>	laskavec ohnutý	<i>Amaranthus retroflexus</i>
merlík bílý	<i>Chenopodium album</i>	len tenkolistý	<i>Linum tenuifolium</i>
ptačinec žabinec	<i>Stellaria media</i>	merlík hroznový	<i>Chenopodium botrys</i>
průtrzník lysý	<i>Herniaria glabra</i>	mochna písečná	<i>Potentilla arenatia</i>
řebříček obecný	<i>Achillea millefolium</i>	plamének vzpřímený	<i>Clematis recta</i>
řeřicha rumní	<i>Lepidium ruderales</i>	réva vinná	<i>Vitis vinifera</i>
sedmikráska chudobka	<i>Bellis perennis</i>	rosnatka okrouhlostá	<i>Drosera rotundifolia</i>
srha laločná	<i>Dactylis glomerata</i>	šicha černá	<i>Empetrum nigrum</i>
šťovík tupolistý	<i>Rumex obtusifolius</i>	Xerofyty	
truskavec ptačí	<i>Polygonum aviculare</i>	dub šípák	<i>Quercus pubescens</i>
turanka kanadská	<i>Conyza canadensis</i>	dřín obecný	<i>Cornus mas</i>
tužanka tvrdá	<i>Sclerochloa dura</i>	hvozdík sivý	<i>Dianthus gratianopolitanus</i>
trvranožka šupinatá	<i>Coronopus squamatus</i>	mateřídouška úzkolistá	<i>Thymus serpyllum</i>
Sciofyty		pryšec chvojka	<i>Euphorbia cyparissias</i>
hlísník hnízdák	<i>Neottia nidus-avis</i>	silenka nadmutá	<i>Silene vulgaris</i>
česnáček lékařský	<i>Aliiaria petiolata</i>		

