

Univerzita Palackého v Olomouci

Přírodovědecká fakulta

Katedra geoinformatiky

**VLIV PŘEMĚNY DŘEVINNÉ SKLADBY LESŮ
NA PŮDNÍ VLASTNOSTI BĚHEM
ENVIRONMENTÁLNÍ ZMĚNY VYŠETŘENÝ
POMOCÍ SHLUKOVÉ ANALÝZY A
GEOGRAFICKY VÁŽENÉ REGRESE**

Disertační práce

Ing. Pavel SAMEC

Školitel: doc. RNDr. Vilém Pechanec, Ph.D.

Olomouc 2019

Geoinformatika a kartografie

**Vliv přeměny dřevinné skladby lesů na
půdní vlastnosti během environmentální
změny vyšetřený pomocí shlukové analýzy
a geograficky vážené regrese**

Ing. Pavel Samec

ANOTACE

Společný vliv environmentální změny a proměnlivosti využívání bezpříkladně postihuje ekosystémovou diverzitu, která je v lesích determinována vztahy dřevin s růstovými podmínkami. Cílem práce bylo porovnat těsnost závislosti mezi diverzitou půdních vlastností a lesních dřevin v obdobích převládající zátěže kyselou depozicí (1985–1994) a environmentální změny (2003–2012). Porovnání bylo provedeno pomocí diskriminační analýzy (DA), shlukové analýzy (CLU) a geograficky vážené regrese (GVR) mezi biogeografickými regiony na území České republiky. Zastoupení lesních dřevin bylo zjištěno ze souhrnných lesních hospodářských plánů. Růstové podmínky lesů byly charakterizovány pomocí modelu celkové potenciální kyselá depozice EMEP-LRTAP, geochor odvozených překryvem typů reliéfu a podloží, půdních asociací a pedochemických vlastností. DA byla využita k ověření spojitosti mezi druhy lesních dřevin a půdními vlastnostmi v systému dřevina-půda. CLU byla využita ke srovnání podobností změn dřevinné skladby a proměnlivosti půdních vlastností. GVR byla využita k odhadu prostorových vztahů mezi diverzity lesních dřevin a růstových podmínek. Diverzita byla odhadnuta pomocí Shannon-Wienerova indexu.

Převažující zastoupení jehličnanů snižuje korelace s půdními vlastnostmi. Environmentální změna společně s poklesem zastoupení jehličnanů umožnila zvýšení vlivů buku lesního (*Fagus sylvatica*), javorů (*Acer* sp.), dubů (*Quercus* sp.) a vrb (*Salix* sp.) na zvýšení humusového pH, bazické saturace, C_{org} , CaO a P_2O_5 . Homogenní struktura lesů narušila vztahy s půdou více než environmentální zátěže. Environmentální zátěže postihly 19 % diverzity lesních dřevin. Půdní kyselení postihlo pestrost zastoupení dřevin jen v 5,6 % lesů. Zastoupení dřevin korelující s diverzitou půdních vlastností se vyskytovalo jen v necelých 13 % lesů. Přes 87 % lesů se vyznačovalo nesoulady mezi diverzitou dřevin a půd. Závislost půdních vlastností je významná od diverzity dřevin $> 1,66$. Dostatečná diverzita dřevin je $2,79 \pm 0,46$ při průměrně nižší geodiverzitě $2,06 \pm 0,72$. Snižování environmentální zátěže je výchozím procesem pro rozvoj vztahů v systému dřevina-půda, ale přeměna homogenních lesů na strukturované zvyšuje více prostorovou závislost mezi dřevinami a zatíženými geochorami.

KLÍČOVÁ SLOVA

Environmentální změna; kyselá depozice; půdní diverzita; biodiverzita; přeměna lesů

Počet stran práce: 111

Počet příloh: 7

ANNOTATION

Coupled effects of environmental change and management variability unprecedentedly afflict ecosystem diversity which is, at forests, determined by relationships between tree-species and growth conditions. The aim of the work was comparison of dependence proximity between soil properties and forest tree-species diversities in periods of prevailing acid deposition (1985–1994) and environmental change (2003–2012). The comparison was carried out through discrimination analysis (DA), cluster analysis (CLU) and geographically weighted regression (GWR) among biogeographical regions in the Czech Republic. Forest tree-species composition was obtained from cumulative forest management plans. The growth conditions were characterized by total potential acid deposition EMEP-LRTAP model, bedrock-geomorphological bodies (BGMB) derived through overlay between relief and bedrock types, soil associations and soil chemical properties. DA was used for verification on connectivity between forest tree-species and soil properties at tree-soil system. CLU was used for comparison on similarities of tree composition and soil properties variability. GWR was used for estimation of spatial relationships between forest tree-species and growth condition diversities. Diversity was estimated through Shannon-Weaver index.

Prevailing conifer proportion reduces correlations with soil properties. Environmental change together with conifer proportion decrease enabled increase in effects of Common beech (*Fagus sylvatica*), maples (*Acer* sp.), oaks (*Quercus* sp.) and willows (*Salix* sp.) on humus pH, base saturation, C_{org}, CaO and P₂O₅ increases. Homogeneous forest structure afflicted relationships with soil more than environmental loads. The environmental loads afflicted 19 % from forest tree-species diversity. Soil acidification afflicted tree-species composition richness in 5,6 % of forests only. Tree-species proportion correlating with soil properties diversity occurred at less than 13 % of forests only. Over than 87 % of forests was characterized by splits between tree-species and soil diversity. The soil properties dependence is significant from tree-species diversity > 1,66. Enough tree-species diversity is 2.79±0.46 at meanly lower geodiversity 2.06±0.72. The environmental load decrease is initial process for development of tree-soil system relationships, but transformation of homogeneous forests to structured increases spatial dependence between tree-species and loaded BGMBs more.

KEYWORDS

Environmental change; acid deposition; soil diversity; biodiversity; forest transformation

Number of pages: 111

Number of appendixes: 7

Prohlašuji, že

- disertační práci včetně příloh, jsem vypracoval(a) samostatně a uvedl(a) jsem všechny použité podklady a literaturu.

- jsem si vědom, že na moji disertační práci se plně vztahuje zákon č.121/2000 Sb. - autorský zákon, zejména § 35 – využití díla v rámci občanských a náboženských obřadů, v rámci školních představení a využití díla školního a § 60 – školní dílo,

- beru na vědomí, že Univerzita Palackého v Olomouci (dále UP Olomouc) má právo nevýdělečně, ke své vnitřní potřebě, disertační práci užívat (§ 35 odst. 3),

- souhlasím, aby jeden výtisk disertační práce byl uložen v Knihovně UP k prezenčnímu nahlédnutí,

- souhlasím, že údaje o mé disertační práci budou zveřejněny ve Studijním informačním systému UP,

- v případě zájmu UP Olomouc uzavřu licenční smlouvu s oprávněním užít výsledky a výstupy mé disertační práce v rozsahu § 12 odst. 4 autorského zákona,

- použít výsledky a výstupy mé disertační práce nebo poskytnout licenci k jejímu využití mohu jen se souhlasem UP Olomouc, která je oprávněna v takovém případě ode mne požadovat přiměřený příspěvek na úhradu nákladů, které byly UP Olomouc na vytvoření díla vynaloženy (až do jejich skutečné výše).

V Olomouci dne

.....

podpis autora

Na tomto místě chci poděkovat Agentuře ochrany přírody a krajiny za poskytnutí biogeografického členění České republiky, doc. Dr. Ing. Miloši Zapletalovi z Ekotoxy – Centra pro životní prostředí a hodnocení krajiny, s.r.o. za poskytnutí modelů celkové potenciální kyselé depozice a Ústavu pro hospodářskou úpravu lesů Brandýs nad Labem za zázemí vytvořené pro modelování půdních vlastností v rámci řešení úkolů Ministerstva zemědělství ČR.

Obsah

Použité zkratky.....	11
1 ÚVOD.....	14
1.1 Problematika.....	14
1.2 Cíle práce.....	15
1.2.1 Pracovní hypotéza.....	15
1.2.2 Dílčí cíle.....	16
2 PŘEHLED PROBLEMATIKY.....	17
2.1 Ekosystémová diverzita lesů.....	17
2.1.1 Geodiverzita lesů.....	18
2.1.1.1 Vnější prostředí.....	18
2.1.1.2 Vnitřní prostředí.....	19
2.1.2 Biodiverzita lesů.....	22
2.1.2.1 Členění lesů.....	22
2.1.2.2 Lesní společenstva.....	24
2.1.3 Funkce lesního ekosystému.....	25
2.1.4 Funkce systému dřevina-půda.....	29
2.2.4.1 Pedogeneze.....	29
2.2.4.2 Autoregulace.....	30
2.2.4.3 Biologická meliorace.....	32
2.2 Environmentální změna.....	34
2.2.1 Recentní klimatická změna.....	35
2.2.2 Lidská činnost.....	35
2.2.2.1 Ekosystémová změna.....	37
2.2.2.2 Geochemická změna.....	38
2.3 Vývoj pěstování lesů.....	40
2.3.1 Období světových válek.....	41
2.3.1.1 Historické souvislosti.....	41
2.3.1.2 Lesnická fytotechnika.....	41
2.3.2 Období poválečné obnovy.....	42
2.3.2.1 Historické souvislosti.....	42
2.3.2.2 Lesnická fytotechnika.....	43
2.3.3 Období postmoderní globalizace.....	46
2.3.3.1 Historické souvislosti.....	46
2.3.3.2 Lesnická fytotechnika.....	47
2.3.4 Trend vývoje lesů.....	50
3 MATERIÁL A METODY.....	53
3.1 Základní přístupy.....	53
3.2 Data.....	55
3.2.1 Environmentální zátěž.....	55
3.2.2 Systém dřevina-půda.....	57
3.2.2.1 Dřeviny.....	58
3.2.2.2 Lesní půdy.....	59
3.3 Statistická analýza.....	62
3.3.1 Průzkumová analýza.....	62
3.3.2 Geografická analýza.....	64
3.3.3 Srovnávací analýza.....	65
4 VÝSLEDKY.....	66
4.1 Environmentální předpoklady.....	66
4.2 Shluková analýza.....	71
4.3 Geograficky vážená regrese.....	75

5 DISKUSE	81
5.1 Obecná diskuse.....	81
5.2 Diskuse metodických přístupů.....	82
5.2.1 Redukce dimenzionality.....	82
5.2.2 Prostorové modelování.....	83
5.3 Diskuse lesnických aplikací.....	84
5.3.1 Modelování biologické meliorace.....	84
5.3.2 Modelování přeměny lesů.....	85
6 ZÁVĚR	88
7 POUŽITÁ LITERATURA	89
Přílohy.....	104

POUŽITÉ ZKRATKY

Zkratka	Význam
\bar{N}	Průměrný počet půdních sond
σ	Zakmenění
a	Parametr diskriminační funkce
AIC	Akaikeho informační kritérium
AVB	Absolutní výšková bonita
BK	Buk lesní (<i>Fagus sylvatica</i>)
BL+KOS	Borovice blatka (<i>Pinus rotundata</i>) + kosodřevina (<i>Pinus mugo</i>)
BO	Borovice lesní (<i>Pinus sylvestris</i>)
BR	Bříza bělokorá (<i>Betula pendula</i>)
BS	Bazická saturace
C	Prahový bod
CLL	Kritické úrovně zátěží
CLU	Shluková analýza
CPKD	Celková potenciální kyselá depozice
ČSSR	Československá socialistická republika
DA	Diskriminační analýza
DB	Dub (<i>Quercus</i> sp.)
D_d	Objemová hmotnost
DLHPO	Databáze lesních hospodářských plánů/osnov
DS IDC ÚHÚL	Datový sklad informačního a datového centra Ústavu pro hospodářskou úpravu lesů Brandýs nad Labem
e	Reziduum
EHS	Evropské hospodářské společenství
EK	Edafická kategorie
EMEP	Evropský program monitoringu a hodnocení
EŘ	Ekologická řada
EU	Evropská unie
F+H	Nadložní směsný půdní subhorizont drti a měle
FA	Faktorová analýza
GIS	Geoinformační systém
GVR	Geograficky vážená regrese
H	Nadložní půdní subhorizont měle
H'	Shannon-Wienerův index
HB	Habr obecný (<i>Carpinus betulus</i>)
HŘ	Hydrická řada
HS	Hospodářský soubor
HÚL	Hospodářská úprava lesů

CHKO	Chráněná krajinná oblast
<i>i</i>	Počet půdních sond
IAA	Indolyl-octová kyselina
ICS	Index velikosti shluku
IPCC	Mezivládní panel pro klimatickou změnu
JD	Jedle bělokora (<i>Abies alba</i>)
JS	Jasan (<i>Fraxinus</i> sp.)
JV	Javor (<i>Acer</i> sp.)
<i>k</i>	Pořadí nezávislých proměnných
KVK	Kationtová výměnná kapacita
LP	Lípa (<i>Tilia</i> sp.)
LRTAP	Úmluva o dálkovém přeshraničním znečišťování ovzduší
<i>m</i>	Počet buněk gridu
MCPFE	Ministerská konference o ochraně lesů v Evropě
MD	Modřín opadavý (<i>Larix decidua</i>)
MDL	Malá doba ledová
MKK	Maximální kapilární kapacita
MZD	Meliorační a zpevňující dřeviny
MZCHŮ	Maloplošné zvláště chráněné území
MŽP	Ministerstvo životního prostředí
NAO	Severoatlantická oscilace
NATO	Severoatlantická aliance
NIL	Národní inventarizace lesů
NLP	Národní lesnický program
NP	Národní park
OECD	Organizace pro ekonomickou spolupráci a rozvoj
OL	Olše (<i>Alnus</i> sp.)
OPRL	Oblastní plán rozvoje lesů
OSN	Organizace spojených národů
<i>p</i>	Počet půdních vlastností
PCA	Analýza hlavních komponent
PET	Potenciální evapotranspirace
PLO	Přírodní lesní oblast
PPV	Potenciální přirozená vegetace
P_{sk}	Rozloha porostní skupiny
PVL	Průzkum výživy lesa
PVP	Poloprovozní výzkumná plocha
R^2	Index determinace
RJSPP	Regionální jednotka struktury půdního pokryvu
RPD	Redukovaná plocha dřeviny

RPLP	Redukovaná plocha lesního porostu
RVHP	Rada vzájemné hospodářské pomoci
s	Plocha buňky gridu
S	Kovarianční matice
SK	Sorpční komplex
(S)LHP	(souhrnný) lesní hospodářský plán
SM	Smrk ztepilý (<i>Picea abies</i>)
SSSR	Svaz sovětských socialistických republik
TP	Topol (<i>Populus</i> sp.)
TZP	Trvalá zkusná plocha
ÚSES	Územní systém ekologické stability
VMR	Poměr rozptyl-průměr
VR	Vrba (<i>Salix</i> sp.)
V_{sk}	Skutečná zásoba lesního porostu
V_{tab}	Normovaná zásoba lesního porostu
x	Nezávislá proměnná
Y	Závislá proměnná
Z	Zastoupení dřevin
ZCHŮ	Zvláště chráněné území
ZS-VÚS	Zintenzivněné svrchní okyselení vyrovnaně úživných stanovišť
ZV-VPÚS	Zintenzivněné vyrovnané okyselení vnitropůdně úživných stanovišť
ϵ	Náhodná chyba
λ'	Střední četnost půdních sond
β	Lokální parametr

1 ÚVOD

1.1 Problematika

Společný vliv environmentální změny a proměnlivosti obhospodařování lesů bezpříkladně postihuje ekosystémovou diverzitu. Ekosystémová diverzita (ekodiverzita) indikuje schopnost krajiny přizpůsobit se environmentální změně. Dostatečné zastoupení udržitelně využívaných lesů podporuje přizpůsobivost krajiny více než intenzivně obhospodařované lesy. Intenzivní lesní hospodářství snižuje ekodiverzitu pěstováním malého počtu dřevin a homogenizací půdních vlastností (Podrázský et al. 2009), kdežto udržitelné obhospodařování přírodě blízkých lesů ekodiverzitu výrazně nesnižuje (Aubert et al. 2003). Proměnlivost prostředí mění všechny funkce lesů, takže ani efekt dostatečného zastoupení udržitelně využívaných lesů není stálý. Přímá úměra mezi environmentální změnou a ekodiverzitou nastává, když všechny ekosystémy jsou schopny se přizpůsobit (Bellard et al. 2012). Vztahy mezi proměnlivostí prostředí a ekodiverzitou naznačují, zda přizpůsobivost ekosystémů může být zabezpečena snížením environmentální zátěže nebo ekologickou obnovou.

Ekodiverzita sestává z biodiverzity (rozmanitosti živých forem) a geodiverzity (rozmanitosti růstových podmínek). Mezi biodiverzitou a geodiverzitou se vyskytují zpětné vazby. Geodiverzita podmiňuje přirozenou biodiverzitu lesů, ale biodiverzita přispívá ke zvyšování geodiverzity zintenzivněním půdního vývoje (Ibañez a Feoli 2013). Půdní vývoj trvale mění vnitřní lesní prostředí a vliv lesa na okolní ekosystémy. Zintenzivnění vývoje lesních půd uskutečňuje systém dřevina-půda. Systém dřevina-půda je otevřené spojení rostlin, půdního prostředí a mikroorganismů vyměňujících látky mezi sebou a okolím (Hopkins et al. 2013). Proměnlivost vnitřního prostředí lesů i ovlivňování okolí jsou zasažitelné lidskou činností. Lidská činnost i půdní vývoj mění efektivitu systému dřevina-půda. Lidská činnost bezprostředně postihuje dřeviny a obsah půdní organické hmoty (Pretzsch et al. 2014). Vztah půdního vývoje a dřevin je založen na zintenzivnění biochemického rozkladu minerálních složek, tvorbě organo-minerálních komplexů a promíchávání zvětralin s organickou hmotou. Půdní vývoj se projevuje prohlubováním zvětralinového pláště a kolísáním obsahu organické hmoty (Augusto et al. 2000). Následně se mění dřevinná skladba v souvislosti s cykly odumírání a obnovy jednotlivých druhů dřevin, epizodickými disturbancemi a dostupností vody nebo živin (Ponge a Chevalier 2006). Povětrnostní disturbance lesů urychlují půdní vývoj jak přemísťováním zvětralin, tak také zapravováním organické hmoty do půdního tělesa. Přemísťování hmot přetváří mikrorelief. Rozčleněný mikrorelief nabízí dřevinám niky s rozdílným obsahem organické hmoty a dostupnou vláhou (Legout et al. 2009). Disturbance nebo cyklické odumírání patra nejdéle žijících dřevin uvolňuje prostor pro odrůstání náročnějších druhů, během něhož dochází ke zvyšování druhového bohatství ekosystému (Modrý et al. 2004).

Spoluúčast environmentální změny a lidské činnosti usměrňuje nebo naopak utlumuje přirozené změny dřevinné skladby lesů. Obnova lesů je spouštěcím procesem změn systému dřevina-půda. Přirozená obnova lesů nejčastěji nastává po disturbancích nebo odumření hlavní stromové úrovně. Naproti tomu znečištění prostředí nebo příliš hustá populace býložravců výrazně tlumí průběh přirozené obnovy (Gill a Beardall 2001; Karnosky et al. 2003; Ponge a Chevalier 2006). Nepřítomnost přirozené obnovy nebo obnova nežádoucích (invazních) druhů omezují přeměnu druhové skladby lesů na umělou obnovu. Umělá obnova je nicméně nejrychlejší způsob změny druhové skladby pro zmírnění dopadů následujících změn růstových podmínek (Bernier et al. 1998).

Obnova přirozené skladby posiluje zpětné vazby s půdou podporujících úspěšné šíření následující generace, zatímco dřeviny na nevyhovujících stanovištích jsou citlivější vůči proměnlivosti vlastností růstových podmínek (Seppälä et al. 2009). Úspěšnost obnovy lesů souvisí se způsobem optimalizace vztahů mezi dřevinou a růstovými podmínkami. I když přirozená obnova spočívá v odrůstání druhů s optimálním vztahem k růstovým podmínkám, její využití jako vzoru pro umělou obnovu je v podmínkách trvalých zátěží omezeno (Mauer et al. 2018). Nicméně i když jsou pro umělou obnovu využívány nepřirozené druhy, úspěšnost umělé obnovy při zmírnění dopadů environmentální změny závisí na optimalizaci dřevinné skladby pro lokální růstové podmínky.

Zvětšování obsahu půdní organické hmoty a tlumení půdního okyselování zvyšují odolnost lesů proti kyselé depozici a suchu. Kyselá depozice nebo sucho jsou současně nejnebezpečnějšími environmentálními ohroženími přirozené obnovy lesů. Úprava druhové skladby lesů tlumí dopady environmentálních zátěží, pokud zátěže nepřekračují kritické úrovně. Zátěže vedou k chřadnutí lesů. Akutní chřadnutí je endogenní poškození nepřirozených porostů v nezatížených podmínkách. Je způsobováno patogeny přednostně napadajícími stromy s genomem nepřizpůsobeným na nepřirozené podmínky, ale přeměna druhové skladby dřevin do souladu s růstovými podmínkami jeho výskyt snižuje (Samec et al. 2017). Chronické chřadnutí je exogenní poškození porostů v zatížených podmínkách. Snížení zátěže je nezbytným předpokladem obnovy lesů v oblastech chronického chřadnutí (Hruška et al. 2001; Manion 2003; Sitková a Kunca 2008). Změna druhové skladby lesů je v zatížených oblastech značně závislá na umělé obnově, protože úbytek půdní organické hmoty byl následován ztrátou autoregulace. Půdní organická hmota optimalizuje pH pro obnovu vůdčích druhů lesního společenstva. Vhodná dřevinná skladba stabilizuje proměnlivou část sorpčního komplexu. Hospodářské změny dřevinné skladby jsou zpravidla zaměřeny na zmenšení počtu pěstovaných druhů a uplatnění druhů s nejvyššími přírůsty. Zjednodušení struktury lesů snižuje diverzitu půdních vlastností a zintenzivňuje okyselování, i když není přímou příčinou snížení obsahu půdní organické hmoty. Pokles půdní organické hmoty způsobují opakované holoseče a kyselá depozice, které podobně snižují půdní biologickou aktivitu.

1.2 Cíle práce

1.2.1 Pracovní hypotéza

Tato studie se věnuje proměnlivosti diverzity systému dřevina-půda mezi obdobími odlišných environmentálních zátěží. Proměnlivost vztahů mezi půdní diverzitou a lesními společenstvy naznačuje růst nebo pokles přizpůsobivosti ekosystému na zátěže. Druhové složení systému dřevina-půda ovlivňuje nejen množství ukládané půdní organické hmoty, ale i její vliv na okyselování.

Intenzita okyselování lesů není stálá, ale mění se v závislosti na kolísání environmentálních zátěží a ekologické obnově rostlinných společenstev. Ekosystém zpětnovazebně zpomaluje okyselování v mezích kritických zátěží rozvojem funkcí systému dřevina-půda. Rozvoj mykorhizních symbióz rozšiřuje aktivitu kořenů, jejichž intenzivnější dynamika stabilizuje ekosystém (Blum et al. 2002). Intenzivnější dynamika kořenů, větší niky pro bohatší mikrobiální společenstva a rychlejší zpřístupňování živin posilují vazby mezi rostlinami a půdními subsystémy (McCormack et al. 2014). Při pomalém rozkladu půdní organické hmoty nevznikají dostatečně organické koloidy zvyšující proměnlivou část sorpce tlumící okyselování. Naopak rychlý rozklad zvýší proměnlivou část půdní sorpce v přítomnosti Ca^{2+} , který zvyšuje pH pro kondenzaci

organo-minerálních komplexů. Kondenzace organo-minerálních komplexů nejlépe probíhá v porostech dřevin poutajících vápník v biomase. Analýza systému dřevina-půda je rozdělena na průzkum podmínek umožňujících vliv dřevin na půdu, ověření pozorovatelnosti vlivu dřevin na půdu, analýzu vlivu dřevin na půdu a vyhodnocení jeho efektivity.

Vliv dřevin na půdní vlastnosti je dosud znám z pozorování v porostech nebo malých povodích zobecnitelných v mezích makroklimaticky homogenních regionů, ale nebyl posuzován v nadregionálních celcích s různorodými dopady environmentální změny (Paoletti et al. 2010). Srovnání nadregionálních celků zobecňuje vliv dřevin na půdu k posouzení souvislosti mezi celkovou biodiverzitou a pedodiverzitou (De Deyn et al. 2008). Ekosystémové funkce se výrazně liší mezi oblastmi zachovaných přirozených lesů a oblastmi druhotných společenstev (Ložek 2000). Rozdílná ztráta biodiverzity a citlivost na znečištění nejvíce rozděluje ekologickou stabilitu lesů (Chapin III et al. 2000). Menší ekologická stabilita nepřirozených lesů zvyšuje ohrožení zbytkovým okyselením po poklesu znečištění (Oulehle et al. 2011). Změna přizpůsobivosti systémů dřevina-půda je zjišťována srovnáním odchylek ve vztazích biodiverzity a pedodiverzity mezi rozdílnými obdobími environmentální zátěže (Bellard et al. 2012). Dostatečná přizpůsobivost lesů přeměnou druhové skladby je zjišťována z poklesu zastoupení neoptimálních vztahů v systému dřevina-půda v oblastech ohrožených chřadnutím (Ziche a Seidling 2010).

Proměnlivost diverzity systému dřevina-půda je zjišťována ze změn hodnot půdních vlastností a úměry heterogenity mezi zastoupením dřevin a půdou. Proměnlivost hodnot půdních vlastností v souvislosti se změnou zastoupení dřevin naznačuje efektivitu vlivu dřevin. Úměra heterogenity naznačuje vliv smíšení lesů na půdní diverzitu. Stejnorodé porosty homogenizují svrchní půdní horizonty, naopak smíšené porosty rozčleňují vlastnosti svrchních půdních horizontů. Protože heterogenní půdní prostředí je přizpůsobivější na změny vnějších podmínek, analýza systému dřevina-půda byla zaměřena jak na posouzení, zda vnější podmínky umožňují jeho funkce, tak na efektivitu funkcí.

1.2.2 Dílčí cíle

Analýza systému dřevina-půda byla sestavena z dílčích procedur zaměřených na postupné ověření environmentálních předpokladů poklesu zátěže pro potenciální uplatnění vlivu dřevin a hodnocení působení dřevin na půdu. Dílčí cíle práce jsou:

- Ověřit pokles vlivu environmentálních zátěží na půdní vlastnosti dovolující uplatnění vlivu dřevin.
- Porovnat změny zastoupení lesních dřevin a hodnot půdních vlastností mezi obdobími odlišných environmentálních zátěží.
- Posoudit podobnosti mezi proměnlivostí zastoupení lesních dřevin a půdních vlastností.
- Posoudit prostorovou závislost mezi diverzitou lesních dřevin, pedo- a geodiverzitou v obdobích odlišných environmentálních zátěží.
- Posoudit souvislost diverzity lesních dřevin a pedodiverzity s typy ekologických predispozic okyselování lesních půd a ohrožení lesů chřadnutím.
- Vymezit regiony dostatečné a nedostačující diverzity lesních dřevin pro zlepšení půdních vlastností.
- Diskutovat optimalizaci zastoupení lesních dřevin a rozvoj hospodářské úpravy lesů.

2 PŘEHLED PROBLEMATIKY

Trvale udržitelné využívání lesů spočívá v rovnováze mezi získáváním výnosu a zachováním ekodiverzity. Optimalizace mezi výnosy a ekodiverzitou lesů je založena na diferenciaci pěstování lesa podél rozdílných růstových podmínek. Způsoby členění růstových podmínek sestávají z hodnocení vlivů nadmořské výšky a půd na dřeviny. I když vliv nadmořské výšky je nejvýznamnější ekologický prediktor (Bonan 1995), půdní kryt způsobuje diferenciaci rostlinných společenstev v podmínkách homogenního mezoklimatu (Heuvelink et al. 2006).

Přehled problematiky byl sestaven z charakteristiky ekosystémové diverzity lesů a popisu dopadů environmentálních změn i lesního hospodářství na ekosystémy. Ekodiverzita byla rozdělena na geodiverzitu a biodiverzitu a jejich funkční spojení, mezi nimiž byl důraz kladen na procesy v půdní kořenové sféře. Půdní kořenová sféra tvoří centrum vzájemných interakcí mezi geo- a biodiverzitou v systému dřevina-půda. Interakce v systému dřevina-půda podmiňují jak hromadění půdní organické hmoty, tak úspěšnost obnovy lesa, které rozvíjejí jak půdní vývoj a autoregulaci, tak přirozenou biologickou melioraci stanovišť.

Charakteristika environmentálních změn byla rozdělena na příčiny a vztahy mezi přirozenými čtvrtohorními změnami a recentní změnou. Recentní změna se od čtvrtohorních změn liší souběhem antropogenních a přirozených procesů (Mann et al. 1998). Antropogenní procesy zahrnují jak úmyslné způsoby využívání nebo přetváření ekosystémů, tak pokles biodiverzity nebo okyselení omezující získávání užiteků z ekosystémů. Antropogenní procesy vedou k odchylkám od přirozených trendů proměnlivosti prostředí s obtížně odhadnutelnými dopady nejen na ekosystémové funkce, ale i na služby (Duraiappah a Naeem 2005).

Popis vývoje lesního hospodářství byl rozdělen na přiblížení vnějších vlivů a přizpůsobení hospodářských systémů v jednotlivých obdobích moderních přeměn zemského povrchu. Mezi vnějšími vlivy byly zohledněny geopolitické dopady i dopady průmyslové zátěže a klimatických fluktuací, čímž popis vývoje lesního hospodářství poukazuje na vícečetné ovlivňování systémů získávání užiteků z lesů, obnovy lesů a monitoringu.

2.1 Ekosystémová diverzita lesů

Ekodiverzita je souhrn rozmanitosti všech složek ekosystému. Složky ekosystému jsou živé (biotické) a neživé (abiotické). Diverzita živých složek utváří biodiverzitu, diverzita neživých složek utváří geodiverzitu. Obě složky ekodiverzity se vyznačují α - a β -diverzitou. Diverzita početnosti forem tvoří α -diverzitu (Koutsoubas et al. 2000; Corliss 2002; Ledeganck et al. 2003). Poměry plošného zastoupení jednotlivých typů forem tvoří β -diverzitu (Guo et al. 2003).

Geodiverzita je rozmanitost růstových podmínek pro živé formy. Živé organizmy se shromažďují na stanovištích, kde nacházejí zdroje výživy a mohou se rozmnožovat. Díky tomuto jevu jsou vlastnosti růstových podmínek prediktory biodiverzity. Základními globálně korelovatelnými znaky geodiverzity jsou roční srážky, teplota, půdní textura, potenciální evapotranspirace a topografie reliéfu (Shi et al. 2015). Globální nebo lokální proměnlivost rozptylu hodnot podmiňuje rozsah prostorových závislostí mezi složkami ekodiverzity. Zatímco převýšení, sklon a mezoklima mají globálně proměnlivý rozptyl, povrchová teplota, relativní vlhkost nebo půdní chemické vlastnosti jsou lokálně proměnlivé (Zeng et al. 2016). Souvislost mezi geodiverzitou a biodiverzitou je buď přímá, nebo nepřímá podle toho, zda dominantními prediktory jsou vlastnosti vnějšího

prostředí ekosystému (klimatu), nebo vnitřního prostředí (půdy) (Guo et al. 2003). Úměra souvislostí mezi geodiverzitou a biodiverzitou je rozčleněna mezi oblasti zasažené dobami ledovými a nezasažené čtvrtohorním zaledněním (Ložek 2001). Zasažení dobami ledovými přerušilo vývoj vztahů mezi biotou a neživým prostředím. Souvislost mezi geodiverzitou a biodiverzitou byla odchýlena přizpůsobením organismů na nepříznivé klima efektivnějším využíváním dostupných půdních zdrojů (Neuhäuslová et al. 1998).

Rostliny jsou nejdůležitější skupinou indikačních suchozemských organismů (Hendrych 1984). Díky fotosyntéze jsou nejen primární producenti organické hmoty, ale zároveň jsou nejkompexněji závislé na neživém prostředí. Diverzita rostlin na jednu stranu předurčuje diverzitu ostatních funkčních skupin organismů, na druhou stranu závisí na geodiverzitě. V oblastech přímo nezasažených zaledněním je malá geodiverzita provázána velkou biodiverzitou a naopak. V oblastech přímo ovlivněných změnami prostředí během zalednění je malá geodiverzita provázána malou biodiverzitou a velká geodiverzita velkou biodiverzitou (Barthlott et al. 1999). Závislost rostlin na neživém prostředí je úměrně velikosti dopadů čtvrtohorních zalednění podmínována pedodiverzitou (Toomanian et al. 2006). Výskyt funkčních skupin organismů na většině kontinentů závisí na geodiverzitě s různou přesností. Korelace biodiverzity a neživého prostředí závisejí v jednotlivých oblastech na rozdílných bioindikačních skupinách (Pearson a Carroll 1998). Druhové bohatství poikilotermních živočichů odráží podobně gradienty teplot a lépe odráží geodiverzitu, rostliny neovlivňují endemismus živočichů. Nicméně korelace mezi geodiverzitou a živočišnými společenstvy jsou proměnlivé v čase a protichůdné (Tews et al. 2004).

Složky ekodiverzity jsou členěny do individuálních nebo typologických jednotek. Individuální geografické jednotky jsou neopakovatelné souvislé útvary s charakteristickou β -diverzitou. Typologické geografické jednotky jsou opakovatelné jevy, které se roztroušeně vyskytují na stanovištích s obdobnými fyzikálními nebo chemickými vlastnostmi. Obdobná stanoviště jsou opakovatelná jen v rámci neopakovatelné geografické jednotky (Steila a Pond 1989). Typologické jednotky zahrnují β -diverzitu neopakovatelné jednotky. Diverzitu typologických jednotek podmiňují výšková členitost reliéfu, vodní režim a úživnost (Hunt 1972; Lin 2006; Pavlů et al. 2007). Typologické jednotky ohraničují ekosystémy výrazněji než individuální jednotky (Dill et al. 2006).

2.1.1 Geodiverzita lesů

2.1.1.1 Vnější prostředí

Vnější růstové podmínky lesů sestávají z trvale nebo nahodile působících neživých prediktorů. Trvalé růstové podmínky určují druhové složení, dynamiku a biomasu. Nahodilé podmínky způsobují odchylky v růstu nebo zdravotním stavu (Bridges et al. 2002). Trvalé podmínky sestávají z klimatu, reliéfu a hydrosféry. Vliv trvalých podmínek na biodiverzitu se uplatňuje v pořadí klima > reliéf > hydrosféra (Kier et al. 2005). Vnější podmínky lesního stanoviště se zužují na bodově působící klimatotop, morfotop a hydrotop (Randuška et al. 1986).

Klima vymezuje rozšíření rostlin s rostoucí zeměpisnou šířkou do vegetačních pásem a s rostoucí nadmořskou výškou do vegetačních stupňů (Bonan 1995). Reliéf modifikuje vliv klimatu na vegetační stupňovitost. Rozděluje makroklima na mezoklima celků odlišných georeliéfů. Vliv reliéfu na vegetační stupňovitost je buď zvýrazňující nebo zmírňující v závislosti na expozici a strmosti svahů, kde rostou teplotní gradienty, nebo v závislosti na usměrnění vzdušného proudění, kdy v anemo-orografickém

systému dochází k promíchávání vzdušných hmot (Vacek et al. 2007). Hydrosféra vymezuje intenzitu látkových koloběhů v ekosystému (Klimo et al. 2008). Intenzita látkových koloběhů modifikuje růst odlišně na zamokřených nebo vysušných stanovištích, kde jsou aktivní odlišné funkční skupiny půdních mikroorganismů využívajících při zpřístupňování látek buď anaerobní, nebo aerobní respiraci (Ledeganck et al. 2003). Přitom vliv hydrosféry na lesy je modifikován jak klimatem, tak reliéfem. Dostupnost vody závisí na výskytu srážek, teplotě, ale také na výskytu podzemní vody. Oba vlivy rozdělují způsob zamokření stanovišť na periodický a stálý, které vedou k rozdílným složením půdních mikroorganismů a vývoji odlišných hydromorfních znaků půd (Foissner 1999). Odlišná hydromorfizace půd předznamenává nejen rozdílné druhové složení ekosystému, ale rovněž odlišnou hloubku kořenění a odlišnou náchylnost rostlin při kolísání hladiny podzemní vody.

Vnější podmínky mohou les jak podporovat, tak také poškozovat. Změny velikosti hodnot vlastností vnějších podmínek nebo jejich zastoupení mimo mez tolerance tvoří predispozice. Predispozice zdravotního stavu lesů sestávají z negativně působících prediktorů nebo nepříznivých hodnot vybraných prediktorů. Predispozice vznikají jak v důsledku výskytu lesů na exponovaných stanovištích podél okrajů živinových nebo klimatických gradientů, tak v důsledku rychlých environmentálních změn nebo přeměn porostů (Fowler et al. 1999). Nejzávažnější ekologické dopady na krajinu mají změny dostupnosti vody (Knapp et al. 2008). V současnosti jsou predispozice negativních změn zdravotního stavu lesů soustředěny zejména v kulturní krajině. V důsledku zvýrazňujících se změn koloběhu vody díky pokračujícímu ničení ekosystémů však přesahují i do přírodních krajin. Rozsáhlá odlesnění snižují celkový výpar, v důsledku čehož klesají srážkové úhrny i v oblastech přirozené akumulace vod, a tak dále klesá i zásobování odtokovou vodou v oblastech závislých na přítocích (Pielke 2005).

Lidská činnost výrazně změnila geochemii životního prostředí. Spouštěcími procesy těchto změn jsou neúměrné uvolňování skleníkových plynů ze spalování fosilních paliv, vypalování lesů, zemědělství a narušení resorpce oceánů. Zintenzivněné využívání zemského povrchu nejprve změnilo koloběhy uhlíku a dusíku. Intenzifikace zemědělství přerušila cyklus fosforu, když byla oddělena produkce potravin a využití exkrementů k hnojení. Přijatelný fosfor (PO_4^{3-}) se v půdě nejčastěji nachází v organických vazbách, které mohou být až 46× obnoveny, než je fosfor vyplaven (Vaccari 2009). Odnímání biomasy rychle zvyšuje predispozici půd k akutnímu nedostatku fosforu, protože jeho minerální zdroje jsou vzácné a na zemském povrchu přítomné silně nerovnoměrně, přestože jej ukládá do humusu. Deficit fosforu v ekosystému vede ke snížení bioprodukce a neschopnosti poutat CO_2 a naopak jeho přebytek v eutrofizovaných vodách vede sice k růstu bioprodukce, ale současně i k zintenzivnění respirace a nadměrnému uvolňování CO_2 do atmosféry (Rosemond et al. 2015). Degradace ekosystémů zabránila resorpci CO_2 . Zemědělství zvýšilo obsah fyziologicky aktivních forem dusíku ($\text{NH}_4^+ + \text{NO}_3^-$) v atmosféře. Nepřirozené změny v kolobězích uhlíku, fosforu a dusíku a průběhu klimatické změny jsou limitní pro udržení funkcí ekosystémů na zemském povrchu (Erisman et al. 2005).

2.1.1.2 Vnitřní prostředí

Vnitřní růstové podmínky lesů jsou tvořeny půdou. Půda je převážně suchozemské rozhraní sfér se zpětnými vazbami s živými organizmy. Vztahy mezi půdními vlastnostmi a rostlinami se nejdéle ustalují v lesích, v nichž střednědobě zůstává zachován postupný růst biomasy, umožňující stabilizaci látkových přeměn (Moffat 2003). Lesní půdy jsou zemní tělesa pokrytá lesními porosty, v nichž se přirozeně vyvíjí

svěrázná heterogenita a vazby s lesním společenstvem. Vnitropůdní podmínky jsou vymezeny edatopem, který zahrnuje profil půdního tělesa (pedonu) a úživnost. Hlavními půdotvornými činiteli jsou (bio)-chemické přeměny látek a jejich náhlá narušení. Přírozené půdotvorné procesy se dělí na mikroprocesy, diferenciační procesy a makroprocesy (Maher et al. 1994). Půdní mikro- a makroprocesy mají společné (1) procesy výměny látek mezi půdou a ostatními složkami prostředí; (2) procesy změny fyzikálního stavu látek v půdním tělese; (3) procesy chemických a biochemických přeměn látek a toku energie v půdním tělese a (4) změny a přechody fází (Brady and Weil 2002). Zpětnovazebné vztahy půdy a ostatních sfér ekosystémů jsou modulovány vztahem rostlin a ekosystémové vodní bilance (Schär et al. 1999). Největší část energie potřebné na zemském povrchu ke vzniku půdy je využita k evapotranspiraci (95,0–99,5 %). Pouze 0,5–5,0 % celkové dostupné energie je využito k biologickým procesům a řádově 0,01 % je využito při zvětrávání hornin (Minasny et al. 2008). Zatímco chemické přeměny látek se liší na různých podložích, narušení jsou naopak příčinou rozrůžňování půdotvorných prostředí.

Vlhkostní režim a geochemie půdotvorného substrátu nejvýrazněji ovlivňují prostorové rozčlenění potenciální časové proměnlivosti půdních vlastností (Lin 2006). Největší intenzita půdních hmotových přeměn je soustředěna ve svrchních půdních horizontech, které se sice nejrychleji vyvíjejí, ale současně bývají nejvíce postihovány degradací nebo odnosem. Jejich těsné interakce s vnějším prostředím jsou příčinou citlivosti vůči environmentálním změnám i způsobům obhospodařování (Raich a Tufekciogul 2000). Přírozené lesy ovlivňují vlastnosti svrchních půdních horizontů jinak než obhospodařované lesy a dlouhodobý způsob obhospodařování může některé vlastnosti lesních půd ovlivnit více než environmentální zátěž působící na všechny ekosystémy (Aerts et al. 1990). Přírodě vzdálené lesní porosty mohou kořenovými výlučky a opadem výrazněji degradovat půdní horizonty než přírozené lesy. Zintenzivnění degradace lesních půd způsobují zejména nedokonalý rozklad tlející dřevní hmoty a vylučování H_3O^+ , které okyselují rhizosféru a podporují mikropodzolizaci (Klimo et al. 2006).

Vztahy mezi neživými a živými složkami půd usměrňují velikost rozdílů mezi vlastnostmi geografických jednotek. Prostorové rozčlenění půd se ustaluje podél rozdílných dynamik proměnlivosti hodnot půdních vlastností a odlišného půdního vývoje. Nejmenšími geografickými jednotkami půdních těles jsou matice a plošky. Matrice a plošky mohou být lineárně uspořádané, nebo neuspořádané. Anizotropie půdních mikrostruktur, mikrotopografické neregularity a jimi podmiňované topické rozdíly ve vodní bilanci stanoviště brání uspořádanosti plošek (Phillips 2001). Matrice jsou vnitřně homogenní převládající půdotvorná prostředí v krajině. Plošky jsou nepravidelně rozmístěné malé odchylky od převládajícího půdotvorného prostředí formované narušeními (Forman 1981; Boxman et al. 1995; Knapp et al. 2008):

- Predispoziční plošky jsou podmíněny heterogenním nebo mozaikovitým rozdělením zdrojů v prostoru, především náhlou změnou dostupnosti vody a půdy pro rostliny nebo vody a rostlin pro živočichy (Godron a Forman 1983).
- Narušované plošky jsou podmíněny náhlým poškozením části matrice. Narušení může být ojedinělé nebo opakované a jeho míra vratná nebo trvalá. Odezva ekosystému závisí na jeho resilienci/rezistenci. Podle míry zachování substrátu na vzniklé plošce dochází k ecesi, sekundární nebo retrográdní sukcesi (Tews et al. 2004). Potenciálně nejrozšířenějšími strukturami narušovaných plošek jsou mikroreliéfy vývratových kup a prohlubní na lesních svazích (Šamonil et al. 2011).

- Zbytkové plošky pozůstávají jako neporušené enklávy v široce změněné matici. Pokud je změna matrice způsobena ekologickou disturbancí, jsou zbytkové plošky zdroji diaspor a biodiverzity při obnově okolí. Pokud je změna matrice způsobena klimatickou změnou, stávají se zbytkové plošky refugii původní biodiverzity (Dill et al. 2006).
- Regenerující plošky vznikají jako ohniska ekologické obnovy v narušovaném prostředí, kde rušivý vliv přestal maloplošně působit. Na regenerujících ploškách začíná ecese a sekundární sukcese a teprve postupně se šíří dál do matrice (Crul 2003).

Pedodiverzita je výsledkem působení půdotvorných činitelů v krajině. Pedodiverzita je lokálně nejdůležitějším prediktorem přirozené vegetace, závislé na dostupnosti vody, živin a bilanci mezi akumulací a ztrátovými procesy. Ovlivňuje složení, produkci i dynamiku vegetace. Sestává z prostorové členitosti půd a časové proměnlivosti jejich vlastností. Pedodiverzita je součástí geodiverzity (Guo et al. 2003). Vyšší potenciální biodiverzita rozčleňuje i půdotvorná prostředí díky diferenciaci kumulace organické hmoty a biochemického zvětrávání půdotvorných substrátů (Borůvka et al. 2005). Proměnlivost půdních vlastností souvisí s cykly živin a vody v ekosystému. Teploty a půdní hydrický režim podmiňují aerobní prostředí půdy, rozklad opadu a produkci kořenových výlučků. Sezónní cykly teplot významně ovlivňují cykly půdního pH, zasolenosti, vývoje zrnitostního složení a obsahu organické hmoty (Satheeshkumar and Khan 2009).

Geografické členění půd je hierarchické uspořádání matic a plošek s regionálně různou pedodiverzitou. Půdní (sub)typ, půdní asociace a pedochora jsou základními mapovatelnými jednotkami typologické pedogeografie. Půdní typ je základní klasifikační jednotkou charakteristického vertikálního uspořádání půdních horizontů složený zpravidla ze svrchních půdních horizontů, diagnostického a substrátového horizontu. Půdní typy v krajině však neexistují odděleně, ale tvoří kontinuální přechody v závislosti na lokálním uplatnění různých konfigurací půdotvorných činitelů. Půdní subtyp je typologickou modifikací půdního typu s charakteristickými trofickými, hydrickými, zrnitostními nebo antropickými odchylkami. Modální subtypy se naopak vyznačují typickými znaky půdního typu. Uspořádání přechodů několika půdních subtypů v mozaice matic a plošek podmíněně jedinečnou typologií půdotvorných činitelů vymezuje půdní asociace. Jedinečná kombinace půdních asociací v charakteristických makroklimatických a geomorfologických podmínkách vymezuje pedochoru. Pedochory jsou nadstavbovými jednotkami typologické pedogeografie sestávající z pedogeomorfických katén v terénu s podobnou topografií a sledem půdotvorných substrátů.

Půdní asociace je heterogenní uspořádání matrice hlavní půdní jednotky a plošek doprovodných nebo doplňkových půdních jednotek a půdotvorných substrátů. Hlavní půdní jednotky pokrývají nejméně 70 % přirozeně ohraničeného území. Doprovodné půdní jednotky pokrývají nesouvisle 10–30 % z matrice vybraného území. Doplňkové půdní jednotky pokrývají nesouvisle <10 % matrice (Sedláček et al. 2009). Výskyt půdní asociace na specifickém půdotvorném substrátu ohraničuje regionální jednotky struktury půdního pokryvu (RJSPP) (Němeček 1975). RJSPP jsou strukturními částmi půdních asociací vymezující hranice pedogeografických regionů (Němeček a Tomášek 1983).

Pedochory mají jedinečné uspořádání půdních asociací. Heterogenní pedochory mají pestré zastoupení typů georeliéfu a zároveň pestřejší zastoupení typů podloží. Homogenní pedochory mají malý počet typů georeliéfu a podloží (Samec 2014).

2.1.2 Biodiverzita lesů

2.1.2.1 Členění lesů

Biodiverzita je rozmanitost živých forem. Rozmanitost života zahrnuje počet druhů organismů nebo vyšších taxonů včetně společenstev (Cox 2001). Živá společenstva jsou uspořádána do vyšších celků (syntaxonů) podle míry závislosti na vnitřním nebo vnějším prostředí. Vnitřní prostředí dominantně rozčleňuje společenstva v podmínkách homogenního klimatu. Vnější prostředí dominantně rozčleňuje společenstva mezi oblasti s odlišným makroklimatem. Základní systémovou jednotkou členění suchozemské přírody je geobiocenóza (Randuška et al. 1986).

Klasifikace společenstev je rozdělena na aktuální vegetaci změněnou lidskou činností a potenciální přirozenou vegetaci (PPV) (Boublík et al. 2007). Aktuální vegetace je hodnocena fyto sociálně, zatímco PPV je hodnocena ekosystémově. Hodnocení vegetace spočívá v charakteristice dominantního porostotvorného rostlinného druhu. Porostotvorný druh dominuje buď díky biomase, nebo délce života populace. Podobná společenstva se stejnými porostotvornými druhy jsou rozlišována pomocí subdominantních nebo diferenciálních druhů (Hendrych 1984). Ekosystémový přístup charakterizuje těsnost vazby mezi společenstvem a prostředím, zatímco jeho odchylka s klasifikací aktuální vegetace poukazuje na intenzitu lidských vstupů nezbytných k udržení umělého systému.

Aktuální vegetace má v závislosti na intenzitě lidských vstupů porušenou vazbu s prostředím. Lidé rozdělili suchozemské ekosystémy na přírodě vzdálené a cizí (geobiocenoidy) v důsledku zachování nebo přerušování vazeb s půdním prostředím. Geobiocenoidy jsou uměle vytvořené ekosystémy s náhradní vegetací a nepřírodným substrátem. Společenstva geobiocenoidů zahrnují sídla, rumišťe a vodní nádrže nebo kanály. Přírodě vzdálené ekosystémy jsou rozděleny na agrotechnické systémy a lesní monokultury (Michal et al. 1992). Zavedením přírodě vzdálených ekosystémů byly nastoleny poměry eroze a zjednodušení struktury společenstev podobné glaciálním stepům nebo tajze (Ložek 2001). Změny společenstev jsou vratné, pokud zůstává zachovaný půdní kryt a nedochází-li k nadlimitním odchylkám vnějšího prostředí (Puhe a Ulrich 2001).

Nejrozšířenějšími společenstvy v obdobích klimaxu biosféry jsou lesy. Klimax biosféry nastává v obdobích mořské transgrese, kdy rozložení kontinentů a nepřítomnost horských pásem umožňují globální výměnu vzdušných hmot a rychlou výměnu tepla mezi rovníkem a póly (Turner et al. 2017). Klimax se projevuje vyrovnáním látkových vstupů a výstupů v samoobnovujícím se společenstvu (Roughgarden et al. 1989). Les je strukturně nejsložitější suchozemský ekosystém dominujících dřevin stromovitěho vzrůstu vysokých ve stádiu zralosti > 5 m na souvislé ploše > 1 ha zapojených > 30% v horizontálním směru gradientů ekologie krajiny nebo > 50% ve vertikálním směru výškových stupňů reliéfu (Craig et al. 2018). Struktura lesa je složena z pater rostlin s podobnou evolucí, fyziologií a ekologickými nároky. Jednotlivá patra jsou tvořena převážně mechy, bylinami, keři a stromy. Stromy se rozčleňují do úrovní podle růstového stádia nebo fyziognomie. Nejvíce zastoupenými jsou podúrovňové stromy, naopak nadúrovňové stromy se vyskytují roztroušeně (Storch 2011).

Proměnlivá závislost velikosti společenstva na vnějším nebo vnitřním prostředí se odráží ve větších rozdílech mezi úrovněmi typologických jednotek než mezi úrovněmi individuálních jednotek. Jednotlivé typologické jednotky se vzájemně liší více než jednotlivé individuální jednotky. Přesto jsou výraznější rozdíly ve vertikálním rozšíření

ekosystémů než v horizontálním (Samec 2014). Naopak zdánlivá podobnost jednotlivých individuálních jednotek je výsledkem vysoké β -diverzity. Individuální jednotky s malou β -diverzitou se vzájemně liší úměrně vzájemné vzdálenosti (Divišek et al. 2016). Nejsířší členění biosféry odlišuje mořský, sladkovodní a suchozemský biocyklus podle fyzikálních a chemických vlastností životních médií. Hodnocení suchozemského biocyklu zpravidla zahrnuje rovněž sladkovodní nebo mokřadní společenstva. Klimaticky podmíněné typologické jednotky zahrnují geokomplexy, vegetační zóny, biomy a vegetační stupně. Biochory závisejí jak na výškovém mezoklimatu, tak na pedogeomorfickém prostředí (Culek et al. 2005). Edafické kategorie, trofické a hydrické řady jsou podmíněny pedogeomorfickými podmínkami (Samec 2005):

- **Geokomplex** je subsystém biocyklu odlišený fyziologicko-ekologickými hranicemi životaschopnosti společenstev. Je to složitý časo-prostorový systém vzájemných vztahů hornin, ovzduší, vod a společenstev (Mičian 1983). Protože jeho hranice nejsou ostré, ale mají podobu přechodů, geokomplex zahrnuje ekosystémy různého rozsahu a struktur. Na souši se vyskytují geokomplexy lesnatého arboreálu, stepního eremiálu a chladného oreotundrálu (Opatrný 1999).
- **Vegetační zóna** je část zemského povrchu se stálým typem atmosférické cirkulace a stálou formou radiační bilance, kde živá společenstva jsou sdruženy do podobných biomů. Vegetační zóna se nachází uvnitř klimatické zóny směrem od rovníku k pólům a směrem od pobřeží do vnitrozemí kontinentů (Ellenberg 1963).
- **Biom** je soubor živých společenstev jednotné fyziognomie v oblasti podobných makroklimatických podmínek s jedinečnou čistou primární produkcí a potenciální evapotranspirací (PET) (Olson et al. 2001). Nížinné makroklima tvoří rámec pro výskyt zonobiomů, odchylky růstových podmínek na horninových nebo půdních substrátech podmiňují azonální pedobiomy a vysokohorské mezoklima podmiňují extrazonální orobiomy (Pott 2005).
- **Vegetační stupeň** je množina společenstev se společnými dominantními druhy podmíněná výškovým a expozičním mezoklimatem ve výškově rozčleněném reliéfu (Boublík et al. 2007). Sled vegetačních stupňů je jednotný v mezích biogeografické provincie, ale interval nadmořských výšek výskytu se liší mezi jednotlivými biogeografickými regiony (Buček et al. 1992). Výskyt chladného mezoklimatu pod odpovídajícím intervalem nadmořských výšek způsobuje výskyt inverze vegetačních stupňů (Šercelj 1996).
- **Biochora** je prostorová jednotka společenstev uvnitř vegetačního stupně v homogenním georeliéfu na stejnorodém podloží (Culek et al. 2005). Znaky biochory jsou relativně homogenní až do rozlišení 500×500 m (cf. Shugart 1998). Biochora je svým způsobem vymezení obdobná s hospodářskými soubory lesních typů.
- **Lesní typ** je nejmenší klasifikační jednotkou lesních geobiocenóz v průniku vegetačního stupně a edafické kategorie půdy (Horák 1979). Edafická kategorie (EK) je nadstavbová jednotka úživnosti stanoviště. Úživnost je podmíněna reliéfem a půdní trofickou a hydrickou řadou (cf. Randuška et al. 1986; Buček a Lacina 1999; Barbati et al. 2007). Trofická řada (TR) je klasifikace pedochemických vlastností pH, C/N a bazické saturace podpovrchových horizontů. Hydrická řada (HR) je klasifikace vodního režimu stanoviště. Sdružení podobných EK vymezuje ekologické řady dominantního vlivu reliéfu, výskytu skeletu, zásoby humusu, úživnosti nebo vodního režimu stanoviště (Žárník 2008).

2.1.2.2 Lesní společenstva

Suchozemský biocyklus je rozdělen do 14 biomů, z nichž 8 je lesních. Lesy a křoviny přirozeně rostou na ploše větší než 59 100 000 km². Lesy potenciálně pokrývají 39,7 % souše ve 112 provinciích a 566 ekoregionech (Olson et al. 2001). Rostou v širokém rozsahu od subpolárních šířek po rovník, kde průměrné teploty dosahují 0 °C až 25 °C a srážky 190–12 000 mm. Limitní pro výskyt lesů jsou srážky. Spodní mez srážkových úhrnů umožňující výskyt lesů závisí na délce vegetačního období a teplotně podmíněném výparu. Zatímco při PET < 300 mm jsou pro výskyt lesů v pásmu boreální tajgy dostatečné srážky > 190 mm, v mírném pásmu jsou pro výskyt lesů limitující srážky < 250 mm při PET < 680 mm. Naopak pro výskyt tropických deštných lesů jsou limitující srážky < 2000 mm a PET < 1300 mm.

Klasifikace evropských lesních společenstev odděluje přírodě vzdálené lesní monokultury od přírodě blízkých lesů. Přírodě blízké lesy jsou hodnoceny pomocí identifikace podobností s PPV. Středoevropské přirozené lesy na území ČR jsou tvořeny 37 typy ekosystémů (Chytrý et al. 2001). Klasifikace evropských přírodě blízkých lesů je rozlišuje biomy a biochory. Nicméně klasifikace biochor je zobecněná s ohledem na regionální odchylky ve stavu lesů a v přístupech k ochraně biodiverzity v jednotlivých zemích. Lesní biochory jsou charakterizovány pomocí přirozené struktury společenstva a stanoviště. Obdobně charakteristika ekoregionů propojuje biogeografii s indikací přípustných změn trvale udržitelným obhospodařováním. V Evropě se vyskytuje šest lesních biomů, pokrývajících 53 ekoregionů. Celkem 78 evropských biochor je začleněno do 13 sub-biomů. Na území ČR zasahují tři vůdčí biomy, čtyři ekoregiony a 20 evropských biochor.

Smíšené temperátní lesy a horské smrčiny zastupují vůdčí biomy středoevropské provincie smíšených lesů (Michal 1983). Zasahující panonská provincie je provázána lesostepí, která je rozšířena po linii ročních srážek < 525 mm a izotermu > 8,25 °C (Chytrý 2012). Zonální rozšíření lesostepí v dolnomoravských úvalech, Vídeňské pánvi a Znojenské pahorkatině a azonální v Poohří je umožněno srážkovými stíny Českomoravské vrchoviny, resp. Krušných hor. Vůdčí biomy jsou v nízkých polohách provázány pedobiomy lužních lesů (Klimo et al. 2008) nebo reliktních borů (Mikeska et al. 2008) a naopak nad horní hranicí lesa přecházejí do orobiomu arкто-alpínské tundry (Soukupová et al. 1996). Smíšené temperátní lesy pokrývají 84 % území ČR, lesostepí zaujímají 5 %, lužní lesy 4 %, reliktní bory 4 %, horské smrčiny 3 % a arкто-alpínská tundra < 1 %.

Zatímco lesní biomy na území ČR jsou indikovány pomocí devíti druhů porostotvorných dřevin, výšková členitost společenstev je indikována třemi dominujícími druhy. Sukcesní řada vrb (*Salix* sp.) – olší (*Alnus glutinosa* nebo *A. incana*) – jasanů (*Fraxinus excelsior*) převažuje v lužních lesích (Korpeř 1989). Duby (*Quercus* sp.) jsou dominantními dřevinami lesostepí. Buk lesní (*Fagus sylvatica*), javor klen (*Acer pseudoplatanus*) a jedle bělokorá (*Abies alba*) jsou dominantními dřevinami středoevropských smíšených lesů. Smrk ztepilý (*Picea abies*) je hlavní dřevinou vysokohorských lesů. Lesní vegetační stupně se liší především zastoupením dubů v nejnižších polohách, buku ve středních až horských polohách a smrku pod horní hranicí lesa (Samec et al. 2006):

- **Nížinný** (planární) **stupeň** (< 200 m n. m.) zahrnuje úvalové reliéfy. Vegetace má azonální charakter. PPV je rozdělena na tvrdé a měkké luhy podle intenzity fluvialní dynamiky. Tvrdý luh má dominantní vegetaci svazu *Ulmenion*. Měkký luh se

vyznačuje zpravidla skladbou *Salicion albae* sukcesně střídanou olšinami *Alnion incanae*.

- **Pahorkatinný (kolinní) stupeň** (150–400 m n. m.) je rozšířen v reliéfech plochých pahorkatin. Zonální lesy tvoří lípa srdčitá, javor klen, mlč, habr obecný, jasan, dub, ale i buk lesní a jedle bělokora (Neuhäuslová et al. 1998). Bučiny pronikly do údolí Ohře, Jizery nebo Slezské nížiny (Žárník et al. 2005). Azonální vegetaci významně zastupují především údolní luhy podsvazu *Alnenion glutinoso-incanae*.
- **Vrchovinný stupeň** (350–550 m n. m.) zahrnuje ve střední Evropě podmínky hlavního výskytu zonální potenciální vegetace. Dominují smíšené květnaté bučiny ze svazů *Fagenion* a *Luzulo-Fagion* (Boublík et al. 2007). V hercynské podprovincii se vyskytují zejména společenstva *Tilio cordatae-Fagetum*, *Melico-Fagetum*, *Dentario enneaphylli-Fagetum*, *Luzulo-Fagetum*, v západokarpatské *Carici pilosae-Fagetum* a *Dentario glandulosae-Fagetum* (Chytrý et al. 2001).
- **Podhorský stupeň** (500–800 m n. m.) v ČR převládá. Vyznačuje se dominancí buku a větším zastoupením jedle, jež jsou provázány vtroušeným smrkem. Vegetace je různorodá od květnatých po kyselé bučiny. V hercynské podprovincii jsou rozšířeny zejména *Dentario enneaphylli-Fagetum*, *Festuco altissimae-Fagetum* a *Luzulo-Fagetum*, v Západních Karpatech hlavně *Dentario glandulosae-Fagetum*.
- **Nižší horský (montánní) stupeň** (700–1 000 m n. m.) má extrazonální charakter v závislosti na účasti druhů boreálního až subboreálního geoelementu, ačkoli je provázen zonálními dřevinami. Podmínky montánního stupně převládají v hercynských pohořích i v Západních Karpatech. PPV je tvořena zejména (sub)acidofilními smrko-jedlovými bučinami asociace *Calamagrostio villosae-Fagetum*. Azonální vegetace je v montánních polohách zastoupena především horskými olšinami svazu *Alnion incanae* (asociace *Alnetum incanae*), ale i některými společenstvy svazu *Acerenion (Aceri-Fagetum)* na prameništích a v úžlabinách.
- **Vyšší horský (supramontánní) stupeň** (1 000–1 350 m n.m.) je v ČR přítomen ve vrcholových částech hlavních pohoří. Zatímco v řadě horských systémů hercynské podprovincie (Šumava, Krušné hory, Krkonoše, Králický Sněžník a Hrubý Jeseník) jsou jeho společenstva vyvinuta plošně, ve Vnějších Západních Karpatech se vyskytují pouze bodově na vrcholcích nejvyšších hor. Přirozené lesy tvoří převážně smrčiny svazu *Piceion excelsae* s okrajovou přítomností buku a jedle.
- **Subalpinský stupeň** (1 350–1 600 m n.m.) zahrnuje polohy nad horní hranicí lesa. V ledovcových karech s činnými lavinami sestupuje i pod 1 100 m. V ČR není subalpinský stupeň úplně vyvinut. Horní hranice lesa je zřetelně vyvinutá v Krkonoších a Hrubém Jeseníku. Zatímco v Krkonoších je klečový stupeň provázen společenstvy svazů *Pinion mughi* a *Oxycocco-Empetrion hermaphroditii*, v Hrubém Jeseníku a Králickém Sněžníku některými společenstvy zakrslých smrčín ze svazu *Piceion* (Buček et al. 2004). Primární bezlesí v ledovcových údolích pokrývají křoviny svazu *Salicion sileacae* a travinobylinné hole ze svazů *Calamagrostion arundinaceae*, *Calamagrostion villosae*, *Dryopterido-Athyrium*, *Adenostylion*. Na horských holích se vyskytuje vegetace ze svazů *Vaccinion*, *Nardion*, *Nardo-Caricion rigidae*, *Salicion herbaceae*, *Agrostion alpinae*, *Androsacion alpinae* či *Juncion trifidi* (Soukupová et al. 1996).

2.1.3 Funkce lesního ekosystému

Ekosystémové funkce jsou interakce mezi živými organizmy a prostředím podporující obnovu společenstva a jeho sukcesí. Antropocentricky ekosystémové funkce sestávají z procesů a služeb (de Groot et al. 2002). Procesy indikující ekosystémové služby

zahrnují produkci, biodiverzifikaci, regulaci a shromažďování informací (Seják et al. 2010). Ekosystémové služby jsou užítky, které lidé získávají z ekosystémů (Alcamo et al. 2003). Vliv biodiverzity na produkci je fundamentálním procesem pro udržení ekosystémových funkcí. Biodiverzita ovlivňuje produktivitu zastupitelností a selekci partikulárních funkčních trajektorií podmiňujících kompetici (Loreau 2010). Každý biologický druh je představován množinou metabolických drah, které determinují jeho populační dynamiku a trofické interakce s ostatními druhy (McKane 2004). Zastupitelnost funkčních spojení je nejvýraznější v synuzii vůdčího společenstva ekosystému. Diverzita rostlinných společenstev má funkční zastupitelnost větší než diverzita živočichů. Větší funkční zastupitelnost rostlin je podporována mutualistickými vztahy s houbami nebo půdními mikroorganismy (Blüthgen a Klein 2011). Biodiverzifikace probíhá zpočátku velmi rychle, ale potravní síť ji postupně utlumuje do metastabilní rovnováhy, kterou se sice organismy snaží překonávat, ale relativně stálá struktura potravního řetězce ji udržuje (Loeuille a Loreau 2005).

Interakce mezi organismy a prostředím jsou usměrněny do metabiomy. Metabioma je formou ekologické závislosti, kdy jeden organismus nebo funkční skupina organismů dokáže měnit životní prostředí tak, aby jiný organismus nebo funkční skupina organismů v něm dokázala přežít a prosperovat. Metabiotické aktivity rhizosférových organismů jsou spjaty se zpřístupňováním živin pro rostliny (Waid 1999):

- působení rostlin jako fotoautotrofních zdrojů O_2 ;
- spotřebu půdního O_2 při dekompoziční respiraci, která podporuje populace mikroaerobů a anaerobů;
- zpřístupnění NH_4^+ při bakteriální deaminaci podporující růst autotrofů;
- bioturbace kroužkovců, umožňující provzdušnění půdy a existenci aerobní mikroflóry;
- detoxikace odumřelých rostlinných zbytků při rychlém množení populací sensitivních dekompozitorů;
- rozklad dřevní hmoty ektoenzymatickým působením hub.

Funkce suchozemských ekosystémů spočívají v tvorbě a hromadění organické hmoty a evapotranspiraci (Zhang et al. 2001). Ekosystémové služby jsou zásobovací, regulační, podpůrné a kulturní (Alcamo et al. 2003). Zásobovací služby jsou naplňovány z produkce organické hmoty a odtoku vody. Regulační služby jsou využívány prostřednictvím vlivu ekosystému na mezoklima, látkové koloběhy a regulace škůdců (Shukla et al. 1990). Podpůrné služby jsou naplňovány díky tvorbě půdy, filtraci ovzduší nebo čištění vod, zatímco základem kulturních služeb je využívání struktury ekosystémů pro management krajiny (Lorencová et al. 2013). Lesní společenstva modifikují obecné ekosystémové funkce cyklickými kolísáními diverzity, zintenzivněním půdního vývoje a autoregulací pomocí chemicky usměrněného rozkladu organické hmoty a koordinovaného zpřístupňování živin (Kuuluvainen 2002). Funkce lesů jsou interakce uvnitř systému půda-prostředí-vegetace. Interakce uvnitř lesních ekosystémů se liší mezi biogeografickými jednotkami. Funkce biogeografických jednotek lesů jsou řízeny stabilitou biodiverzity a rychlostí obnovy (sub)systému dřevina-půda. Systém dřevina-půda mění úživnost a vododržnost lesních půd (Moffat 2003):

- Lesní ekosystémy produkují organickou hmotu, která je zužitkována nebo poutána v humusu. Lesní biomasa bývá jen nevýznamně zcela mineralizována na CO_2 , H_2O a NH_3 .

- Rostlinná stimulace půdní bioty urychluje rozklad organické hmoty i biochemické zvětrávání půdních minerálních částic. Zvětráváním se do půdního roztoku uvolňují živiny pro výměnné reakce mezi půdními koloidy a kořeny rostlin.
- Humus kvalitativně ovlivňuje sorpční vlastnosti lesních půd. Různá dřevinná skladba lesů se na tvorbě sorpčního komplexu půd podílí diferencovaným obsahem -COOH v opadu a pH (Kreitz a Anderson 1997).
- Dlouhodobě narušené vstupy organické hmoty do půdy pro tvorbu humusu způsobují krátkodobé výchylky pufrací schopnosti půdy a přechodné okyselení (Samec 2016).
- Imisní zátěž způsobila nejrozsáhlejší chřadnutí lesů (Dittmar et al. 2003), při němž klesla bioprodukce i kvalita humusu. Obnova funkcí lesů zůstala závislou na minerální pufraci půdy. Minerální pufrace půdy vzniká zvětráváním. Intenzita zvětrávání je pro funkce lesa důležitější než různé chemické složení podloží (Augusto et al. 2000).

Lesy přirozeně poskytují bioprodukční, klimatogenní, půdotvorné, hydrické, biotické a krajnotvorné funkce. Způsob využívání lesů rozhoduje o stálosti poskytovaných funkcí. Míra využitelnosti funkcí souvisí se způsobem koexistence lidských zájmů a krajiny (Míchal 2000). Stabilita funkcí je podmíněna intenzitou lidských vstupů pro udržení lesního porostu. Přírodní lesy poskytují přirozené funkce, přírodě blízké lesy poskytují víceúčelové funkce a uměle založené lesy poskytují podmíněné funkce.

Využívání přirozených funkcí lesů je buď exploatační, nebo udržitelné. Udržitelné využívání je na rozdíl od exploatace omezeno na nenarušující odnímání výstupů procesů mimo ekosystém. Udržitelné využívání nenarušuje funkce přirozených lesů pouze v harmonické krajině, kde přírodní ekosystémy pokrývají > 50 % území (Wilson 2010). Udržitelnost využívání přirozených lesů spočívá v nepřímém odnímání výstupů produkce, regulace a biodiverzifikace. Nepřímé odnímání produkce stejně jako biodiverzity spočívá ve využívání zdrojů shromaždišť bioty v biocentrech a diaspor přirozené vegetace, ale i využití uvolněného O₂ (Simon 2004). Regulace nabízí tvorbu lokálních srážek, stabilizaci dostupnosti vody, čištění vzduchu, poutání CO₂ nebo ochranu biologické rovnováhy (Cramer et al. 2001; Kula 2005; Vyskot et al. 2011)

Víceúčelové využívání funkcí lesů spočívá v záměrné podpoře všech funkcí lesů, aby byla zvýšena jejich využitelnost, ale současně aby les byl stále schopen své funkce obnovovat. Záměrná podpora vede k modifikaci přirozených funkcí do celospolečenského rozsahu. Celospolečenské funkce jsou tvořeny rovnocennými složkami přirozené a modifikované funkce. Všechny celospolečenské funkce jsou rovnocenné jak při autoregulaci ekosystému, tak při hospodářském využití (Zach 2001). Primární produkce je zjednodušena na bioprodukční funkci diferencovaného odnímání části biomasy. Klimatogenní funkce je modifikována na klimaticko-vzduchoochrannou zaměřenou na pročišťování vzduchu a tvorbu mikroklimatu. Půdotvorná funkce je modifikována na edaficko-půdoochrannou zaměřenou na tlumení okyselování a odnosu zeminy biologickou meliorací a zvyšováním prokořenění. Hydrická funkce je modifikována na hydricko-vodohospodářskou spojující vodní bilanci a čištění vod. Biotická funkce je modifikována na eko-stabilizační zajišťující biodiverzitu a přirozenou obnovu společenstva. Krajnotvorná funkce je rozdělena mezi sociálně-rekreační a zdravotně-hygienickou zaměřenou na ochranu krajiny a veřejného zdraví (cf. Vyskot et al. 2003). Modifikace je prováděna v mezích přírodě blízkého pěstování. Udržitelné zvyšování využitelnosti funkcí lesů je prováděno záměrnou tvorbou stabilně vysoce

produktivních porostních směsí nebo úpravou struktury lesa (Vyskot et al. 2005). Uplatňování porostních směsí efektivně využívajících stanoviště ke zvýšené bioprodukci je založeno na alelopatii mezi kořenovými symbiózami jednotlivých druhů dřevin (Pretzsch et al. 2002). Přirozené zastoupení druhů dřevin je upraveno tak, aby směs dosahovala nejvyšší průměrné absolutní výškové bonity (AVB) při zachování přirozených vazeb mezi dřevinou a růstovými podmínkami. Úprava struktury je zaměřena na pokles zakmenění nenarušující AVB a zvyšující objemový přírůst (Vyskot et al. 2011). Pokles zakmenění je usměrňován stanovištní diferenciací probírek do podúrovně nebo hlavní porostní úrovně. Rovnocennost modifikovaných funkcí je posuzována srovnáním klasifikovaných ukazatelů bioprodukce s ostatními funkcemi. Udržitelně využívané lesy mají efekty všech celospolečenských funkcí vyrovnané.

Tabulka 1. Souvislost přirozených, celospolečenských a užitných funkcí lesů s ekosystémovými službami a řízením státní lesnické politiky.

Rámec řízení	Funkce lesa			Ekosystémové funkce
	Přirozené	Celospolečenské	Užitné	
Ekonomický	Bioprodukční	Bioprodukční	Dřevoprodukční	Zásobovací
Ekologický	Hydrická	Hydricko-vodohospodářská	Mimoprodukční	Podpůrné
	Půdotvorná	Edaficko-půdoochranná		Regulační
	Klimatogenní	Klimaticko-vzduchochranná		
	Biotická	Ekostabilizační		
Sociální	Krajinotvorná	Sociálně-rekreační Zdravotně-hygienická		Kulturní

Efektivita podmíněných funkcí zcela závisí na vnějších vstupech. Exploatace přírodních zdrojů způsobila ztrátu autoregulace lesů, takže výskyt lesa v kulturní krajině je podmiňován zalesňováním a jeho efektivní dřevinná skladba umělou obnovou. Exploatace byla způsobena územní koncentrací lidských sídel, intenzivním zemědělstvím a znečišťováním prostředí (Vyskot et al. 2003). Podmíněné funkce lesů jsou účelově rozděleny na (dřevo-)produkční a mimoprodukční. Veškeré ekonomické a materiální vstupy se soustřeďují na naplňování dřevo-produkční funkce. Využití ostatních funkcí není dlouhodobě zabezpečováno s předpokladem, že ekosystémové procesy je dokáží přirozeně vytvářet (Chisholm et al. 2013). I když dřevo-produkční funkce je nadřazována, přesto její využití je diferencováno růstovými podmínkami. Požadavky na využití krajiny limitované nepříznivými podmínkami pro růst lesů předurčily rozdělení lesů do kategorií (Seppälä et al. 2009). Lesy na území ČR jsou rozděleny na hospodářské (74,3 %), ochranné (2,1 %) a zvláštního určení (23,6 %) (MZe ČR 2017). Dřevo-produkční funkce je dominantně uplatňována v hospodářských lesích, naopak v ochranných lesích je vyloučena a v lesích zvláštního určení je účelově diferencována. Revitalizace funkcí lesů včetně transformace k víceúčelovému uplatnění se záměrem zabezpečit trvalou udržitelnost je v zemích EU prováděna pomocí kvantifikace ekonomických, ekologických a sociálních rámců obhospodařování a vyrovnání jejich efektivity (Barbati et al. 2007). Vyrovnání efektivity podmíněných funkcí lesů probíhá přeměnou druhové skladby v souladu s růstovými nároky jednotlivých druhů a diferenciací těžeb tak, aby plynule vytvářely niky pro přirozenou obnovu dřevin (Modrý et al. 2004). Ekonomicko-ekologicko-sociální rámce účelově spojují celospolečenské funkce lesů, ale zachovávají jejich dominantní interakce (tab. 1). Ekonomický rámec zahrnuje transformaci dřevo-produkční funkce na bioprodukční.

Ekologický rámec zahrnuje stabilizační, vodohospodářské, půdoochranné a klimatogenní funkce a sociální rámec zahrnuje sociálně-rekreační a zdravotně-hygienické funkce (Vyskot et al. 2003).

2.1.4 Funkce systému dřevina-půda

Funkce systému dřevina-půda závisejí na klimatu. Systém dřevina-půda udržuje les zpřístupňováním živin. Biodiverzita, látková bilance a PET jsou indikátory vlivu systému dřevina-půda na funkce ekosystému (Milcu a Roy 2016). Dřevina-půda stabilizuje biodiverzitu zvyšováním rezistence při růstu půdní diverzity, zintenzivnění půdního vývoje a autoregulaci ekosystému (Loreau a Mazancourt 2013). Interakce v systému dřevina-půda probíhají přes jemné kořeny, které s okolím vyměňují látky. Výměnu látek významně zvyšují mykorhizy, které rozšiřují aktivní povrch kořenů a vázaných mikrobiálních nik. Mikrobiální společenstva v kořenové sféře (rhizosféře) stimulují růst dřeviny a přizpůsobují jej kyselým nebo živným podmínkám (Samec 2008a). Díky interakcím půdních mikroorganismů a dřevin se lesy nejenže přizpůsobují vnějšímu prostředí, ale současně mění vnitřní prostředí pro prosperitu následující generace rostlinného společenstva (Read et al. 2003).

2.1.4.1 Pedogeneze

Lesní dřeviny upravují půdní prostředí organickou hmotou z opadu a aktivitou kořenů. V přítomnosti dřevin je indukováno zvětrávání hornin, transformace svrchních půdních horizontů a přemísťování hmot. Zvětrávání hornin nejúčinněji způsobují houbové kyseliny. Mykorrhizní symbiózy zintenzivňují rozklad křemičitanů úměrně s příjmem CO₂ rostlinami a vyměňují organické látky za Ca a Mg (Andrews et al. 2011). Ektomykorrhizy lesních dřevin poskytují ekosystému dostatek Ca kompenzující ztráty vlivem okyselování (Blum et al. 2002). Jehličnany přispívají k rozpouštění křemičitanů více než listnáče. Vliv dřevin je největší do hloubky 5 cm půdy, hlouběji se uplatňuje jen při pH > 4,5; jinak je rozčleněn podél přechodů půdních typů (Augusto et al. 2000). Zvětrávání hornin je v lesním prostředí prekurzorem prohlubování půdního tělesa a přemísťování hmot. Přemísťování půdních hmot probíhá v několika úrovních od pohybu iontů mezi sorpčním komplexem a půdním roztokem po erozně-akumulační změny mikroreliefu. Přesun Ca a Mg z hornin do nadložních horizontů zvyšuje pH a zrychluje přeměny půdní organické hmoty jen při dostatečné fixaci N. V půdách s pH < 4,5 je okyselování tlumeno houbovým zpřístupňováním Al (Clarholm a Skjellberg 2013). Les na jednu stranu nastoluje odnosný a sedimentační klid, na druhou stranu jeho vnímavost vůči bořivým větrům koncentruje přetváření mikroreliefu do vývratových epizod při změnách trendů vývoje klimatu (Pánek et al. 2013). Odnosný a sedimentační klid nastává při konsolidaci půdy organo-minerálními asociacemi koloidních částic. Na druhou stranu narušování půd vývraty nejenže rozčleňuje mikrorelief na kupy a prohlubně, ale zapravuje organickou hmotu do spodin, čímž zefektivňuje tvorbu organo-minerálních asociací a brání rozsáhlejší erozi (Ložek 2001, 2008; Lin 2006).

Vývratové epizody, prokořeňování a cyklické hromadění a rozklad organické hmoty jsou přirozeně nejrozšířenějšími procesy transformace svrchních horizontů lesních půd. Vývoj mikrotopografie ovlivňuje mocnost B-horizontu a půdní vodní režim až 100× hlouběji, než je výška bylin (Phillips 2001). Změna mikrotopografie je nejvýznamnějším půdotvorným činitelem u více než 80 % půd ze stejného substrátu ve stejném mikroklimatu pod stejným vegetačním pokryvem. Jednotlivé stromy významně přispívají k nenáhodné proměnlivosti půdních vlastností. Vliv stromů odděluje niky s častější přirozenou obnovou lesa od nik méně vhodných k přirozené obnově (Phillips a

Marion 2004). Zatímco vnější vlivy se ve svrchních horizontech projevují bezprostředně, ve spodinách se projevují zpožděně, ale jejich stopy pozůstávají déle (Phillips et al. 2008). Svrchní půdní horizonty se díky intenzivnějšímu vývoji působením více činitelů zotavují z narušení rychleji. Zotavení urychluje především rychlejší rozklad organické hmoty a větší hustota společenstev rozkladačů (Ponge et al. 1998). Narušení utvářejí shlukovitou uspořádanost a prostorovou závislost půdních vlastností. Slabá narušení utvářejí maloplošné uspořádání půdních vlastností, silná a rozsáhlá narušení utvářejí hrubší uspořádání, avšak prostorové vazby mezi podloží a půdotvorným substrátem protichůdně rozdělují dopady narušení na půdní uspořádanost. Maloplošná uspořádanost se ustaluje podél pozice stanoviště na svahu, nadmořské výšky, datování posledního narušení a struktury stromového patra, kdežto hrubá uspořádanost je přímo úměrná síle disturbance (Kráľ et al. 2014). Síla narušení podmiňuje vývoj půdního typu a proměnlivost hloubky profilu stejně jako mocnosti horizontů s výjimkou vlivu na pískovcích a hrubozrnnějších sedimentech. Uspořádanost mocnosti horizontů, pH a C_{org} je vyšší u (semi-)hydromorfních půd. Uspořádanost O-horizontů dosahuje 130 m, A-horizontů 80 m, B-horizontů 50 m a půdotvorného substrátu < 10 m. Půdní chemické vlastnosti jsou málo proměnlivé v dosahu 150–220 m (Šamonil et al. 2011). Časté, ale slabé disturbance provázejí katény leptosolů až histických podzolů. Silné disturbance vedou k tvorbě kryptopodzolů, jejichž vnitřní uspořádanost je sice lineární, ale v malém dosahu 20–30 m (Valtera et al. 2013).

2.1.4.2 Autoregulace

Lesy regulují kompetice dřevinných směsí, odezvu na environmentální zátěž a způsob přizpůsobení na změny růstových podmínek. Regulace probíhá v potravních sítích. Funkční propojení mezi složkami ekosystému tvoří komplexní síť, jejíž zpětné vazby způsobují, že prediktory se stávají receptory a naopak (Newman 2003; Griffiths et al. 2000; Chambers et al. 2007). Komplexní síť tvoří časo-prostorová spojení rostlin, hub a jednobuněčných kolonií, která jsou dynamicky zastupitelná. Organismy jsou spojeny symbiózami, srůsty nebo biochemickou výměnou látek. Půdní pH rozčleňuje způsob rozkladu půdní organické hmoty, její hormonální účinek na růst kořenů i klíčení semen a antagonizmy mezi půdními houbami, bakteriemi a prvoky. Biochemické interakce mezi rostlinnými kořeny, půdní mikroflórou a půdními koloidy rozčleňují dynamiku stejných společenstev v různě úživných podmínkách (Kennedy a Pitman 2004).

Symbiózy jsou prediktorem zvyšování kompetice (Konno et al. 2011). Funkčně nejdůležitější symbiózy suchozemských společenstev se nacházejí v rhizosféře, protože půdní vlastnosti podléhají mírnějším oscilacím. Hustota rhizosférových symbióz je závislá především na dostupnosti vody a teplotě. Rhizosféra reguluje až 50 % CO_2 uvolňovaného ze suchozemských ekosystémů (Cheng et al. 2014). Především heterotrofní respirace rhizosféry ovlivňuje fluktuace hrubé primární produkce ekosystému, a tak i stabilitu interakcí rostlina-půda při výkyvech vlastností vnějšího růstového prostředí (Hopkins et al. 2013). Nejeefektivnějším typem rhizosférového soužití organismů suchozemských společenstev je mykorhizní symbióza mezi rostlinným hostitelem a houbovým symbiontem. Mykorhizní symbiózy urychlují přizpůsobování celé geobiocenózy na environmentální změny díky zefektivnění výměny látek a horizontálnímu přenosu genů. Zpřístupnění uhlíku rostlinným hostitelem na mykorhizním rozhraní reguluje ekosystémové funkce tím, že spouští příjem i přenos dusíku mykorhizami (Fellbaum et al. 2012). Houby selektují takové změny aktivity genů, které jim usnadňují kolonizaci hostitele (Colard et al. 2011). Některé patogenní houby získaly z rostlin geny pro účinné mimobuněčné proteázy, díky jejichž produkci

potlačují konkurenci druhů hostitelských rostlin (Jaramillo et al. 2013). Půdní patogenní houby se nejčastěji specializují na napadání semen vybraných druhů rostlin, čímž jiným druhům rostlin umožňují rozšiřovat populace, zato saproparazitické houby schopné aktivně napadat zdravé stromy a zcela mineralizovat rostlinná pletiva až na H_2O+CO_2 se v přirozených lesích vyskytují řídce. Houbový symbiont rostlině předává arginin pomocí rozdílné exprese genů pro produkci arginázy a ureázy mezi extraradiálním a intraradiálním myceliem (Govindarajulu et al. 2005). Protože organicky vázaný uhlík mykobiont přijímá výhradně z rostlinného hostitele, potenciální deficit heterotrofní rostlinná pletiva vyrovnávají buď příjmem organických látek z vnější rhizosféry, nebo přenosem z kořenových srůstů. Rostlinné kořeny přijímají aminokyseliny a pohlcují rhizosférové bakterie (De la Peña et al. 2008). Kořenové srůsty vznikají mechanickým tlakem mezi dvěma blízkými druhotně tloustnoucimi skeletovitými kořeny dřevin při nekoordinovaných pohybech nebo disturbancích (Gebauer et al. 2008). Kořenové srůsty umožňují přenos sacharidů, fytohormonů, herbicidů, vody nebo i patogenů zpravidla mezi jedinci stejného druhu ze zdatnějšího jedince do slabšího jedince. Mezirodové srůsty jsou řídké, proto také smíšené lesy jsou potenciálně odolnější vůči kořenovým patogenům než stejnorodé lesy, ale stejnorodé lesní porosty takto aktivně zvyšují kompetici (Chisholm et al. 2013).

Půdní biochemické reakce jsou funkcí mikrobiální aktivity zpřístupňující makrobiogenní látky z odumřelé organické hmoty. Půdní biochemické vlastnosti jsou nejvýrazněji utvářeny mimobuněčnou enzymatickou aktivitou. Biochemické zpřístupnění živin z organické hmoty zvyšuje úživnost a urychluje tvorbu humusu (Zahir et al. 2001). Aktivita mimobuněčných enzymů výrazně rozšiřuje biologický vliv z průměrného 5% zastoupení mikrobiálních nik na celkovou půdní diverzitu tvořenou proměnlivostí látkových přeměn (Becks et al. 2005). Půdní enzymy jsou buď konstitutivní, nebo induktivní podle toho, zda jsou buňkami produkovány stále bez ohledu na přítomnost živného substrátu, nebo zda jsou produkovány jen v přítomnosti substrátu (Alef a Nanninieri 1995). Aktivita enzymů roste nepřímě s koncentrací živného substrátu (Hýsek a Šarapatka 1998). Doba působení enzymů roste se způsobem poutání na půdních koloidech, které je chrání před (auto-)lýzou, ale jejich aktivační energie i optimální pH rostou (Nanninieri et al. 1988). Aktivita půdních ureáz se významně mění s dostupností substrátů, ale i poutané ureázy mohou rozkládat nízkomolekulární substráty (Burns et al. 1972). Zato rozdílné pH optimální aktivity proteáz a fosfatáz rozdělují mikrobiální vlivy na látkovou bilanci v kyselých, neutrálních a bazických půdách. Specifické korelace mezi kyselými fosfatázami a C_{org} indikují efektivitu půdních funkcí v různých biotopech (Samec et al. 2009). Rozklad organické hmoty houbami v kyselých půdách je provázen nedostatečným rozkladem ligninu, kdy vznikají stabilní aromatická jádra, zatímco poutání organických řetězců na Ca^{2+} v živných půdách podporuje růst kořenů i bakteriální společenstva. Rhizosférové bakterie podporují růst kořenů indolyl-octovou kyselinou (IAA) a kořenová odumřelá hmota se stává nikou pro další mikroorganismy přednostně konzumované prvoky, takže IAA-bakterie se mohou dále nerušeně množit (Bonkowski a Brandt 2002). Proti aktivitě IAA-baktérií působí vylučování H_3O^+ kořeny, ale bakteriální společenstva vylučují lecitin pro zpřístupnění fosforu a nasycené mastné kyseliny zamezující okyselování snížením poměru NH_4^+/NO_3^- (Read et al. 2003). Kladné zpětné vazby mezi rozkladem půdní organické hmoty a mikrobiální aktivitou nejvíce zvyšují stabilitu výskytu bučin na živných stanovištích. Smrčiny podobné symbiózy nevytvářejí, zato využívají hromadění organické hmoty k tlumení aktivity Al^{3+} v kyselých podmínkách (Vacek et al. 2005; Fabiánek et al. 2009; Clarholm a Skjellberg 2013).

2.1.4.3 Biologická meliorace

Biologická meliorace je dlouhodobé zefektivnění půdních funkcí pomocí optimalizace druhové skladby lesů. Zefektivnění funkcí spočívá v podpoře kladných zpětných vazeb mezi dřevinou a půdou (Menšík et al. 2009a). Optimalizace spočívá v zavádění nebo podpoře směsí druhů dřevin přirozených v určitých biogeografických podmínkách (Šindelář et al. 2007b). Zavádění dřevin probíhá při obnově lesa. Meliorační účinky dřevin tlumí degradaci půdní úživnosti po pěstování nepůvodních monokultur nebo revitalizují poškozenou půdu. Nicméně žádná dřevina neupravuje všechny půdní vlastnosti, proto směsi jsou účinnější než stejnorodé porosty. Směsi na rozdíl od stejnorodých porostů nevyčerpávají půdu jednostranně (Podrázský a Remeš 2005). Meliorační účinek je zabezpečován jak uplatněním základních dřevin přirozeně dominantních v segmentu biogeografických podmínek, tak širším uplatněním přirozeně přimíšených troficky vyhraněných druhů.

Porostotvorné dřeviny na území středoevropské biogeografické provincie jsou sdruženy do hospodářských souborů luhů, nižších, středních, horských poloh a borů (Šindelář 1995). Olše (*A. glutinosa* a *A. incana*) a jasany (především *F. excelsior* a okrajově *F. angustifolia*) jsou hlavními porostotvornými dřevinami luhů (Korpeř 1989). Duby (*Q. robur* a *Q. petraea*) jsou porostotvornými dřevinami pahorkatin v nižších polohách. Buk lesní (*F. sylvatica*) je dominantní porostotvornou dřevinou ve středních až vyšších polohách, kde se k němu přidává smrk ztepilý (*P. abies*), dominující v horských polohách (Průša 1990). Bory dominují na rašeliništích nebo skalách, kde ostatní druhy dřevin nenacházejí niky. Troficky vyhraněné dřeviny mohou dominovat jen přechodně nebo mají soustředěný výskyt na maloplošných obohacených nebo naopak epizodicky narušovaných stanovištích (Chytrý 2012). Specializované dřeviny nacházejí niky v souladu se schopností růstu v zástínu nebo naopak růstu na otevřené ploše. Topoly (*Populus alba* a *P. nigra*) a vrby (zejména *S. fragilis*) přechodně převládají v luzích; bříza bělokorá (*Betula pendula*) nebo jeřáb ptačí (*Sorbus aucuparia*) přechodně převládají v borech nebo ve vysokohorských lesích po disturbancích. Naopak javory (*Acer* sp.), lípy (*Tilia* sp.), osika (*Populus tremula*) nebo jiva (*S. caprea*) upřednostňují stanoviště dubů nebo bučin.

Synoptické nebo modelovací přístupy posuzování meliorační účinnosti lesních dřevin jsou odlišně zaměřeny. Zavádění melioračních a zpevňujících dřevin (MZD) je prováděno na podkladě pozorování přirozených směsí nebo testování náhradních lesních porostů v imisních oblastech (Slodičák et al. 2017), zatímco modelování je zaměřeno na optimalizaci produkce základních porostotvorných dřevin (Hlásný et al. 2011). Optimalizace produkce základních dřevin nezohledňuje dlouhodobé tlumení půdní degradace, protože prostorový model vlivů multifunkční směsí dřevin na půdu dosud nebyl navržen. Environmentální modely se soustřeďují na dopady kyselé zátěže na půdu (Cosby et al. 2001; Sitková a Kunca 2008; Oulehle et al. 2011), ale tlumivé vlivy dřevin nejsou posuzovány (Hruška a Cienciala 2005). Vlivy dřevin se různí jak mezi základními porostotvornými druhy, tak ve vztazích s přimíšenými dřevinami. Přirozené směsi vznikají díky alelopatiím ekologicky blízkých mikrobiálních společenstev. Na rozdíl od přirozených směsí jsou optimalizace multifunkčních směsí navrhovány z průniků alelopatie dřevin s mikrobiálními vlivy na půdu (Gundersen et al. 2009).

Vlivy dřevin na půdu počínají produkcí organické hmoty. Organická hmota do půdy vstupuje při rozkladu opadu, nebo jemných kořenů. Meliorační účinky se různí nejen s druhy dřevin, ale i s jejich vlivy buď více na půdní chemické, nebo hydrofyzikální vlastnosti (Lochman et al. 2001). Dlouhodobá půdní degradace při kyselé

zátěži nastává, když půdní okyselení způsobí pokles bioprodukce a biologické aktivity až k poklesu tvorby humusu. Půdní humus nejenže tlumí vlivy aktivovaného Al^{3+} , ale současně zadržuje větší objem vody než minerální substrát. Tvorba humusu snižuje vyplavování bází a zvyšuje půdní vododržnost, jenž společně snižují relativní podíl Al^{3+} , dopady okyselování i sucha (Cudlín et al. 2000). Dřeviny nedokáží degradaci zastavit, ale zmírňují ji (Klimo a Kulhavý 1984). Chemický vliv dřevin je podporován kořenovými symbiózami. Vliv listnatých dřevin je významnější než jehličnatých v důsledku menší intercepce srážek, při němž klesá mobilita půdního Ca^{2+} (Augusto a Ranger 2001). Listnaté dřeviny shromažďují v opadu více bází, které při rozkladu optimalizují pH pro aktivitu mikrobiálních společenstev v rhizosféře (Finzi et al. 1998). Výměnný Ca^{2+} poutá organické kyseliny, díky čemuž dochází k poklesu vyplavování bází i humusu, roste půdní vododržnost a je stabilizován stav ekosystému (Andersson et al. 2000). Vliv dřevin na hydrofyzikální vlastnosti je největší v kyselých podmínkách díky vyšší aktivitě hub. Houby rozkládají organickou hmotu selektivně, přičemž snižují aktivitu bakterií. Díky tomu je rozklad organické hmoty zpomalen, ale větší množství nadložního humusu zadržuje více vody. Vliv dřevin na vodní bilanci ekosystému je provázen zvýšením půdního C/N, poklesem nitrifikace a selekcí aktivní půdní bioty (Augusto et al. 2002).

Vliv dřevin je nejvýraznější ve svrchních půdních horizontech, kde zvyšuje obsah přijatelných živin a tvoří zásobníky makrobiogenních látek (Menšík et al. 2009b). Meliorační dřeviny nejvíce zlepšují půdní C/N, pH, sorpční komplex (SK), objemovou hmotnost (D_d) a maximální kapilární kapacitu (MKK). Humusový C/N je nejvýrazněji rozdělen podél populací dřevin, ale ve svrchních organo-minerálních horizontech je ovlivňován spolupůsobením vegetace a nitrifikace. Nejmenší C/N se vyskytuje v porostech N-fixujících dřevin, naopak největší hodnoty C/N se vyskytují v borových nebo modřínových porostech (Cools et al. 2014). Listnaté a jehličnaté dřeviny ovlivňují půdu protichůdně. Nasycení humusového SK klesá v jehličnatých porostech < 20 %, zatímco v listnatých lesích roste > 20 % (Podrázský a Remeš 2009). Buk, osika a jívka nejvíce zvyšují parametry půdního SK (Vranová a Samec 2005). Pokles humusového pH a vlastností SK nejvíce způsobují smrk a borovice, následované jedlí nebo douglaskou, dále břízou, bukem a dubem a nejvíce tlumícími javory, habrem, jasanem a lípami. Jehličnany nepříznivě ovlivňují bilanci $\text{Ca}^{2+} + \text{Mg}^{2+}$, které jsou intenzivněji vyplavovány, protože pomalejší rozklad organické hmoty neumožňuje jejich simultánní poutání (Podrázský a Remeš 2005, 2009; Cools et al. 2014). Smrk kumuluje nadložní humus 10× více než listnaté monocenózy a 4× více než listnaté smíšené porosty, je ale nejcitlivější vůči kyselé zátěži. Naproti tomu jedle obrovská (*Abies grandis*) nebo douglaska tisolistá (*Pseudotsuga menziesii*) vytvářejí opad, který se rychleji rozkládá a i když je chemicky bližší střeoevropským jehličnanům než listnácům, při jeho rozkladu jsou rychleji zpřístupňovány fosfor a draslík (Kupka et al. 2013). Smrk pichlavý (*P. pungens*) společně s břízou, jívou a osikou nejvíce snižují půdní D_d a zvyšují MKK. Borovice ovlivňuje půdu nejvíce nepříznivě (Samec et al. 2005). Nicméně efekt břízy nebo jeřábu se mezi podhorskými a horskými polohami liší. Zatímco v podhorských polohách bříza a jeřáb efektivněji ovlivňují půdní vododržnost, ale jejich opad je chemicky podobný smrku, v horských polohách neovlivňují vododržnost nadprůměrně, ale chemické vlastnosti jejich opadu jsou příznivější než u jehličnanů (cf. Kantor 1989; Samec et al. 2004, 2005; Šach 2005).

Hospodářské využití vlivů dřevin na půdu zohledňuje tvorbu humusu při selekci ekologických nároků pro přeměnu druhové skladby. Ekologické nároky dřevin se při přeměně monokultur nebo náhradních porostů různí podle environmentálních zátěží. Ekologická obnova lesů na poškozených půdách odděluje funkce dřevin v etapách

přeměny porostů. Samec et al. (2011) navrhli provádět přeměnu v oblastech nescifického chřadnutí lesů v etapách zavedení přípravných, přechodových a cílových porostů. Zaváděné dřeviny jsou rozděleny na meliorační a zpevňující a meliorační dřeviny podle převažujícího vlivu buď na chemické, nebo hydrofyzikální půdní vlastnosti. Přípravná etapa využívá světlomilných náletových bříz, vrb, osik a jeřábů; přechodová etapa je založena na podsadbách a uvolňování stínsnášejících javorů, lip, buků nebo jedlí a cílová etapa se soustřeďuje na podporu směsí dominantních buků, jedlí a javorů. Naproti tomu Slodičák et al. (2017) zaměřili využití MZD ke stabilizaci smrkových nebo borových kultur. Jednotlivé funkce MZD klasifikovali jako vysoké, dobré a dostačující podle chemického složení opadu, postupu biologického rozkladu organické hmoty, prokořenění, evapotranspirace a diverzifikace struktury porostu. Zastoupení MZD na přirozených smrkových nebo borových stanovištích je optimalizováno na 5 %, na stanovištích dominantních základních listnáčů dosahuje 25 % a na stanovištích suťových lesů činí 30 %.

2.2 Environmentální změna

Recentní environmentální změna zahrnuje klimatickou změnu a antropogenní přeměnu vlastností zemského povrchu. Environmentální změna probíhá přirozeně jako součást čtvrtohor, avšak její trend je odchylován lidskou činností. Holocenní klimatické změny usměrňovaly úspěšnost zemědělských civilizací, ale trend recentní klimatické změny je odchylován průmyslovou přeměnou biosféry.

Holocenní klimatické změny probíhají jako interglaciál započatý zmenšením výstřednosti oběžné dráhy Země, ale odlišující se větším rozsahem souší. Rozsah souší zkomplikoval přenos tepelné energie po zemském povrchu, takže klimatické oscilace více dopadají na suchou krajinu. Průběh holocenních klimatických změn je řízen oscilacemi pohybů a aktivity Slunce. Jednotlivé oscilace způsobují střídání příznivě teplejších a vlhčích období s obdobími méně příznivě chladnějšími a suššími (Puhe a Ulrich 2001). Recentní klimatická změna je současně usměrňována jak přírodními oscilacemi, tak lidskou přeměnou ekosystémů a složení atmosféry. Oscilace jsou nepravidelně narušovány mimořádnými sopečnými výbuchy.

Civilizace se opakovaně rozvíjely během příznivých období římského (1834–1427 př.n.l.), středověkého (1100–1250 n.l.) a moderního (po roce 1898) optima. Útlum lidského přetváření krajiny nastával během nepříznivých období, z nichž nejrozsáhlejší úpadky civilizací způsobily Wolfovo (1280–1350), Maunderovo (1645–1715) a Daltonovo (1790–1820) minimum sluneční aktivity. V období zahrnujícím Maunderovo a Daltonovo minimum nastala malá doba ledová (MDL) (1627–1898). Zánik civilizací na konci klimatických optim byl působen souhrou vyčerpání místních zdrojů a vysoušením klimatu (Thompson et al. 2002; Kröpelin et al. 2008; Tierney et al. 2017). Nicméně během MDL lidé vyrobili parní stroj, který umožnil mnohem lépe využívat dřevo nebo fosilní paliva. Díky následujícímu rozvoji průmyslové výroby nedošlo k dalšímu úpadku civilizace, ale naopak k pokračujícímu rozvoji.

Konec klimatických optim byl provázen přechodně větší četností střídajících se suchých a povodňových epizod a mimořádných povětrnostních událostí. Zvýšená četnost mimořádných epizod předchází déle trvající změně trendu klimatické změny (Ložek 2001). Nejvíce kladných teplotních extrémů od roku 1500 bylo zaznamenáno v letech 1994–2003 (Luterbacher et al. 2004). Naproti tomu chladnější roky jsou provázeny zvýšenou pravděpodobností výskytu povodní. Až 50 % mimořádných povodní se vyskytuje v létě. Střední perioda výskytu povodní je 4–5 let (Brázdil et al. 1999).

2.2.1 Recentní klimatická změna

Recentní klimatická změna je oteplováním klimatu po skončení malé doby ledové. Klima se mezi lety 1901–2000 oteplilo průměrně o +0,2 °C více než během středověku (Jones et al. 2001). Průběh klimatické změny je narušen celosvětovým rozsahem lidských přeměn zemského povrchu. Přirozeně je řízen 90-letou pseudoperiodou slunečních pohybů a 11-letým cyklem slunečních skvrn, které nejvýraznější postihují atmosféricko-oceánské cirkulace v Tichém oceánu vznikem efektu El-Niño a v Atlantském oceánu výskytem severoatlantické oscilace (Georgieva et al. 2007). Ve střední Evropě dochází k nepodstatným změnám ročních srážkových úhrnů, ale výrazně se mění jejich sezónní rozložení. Dešťové srážky se soustřeďují do bouřek a zimy získávají oceánický ráz, takže jaro je provázeno nedostatkem vláhy z tajícího sněhu a léto nerovnoměrným rozložením vláhy a následně vysoušením (Kalvová 2000).

Změna sluneční aktivity o 0,1 % vede k výchytkám atmosférické cirkulace, které se mohou projevit i změnami vlivu severoatlantické oscilace (NAO) na evropské klima (Lean 2000). Krátkodobé vrcholné fáze cyklu slunečních skvrn ovlivňují zpětné vazby mezi NAO a povrchovou teplotou, avšak zároveň zabraňují efektu El-Niño (Kirov a Georgieva 2002). 11-letý cyklus slunečních skvrn se na Zemi rozdílně projevuje během jednotlivých fází 90-leté pseudoperiody. Útlum slunečního záření během MDL se přechodně projevilo úplným vymizením slunečních skvrn. Naopak cykly slunečních skvrn během vrcholící sluneční aktivity modulují její dopady na průběh globálního oteplování (Samec 2014). Maximum slunečních skvrn podporuje vznik bouřkové oblačnosti a častější výskyt povodní. Minimum slunečních skvrn zvýrazňuje vlivy čistého zářivého výkonu Slunce na vysoušení a oteplování (Marsh a Svensmark 2000).

Teplotní vývoj byl několikrát narušen sopečnými výbuchy. Zatímco výbuchy subarktických sopek ovlivňují klima se značným zpožděním, výbuchy tropických sopek po dvou měsících. Mimořádné sopečné výbuchy krátkodobě snižují globální teplotu o více než 0,5 °C. Společný výskyt sopečného výbuchu a maxima slunečních skvrn významně indukuje výskyt povodní i v klidných oblastech (Hopcroft et al. 2018).

2.2.2 Lidská činnost

Člověk aktivně přetváří své životní prostředí. Jeho činnost měla etapy zemědělské přeměny krajiny a globální průmyslové změny. Lidské vlivy přetvářejí složení ekosystémů a chemické složení půdy, vody a atmosféry. Dopady lidských přeměn prostředí se zvětšovaly z regionálních rozsahů hubení druhů, odlesňování a zemědělství po celosvětové znečišťování nebezpečnými látkami (tab. 2). Dosažení celosvětového rozsahu lidských vlivů zapříčinilo nahrazení holocenního vývoje antropocénem po roce 1750 (Steffen et al. 2015).

Antropocén zahrnuje celosvětově působící přeměny krajiny při odlesňování, výstavbě přehrad, intenzivním zemědělství, výstavbě měst včetně podpůrné infrastruktury a geochemických změn látkových bilancí: odlesňování zvýrazňuje odnos půdy; přehrady zvrátily sedimentační činnost řek; zemědělství zásadně snížilo biodiverzitu, strukturu, dynamiku a látkové koloběhy ekosystémů; výstavba měst znamenala vzrůst všech požadavků na získávání surovin a produkci odpadů. Antropocenní vývoj postihuje biosféru znečištěním, tvorbou technolitů, změnou radiální bilance Země, poškozením ozonové vrstvy a uvolňováním skleníkových plynů (Lewis a Maslin 2015). Rostoucí intenzita lidských vlivů postupně překračuje meze únosnosti pro další přežití lidské civilizace ve volné krajině (tab. 3) (Rockström et al. 2009).

Tabulka 2. Vývoj intenzity lidských zásahů do biosféry v mladších čtvrtohorách (zjednodušeno podle Lewis a Maslin 2015).

Event	Datování	Fosilní znak	Potenciální stratotyp
Vymření megafauny	50–10 Ka	Druhá skladba fosilních savců	Organický uhlík ve sladkovodních sedimentech
Vznik zemědělství	~11 Ka	Fosilní pyl nebo fytolity	Pyl kulturní rostlin, fytolity, stopy dřevěného uhlí
Extenzivní zemědělství	~8 Ka	Vzrůst vstupu CO ₂ do ledovců	Pyl kulturní rostlin, stopy dřevěného uhlí a keramiky
Pěstování rýže	6,5 Ka	Vzrůst vstupu CH ₄ do ledovců	Kamenné nástroje, pozůstatky domestikovaných přežvýkavců
Antropogenní půdy	~ 3–0,5 Ka	Překryté organo-minerální horizonty	Pyl (polo)kulturní rostlin
Objev Nového světa	1492–1800	Pokles CO ₂ v ledovcích	Fosilní pyl, fytolity, dřevěné uhlí, CH ₄ , δ ¹⁸ O.
Průmyslová revoluce	1750–1945	Depozice ze spalování uhlí	¹⁴ N/ ¹⁵ N, zastoupení jezerních rozsivek
Atomový výbuch	1945–současnost	¹⁴ C v letokruzích	²⁴⁰ Pu/ ²³⁹ Pu, částice cementu, plastů a zpracovaných kovů
Persistentní průmyslové látky	~1950–současnost	SF ₆ v ledovcích	Částice cementu, plastů a zpracovaných kovů

Tabulka 3. Nepřirozené změny environmentálních procesů indikujících antropocén s **překročením** mezi únosných pro lidskou civilizaci (zjednodušeno podle Rockström et al. 2009).

Environmentální proces	Indikační vlastnost	Indikační hodnota		
		předprůmyslová	postmoderní	kritická
Ztráta biodiverzity	Úbytek druhů (mil. m/rok)	< 1,0	> 100	10
Koloběh dusíku	Antropogenní fixace (Mt/rok)	0	133	39
Koloběh fosforu	Odtok (Mt/rok)	1	10	12
Klimatická změna	Koncentrace CO ₂ (ppm)	278	400	350
Intenzivní zemědělství	Přeměna půdního fondu (%)	-	11,7	15,0
Okyselení oceánů	Nasycení CaCO ₃ (SI)	3,44	2,90	2,75
Využití vody	Spotřeba pitné vody (km ³ /rok)	415	2600	4000
Poškození ozonoféry	Koncentrace O ₃ (DU)	290	283	276

Lidské přeměny životního prostředí napodobily procesy ze čtvrtohorní minulosti. Zjednodušení ekosystémů napodobilo předcházející lesostepi nebo stepi, zatímco změna albeda a pokles výparu po odlesnění rozšířily suché oblasti částečně jako v dobách ledových. Ale dopady růstu obsahu skleníkových plynů a oteplování jsou ve změněné krajině opačné než ve čtvrtohorních interglaciálech. Zatímco interglaciální oteplování bylo následováno zvlhčením ekosystémů a šířením lesů (Puhe a Ulrich 2001), současné oteplování v nepřirozeně odlesněné krajině vede k vysoušení a častějšímu výskytu mimořádných povětrnostních událostí podobně jako před začátkem globálního ochlazení (Bytnerowitz et al. 2007).

2.2.2.1 Ekosystémová změna

Intenzivní využívání krajiny stejně jako devastace ať už těžbou surovin, průmyslovým znečištěním nebo výstavbou způsobují ruderalizaci nebo borealizaci ekosystémů. Ruderalizace je degradativní zjednodušení druhové skladby a struktury ekosystémů. Je provázena bezprostředním poklesem biodiverzity, vzrůstem odtoku a větrného odnosu půdy. Ruderalizace může postihovat buď jen biotop, nebo současně biotop a půdu. Z pevnin všech kontinentů je ročně erodováno 40 Gt půdy (Hooke 1994). Samostatná změna biotopu při zachování půdního prostředí umožňuje úspěšnou obnovu ekosystému. Změny půdy však vedou k nezvratným změnám v průběhu sukcese. Sukcese ruderalizovaných společenstev je zablokována v důsledku soustředění na obnovu základních cyklů uhlíku a dusíku, během níž nelze efektivně hromadit hmotu ani informace (Fellbaum et al. 2012).

Povrchová těžba surovin je na souši spjata s úplnou rejuvenizací ekosystémů. Zcela je přetvořen reliéf krajiny, její mikroklima a obnaženy jsou nezávětralé horniny. Stav ekosystémů se dostává k sekundární ecesi. Na obnažených površích dochází k uchycení sinic nebo lišejníků, které iniciují biochemický rozklad hornin na půdotvorné substráty a obnovu biogeochemických koloběhů uhlíku a dusíku (Chen et al. 2000). Sukcese v těžebních prostorech je zpomalena v důsledku poklesu výparu z obnaženého povrchu, který snižuje srážkové úhrny v širším okolí. V suchých vnitrozemských oblastech může sukcesí urychlit změna klimatu, která přinese dostatečné atmosférické srážky (Dill et al. 2006), nebo zaplavení těžebního prostoru vodou, které zmírní změnu lokálního mikroklimatu.

Borealizace je zavádění a obhospodařování jednoduchých biocenóz s nízkou biodiverzitou na stanovištích přirozeně složitě strukturovaných ekosystémů (Samec 2014). Dynamika druhotných zjednodušených biocenóz je podmíněná lidskými vstupy a je odlišná od přírodních společenstev (Míchal 1983). Charakteristickým znakem borealizovaných biocenóz je pravidelné plošné (holosečné) odnímání biomasy a pěstování stejnověkových, nestrukturovaných nebo jen minimálně strukturovaných porostů užitkových rostlin. Druhové složení a dynamika těchto rostlinných kultur mají částečnou podobnost se společenstvy boreálního pásma severní polokoule.

Borealizovaná společenstva mohou být stepní nebo lesní. Nelesní kulturní společenstva tvoří agrobiocenózy. V agrobiocenózách se mohou uplatnit i reliktní druhy, upomínající na časný holocén (Lorencová et al. 2013). V agrobiocenózách dochází ke změnám metabolických drah organizmů, které urychlují evoluci (Griffiths et al. 2000). Borealizace lesů probíhá jako proces přestavby přírodního ekosystému na ekosystém kulturní, i když epizodicky přerušovaný úplným odlesněním nebo rozpadem ekosystému. Fáze kulturní přestavby lesů se vyznačují poklesem ekologické stability, vzrůstem citlivosti vůči ekologickým disturbancím, změnami tvorby humusu i svahovin a půd (Samec et al. 2009).

Odlesňování vede k regionální environmentální změně, když stoupá teplota a klesá výpar, jehož pokles následně vede k utlumení tvorby oblačnosti a přímo i nepřímo postižené oblasti se vysoušejí (Pielke 2005). Odlesnění a následný pokles výskytu oblačnosti snižují albedo, takže obnažený povrch se více ohřívá, ale také roste jeho respirace vedoucí ke ztrátám zbývajících zásob půdního uhlíku a následně ke ztrátě vododržnosti a úživnosti.

2.2.2.2 Geochemická změna

Člověk způsobil změnu chemického složení ekosystémů průmyslovým znečištěním cizorodými látkami, vypouštěním skleníkových plynů nebo hnojením. Geochemická změna zahrnuje složité vzájemně propojené procesy intoxikace, okyselování (acidifikace) a eutrofizace (De Groot et al. 2002):

- Intoxikace je proces přímého narušení životních funkcí organismu vedoucí k úplnému vymizení citlivého druhu ze stanoviště. Jedovaté látky jsou zpravidla neslučitelné se životem, takže nejsou součástí potravních sítí. Jejich množství se v ekosystému převážně zvyšuje a imobilizace závisí na produkci specifických biomolekul (Kaur et al. 2005).
- Okyselování je proces poklesu pH vlivem rostoucích koncentrací kyselých vstupů z přirozených nebo antropogenních zdrojů. Přirozené okyselování je způsobováno autoprotolýzou vody nebo aktivitou organických kyselin, které jsou neutralizovány zvětráváním hornin nebo amfoterními reakcemi aminokyselin (Ulrich 1995). Antropogenní zintenzivnění okyselování spočívá v průmyslovém uvolňování kyselinotvorných sloučenin, které snižují biologickou aktivitu a zintenzivňují chemické zvětrávání (Hruška a Cienciala 2005).
- Eutrofizace je proces zvyšování obsahu fyziologicky aktivních forem dusíku a fosforu z hnoji nebo odpadů, které jak podporují růst rostlin, tak způsobují nerovnováhu v příjmu minerálních živin nebo mikrobioelementů. Zvýšená dostupnost vybraných makrobioelementů zvyšuje nároky na ostatní zdroje (Galloway et al. 2008).

Procesy chemické změny prostředí působí na jednotlivé složky ekosystémů různě. Působení se liší v jednotlivých součástech ekosystémů s odlišnou odezvou na jednotlivou látku nebo synergii a v čase. Pletiva asimilačního aparátu jsou poškozována biofyzikálně a fyzikálně-chemicky, stromy ekofyziologicky a ekosystémy důsledkem látkových nerovnovah. Jednotlivé znečišťující látky poškozují rostliny rozdílně než vícečetné působení několika látek. Lesy jsou nejčastěji poškozovány vícečetným působením $\text{CO}_2 + \text{O}_3$, nebo skleníkových plynů a kyselá depozice nebo těžkých kovů (Tuovinen et al. 2013). I v podmínkách jedné dominantní látky dochází k vícečetnému poškození několika škodlivými činiteli (Likens and Borman 1995; Modrzyński 2003; Paoletti et al. 2010). Při zatížení fyziologicky aktivními látkami nedochází k přímému poškození rostlin, ale organismy se stávají ohroženými ještě menší koncentrací znečištění, která dosud byla tolerována.

I když nejrozsáhlejší chemická změna prostředí byla způsobena zemědělstvím, průmyslová výroba změnu prostředí způsobuje dálkovým přenosem mimo zdroje. Zemědělství výrazně změnilo koloběhy uhlíku, dusíku a fosforu. Dopady antropogenních procesů na geochemii životního prostředí se periodicky liší s proměnlivostí interakcí mezi vývojem klimatu a intenzitou civilizačních přeměn biosféry. Vývoj environmentálních zátěží od zemědělské k průmyslové přeměně krajiny proběhl od předprůmyslového zemědělství (do roku 1750) a průmyslové revoluce (≈ 1750 –1900) po vědecko-technickou revoluci (po roce 1900). Předprůmyslové zemědělství vyžadovalo klučení a žďáření lesů, aby byla získána nová orná půda nebo pastviny, ale zemědělci rovněž využívali lesy i k pastvě nebo hrabání steliva. Neúnosné využívání lesů vzrůstalo během velmi chladných roků po mimořádných sopečných výbuších (Brázdil et al. 2015). Průmyslová revoluce navzdory rostoucí poptávce po stavebním dříví vedla k zastavení ničení lesů zavedením pěstování. Vědecko-technická revoluce však zapříčinila nejprve lokální a posléze velkoplošné dálkové poškození lesů znečištěním prostředí. Vědecko-technická revoluce byla urychlena oteplováním klimatu, které podpořilo nadprodukcii

potravin i průnik průmyslu do dosud obtížně přístupných oblastí. Souběžné oteplování a velkoplošné znečištění zasáhly lesy vyvrcholením imisně-ekologické kalamity (1965–1994), post-kalamitní obnovou (1995–2002) a zbytkovým okyselením (od roku 2003) (Samec et al. 2009; Seppälä et al. 2009; Schröder et al. 2015).

Recentní environmentální změna je provázána nadměrným uvolňováním CO₂, jehož rychlost nemá v neoidní historii obdoby. CO₂ je uvolňován jak zintenzivněnou respirací, tak spalováním fosilních paliv. Růst obsahu CO₂ v biosféře sice podporuje růst rostlin, ale současně se podílí na zesilování skleníkového efektu a okyselování moří (Mitchell et al. 2010). Spalováním fosilních paliv došlo v atmosféře ke vzrůstu koncentrací CO₂ z 297 ppm před rokem 1750 k 367 ppm v roce 2000. Růst obsahu atmosférického CO₂ a teplot urychlují nejen geochemickou změnu, ale také nároky intenzivněji rostoucí vegetace na přístupné živiny, vodu i čistotu růstových podmínek (Mann et al. 1998; Percy a Ferretti 2004; Karnosky et al. 2005). Rostoucí obsah atmosférického CO₂ je příčinou poklesu tolerance rostlin vůči znečištění.

Nejrozšířenějšími znečišťujícími látkami v atmosféře jsou kyselinotvorné sloučeniny síry a dusíku a O₃ (McLaughlin 1985). Depozice znečišťujících látek je mokrá a suchá. Kyselá depozice je složitá směs kyselin a solí. Suchá kyselá depozice je nejčastěji složena z SO₂, NO_x a NH₃. Mokrá depozice vzniká reakcí znečišťujících plynů s vodou za vzniku kyselin. SO₂ je jeden z nejrizikovějších znečišťujících plynů, jehož působení je podporováno teplotními zvraty a synergii s HF nebo NO_x (Šrámek 1998). Složky mokré depozice jsou nebezpečnější a více zastoupeny než suchá depozice. Zatímco přirozené imisní pozadí H₂CO₃ vegetaci neovlivňuje, protože jeho koncentrace jsou řádově menší než půdní obsah CO₂, současně jeho podíl klesá se vzrůstem koncentrace průmyslové mokré depozice. Nejnebezpečnějšími složkami mokré depozice jsou H₂SO₄, HNO₃ a epizodicky HCl, H₃PO₄ nebo organické kyseliny.

Intenzivní zemědělská produkce a provoz spalovacích motorů jsou nejvýznamnějšími zdroji uvolňování fyziologicky aktivních forem dusíku do prostředí. Díky intenzifikaci zemědělství stoupá spotřeba dusíkatých hnojiv, kvůli nimž vzrostlo uvolňování NH₃ do atmosféry a NO₃⁻ do spodních vod (Herzog et al. 2006). Přitom došlo k inverzi výskytu rozpustných forem dusíku v atmosféře. Více než polovina dusíku aplikovaného v hnojivech není využita na produkci úrody, ale uniká do okolí. Přbytek dusíkatých hnojiv vede ke vzniku dusičnanových solí z půdních výměnných bazí. Využitelnost depozice N pro primární produkci stále klesá, zatímco míra ztrát dusíku vyplavením a zplyněním i vázání v půdě roste úměrně s množstvím hnojiv (Goulding et al. 1998). Ze vstupů dusíku 5 % proniká do spodních vod, 12 % je uvolněno do atmosféry, 30 % imobilizováno v půdní organické hmotě a 53 % odejmuto s úrodou. Přibližně 55 % antropicky přivlastněného dusíku se navrácí zpět do atmosféry ve formě NO_x a NH₃. NO_x zahrnují NO a NO₂ uvolňované spalováním fosilních paliv a N₂O uvolňovaný z půdního rozkladu hnojiv. N₂O sice rostliny neohrožuje, ale je účinným skleníkovým plynem. 70–80 % uvolněného dusíku však dopadá zpět na zemský povrch ve formě depozice (Galloway et al. 1995). Až 1/3 dusíku celkově přijatého rostlinou pochází z atmosféry (Eilers et al. 1992).

Eutrofizace způsobuje rychlé okyselení rhizosféry s okamžitým dopadem na metabolismus lesních dřevin, který může vyústit až v úhyn (Nosengo 2003). Hnojení urychluje mineralizaci, protože náhle mění reakční podmínky půdy. V půdách klesá obsah nejen všech biogenních látek, ale i sorpčně aktivních organických polymerů. Půda se stává citlivější vůči okyselování a její produkční potenciál silně závisí na hnojení. Při cyklických nedostatecích dusíku mikroorganismy uplatňují mnohem agresivnější adaptace k jeho získání. Dlouhodobá narušení látkových koloběhů ve volné

krajinně vedou ke vzniku nových patogenů (Dostál et al. 2005). Lidské změny v koloběhu dusíku představují vážnou hrozbu pro stabilizační schopnosti biosféry (Galloway et al. 2008). Polovina všech syntetických dusíkatých hnojiv byla vyrobena po roce 1990, načež se rychlé změny v biogeochemických vazbách dusíku, uhlíku a klimatu staly určující pro život na Zemi (Gruber a Galloway 2008).

O₃ je nejrozsáhleji působící znečišťující látka poškozující lesy. Vzniká v atmosféře fotochemicky za přítomnosti NO_x a katalyzujících těkavých organických látek. Ozon je silné oxidační činidlo, projevující se v organizmech oxidativním stresem. Zatížení ozonem nepříznivě zasahuje celkovou energetickou bilanci stromů. Rostliny většinu produktů fotosyntézy směřují k vyrovnání oxidativního stresu, takže nejsou obnovovány zásobní látky a zvyšuje se citlivost na ostatní zátěže (Šrámek et al. 2007). Vzrůst NO_x+O₃ nastal přibližně ve stejném období jako nadměrný růst CO₂. Zatímco CO₂+NH₃ jsou přirozenými živinami rostlin, NO_x+O₃ tlumí biologickou aktivitu. Do roku 2100 bude depozicí NO_x a O₃ ohroženo až 49 % lesů (Percy a Ferretti 2004).

Depozice síry v západní Evropě postupně klesala od roku 1980, zatímco ve střední a východní Evropě až po roce 1994 (Fowler et al. 1999). I když skladba plyných imisí se výrazně změnila, celková acidita atmosféry nikoli (Zapletal 2006). Depoziční zátěž lesů v České republice sestává z O₃, NO_x, SO₂, horizontální mokré depozice z kyselého aerosolu a krátkodobých překročení kritických zátěží jednotlivých sloučenin. Krátkodobý vzrůst zatížení může při inverzním počasí překonat meze tolerance až 100×. Zátěž ozonem je důsledkem stále vysokých koncentrací NO_x. SO₂ po odsíření velkých zdrojů znečištění ovlivňuje kyselost depozice v dálkovém přenosu, i když kritické zátěže překonává jen izolovaně v průmyslových aglomeracích (Vrubel et al. 2009).

Antropogenní změny chemie atmosféry změnily přirozenou dynamiku lesů. Depozice síry a dusíku jsou hlavními příčinami zintenzivněného okyselování ekosystémů. Citlivost ekosystému na kyselou depozici je značně různorodá podél odlišných vlastností půd, podloží, expozice, mezoklimatu, struktury vegetace a proměnlivosti okyselující zátěže. Kyselá depozice vstupuje do ekosystému v různých formách. Následně v půdě nebo v rostlinách probíhají další přeměny. V lesním porostu se koncentrace kyselin může zvyšovat vymýváním, ale také klesat neutralizací při rozkladu rostlinných pletiv. Imisní zátěž vedla k rozsáhlým rozpadům lesních porostů a ztrátám humusu z půdy. Dálkový přenos znečištění neustále přispívá k chronickému poškození narušených ekosystémů. Zatížení ozonem snižuje produkci smrkových porostů o více než 14 % (Juráň et al. 2018). Při klesajícím přírůstu nebo po rozpadu porostu roste respirace půdy i podpovrchový odtok, v důsledku čehož klesá obsah půdní organické hmoty a rovněž proměnlivé části sorpčního komplexu (Boxman et al. 1995). Rozpad SK je provázen poklesem pH a rozpouštěním Al³⁺. Aktivní Al³⁺ podmiňuje citlivost lesů i při klesající environmentální zátěži, takže po poklesu kyselé depozice nenásledovalo zlepšení zdravotního stavu lesů, ale vyskytly se nové oblasti chřadnutí (Samec et al. 2012).

2.3 Vývoj pěstování lesů

Vývoj pěstování lesů následoval jak průmyslové změny prostředí, tak významné změny společenských požadavků na využití ekosystémů. Během soudobé historie opakovaně dochází ke střídání růstu nebo poklesu strukturní a druhové bohatosti lesů v důsledku proměnlivosti zátěží a změn obhospodařování (Samec et al. 2012). Dřívější změny využívání lesů oslabily funkce současných ekosystémů. Proto se součástí pěstování lesů stala rovněž obnova lesních funkcí (Kuuluvainen 2002). Vývoj pěstování lesů se odvíjel od postupného uplatňování synoptických, experimentálních a simulačních přístupů

v souvislosti s vědecko-technickou revolucí (Pretzsch et al. 2002). Toto uplatnění následovalo společenské změny v obdobích světových válek (1914–1945), poválečné obnovy (1945–1991) a postmoderní globalizace (od 1991) (Huntington 1996).

2.3.1 Období světových válek

2.3.1.1 Historické souvislosti

Lesnictví na počátku 20. století uplatňovalo rozvinuté fytotechniky v porostech zasažených během průmyslové revoluce intenzivními těžbami nebo kalamitami. Kulturní lesy byly spravovány pro dosažení dvou základních cílů: ochrany růstového prostředí a hospodářského výnosu. Ochrana růstového prostředí byla zaměřena na zabezpečení trvalosti výnosu. Hospodářský výnos byl zaměřen na ekonomický zisk. V západo- a středoevropském lesním hospodářství byla v mezidobí 1901–1939 silně respektována držba lesů a soulad zájmu státu i majitelů lesů na zajištění trvalosti jejich funkcí. Zakládání monokultur bylo doporučováno pouze v těch podmínkách, které přirozeně podmiňují dominanci jedné dřeviny, nebo z ekonomických důvodů jen na omezených plochách. Sekyrka (1901) rozlišoval soukromě hospodářské a národně hospodářské zaměření využívání lesů. Soukromě hospodářské využívání lesů bylo zaměřeno na přímé ekonomické prospěchy z těžby a zpracování dříví, vytváření pracovních příležitostí a hospodářského růstu v regionu. Národně hospodářské využívání se soustřeďovalo na ochranu přirozených vlivů lesů především na vodní bilanci krajiny, takže k jejich zabezpečení byly uzpůsobeny i veškeré pěstební systémy. U horských lesů byla respektována jejich ochranná funkce vůči lesům v nižších polohách a vliv na stabilizaci odtoků z horských povodí, takže obhospodařovány byly jen omezeně. Státem podporována byla především přirozená obnova lesů a pěstování smíšených porostů.

2.3.1.2 Lesnická fytotechnika

Období světových válek je jedinečné cyklem přeměny monokultur a jejich obnovou. Zatímco předválečné lesnictví bylo soustředěno na zavádění smíšených porostů, během válečných období se soustřeďovalo na zjednodušení hospodářských systémů. Předválečné lesnictví vymezovalo pěstování monokultur pouze do oblastí neohrožených kalamitami. Monokultury v oblastech zasažených kalamitami byly přeměňovány na druhově smíšené porosty. Omezování monokultur předznamenávalo zájem jak o přírodě blízké lesnictví, tak o alternativní zvyšování výnosů dříví přihnojováním. Hnojení lesních porostů bylo nejprve prováděno moučkami bazických hornin. Z pokusů vyplynulo, že hnojení moučkami bazických hornin poskytlo nejlepší výsledky na písčitých půdách (Němec 1950) a bylo výhodnou alternativou k průmyslovým hnojivům (Laštovička 1999). Vedle přímého vlivu hnojiv na celkovou produkci dřeva byly důkladně zkoumány vlivy hnojiv na pokles mortality sazenic po zalesnění holin a na zvýšení přírůstků lesních kultur (Materna 1963). Stimulační hnojení lesů se nejvíce uplatňovalo během obou světových válek. Během první světové války (1914–1918) podporovalo zvýšenou poptávku po stavebním dříví. Během druhé světové války (1939–1945) podporovalo pokusy s využíváním dříví jako alternativního zkapalněného paliva.

Přírodě blízké lesnictví bylo založeno na hodnocení růstových podmínek lesů. Hodnocení bylo určeno k rozlišení odlišně produktivních stanovišť s rozdílnou přirozenou skladbou dřevin. Rozlišení stanovišť umožnilo diferencovat hospodářské způsoby tak, aby využívání lesů zachovávalo přirozené funkce lesů včetně přirozené obnovy porostů a zkvalitnění sortimentu (Mařan a Káš 1948). Diferenciace hospodářských způsobů podél hranic různých stanovišť umožnila nastavit postup

přeměny druhové skladby nepřírozených lesů tak, aby přirozené dřeviny plynule zabezpečily nejen ekologické, ale i hospodářské funkce (Mařan 1941). Výchozí přístupy hodnocení růstových podmínek lesů byly geobotanické a geobiocenologické (Zlatník 1956). Zatímco geobotanický přístup hodnotí druhové složení rostlinných společenstev v segmentu stejných růstových podmínek, geobiocenologický přístup hodnotí míru vazeb mezi rostlinným společenstvem a prostředím. Rostliny s podobnými nároky sdružené do společenstev byly geobotanicky charakterizovány pomocí asociace dominantního a diferenciacního druhu. Lesní společenstva byla charakterizována pomocí asociace dominantní dřeviny a dominantní byliny (Braun-Blanquet 1932). Geobiocenologický přístup rozšířil geobotanické přístupy o samostatnou klasifikaci růstových podmínek. Překryv stejných růstových podmínek a různých rostlinných společenstev byl využit k odvození přirozenosti ekosystému pomocí různé těsných vazeb mezi živými a neživými složkami (Zlatník 1938). Lesní typ byl definován jako sled přírodního společenstva ve všech vývojových stádiích až změněných společenstev vyskytujících v segmentu stejných růstových podmínek (Zlatník 1935, 1955, 1956). Díky charakteristice lesního typu začalo přírodě blízké lesnictví využívat přírodní ekosystémy jako vzory k přeměně nepřírozených lesů i k trvale udržitelnému výnosu (Mařan a Káš 1948, Hruzík et al. 1960; Pitko a Plíva 1967).

Postupy přeměn monokultur byly nejpodrobněji propracovány v Německu a ve Švýcarsku (Krutzsch a Weck 1934; Schädelin 1934). Zde byly postupně uplatňovány principy lesa trvale tvořivého a přírodu sledujícího lesnictví. Princip lesa trvale tvořivého spočíval v provádění velkoplošných clonných sečí, které měly umožnit rychlé odrůstání nárostu. Protože byl spojován s příslibem nesplnitelného rychlého vyřešení válečných ztrát, byl posléze zamítnut a nahrazen široce pojímaným přírodu sledujícím lesním hospodářstvím (Poleno et al. 2007). V jeho rámci byly současně uplatňovány jinak protichůdné hospodářské způsoby s předpokladem, že jejich mozaika zabezpečí trvalou produkci (cf. Krutzsch a Weck 1934).

Rostoucí spotřeba dříví po roce 1918 vedla v Československu k zavedení povinnosti pro všechny vlastníky lesů o rozloze nad 50 ha hospodařit podle lesního hospodářského plánu (LHP) ze zák. 82/1918 a 37/1928. Zákon byl doplněn vyhláškou o lesním hospodářském plánování 97/1930, která byla novelizována teprve vyhláškou 35/1944 platnou jen na území Protektorátu Čechy a Morava a později až vyhláškou 75/1958. Tyto předpisy se v praxi jevily velmi účinnými nástroji k udržení principu trvalosti výnosů z lesů, proto byly novelizovány vždy jen v souvislosti se zásadnějšími společenskými změnami (Hruzík et al. 1960). Zájmy pěstovat přírodě blízké smíšené porosty byly přerušeny pragmatickým zájmem Třetí říše zabezpečit válečné dodávky dříví během druhé světové války. Třetí říše preferovala holosečné pěstování monokultur vzhledem k jeho technologické nenáročnosti a přehlednosti (Němec 1943). Preference holosečí, neúměrné těžby, nedostatečná likvidace lesních kalamit, ekonomický rozvrat a zasažení válečnými frontami ještě do roku 1945 vedly k rozsáhlým gradacím kůrovců.

2.3.2 Období poválečné obnovy

2.3.2.1 Historické souvislosti

Konec druhé světové války významnou měrou podmínil rozsáhlé změny obhospodařování a ochrany lesů. Evropské lesnictví bylo rozděleno mezi země přijímající tzv. Marshallův plán obnovy a země sdružující se v Radě vzájemné hospodářské pomoci (RVHP). Plán evropské obnovy (tzv. Marshallův plán) schválily USA v roce 1948 jako prostředek k obnově průmyslu a reorganizaci mezinárodní obchodní spolupráce. Marshallův plán přinesl podněty pro založení několika evropských, euro-

atlantických i světových organizací (OECD, EHS a nepřímo i NATO). OECD bylo zřízeno k propojování zájmů strojírenského průmyslu s industrializací zemědělství a lesnictví. Za ukazatele ekonomické úspěšnosti státu začaly být považovány údaje o spotřebě energetických surovin, rud i produkce základních zemědělských plodin (Kümmel 1982), ale vliv lesů nebyl začleněn. Marshallův plán v lesnictví byl zaměřen na obnovu předválečných systémů založených na soukromém vlastnictví a jeho integritu s tržním prostředím (Roberts 2000). Nejprve byly likvidovány velkoplošné kůrovcové kalamity z válečných let; zemědělský sektor se následně musel vyrovnat s rozsáhlým suchem v roce 1947 a mimořádnou zimou 1947/1948. Tyto klimatické události zasáhly nejen hospodářský, ale i politický vývoj v celé Evropě (Huntington 1996).

Evropské země, které nepřijaly Marshallův plán, se v roce 1949 sdružily do RVHP. RVHP byla určena k centralizaci ekonomik zemí ve sféře vlivu SSSR. V některých zemích bylo soukromé vlastnictví zcela zakázáno, jinde bylo omezeno podle významu v hrubém národním produktu. V Československu došlo při pozemkové reformě v letech 1945–1960 k téměř úplnému zániku soukromého vlastnictví pozemků včetně lesů. V roce 1945 tvořily soukromé lesy 70 % celkové rozlohy lesních půd, státní a obecní lesy představovaly 30 %. V roce 1980 představovaly státní lesy 94,6 % plochy lesních půd, družstevní lesy 5,2 % a soukromé lesy 0,5 % (Havelka 1981).

Poválečný rozvoj průmyslu způsobil dalekosáhlé znečištění životního prostředí. Světové poválečné lesnictví bylo ovlivněno třemi událostmi: ropnými krizemi, poptávkou po zvyšování průmyslové produkce, ale i snahou o nalezení jejich udržitelných limitů. Principy udržitelnosti byly nejprve formulovány pro potřeby stavebnictví a urbanizace krajiny. Měly za cíl maximálně efektivní využití místního prostoru a místních zdrojů při zachování funkcí krajiny. To vedlo k rozšiřování panelových sídlišť a soustředění obyvatel, průmyslu i ostatní infrastruktury do měst (Koutný 2004). Udržitelnost v obhospodařování venkovské krajiny si kladla za cíl obnovu tzv. harmonické mozaiky zemědělsky extenzivně obhospodařovaných území a lesů. Energetická krize v letech 1973–1979 podminila uplatňování výroby energie méně závislé na fosilních palivech a monitoring životního prostředí. Hlavním přínosem energie vyrobené nezávisle na fosilních palivech je menší zátěž životního prostředí (Van Gool 1997). Z potřeby zachovat ekonomický rozvoj a nevratně nepoškozovat přírodní zdroje přeformulovala Světová komise pro životní prostředí a rozvoj OSN koncepci trvale udržitelného rozvoje do souladu ochrany přírody a ochrany nezbytných hospodářských zájmů. Hlavním cílem této koncepce je zabezpečit stálý dostatek (obnovitelných) zdrojů pro lidstvo, aby se zamezilo hrozbě zhroutení postmoderní civilizace (Brundtland et al. 1987; Alcamo et al. 2003; Sukhdev 2013).

2.3.2.2 Lesnická fytotechnika

Obnova poválečného lesnictví byla ovlivněna industrializací. Industrializace schematizovala lesnické plánování, umožnila založit monitoring lesů, ale také způsobila rozsáhlé znečištění a vynutila si sanace lesů. Důsledkem propojení průmyslu a lesnického plánování bylo nejen cílené rozšiřování plochy lesů nebo přeměna druhové skladby, ale také nadřazení produkční funkce nad ostatní (Pitko a Plíva 1967; Papánek 1978; Lasák 1979; Vyskot 1986). Hospodářská úprava lesů (HÚL) byla redefinována do oboru plánovaného časového a prostorového uspořádání lesního hospodářství a usměrněna pro nejvýhodnější produkci dříví a funkce podporující technický, hospodářský i kulturní život státu (Korf 1955).

Podle vzoru sovětského lesnictví bylo ve východoevropských zemích uplatněno podrobné členění lesů podle jejich účelu. V SSSR byl důraz kladen na lesy s přirozeně

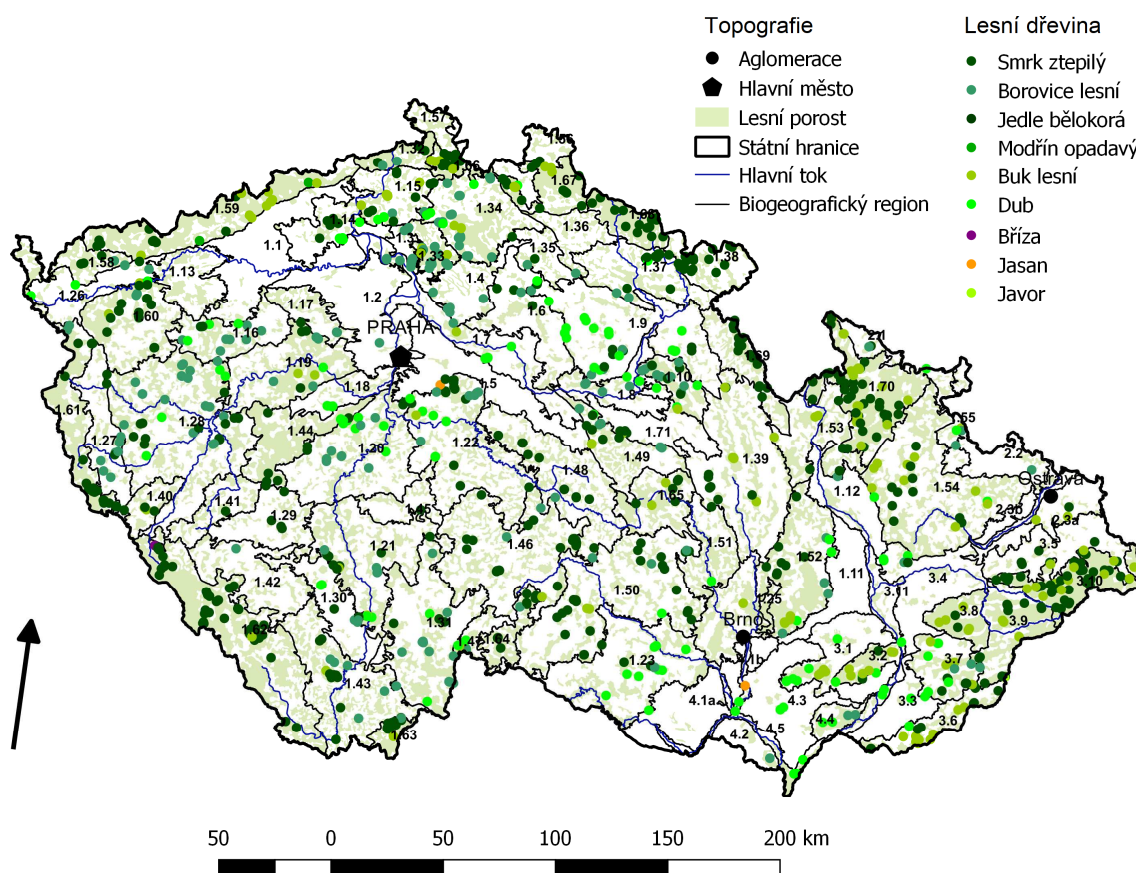
dominantní vododržností. Jejich obhospodařování znamenalo zajištění především půdoochranných funkcí, ochranu a zvyšování vodohospodářských účinků pro regulaci povrchového odtoku, stabilizaci říčních toků, ochranu břehů a horských svahů (Tjurin 1945). Ochrana vodohospodářského významu lesů nebyla ovšem zaměřena jen na obecnou ochranu dostupnosti vody v krajině, nýbrž byla směřována k potřebám dostatku vody pro těžební a hutní průmysl (Fránek 1953).

Hodnocení růstových podmínek lesů započalo průzkumem a podrobným mapováním, které byly postupně doplňovány inventarizací a monitoringem. Zatímco průzkum probíhá stále operativně, postupy inventarizace a monitoringu stavu lesů se mění v souvislosti s dopady environmentální změny (Ziche a Seidling 2010). Operativní průzkumy byly podřízeny cyklům obnov LHP. První poválečný průzkum lesů v letech 1952–1953 se vyznačoval aplikacemi geobotanických přístupů odlišně v různých hospodářských celcích, ale společným přístupem k popisu trvalých růstových podmínek. Mezi různými aplikacemi geobotaniky byly nejčastěji použity stanovištně-typologický přehled lesních společenstev (Mezera et al. 1956) a geobiocenologická typologie (Zlatník 1955, 1956). Během druhého cyklu obnov LHP v letech 1956–1970 byl stanovištně-typologický přehled uplatněn v převážně hospodářských regionech hercynské podprovincie, zatímco geobiocenologická typologie byla nejvíce uplatněna v Západních Karpatech (Zlatník 1957; Horák 1957; Korpeř 1989). Stanovištně-typologický přehled kombinoval asociace vegetace s trvalými vlastnostmi růstových podmínek, pomocí nichž odhadoval biologické, produkční a ekonomické optimum, zatímco geobiocenologická typologie byla zaměřena na indikaci potenciálního přírodního společenstva. Nicméně geobiocenologická typologie jednodušším způsobem odhadovala podobu lesního typu, ale stanovištně-typologický přehled vymezoval kombinovanou jednotku stanovištní a lesní typ (Průša a Plíva 1969). Nejednotné využívání stanovištně-typologického přehledu vedlo k odhadu potenciální přírodní vegetace buď pomocí upřednostnění bonity, nebo synuzie podrostu. Snaha sjednotit a zjednodušit typologické hodnocení lesů ovlivnila normalizační cyklus obnov LHP 1971–1984 zavedením lesnicko-typologické klasifikace na celém území ČSSR (Randuška et al. 1986). Lesnicko-typologická klasifikace charakterizovala lesní typy jako přírodní geobiocenózy vymezené vegetačním stupněm reliéfu a edafickou kategorií půd (Plíva 1991). Optimum bylo charakterizováno pomocí cílové skladby odlišné od skladby potenciálně přírodní v intervalu hospodářského souboru (HS) lesních typů (Pitko a Plíva 1967).

Monitoring lesů byl zaveden ke kontrole stavu ekosystémů zatížených průmyslovým znečištěním. Zjištění stavu lesů je založeno na inventarizaci shrnující vlastnosti lesních ekosystémů v jednom období. Protože na území Československa během druhé světové války zanikly revize i obnovy LHP, inventarizace v letech 1950–1955, 1960 a 1970 byly určeny především k zefektivnění obnovy lesního hospodářství. Sledování růstu lesů bylo pravidelně sledováno v soustavě poloprovozních výzkumných ploch (PVP) (Tesař et al. 1980). Od roku 1979 byly inventarizace nahrazeny souhrnnými lesními hospodářskými plány (SLHP). Nicméně rozsáhlé hynutí lesů akcelerované ve znečištěném prostředí po teplotním zvratu na přelomu let 1978/1979 si vyžádalo zavedení monitoringu poskytujícího data ke kontrole opatření pro snížení dopadů environmentálních zátěží (McCormic 1985). Monitoring zdravotního stavu lesů sleduje vlastnosti všech složek ekosystému, protože zátěže postihují více složek ekosystémů současně (Flückiger et al. 1986). Simultánní srovnání odchylek ve vztazích mezi více vlastnostmi ekosystému bylo využito k posouzení příčin poškození zdravotního stavu lesa při vícečetných zátěžích (Ulrich 1995). Monitoring zdravotního stavu lesů byl v Československu zaveden jak poloprovozně, tak v gridovém uspořádání. Poloprovozní

monitoring využil PVP a přístup lesnicko-typologického průzkumu v soustavě trvalých zkusných ploch (TZP) (obr. 1). Monitoring TZP byl v letech 1980–1994 zaměřen na růst dřevin v podmínkách environmentální zátěže (Černý et al. 1996). Monitoring EMEP-LRTAP byl založen ve víceúrovňových sítích globálního gridu (GEOMON) 50×50 km, nadnárodního gridu (úroveň I) 16×16 km a národního gridu (úroveň II) 8×8 km (Lorenz et al. 2003). Globální grid sleduje látkové bilance v malých povodích, nadnárodní grid sleduje proměnlivost zdravotního stavu lesů a národní grid sleduje vliv zátěží na lesy (Gauger et al. 2002).

Pěstování lesů se zaměřilo na vývoj postupů přeměn a rekonstrukce. Přeměna lesa je zavedení cílové skladby dřevin v případě nevyužívané produktivity nebo výskytu škodlivých činitelů. Rekonstrukce je zásadní změna druhové skladby, tvaru nebo hospodářského způsobu uzpůsobující porost škodlivým činitelům. Přeměny byly uplatněny v oblastech zachované autoregulace ekosystému, kdežto rekonstrukce v oblastech zničené autoregulace. Nicméně hynutí lesů při zničené autoregulaci ovlivnilo vývoj postupů přeměny druhové skladby. Postup přeměny se soustředil na využití příčin přežití jednotlivých stromů, které spočívají v rezistenci vůči škodlivým činitelům, vzájemnému krytí v porostu a zlepšování stanoviště díky menší kyselé depozici a výparu snižujících kompetici v rozvolněném porostu (Kaňák 1988). Na druhou stranu, environmentální zátěže si vyžádaly rekonstrukce lesů pomocí náhradních lesních porostů, které nebyly zakládány pro obnovu produkce, ale jako ekologický kryt bránící



Obr. 1. Rozmístění trvalých zkusných ploch v lesních porostech hospodářsky významných dřevin na území ČR (data: ÚHÚL Brandýs nad Labem).

nevratné degradaci stanoviště (Tesař et al. 1980). Náhradní lesní porosty byly tvořeny nenáročnými pionýrskými druhy, introdukovanými dřevinami nebo kultivary. V náhradních porostech byly nejvíce zaváděny břiza bradavičnatá (*Betula pendula*), jeřáb ptačí (*Sorbus aucuparia*) a smrk pichlavý (*Picea pungens*), ale kryt úspěšně poskytovaly i smrk omorika (*Picea omorika*), vejmutovka (*Pinus strobus*), kleč (*Pinus mugo*) nebo osika (*Populus tremula*) (Kantor a Šach 1988; Lochman et al. 2001).

2.3.3 Období postmoderní globalizace

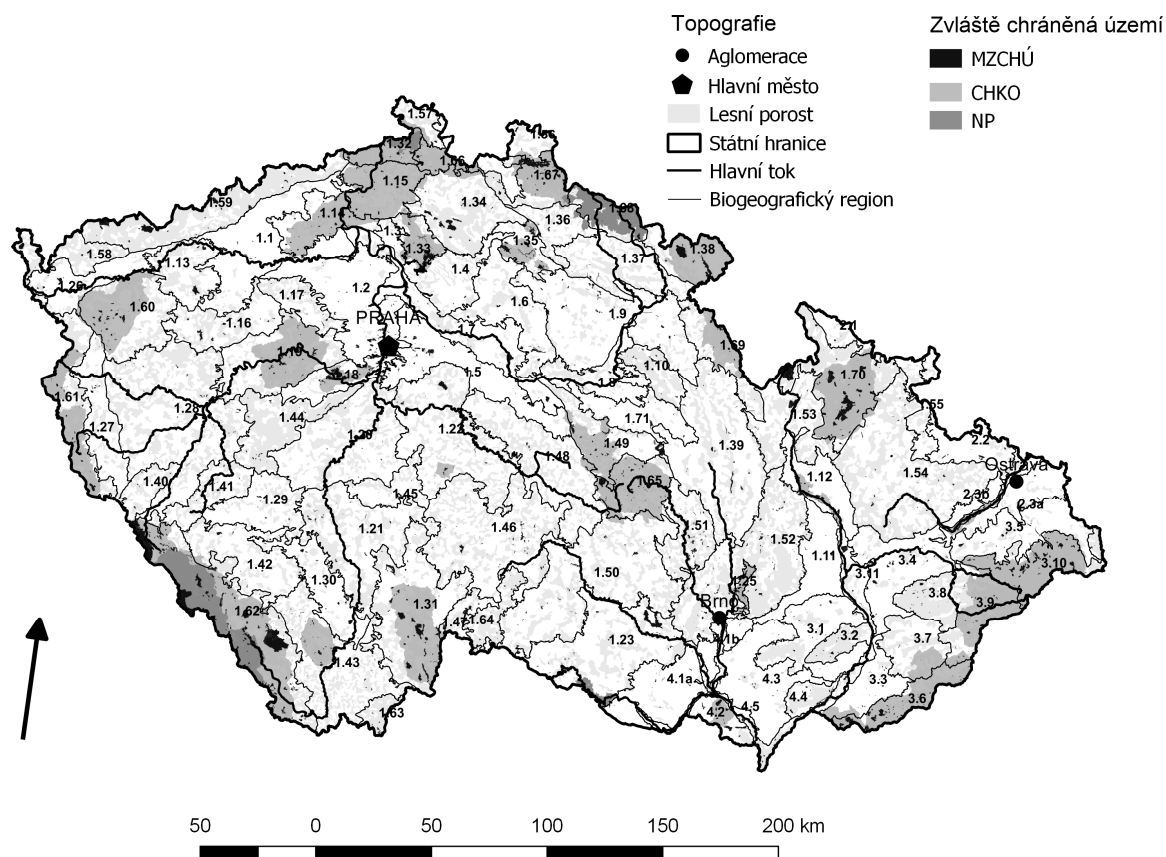
2.3.3.1 Historické souvislosti

Globalizace hospodářství začala po rozpadu sovětského bloku (Duraiappah a Naeem 2005). Rozpad sovětského bloku přinesl rozsáhlé transformace hospodářství v celé střední a východní Evropě. Většina dotčených států se přihlásila k procesu evropské integrace. Integrace lesního hospodářství v Československu následovala vznik Mezivládního panelu pro klimatickou změnu (IPCC) a Ministerské konference o ochraně lesů v Evropě (MCPFE). IPCC ovlivnil postmoderní lesní hospodářství zohledněním vlivů klimatické změny, požadavkem na snížení environmentálních zátěží včetně zmírnění zásahů do struktury lesů a udržováním schopnosti lesů zefektivňovat funkce (Puhe a Ulrich 2001; Seppälä et al. 2009; McCormack et al. 2014):

- Klima Země je proměnlivé a na jeho proměnlivosti se podílejí nejen přírodní síly, ale i lidstvo.
- Změny zemského prostředí lidskou činností vyvolávají synergii změn všech ekosystémů, z nichž většina má negativní dopad nejen na jejich funkce, ale i na prosperitu lidstva.
- Mezi hlavní sledované antropogenní činitele změn zemského prostředí patří průmyslová produkce skleníkových plynů (především pak CO₂, CH₄, N₂O, CFCl₂ a CF₂Cl₂).
- Lesy mají přirozenou schopnost částečně tlumit negativní dopady nadměrné produkce antropogenních emisí skleníkových plynů.
- Schopnost lesů tlumit vliv některých emisí skleníkových plynů závisí na jejich ohrožení dalšími predispozicemi (narušením přirozené struktury, nadměrnou těžbou, požáry, znečištěním).

MCPFE připravily podklady k Akčnímu plánu pro lesy EU. Akční plán byl formulován jako matrice pro národní lesnické programy (NLP) prosazující trvale udržitelné obhospodařování lesů. Klíčovými akcemi celoevropské ochrany lesů se staly zachování přirozené biodiverzity, podpora NLP, inventarizace a certifikace lesů (Morávek et al. 2000). NLP podpořil trvale udržitelné lesnictví propojením mezi přístupy ochrany přírody a lesního hospodářství. Spojitost obecné ochrany přírody a ochrany lesů na území ČR byla v rámci transformace před vstupem do EU podporována definicí ekologické politiky (Míchal 2000):

- integrace pan-evropského systému péče o životní prostředí do obdobného globálního systému (Wilson 2000);
- příprava, uskutečnění a pravidelné aktualizace Ekologického programu pro Evropu jako společné platformy péče o životní prostředí (Naess 1993).
- prosazování lidských hodnot upřednostňujících takový způsob života, který přispívá k obnovení rovnováhy mezi člověkem a přírodou.



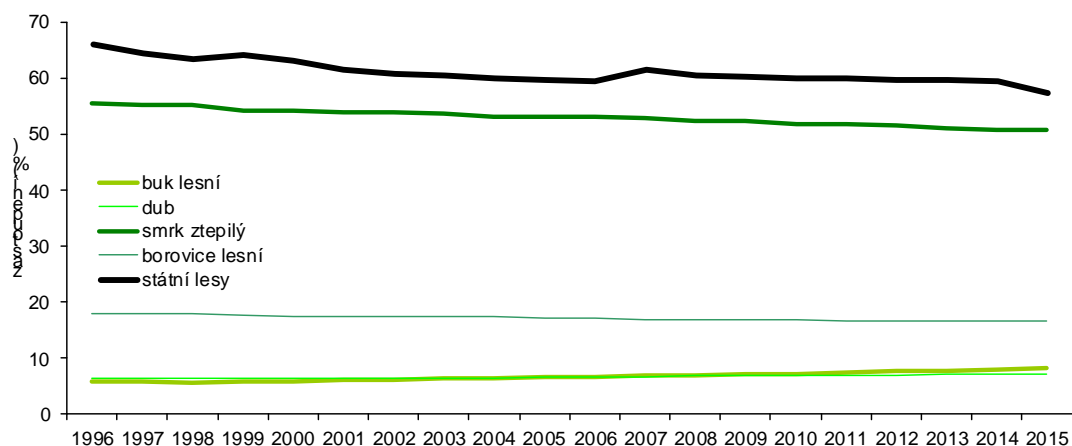
Obr. 2. Vymezení zvláště chráněných území na území České republiky. MZCHÚ – maloplošné zvláště chráněné území; CHKO – chráněná krajinná oblast; NP – národní park (data: AOPK ČR).

Zavedení zákona o ochraně přírody a krajiny 114/1992 Sb. a novelizace zákona o lesích 289/1995 Sb. zaštitily přeměnu druhové skladby a struktury lesů v ČR. Přeměna lesů byla podpořena rozšířením celkové rozlohy zvláště chráněných území (ZCHÚ), zaváděním cílové skladby nebo MZD a udržováním přirozené obnovy lesů jak potlačováním škodlivých činitelů, tak ochranou zdrojů reprodukčního materiálu (Vašíček 2010). Vymezování ZCHÚ se soustředilo na ochranu stanovišť (obr. 2). ZCHÚ byla zařazena do ekologické sítě biocenter propojených biokoridory v územním systému ekologické stability (ÚSES) (Culek 2007). Obnova cílové skladby byla uplatněna nejen v ZCHÚ, ale také v kalamitních oblastech jako trvalé opatření stabilizující stav lesa (Samec et al. 2011).

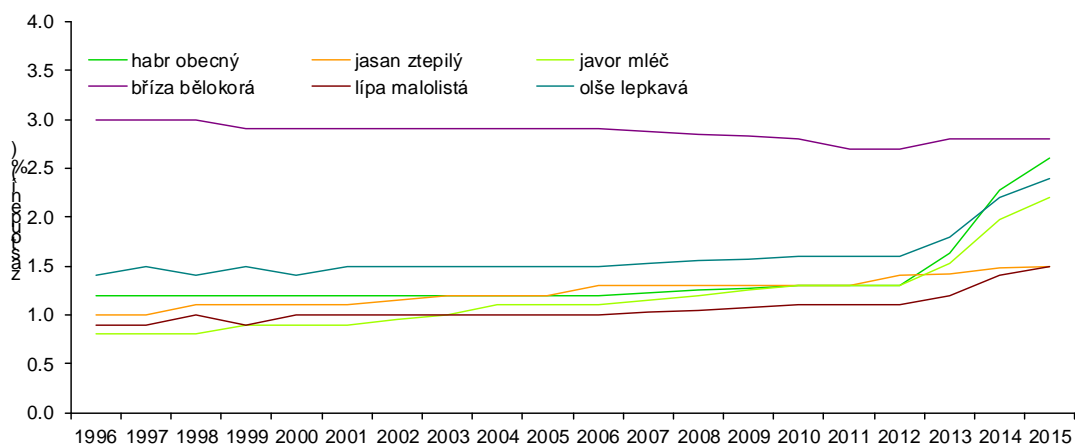
2.3.3.2 Lesnická fytotechnika

Přeměna druhové skladby od monokultur k polopřirozeným smíšeným lesům byla umožněna poklesem environmentálních zátěží (obr. 3), ale současně komplikována výskytem stále dalších oblastí chřadnutí lesů. Náprava neutěšeného stavu lesů po poklesu environmentálních zátěží byla koordinována pomocí diferenciací obhospodařování, monitoringu a modelování (Samec et al. 2012).

a) Hospodářské dřeviny



b) Meliorační dřeviny



Obr. 3. Vývoj zastoupení hlavních hospodářských (a) a melioračních dřevin ve srovnání s vývojem podílu lesů ve vlastnictví státu (data: Ministerstvo zemědělství ČR).

Obhospodařování lesů bylo diferencováno jak typologicky do HS, tak regionálně do přírodních lesních oblastí (PLO). Smyslem biogeografické diference lesů je ochrana regionálních populací dřevin (ekotypů) vymezením přenositelnosti reprodukčního materiálu (Chytrý et al. 2001; Šindelář et al. 2007a; Cvrčková et al. 2011). PLO jsou geomorfologické celky s jedinečnými růstovými podmínkami lesů (Plíva a Žlábek 1986). Nejvíce zachované lesy se vyskytují v Českém středohoří (PLO 5), Třeboňské pánvi (PLO 15b), Slezské nížině (PLO 32) a ve vněkarpatských úvalech (PLO 34–35). Oblasti zachovaných lesů zahrnují 15,6 % lesních půd. Naopak nejvíce změněné lesy jsou soustředěny v Karlovarské vrchovině (PLO 3), Českém lese (PLO 11), Novohradských horách (PLO 14), na Českomoravské vysočině (PLO 16) a v předhořích sudetských pohoří (PLO 23–28) do Nízkého Jeseníku (PLO 29). Změněné lesy zahrnují 18,2 % lesních půd (Tomášková 2004). Přesto díky uplatňování přirozené obnovy nebo přeměny druhové skladby je téměř 80 % lesů smíšených nebo s přimíšenými dřevinami (Vašíček 2010).

Efektivní tlumení změny dominantního vlivu jedné zátěže na vícečetný vliv několika zátěží si vyžádalo hodnocení dopadů pomocí komplexní teorie stresu a uplatňování integrovaných opatření. Teorie stresu vnímá vícečetné zátěže jako vnitřní a vnější. Vnitřní predispozice jsou podmíněny neadaptovaným genomem. Vnější predispozice sestávají jak z nevhodných růstových podmínek, tak z mimořádných událostí (Manion 2003). Integrovaná opatření proti vícečetným zátěžím spočívají ve vícerozměrné analýze míry významnosti jednotlivých zátěží a stabilizaci ekosystému (Paoletti et al. 2010). Stabilizace ekosystému je prováděna dlouhodobými úpravami pěstování, obmýtí a snížení populace škůdců na únosnou mez. Tlumení vícečetného vlivu zátěží je efektivní při integraci metod biogeografie, ochrany, pěstování a HŮL (Kula 2005).

Integrace přístupů k obhospodařování lesů podmínila uplatnění metod environmentálního modelování. Modelování je využíváno k předpovědím jak vývoje škodlivých činitelů, tak pro posouzení účinnosti plánovaných opatření. Uplatnitelnost environmentálního modelování závisí na monitorovacích datech. Transformace hospodářství ČR před vstupem do EU byla provázena diferenciací monitoringu lesů do PLO a postupnou integrací operativních průzkumů do soustavy národní inventarizace lesů (NIL). Převážně zalesněné oblasti se staly platformou průzkumu výživy lesů (PVL) v lokálním gridu 400×400 m. PVL je zaměřen na zjištění nerovnovah mezi úživností půd a chemickým složením asimilačního aparátu dřevin. Soustava PVL ovlivnila rozdělení TZP a zjednodušila jejich zaměření na sledování produkce v 5-ti letých intervalech (Černý et al. 2004). Cyklus NIL I (2001–2004) byl proveden v síti 2×2 km, zatímco NIL II (2011–2014) byl rozdělen do hierarchických sítí 16×16, 8×8 a 4×4 km s rozdíly ve zjišťování jednotlivých vlastností ekosystémů (Adolt et al. 2013).

Modelování vlastností lesních ekosystémů je rozděleno na analýzy růstových podmínek a odezvu ekosystému (Gauger et al. 2002). Analýzy růstových podmínek jsou prováděny z časových řad nebo prostorově. Modelování se od odhadů růstových podmínek potenciální přirozené vegetace odlišilo zahrnutím environmentálních zátěží. Zahrnutí zátěží mezi růstové podmínky posloužilo k nelineárním předpovědím dopadů environmentální změny, neboť vztahy mezi zátěžemi sírou, dusíkem nebo O₃ odchylně odevzvu lesů na růst obsahu atmosférického CO₂ nebo na změny srážkových úhrnů (Karnosky et al. 2005). Analýza časových řad je základním nástrojem modelování průběhu klimatické změny a znečištění prostředí. Prostorové analýzy byly uplatněny jako statické nebo dynamické. Statické modely byly zaměřeny na zonace odlišných růstových podmínek, zatímco dynamické se soustřeďují na kritické úrovně zátěží (CLL) nezvratně ovlivňující funkce ekosystému (Zapletal 2006). Zóny vymezují svébytné podmínky modelování mimořádných jevů stejně jako svébytného vývoje regionální environmentální změny. Statický model environmentální změny simuluje výskyt nově nastolených podmínek při známé změně vybraných prediktorů a neznámé rychlosti změny (Kopecká a Buček 1999; Ďurský et al. 2006; Vlčková et al. 2015). Zonace byly nejprve testovány v Krkonoších, kde se vyskytuje úplná vegetační stupňovitost hercynské podprovincie (Schwarz 1997). Následně byly rozšířeny pro odhad ohrožení ekosystémů okyselením na celém území ČR (Hruška a Cienčila 2005). CLL tvoří platformu pro zjišťování trvalosti ohrožení okyselením (Waldner et al. 2015). Přibližně 7,8 % lesních půd je v ČR velmi výrazně ohroženo okyselením, ale 10,7 % lesních půd je odolných. Nejvýrazněji ohrožené půdy jsou převážně soustředěny v hornatinách a pískovcových skalních městech, naopak odolné půdy se nejvíce vyskytují v plochých pahorkatinách a širokých nivách (Samec et al. 2012).

Odezva ekosystémů zahrnuje důsledky úbytku organické hmoty po zatížení. Sestává jak ze změny zdravotního stavu, tak ze změny hmotové bilance. Hmotová bilance je stanovována buď pomocí vířivé kovariance, nebo simulací růstových procesů (Dufrène et al. 2005; Tomášková et al. 2007; Sharma et al. 2016). Integrace simulací do přírodě blízkého lesnictví využívá srovnání s přírodními lesy. Znalostní báze střeoevropských pralesů byla nejprve uplatněna v Alpách (Ellenberg 1963) a Západních Karpatech (Korpeř 1989), podle níž byla aplikována do hercynské podprovincie (Průša 1990). Různorodé geobotanické a dendrometrické průzkumy pralesů byly ujednoceny inventarizacemi (Vrška et al. 2002). Inventarizace pralesů slouží ke analýze růstových stádií, z jejichž zastoupení je odvozována přirozená dynamika lesů. Srovnání dynamiky pralesů a kulturních lesů poskytuje stupeň ekologické stability jako ukazatele míry přeměny ekosystému na přírodě blízký (Míchal et al. 1992; Vrška et al. 2000; Vacek et al. 2007). Rozdíly v těsnosti závislosti mezi růstovými podmínkami a vlastnostmi ekosystému naznačují trend změny stavu lesa bez analýzy časové řady (Samec et al. 2016). Úměra závislosti mezi růstovými podmínkami a množstvím organické hmoty odlišuje akutní a chronické chřadnutí lesa. Více než 15 % lesů je ohroženo chronickým chřadnutím, ale jen 4,8 % je chronicky poškozeno. Téměř 75 % lesů je ohroženo akutním chřadnutím a téměř 7,5 % je akutně poškozeno. Optimální stav se vyskytuje u 8,3 % lesů (Samec et al. 2017). Nicméně zlepšení se vyskytuje téměř u 46 % lesů a zhoršení jen u 23 % lesů.

2.3.4 Trend vývoje lesů

Vývoj lesů probíhá v sukcesním cyklu (Chisholm et al. 2013). Sukcese je v kulturní krajině přímo nebo nepřímo ovlivňována lidskou činností. Přímý vliv spočívá v exploataci, znečištění nebo záměrném obhospodařování. Nepřímý vliv spočívá ve starých environmentálních zátěžích a jimi podmíněném zjednodušení funkcí ekosystému. Zjednodušení funkcí ekosystémů se projevuje neschopností přirozené obnovy, úbytkem organické hmoty a homogenizací humusu (Aubert et al. 2003). Neschopnost přirozené obnovy vede ke ztrátě autoregulace, úbytek organické hmoty zvyšuje náchylnost vůči okyselování, homogenizace humusu snižuje kompetice dřevin (Ponge et al. 1998). I když environmentální zátěže současně postihují kulturní i přírodní ekosystémy, jejich dopady jsou výraznější v kulturních lesích. Menší zásoba organické hmoty a zjednodušená struktura kulturních lesů snižují přizpůsobivost změnám prostředí. Zatímco v přirozených lesích se nejméně 50 % rostlinných druhů přizpůsobuje změně klimatu, kulturní lesy jsou zpravidla více ohroženy patogeny nebo nesespecifickým chřadnutím (Seppälä et al. 2009). Podobně zbytkové okyselení se výrazněji projevuje v kulturních lesích přechodnou progresivní degradací půdní úživnosti nebo retrográdní sukcesí, i když zdroje kyselých emisí byly eliminovány (Lochman et al. 2008). Procesy progresivní degradace nebo retrográdní sukcese vystavují les dopadům sucha nebo mrazu, protože ze společenstva jsou vytlačovány konkurenčně náročné druhy a jejich niky obsazují nenáročné světlomilné druhy (Kiiikkilä et al. 2005).

Environmentální změna ovlivňuje ekosystémy nejvíce prostřednictvím změny klimatu a znečištění atmosféry (Bytnerowitz et al. 2007). Ačkoli se prediktory růstu lesů nemění, jejich vlivy se během environmentální změny rozrůžňují úměrně s členitostí stanovišť a střídavou dominancí působení. Členitost stanovišť se projevuje nerovnoměrným zastoupením různě úživných půd s maloplošným střídáním kontrastních vlhkých a výsušných půd nebo bazických a kyselých půd (Neuhäuslová et al. 1998). Nerovnoměrné zastoupení odlišných stanovišť podmiňovalo nejen rozčlenění

intenzity využívání lesů, ale také podmiňuje diferenciaci jejich současného trvale udržitelného obhospodařování. Diferencované obhospodařování na jednu stranu zvyšuje ekologickou stabilitu lesů, na druhou stranu rychlost environmentální změny předznamenává nejistoty dopadů. Diferencované lesy jsou odolnější před rychlým hynutím, pokud jsou složeny z několika druhů dřevin a různých růstových stádií, ale nejistoty ve velikosti proměnlivosti vlastností prostředí a aktivitě patogenů mohou vést k nepředpokládaným případům chřadnutí (Woo 2009).

Vícečetné vlivy na vývoj evropských lesů spočívají ve vztazích mezi rostoucím obsahem atmosférického CO₂ a ostatních průmyslově uvolněných znečišťujících látek, kdežto indikátory vývoje lesů jsou založeny na monitoringu hustoty biomasy (Percy a Ferretti 2004; Lindner a Karjalainen 2007; Pretzsch et al. 2014):

- V Evropě významně a trvale klesly emise SO₂, ale stále mírně roste nebo se nemění zatížení NO_x a přízemním O₃, takže imise stále významně ovlivňují stav lesů. Nepřetržité zvyšování rizika ohrožení lesů ozonem je způsobeno nejen jeho vzrůstem v atmosféře, ale rovněž růstem obsahu troposférického CO₂, který snižuje práh vnímavosti dřevin vůči znečišťujícím látkám (Karnosky et al. 2005).
- Zdravotní stav evropských lesů se nelepší, i když imisní zátěž klesla, protože regenerace okyselených půd a zlepšení látkové výměny lesních porostů probíhá jen velmi zvolna a stále je zpomalováno výskyty dalších stresorů.
- Depozice dusíku se pozitivně projevila na vyšších přírůstech všech evropských lesů. Její pozitivní efekt však probíhá v úzkých mezích tolerance jednotlivých dřevin a při výskytech sucha se rychle obrací v hynutí celých populací (Galloway et al. 1996).
- Evropské lesy jsou charakterizovány dominancí mladých růstových stádií s velkými přírůsty, takže až do roku 2040 lze dále předpokládat růst objemu vázaného uhlíku v jejich ekosystémech (Karjalainen et al. 2003).
- Plocha lesů se v Evropě neustále zvyšuje, jednak protože v řadě zemí je dlouhodobě přírůstek lesních půd vyšší než jejich zánik, jednak ale i díky tomu, že vlivy zemědělského využívání krajiny a odlesňování v některých zemích jsou vyváženy značnou plochou zachovaných lesů jinde.
- V mnohých oblastech lesní půdy intenzivněji poutají uhlík, aby vyrovnaly ztráty, historicky způsobené hrabáním steliva, pastvou, klučením nebo vypalováním.

Vícečetný vliv několika znečišťujících látek v kulturní krajině porušuje lineární vztahy mezi růstovými podmínkami a růstem lesů. Eutrofizace a zvýšený obsah atmosférického CO₂ mění fyziologické funkce rostlin i půdních mikroorganismů. Změna funkcí rostlin ovlivňuje citlivost vůči suchu nebo mrazu. Růst obsahu biogenních látek v atmosféře vede ke zvyšování nároků rostlin na ostatní živiny a vodu, která se při změně klimatu stává nedostatkovou, a zvyšuje citlivost vůči zatížení. Znečištění atmosféry zcela vyvrací tendenci zvyšování biomasy a přežití rostlinných společenstev (Karnosky et al. 2005). Výskyt sucha rozčleňuje vliv depozice dusíku a atmosférického CO₂ na koloběh uhlíku. Krátké vegetační období nebo výskyt časných mrazů nedovolují vyzrávání pletiv. Středoevropské přirozené geobiocenózy nejsou adaptovány na změnu teplot ± 1 °C (Puhe a Ulrich 2001). Ačkoli se teplota ve střední Evropě zvýšila jen o 0,6 °C, zatížené ekosystémy mění funkce (De Deyn et al. 2008). Základní globální klimatický model HadCM 2 a emisní scénář A2 na území ČR odhadly lineární růst teplot o +2,45 °C a mírný pokles srážek -5,2 až -6,8 mm do roku 2050 (Kalvová 2000). Pokročilejší regionální model ALADIN-Climate/CZ předpověděl zvýšení teplot o +1,4 °C a kolísání srážek do 5 % (Brázdil et al. 2015). Hlavní hospodářské dřeviny zachovávají funkce ekosystému při prodloužení vegetačního období, delším suchu, vyšší depozici N a

obsahu CO₂ jen v optimálních podmínkách. Sucho podporuje šíření hluboko-kořenících světlomilných dřevin (Knapp et al. 2008). Mimo optimální podmínky pouze dub (*Quercus* sp.) udržuje funkce, zatímco buk lesní (*Fagus sylvatica*) je ohrožen chřadnutím. Buk společně se smrkem ztepilým (*Picea abies*) jsou schopny zefektivnit funkce v horských podmínkách, kde prodloužení vegetačního období umožňuje spotřebovat vyšší vstupy N a CO₂ (Hlásný et al. 2011).

Výkyvy srážek v 2×CO₂ klimatu (700 ppm) nejvíce snižují práh citlivosti rostlin vůči depozici znečišťujících látek (Bytnerowicz et al. 2007). I když vyšší obsah CO₂ podporuje růst rostlinné biomasy, zintenzivněný metabolismus se stává více závislý na spotřebě vytvořených biomolekul. Z tohoto důvodu, třebaže hromadění biomolekul a znečištění prostředí se vylučují, oba procesy nezávisle způsobují útlum bioprodukce (aklimační depresi). Aklimační deprese z protichůdných příčin indikuje nepřítomnost jednotného trendu vývoje lesů během environmentální změny. Zvýšené koncentrace CO₂ v optimálních podmínkách zintenzivňují růst stromů (Tomášková et al. 2007). Stromy zvyšují tvorbu kořenů, sekundárního větvení i pupenů, takže rychleji regenerují. Při nedostupné vodě CO₂ urychluje zavírání listových průduchů, takže rostlina netrpí nadměrnou ztrátou vody transpirací (Dittmar et al. 2003). Zefektivněné uzavírání průduchů je adaptací na přisušky a podporuje odrůstání poškozených porostů (Urban et al. 2000).

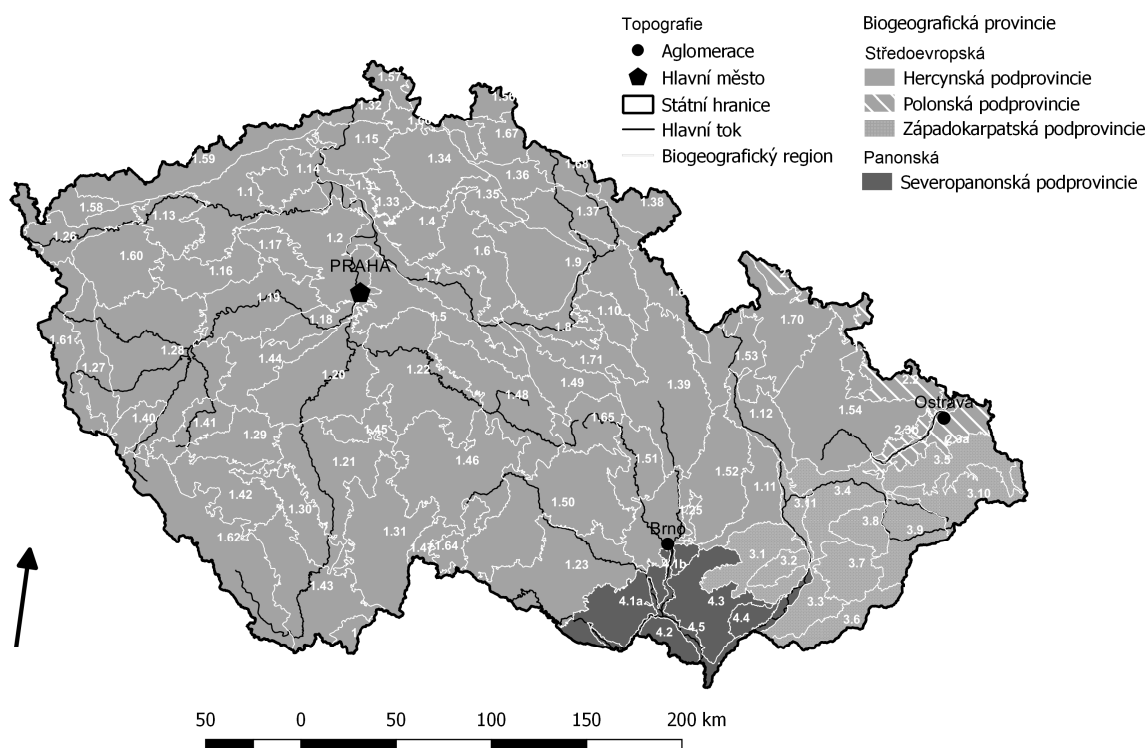
Hlavní příčinou aklimační deprese lesů je O₃. Zatížení O₃ zcela zabraňuje vlivům klimatické změny na stimulaci bioprodukce. Synergie depozice O₃ na rostlinný povrch i na půdu se projevuje v útlumem přeměn humusových látek v půdě, protože mikroorganismy a houby jsou nuceny produkovat zvýšené množství kataláz. Listnaté dřeviny jsou vůči příjmu ozonu citlivější než jehličnaté. Nejvyššímu ohrožení jsou vystaveny dřeviny na vlhkých stanovištích, nebo lesy během vlhkých epizod. V důsledku vynakládání zásobních látek a dalších metabolitů na tlumení oxidativního stresu dochází k poklesu celkové primární produkce (Mikkelsen a Ro-Poulsen 1994). Působení ozonu postihuje rozvoj kořenového systému, ukládání zásobních látek, ale může způsobit i omezení resorpce některých biogenních prvků z humusu (Šrámek et al. 2007). Metabolické změny v rostlině ovlivňují chemické složení opadu a posléze celou geobiocenózu. Pouze na živných stanovištích s aerobními půdními podmínkami a dostatečnou zásobou humusu je odolnost půdy vůči oxidativnímu stresu dostatečná (cf. Samec 2007).

3 MATERIÁL A METODY

3.1 Základní přístupy

Proměnlivost diverzity systému dřevina-půda byla vyšetřována pomocí hodnocení souhrnných lesních hospodářských plánů (Culek 1996). Vlastnosti diverzity lesních dřevin a půd byly vypočítány pro jednotlivé biogeografické regiony České republiky (78 866 km², 115–1602 m n.m.). Proměnlivost byla posuzována z rozdílů diverzity mezi obdobími dominantní průmyslové zátěže depozicí síry (1985–1994) a regionální environmentální změny (2003–2012). Vyšetřování sestávalo z průzkumové, geografické a srovnávací analýzy. Účelem průzkumové analýzy bylo ověřit environmentální předpoklady pro vývoj systému dřevina-půda. Předpoklady pro modelování byly ověřovány indikováním klesajících vlivů environmentální zátěže a rostoucích vlivů dřevin na půdní vlastnosti. Vývoj systému dřevina-půda se zefektivňuje jen při poklesu vlivu environmentální zátěže na půdu (Hruška a Cienciala 2005). Účelem geografické analýzy bylo posouzení významnosti prostorových závislostí systému dřevina-půda. Srovnávací analýza byla zaměřena na posouzení podobnosti prostorového modelu s trvalými ekologickými predispozicemi.

Biodiverzita byla zjednodušena na výpočet dendrodiverzity druhů nebo agregovaných taxonů lesních dřevin uváděných v LHP (Macků 1996). Z celkového počtu 200 domácích druhů dřevin je 78 stromovitých, 85 keřů a 26 polokeřů. HÚL se zabývá 40 domácími druhy a 42 agregovanými taxony. Přirozená lesnatost ČR přesahuje 98 % s výjimkou vysokohorského, skalního nebo rašelinistního bezlesí (Neuhäuslová et al. 1998). Současná lesnatost je 34 %. Přirozené zastoupení dřevin bylo tvořeno převážně bukem lesním (*F. sylvatica*) (40 %), duby (*Q. sp.*) (18 %), jedlí bělokorou (*A. alba*) (16 %),



Obr. 4. Zařazení biogeografických regionů do (pod)provincií na území ČR (data Culek et al. 2013).

smrkem ztepilým (*P. abies*) (15 %) a borovicí lesní (*Pinus sylvestris*) (3 %) (Šindelář 1995), zatímco současná skladba lesů sestává převážně z 44 % smrku ztepilého, téměř 10 % borovice lesní, více než 10 % buku lesního a 8 % dubů (Kučera et al. 2018).

Biogeografické regiony (bioregiony) jsou základními jednotkami individuálního členění živých společenstev. V ČR se vyskytuje 91 bioregionů ve dvou provinciích a čtyřech zasahujících podprovinciích. Každý bioregion je charakterizován pomocí nadregionálního biocentra s typickou biodiverzitou. Bioregiony propojují prostorovou diferenciaci lesů s ochranou biodiverzity (Divíšek et al. 2016). Byly využity jako prostorové jednotky statistických analýz (Böhlöni et al. 2011). Středoevropská provincie zahrnuje hercynskou, polonskou a západokarpatskou podprovincii, zatímco panonská pouze severopanonskou podprovincii (obr. 4):

- Hercynská podprovincie (66 805 km²) zahrnuje 71 bioregionů v celkovém výškovém rozsahu ČR. Je jedinečná kyselými doubravami (*Genisto germanicae-Quercetum*), černýšovými dubohabřinami (*Melampyro nemorosi-Carpinetum*), kyselými bučinami (*Luzulo-Fagetum*) a přechodovými nebo vrchovištními rašeliništi. I když celkově je biota podprovincie druhově středně bohatá, hluboká říční údolí nebo kontrastní horninové výchozy jsou ohnisky biodiverzity (Culek et al. 2013).
- Polonská podprovincie (1 697 km²) zasahuje na území ČR třemi bioregiony v rozsahu 188–525 m n.m. Její charakter je podmíněn jednotvárným podložím epihercynských sníženin periodicky překrývaným pevninským zaledněním nebo kontaktními glaci-fluviálními, glaci-limnickými nebo eolickými usazeninami (Samec 2014). Jedinečnými společenstvy jsou lipové a česnáčkové dubohabřiny (*Tilio cordatae-Carpinetum* až *Stellario holostae-Carpinetum*) nebo březové doubravy (*Molinio arundinaceae-Quercetum*) na chudých substrátech. Ve vyšších polohách se vyskytují bikové bučiny (*Melico-Fagetum*) (Horáček et al. 2011).
- Západokarpatská podprovincie (7 104 km²) zasahuje na území ČR 11 bioregionů ve Vnějších Západních Karpatech v rozsahu 168–1324 m n.m. Karpatská dominantní společenstva se od hercynských zcela liší. Rašeliniště jsou velice vzácná. V nižších polohách jsou rozšířeny ostrícové dubohabřiny (*Carici pilosae-Carpinetum*) v kontaktu s květnatými bučinami *Carici pilosae-Fagetum* a ve středohorských polohách *Dentario glandulosae-Fagetum*.
- Severopanonská podprovincie (3 265 km²) je severní výběžek panonské provincie zasahující do ČR na pomezí Vnějších Západních Karpat, peri-alpidních sníženin a Českého masivu. Severopanonská podprovincie má na území ČR největší rozmanitost hornin a rozsah 148–548 m n.m. Je charakteristická širokými nivami, slatiništi a sprašovými pánvemi. Vzhledem k okolním podprovinciím se liší teplomilnými společenstvy. Dominantní jsou doubravy *Aceri tatarici Quercion* a *Quercion pubescenti-petraeae* (Böhlöni et al. 2011).

Období environmentálních zátěží byly rozděleny odsířením velkých průmyslových zdrojů znečištění a vzrůstem četnosti výskytů střídavého sucha a povodní. Odsíření průmyslu bylo dokončeno v roce 1998. Celková potenciální kyselá depozice (CPKD) dosahovala před odsířením až 50 000 mol⁺/ha.rok, z čehož depozice síry dosahovala 26 000 mol⁺/ha.rok. CPKD po odsíření klesla mezi 1100–4500 mol⁺/ha.rok a depozice síry klesla mezi 200–1800 mol⁺/ha.rok. Rozdíl mezi mírným poklesem CPKD a výrazným poklesem depozice síry byl způsoben epizodickým růstem depozice dusíku. Zatímco průměrná depozice síry klesla z 1000 mol⁺/ha.rok na 630 mol⁺/ha.rok, depozice dusíku z 1700 mol⁺/ha.rok jen na 1300 mol⁺/ha.rok (Zapletal 2006). Neměnnost znečištění dusíkem je způsobena jak industrializací zemědělství, tak vzrůstem dopravy (Holland et

al. 2005). Zintenzivnění aplikace dusíku v zemědělství bylo odezvou na rostoucí teplotu a prodlužující se vegetační období po roce 1980, které umožnily zvýšit výnosy plodin (Galloway et al. 2008). Nicméně globální oteplování rovněž zvýšilo výpar, ale také odchýlilo tvorbu oblačnosti a výskyt srážek.

Recentní environmentální změna je jedinečná změnou poměrů vícečetného působení teplotních odchylek, dostupnosti vody a depozice dusíku. Změna trendu vývoje recentního klimatu je provázána krátkodobým střídáním suchých a vlhkých period. V období 1981–2012 bylo soustředěno 22 roků disbalancí srážek a výparu (Brázdil et al. 2013). V červenci 1997 začalo soudobé období mimořádných letních povodní, kdy byly zasaženy povodí Moravy, Dyje a Odry, načež v srpnu bylo postiženo povodí Tisy (Kundzewitz et al. 1999). Rozsáhlé povodně ve středoevropských Labsko-vltavských povodích a na Dunaji nastaly v srpnu 2002 a v červnu 2013. Naopak suchá období postihla ČR v letech 1947, 1993, 1999, 2003 nebo 2015. Protože během střídání povodňových a suchých období kolísají hodnoty stejných vlastností prostředí a nedochází k jejich nahrazování, srovnávané periody 1985–1994 a 2003–2012 jsou hodnoceny pomocí stejných prediktorů (Schröder et al. 2015).

3.2 Data

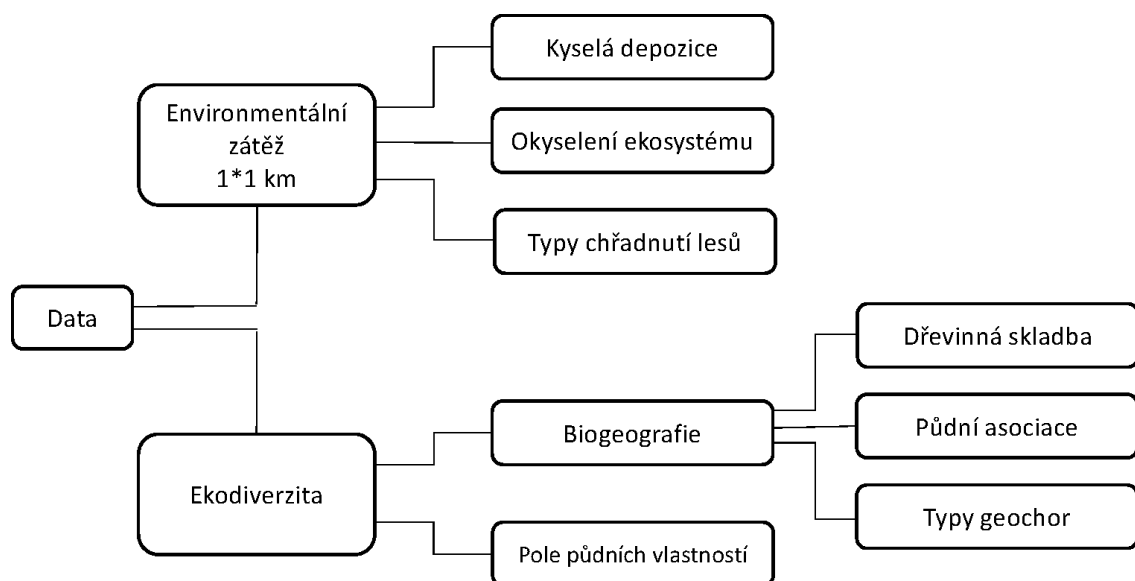
Srovnávaná data zahrnovala matice environmentální zátěže a ekosystémové diverzity (obr. 5). Předpoklady vlivu environmentální zátěže na lesní půdy byly ověřovány v gridu ekologických zonací lesů 1×1 km. Grid zahrnoval území pokrytá > 70 % lesy v 16 266 buňkách prostoru České republiky (Samec et al. 2012).

3.2.1 Environmentální zátěž

Environmentální zátěž byla charakterizována pomocí CPKD, okyselení ekosystému a typu chřadnutí. Složky CPKD byly odvozeny podle EMEP-LRTAP (Erisman et al. 2005):

$$CPKD = 2 \cdot SO_x + NO_y + NH_x$$

kde SO_x je souhrn koncentrace mokré a suché (celkové) depozice sloučenin síry, NO_y je koncentrace celkové depozice oxidovaných forem dusíku a NH_x je koncentrace celkové depozice redukovaných forem dusíku. Dílčí součet $NO_y + NH_x$ je roven celkové depozici

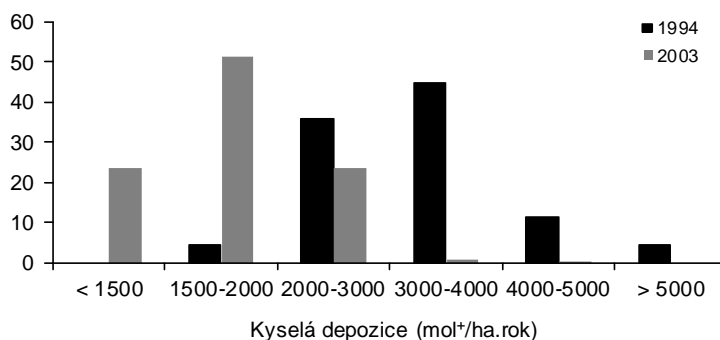


Obr. 5. Rozdělení matic vstupních gridových nebo vektorových dat podle ekologického významu pro statistickou analýzu.

dusíku. CPKD modelovala Ekotoxa – Centrum pro životní prostředí a hodnocení krajiny, s.r.o. pro systém komplexního hodnocení imisní zátěže a náhrady škod způsobených imisemi (Vrubel et al. 2009). Období průmyslové zátěže bylo charakterizováno pomocí modelu CPKD v roce 1994, zatímco období environmentální změny bylo charakterizováno rokem 2003. Průměrná CPKD v roce 1994 dosahovala 3257 mol⁺/ha.rok v intervalu 1512–6742 mol⁺/ha.rok. V roce 2003 průměrná CPKD klesla na 1780 mol⁺/ha.rok do rozmezí 786–4360 mol⁺/ha.rok. Kyselá depozice v roce 1994 dosahovala širokého intervalu od nízkých po velmi vysoké hodnoty s převládajícím zastoupením hodnot v intervalu 2000–4000 mol⁺/ha.rok. V roce 2003 se interval CPKD zúžil mezi nízké až střední hodnoty s největším zastoupením hodnot 1500–2000 mol⁺/ha.rok (obr. 6).

Model 1×1 km okyselení lesních ekosystémů byl odvozen z rozdílů úživnosti mezi O+A- a B-horizonty. Úživnost půdních horizontů byla zjištěna z průniku tlumivé schopnosti trofických řad. Trofické řady byly charakterizovány pomocí průníků intervalů půdního pH, C/N a bazické saturace (Buček a Lacina 1999). Tlumivá schopnost byla charakterizována průnikem intervalů vlastností SK (Ulrich 1995). Odchytky mezi průnikem trofické řady a její tlumivé schopnosti indikovaly povrchově nebo vnitropůdně tlumené přirozené nebo zintenzivněné okyselení půdy. Přirozené okyselení se vyskytuje v diagonální ose mezi železitým tlumením oligotrofní řady a uhličitánovým tlumením bazické řady. Zintenzivněné okyselení se vyskytuje mezi nižším tlumením příznivějších trofických řad. Povrchové nebo vnitropůdní tlumení okyselení je důsledkem nerovnováhy trofické řady mezi svrchním a podsvrchním (diagnostickým) půdním horizontem. Okyselení lesních ekosystémů je v ČR rozděleno podél vertikálních shod a neshod mezi půdními horizonty. Vertikální shoda půdního okyselení zahrnuje 55,8 % lesů a neshoda 44,2 %. Povrchové tlumení shodného okyselení půdního profilu zaujímá 1,7 % lesních půd, stejnoměrné tlumení 11,2 % a vnitropůdní tlumení 42,9 % lesních půd. Neshodné okyselení půdního profilu sestává z přirozených rozdílů u 37,5 % lesních půd a zintenzivněných rozdílů u necelých 6,8 % lesních půd. V rámci neshod okyselení půdních profilů je pouze 0,16 % tlumeno povrchově, přibližně 10,3 % tlumeno stejnoměrně a 33,8 % tlumeno vnitřně (Samec 2016).

Model typů chřadnutí rozdělil zdravotní stav lesů podél intervalů růstových podmínek mezi akutní nebo chronické ohrožení a poškození. Zdravotní stav byl v gridu 1×1 km odvozen z vícerozměrných vztahů mezi zásobou lesních porostů a chemickým složením nadložního humusu. Poškození bylo odvozeno z nižších hodnot NDVI a zásoby dříví v buňce 1×1 km, jelikož hustota zápoje v tomto rozlišení neklesá po úmyslných těžbách, ale pouze po mimořádných událostech (Smidt a Herman 2004). Akutní nebo chronické chřadnutí byly vymezeny z nesouladů mezi výskyty příznivých nebo nepříznivých růstových podmínek a poškození lesů. Akutní chřadnutí je poškození porostů v příznivých růstových podmínkách, zatímco chronické chřadnutí je poškození porostů



Obr. 6. Srovnání zastoupení intervalů celkové potenciální kyselé depozice v obdobích převládající průmyslové zátěže a environmentální změny (%) (data: Ekotoxa s.r.o.).

v nepříznivých podmínkách (Samec et al. 2012). Nepoškozené lesy pokrývají 10 % lesních půd, porosty ohrožené chřadnutím 77 % lesních půd, akutní poškození postihuje 7 % lesů a chronické poškození postihuje 5% lesů (Samec et al. 2017).

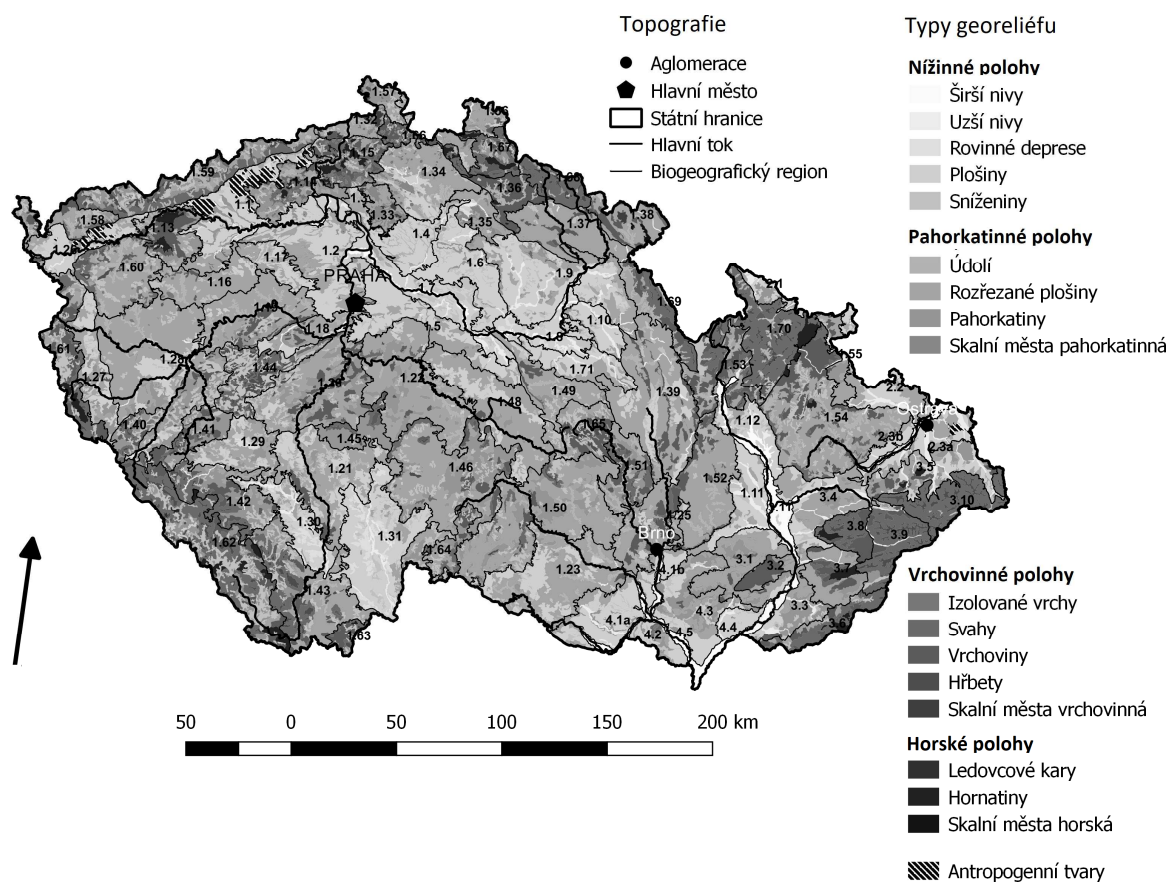
3.2.2 Systém dřevina-půda

Diverzita systému dřevina-půda byla zjištěna z bodových a polygonových geodat. Geodata sestávala ze srovnávacího GIS, zastoupení dřevin a půdních vlastností. Srovnávací GIS je tvořeno polygonovou vrstvou biogeografického členění ČR v měřítku 1:50 000 z aplikace T-MapServer v registru biogeografie jednotného informačního systému o životním prostředí MŽP ČR (Vlčková et al. 2015). Vrstva obsahuje 91 bioregionů rozdělených do 9187 dílčích subpolygonů 366 typů biochor. Soustava biochor zahrnuje osm vegetačních stupňů, 18 typů georeliéfu (obr. 7) a 31 typů podloží (obr. 8) (Culek et al. 2005).

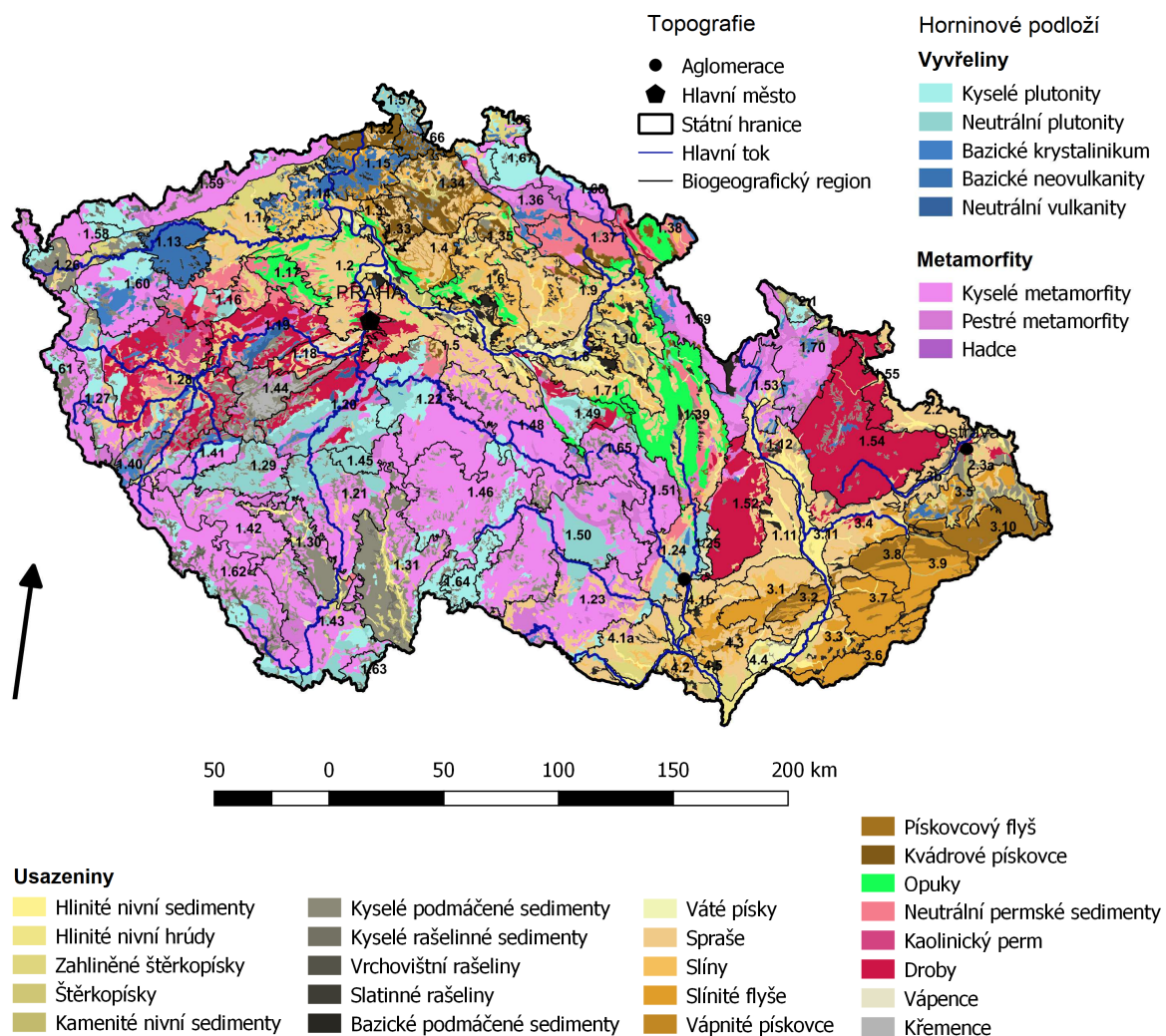
3.2.2.1 Dřeviny

Zastoupení dřevin (Z) bylo zjištěno z poměrů redukováných ploch dřevin (RPD) a ploch lesních porostů (RPLP) pomocí překryvu bioregionů s databází lesních hospodářských plánů/osnov (DLHPO) v datovém skladu informačního a datového centra Ústavu pro hospodářskou úpravu lesů Brandýs nad Labem (DS IDC ÚHÚL):

$$Z = \frac{RPD}{RPLP} \cdot 100 (\%)$$



Obr. 7. Typy georeliéfu na území České republiky (data: Culek et al. 2005).



Obr. 8. Horninová stavba území České republiky (data: Culek et al. 2005).

kdy RPD byly odvozeny pomocí skutečných (V_{sk}) a normovaných zásob (V_{tab}) z růstových tabulek pomocí průniku parametrů středního kmene střední tloušťky ($\bar{d}_{1,3}$) a výšky (\bar{h}):

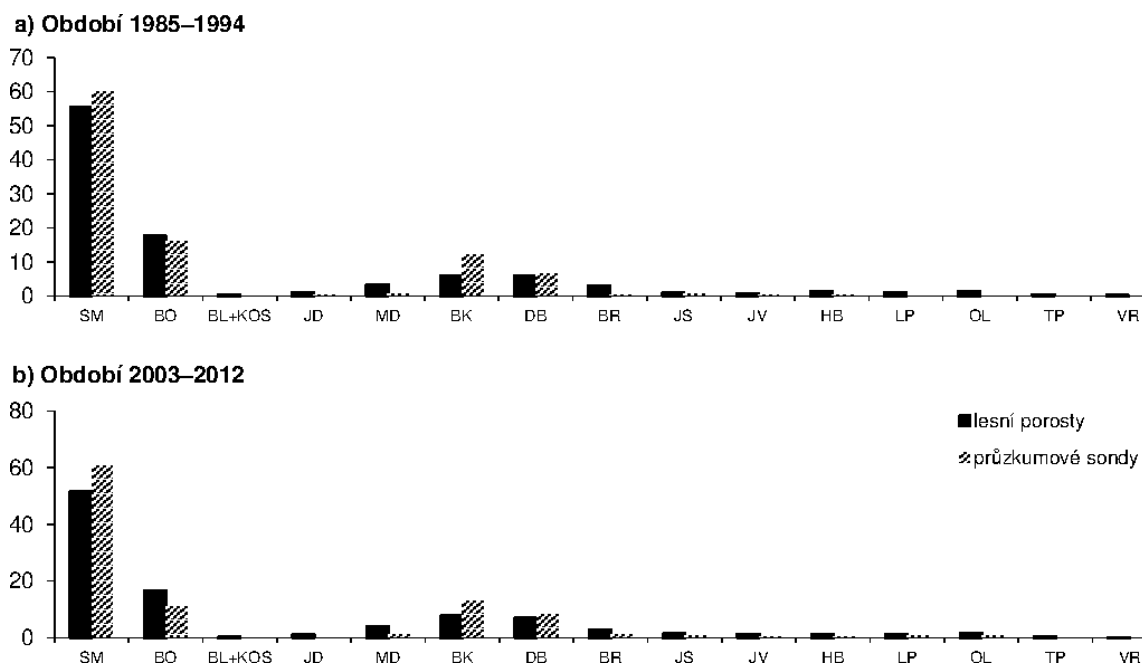
$$RPD = \frac{V_{sk}}{V_{tab}}$$

a RPLP byla odvozena přepočtem rozlohy porostní skupiny (P_{sk}) se zakmeněním (σ):

$$RPLP = \sum_{i=1}^N P_{sk} \cdot \sigma$$

Taxonomie lesních dřevin byla zjednodušena pro sledování domácích druhů (Culek 1996). Údaje o zastoupení dřevin nebo skupin dřevin byly připojeny k databázi srovnávacího GIS bioregionů.

Mezi modelovými obdobími došlo k mírnému poklesu zastoupení jehličnanů a zvýšení zastoupení listnáčů. V období 1985–1994 dosahovalo zastoupení jehličnatých dřevin 77,5 % a zastoupení listnatých dřevin bylo 22,5 %. Zastoupení smrku ztepilého (*P. abies*) dosahovalo téměř 55,4 % a zastoupení borovic (*Pinus* sp.) téměř 18,0 %.



Obr. 9. Srovnání zastoupení dřevin v lesích na území ČR a bodovém poli průzkumových sond během období dominantní průmyslové zátěže (a) a environmentální změny (b).

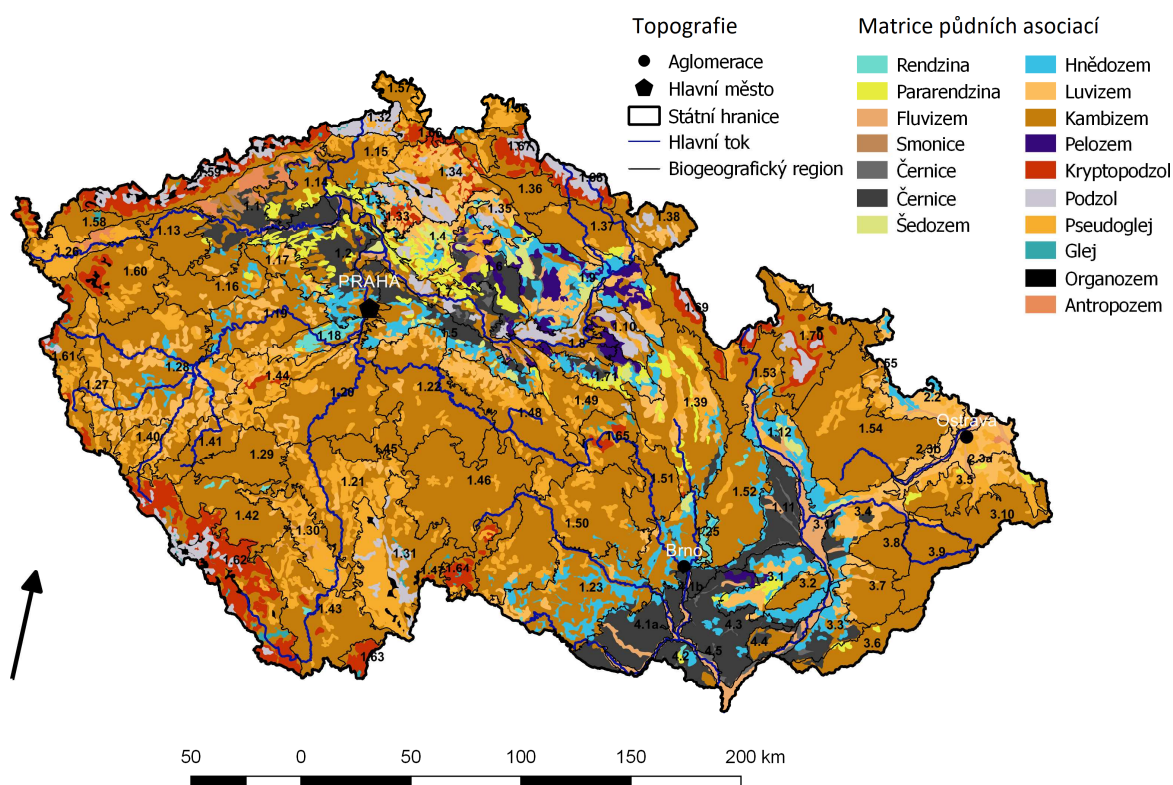
Zastoupení jedle bělokoré (*A. alba*) bylo < 1 % a modřínu opadavého (*Larix decidua*) < 3,3 %. Z listnatých dřevin byly nejvíce zastoupeny buk lesní (*F. sylvatica*) (5,8 %), duby (*Quercus* sp.) (6,0 %), břízy (*Betula* sp.), habr obecný (*Carpinus betulus*) (1,3 %) a olše (*Alnus* sp.) (1,5 %). Celková četnost jehličnatých a listnatých porostů ve vzorkovaném bodovém poli byla obdobná jako v SLHP, ale celkové podíly smrku (60,1 %), buku (12,1 %) a dubů (6,7 %) byly vyšší. Celkové zastoupení jehličnanů se v lesních porostech během období 2003–2012 mírně snížilo na 73,1 %, zatímco zastoupení listnatých dřevin se zvýšilo na 26,9 %. Zastoupení smrku (51,5 %) a borovic (16,7 %), ale i bříz, habru, topolů a vrb byly mírně nižší. Vzrostla zastoupení buku (7,7 %), dubů (7,1 %), jasanů (1,4 %) nebo javorů (1,3 %). Četnost dřevin ve vzorkovaných lesních porostech zůstala vzhledem k předchozímu vzorkování obdobná, zato se odchytila od SLHP. Četnost vzorkovaných smrkových (60,9 %), bukových (13,1 %) a dubových (8,6 %) porostů je vyšší, zatímco četnosti jedle a ostatních listnáčů jsou < 1 % (obr. 9).

3.2.2.2 Lesní půda

Půdní vlastnosti byly zjištěny z polygonů typů podloží biochor a asociací lesních půd a z bodového pole sond poloprovozních průzkumů. Polygony poskytly kategorické proměnné prostorových půdních jednotek, zatímco z bodového pole byly získány hodnoty kvalitativních půdních vlastností. Půdní asociace je opakovatelné uspořádání matrice hlavní půdní jednotky a plošek geochoricky podmíněných doprovodných nebo doplňkových jednotek (Sedláček et al. 2009). Asociace lesních půd jsou výskyty půdních asociací v lesních porostech. Na území ČR se vyskytuje 55 půdních asociací (obr. 10), z nichž lesy pokrývají 53. Šest asociací se vyskytuje výhradně v lesích (Macků a Homolová 2007). Asociace smonic a černic modálních až fluvizemí se vyskytují výhradně na zemědělských pozemcích, naopak asociace organozemí, glejů a většina podzosolů se vyskytují pouze v lesích (Samec et al. 2018). Polygony asociací lesních půd byly odvozeny z překryvu zobecněných fyzicko-geografických prediktorů a edafických

kategorií lesních typů v databázi oblastních plánů rozvoje lesů (OPRL) (Slabý a Pěnička 1998). Mapové měřítko polygonů asociací lesních půd je 1:500 000. Geochory jsou pedogeomorfické jednotky prostorové vazby typu georeliéfu a podloží (Samec 2014). Překryvy georeliéfu a podloží na území ČR tvoří 129 typů geochor.

Přes 50 % lesů se vyskytuje ve třech typech georeliéfu. Rozřezané plošiny (26,3 %), svahy (17,7 %) a vrchoviny (12,8 %) společně zahrnují téměř 57 % lesů. Nivy (1,3 %), pahorkatiny (9,2 %) a hornatiny (2,2 %) zahrnují společně méně než 15 % lesů. Zároveň lesní půdy jsou tvořeny dominantně jen čtyřmi typy podloží. Nejvíce rozšířenými jsou kyselé metamorfity (26,2 %), droby nebo slepence (11,2 %), kyselé plutonity (téměř 8 %) a kyselé podmáčené sedimenty (7 %). Celkem 15 typů podloží zastoupených po 1–5 % zahrnují téměř 42 % lesních půd a 12 typů s zastoupených méně než 1 % zahrnuje 6 % lesních půd (Samec 2014).



Obr. 10. Matrice hlavních půdních typů v půdních asociacích na území České republiky (data: Sedláček et al. 2009).

Nejvíce zastoupené matrice půdních asociací v lesích jsou tvořeny typy kambizemě (66,7 %), kryptopodzol (8,6 %), podzol (6,3 %), luvizem (3,6 %) a pseudoglej (7,3 %). Ostatní půdní typy jsou zastoupeny méně než 2 %. Nejvíce rozšířené asociace lesních půd sestávají z kambizemí modálních až dystrických (KA3) (23,6 %) nebo přechodů mezi kambizeměmi dystrickými až podzoly kambickými (KA4) (14,6 %), přechodů mezi oglejenými kambizeměmi modálními až luvickými a luvizeměmi dystrickými (KA33) (6,3 %), kryptopodzolů modálních až rankerových (KP2) (6,1 %) a následovaných polygenetickými pseudogleji (PG1) (5,0 %). Mozaika ostatních asociací je tvořena jednotkami po méně než 4 %.

Bodové pole kvalitativních půdních vlastností je složeno z 18 926 sond vzorkovaných asociací lesních půd v letech 1953–2015 s rozlišením genetických horizontů půdního profilu. Pole je spravováno v databázi OPRL DS IDC ÚHÚL Brandýs nad Labem. Klasifikace půdních sond byla provedena podle Němečka et al. (2011). Horizonty byly rozlišeny podle prostorového vztahu s vnějším nebo vnitřním prostředím geobiocenózy. Vnější prostředí ovlivňuje převážně svrchní půdní horizonty, vnitřní prostředí utváří diagnostické horizonty (Samec 2008b). Svrchní horizonty byly charakterizovány měli (H) nebo směsí drti a měle (F+H) nadložního humusu a v případě nepřítomnosti organo-minerálními A-horizonty na minerálních substrátech nebo povrchovými rašelinnými T-horizonty na organogenních substrátech. Diagnostické horizonty byly charakterizovány buď metamorfními B-horizonty, nebo v případě nepřítomnosti byly zastoupeny půdotvorným substrátem. Metamorfní horizonty indikují procesy ilimerizace (Bt u luvisolů), brunifikace (Bv u kambisolů), podzolizace (Bs u podzosolů) a hydromorfizace (Bm u stagnosolů). Nepřítomnost metamorfních horizontů indikuje slabě vyvinuté půdy leptosolů, fluvisolů, černosolů, ale též glejsolů, organosolů a antroposolů. Půdní vlastnosti jsou rozděleny na zrnitostní a pedochemické. Zrnitost byla reprezentována podílem jílových částic (< 0,002 mm) (Stepieň et al. 2015) stanoveným pipetováním do roku 1982, sedimentograficky (Galehouse 1971) do roku 2008 a následně granulometricky (Franciškovice-Bilinski et al. 2003). Pedochemické vlastnosti byly rozděleny na fyzikálně-chemické a chemické. Fyzikálně-chemické vlastnosti byly zastoupeny půdní reakcí stanovenou acidometricky, kationtovou výměnnou kapacitou (KVK) a bazickou saturací (BS). Výměnné kationty byly zjišťovány extrakcí $\text{CH}_3\text{COONH}_4$ do roku 2000 (Blakemore a Metson 1960) a následně extrakcí v BaCl_2 (Vanmechelen et al. 1997). KVK a BS byly vypočítány součtovou metodou (White 1987):

$$\text{KVK} = c(\text{Al}^{3+}) + c(\text{H}^+) + c(\text{Ca}^{2+}) + c(\text{Mg}^{2+}) + c(\text{K}^+) + c(\text{Na}^+)$$

$$\text{BS} = \frac{c(\text{Ca}^{2+}) + c(\text{Mg}^{2+}) + c(\text{K}^+) + c(\text{Na}^+)}{\text{KVK}} \cdot 100$$

Chemické vlastnosti zahrnovaly organické látky a minerální živiny. Organický uhlík (C_{org}) byl do roku 2000 stanovován oxidačně-titračně (Walkey a Black 1934; Nelson a Sommers 1982; Zbíral et al. 2004), načež byl zjišťován instrumentální mineralizací (Bremner 1996). Celkový dusík (N_{tot}) byl do roku 2000 zjišťován kjeldahlizací (Houba et al. 1989), následně instrumentální modifikací Dumasovy metody (Buckee 1994). Obsahy minerálních živin Fe_2O_3 , Al_2O_3 , CaO , MgO , K_2O a P_2O_5 byly zjištěny extrakcí v lučavce královské (Laník a Halada 1956; Houba et al. 1993; Zbíral et al. 2003; Samec et al. 2012).

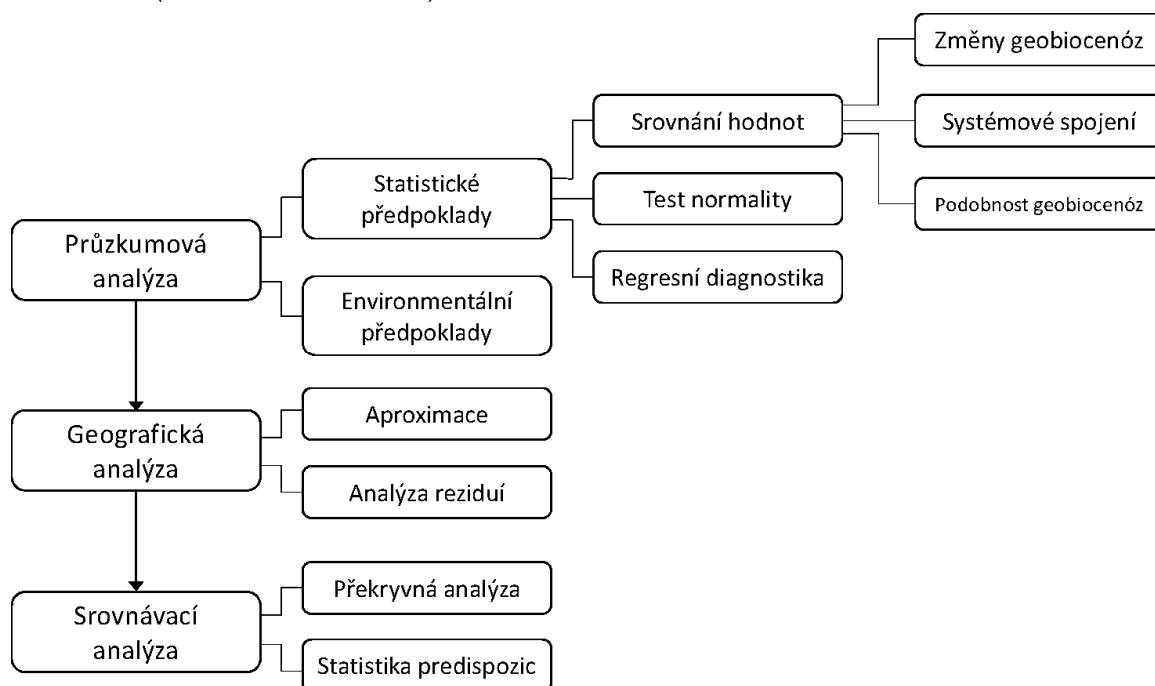
Bodové pole zahrnuje všechny půdní typy, nicméně v období 1985–1994 bylo vzorkováno jen 16 typů, z čehož tři byly zaznamenány jen pod jediným druhem dřeviny. V období 2003–2012 byly pouze dva typy vzorkovány pod jedinným druhem dřeviny. V období 1985–1994 byly jen tři půdní typy kambizem, podzol a pseudoglej vzorkovány pod většinou druhů dřevin, zatímco v období 2003–2012 byl výskyt většiny druhů dřevin zjištěn na fluvizemích, hnědozemích, luvizemích, kambizemích, pseudoglejích a glejích. Kambizemě (60,2 %), podzoly (8,9 %), pseudogleje (8,3 %), kryptopodzoly (6,7 %), luvizemě (3,3 %), rankery (2,5 %) a gleje (2,3 %) zahrnují přes 90 % vzorkovaných sond. Zastoupení půdních typů se však během jednotlivých period vzorkování odlišovalo. V období průmyslové zátěže byla většina sond vzorkována v kambizemích (52,9 %), podzolech (16,5 %), pseudoglejích (8,7 %), kryptopodzolech (8,6 %) a

luzizemích (4,6 %). Naproti tomu většina sond vzorkovaných v období recentní environmentální změny zahrnula sedm půdních typů od kambizemí (61,8 %), pseudoglejů (8,3 %), podzolů (7,3 %) a kryptopodzolů (6,3 %) k výrazně méně se vyskytujícím luvizemím (u necelých 3 %), rankerům (2,7 %) a hnědozemím (2,3 %) (příloha 1).

3.3 Statistická analýza

3.3.1 Průzkumová analýza

Průzkumová analýza byla zaměřena na ověření statistických předpokladů prostorového modelování a environmentálních předpokladů poklesu kyselé depozice na území ČR (obr. 11). Ověření statistických předpokladů zahrnovalo srovnání výběrových reprezentantů, testy normality a regresní diagnostiku. Reprezentativní hodnoty byly využity ke srovnání změn zastoupení dřevin a půdních vlastností mezi obdobími odlišných environmentálních zátěží. Vlastnosti lesních geobiocenóz posloužily k ověření vnitřních spojitostí systému dřevina-půda a podobnosti rozmístění půdních sond mezi bioregiony. Testy normality byly využity k výběru vhodné standardizace dat a regresní diagnostika byla využita k objasnění nelinearity geografických modelů (Zar 1994). Pokles kyselé depozice byl posouzen Chowovým testem lineárních regresí mezi CPKD a vlastnostmi svrchních půdních horizontů při $P < 0,05$ (Chow 1960). Pokles závislosti mezi periodami 1985–1994 a 2003–2012 naznačil rostoucí vliv vnitroporostní struktury na humus (Schröder et al. 2015).



Obr. 11. Procesní schéma statistických průzkumové, geografické a srovnávací analýzy vztahů mezi lesními dřevinami a půdami během environmentální změny.

Ověření podobnosti rozmístění půdních sond posloužilo k posouzení míry homogenity četnosti vzorkování. Podobná četnost vzorkování v různých bioregionech naznačila spolehlivost odhadu rozdílů pedodiverzity (Faddy a Smith 2011). Homogenita

četnosti vzorkování byla zjišťována pomocí inferenčního kvadrantového testu. Kvadrantový test spočívá v porovnání průměrů počtů vzorkovaných sond v uměle vymezených buňkách. Velikost buňky byla nastavena tak, aby průměrná četnost sond byla $> 1,5$. Při 10 940 sond vzorkovaných během obou období environmentální změny byla velikost buňky gridu nastavena na 4×4 km. Inference sestává z výpočtu střední četnosti, rozptylu četnosti a odhadů hustoty:

$$\lambda' = \frac{\bar{N}}{s}$$

$$\sigma^2 = \frac{\lambda'}{m \cdot s}$$

kde \bar{N} je průměrný počet sond v m buňkách; s je plocha buňky; m je počet buněk v bioregionu; λ' je střední četnost sond v bioregionu a σ^2 je rozptyl počtu sond v bioregionu. Odhad hustoty vzorkování byl rozdělen na výpočty poměru rozptyl-průměr (VMR) a index velikosti shluku (ICS):

$$VMR = \frac{\sigma^2}{\lambda'}$$

$$ICS = VMR - 1$$

Ukazatelé hustoty vzorkování indikují typ rozmístění bodů v prostoru. Základním typem je náhodné rozmístění, když $VMR = 1$ ($ICS = 0$). $VMR < 1$ ($ICS < 0$) naznačuje pravidelné rozmístění a $VMR > 1$ ($ICS > 0$) naznačuje shlukovité rozmístění. Interval hustoty sond v bioregionech byl klasifikován jako míra odchylky od náhodného rozmístění (Pretzsch 1997). Interval byl rozdělen pomocí kvantilově váženého zastoupení hodnot do 7 skupin korespondujících s požadavky Likertova škálování (Willits et al. 2016).

Ověření spojitosti dřevina-půda bylo provedeno diskriminační analýzou (DA) velikosti separability půdních vlastností v bodovém poli vzorkovaných porostů charakterizovaných dřevinou s největším zastoupením v hlavní vrstvě. Lineární diskriminační funkce charakterizovala míru korespondence půdních vlastností s dominantní dřevinou ve vzorkovaném porostu (Z_i):

$$Z_i = \sum_{k=1}^p a_{ip} \cdot x_p$$

kde i je počet vzorkovaných půdních sond; p je počet půdních vlastností; a je parametr diskriminační funkce zjištěný poměrem rozdílů nezávislých proměnných ($\bar{x}_{p-1} - \bar{x}_p$) s kovarianční maticí (S) a x je standardizovaná nezávislá proměnná:

$$a_{ip} = \frac{(\bar{x}_{p-1} - \bar{x}_p)}{S_p}$$

Prahový bod korespondence půdních vlastností s dřevinou (C) byl zjištěn z polosumy mezi parametry klasifikace j dřevin Z_i :

$$C = \frac{Z_j + Z_{j+k}}{2}$$

kde:

$$\bar{z}_j = \frac{\sum_{i=1}^j z_i}{j}$$

Separabilita byla srovnávána mezi vlastnostmi humusu a B-horizontů v jednotlivých periodách environmentální změny. Mezi půdními vlastnostmi byla vybrána podmnožina se statisticky podobným rozptylem hodnot. Výběr byl proveden sledem vícerozměrných průzkumových procedur analýzy hlavních komponent (PCA) a sjednocením faktorové analýzy (FA) s analýzou shluků (CLU). Půdní vlastnosti byly rozčleněny podle jednotek stanovení a fyzikálního charakteru do množin zrnitostního složení, fyzikálně-chemických vlastností a chemických vlastností. PCA uvnitř množin veličin stejných jednotek indikovala veličiny s různým rozptylem kovariancí. Z veličin s podobným rozptylem byla vybrána jediná veličina s nejvyšší vlivnou komponentou. Faktorové váhy zahrnující > 90 % byly využity k nastavení výběru potenciálně korelujících vlastností z různých množin pomocí FA (Thalib et al. 1999). FA byla upřesněna pomocí CLU na podmnožinu vlastností s významnou podobností hodnot pouze s jinými množinami (Samec et al. 2016). Klasifikace vybraných vlastností byla provedena podle přístupů EMEP-LRTAP do ordinálních kvantitativních stupnic (Vanmechelen et al. 1997). Srovnání separability naznačilo, zda půdní vlastnosti jsou významněji utvářeny druhovým složením lesů nebo horninami (Augusto et al. 2000).

Podobnost změny dřevinné skladby a půdních vlastností byla diagnostikována pomocí CLU. Shlukování bylo provedeno Wardovou metodou s eukleidovskou metrikou. Změna posuzovaných vlastností lesních geobiocenóz byla zjištěna z rozdílů stavů mezi obdobími 2003–2012 a 1985–1994. Změna skladby lesů byla zjištěna z rozdílů ploch pokrytí jednotlivých dřevin. Změna půdních vlastností byla zjištěna z rozdílů hodnot chemických vlastností nadložního humusu. Podobnosti byly posouzeny z počtu a procentické četnosti shodných bioregionů v průnicích shluků. Shluky byly typizovány podle odlišných intervalů rozdílů srovnávaných vlastností.

3.3.2 Geografická analýza

Změna heterogenity půdních vlastností v souvislosti se změnou zastoupení lesních dřevin byla posuzována pomocí srovnání prostorové proměnlivosti těsnosti závislosti a úměry mezi obdobími odlišných environmentálních zátěží. Geografická analýza zahrnovala aproximaci prostorových závislostí mezi vlastnostmi lesních geobiocenóz a jejich posouzení. Posouzení prostorových závislostí bylo rozděleno mezi srovnání geograficky vážených a globálních modelů, průniky shluků podobnosti změn lesních geobiocenóz a analýzu reziduí zaměřených jednak na vztahy dřevin s vlastnostmi humusu nebo půdním prostředím, jednak na vymezení naléhavosti přeměny druhové skladby lesů. Prostorová závislost byla modelována pomocí geograficky vážené regrese (GVR). Model GVR je lokalizovanou lineární funkcí:

$$Y_m = \beta_{m0} + \sum_{k=1}^p \beta_{mk} \cdot x_{mk} + \epsilon_m$$

kde Y_m je závisle proměnná v místě m , p je počet nezávisle proměnných, k je pořadí nezávisle proměnných, x_{mk} je hodnota k -té nezávisle proměnné v místě m , β_{m0} je směrnice regresní funkce v místě m , β_{mk} je lokální parametr k -té nezávisle proměnné a ϵ_m je náhodná chyba v místě m . GVR aproximuje diferencované závislosti mezi bioregiony s nejednotnými vztahy vlastností. Geobiocenózy v bioregionu se vyznačují lokálními parametry na základě určitého počtu okolních bioregionů. Dostatečný počet okolních bioregionů je podmíněn nejmenší lokální statistickou významností, při níž se

okolní sondy vzájemně ovlivňují (Gollini et al. 2015). Heterogenita vlastností geobiocenóz byla vyjádřena pomocí Shannon-Wienerova (H') indexu (Claude 2008):

$$H' = - \sum \left(\frac{U_n}{U} \right) \cdot \log_2 \left(\frac{U_n}{U} \right),$$

kde U_n je kvantitativní hodnota dílčí části lesů na území bioregionu a U je souhrn kvantitativních hodnot na území bioregionu. Podmnožina potenciálně korelujících vlastností svrchních půdních horizontů byla vyjádřena pomocí α -diverzity klasifikovaných intervalů hodnot. Zastoupení dřevin, asociací lesních půd a geochor byly vyjádřeny β -diverzity ploch (Samec et al. 2018). GVR byla aproximována pro α -diverzitu humusu s β -diverzity dřevin, půdních asociací a geochor.

3.3.3 Srovnávací analýza

Srovnávací analýza byla využita k hodnocení vlivů dřevin na půdu a posouzení jejich omezení ekologickými predispozicemi. Vlivy dřevin na půdu byly posouzeny na základě typizace geograficky vážených modelů dendrodiverzity a vnitropůdního prostředí. Typizace vymezila podmínky naléhavosti přeměny lesů v bioregionech, kde srovnávané geografické modely nebyly v souladu. Srovnání bylo provedeno překryvem klasifikovaných reziduí modelů. Klasifikace reziduí (e) byla provedena z rozdílů měřených (Y) a modelovaných (\hat{Y}) závisle proměnných vlastností geobiocenóz:

$$e_m = Y_m - \hat{Y}_m$$

Nicméně rezidua dendrodiverzity a půdního prostředí byla hodnocena opačně. Větší měřený H' -index dendrodiverzity než modelovaný byl označen jako optimální a menší měřený H' -index jako neoptimální, protože měřená větší skutečná dendrodiverzita značí dostatečnou pestrost dřevinné skladby pro širší interval vlastností humusu (cf. Valtera et al. 2013). Naopak větší měřený H' -index půdního prostředí než modelovaný byl označen jako neoptimální a menší jako optimální, protože větší skutečná geodiverzita naznačuje homogenizovanou půdu (cf. Augusto et al. 2000). Typizace byla založena na vyhodnocení shod nebo neshod optimálních a neoptimálních reziduí v kvalitativní stupnici od dostačující dendrodiverzity po vysokou naléhavost přeměny lesa (tab. 4).

Omezení vlivů dřevin na půdu byly zjištěny ze srovnání GVR se zastoupením typů okyselení ekosystémů a ohrožení chřadnutím. Zastoupení ekologických predispozic bylo odvozeno z poměru

Tabulka 4. Klasifikace naléhavosti přeměny lesa pomocí analýzy reziduí regresí ekosystémových složek.

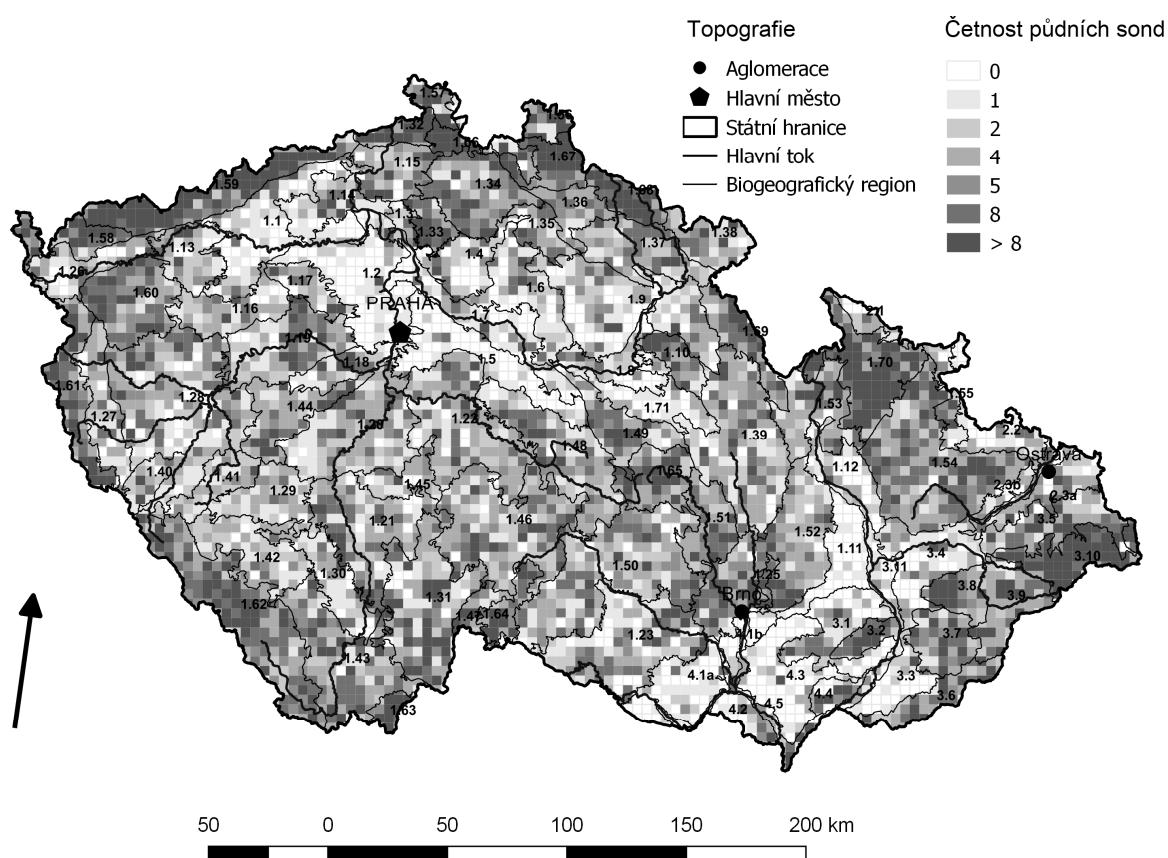
Ekodiverzita	Dendrodiverzita		
	Reziduum	Optimální	Neoptimální
Geodiverzita	Optimální	Dostatečná	Nízká
	Neoptimální	Střední	Vysoká

četností klasifikovaných buněk gridu 1×1 km v každém bioregionu. Srovnání bylo provedeno pomocí neparametrického a parametrického testování výběrů. Neparametrické testování bylo provedeno pomocí Wilcoxonova testu, parametrické testování pomocí F - a t -testu. Parametrické testy byly použity k upřesnění neparametrických testů. Velikost statisticky významného vlivu byla charakterizována pomocí indexu determinace (R^2) ze Spearmanova, resp. Pearsonova korelačního koeficientu a pomocí Akaikeho informačního kritéria (AIC) lineární regrese.

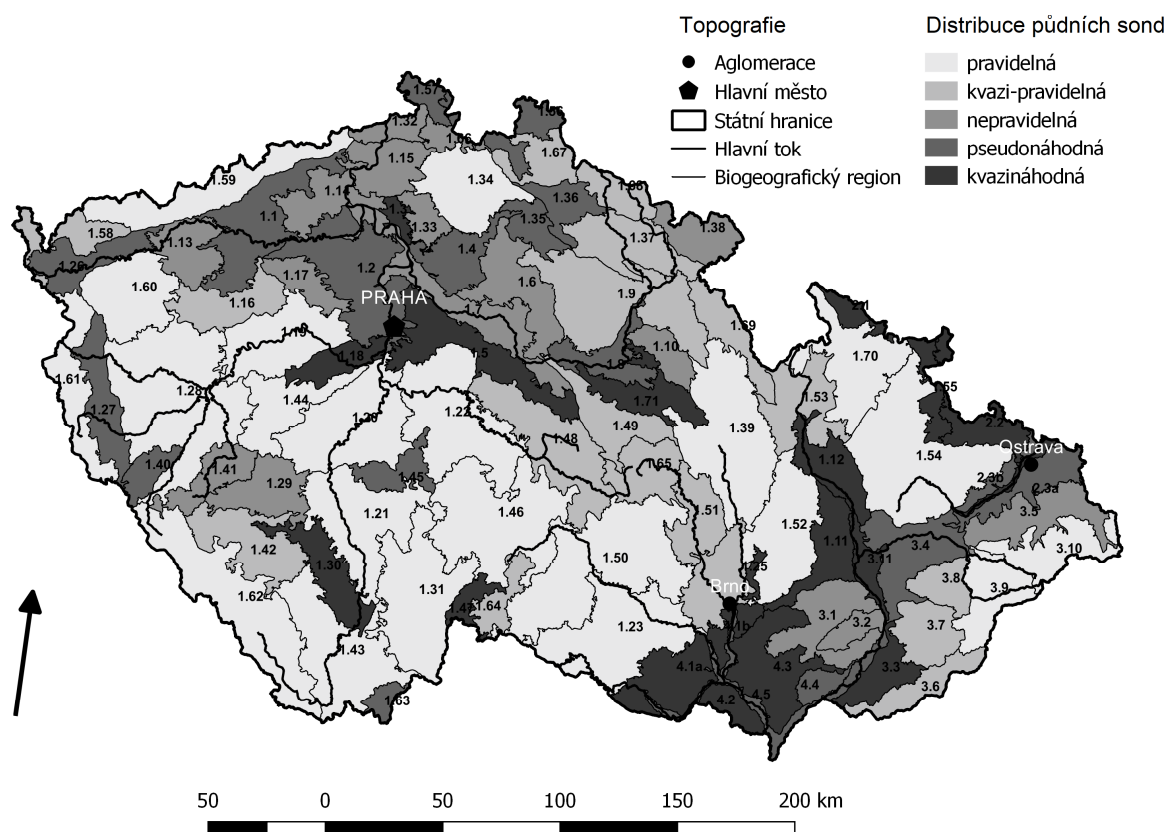
4 VÝSLEDKY

4.1 Environmentální předpoklady

Pokles kyselé depozice v období 1985–2012 umožnil posílení vztahů mezi půdními vlastnostmi a lesními dřevinami diferenciací. Prostorová diferenciace se projevila zvětšením rozdílů mezi regiony, časová diferenciace vzrůstem rozptylu hodnot půdních vlastností. Přibližně pravidelné rozmístění půdních sond splňuje statistický předpoklad homogenity vzorkování pro stejně pravděpodobný odhad proměnlivosti vztahů v systému dřevina-půda ve všech bioregionech. Četnost vzorkování je přímo úměrná lesnatosti ($R^2 = 0,56$). Téměř 99,6 % buněk navrženého gridu zahrnuje větší nebo menší plochu lesa. Průměrná lesnatost buněk gridu byla 32,9 % v rozmezí od 0,0001 % do 100 %. 16,3 % buněk zůstalo nevzorkovaných. Buňky byly nejméně vzorkovány jednou sondou a nejvíce 40 sondami. Nízké hustoty vzorkování 0–1 sondou se vyskytovaly v 30,6 % buněk. Přes 50 % buněk bylo vzorkováno maximálně pěti sondami (obr. 12). Hustota vzorkování dosáhla 0,11 sond/km² v období 1985–1994, načež v období 2003–2012 vzrostla až na 0,4 sond/km². Rozmezí poměru rozptyl-průměr mezi 0 a 0,0356 naznačuje, že rozmístění sond bylo v plochých bioregionech bližší náhodnému. Mírné odchylky od pravidelného rozmístění se vyskytovaly v 53 bioregionech (57,6 %). Pravidelné rozmístění se vyskytovalo ve 21 bioregionech (22,8 %) a kvazi-pravidelné v 18 bioregionech (19,6 %). Největší odchylky bližší náhodnému rozmístění sond byly soustředěny v 18 bioregionech karpatské předhlubně od severopanonské po polonskou podprovincii nebo roztroušené ve sníženinách hercynské podprovincie (obr. 13).



Obr. 12. Četnost průzkumových sond lesních půd v gridu 4×4 km na území České republiky.



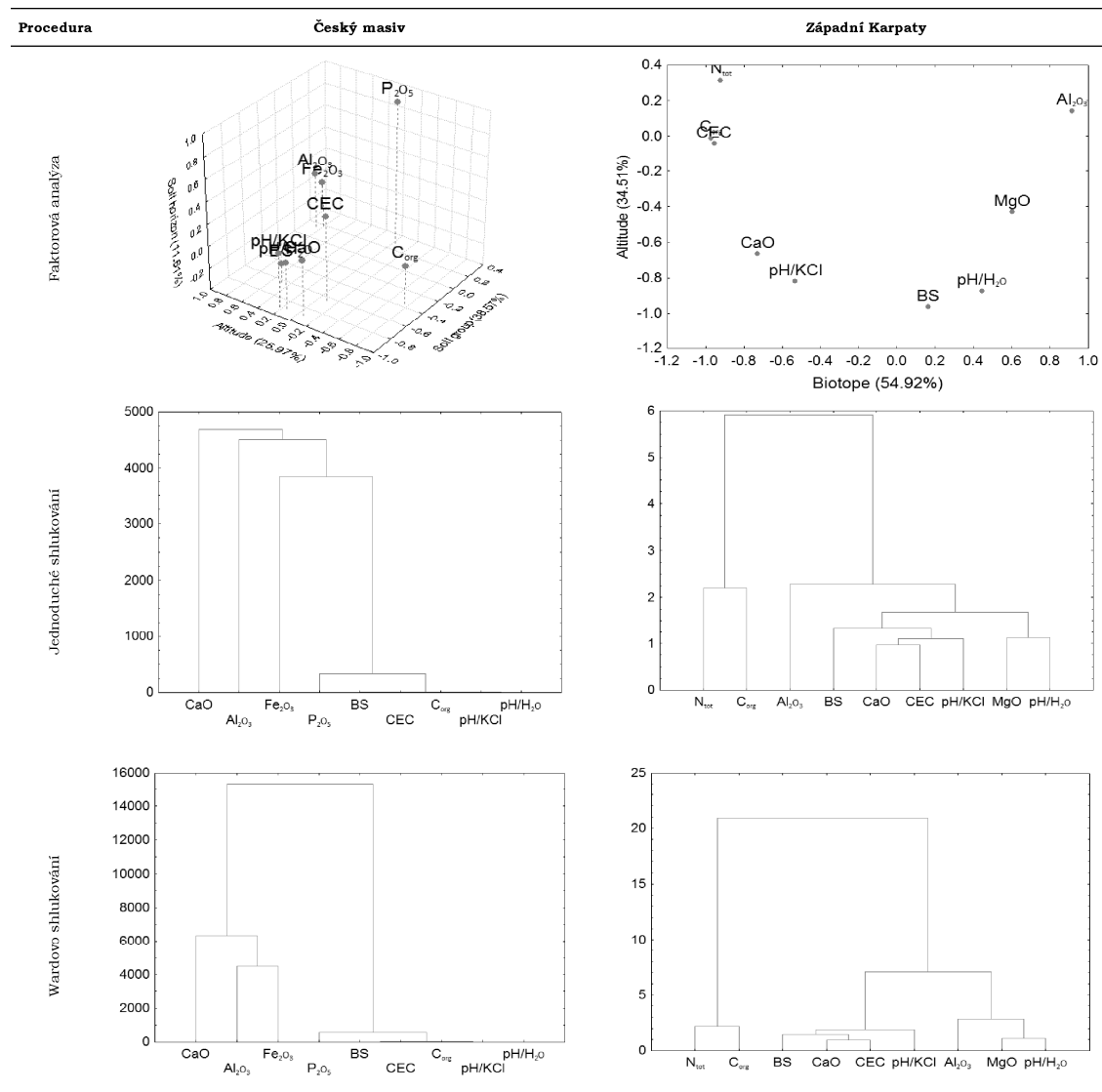
Obr. 13. Charakter rozložení četností průzkumových sond lesních půd v biogeografických regionech na území České republiky.

Tabulka 5. Selekce potenciálně korelujících vlastností lesních půd (významné váhy **tučně**) pomocí analýzy hlavních komponent (PCA) a průniku faktorové analýzy (FA) se shlukovou analýzou (CLU).

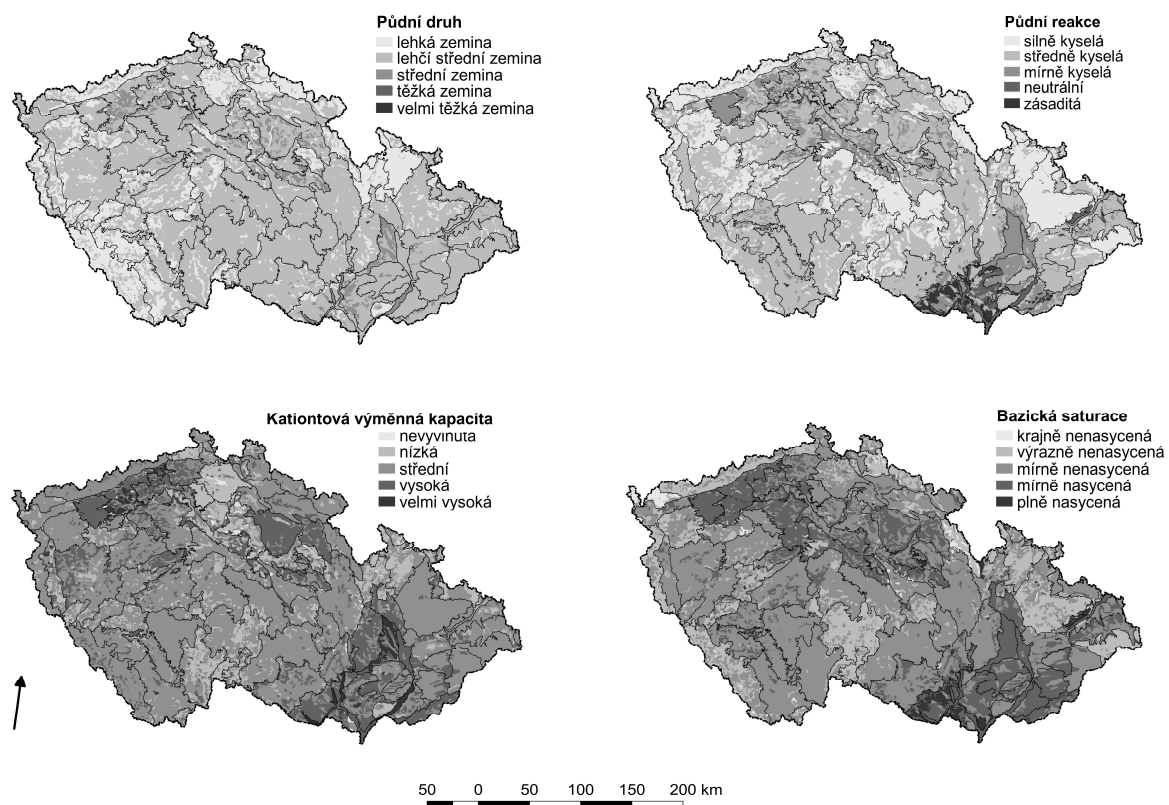
Vlastnost	Veličina	Český masiv				Vnější Západní Karpaty			
		svrchní horizonty		diagnostické horizonty		svrchní horizonty		diagnostické horizonty	
		PCA	FA∩CLU	PCA	FA∩CLU	PCA	FA∩CLU	PCA	FA∩CLU
Zrnitost	písek	-	-	0.99	-0.77	-	-	-17.75	0.71
	prášek	-	-	-0.09	0.84	-	-	0.14	-
	prach	-	-	-0.38	0.81	-	-	1.68	0.67
	jemný prach	-	-	-0.29	-0.64	-	-	0.79	-
	jíl	-	-	-0.24	-	-	-	0.95	-0.62
Fyzikální chemie	pH/H ₂ O	-	-0.89	-	-0.89	-	-0.87	-	-0.71
	pH/KCl	-	-0.90	-	-0.87	-	-0.82	-	-0.55
	KVK	-	-0.65	-	-0.61	-	-0.95	-	0.58
	BS	-	-0.63	-	-0.78	-	-0.96	-	-0.56
Chemie	C _{org}	0.34	-0.75	0.01	-	-0.99	-0.97	1.83	0.76
	N _{tot}	0.01	-	0.00	-	-0.89	-0.92	0.91	-
	Fe ₂ O ₃	-215.01	0.82	79.99	-	0.86	-	-0.22	-
	Al ₂ O ₃	-542.20	0.87	166.91	-0.62	0.94	0.92	-0.61	-0.66
	MnO	-0.15	-	-72.27	-	-0.55	-	-2.67	-0.25
	CaO	530.91	-0.89	1959.80	-0.63	-0.70	-0.73	-30.75	-0.71
	MgO	16.49	-	101.66	-	0.53	0.60	-0.48	-
	K ₂ O	-10.38	-	17.55	-	-0.79	-	-0.28	-
P ₂ O ₅	-4.24	0.91	3.79	-	-0.86	-	-5.84	-0.73	

Prostorová diferenciace spočívá v rozdílných rozptylech hodnot půdních vlastností. Rozptyl hodnot půdních vlastností se nejvýrazněji liší mezi Českým masivem a Západními Karpaty. Český masiv se od Karpat odlišuje větší významností zrnitostních frakcí a fyzikálně-chemických vlastností a naopak menším počtem chemických vlastností významných pro diferenciaci lesních půd. Na území Českého masivu se nachází významnější diferenciace hrubších zrnitostních frakcí než jílu, kdežto v Karpatech je

podobně významná diference jak písků a prachu, tak i jílu. Menší diference zrnitosti souvisela s větší diferenciací chemických vlastností. Souvislost mezi diferenciací fyzikálně-chemických a chemických vlastností je úměrná pouze regionálně. Nadložní humus na území Českého masivu je fyzikálně-chemicky méně diferencovaný než v Karpatech. Malá diference fyzikálně-chemických vlastností humusu souvisí s malou diferenciací chemických vlastností půdních minerálních horizontů, ale v Karpatech větší diference humusu odráží větší diferenciaci minerálních horizontů. Český masiv se vyznačuje podobně diferencovaným pH a bazickou saturací minerálních horizontů, kdežto v Karpatech se vyskytuje významná fyzikálně-chemická diference jen BS. Chemické vlastnosti humusu jsou mezi Českým masivem a Karpaty podobnější než fyzikálně-chemické vlastnosti (obr. 14). Obsah C_{org} , Al_2O_3 a CaO jsou v Českém masivu významně diferencovány a v Karpatech je obsah MgO více diferencován než CaO . Diference chemických vlastností minerálních horizontů je na území Českého masivu omezena na Al_2O_3 a CaO , zatímco v Karpatech jsou významně diferencovány rovněž obsahy C_{org} a P_2O_5 . Půdní reakce, BS, C_{org} , Al_2O_3 , CaO a MgO jsou významně diferencovanými vlastnostmi nadložního humusu ve všech bioregionech ČR. Lesní půdy se vyznačují diferencovanou zrnitostí, pH/H_2O , BS, C_{org} , Al_2O_3 , CaO , MgO a P_2O_5 (tab. 5; obr. 15–16).



Obr. 14. Vícerozměrná průzkumová analýza vlastností svrchních horizontů lesních půd mezi Českým masivem a Vnějšími Západními Karpaty.

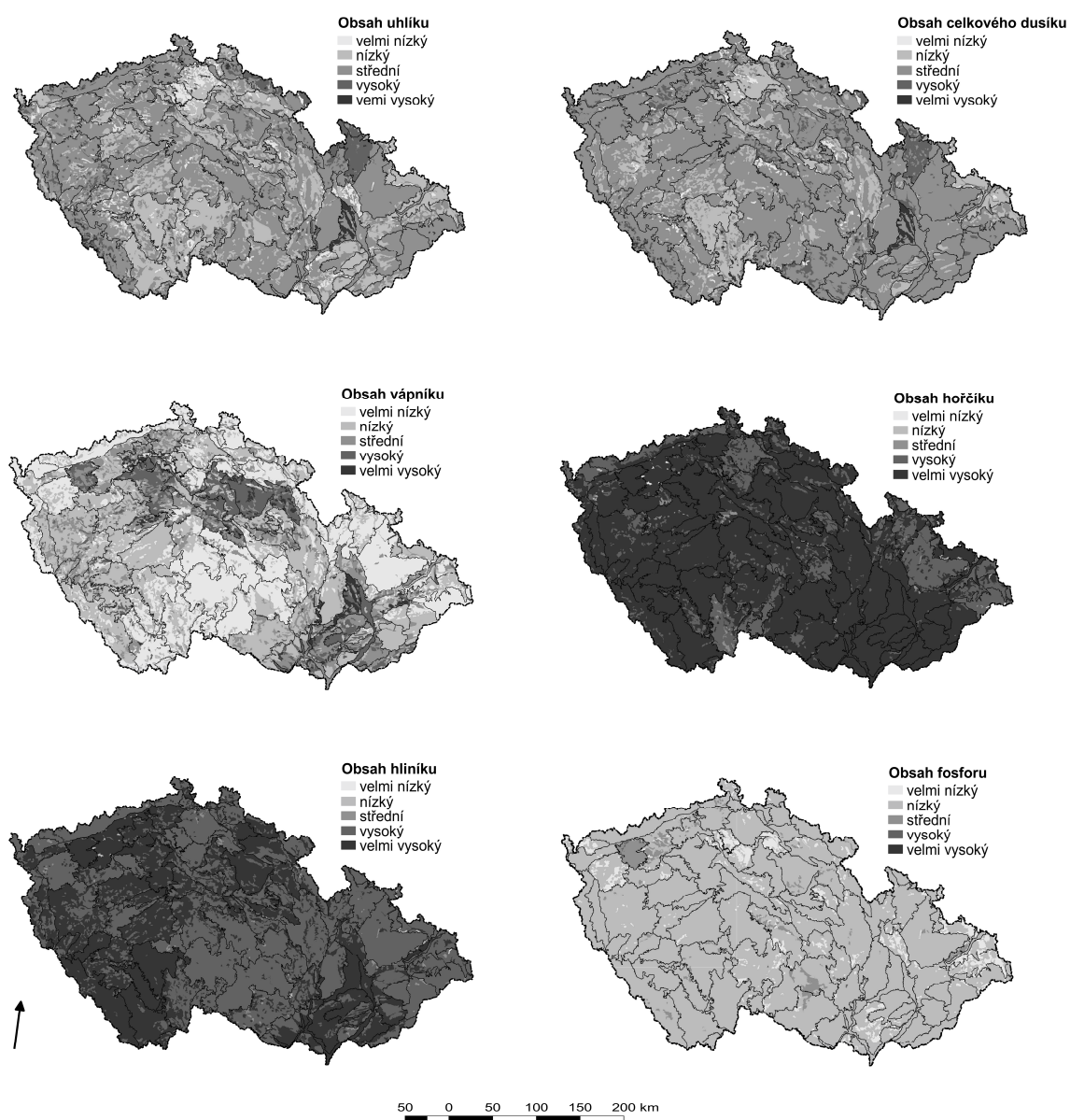


Obr. 15. Rozčlenění zrnitosti a fyzikálně-chemických vlastností svrchních horizontů lesních půd na území České republiky.

Časová diferenciacce spočívala v souběžných změnách hodnot a zvětšování intervalů půdních vlastností. Vzrůst hodnot vlastností svrchních půdních horizontů byl většinou provázen i zvětšením rozptylu. Mezi obdobími 1985–1994 a 2003–2012 se zvýšily hodnoty humusové půdní reakce, BS, C_{org} , N_{tot} , CaO a P_2O_5 . Ve stejném období klesly kationtová výměnná kapacita, Al_2O_3 a MgO, ale rozptyl klesl jen u KVK a celkového hliníku. Pouze změny hodnot BS a CaO byly provázeny zachováním podobného poměrného zastoupení intervalů. Změna intervalů klesajících obsahů KVK, Al_2O_3 a MgO byla provázena úbytkem dominance velmi vysokých hodnot. Naopak změny obsahů C_{org} , N_{tot} a P_2O_5 byly provázeny poklesem zastoupení nízkých hodnot a vzrůstem zastoupení středních až velmi vysokých hodnot. Průměrná půdní reakce vzrostla z $4,05 \pm 0,59$ na $4,33 \pm 0,68$, půdní BS vzrostla z $27,34 \pm 21,64$ % na $35,83 \pm 26,80$ % a obsah CaO z $2,84 \pm 7,35$ g/kg na $3,13 \pm 10,16$ g/kg. Obsah uhlíku vzrostl z $11,84 \pm 10,62$ % na $14,37 \pm 12,52$ % při vzrůstu podílu středních až velmi vysokých hodnot zahrnujících 82,30 % sond. Obsah dusíku vzrostl z $0,62 \pm 0,51$ % na $0,66 \pm 0,55$ % při poklesu zastoupení velmi nízkých až nízkých hodnot a vzrůstu zastoupení středních a vysokých hodnot zahrnujících > 71 % sond. Obsah celkového fosforu vzrostl z $0,99 \pm 0,59$ g/kg na $1,10 \pm 0,92$ g/kg za vyrovnaní zastoupení velmi nízkých až středních hodnot zahrnujících téměř 97,2 % sond. Pokles Al_2O_3 proběhl z $24,51 \pm 12,66$ g/kg na $14,99 \pm 11,10$ g/kg při poklesu zastoupení velmi vysokých hodnot 74,7 % na 34,2 %, ale vzrůstu zastoupení nízkých až vysokých hodnot. Největší vzrůst četnosti nastal v intervalu vysokých hodnot z 18,4 % na 39,6 %. Pokles obsahu MgO proběhl z $3,87 \pm 3,62$ g/kg na $2,65 \pm 4,88$ g/kg při zmenšení rozdílů mezi zastoupením

jednotlivých intervalů hodnot v důsledku poklesu zastoupení vysokých až velmi vysokých hodnot a nárůstu velmi nízkých až středních hodnot (obr. 17).

Pokles kyselé depozice zvýraznil diferenciaci vlastností svrchních půdních horizontů podél rozhraní geochor. Rozdíly mezi významnostmi prostorově vážených a globálních funkcí kyselé depozice naznačily, že úbytek vlivu CKPD na lesní půdu může být následován zvětšením závislosti jednotlivé půdní vlastnosti citlivé na koncentraci specifické znečišťující látky. Zvětšení závislosti mezi geodiverzitou a CPKD způsobilo nesoulady mezi zvětšováním nebo poklesem závislosti s rostoucími nebo klesajícími hodnotami půdních vlastností. Menší geodiverzita je predispozicí k vyšší CPKD a naopak. Pokles kyselé depozice byl provázen zvětšením závislosti humusové KVK, C_{org} , N_{tot} , Al_2O_3 a CaO . Pokles závislosti zvýraznil diferenciaci půdní reakce, BS, MgO a P_2O_5 . Statisticky významnými se staly závislosti obsahů C_{org} , N_{tot} , Al_2O_3 a navzdory poklesu zůstala statisticky významná závislost MgO (tab. 6). Zvětšující se závislosti klesajících

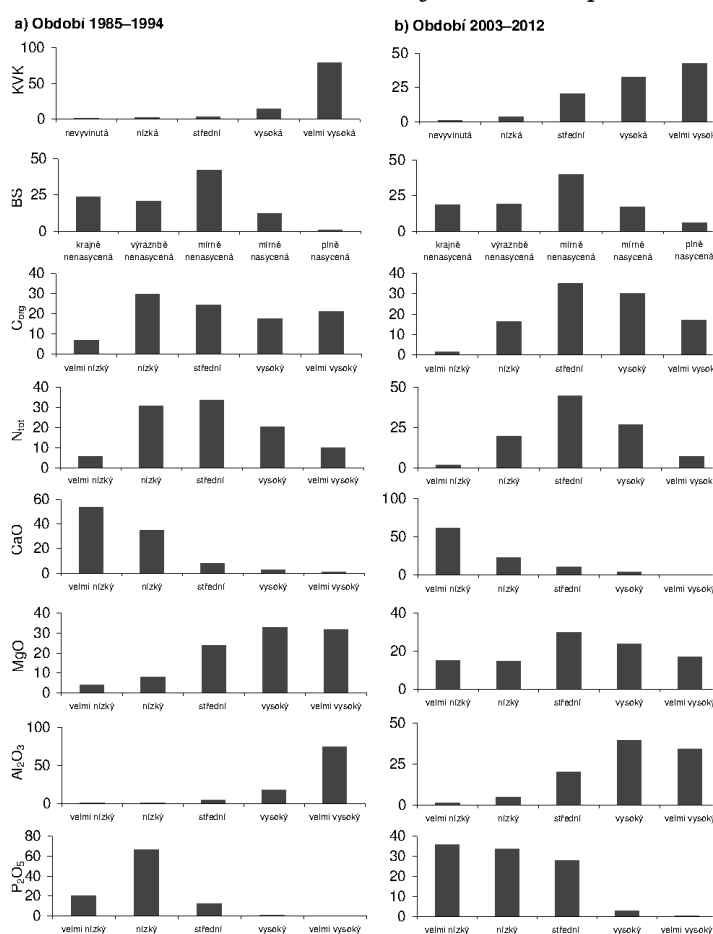


Obr. 16. Rozčlenění chemických vlastností svrchních horizontů lesních půd na území České republiky.

hodnot KVK a obsahu Al_2O_3 nebo MgO byly nepřímo úměrné CPKD. Vliv klesající kyselé depozice na rostoucí hodnoty obsahu CaO byl rovněž nepřímo úměrný v důsledku mírného zvýšení významnosti depozice dusíku. Rostoucí obsahy C_{org} a N_{tot} se během environmentální změny staly statisticky významně přímo závislé na CPKD vlivem citlivosti na depozici síry.

4.2 Shluková analýza

Změny pedodiverzity a dendrodiverzity byly soustředěny do částečně podobných shluků (obr. 18). Změna pedodiverzity byla nejčastěji způsobena proměnlivostí KVK. Změna dendrodiverzity byla nejčastěji způsobena proměnlivostí zastoupení smrku ztepilého. KVK utvořila shluky bioregionů s různým zastoupením klesajících nebo rostoucích hodnot. Proměnlivost KVK kolísala od shluku výhradního poklesu hodnot po pokles postihující < 80 % lesních půd bioregionů. Shluk výhradního poklesu KVK byl zároveň charakteristický poklesem obsahu Al_2O_3 ve svrchních půdních horizontech. Shluky klesající KVK v 90–99 % bioregionů zahrnovaly lesní půdy, kde rovněž došlo k poklesu P_2O_5 ve více než 50 % biogeografických jednotek, nebo naopak v méně než 50 % jednotek. Současně s převládajícím poklesem kationtové výměnné kapacity nastaly i poklesy obsahů Al_2O_3 a MgO . Výskyt poklesu KVK mezi 80–90 % bioregionů byl provázen vzrůstem obsahu MgO u méně než 80 % podobných jednotek, ale zvýšením obsahu fosforu u více než 90 % jednotek. Naproti tomu výskyt poklesu KVK mezi méně



Obr. 17. Zastoupení intervalů hodnot korelujících vlastností svrchních horizontů lesních půd (%) během období dominantní průmyslové zátěže (a) a environmentální změny (b).

než 80 % bioregionů byl provázen zvýšením obsahu celkového hliníku v humusu. Shluk výhradního poklesu KVK pokrývá jen 1,9 % lesů, 90–99% pokles pokrývá 50,4 % lesů, 80–90% pokles pokrývá 27,3 % lesů a pokles v < 80 % podobných bioregionů pokrývá 20,3 %.

Proměnlivost zastoupení smrku byla rozčleněna mezi shluky poklesu nebo zvýšení. Jednoznačné zvýšení zastoupení smrku se vyskytlo v 10,9 % lesů. Pokles zastoupení smrku postihující < 50 % podobných bioregionů byl soustředěn v pouhých 8,9 % lesů, zatímco pokles zasahující 50–70 % podobných bioregionů postihl 33,7 % lesů, pokles v 70–95 % podobných bioregionů postihl 14,7 % lesů a pokles ve více než 95 % podobných bioregionů postihl takřka 31,8 % lesů. Nevýrazný úbytek smrku v < 50 % podobných bioregionů je charakte-

Tabulka 6. Lineární regrese vlivů složek celkové potenciální kyselá depozice (CPKD) na vlastnosti svrchních horizontů lesních půd během srovnávaných období dominantní průmyslové zátěže a environmentální změny (R^2 při $P < 0,05$ tučně).

Období	Zátěž	Geochora	pH	KVK	BS	C _{org}	N _{tot}	Al ₂ O ₃	CaO	MgO	P ₂ O ₅
1985–1994	N	-0.04	0.04	0.10	0.04	0.00	0.06	-0.13	0.06	-0.19	-0.19
	S	-0.06	-0.17	-0.03	-0.23	0.16	0.15	-0.16	-0.14	-0.38	-0.10
	CPKD	-0.05	-0.10	0.02	-0.14	0.11	0.13	-0.17	-0.07	-0.34	-0.14
2003–2012	N	-0.14	-0.04	-0.11	-0.09	0.11	0.08	-0.26	-0.09	-0.19	-0.21
	S	-0.21	-0.08	-0.10	-0.10	0.23	0.25	-0.27	-0.10	-0.20	-0.10
	CPKD	-0.21	-0.08	-0.10	-0.10	0.23	0.25	-0.27	-0.10	-0.20	-0.10

Tabulka 7. Překryvy poklesu zastoupení smrku ztepilého a četností poklesu humusové kationtové výměnné kapacity nebo obsahu fosforu (%).

Pedochemie	Pokles výskytu smrku				Zvýšení	Celkem
	> 95 %	70-95 %	50-70%	< 50 %		
výhradní	37.34	-	62.66	-	-	1.87
> 90 % (P > 50 %)	40.85	-	50.00	9.16	-	14.46
> 90 % (P < 50 %)	30.45	17.09	21.26	17.17	14.03	35.97
80-90 %	21.54	10.48	41.12	12.55	14.32	27.33
< 80 %	40.84	27.73	31.42	-	-	20.37
Celkem	31.76	14.66	33.69	8.96	10.93	100.00

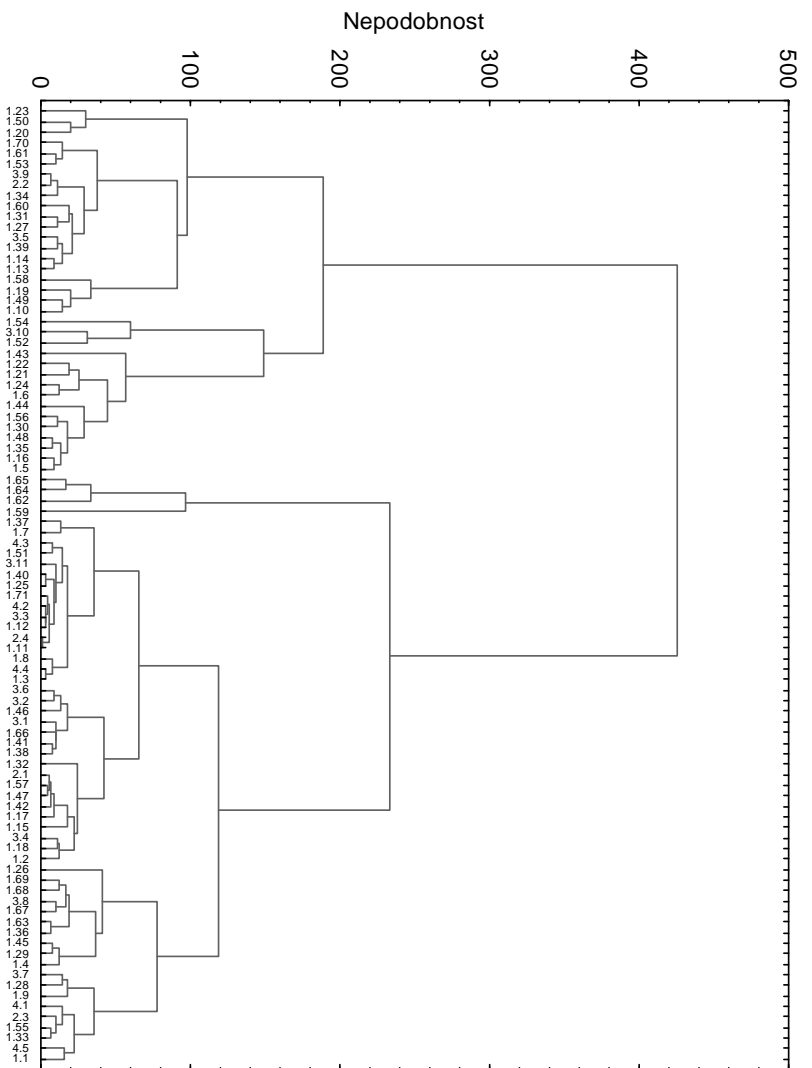
ristický zvyšováním podílu melioračních dřevin, zatímco zvyšující se zastoupení smrku bylo současně provázeno i zvýšením výskytu buku lesního, ale snížením zastoupení ostatních melioračních druhů. Shluk středně významného rozsahu poklesu zastoupení smrku postihující 70–95 % zahrnutých bioregionů je charakteristický úbytkem borovice lesní a zvýšením zastoupení

Tabulka 8. Separabilita lesních dřevin pomocí půdních vlastností ve svrchních nebo diagnostických horizontech během období dominantní průmyslové zátěže (1985–1994) a environmentální změny (2003–2012) (%).

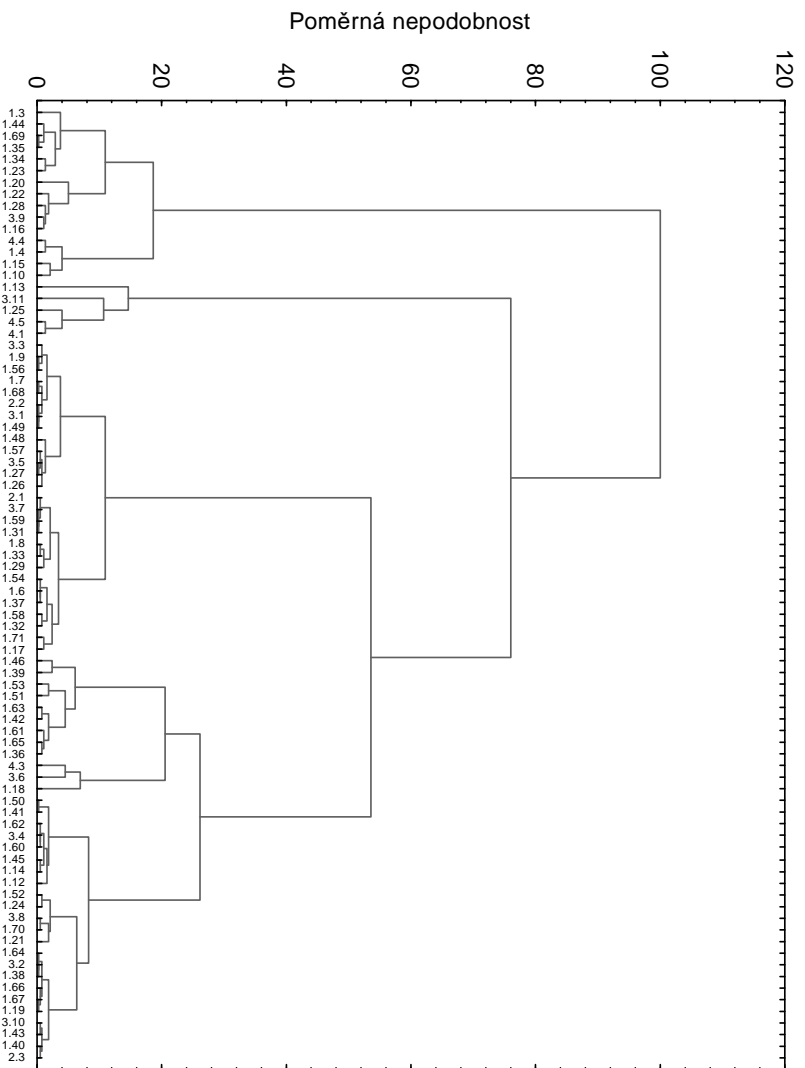
Perioda	1985–1994		2003–2012	
	Dřevina	svrchní diagnostický	svrchní diagnostický	diagnostický
SM	92.78	88.53	96.17	93.54
BO	40.20	32.29	0.35	1.71
BL+KOS	0.00	100.00	6.67	38.10
JD	0.00	-	0.00	0.00
MD	0.00	0.00	6.33	2.13
BK	2.11	10.46	0.93	0.00
DB	32.55	15.07	34.61	17.69
BR	0.00	0.00	0.00	0.00
JS	29.41	0.00	23.02	24.11
JV	0.00	0.00	10.53	3.85
HB	55.56	20.00	0.00	0.00
LP	16.67	0.00	0.00	0.00
OL	0.00	50.00	9.28	6.10
TP	-	-	0.00	7.69
VR	-	-	62.96	58.33
Celkem	66.66	58.65	62.27	56.47

dubu. Převažující pokles výskytu smrku zahrnující > 95 % podobných bioregionů nebyl významně podmíněn poklesem KVK. Pokles KVK ovlivnil jen 30,5–40,9 % nejproměnlivějších lesů. Klesající humusová KVK a obsah P₂O₅ významně ovlivnily pouze mírný úbytek smrku postihující 50–70 % podobných bioregionů. Dominantní pokles KVK při nevýznamném poklesu obsahu P₂O₅ stejně jako 80–90% pokles zdánlivě rovnoměrně zasahují do všech shluků proměnlivosti výskytu smrku. Naproti tomu méně významný pokles humusové KVK ovlivňující < 80 % podobných lesních půd zasahuje jen do shluků s úbytkem smrku na rozloze > 50 % z postižených lesů (tab. 7).

a) Lesní dřeviny

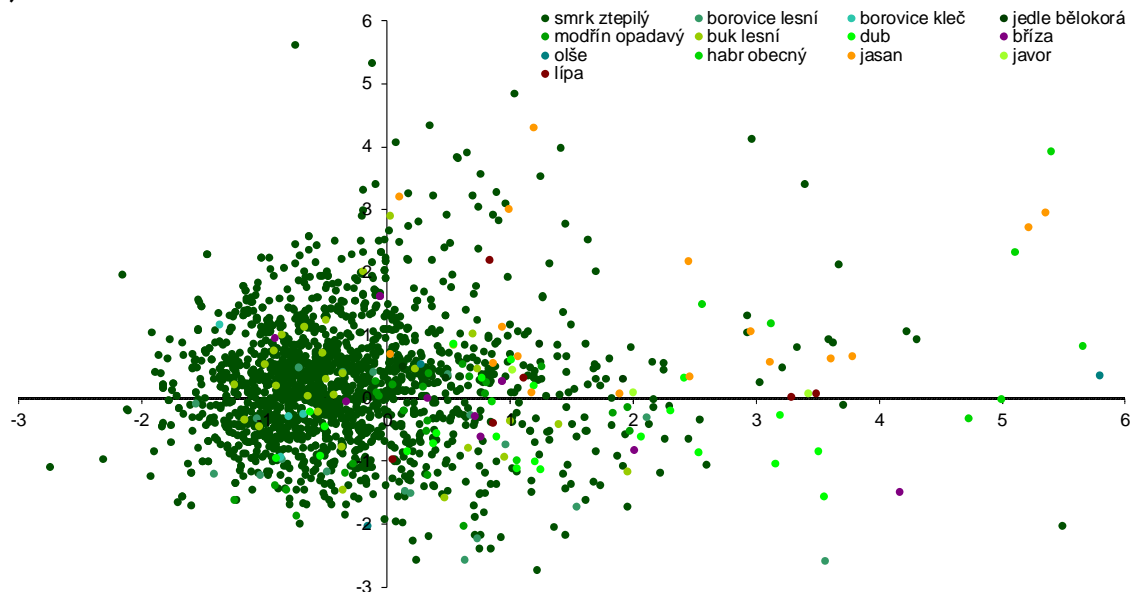


b) Svrchní půdní horizonty

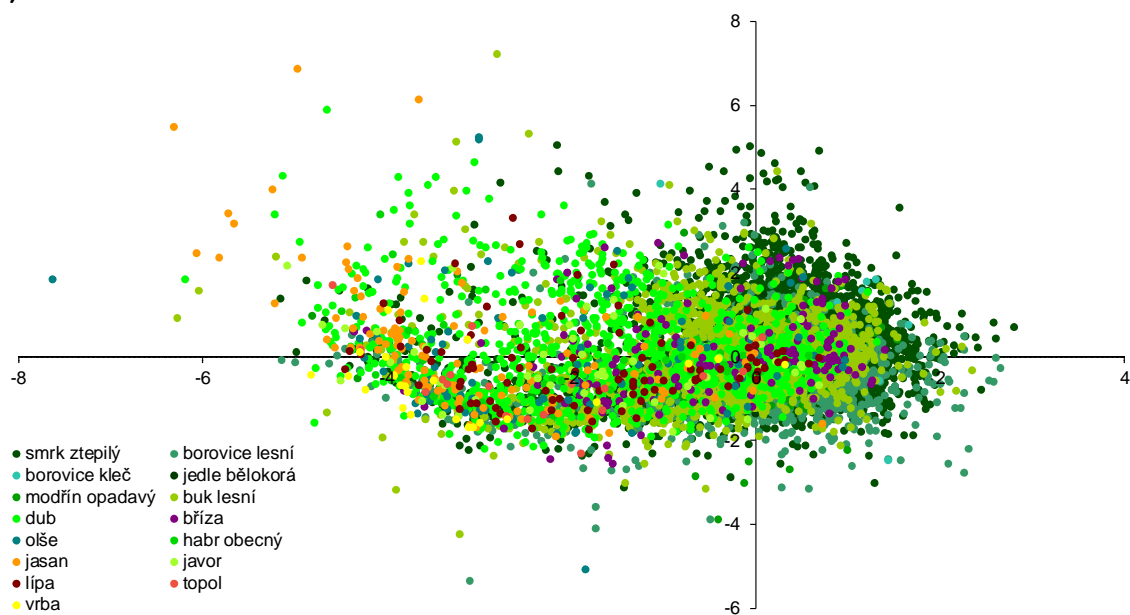


Obt. 18 Shluková analýza proměnlivosti zastoupení lesních dřevin (a) a chemických vlastností svrchních horizontů lesních půd (b) v biogeografických regionech mezi srovnávanými obdobími dominantní průmyslové zátěže a environmentální změny.

a) Období 1985–1994



b) Období 2003–2012



Obr. 19. Diskriminační analýza chemických vlastností lesních půd ve vzorkovaných porostech jednotlivých druhů dřevin během období dominantní průmyslové zátěže (a) a environmentální změny (b).

Spojitosť mezi výskytem dřeviny a půdními vlastnostmi byla ovlivněna environmentální změnou. Dřeviny ovlivňují výrazněji chemické vlastnosti svrchních půdních horizontů než diagnostických. Rozlišitelnost vlivu jednotlivých druhů dřevin na půdní vlastnosti během environmentální změny průměrně klesla z 66,7 % na 62,3 %. Smrk ztepilý si udržuje nejspolehlivější rozlišitelnost půdních vlastností > 90 %. Během environmentální změny nejvýrazněji klesl vliv borovice lesní a habru obecného z 40 %, resp. 55 % až na < 0,4 %. Zatímco průměrný vliv jehličnanů stejně jako melioračních listnatých druhů mírně klesl z přibližně 33,3 % na 21,9 %, resp. z 16,9 % na 13,2 %.

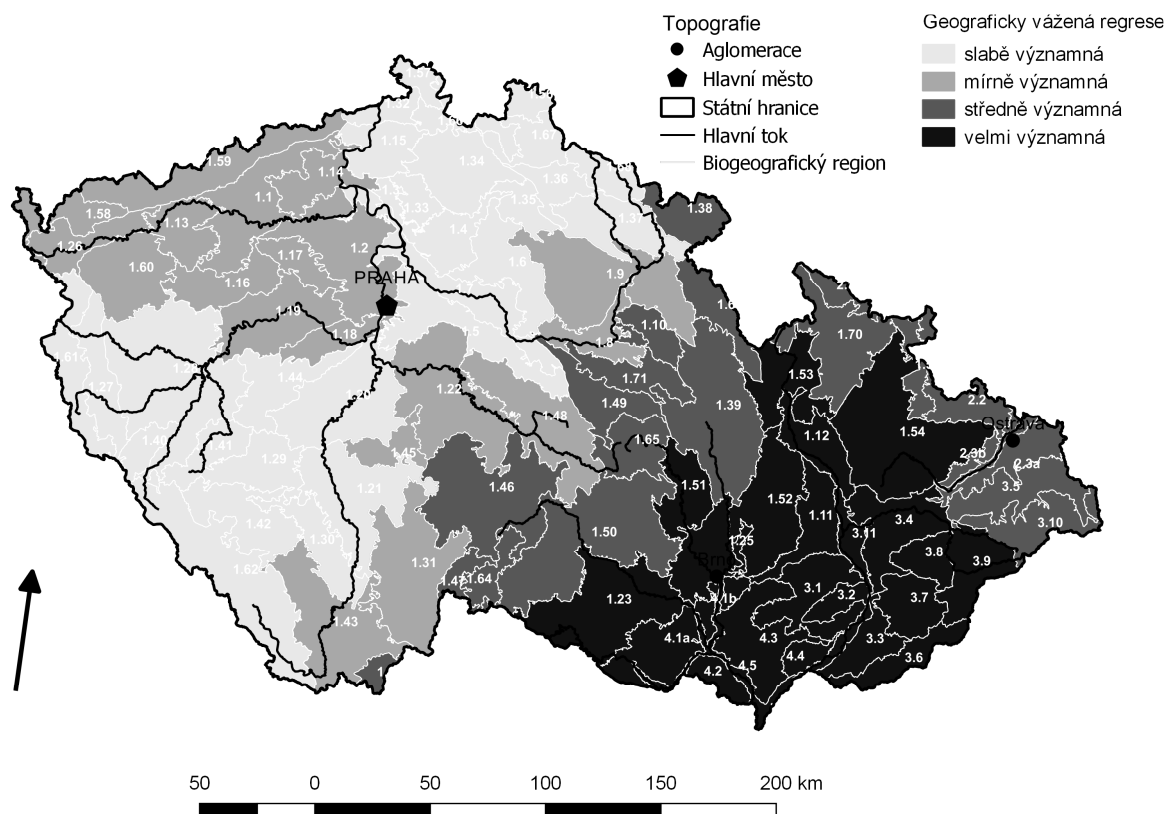
vliv porostvorných listnáčů buku a dubů se mírně zvýšil. Během období dominantní průmyslové zátěže dosahovala rozlišitelnost vlivu dubu 32,6 %, jasanů 29,4 %, habru obecného 55,6 % a lípy 16,7 %. Během období regionální environmentální změny se rozlišitelnost vlivu dubů na půdu mírně zvýšila až na 34,6 %. Rozlišitelnost vlivu javorů na půdu dosáhla více než 10,5 % a zvýšil se vliv olše na svrchní půdní horizonty. Vrby dosáhly nejspolehlivější separability mezi listnáči téměř 63 % (tab. 8; obr. 19). Současně rozdíl mezi separabilitou svrchních a podložních půdních horizontů naznačují, do jaké míry jsou vlivy dřevin na půdu podmiňovány jedinečnými vlastnostmi půdotvorných substrátů. Vliv jehličnanů je nevýrazný a podmíněný podložím, naopak duby, habr a javory významně ovlivnily svrchní půdní horizonty (přílohy 2–3). Vlivy olší a vrb na svrchní půdní horizonty jsou sice nevýrazné, ale pokles kyselé depozice je zvyšuje.

4.3 Geograficky vážená regrese

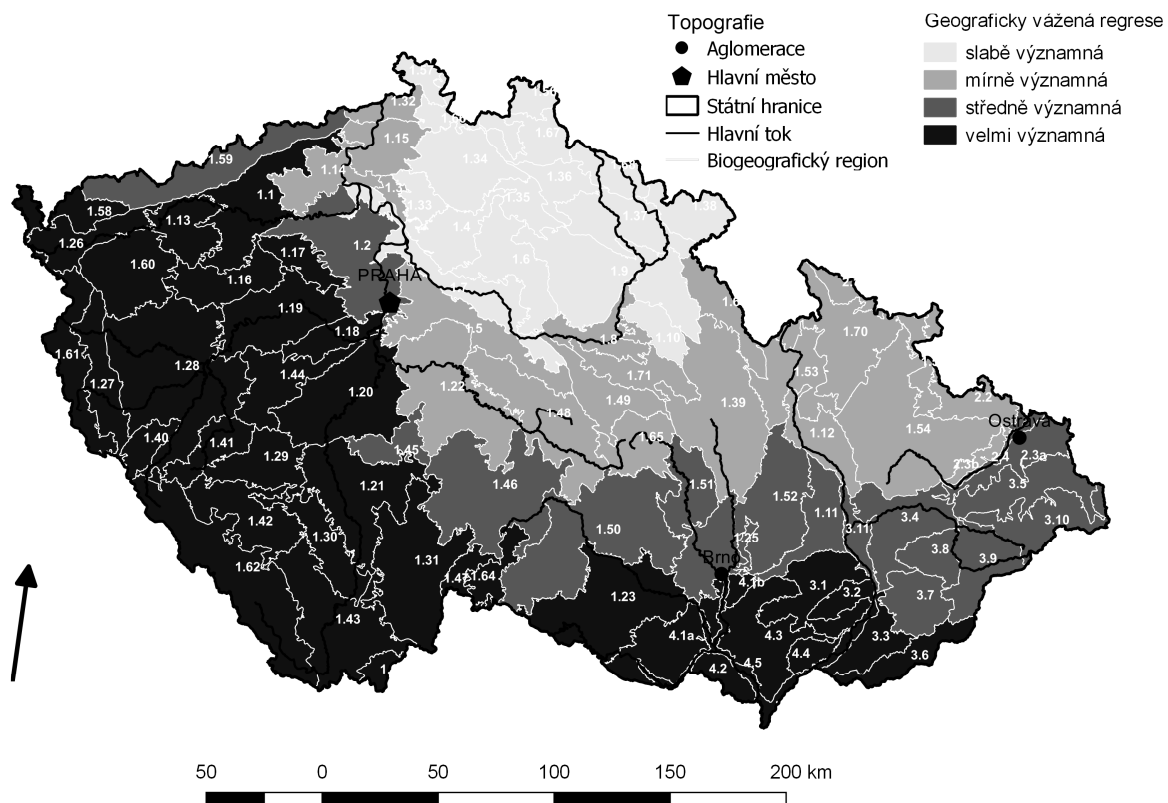
Pokles kyselé depozice způsobil změny prostorových závislostí půdních vlastností s lesním prostředím. Závislost diverzity svrchních půdních horizontů na kyselé depozici se stala nevýznamnou. Naproti tomu posílily závislosti mezi diverzitou svrchních půdních horizontů a zastoupením geochor, půdních asociací a dřevin. I když vlivy lesního prostředí na půdní vlastnosti byly neustále významné, jejich prostorové rozčlenění se během environmentální změny souvztažně zvětšilo. Nejvíce se zvýraznil prostorový vztah mezi geochorami a diverzitou vlastností svrchních půdních horizontů. Diverzita vlastností lesních půd je nejvíce ovlivňována v sestupné významnosti geochorami (obr. 20), druhovou skladbou lesů (obr. 21) a poměrně méně půdními asociacemi. Závislosti půdních vlastností s geochorami nebo půdními asociacemi nejsou zatíženy nehomogenitami dat. Vztah diverzity půdních vlastností se zastoupením dřevin je ovlivněn autokorelací klesající úměrně s poklesem kyselé depozice (tab. 9). Geograficky vážené parametry půdních vlastností byly ve vztazích s diverzitou geochor nebo dřevin v jednotlivých bioregionech buď stejně úměrné, nebo rozdílně úměrné. Jedině obsah MgO byl ve vztahu ke geochorám i dřevinám stejně úměrný. V Ralském bioregionu je MgO záporně úměrný oběma složkám lesního prostředí, zatímco v ostatních částech ČR je kladně úměrný. Parametry ostatních půdních vlastností jsou ve vztazích s geodiverzitou a dendrodivezitou rozdílně úměrné. Úměry jsou opačné ve většině bioregionů (přílohy 4–5).

Tabulka 9. Regresní diagnostika pomocí Akaikeho informačního kritéria (AIC), Scottova testu multikolinearity (SC), Cook-Weisbergova testu heteroskedasticity (C-W), Waldova testu autokorelace (Wa) a Jarque-Berraova testu normality reziduí (J-B) a srovnání geograficky vážené regrese (GVR) s lineární regresí (LR) (statisticky významné hodnoty testových kritérií a R² **tučně**)

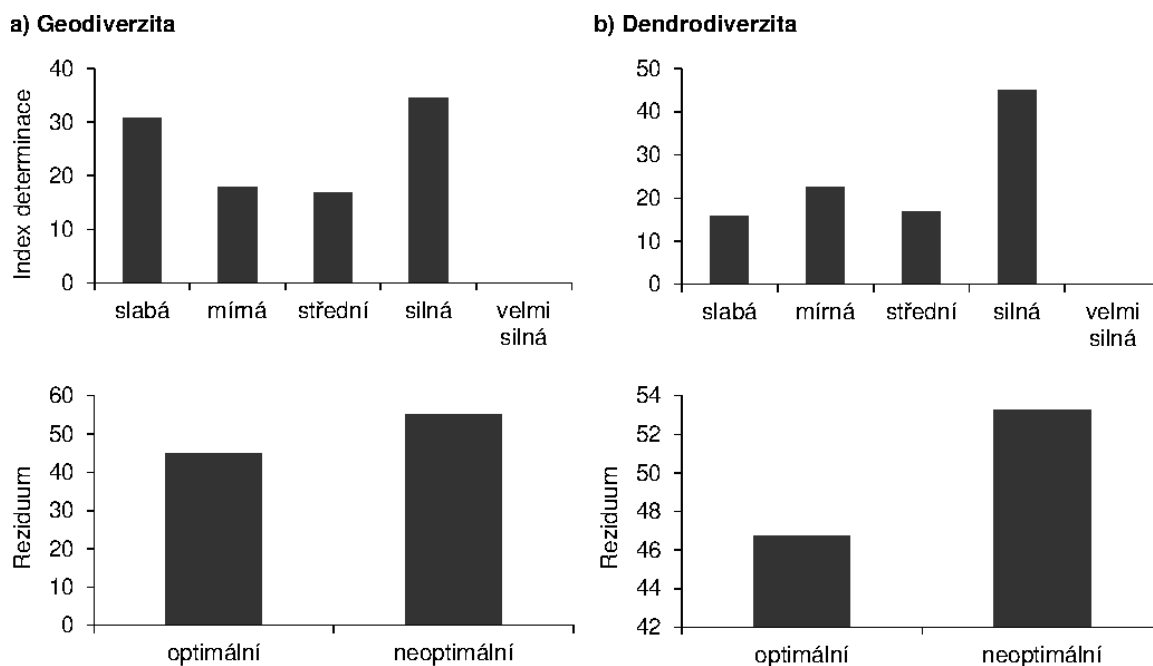
Diverzita	Období	SC	C-W	Wa	J-B	LR	GVR	Adaptace	AIC
Kyselá depozice	1985–1994	-0.68	2.43	19.35	1.78	0.25	0.76±0.05	0.08	1578.45
	2003–2012	-0.74	4.21	1.45	1.12	0.12	0.42±0.10	0.15	1465.69
Geochory	1985–1994	-0.34	0.98	2.85	5.82	0.37	0.46±0.06	0.47	227.39
	2003–2012	0.01	0.43	2.47	2.28	0.41	0.75±0.15	0.13	163.16
Asociace lesních půd	1985–1994	-0.51	1.03	0.74	0.48	0.27	0.60±0.05	0.16	149.97
	2003–2012	0.21	0.28	1.42	2.38	0.20	0.63±0.11	0.15	140.72
Lesní dřeviny	1985–1994	-0.52	1.07	6.92	3.22	0.51	0.53±0.01	0.96	131.01
	2003–2012	0.08	1.48	6.03	0.46	0.49	0.65±0.03	0.28	108.52



Obr. 20. Geograficky vážená regrese mezi diverzitami geochor a půdních vlastností v biogeografických regionech na území ČR v období environmentální změny (2003–2012).



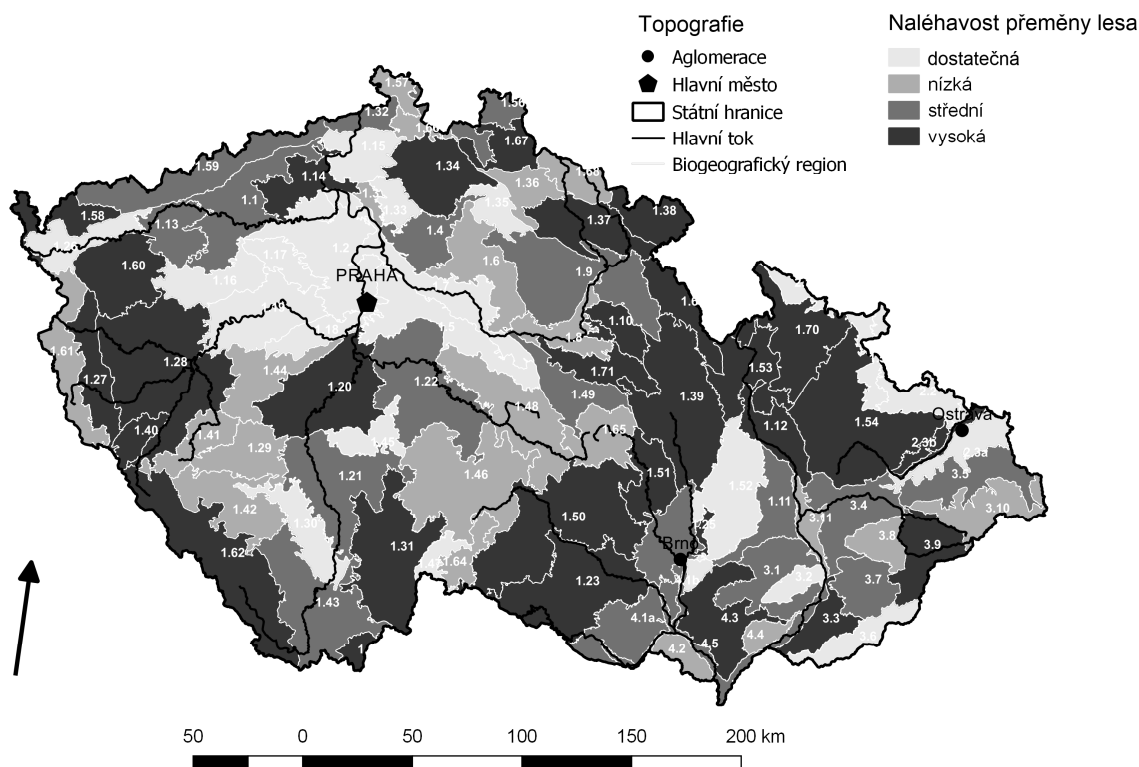
Obr. 21. Geograficky vážená regrese mezi diverzitami lesních dřevin a půdních vlastností v biogeografických regionech na území ČR v období environmentální změny (2003–2012).



Obr. 22. Srovnání intervalů těsnosti prostorové závislosti a reziduí mezi geograficky váženými regresemi diverzity geochor (a) a lesních dřevin (b) s půdními vlastnostmi.

Prostorové závislosti diverzity svrchních půdních horizontů a geochor nebo druhové skladby lesů se po poklesu kyselé depozice zvýraznily více než s půdními asociacemi. Zatímco diverzita geochor je stálá, diverzita lesních dřevin závisí jak na environmentální změně, tak na obhospodařování. Závislosti geochor z tohoto pohledu dokládají usměrnění environmentálních vlivů do přirozených jednotek krajiny. Zatímco prostorový vliv CPKD na půdní vlastnosti se zmenšil, globální vztah geochor a kyselá depozice se v období 2003–2012 stal významným. I přes nevýznamné prostorové rozdíly kyselá depozice mírně ovlivňuje půdu s nízkou geodiverzitou. Závislosti geodiverzity a dendrodiverzity s pedodiverzitou jsou rozděleny do částečně podobných intervalů. Vliv geo- a dendrodiverzity je podobný nepřítomnosti velmi silné významnosti a zastoupením mírné až silné významnosti. Vliv geodiverzity se odlišuje přibližně dvojnásobným zastoupením slabé významnosti. Závislost geodiverzity se během období environmentální zátěže pohybovala v intervalu R^2 0,29–0,49, zatímco v období environmentální změny posílila do rozpětí R^2 0,35–0,80. Závislost diverzity půdních asociací se během období environmentální zátěže pohybovala v intervalu R^2 0,42–0,62, zatímco v období environmentální změny se rozšířila do rozpětí R^2 0,23–0,69. Přičemž závislost diverzity lesních dřevin se zvětšila v nejužším intervalu z R^2 0,50–0,54 do 0,56–0,67. Vyšší zastoupení silné významnosti dendrodiverzity (44,9 %) oproti významnosti geodiverzity (34,6 %) podmínilo vyrovnanější poměr mezi optimálními a neoptimálními rezidui. Optimální rezidua dendrodiverzity pokrývají 46,7 % lesních půd, zatímco optimální vztah půdních vlastností s geodiverzitou se vyskytuje v 44,9 % lesů (obr. 22). Neoptimální vztahy půd s prostředím převažují v důsledku zbytkových vlivů kyselá depozice a nevhodné dřevinné skladby.

Mírné nesoulady ve výskytech optimálních a neoptimálních reziduí mezi geograficky váženými modely vztahů geodiverzity a dendrodiverzity s půdou zapříčinily výskyt všech potenciálních typů naléhavosti přeměny dřevinné skladby lesů. Převaha



Obr. 23. Naléhavost přeměny dřevinné skladby lesů v biogeografických regionech z překryvů reziduí diverzit geochor a lesních dřevin.

neoptimálních reziduí podmínila převahu různě naléhavých potřeb přeměny lesů. Shluky podobností změn lesních geobiocenóz nesouvisejí s mírou naléhavosti přeměn druhové skladby. Většina shluků je přítomna v celém rozsahu naléhavostí (příloha 6). Dostatečná diverzita lesních dřevin v souladu s pedodiverzitou se vyskytuje jen ve 12,9 % lesů. Až 87,1 % lesů se vyznačuje neoptimálními vztahy mezi diverzitami lesních dřevin a vlastností svrchních půdních horizontů. Střední až vysoká naléhavost přeměny lesa se vyskytuje u 65,9 % lesních půd. Dostatečná dendrodiverzita je soustředěna ve středních Čechách a v Polonské podprovincii. Izolovaně se vyskytuje v Chebsko-sokolovském, Českobudějovickém, Votickém, Novobystřickém, Drahanském a Chříbském bioregionu. Nízká naléhavost přeměny lesa se souvisle vyskytuje v Českém lese, Brdech, Blatenské pahorkatině, východní části Česko-moravské vrchoviny, Východolabské tabuli a roztroušeně v karpatských bioregionech Mikulovském, Hodonínském, Kojetínském, Hostýnském a Beskydském. Střední naléhavost přeměny lesa je nejvíce soustředěna v severních Čechách a v karpatské předhlubni, zatímco vysoká naléhavost se souvisle vyskytuje v oblastech od západního Předhoří Česko-moravské vrchoviny po Východní Sudety a Podkrkonoší a od Šumavy po Plzeňskou pahorkatinu a Slavkovský les (obr. 23).

Nízká dendrodiverzita nesouvisí s nízkou pedodiverzitou, ale diverzita geochor zahrnuje necelých 12,6 % rozptylu zastoupení lesních dřevin při $P < 0,001$. Závislost půdních vlastností s dřevinami je významná od dendrodiverzity $> 1,66$. Dostatečná dendrodiverzita je v rozmezí $2,79 \pm 0,46$ při průměrně nižší geodiverzitě $2,06 \pm 0,72$. Homogenizovaná dendrodiverzita je indikována hodnotami $< 2,79$, zatímco hodnoty dendrodiverzity $\geq 2,79$ indikují diferencovaný vliv na půdní vlastnosti. Nízká

dendrodiverzita částečně souvisí s průměrně vyšší geodiverzitou $2,67 \pm 0,80$ s celkovým intervalem 0,00–4,17 totožným s celkovou pestrostí zastoupení geochor v bioregionech. Vyšší dendrodiverzita souvisí s průměrně nižší geodiverzitou $2,10 \pm 1,09$ v užším intervalu 0,01–3,50. Bioregiony s dostatečnou dendrodiverzitou se vyznačují průměrným zastoupením smrku ztepilého < 33 %, zatímco zastoupení buku lesního nebo dubů dosahuje > 10 %, zastoupení jasanů > 2,47 %, javorů > 1,73 %, habru obecného > 2,1 % a lípy nebo olší > 1,9 % (tab. 10). Návrhy optimalizace dřevinné skladby lesů založené na prostorově vážených modelech půdních vlastností naznačují, že korelující vlastnosti svrchních půdních horizontů indikují vztah s dřevinami regionálně odlišnými úměrami. Úměry se liší nejen mezi jednotlivými vlastnostmi, ale rovněž mezi bioregiony a průměrně i mezi podprovinciemi. Pouze bazická saturace mimo Hercynskou podprovincii a naopak obsahu Al_2O_3 nebo CaO v Hercynské podprovincii vykazují průměrné stejné úměry závislosti s geodiverzitou i dendrodiverzitou (příloha 7).

Tabulka 10. Charakteristické intervaly ekosystémové diverzity a zastoupení lesních dřevin v rozsazích jednotlivých typů naléhavosti přeměny dřevinné skladby lesů.

Úroveň	Ekodiverzita	Naléhavost přeměny lesa			
		Dostatečná	Nízká	Střední	Vysoká
Systémová	Geodiverzita	2.06±0.72	2.25±0.85	2.92±0.83	2.89±0.86
	Pedodiverzita	1.93±0.74	1.87±0.61	2.23±0.75	2.11±0.57
	Dendrodiverzita	2.79±0.46	1.84±0.42	2.69±0.41	2.11±0.60
	R ²	0.63±0.14	0.58±0.15	0.60±0.16	0.63±0.14
	Zastoupení	12.91	21.24	20.58	45.28
Dřevina	SM	32.19	65.14	42.37	57.15
	BO	19.91	11.52	16.98	18.27
	BL+KOS	0.00	0.42	0.41	0.22
	JD	0.64	0.99	0.77	1.27
	MD	6.26	2.95	5.01	3.43
	BK	12.09	7.50	7.52	7.04
	DB	13.96	4.55	11.81	4.71
	BR	3.05	2.05	4.44	2.43
	JS	2.47	1.03	2.47	0.88
	JV	1.74	0.86	1.73	1.31
	HB	2.87	0.42	2.09	0.90
	LP	2.17	0.59	1.83	0.87
	OL	1.98	1.75	1.82	1.38
	TP	0.53	0.17	0.56	0.09
	VR	0.15	0.05	0.19	0.06

I přes posilování významnosti vztahů mezi dřevinami a půdou je vliv dřevin na půdu částečně snižován predispozicemi způsobujícími chřadnutí lesa. Složky ekodiverzity jsou jednotlivými typy predispozic ovlivněny velmi podobně. Pouze stejnoměrně tlumené přirozené půdní okyselení, zintenzivněné vyrovnané okyselení povrchově úživných půd nebo predispozice chronického poškození a rovnovážného stavu lesů ekodiverzitu neovlivňují (tab. 11). Nicméně lineární závislost jen ojediněle koresponduje s testováním ekologických predispozic. Stejně tlumené zintenzivněné, ale také přirozené svrchní okyselení vnitropůdně úživných stanovišť, zintenzivněné svrchní okyselení vyrovnané úživných stanovišť (ZS-VÚS) a zintenzivněné

vyrovnané okyselení vnitropůdně úživných stanovišť (ZV-VPÚS) koreluje s diverzitou geochor (R^2 0,07–0,42). Zato dendrodiverzita nekoreluje s vertikálně shodným půdním okyselením, ale koreluje s okyselením ZS-VÚS, ZV-VPÚS a přirozeným vnitropůdním vyrovnaně úživných stanovišť (R^2 0,10–0,13). Lineární vliv okyselení na geochory se rozkládá na necelých 25,4 % lesních půd. Půdní kyselení postihuje dendrodiverzitu jen v 5,6 % lesů. Diverzita geochor koreluje s predispozicemi chronického ohrožení a citlivého stavu lesů významností R^2 jen 0,06–0,10 v rozsahu 10,5 % lesních půd. Dendrodiverzita koreluje s predispozicemi chronického ohrožení, ale i s citlivým a optimálním stavem lesů v širším intervalu R^2 0,04–0,23. 23 % rozptylu zahrnuje vliv chronického ohrožení, jen 4–5 % rozptylu jsou zahrnuty v podmínkách citlivého až optimálního stavu lesů. Predispozice chřadnutí lineárně ovlivňují diverzitu lesních dřevin na ploše zahrnující téměř 19 % lesů, přičemž chronické ohrožení postihuje dendrodiverzitu v 10,2 % lesů.

Tabulka 11. Omezení prostorových závislostí diverzity geochor a lesních dřevin s půdními vlastnostmi v důsledku dopadů predispozic zdravotního stavu lesů. *W* – Wilcoxonův test; *t* – Studentův *t*-test; R^2 – index determinace; AIC – Akaikeho informační kritérium; BT - biologicky tlumené; SMT- stejnoměrně tlumené; GT - geochemicky tlumené; PS - přirozené svrchní; PV - přirozené vyrovnané; PVP - přirozené vnitropůdní; ZS - zintenzivněné svrchní; ZV- zintenzivněné vyrovnané; ZVP - zintenzivněné vnitropůdní; PÚS - povrchově úživná stanoviště; VÚS - vyrovnaně úživná stanoviště; VPÚS - vnitropůdně úživná stanoviště (statisticky významné závislosti při $P < 0,05$ **tučně**).

Predispozice	Typ	Geodiverzita				Dendrodiverzita			
		<i>W</i>	<i>t</i>	R^2	AIC	<i>W</i>	<i>t</i>	R^2	AIC
Okyselení	BT přirozene	1.90	-3.66	0.03	-362	1.96	-3.62	0.01	-662
	BT zintenzivnene	7.51	10.68	0.01	-360	7.37	11.49	0.01	-662
	SMT přirozene	1.86	-1.44	0.02	-361	1.88	-1.42	0.07	-668
	SMT zintenzivnene	7.63	-7.77	0.42	-410	7.71	-7.76	0.04	-665
	GT přirozene	3.80	-2.60	0.08	-368	3.80	-2.59	0.01	-662
	GT zintenzivnene	8.05	-12.10	0.00	-360	8.03	-12.10	0.00	-661
	PS-VÚS	8.28	-10.22	0.04	-363	8.28	-10.21	0.08	-669
	PS-VPÚS	5.23	-4.97	0.18	-379	5.10	-4.97	0.06	-667
	PV-VPÚS	6.68	-6.98	0.01	-360	6.55	-6.97	0.03	-664
	PVP-VÚS	7.78	23.27	0.04	-363	7.71	29.24	0.10	-670
	ZS-VÚS	1.76	-2.01	0.13	-372	1.76	-1.99	0.11	-672
	ZV-PÚS	6.51	0.22	0.01	-360	6.64	0.25	0.00	-661
	ZV-VPÚS	1.29	-3.54	0.07	-366	1.07	-3.53	0.13	-674
	ZVP-PÚS	8.41	32.27	0.00	-359	8.41	54.60	0.00	-661
ZVP-VÚS	7.98	20.34	0.00	-360	8.05	24.61	0.00	-661	
Chřadnutí	Chronické poškození	4.91	-1.50	0.01	-350	5.09	-1.48	0.02	-640
	Akutní poškození	2.70	-4.38	0.02	-351	2.66	-4.36	0.00	-639
	Chronické ohrožení	1.81	-3.17	0.10	-359	1.81	-3.16	0.23	-662
	Akutní ohrožení	8.27	-24.93	0.01	-350	8.27	-24.92	0.01	-639
	Citlivý stav	6.60	8.80	0.06	-355	6.82	9.40	0.04	-643
	Rovnovážený stav	3.57	-1.52	0.00	-349	3.69	-1.48	0.01	-639
	Optimální stav	6.05	-6.16	0.06	-355	6.01	-6.15	0.05	-643

5 DISKUSE

5.1 Obecná diskuse

Environmentální změna přímo ovlivňuje velikost prostorových rozdílů ekodiverzity lesů. Pestrost půdního prostředí souvisí s pestrostí zastoupení dřevin mezi jednotlivými biogeografickými regiony až protichůdně. Zobecnění vlivů dřevin na půdu jako vztahů mezi složkami ekodiverzity bylo zapříčiněno aproximací funkcí několika vzájemně korelujících půdních vlastností jako nezávisle proměnných s funkcí jedné závisle proměnné diverzity. Při tomto zadání byly půdní vlastnosti hodnoceny jako indikátory ekodiverzity, ale nikoli jako receptor ovlivněný prostředím nebo dřevinami (Andreson 2003). Vztah mezi lesní půdou a dřevinami závisí na vývoji environmentální zátěže. Pokles kyselé depozice zvýšil prostorovou závislost rozsahu půdních vlastností a pestrosti dřevinné skladby. Při poklesu depozice nejvíce vzrostla závislost mezi vlastnostmi lesních půd a geodiverzitou a závislost s dřevinnou skladbou vzrostla více než s půdními asociacemi. Geodiverzita zahrnuje nejdůležitější předěly mezi různou proměnlivostí půdních vlastností a přirozenou dominancí dřevin (Samec et al. 2018). Odvození geodiverzity ze zastoupení geochor rozdělilo výskyt naléhavosti přeměn lesů mezi různé členité reliéfy s různou lesnatostí. Současně odhalilo, že geochory ovlivňují vlastnosti svrchních půdních horizontů více než dřeviny a pestrost zastoupení dřevin v lesích není v souladu s členitostí krajiny. Přesto prostorově vážená indikace ekodiverzity lesů pomocí půdních vlastností modifikovala hodnocení biologické meliorace lesních půd stejně jako způsoby optimalizace dřevinné skladby lesů.

Přínosem prostorově váženého modelování je rozšíření maloplošných případových studií o parametrizaci protichůdných úměr jednotlivých složek ekodiverzity mezi biogeografickými regiony. Geografické rozdíly ekodiverzity lesů předznamenávají, že prostorově vážené modelování nekoresponduje s výsledky maloplošných případových studií v homogenním prostředí. Nepřímé úměry mezi diverzitou geochor a lesů jsou v rozporu s analýzami databáze lesních hospodářských plánů. Podle Vašíčka (2010) se přeměna druhové skladby lesů projevila převahou porostů s přimíšenými melioračními nebo zpevňujícími dřevinami v souladu se stanovištními podmínkami. Přesto charakter smíšení nedostačuje k převážnému rozšíření souladu mezi velikostí geodiverzity a pestrostí zastoupení dřevin. Geodiverzita koreluje jen s 12,6 % rozptylu dendrodiverzity a optimální vztah mezi geo- a dendrodiverzitou zahrnuje jen 12,9 % lesních půd. Zatímco případové studie naznačují, že vztahy mezi lesními půdami a dřevinami jsou stejně ve stejných podmínkách různých lesních oblastí, prostorový model poukazuje, že se v různých oblastech liší bez ohledu na podobnost podmínek (cf. Cools et al. 2014; Shi et al. 2015; Zeng et al. 2016). Dostatečná dendrodiverzita je soustředěna v plochých lesních oblastech Chebské a Českobudějovické pánve, Chřibů a Bílých Karpat s dřevinnou skladbou podobnou potenciální přirozené (Tomášková 2004). Výskyt dostatečné dendrodiverzity nesouvisí s podobností současné a PPV v bioregionech s členitějším reliéfem. Obdobně vysoká naléhavost přeměny lesů souvisí s výrazně nepřirozenými lesy jen ve vrchovinách východních částí Českého masivu.

Rozpory mezi geo- a dendrodiverzitou se projevily v malých překryvech mezi shluky podobných změn ekodiverzity a typy naléhavosti přeměn lesů. Malé překryvy shluků podobně proměnlivé ekodiverzity lesů v bioregionech jsou důsledkem převládajících vlivů omezeného počtu charakteristických vlastností (Samec et al. 2016). Zatímco proměnlivost půdních vlastností byla podmíněna především rozdíly mezi hodnotami kationtové výměnné kapacity, proměnlivost dřevinné skladby byla

podmíněna změnami zastoupení smrku. Změny zastoupení smrku se dominantně projeví při ověřování spojitosti systému dřevina-půda stejně jako při indikaci vlivů dřevin na humus, protože bodové pole vzorkovaných sond zahrnuje větší zastoupení jehličnanů než SLHP. Převaha vzorkovaných smrkových porostů ovlivňuje jak indikaci okyselení svrchních půdních horizontů odvozené z redukce dimenzionality mezi pedochemickými vlastnostmi, tak prostorovou autokorelaci odvozenou pomocí prostorového modelování (Kikkilä et al. 2005).

5.2 Diskuse metodických přístupů

5.2.1 Redukce dimenzionality

Výběr korelujících vlastností lesních půd byl založen na podobnostech proměnlivosti. Proměnlivost vlastností lesních půd je způsobena nestabilitou prostředí, které se neustále vyvíjí. I když vývoj lesních půd je více méně přirozený, přesto jeho trend je odchylován zejména změnami environmentálních zátěží (Shen et al. 2014). Vývoj lesních půd je nejvíce odchylován urychlením rozkladu půdní organické hmoty vlivem globálního oteplování, změnou dostupnosti vody vlivem změny rozložení srážek a zintenzivněným okyselováním, prohlubujícím se vysoušení krajiny a pěstováním nepřirozených kultur (Paoletti et al. 2010). V důsledku environmentální změny se mezi půdními vlastnostmi rozčleňují více nebo méně proměnlivé. Na druhou stranu stálý zápoj vegetace lesních půd umožňuje postupné vyrovnávání bilance látkových přeměn a usměrnění půdního vývoje (Šebesta et al. 2011). Během ustálení dynamické rovnováhy půdního vývoje se rozčleňují charakteristické rozdíly mezi látkovou dynamikou ve svrchních a podpovrchových horizontech (Šamonil et al. 2011). Podpovrchové horizonty se vzhledem ke svrchním vyznačují nízkými obsahy přístupných živin, ale díky výrazně větší mocnosti a pomalejšímu průběhu změn hodnot vlastností jsou důležitými zásobníky biogenních prvků (Rumpel a Kögel-Knabner 2011).

Funkce lesních ekosystémů jsou nejvíce ovlivňovány vztahy mezi půdním jílem, uhlíkem a fyzikální-chemií. Interakce mezi jílovými nebo organickými koloidy tvoří aktivní část a výměnné látky tvoří pasivní část půdního sorpčního komplexu ovlivňující úživnost včetně ekosystémové produktivity, odolnosti a zdravotního stavu lesa (Nave et al. 2014). Nicméně narušené půdy nejsou schopny účinně přispět ke zlepšení zdravotního stavu lesů, i když environmentální zátěž klesá (Oulehle et al. 2012). Zdravotní stav lesů je ovlivňován souvisejícím kolísáním půdní bazické saturace, MgO a C_{org} s atmosférickými podmínkami (Smidt a Herman 2004; Vacek et al. 2007; Samec et al. 2017). Společné působení globálního oteplování a kyselá depozice způsobuje diferenciaci úživnosti různých typů lesních půd (Peterman and Bachelet 2012). Nepřirozené lesní porosty a jehličnaté lesy jsou náchylnější k antropogennímu zintenzivnění okyselování půd než přirozené listnaté porosty (Oulehle et al. 2010). Ohrožení nepřirozených nebo jehličnatých lesů recentní environmentální změnou je významnější na chudých půdách. Naopak přirozené lesy na živných půdách jsou ekologicky nejstabilnější i při zátěži (Samec et al. 2016).

Prostorové rozčlenění fluktuací vlastností lesních půd souvisí s obecnými rozdíly půdního vývoje mezi živnými a kyselými stanovišti (Lin 2006). Menší fluktuace zrnitostních frakcí, bazické saturace a obsahů Al_2O_3 , CaO and MgO souvisejí s potenciálně stabilním vývojem půd v pánvích a pahorkatinách. Větší fluktuace zrnitostních frakcí, BS a C_{org} souvisejí s nestabilním vývojem svahovin (Khome et al. 2013). V lesních půdách na území ČR obsah půdního jílu a BS pozvolna klesá, zatímco obsah C_{org} roste. Fluktuace obsahu půdního jílu, BS a C_{org} nejvýznamněji indikují

změny půdního vývoje. Lesní půdy mají střednědobě stálé obsahy Al_2O_3 , CaO a MgO , zatímco fluktuace zrnitostních frakcí a C_{org} jsou různou měrou proměnlivé. Fluktuace BS a obsahu jílu byly ve svrchních horizontech více proměnlivé než v diagnostických horizontech, ale fluktuace půdního jílu a C_{org} byly proměnlivější než BS. Obsah půdního jílu, BS a C_{org} byly více proměnlivé ve svrchních než v diagnostických horizontech (Samec et al. 2014).

Lesy na kyselých půdách jsou náchylnější vůči environmentálním zátěžím nejen díky nízkým obsahům živin, ale také díky jejich nahodilým proměnlivostem. BS a MgO jsou přímo úměrné obsahu zrnitostních frakcí, zatímco obsah C_{org} je přímo úměrný obsahu Al_2O_3 (Tuček et al. 2014; Samec et al. 2016, 2017). Vývoj BS těsněji souvisí s fluktuacemi půdního jílu než C_{org} , ale fluktuace Al_2O_3 přímo ovlivňují nejen obsah C_{org} , ale i rozdíly mezi dynamikou lesních ekosystémů na kyselých a živných stanovištích podmíněné vlivem pH na uvolňování Al^{3+} a poklesem BS (Oulehle et al. 2006). Proto nesoulady mezi vyšším obsahem C_{org} a nižší BS souvisejí s náchylností lesů vůči vnějším změnám. Zatímco nesoulady v korelacích mezi BS a C_{org} ovlivňují zdravotní stav lesů na všech stanovištích, půdní typy ovlivňují zdravotní stav lesů především prostřednictvím různě diferencovaných korelací mezi obsahem jílu a BS (cf. Vacek et al. 2007).

5.2.2 Prostorové modelování

Závislosti vlastností lesních půd zahrnují odchylky mezi globálními a lokálními modely a vliv členitosti růstových podmínek lesů na protichůdnost regresí (Ibáñez et al. 1998; Modrý et al. 2004; Tinya et al. 2019). Rozdíly mezi globálními a geograficky váženými regresemi indikují proměnlivost vztahů mezi půdními vlastnostmi v různých bioregionech. Proměnlivost vztahů půdních vlastností mezi různými bioregiony je předpověditelná pouze pomocí společných prediktorů neopakovatelných územních jednotek (Toomanian et al. 2006). Závislosti mezi půdními vlastnostmi jsou ovlivňovány členitostí půdního krytu, diverzitou podloží a chemickým složením. Členitost půdního krytu ohraničuje přirozené shluky větších nebo menších hodnot půdních vlastností. Diverzita podloží je přímo úměrná rozptylu hodnot půdních vlastností. Chemické složení půdního krytu přímo ovlivňuje půdní sorpci. Velikost rozptylu hodnot půdních vlastností je přímo úměrná těsnosti prostorových závislostí s půdní sorpcí, ale je nepřímou úměrná míře globální těsnosti závislosti prediktorů a sorpce. Korelace mezi geodiverzitou a těsností závislostí lokálně proměnlivých prediktorů a sorpce lesních půd naznačují, že sorpce lesních půd je v jednotlivých rozsazích členění půdního krytu více nebo méně závislá na specifických vlastnostech ekosystémů (Turpault et al. 1996).

Odchylky globálních a prostorových závislostí půdních vlastností souvisí se vztahem geodiverzity a lokálního uplatnění různých prediktorů půdního krytu. Lokální uplatnění prediktorů geodiverzity je nejvíce rozděleno podél hranic biogeografických podprovincií. Výšková členitost podprovincií je přímo úměrná lokálně největším hodnotám prostorové korelace sorpce lesních půd. Nicméně pedochemické vlastnosti podloží soustav ovlivňují sorpci lesních půd více než vlastnosti reliéfu. Půdní obsah Al_2O_3 je nejvýznamnějším prediktorem sorpce lesních půd. Podprovincie zahrnující převážně vrchoviny se vyznačují přímou úměrou mezi BS a Al_2O_3 . Nadmořská výška je nejvýznamnějším globálně proměnlivým prediktorem, nicméně sklon a expozice ovlivňují BS méně významně a KVK nevýznamně. Výrazné rozdíly ve významnosti jednoduchých lineárních regresí reliéfu a půdní sorpce jsou příčinou, že vícenásobné regrese chemických vlastností a sorpce jsou významnější než vícenásobné regrese s vlastnostmi reliéfu. Nížiny se vyznačují přímou úměrou mezi BS a C/N, ale členité

podprovincie se vyznačují nepřímou úměrou mezi BS a C/N. Na druhou stranu KVK je relativně více závislá pouze na bilanci mezi půdními obsahy Al_2O_3 a CaO. Vliv C/N na KVK je podobně málo významný jako vliv nadmořské výšky. Příčinou výrazně nižších prostorových korelací KVK s vlastnostmi půdního krytu než korelací BS jsou jejich rozdílné vztahy s poměry výměnných látek (Ross et al. 2008). Zatímco převaha Al_2O_3 nad CaO souvisí s výskytem nižších hodnot BS, nízké hodnoty KVK nemusejí souviset s rozdílným poměrem výměnných Al^{3+} a Ca^{2+} , ale souvisejí s jejich nízkými obsahy. Větší hodnoty KVK lesních půd zpravidla souvisejí s větším obsahem Ca^{2+} (Vranová a Samec 2005), ale tento jev se projevil jen mírně významnější závislostí KVK na CaO než na Al_2O_3 , zato se neprojevil významným rozčleněním prostorových závislostí na rozdíl od korelací BS s chemickými vlastnostmi. Prostorová distribuce BS následuje rozdíly obsahu Al_2O_3 a C/N podél rozhraní odlišného podloží, ale prostorová proměnlivost KVK je nevýznamná.

Velikost geodiverzity je přímo úměrná těsnosti prostorové závislosti sorpce lesních půd. Přitom opakovatelnost výskytu typů podloží způsobuje, že geodiverzita není vždy přímo úměrná s velikostí sledovaného území (Ibañez and Feoli 2013). Geodiverzita roste s nadmořskou výškou výrazněji než s horizontálními přechody typů podloží (Ibañez et al. 1998). Jedinečné zastoupení typů podloží a rozsah nadmořských výšek podmiňují přímou úměru mezi geodiverzitou a prostorovou závislostí půdní sorpce více v bioregionech než v podprovinciích. Zatímco korelace geodiverzity a BS v různě rozsáhlých biogeografických jednotkách je nevýznamná, korelace geodiverzity a KVK je významnější v bioregionech než v podprovinciích. Podobnosti lineárních regresí geodiverzity s mírou prostorové závislosti sorpce lesních půd a chemií podloží naznačují, že vlastnosti lesních půd jsou uspořádány do hierarchického systému (Samec et al. 2018). Prostorová závislost KVK je významně podmíněna půdním obsahem Al_2O_3 . Zato prostorová závislost KVK a BS lesních půd v bioregionech je podmíněna půdním C/N. Chemické vlastnosti umožňují optimalizovat geografické členění lesních půd do přirozeně hierarchicky uspořádaných shluků a verifikovat diverzitu růstových podmínek lesů.

5.3 Diskuse lesnických aplikací

5.3.1 Modelování biologické meliorace

Vztahy mezi lesními dřevinami a půdou jsou nestálé a nestejněměrné (Moffat 2003). Nestálost vztahů v systému dřevina-půda byla způsobena změnami environmentální zátěže, klesajícím zastoupením jehličnanů a kolísající strukturou lesních porostů. Příčiny nestálosti systému dřevina-půda buď potlačily, nebo zvýraznily vlivy podloží. Pokles environmentální zátěže umožnil rozčlenění více než 50 % rozptylu půdních vlastností podél přechodů typů lesního prostředí. Převaha pěstování jehličnanů omezila rozsah rozčlenění vlastností humusu, což bylo indikováno jak dominantní separabilitou půdních vlastností ve smrkových porostech, tak poklesem KVK u méně než 15 % lesních půd ve shlucích rostoucího zastoupení smrku. Ve více než v polovině bioregionů se zastoupení smrku snížilo až na 79 % rozlohy lesních půd, ale v těchto regionech pokles KVK zahrnul jen necelých 41 % lesů. Výrazný pokles KVK postihl > 50 % lesních půd bez významnější souvislosti s poklesem zastoupení smrku.

Homogenní struktura lesů snížila významnost indikace vztahů s půdním prostředím (Tinya et al. 2019). Přes 87 % lesů na území ČR se vyznačuje zjednodušenou strukturou. Téměř 66 % lesů se vyznačuje kritérii nesouladů s geodiverzitou pro střední až vysokou naléhavost přeměny. Nicméně zjednodušení dřevinné skladby nepostihlo

všechny součásti půdní diverzity. Nesouvisí s diverzitou půdních asociací, ale přispělo ke snížení diverzity chemických vlastností svrchních půdních horizontů. Nevýznamnost spojitosti mezi homogenními lesními porosty a půdní diverzitou předznamenává, že monocenózy významně nezvyšují diverzitu svrchních půdních horizontů (Ali 2019). Návrhy stanovištně odpovídající dřevinné skladby lesů nezefektivní systém dřevina-půda globálně, ale podpoří jeho funkce na ohrožených geochorách uvnitř zatížených bioregionů.

Případové studie funkcí systému dřevina-půda zaměřené na globální přeměnu lesů jsou rozděleny jak na charakteristiku stanovišť pro přirozenou obnovu jednotlivých druhů dřevin, tak na sledování zlepšení půdních vlastností (Ponge et al. 1998). Nestejnoměrné prostorové závislosti naznačují zvýšení efektivity systému dřevina-půda přechodem z globálních modelů do prostorově vážených. Ačkoli dřeviny řídí humusový C/N (Cools et al. 2014), obsahy minerálních makrobiogenních látek jsou přímo úměrné podloží (Cosby et al. 2001). Významnější zvýraznění členitosti půdních vlastností podél rozhraní geochor než v různě pestrých lesních porostech naznačuje, že podloží je určující pro pedodiverzitu. Na druhou stranu biodiverzita zvyšuje pedodiverzitu, protože se rozvíjí díky organismům indukujícím zpřístupňování živin z podloží (Augusto et al. 2000; Read et al. 2003; Loreau a Mazancourt 2013). Nicméně pěstování homogenních porostů brání přirozené selekci dřevin na různě úživných půdách, takže geochory sledující výraznější předěly růstových podmínek ovlivňují funkce systému dřevina-půda v kulturní krajině více než lesy s převahou jehličnanů.

Odlíšně úživné půdy rozdělují přirozenou obnovu náročných a nenáročných druhů dřevin. Okrajová stanoviště sestávají z nesouvisejících nejchudších nebo naopak nejúživnějších půd. Zatímco na nejchudších půdách se společně vyskytují specializované stenoektní a nespécializované euryvalentní dřeviny, na nejúživnějších půdách převažují náročné dřeviny. Krajiní půdní úživnost poskytuje stanoviště pro rozličná azonální společenstva odlišně specializovaných druhů (Rejšek 2002). Dub letní (*Q. robur*), d. zimní (*Q. petraea*), jasan ztepilý (*F. excelsior*), bříza bělokorá (*B. pendula*) nebo olše (*Alnus* sp.) společně upřednostňují mezofilní stanoviště zahrnující luvizemě, kambizemě, podzoly až gleje. Luvizemě jsou vyrovnaně kolonizovány břízami, jasanem a olšemi. Kambizemě jsou přednostně obsazovány břízami bělokorými (až 57 %) a duby (přes 17 %). Podzoly jsou zarůstány nejčastěji břízami bělokorými (33 %) nebo pýřitými (47 %). I když se gleje od mezofilních půd liší odlišnou dynamikou C_{org} a N_t v reduktomorfních podmínkách (Samec et al. 2014), obsahy živin jsou homologické, takže jsou obsazovány olšemi lepkavými (50 %) a břízami bělokorými (30 %). Obsahy $Ca^{2+}+Mg^{2+}$, Zn a BS rozděluje přítomnost břízy bělokoré nebo pýřité na podzolech. Půdní reakce naopak rozděluje obnovu dubu letního, břízy nebo olše na luvizemích až kambizemích (Rejšek a Samec 2004). Luvizemě až kambizemě podporují růst jilmu a javoru klen, ale růst buku nebo javoru mléče nejsou závislé na půdním typu (Modrý et al. 2004). Výskyt břízy pýřité je nejvíce soustředěn na organozemě a jejich přechody do podzolů nebo glejů s nejnižšími hodnotami pH, kde ostatní listnáče nedokáží růst (Rejšek et al. 2010). Zatímco bříza pýřitá je stenoektní druh, bříza bělokorá je v zatížených podmínkách schopná konkurovat bukům, vrbám i osikám, ale vlastnosti jejího humusu jsou na mezofilních půdách podobnější jehličnanům než listnáčům (Vranová a Samec 2005; Šindelář et al. 2007b).

5.3.2 Modelování přeměny lesů

Trvalá úspěšnost optimalizace dřevinné skladby lesů je podmíněna eliminací dopadů okyselení půd. Optimalizace dřevinné skladby je na území ČR soustředěna na přeměny

smrkových nebo borových monokultur. Rozdíl mezi přeměnami smrkových a borových monokultur spočívá v tom, že borové kultury jsou pěstovány uvnitř výškového rozpětí přirozeného výskytu, zatímco smrkové porosty byly zavedeny mimo oblasti přirozené dominance smrčín (Šindelář 1995). V důsledku pěstování lesních monokultur se homogenní dendrodiverzita vyskytuje v širokém rozsahu diverzity geochor. Nicméně překryvy typů naléhavosti optimalizace ekodiverzity mezi odlišnými geodiverzitami byly eliminovány analýzou reziduí ve vztazích dřevina-půda. Aplikace reziduí napomohla rozlišit území přirozeně vyšší ekodiverzity v nižších polohách od území menší ekodiverzity ve vyšších polohách. Průzkumové analýzy proměnlivosti i spojitosti systémů dřevina-půda dokonce naznačily omezení přeměn lesů uvnitř jednotlivých bioregionů jen na stanoviště s nevyhovujícím půdním prostředím.

Zatímco smrk se ve střední Evropě stal hospodářsky nejvýznamnější lesní dřevinou, borovice lesní je pěstována převážně na méně úživných stanovištích. Hospodářský význam smrku spočívá nejen ve schopnosti zarůstat bezlesí, ale ve výskytu ve vývojovém centru s mnoha refugii roztroušenými na produkčně příznivých stanovištích (Korpeľ 1989; Šercejl 1996; Ďurský et al. 2006). Smrková refugia jsou stabilní směsi převážně s bukem, jedlí nebo javory (Cvrčková et al. 2011), zatímco přirozené bory se trvale vyskytují jen na mimořádně nepříznivých stanovištích. Mimo mimořádně nepříznivá stanoviště borovice nevydrží kompetice náročnějších dřevin (Mikeska et al. 2008). Přesto smrkové i borové monokultury podobně trpí nízkou mechanickou odolností, gradacemi škůdců a okyselováním půd (Vrška 2006). Přeměna borových monokultur se vzhledem k nízké kompetici jeví náročnější. Na nepřirozených stanovištích je borovice vyloučena z PPV, na přirozená stanoviště borů naopak listnáče pronikají obtížně. Na přechodových stanovištích se pěstování borovice jeví udržitelné ve směsi dubů, bříz, modřínu, jedle, lokálně smrku a náročnějších listnáčů (Šindelář et al. 2007b).

Přeměny smrkových monokultur jsou nezbytným opatřením před dopady sucha nebo průmyslového znečištění (Schröder et al. 2015). Díky schopnosti smrku růst ve stabilní směsi je úplné vyloučení z nepřirozených stanovišť hospodářsky problematické (cf. Kuuluvainen 2002; Samec et al. 2011; Tuovinen et al. 2013; Chisholm et al. 2013). Přeměny smrkových monokultur jsou plánovány jako kompromis udržení všech funkcí lesa. Proces přeměny je souběhem aktivní úpravy dřevinné skladby zaváděním melioračních dřevin a restrukturalizace pro stabilizaci následného porostu (Souček a Tesař 2008). Meliorační dřeviny jsou vybírány ze stanovištně odpovídajících druhů s cílem podpořit podmínky pro obnovu přirozeného společenstva (cf. Slodičák et al. 2017). Plíva (2000) rozlišil naléhavosti přeměn pomocí ekologické stability mezi současnou a stanovištně odpovídající cílovou dřevinnou skladbou. Na základě odvození ekologické stability porostu Souček a Tesař (2008) zavedli záměny naléhavosti upřednostněním ekologických, ekonomických nebo víceúčelových kritérií. Ekologická kritéria se týkají rozpadajících se monokultur na nepřirozených stanovištích, kde smrk není součástí PPV. Ekonomická kritéria se týkají stanovišť, kde smrk nedosahuje žádoucího růstu. Víceúčelová kritéria jsou uplatňována v lesích s mimořádným potenciálem mimoprodukčních funkcí. V souladu s kompromisními přístupy zachovávajícími ekonomicko-ekologicko-sociální rámce hospodářství prostorové modelování indikovalo optimální podprůměrné zastoupení smrku. Naléhavost přeměny lesa byla ale odlišně typizována pomocí poměru mezi celkovou geo- a dendrodiverzitou, který nezohledňuje zaměnitelnost kritérií.

Spojitosť KVK se shluky proměnlivosti zastoupení dřevin poukázala, že přeměna lesů je vymezená stanovišti s vyšším obsahem půdního hliníku a nízkými obsahy

půdního hořčíku a fosforu. Hořčík a fosfor jsou limitními pro biosyntézu (Vaccari 2009). Naopak hliník je pro rostliny nebezpečný, když se stane mobilním, protože v buňkách nahrazuje vazebná místa vápníku nebo hořčíku. Hliník se stává mobilním v kyselém prostředí, načež rostliny soustřeďují kořenový systém do svrchních půdních horizontů, kde je více vystaven přísuškům (Borůvka et al. 2005). Obsahy půdního hliníku a vápníku ovlivňují dendrodiverzitu odlišně mezi Hercynskou podprovincií a Západními Karpaty. Současně nižší obsah hořčíku souvisí s nízkou dendrodiverzitou na většině území ČR s výjimkou Ralského bioregionu, kde naopak nízká dendrodiverzita koresponduje s vyšším obsahem půdního MgO. Nepřímá úměra mezi MgO a pestrostí zastoupení dřevin v Ralském bioregionu souvisí s vlivy zintenzivněného svrchního okyselení vyrovnaně úživných stanovišť. ZS-VÚS podobně převládá na Šumavě, v Krušných horách, Hrubém Jeseníku a Děčínské vrchovině, kde je důsledkem imisně-ekologické kalamity a pěstování jehličnatých monokultur (Bridges et al. 2002; Buček et al. 2004; Klimo et al. 2006; Samec 2016). Okyselení lesních ekosystémů narušilo trajektorie příjmu půdního Mg rostlinami, až následoval pokles výskytu stenoektních druhů lesních dřevin (Chisholm et al. 2013).

Spojitost úbytku stenoektních druhů lesních dřevin se stanovišti poškozenými okyselením byla naznačena v nesouladech mezi poklesem průměrné separability půdních vlastností ovlivněných dřevinami a vzrůstem závislosti s oběma srovnávanými složkami ekodiverzity. Současně výrazně širší rozsah závislosti geodiverzity a půdních vlastností než s dendrodiverzitou indikoval současný výskyt nejen půd vymezených geochorami, ale i půd nezávislých na pestrosti geochor. Vzrůst separability dubů, vrb, olší, javorů, modřínu nebo borovice kleče (blatky) rostoucích podél krajních ekologických gradientů současně se zvýšením závislosti mezi půdami a geochorami potvrdil soustředění přirozených lesů na azonálních stanovištích. Azonální stanoviště dubů, vrb nebo olší pokrývají nivy s nízkou geodiverzitou a přirozeně vyšší dendrodiverzitou (Klimo et al. 2008). Překryv nižší geodiverzity a vyšší dendrodiverzity rozlišil obnovu přirozených lesů především v pahorkatinných bioregionech. Přitom nejrozsáhlejší nivy zahrnují podmínky od dostatečné dendrodiverzity v Polabí nebo Poodří po střední naléhavost přeměny ve vněkarpatských úvalech.

Mírné zvýšení separability smrku ztepilého při poklesu zastoupení koresponduje se zachováním stabilního výskytu jen v podmínkách přirozené dominance (Vacek et al. 2005; Buček et al. 2004; Lochman et al. 2008). Naopak rostoucí separabilita kleče indikovala optimální dřevinnou skladbu ve vysokohorských polohách Krkonoš s převládající mírnou naléhavostí přeměn (cf. Vacek et al. 2007). Separabilita blatky indikovala optimální skladbu na náhorní plošině Šumavy v převládající vysoké naléhavosti přeměny (Kuuluvainen 2002). Trend rostoucích závislostí mezi vlastnostmi lesních půd a diverzitou ekosystémů během environmentální změny se zdá být udržitelný jen při snížení zátěží a obnově přirozených lesů.

6 ZÁVĚR

Vztahy mezi diverzitou lesních dřevin a pedochemických vlastností svrchních půdních horizontů se během recentní environmentální změny staly těsnějšími v souvislosti s poklesem kyselé depozice. Zvýšení prostorových závislostí mezi vlastnostmi lesních půd a diverzitou ekosystémů během environmentální změny potvrzuje uplatnění stanovištní diferenciace při přeměně lesů. Geografická analýza na rozdíl od provozních systémů diferenciace lesního hospodářství poukazuje na rovnocenné zohlednění individuální a typologické biogeografie.

Pokles kyselé depozice je výchozím procesem dovolujícím rozvoj vztahů mezi lesními dřevinami a půdami. Rozvoj vztahů v systému dřevina-půda spočívá v diferenciaci mezi biogeografickými podprovinciemi a zvětšením rozdílů půdních vlastností mezi monokulturami a strukturovanými porosty. Pokles kyselé depozice zvýraznil regionální rozdíly pH, bazické saturace, obsahu uhlíku, CaO, MgO a P₂O₅ ve svrchních půdních horizontech, zatímco regionální rozdíly kationtové výměnné kapacity a obsahu Al₂O₃ se zmenšily. Po poklesu kyselé depozice se zvýšila průměrná humusová pH, BS, C_{org}, CaO a P₂O₅, ale snížila se KVK a obsahy hliníku a hořčíku. Zvětšení regionálních rozdílů nastalo v mezích geochor výrazněji než mezi porosty různé dřevinné skladby.

Predispozice způsobující chřadnutí a homogenní struktura lesů snížily těsnost vztahů dřevin s půdními vlastnostmi. Převaha pěstování jehličnanů byla provázena poklesem KVK u méně než 15 % lesních půd v oblastech rostoucího zastoupení smrku. Ve více než polovině bioregionů se zastoupení smrku snížilo až na 79 % rozlohy lesních půd, ale v těchto regionech pokles KVK zahrnul jen necelých 41 % lesů. Rozpory mezi poklesem zastoupení smrku a poklesem KVK ovlivnily pokles separability systému dřevina-půda z 66,7 % na 62,3 %. Průměrná rozlišitelnost vlivu jehličnanů nebo troficky náročných listnáčů na půdu se snížila, ale vzrostl vliv buku lesního, javorů, dubů a vrb. I když nejvíce klesl vliv borovice lesní a habru obecného, rozdíly mezi ovlivněním svrchních půdních horizontů a podloží byly největší v dubových, habrových, javorových a vrbových porostech.

Predispozice chřadnutí lineárně ovlivnily diverzitu lesních dřevin na ploše zahrnující téměř 19 % lesů, přičemž chronické ohrožení postihlo dendrodiverzitu v 10,2 % lesů. Půdní okyselení postihlo pestrost zastoupení dřevin jen v 5,6 % lesů. Z důvodů predispozic k chřadnutí přeměny dřevinné skladby podpoří funkce lesů především na ohrožených geochorách uvnitř zatížených bioregionů. Většina shluků podobnosti změn dřevinné skladby a půdních vlastností zasáhla do všech typů naléhavosti přeměny lesů.

Vyhovující skladba dřevin se vyskytla jen ve 12,9 % lesů. Až 87,1 % lesů se vyznačovalo nesoulady mezi půdními vlastnostmi a zastoupením dřevin. Střední až vysoká naléhavost přeměny se týkala 65,9 % lesů. Zahrnutí prostorového modelování do přeměny lesů předpokládá rozdělení zavádění stanovištně odpovídajících dřevin do podhorských a horských oblastí. Všechny bioregiony jsou zasaženy trendem snižování zastoupení smrku na stanoviště s přirozenou dominancí převážně v horských oblastech. Zavádění dubů, habrů a vrb se jeví nejefektivnější v podhorských oblastech, zatímco půdní prostředí v horských oblastech může být zlepšeno zaváděním javorů nebo olší do směsí porostotvorných dřevin.

7 POUŽITÁ LITERATURA

- Adolt R., Kučera M., Zapadlo J., Andrlik M., Čech Z., Coufal J. 2013. Pracovní postupy pozemního šetření NIL 2. ÚHÚL Brandýs nad Labem.
- Aerts R., Berendse F., Klerk N. M., Bakker C. 1990. Competition in heathland along an experimental gradient on nutrient availability. *Oikos* 57: 310–318.
- Alcamo J., Ash N.J., Butler C.D., Callicott J.B., Capistrano D., Carpenter S.R., Castilla J.C., Chambers R., Chopra K., Cropper A., Daily G.C., Dasgupta P., de Groot R., Dietz T., Kumar A., Gadgil D.M., Hamilton K., Hassan R., Lambin E.F., Lebel L., Leemans R., Jiyuan L., Malingreau J.-P., May R.M., McCalla A.F., McMichael T.A.J., Moldan B., Mooney H., Naeem S., Nelson G.C., Wen-Yuan N., Noble I., Zhiyun O., Pagiola S., Pauly D., Percy S., Pingali P., Prescott-Allen R., Reid W.V., Ricketts T.H., Samper C., Scholes R.B., Simons H., Toth F.L., Turpie J.K., Watson R.T., Wilbanks T.J., Williams M., Wood S., Shidong Z., Zurek M.B. 2003. *Ecosystems and Human Well-being: A Framework for Assessment*. Island Press, Washington D.C.
- Alef K., Nannipieri P. 1995. *Methods in Applied Soil Microbiology and Biochemistry*. Academic Press, Harcourt Brace & Company, New York.
- Ali A. 2019. Forest stand structure and functioning: Current knowledge and future challenges. *Forest Ecology & Management* 98: 665–677.
- Anderson T.-H. 2003. Microbial eco-physiological indicators to assess soil quality. *Agricultura, Ecosystems & Environment* 98: 285–293.
- Andersson S., Nilsson S.I., Saetre P. 2000. Leaching of dissolved organic carbon (DOC) and dissolved organic nitrogen (DON) in mor humus as affected by temperature and pH. *Soil Biology & Biochemistry* 32: 1–10.
- Andrews M.Y., Leake J.R., Palmer B.G., Banwart S.A., Beerling D.J. 2011. Plant and mycorrhizal driven silicate weathering: Quantifying carbon flux and mineral weathering processes at the laboratory mesocosm scale. *Applied Geochemistry* 26 Supplement: 314–316.
- Aubert M., Alard D., Bureau F. 2003. Diversity of plant assemblages in managed temperate forests: a case study in Normandy (France). *Forest Ecology & Management* 175: 321–337.
- Augusto L., Turpault M.-P., Ranger J. 2000. Impact of forest tree species on feldspar weathering rates. *Geoderma* 96: 215–237.
- Augusto L., Ranger J. 2001. Impact of tree species on soil solutions in acidic conditions. *Annals of Forest Science* 58: 47–58.
- Augusto L., Ranger J., Binkley D., Rothe A. 2002. Impact of several common tree species of European temperate forests on soil fertility. *Annals of Forest Science* 59: 233–253.
- Barbati A., Corona P., Marchetti M. 2007. European forest types. Categories and types for sustainable forest management reporting and policy. European Environment Agency, Copenhagen – Luxembourg.
- Barthlott W., Biedinger N., Braun G., Feig F., Kier G., Mutke J. 1999. Terminological and methodological aspects of the mapping and analysis of global biodiversity. *Acta Botanica Fennica* 162: 103–110.
- Bellard C., Bertelsmeier C., Leadley P., Thusler W., Curchamp F. 2012. Impacts of climate change on the future of biodiversity. *Ecology Letters* 15: 365–377.
- Blakemore L. C., Metson A. J. 1960. Micro-Determination of Cation-Exchange Capacity and Total Exchangeable Bases. *Soil Science* 89: 202–208.
- Blum J.D., Klaue A., Nezat C.A., Driscoll C.T., Johnson C.E., Siccama T.G., Eagar C., Fahey T.J., Likens G.E. 2002. Mycorrhizal weathering of apatite as an important calcium source in base-poor forest ecosystems. *Nature* 417: 729–731.
- Blüthgen N., Klein A.-M. 2011. Functional complementarity and specialisation: The role of biodiversity in plant-pollinator interactions. *Basic and Applied Ecology* 12: 282–291.
- Bölöni J., Botta-Dukát Z., Illyés E., Molnár Z. 2011. Hungarian landscape types: classification of landscapes based on the relative cover of (semi-)natural habitats. *Applied Vegetation Science* 14: 537–546.
- Bonan G.B. 1995. Land-Atmosphere Interactions for Climate System Models: Coupling Biophysical, Biogeochemical, and Ecosystem Dynamical Processes. *Remote Sensing of Environment* 51: 57–73.
- Bonkowski M., Brandt F. 2002. Do soil protozoa enhance growth by hormonal effects? *Soil Biology & Biochemistry* 34: 1709–1715.
- Borůvka L., Mládková L., Drábek O. 2005. Factors controlling spatial distribution of soil acidification and Al forms in forest soils. *Journal of Inorganic Biochemistry* 99: 1796–1806.
- Boublík K., Bílek O., Žárník M., 2007. Co vlastně zobrazují české (re)konstrukční geobotanické mapy? *Zprávy České botanické společnosti* 42: 171–187.
- Boxman A.W., van Dam D., van Dijk H.F.G., Hogervorst R.F., Koopmans Ch.J. 1995. Ecosystem response to reduced nitrogen and sulphur inputs into two coniferous forest stands in the Netherlands. *Forest Ecology & Management* 71: 7–29.

- Brady N., Weil R. 2002. *The Nature and Properties of Soil*. Upper Saddle River, Prentice Hall.
- Brázdil R., Glaser R., Pfister C., Dobrovolný P., Antoine J.- M., Barriendos M., Camuffo D., Deutsch M., Enzi S., Guidoboni E., Kotyza O., Rodrigo F. S. 1999. Flood events of selected European rivers in the sixteenth century. *Climatic Change* 43: 239–285.
- Brázdil R., Dobrovolný P., Trnka M., Kotyza O., Řezníčková L., Valášek H., Zahradníček P., Štěpánek P. 2013. Droughts in the Czech Lands, 1090–2012 AD. *Climate of the Past* 9: 1985–2002.
- Brázdil R., Trnka M., Řezníčková L., Balek J., Bartošová L., Bičík I., Cudlín P., Čermák P., Dobrovolný P., Dubrovský M., Farda A., Hanel M., Hladík J., Hlavinka P., Janský B., Ježík P., Klem K., Kocum J., Kolář T., Kotyza O., Kyncl T., Krkoška Lorencová E., Macků J., Mikšovský J., Možný M., Muzikář R., Novotný I., Pártl A., Pařil P., Pokorný R., Rybníček M., Semerádová D., Soukalová E., Stachoň Z., Štěpánek P., Štych P., Tremel P., Urban O., Vačkář D., Valášek H., Vizina A., Vlnas R., Vopravil J., Zahradníček P., Žalud Z. 2015. Sucho v českých zemích: minulost, současnost a budoucnost. *Historie počasí a podnebí v českých zemích* 9: 1–400.
- Bremner J.M. 1996. Nitrogen–Total. In: Sparks D.L., Page A.L., Helmke P.A., Loeppert R.H., Soltanpour P.N., Tabatabai M.A., Johnston C.T., Sumner M.E. (eds.), *Methods of Soil Analysis. Part 3. Chemical Methods*. Soil Science Society of America, American Society of Agronomy, Madison: 1085–1122.
- Bridges K. S., Jickells T. D., Davies T. D., Zeman Z., Hunová I. 2002. Aerosol, precipitation and cloud water chemistry observations on the Czech Krusne hory plateau adjacent to a heavily industrialised valley. *Atmospheric Environment* 36: 353–360.
- Brundtland G. H., Khalid M., Agnelli S., Al-Athel S. A., Chidzelo B., Fadika L. M., Hauff V., Lang I., Shijun M., de Botero M. M., Singh N., Nogueira-Neto P., Okita S., Ramphal S. S., Ruckelshaus W. D., Sahnoun M., Salim E., Shaib B., Sokolov V., Stanovnik J., Strong M. 1987. *Development and international economic co-operation: environment*. Report of the World Commission of Environment and Development. WCED UN, New York.
- Buckee G.K. 1994. Determination of total nitrogen in barley, malt and beer by Kjeldahl procedures and the Dumas combustion method – Collaborative trial. *Journal of the Institute of Brewing* 100: 57–64.
- Buček A., Lacina J. 1999. *Geobiocenologie II. Geobiocenologická typologie krajiny České republiky*. MZLU v Brně (skriptum).
- Buček A., Lacina J., Lacinová Y. 1992. Návrh jednotné soustavy biogeografických jednotek, vymezení v rámci ČSFR provincií, podprovincií a definování regionů: Obnova ekologické stability krajiny. Ústav pro životní prostředí, Brno [Depon. in: Ministerstvo životního prostředí České republiky, Praha].
- Buček A., Maděra P., Čermák P., Friedl M., Holuša O., Jankovský L., Kirchner K., Král K., Minx T., Plašil P., Simon J., Vavříček D. 2004. Hodnocení stavu a dynamiky vývoje geobiocenóz v Národní přírodní rezervaci Praděd. *Geobiocenologické spisy* 10: 1–116.
- Burns R. G., Pukite A. M., McLaren A. D. 1972. Concerning the location and the persistence of soil urease. *Soil Science Society of America Proceedings* 36: 308–311.
- Bytnerowicz A., Omasa K., Paoletti E. 2007. Integrated effects of air pollution and climate change on forests: A northern hemisphere perspective. *Environmental Pollution* 147: 438–445.
- Clarholm M., Skyllberg U. 2013. Translocation of metals by trees and fungi regulates pH, soil organic matter turnover and nitrogen availability in acidic forest soils. *Soil Biology & Biochemistry* 63: 142–153.
- Claude J. 2008. *Morphometrics with R*. Springer, New York.
- Colard A., Angelard C., Sanders I.R. 2011. Genetic Exchange in an Arbuscular Macorrhizal Fungus Results in Increased Rice Growth and Altered Macorrhiza-Specific Gene Transcription. *Applied and Environmental Microbiology* 77: 6510–6515.
- Cools N., Vesterdal L., De Vos B., Vanguelova E., Hansen K. 2014. Tree species is the major factor explaining C:N ratios in European forest soils. *Forest Ecology & Management* 311: 3–16.
- Corliss J.O. 2002. Biodiversity and Biocomplexity of the Protists and an Overview of Their Significant Roles in Maintenance of Our Biosphere. *Acta Protozoologica* 41: 199–219.
- Cosby B. J., Ferrier R. C., Jenkins A., Wright R. F. 2001. Modelling the effects of acid deposition: refinements, adjustments and inclusion of nitrogen dynamics in the MAGIC model. *Hydrology and Earth System Science* 5: 499–517.
- Cox C.B. 2001. The biogeographic regions reconsidered. *Journal of Biogeography* 28: 511–523.
- Cvrčková H., Máchová P., Dostál J., Malá J. 2011. Sledování genetické proměnlivosti chlumního ekotypu smrku ztepilého pomocí RAPD. *Zprávy lesnického výzkumu* 56: 137–143.
- Craig B., Cox N.A., Kuzee M. 2018. Biodiversity guidelines for forest landscape restoration opportunities assessments. *IUCN Global Forest and Climate Change Programme*, Gland.
- Cramer W., Bondeau A., Woodward F.I., Prentice I.C., Betts R.A., Brovkin V., Cox P.M., Fisher V., Foley J.A., Friend A.D., Kucharik C., Lomas M.R., Ramankutty N., Sitch S., Smith B., White A., Young-Molling C. 2001. Global response of terrestrial ecosystem structure and function to CO₂ and climate change: results from six dynamic global vegetation models. *Global Change Biology* 7: 357–373.

- Crul M.R.M. 2003. Ecodesign in Central America. Delft University of Technology, Delft, The Netherlands.
- Cudlín P., Novotný R., Chmelíková E. 2000. Crown structure transformation and response of Norway spruce forests to multiple stress impact. In: Klimo E., Hager H., Kulhavý J. (eds.), *Monocultures in Central Europe – Problems and Prospects*. MZLU Brno: 103–112.
- Culek M. (ed.) 1996. Biogeografické členění České republiky. Enigma, Praha.
- Culek M. 2007. Biogeographical division of the Czech Republic. In: Dreslerová J. (ed.), *Ekologie krajiny. Lesnická práce, Kostelec nad Černými lesy*: 50–57.
- Culek M., Buček A., Grulich V., Hartl P., Hrabica A., Kocián J., Kyjovský Š., Lacina J. 2005. Biogeografické členění České republiky II. díl. AOPK ČR, Praha.
- Culek M., Grulich V., Laštůvka Z., Divišek J. 2013. Biogeografické regiony České republiky. Masarykova univerzita v Brně.
- Černý M., Pařez J., Malík Z. 1996. Růstové tabulky hlavních dřevin České republiky. IFER, Praha - Havlíčkův Brod.
- Černý M., Pařez J., Moravčík P. 2004. Vytváření a provoz informačního systému na bázi trvalých zkušných ploch a poloprovozních výzkumných ploch. IFER, Praha (závěrečná zpráva).
- De Deyn G.B., Cornelissen J.H.C., Bardgett R.D. 2008. Plant functional traits and soil carbon sequestration in contrasting biomes. *Ecology Letters* 11: 516–531.
- Defries R., Hansen M., Townshend J. 1995. Global discrimination of land cover types from metrics derived from AVHRR Pathfinder data. *Remote Sensing of the Environment* 54: 209–222.
- De Groot R.S., Wilson M.A., Boumans R.M.J. 2002. A Typology for the Classification, Description and Valuation of Ecosystem Functions, Goods and Services. *Ecological Economics* 41: 393–408.
- De la Peña C., Lei Z., Watson B.S., Sumner L.W., Vivanco J.M. 2008. Root-Microbe Communication through Protein Secretion. *The Journal of Biological Chemistry* 283: 25247–25255.
- Dill H.G., Khishigsuren S., Majigsuren Y., Myagmarsuren S., Bulgamaa J. 2006. Geomorphological studies along a transect from the taiga to the desert in Central Mongolia – evolution of landforms in the middle-latitude continental interior as a function of climate and vegetation. *Journal of Asian Earth Science* 27: 241–261.
- Dittmar C., Zech W., Elling W. 2003. Growth variations of Common beech (*Fagus sylvatica* L.) under different climatic and environmental conditions in Europe – a dendroecological study. *Forest Ecology & Management* 173: 63–78.
- Divišek J., Storch D., Zelený D., Culek M. 2016. Towards the spatial coherence of biogeographical regionalizations at subcontinental and landscape scales. *Journal of Biogeography* 43: 2489–2501.
- Dostál J., Dlouhá H., Maloň P., Pichová I., Hrušková O. 2005. The precursor of secreted aspartic proteinase Sapp1p from *Candida parapsilosis* can be activated both autocatalytically and by a membrane-bound processing proteinase. *Biological Chemistry* 366: 791–799.
- Dufréne E., Davi H., Francois C., le Maire G., Le Dantec V., Granier A. 2005. Modelling carbon and water cycles in a beech forest Part I: Model description and uncertainty analysis on modelled NEE. *Ecological Modelling* 185: 407–436.
- Duraiappah A.K., Naeem S. 2005. *Ecosystems and Human Well-Being: Biodiversity Synthesis*. UNEP-WCMC, Cambridge.
- Ďurský J., Škvarenina J., Mindáš J., Miková A. 2006. Regional analysis of climate change impact on Norway spruce (*Picea abies* L. Karst) growth in Slovak mountain forests. *Journal of Forest Science* 51: 306–315.
- Ellenberg H. 1963. *Vegetation Mitteleuropas mit den Alpen in ökologischer, dynamischer und historischer Sicht*. Verlag Eugen Ulmer GmbH & Co., Stuttgart.
- Erisman J. W., Vermeulen A., Hensen A., Flechard C., Dämmgen U., Fowler D., Sutton M., Grünhage L., Tuovinen J.-P. 2005. Monitoring and modelling of biosphere/atmosphere exchange of gases and aerosols in Europe. *Environmental Pollution* 133: 403–413.
- Fabiánek T., Menšík L., Tomášková I., Kulhavý J. 2009. Effects of spruce, beech and mixed commercial stand on humus conditions of forest soils. *Journal of Forest Science* 55: 119–126.
- Faddy M.J., Smith D.M. 2011. Analysis of count data with covariate dependence in both mean and variance. *Journal of Applied Statistics* 38: 2683–2694.
- Fellbaum C.R., Gachomo E.W., Beesetty Y., Choudhari S., Strahan G.D., Pfeffer P.E., Kiers E.T., Bücking H. 2012. Carbon availability triggers fungal nitrogen uptake and transport in arbuscular mycorrhizal symbiosis. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 109: 2666–2671.
- Finzi A.C., Canham C.D., van Breemen N. 1998. Canopy tree soil interactions within temperate forests: Species effects on pH and cations. *Ecological Applications* 8: 447–454.
- Flückiger W., Braun S., Leonardi S., Asche N., Flückiger-Keller H. 1986. Factors contributing to forest decline in northwestern Switzerland. *Tree Physiology* 1: 177–184.

- Foissner W. 1999. Soil protozoa as bioindicators: pros and cons, methods, diversity, representative examples. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 74: 95–112.
- Forman R.T.T. 1981. Interactions among landscape elements: a core of landscape ecology. In: Tjallingii S.P., de Veer A.A. (eds.), *Perspectives in Landscape Ecology*. Centre for Agricultural Publication and Documentation, Wageningen: 35–48.
- Fowler D., Cape J. N., Coyle M., Flechard C., Kuylenstierna J., Hicks K., Derwent D., Johnson C., Stevenson D., 1999. The global exposure of forests to air pollutants. *Water, Air, and Soil Pollution* 116: 5–32.
- Franciškovic-Bilinski S., Bilinski H., Vdovic N., Balagurunathan Y., Dougherty E.R. 2003. Application of Image-based Granulometry to Siliceous and Calcareous Estuarine and Marine Sediments. *Estuarine, Coastal, and Shelf Science* 58: 227–239.
- Galehouse J.S. 1971. *Sedimentation Analysis*. San Francisco State College, San Francisco.
- Galloway J.N., Howarth R.W., Michaels A.F., Nixon S.W., Prospero J.M., Dentener F.J. 1996. Nitrogen and phosphorus budgets of the North Atlantic Ocean and its watershed. *Biogeochemistry* 35: 3–25.
- Galloway J.N., Townsend A.R., Erisman J.W., Bekunda M., Cai Z., Freney J. R., Martinelli L. A., Seitzinger S.P., Sutton M. A. 2008. Transformation of the Nitrogen Cycle: Recent Trends, Questions, and Potential Solutions. *Science* 320: 889–892.
- Gauger T., Anshelm F., Schuster H., Erisman J. W., Vermeulen A. T., Draaijers G.P.J., Bleeker A., Nagel H. D. 2002. Mapping of ecosystem specific long-term trends in deposition loads and concentrations of air pollutants in Germany and their comparison with Critical Loads and Critical Levels. *Umweltbundesamt, Berlin (závěrečná zpráva)*.
- Gebauer R., Martinková M., Bláha L., Špinlerová Z. 2008. Kořenové srůsty – spolupráce stromů. *Živa* 56: 247–248.
- Georgieva K., Kirov B., Tonev P., Guineva V., Atanasov D. 2007. Long-term variations in the correlation between NAO and solar activity: The importance of north–south solar activity asymmetry for atmospheric circulation. *Advances in Space Research* 40: 1152–1166.
- Gill R.M.A., Beardall V. 2001. The impact of deer on woodlands: the effects of browsing and seed dispersal on vegetation structure and composition. *Forestry* 74: 209–218.
- Godron M., Forman R.T.T. 1983. Landscape modification and changing ecological characteristics. In: Mooney H.A., Godron M. (eds.), *Disturbance and Ecosystems: Components of Response*. Springer-Verlag, New York: 12–28.
- Gollini I., Lu B., Charlton M., Brundson C., Harris P. 2015. GWmodel: an R Package for Exploring Spatial Heterogeneity using Geographically Weighted Models. *Journal of Statistical Software* 63: 1–52.
- Goulding K.W.T., Bailey N.J., Bradbury N.J., Hargreaves P., Howe M., Murphy D.V., Poulton P.R., Willison T.W. 1998. Nitrogen deposition and its contribution to nitrogen cycling and associated soil processes. *New Phytologist* 139: 49–58.
- Govindarajulu M., Pfeiffer P.E. Jin H., Abubaker J., Douds D.D., Allen J.W., Bücking H., Lammers P.J., Shachar-Hill Y. 2005. Nitrogen transfer in the arbuscular mycorrhizal symbiosis. *Nature* 435: 819–823.
- Griffiths B.S., Ritz K., Bardgett R.D., Cook R., Christensen S., Ekelund F. 2000. Ecosystem response of pasture soil communities to fumigation-induced microbial diversity reductions: an examination of the biodiversity-ecosystem function relationship. *Oikos* 90: 279–294.
- Gruber N., Galloway J. N. 2008. An Earth-system perspective of the global nitrogen cycle. *Nature* 451: 293–296.
- Gundersen P., Sevel L., Christiansen J.R., Vesterdal L., Hansen K., Bastrup-Birk A. 2009. Do indicators of nitrogen retention and leaching differ between coniferous and broadleaved forests in Denmark? *Forest Ecology & Management* 258: 1137–1146.
- Guo Y., Gong P., Amundson R. 2003. Pedodiversity in the United States of America. *Geoderma* 117: 99–115.
- Havelka M. 1981. 35 let hospodářského a sociálního rozvoje státních lesů. *Lesnictví* 27: 1–12.
- Hendrych R. 1984. *Fytogeografie*. SPN, Praha.
- Herzog F., Steiner B., Bailey D., Baudry J., Billeter R., Bukáček R., De Blust G., De Cock R., Dirksen J., Dormann C.F., De Filippi R., Frossard E., Lira J., Schmidt T., Stöckli R., Thenail C., van Wingerden W., Burter R. 2006. Assessing the intensity of temperate European agriculture at the landscape scale. *European Journal of Agronomy* 24: 165–181.
- Heuvelink G., Brus D.J., de Gruijter J.J. 2006. Optimization of sample configurations for digital mapping of soil properties with universal kriging. *Developments in Soil Science* 31: 137–151.
- Hlásný T., Barcza Z., Fabrika M., Balázs B., Churkina G., Pajtík J., Sedmák R., Turčáni M. 2011. Climate change impacts on growth and carbon balance of forests in Central Europe. *Climate Research* 47: 219–236.
- Holland E.A., Braswell B.H., Sulzman J., Lamarque J.-F. 2005. Nitrogen Deposition onto the United States and Western Europe: Synthesis of Observations and Models. *Ecological Applications* 15: 38–57.

- Hooke R. L. 1994. On the efficacy of humans as geomorphic agents. *Geological Society of America Today* 4: 224–225.
- Hopkins F., Gonzalez-Meler M.A., Flower C.F., Lynch D.J., Czimczik C., Tang J., Subke J.-A. 2013. Ecosystem-level controls on root-rhizosphere respiration. *New Phytologist* 199: 339–351.
- Hopkroft P.O., Kandlbauer J., Valdes P.J., Sparks R.S. 2018. Reduced cooling following future volcanic eruptions. *Climate Dynamics* 51: 1449–1463.
- Horáček M., Holuša O., Samec P. 2011. Průběh hranice Polonské a Západokarpatské biogeografické podprovincie na území České republiky. *Acta Musei Beskidensis* 3: 17–31.
- Horák J. 1957. Typologické jednotky jako podklad provozního plánování na příkladu okresu Hustopeče. *Sborník Vysoké školy zemědělské C3*: 198–208.
- Horák J. 1979. Geobiocenologická studie jihomoravských šípákových doubrav. *Lesnictví* 25: 759–769.
- Houba V.G.J., van der Lee J.J., Novozamsky I., Walinga I. 1989. *Soil Analysis Procedures. Soil and Plant Analysis, Part 5.* Wageningen Agricultural University.
- Houba V.G.J., Chardon W.J., Roelse K. 1993. Influence of Grinding of Soil on Apparent Chemical Composition. *Communication in Soil Science and Plant Analysis*, 24: 1591–1602.
- Hrubý Z. 2001. Dynamika vývoje přírodních lesních geobiocenóz ve Východních Karpatech. MZLU v Brně (disertační práce).
- Hruška J., Cienciala E. (eds.) 2005. Dlouhodobá acidifikace a nutriční degradace lesních půd - limitující faktor současného lesnictví. MŽP ČR, Praha.
- Hruška J., Cudlín P., Krám P. 2001. Relationship between Norway spruce status and soil water base cations/aluminium ratios in the Czech Republic. *Water, Air, and Soil Pollution* 130: 983–988.
- Hruzík L., Novák M., Vyskot M., Zásměta V. 1960. *Forests of Czechoslovakia.* SZN, Praha.
- Hunt Ch. B. 1972. *Geology of Soils (Their Evolution, Classification, and Uses).* W. H. Freeman and Company, San Francisco.
- Huntington S. P. 1996. *The Clash of Civilizations and the Remaking of World Order.* Simon & Schuster, New York.
- Hýsek J., Šarapatka B. 1998. Relationship between phosphatase active bacteria and phosphatase activities in forest soils. *Biological Fertility of Soils* 26: 112–115.
- Chambers J.Q., Asner G.P., Morton D.C., Anderson L.O., Saatchi S.S., Espírito-Santo F.D.B., Palace M., Souza C. Jr. 2007. Regional ecosystem structure and function: ecological insights from remote sensing of tropical forests. *Trends in Ecology and Evolution* 22: 414–423.
- Chapin III F.S., Zavaleta E.S., Eviner V.T., Naylor R.L., Vitousek P.M., Reynolds H.L., Hooper D.U., Lavorel S., Sala O.E., Hobbie S.E., Mack M.C., Diaz S. 2000. Consequences of changing biodiversity. *Nature* 405: 234–242.
- Chen J., Blume H.-P., Beyer L. 2000. Weathering of rocks induced by lichen colonization — a review. *Catena* 39: 121–146.
- Cheng W., Parton W.J., Gonzalez-Meler M.A., Phillips R., Asao S., McNickle G.G., Brzostek E., Jastrow J.D. 2014. Synthesis and modelling perspectives of rhizosphere priming. *New Phytologist* 201: 31–44.
- Chisholm R.A., Muller-Landau H.C., Rahman K.A., Bebbler D.P., Bin Y., Bohlman S.A., Bourg N.A., Brinks J., Bunyavejchewin S., Butt N., Cao H., Cao M., Cárdenas D., Chang L.-W., Chiang J.-M., Chuyong G., Condit R., Dattaraja H.S., Davies S., Duque A., Fletcher Ch., Gunatilleke N., Gunatilleke S., Hao Z., Harrison R.D., Howe R., Hsieh Ch.-F., Hubbell S.P., Itoh A., Kenfack D., Kiratiprayoon S., Larson A.J., Lian J., Lin D., Liu H., Lutz J.A., Ma K., Malhi Y., McMahon S., McShea W., Meegaskumbura M., Razman S.M., Morecroft M.D., Nyctch Ch.J., Oliveira A., Parker G.G., Pulla S., Punchi-Manage R., Romero-Saltos H., Sang W., Schurman J., Su S.-H., Sukumar R., Sun I.-F., Suresh H.S., Tan S., Thomas D., Thomas S., Thompson J., Valencia R., Wolf A., Yap S., Ye W., Yuan Z., Zimmerman J.K. 2013. Scale-dependent relationships between tree species richness and ecosystem function in forests. *Journal of Ecology* 101: 1214–1224.
- Chow G.C. 1960. Tests of Equality Between Sets of Coefficients in Two Linear Regressions. *Econometrica* 28: 591–605.
- Chytrý M. 2012. Vegetation of the Czech Republic: diversity, ecology, history and dynamics. *Preslia* 84: 427–504.
- Chytrý M., Kučera T., Kočí M. (eds.) 2001. *Katalog biotopů České republiky.* AOPK ČR, Praha.
- Ibañez J.J., Feoli E. 2013. Global relationships of pedodiversity and biodiversity. *Vadose Zone Journal* 12: vzj2012.0186.
- Ibañez J.J., De-Alba S., Lobo A., Zucarello V. 1998. Pedodiversity and global soil pattern at coarse scales (with Discussion). *Geoderma* 83: 171–192.
- Jaramillo V.D.A., Vargas W.A., Sukno S.A., Thon M.R. 2013. Horizontal transfer of a Subtisin Gene from Plants into an Ancestor of the Plant Pathogenic Fungal Genus *Colletotrichum*. *PLoS ONE* 8: e59078.
- Jones P.D., Osborn T.J., Briffa K.R. 2001. The Evolution of Climate Over the Last Millenium. *Science* 292: 662.

- Jurán S., Edwards-Jonášová M., Cudlín P., Zapletal M., Šigut L., Grace J., Urban O. 2018. Prediction of ozone effects on net ecosystem production of Norway spruce forest. *Forest* 11: 743–750.
- Kalvová J. 2000. Pravidelné sledování změn klimatu, odhady změn ve variabilitě a četnosti výskytu extrémních povětrnostních jevů a zpřesnění scénářů vývoje klimatu na území ČR. ČHMÚ Praha (dílčí zpráva).
- Kantor P. 1989. Meliorační účinky porostů náhradních dřevin. *Lesnictví* 35: 1047–1066.
- Karjalainen T., Pussinen A., Liski J., Nabuurs G.-J., Eggers T., Lapveteläinen T., Kaipainen T. 2003. Scenario analysis of the impacts of forest management and climate change on the European forest sector carbon budget. *Forest Policy and Economics* 5: 141–155.
- Karnosky D.F., Percy K.E., Thakur R.C., Honrath R.E. jr. 2003. Air pollution and global change: A double challenge to forest ecosystems. In: Karnosky D.F., Percy K.E., Chappelka A.H., Simpson C., Pikkariainen J. (eds.), *Air pollution, global change and forests in the new millennium*. Elsevier Ltd., Amsterdam – Boston – Heidelberg – London – New York – Oxford – Paris – San Diego – San Francisco – Singapore – Sydney – Tokyo: 1–42.
- Karnosky D. F., Pregitzer K. S., Zak D.R., Kubiske M.E., Hendrey G.R., Weinstein D., Nosal M., Percy K.E. 2005. Scaling ozone responses of forest trees to the ecosystem level in a changing climate. *Plant, Cell and Environment* 28: 965–981.
- Kaur A., Chaudhary A., Kaur A., Choudhary R., Kaushik R. 2005. Phospholipid fatty acid – A bioindicator of environment monitoring and assessment in soil ecosystem. *Current Science* 89: 1103–1112.
- Kennedy F., Pitman R. 2004. Factors affecting the nitrogen status of soils and ground flora in Beech woodlands. *Forest Ecology & Management* 198: 1–14.
- Khomo L., Bern C.R., Hartshorn A.S., Rogers K.H., Chadwick O.A. 2013. Chemical transfers along slowly eroding catenas developed on granitic cratons in southern Africa. *Geoderma* 202–203: 192–202.
- Kier G., Mutke J., Dinerstein E., Ricketts T. H., Küper W., Kreft H., Barthlott W. 2005. Global patterns of plant diversity and floristic knowledge. *Journal of Biogeography* 32: 1107–1116.
- Kikkilä O., Kitunen V., Smolander A. 2005. Degradability of dissolved soil organic carbon and nitrogen in relation to tree species. *FEMS Microbiology Ecology* 53: 33–40.
- Kirov B., Giorgieva K. 2002. Long-term variations and interrelations of ENSO, NAO and solar activity. *Physics and Chemistry of the Earth* 27: 441–448.
- Klimo E., Materna J., Lochman V., Kulhavý J. 2006. Forest soil acidification in the Czech Republic. *Journal of Forest Science* 52 (Special Issue): 14–22.
- Klimo E., Hager H., Matic S., Anič I., Kulhavý J. (eds.) 2008. Floodplain forests of the temperate zone of Europe. *Lesnická práce, Kostelec nad Černými lesy*.
- Knapp A. K., Beier C., Briske D. D., Classen A. T., Luo Y., Reichstein M., Smith M. D., Smith S. D., Bell J. E., Fay P. A., Heisler J. L., Leavitt S. W., Sherry R., Smith B., Weng E. 2008. Consequences of More Extreme Precipitation Regimes for Terrestrial Ecosystems. *BioScience* 58: 811–821.
- Konno M., Iwamoto S., Seiwa K. 2011. Specification of a fungal pathogen on host tree species in a cross-inoculation experiment. *Journal of Ecology* 99: 1394–1401.
- Kopecká V., Buček A. 1999. Modelování možných důsledků globálních klimatických změn na území České republiky. AOPK ČR, Praha (závěrečná zpráva).
- Korf V. 1955. *Hospodářská úprava lesů*. SZN, Praha.
- Korpeš Š. 1989. *Pralesy Slovenska*. Veda, Bratislava.
- Koutný J. 2004. Moderní urbanistické koncepce (vývoj urbanistických koncepcí). *Urbanismus a územní rozvoj* 7 (Zvláštní číslo): 1–15.
- Koutsoubas D., Tselepides A., Eleftheriou A. 2000. Deep sea molluscan fauna of the Cretan Sea (Eastern Mediterranean): Faunal, ecological and zoogeographical remarks. *Marine Biodiversity* 30: 85–98.
- Král K., Valtera M., Janík D., Šamonil P., Vrška T. 2014. Spatial variability of general stand characteristics in central European beech-dominated natural stands – Effects of scale. *Forest Ecology & Management* 328: 353–364.
- Kreitz S., Anderson T.-H. 1997. Substrate Utilization Patterns of Extractable and Non-Extractable Fractions in Neutral and Acidic Beech Forest Soils. In: Insam H., Rangger A. (eds.), *Microbial communities. Functional versus Structural Approaches*. Springer Verlag, Berlin – Heidelberg: 149–160.
- Kröpelin S., Verschuren D., Lézine A.-M., Eggermont H., Cocquyt C., Francus P., Cazet J.-P., Fagot M., Rumes B., Rusell J.M., Darius F., Conley D.J., Schuster M., von Suchodoletz H., Engstrom D.R. 2008. Climate-Driven Ecosystem Succession in the Sahara: The Past 6000 Years. *Science* 320: 765–768.
- Krutzsch H., Weck J. 1934. *Bärenthoren*. Neudamm, Berlin.
- Kučera M., Adolt R., Kohn I., Piškytlová K., Kratěna L., Fejfar J., Závodský J., Čech Z. 2018. Výstupy Národní inventarizace lesů uskutečněné v letech 2011–2015. ÚHÚL Brandýs nad Labem.

- Kula E. 2005. Integrovaná kontrola – teorie a praxe. In: Kapitola P., Baňář P., Holuša J. (eds.), *Moderní metody ochrany lesa. Zpravodaj ochrany lesa* 11: 6–10.
- Kümmel R. 1982. The impact of energy on industrial growth. *Energy* 7: 189–203.
- Kundzewicz Z. W., Szamałek K., Kowalczak P. 1999. The Great Flood of 1997 in Poland. *Hydrological Sciences Journal* 44: 855–870.
- Kupka I., Podrázský V., Kubeček J. 2013. Soil-forming effect of Douglas fir at lower altitudes – a case study. *Journal of Forest Science* 59: 345–351.
- Kuuluvainen T. 2002. Natural variability of forests as a reference for restoring and managing biological diversity in boreal Fennoscandia. *Silva Fennica* 36: 97–125.
- Laník J., Halada J. 1956. *Rozbory půd*. SZN, Praha.
- Lasák M. 1979. Lesnatost ČSSR a ČSR a její vliv na tvorbu a ochranu životního prostředí. *Lesnictví* 25: 193–216.
- Laštovička Z. 1999. Pozoruhodné výsledky stanovištních výzkumů. Drtě ze silikátových bazických hornin jsou cenné zdroje živin pro alternativní zemědělství a lesnictví. *Minerální suroviny* 1: 24–28.
- Ledeganck P., Nijs I., Beyens L. 2003. Plat Functional Group Diversity Promotes Soil Protist Diversity. *Protist* 154: 239–249.
- Legout A., Nys C., Picard J.-F., Turpault M.-P., Dambrine E. 2009. Effects of storm Lothar (1999) on the chemical composition of soil solutions and on herbaceous cover, humus and soils (Fougères, France). *Forest Ecology & Management* 257: 800–811.
- Lewis S.L., Maslin M.A. 2015. Defining the Anthropocene. *Nature* 519: 171–180.
- Likens G.E., Bormann F.H. 1995. *Biogeochemistry of a forested ecosystem*. Springer-Verlag, New York.
- Lin H. 2006. Temporal Stability of Soil Moisture Spatial Pattern and Subsurface Preferential Flow Pathways in the Shale Hills Catchment. *Vadose Zone Journal* 5: 317–340.
- Lindler M., Karjalainen T. 2007. Carbon inventory methods and carbon mitigation potentials for forests in Europe: a short review of recent progress. *European Journal of Forest Research* 126: 149–156.
- Loeuille N., Loreau M. 2005. Evolutionary emergence of size-structured food webs. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 102: 5761–5766.
- Lochman V., Balcar V., Šebková V., Tesar V. 2001. Vývoj půdních vlastností na výzkumných plochách v okolí elektrárny Trutnov-Poříčí (Lanovka, Rokytník, Studenec). *Zprávy lesnického výzkumu* 46: 14–22.
- Lochman V., Šrámek V., Fadrhonsová V., Lachmanová Z. 2008. Změny zásoby sledovaných prvků v lesních půdách na plochách Moldava v Krušných horách. *Zprávy lesnického výzkumu* 53: 165–178.
- Loreau M. 2010. Linking biodiversity and ecosystems: towards a unifying ecological theory. *Philosophical Transactions of the Royal Society B* 365: 49–60.
- Loreau M., de Mazancourt C. 2013. Biodiversity and ecosystem stability: a synthesis of underlying mechanisms. *Ecology Letters* 16: 106–115.
- Lorenz M., Mues V., Becher G., Müller-Edzards C., Luysaert S., Raitio H., Fürst A., Langouche D. 2003. *Forest Conditions in Europe*. UNECE, BFH, Geneva – Brussels.
- Lorencová E., Frélichová J., Nelson E., Vačkář D. 2013. Past and future impacts of land use and climate change on agricultural ecosystem services in the Czech Republic. *Land Use Policy* 33: 183–194.
- Ložek V. 2000. Problematika krajinné historie Českého středohoří. *Ochrana přírody* 55: 18–24.
- Ložek V. 2001. Přirozené změny podnebí. Život se přizpůsobil i drastickým výkyvům klimatu. *Vesmír* 80: 146–152.
- Ložek V. 2008. Hynutí lesů, hrozba eroze a svědectví svahovin. *Archiv plný pádných svědectví*. *Vesmír* 87: 856–860.
- Luterbacher J., Dietrich D., Xoplaki E., Grosjean M., Wanner H. 2004. European Seasonal and Annual Temperature Variability Trends and Extremes Since 1500. *Science* 303: 1499–1503.
- Macků J. (ed.) 1996. *Metodika zpracování oblastních plánů rozvoje lesů*. ÚHÚL Brandýs nad Labem.
- Macků J., Homolová K. 2007. *Pedogenetické asociace lesních půd ČR. 1:500 000*. ÚHÚL Brandýs nad Labem.
- Maher B.A., Thompson R., Zhou L.P. 1994. Spatial and temporal reconstructions of changes in the Asian paleomonsoon: A new mineral magnetic approach. *Earth and Planetary Science Letters* 125: 461–471.
- Manion P.D. 2003. Evolution of Concepts in Forest Pathology. *Phytopathology* 93: 1052–1055.
- Mann M. E., Bradley R. S., Hughes M. K. 1998. Global-Scale Temperature Patterns and Climate Forcing Over the Past Six Centuries. *Nature* 392: 779–787.
- Marsh N.D., Svensmark H. 2000. Low cloud properties influenced by cosmic rays. *Physical Review Letters* 85: 5004–5007.
- Maňan B. 1941. Výzkum a popis půd v lese. *Les* 21: 77–96.

- Mařan B., Káš V. 1948. Biologie lesa. První díl. Pedologie a mikrobiologie lesních půd. Melantrich, Praha.
- Materna J. 1963. Zvyšování odolnosti dřevin proti účinkům kouřových plynů hnojením. Práce Výzkumného ústavu lesnického ČSSR 26: 209–235.
- Mauer O., Rozmánek M., Houšková K. 2018. Drought spells and their impact on the growth of young plantations established with the containerized planting stock. Acta Universitatis agriculturae et silviculturae Mendelianae Brunensis 66: 89–99.
- McCormack M.L., Lavelly E., Ma Z. 2014. Fine root and mycorrhizal traits help explain ecosystem processes and responses to global change. New Phytologist 204: 455–458.
- McCormic J. 1985. Acid Earth. The global threat of acid pollution. International Institute for Environment and Development, London – Washington.
- McKane A.J. 2004. Evolving complex food webs. The European Physical Journal B 38: 287–295.
- Menšík L., Fabiánek T., Tesař V., Kulhavý J. 2009a. Humus conditions and stand characteristics of artificially established young stands in the process of the transformation of spruce monocultures. Journal of Forest Science 55: 215–223.
- Menšík L., Kulhavý J., Kantor P., Remeš M. 2009b. Humus conditions of stands with different proportion of Douglas fir in the Hůrky Training Forest District and Křtiny Forest Enterprise. Journal of Forest Science 55: 345–356.
- Mezera A., Mráz K., Samek V. 1956. Stanovištně typologický přehled lesních rostlinných společenstev. LESPROJEKT, Brandýs nad Labem.
- Mičian L. 1983. The Systems Approach to Landscape and the Sciences Realizing It with a Special Aspect to the Systém of Geographical Sciences. Ekológia (ČSSR) 2: 421–429.
- Míchal I. 1983. Dynamika přírodního lesa I. – IV. Živa 31 (1): 8–13. (2): 48–51. (3): 85–88. (4): 128–133. (5): 163–168. (6): 233–238.
- Michal I. 2000. Ochrana přírody a politika (od environmentalismu k ekologické politice). Ochrana přírody 55: 11–12.
- Míchal I., Macků J., Šindelář J., Buček A., Lacina J., Hudec K. 1992. Obnova ekologické stability lesů. Academia, Praha.
- Mikeska M., Vacek S., Prausová R., Simon J., Minx T., Podrázský V., Malík V., Kobliha J., Anděl P., Matějka K. 2008. Lesnicko-typologické vymezení, struktura a management přirozených borů a borových doubrav v ČR. Lesnická práce, Kostelec nad Černými lesy.
- Mikkelsen T. N., Ro-Poulsen H. 1994. Exposure of Norway spruce to ozone increases the sensitivity of current year needles to photoinhibition and desiccation. New Phytologist 128: 153–163.
- Milcu A., Roy J. 2016. Plant diversity effects on ecosystem evapotranspiration and carbon uptake: a controlled environment (Ecotron) and modeling approach. Geophysical Research Abstracts 18: EGU2016-13346.
- Minasny B., McBratney A.B., Salvador-Blanes S. 2008. Quantitative models for pedogenesis – A review. Geoderma 144: 140–157.
- Mitchell M.J., Jensen O.E., Cliffe K.A., Maroto-Valer M.M. 2010. A model of carbon dioxide dissolution and mineral carbonation kinetics. Proceedings of the Royal Society A 466: 1265–1290.
- Modrý M., Hubený D., Rejšek K. 2004. Differential response of naturally regenerated European tree species to soil type and light availability. Forest Ecology & Management 188: 185–195.
- Modrzyński J. 2003. Defoliation of older Norway spruce (*Picea abies* /L./ Karst.) stands in the Polish Sudety and Carpathian mountains. Forest Ecology & Management 181: 289–299.
- Moffat A.J. 2003. Indicators of soil quality for UK forestry. Forestry 76: 547–568.
- Morávek F., Duha J., Fráňa I., Krchov V., Sixta J., Stonawski J., Šešulka L., Šimerda L., Ziegrosserová P., Zezula J. 2000. Program 2000. Zajištění cílů veřejného zájmu u LČR. LČR s. p., Hradec Králové.
- Nave L.E., Sparks J.P., Le Moine J., Hardiman B.S., Nedalhofer K.J., Tallant J.M., Vogel C.S., Strahm B.D., Curtis P.S. 2014. Changes in soil nitrogen cycling in a northern temperate forest ecosystem during succession. Biogeochemistry 121: 471–488.
- Naess A. 1993. Sustainability: The Integral Approach. In: Proceedings of the International Conference on Conservation of Genetic Resources for Sustainable Development. Global Society 7: 66–72.
- Nannipieri P., Ceccanti B., Bianchi B. 1988. Characterization of humus-phosphate complexes extracted from soil. Soil Biology & Biochemistry 20: 683–691.
- Nelson D.W., Sommers L.E. 1982. Total carbon, organic carbon, and organic matter. In: Page A.L. (ed.), Methods of soil analysis. Part 2. Chemical and microbiological properties. ASA, SSSA, Madison: 539–580.
- Němec A. 1943. Typy lesních půd. Agrární nakladatelská společnost, Praha.
- Němec A. 1950. Hnojení lesních kultur. Meliorace krnicích kultur a porostů. Brázda, Praha.
- Němeček J. 1975. Klasifikace, diagnostika a geografie půd ČSR. KU, Praha (disertační práce).
- Němeček J., Tomášek M. 1983. Geografie půd ČSR. Academia, Praha.

- Němeček J., Mühlhanslová M., Macků J., Vokoun J., Vavříček D., Novák P. 2011. Taxonomický klasifikační systém půd České republiky. ČZU Praha.
- Neuhäuslová Z., Blažková D., Grulich V., Husová M., Chytrý M., Jeník J., Jirásek J., Kolbek J., Kropáč Z., Ložek V., Moravec J., Prach K., Rybníček K., Rybníčková E., Sádlo J. 1998. Mapa potenciální přirozené vegetace České republiky /Textová část/. Academia, Praha.
- Newman M.E.J. 2003. The Structure and Function of Complex Networks. *SIAM Review* 45: 167–256.
- Nosengo N. 2003. Fertilized to death. *Nature* 425: 894–895.
- Olson D. M., Dinerstein E., Wikramanayake E. D., Burgess N. D., Powell G. V. N., Underwood E. C., D'Amico J. A., Itoua I., Strand H. E., Morrison J. C., Louks J., Allnutt T. F., Ricketts T. H., Kura Y., Lamoreux J. F., Wettengel W. W., Hedao P., Kassem K. R. 2001. Terrestrial Ecoregions of the World: A New Map of Life on Earth. *BioScience* 51: 933–938.
- Opatrný E. 1999. Zoogeografie. Univerzita Palackého v Olomouci.
- Oulehle F., Hofmeister J., Cudlín P., Hruška J. 2006. The effect of reduced atmospheric deposition on soil and soil solution chemistry at a site subjected to long-term acidification, Načetín, Czech Republic. *Science of the Total Environment* 370: 532–544.
- Oulehle F., Evans C.D., Hofmeister J., Krejčí R., Tahovská K., Persson T., Cudlín P., Hruška J. 2011. Major changes in forest carbon and nitrogen cycling caused by declining sulphur deposition. *Global Change Biology* 17: 3115–3129.
- Oulehle F., Cosby B.J., Wright R.F., Hruška J., Kopáček J., Krám P., Evans C.D., Moldan F. 2012. Modelling soil nitrogen: The MAGIC model with nitrogen retention linked to carbon turnover using decomposer dynamics. *Environmental Pollution* 165: 158–166.
- Pánek T., Smolková V., Hradecký J., Baroň I., Šilhán K. 2013. Holocene reactivations of catastrophic complex flow-like landslides in the Flysch Carpathians (Czech Republic/Slovakia). *Quaternary Research* 80: 33–46.
- Paoletti E., Schaub M., Matyssek R., Wisser G., Augustaitis A., Bastrup-Birk A.M., Bytnerowicz A., Günthardt-Goerg M.S., Müller-Starck G., Serengil Y. 2010. Advances of air pollution science: From forest decline to multiple-stress effects on forest ecosystem services. *Environmental Pollution* 158: 1986–1989.
- Papánek F. 1978. Teória a prax funkčně integrovaného lesného hospodárstva. *Lesnické štúdie VÚLH Zvolen* 29: 218.
- Pavlu L., Borůvka L., Nikodem A., Rohošková M., Penížek V. 2007. Altitude and Forest Type Effects on Soils in the Jizera Mountains Region. *Soil and Water Research* 2: 35–44.
- Pearson D.L., Carroll S.A. 1998. Global Patterns of Species Richness: Spatial Model for Conservation Planning Using Bioindicator and Precipitation Data. *Conservation Biology* 12: 809–821.
- Percy K. E., Ferretti M. 2004. Air pollution and forest health: toward new monitoring concepts. *Environmental Pollution* 130: 113–126.
- Peterman W., Bachelet D. 2012. Climate Change and Forest Dynamics: A Soils Perspective. In: Hester R.E., Harrison R.M. (eds.), *Issues in Environmental Science and Technology* 35: Soils and Food Security. The Royal Society of Chemistry, Cambridge: 159–182.
- Phillips J.D. 2001. The relative importance of intrinsic and extrinsic factors in pedodiversity. *Annals of the Association of American Geographers* 91: 609–621.
- Phillips J.D., Marion D.A. 2004. Pedological memory in forest soil development. *Forest Ecology & Management* 188: 363–380.
- Phillips J.D., Marion D.A., Turkington A.V. 2008. Pedologic and geomorphic impacts of a tornado blowdown event in a mixed pine-hardwood forest. *Catena* 75: 278–287.
- Pielke R.A. 2005. Land Use and Climate Change. *Science* 310: 1625–1626.
- Pitko J., Plíva K. 1967. Hospodárske súbory lesných typov a ich využitie. *Lesnícký časopis* 13: 950–924.
- Plíva K. 1991. Přírodní podmínky v lesním plánování. ÚHÚL Brandýs nad Labem.
- Plíva K. 2000. Trvale udržitelné obhospodařování lesů podle souborů lesních typů. ÚHÚL Brandýs nad Labem.
- Plíva K., Žlábek I. 1986. Přírodní lesní oblasti ČSR. SZN, Praha.
- Podrázský V., Remeš J. 2005. Effect of forest tree species on the humus form state at lower altitudes. *Journal of Forest Science* 51: 60–66.
- Podrázský V., Remeš J. 2009. Soil-forming effect of Grand fir (*Abies grandis* [Dougl. ex D. Don] Lindl.). *Journal of Forest Science* 55: 533–539.
- Podrázský V., Remeš J., Hart V., Moser W.K. 2009. Production and humus form development in forest stands established on agricultural lands – Kostelec nad Černými lesy region. *Journal of Forest Science* 55: 299–305.
- Poleno Z., Vacek S., Podrázský V., Remeš J., Mikeska M., Koblíha J., Bílek L. 2007. Pěstování lesů II. Teoretická východiska pěstování lesů. *Lesnická práce, Kostelec nad Černými lesy*.
- Ponge J.-F., André J., Zackrisson O., Bernier N., Nilsson M.-C., Gollet C. 1998. The forest regeneration puzzle. *Bioscience* 48: 523–530.

- Ponge J.-F., Chevalier R. 2006. Humus Index as an indicator of forest stand and soil properties. *Forest Ecology & Management* 233: 165–175.
- Pott R. 2005. *Allgemeine Geobotanik: Biogeosysteme und Biodiversität*. Springer Verlag, Berlin – Heidelberg.
- Pretzsch H. 1997. Analysis and modeling of spatial stand structures. Methodological considerations based on mixed beech-larch stands in Lower Saxony. *Forest Ecology & Management* 97: 237–253.
- Pretzsch H., Biber P., Ďurský J. 2002. The single tree-based stand simulator SILVA: construction, application and evaluation. *Forest Ecology & Management* 162: 3–21.
- Pretzsch H., Biber P., Schütze G., Uhl E., Rötzer T. 2014. Forest stand growth dynamics in Central Europe have accelerated since 1870. *Nature Communications* 5: #4967.
- Průša E. 1990. *Přírozené lesy České republiky*. SZN, Praha.
- Průša E., Plíva K. 1969. *Typologické podklady pěstování lesů*. SZN, Praha.
- Puhe J., Ulrich B. 2001. Global climate change and human impacts on forest ecosystems: postglacial development, present situation, and future trends in Central Europe. Springer-Verlag Berlin Heidelberg.
- Raich J.W., Tufekciogul A. 2000. Vegetation and soil respiration: Correlations and controls. *Biogeochemistry* 48: 71–90.
- Randuška D., Vorel J., Plíva K. 1986. *Fytocenológia a lesnická typológia*. Príroda, Bratislava.
- Read D.B., Bengough A.G., Gregory P.J., Crawford J.W., Robinson D., Scrimgeour C.M., Young I.M., Zhang K., Zhang X. 2003. Plant roots release phospholipid surfactants that modify the physical and chemical properties of soil. *New Phytologist* 157: 315–326.
- Rejšek K. 2002. Půdní reakce a stenoektnost lesních dřevin: Lesní stanoviště s přírozeným dominantním výskytem sedmi druhů listnatých dřevin v podmínkách Norského království. In: Borůvka L. (ed.), *Pedologické dny 2002. Degradace půdy*. ČZU v Praze: 89–92.
- Rejšek K., Haveraaen O., Sandnes A., Somerlíková K. 2010. Soil characteristics under selected broadleaved tree species in East Norway. *Journal of Forest Science* 56: 295–306.
- Rejšek K., Samec P. 2004. Dopad variability půdotvorných procesů vybraných lesních stanovišť na jejich přírozenou dřevinnou skladbu. In: Rohošková M. (ed.), *Pedologické dny 2004. Pedodiverzita*. ČZU v Praze, Česká pedologická společnost, Geologický ústav AV ČR: 63–64.
- Rockström J., Steffen W., Noone K., Persson Å., Chapin III F.S., Lambin E.F., Lenton T.M., Scheffer M., Folke C., Schellnhuber H.J., Nykvist B., de Wit C.A., Hughes T., van der Leeuw S., Rodhe H., Sörlin S., Snyder P.K., Costanza R., Svedin U., Falkenmark M., Karlberg L., Corell R.W., Fabry V.J., Hansen J., Walker B., Liverman D., Richardson K., Crutzen P., Foley J.A. 2009. A safe operating space for humanity. *Nature* 461: 472–475.
- Rosemond A.D., Benstead J.P., Bumpers P.M., Gulis V., Kominoski J.S., Manning D.W.P., Suberkropp K., Wallace J.B. 2015. Experimental nutrient additions accelerate terrestrial carbon loss from stream ecosystems. *Science* 347: 1142–1145.
- Ross D.S., Matschonat G., Skjellberg U. 2008. Cation exchange in forest soils: the need for a new perspective. *European Journal of Soil Science* 59: 1141–1159.
- Roughgarden J., May R.M., Levin S.A. (eds.) 1989. *Perspectives in Ecological Theory*. Princeton University Press, Princeton.
- Rumpel C., Kögel-Knabner I. 2011. Deep soil organic matter – a key but poorly understood component of terrestrial C cycle. *Plant and Soil* 338: 143–158.
- Samec P. 2005. Biogeografie Mongolska: teoretické předpoklady, metody a aplikace. In: Samec P., Kynický J. (eds.), *Hlavní výsledky průzkumu území Mongolska v projektu Mongolsko 2000–2005: shrnutí, hodnocení a interpretace (I. díl)*. MZLU v Brně: 11–28.
- Samec P. 2007. Ekologický význam půdní katalázy. *Práce a studie muzea Beskyd (Přírodní vědy)* 19: 233–236.
- Samec P. 2008a. Biochemie ekologických procesů v zonálních lesních půdách. Review. *Zprávy lesnického výzkumu* 53: 230–238.
- Samec P. 2008b. Zpracování půdních dat pomocí analýzy komponentních vektorů. In: Samec P. (ed.), *Metody zpracování dat v lesnickém monitoringu*. Folia Forestalia Bohemica (Proceedings) 2: 78–89.
- Samec P. 2014. Proměny přírodního prostředí ve čtvrtohorách. Mendelova univerzita v Brně.
- Samec P. 2016. Indication of forest soil fertility deviations by differences between trophic series and soil buffering: geobiocoenological approach. *Phytopedon (Bratislava)* 15: 1–11.
- Samec P., Boublík K., Rejšek K. 2006. Climate change in problems of the submontane to subalpine altitudinal zones conditions variability. *Meteorologický časopis* 9: 3–11.
- Samec P., Urban J., Kisza L. 2005. Vybrané efekty biologické meliorace ve vztahu k půdním fyzikálním vlastnostem. In: Neuhöferová P. (ed.), *Místo biologické meliorace v obnově lesních stanovišť*. ČZU Praha. *Lesnická práce, Kostelec nad Černými lesy*: 67–76.
- Samec P., Vavříček D., Koblížková V., Kynický J. 2009. Ohrožení a obnova přeměn půdního dusíku. ČZU Praha.

- Samec P., Vranová V., Formánek P. 2004. Problems of the statistical evidence of feedbacks between forest herb phytocoenoses and soil acidity at pollution load. *Journal of Forest Science* 50: 478–488.
- Samec P., Turek K., Rychtecká P., Vavříček D., Mífkovičová M., Vicher M., Kynický J. 2011. The prospects for forests in the Western Carpathians. *Forest ecology in global perspective*. Univerzita Palackého v Olomouci.
- Samec P., Tuček P., Bojko J., Janoška Z., Rychtecká P., Hájek F., Zapletal M., Sirota I., Miloš L., Mlčoušková P., Zeman M., Smejkal J., Mach S., Podrácká O. 2012. Modelování růstových podmínek lesů v České republice. Univerzita Palackého v Olomouci.
- Samec P., Rychtecká P., Tuček P., Bojko J., Zapletal M., Cudlín P. 2016. A static model of abiotic predictors and forest ecosystem receptor designed using dimensionality reduction and regression analysis. *Baltic Forestry* 22: 259–274.
- Samec P., Caha J., Tuček P., Zapletal M., Cudlín P., Kučera M. 2017. Discrimination between acute and chronic decline of Central European forests using map algebra of the growth condition and forest biomass fuzzy sets: A case study. *Science of the Total Environment* 599–600: 899–909.
- Samec P., Voženílek V., Vondráková A., Macků J. 2018. Diversity of forest soils and bedrock in soil regions of the Central-European Highlands (Czech Republic). *Catena* 160: 95–102.
- Satheeshkumar P., Khan B.A. 2009. Seasonal Variations in Physico-Chemical Parameters of Water and Sediment Characteristics of Pondicherry Mangroves. *African Journal of Basic & Applied Science* 1: 36–43.
- Sedláček J., Janderková J., Šefrna L. 2009. Půdní asociace. 1:500 000. In: Hrcianová T., Mackovčín P., Zvara I. (eds.), *Atlas krajiny České republiky*. MŽP, VÚKOZ, Praha: 134–135.
- Seják J., Cudlín P., Pokorný J., Zapletal M., Petříček V., Guth J., Chuman T., Romportl D., Skořepová I., Vacek V., Vyskot I., Černý K., Hesslerová P., Burešová R., Prokopová M., Plch R., Engstová B., Stará L. 2010. Hodnocení funkcí a služeb ekosystémů České republiky. Univerzita Jana Evangelisty Purkyně v Ústí nad Labem.
- Seppälä R., Buck A., Katila P. 2009. *Adaptation of Forests and People to Climate Change – A Global Assessment Report*. IUFRO, Vienna – Helsinki.
- Sharma R.P., Vacek Z., Vacek S. 2016. Modeling individual tree height to diameter ratio for Norway spruce and European beech in Czech Republic. *Trees* 30: 1969–1982.
- Shi Z., Ji W., Viscarra Rossel R.A., Chen S., Zhou Y. 2015. Prediction of soil organic matter using a spatially constrained local partial least squares regression and the Chinese vis-NIR spectral library. *European Journal of Soil Science* 66: 679–687.
- Shen Z., Qiu J., Hong Q., Chen L. 2014. Simulation of spatial and temporal distributions of non-point source pollution load in the Three Gorges Reservoir Region. *Science of the Total Environment* 493: 138–146.
- Shugart H.H. 1998. *Terrestrial Ecosystems in Changing Environments*. Cambridge University Press, Cambridge – New York – Melbourne.
- Shukla J., Norbe C., Sellers P. 1990. Amazon Deforestation and Climate Change. *Science* 247: 1322–1325.
- Schär C., Lüthi D., Beyerle U., Heise E. 1999. The Soil-Precipitation Feedback: A Process Study with a Regional Climate Model. *Journal of Climate* 12: 722–741.
- Schröder W., Nickel S., Jenssen M., Riediger J. 2015. Methodology to assess and map the potential development of forest ecosystems exposed to climate change and atmospheric nitrogen deposition: A pilot study in Germany. *Science of the Total Environment* 521–522: 108–122.
- Schwarz O. 1997. Rekonstrukce lesních ekosystémů Krkonoš. Správa KRNP, Vrchlabí.
- Simon J. 2004. Management strategies on territories with special status of protection in the Czech Republic. *Journal of Forest Science* 50: 510–513.
- Sitková Z., Kunca V. 2008. Mapovanie kritických záťažů acidity v lesných ekosystémoch Kysuc a Oravy. *Zprávy lesnického výzkumu* 53: 147–160.
- Slodičák M., Kacálek D., Mauer O., Dušek D., Houšková K., Jurásek A., Leugner J., Novák J., Souček J., Špulák O., Podrázský V., Zouhar V. 2017. Meliorační a zpevňující funkce lesních dřevin v CHS borového a smrkového hospodářství. *Lesnický průvodce* 7: 1–44.
- Slodičák M., Novák J. 2000. Zásady výchovy hlavních hospodářských dřevin v podmínkách antropogenně změněného ekotopu. VÚLHM – VS Opočno (závěrečná zpráva).
- Smidt S., Herman F. 2004. Evaluation of air pollution-related risks for Austrian mountain forests. *Environmental Pollution* 130: 99–112.
- Souček J., Tesař V. 2008. Metodika přestavby smrkových monokultur na stanovištích přirozených smíšených porostů. *Lesnický průvodce* 4: 1–37.
- Soukupová L., Kociánová M., Harčarik J. 1996. Arкто-aplinkská tudra v Krkonoších. In: Vacek S. (ed.), *Monitoring, výzkum a management ekosystémů na území KRNP*. VÚLHM VS Opočno, Správa KRNP, ČZU, Národní lesnický komitét, Opočno: 338–344.
- Steffen W., Broadgate W., Deutch L., Gaffney O., Ludwig C. 2015. The trajectory of the Anthropocene: The Great Acceleration. *The Anthropocene Review* 2: 81–98.

- Steila D., Pond T.E. 1989. The Geography of Soils: Formation, Distribution, and Management. Rowman & Littlefield Publishers, Maryland.
- Stępień M., Samborski S., Gozdowski D., Dobers E.S., Chormański J., Szatyłowicz J. 2015. Assessment of soil texture class on agricultural fields using ECa, Amber NDVI, and topographic properties. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science* 178: 523–536.
- Storch D. 2011. Teorie ideálního lesa. *Vesmír* 90: 350–356.
- Sukhdev P. 2013. Transforming the Corporation into a Driver of Sustainability. In: Worldwatch Institute (eds.), *State of the World 2013*. Island Press, Washington D.C.: 143–153.
- Šach F. 2005. Meliorační a zpevňující dřeviny ve vztahu k funkcím lesa. In: Neuhöferová P. (ed.), *Místo biologické meliorace v obnově lesních stanovišť*. ČZU Praha. Lesnická práce, Kostelec nad Černými lesy: 7–14.
- Šamonil P., Valtera M., Šebková B., Vrška T., Houška J. 2011. Soil variability through spatial scales in a permanently disturbed natural spruce-fir-beech forest. *European Journal of Forest Research* 130: 1075–1091.
- Šebesta J., Šamonil P., Lacina J., Oulehle F., Houška J., Buček A. 2011. Acidification of primeval forests in the Ukraine Carpathians: Vegetation and soil changes over six decades. *Forest Ecology and Management* 262: 1265–1279.
- Šercelj A. 1996. The Origins and Development of Forests in Slovenia. *Slovenska Akademia znalosti in umetnosti*, Ljubljana.
- Šindelář J. 1995. Orientační představa o původním druhovém složení lesů na území České republiky. *Lesnictví-Forestry* 41: 293–299.
- Šindelář J., Frýdl J., Novotný P. 2007a. Příspěvek k charakteristikám regionálních populací – ekotypů borovice lesní (*Pinus sylvestris* L.) v České republice. *Zprávy lesnického výzkumu* 52: 148–159.
- Šindelář J., Frýdl J., Novotný P. 2007b. Příspěvek k problematice druhové skladby lesních porostů se zvláštním zřetelem k dřevinám melioračním a zpevňujícím. *Zprávy lesnického výzkumu* 52: 160–165.
- Šrámek V. 1998. SO₂ air pollution and forest health status in northwestern Czech Republic. *Chemosphere* 36: 1067–1072.
- Šrámek V., Novotný R., Uhlířová H., Bednářová E., Hůnová I. 2007. Vliv ozónu na lesní porosty – mechanismus působení, vliv na dřeviny, ukazatele poškození. *Zprávy lesnického výzkumu* 52: 138–147.
- Tesař V., Nehyba J., Konečný M. 1980. Demonstrační objekt pro hospodaření v lesích postiženými imisemi – lesní závod Broumov. Východočeské státní lesy, Hradec Králové [Průvodce. Depon. in: Výzkumný ústav lesního hospodářství a myslivosti, VS Opočno].
- Tews J., Brose U., Grimm V., Tielbörger K., Wichmann M.C., Schwager M., Jeltsch F. 2004. Animal species diversity driven by habitat heterogeneity/diversity: the importance of keystone structures. *Journal of Biogeography* 31: 79–92.
- Thalib L, Kitching R.L., Bhatti M.I. 1999. Principal component analysis for grouped data—a case study. *Environmetrics* 10: 565–574.
- Tierney J., Pausata F.S.R., de Menocal P.B. 2017. Rainfall regimes of the Green Sahara. *Science Advances* 3: e1601503.
- Tinya F., Márialigeti S. Bidló A., Ódor P. 2019. Environmental drivers of the forest regeneration in temperate mixed forests. *Forest Ecology & Management* 433: 720–728.
- Tomášková, I. 2004. Evaluation of changes in the tree species composition of Czech forests. *Journal of Forest Science* 50: 31–37.
- Tomášková I., Pokorný R., Marek M. V. 2007. Influence of stand density, thinning and elevated CO₂ on stem wood density of spruce. *Journal of Forest Science* 53: 400–405.
- Thompson L.G., Mosley-Thompson E., Davis M.E., Henderson K.A., Brecher H.H., Zagorodov V.S., Mashiotta T.A., Lin P.-N., Mikhalevko V.N., Hardy D.R., Beer J. 2002. Kilimandjaro Ice Core Records: Evidence of Holocene Climate Change in Tropical Africa. *Science* 298: 589–593.
- Toomanian N., Jalalian A., Khademi H., Eghbal M.K., Papritz A. 2006. Pedodiversity and pedogenesis in Zayandeh-rud Valley, Central Iran. *Geomorphology* 81: 376–393.
- Tuovinen J.-P., Hakola H., Karlsson P.E., Simpson D. 2013. Air Pollution Risks to Northern European Forests in a Changing Climate. In: Matyssek R., Clarke N., Cudlin P., Mikkelsen T.N., Tuovinen J.-P., Wieser G., Paoletti E. (eds.), *Climate Change, Air Pollution and Global Challenges: Understanding and Perspectives from Forest Research*. *Developments in Environmental Science* 13: 77–99.
- Turner S.K., Hull P.M., Kump L.R., Ridgwell A. 2017. A probabilistic assessment of the rapidity of PETM onset. *Nature Communications* 8: #353.
- Turpault M.-P., Bonnaud P., Fighter J., Ranger J., Dambrine E. 1996. Distribution of cation exchange capacity between organic matter and mineral fractions in acid forest soils (Vosges mountains, France). *European Journal of Soil Science* 47: 545–556.
- Ulrich B. 1995. The history and possible cause of forest decline in Central Europe, with particular attention to the German situation. In: EC, UN/ECE, *Forest Soil Condition in Europe. Results of a Large-Scale Soil Survey*. Technical Report, Brussel – Geneva.

- Urban O., Marek M. V., Janouš D. 2000. Long-term influence of elevated CO₂ concentration is responsible for down-regulation of Norway spruce photosynthesis. *Ekológia (Bratislava)* 19: 24–34.
- Vaccari D.A. 2009. Phosphorus: A Looming Crisis. *Scientific American* 300: 54–59.
- Vacek S., Podrázský V., Špulák O. 2005. Půdy základních porostních typů Krkonoš a možnosti jejich biologické meliorace. In: Neuhöferová P. (ed.), *Místo biologické meliorace v obnově lesních stanovišť*. ČZU Praha: 29–41.
- Vacek S., Matějka K., Simon J., Malík V., Schwarz O., Podrázský V., Minx T., Tesař V., Anděl P., Jankovský L., Mikeska M. 2007. Zdravotní stav a dynamika lesních ekosystémů Krkonoš pod stresem vyvolaným znečištěním ovzduší. *Folia Forestalia Bohemica* 4: 1–216.
- Valtera M., Šamonil P., Boublík K. 2013. Soil variability in naturally disturbed Norway spruce forests in the Carpathians: bridging spatial scales. *Forest Ecology & Management* 310: 134–146.
- Van Gool W. 1997. Energy Policy: Fairy Tales and Factualities. In: Soares O.D.D., da Cruz A.M., Pereira C., Soares I.M.R.T., Reis A.J.P.S., *Innovation and Technology – Strategies and Policies*. Kluwer Academic Publishers: 93–105.
- Vanmechelen L., Groenemans R., Van Ranst E. 1997. Forest Soil Condition in Europe. Results of a Large-Scale Soil Survey. EC-UN/ECE, Brussels – Geneva.
- Vašíček J. 2010. Podíl listnatých dřevin v lesích. Výsledky státní lesnické politiky ČR po roce 1989. *Lesnická práce* 89: 652–655.
- Vlčková V., Buček A., Machar I., Kiliánová H. 2015. The Application of Geobiocoenological Landscape Typology in the Modelling of Climate Change Implications. *Journal of Landscape Ecology* 8: 69–81.
- Vranová V., Samec P. 2005. State of soil sorption complex in substitute stands under decreased air-pollution load in submontane conditions of the Podkrkonoší region. *Electronic Journal of Polish Agricultural Universities* 8: #11.
- Vrška T. 2006. Limity přestavby borových monokultur a otázka přírodě blízkého hospodaření v nich. In: Červený M., Mikeska M., Souček J., Vrška T. (eds.), *Přestavby borových monokultur – možnosti a cíle*. ČLS, LČR s.p., Plasy – Brno: 1–3.
- Vrška T., Hort L., Odehnalová P., Adam D., Horal D. 2000. Prales Mionší – historický vývoj a současný stav. *Journal of Forest Science* 46: 411–424.
- Vrška T., Hort L., Adam D., Odehnalová P., Horal D. 2002. Dynamika vývoje pralesovitých rezervací v ČR I – Českomoravská vrchovina (Polom, Žákova hora). *Academia*, Praha.
- Vrubel J., Zapletal M., Birgusová E., Chroust P., Sánka M., Hon J. 2009. Návrh nového systému kompenzace imisních škod vlastníkům lesa. *Ekotoxa*, Brno – Opava (závěrečná zpráva).
- Vyskot I., Kapounek L., Krešl J., Kupec P., Macků J., Rožnovský J., Schneider J., Smítka D., Špaček F., Volný S. 2003. Kvantifikace a hodnocení funkcí lesů České republiky. MŽP ČR, Praha.
- Vyskot I., Špaček F., Schneider J., Kupec P., Smítka D., Šedivý V., Kapounek L. 2005. Funkční integrace struktur lesních porostů. In: Kulhavý J., Skoupý A., Kantor P., Simon J. (eds.), *Trvale udržitelné hospodaření v lesích a v krajině: od koncepce k realizaci*. MZLU v Brně: 287–293.
- Vyskot I., Schneider J., Pokorný R., Marek M.V. 2011. Vázání uhlíku lesními ekosystémy a jeho místo v systému celospolečenských funkcí lesů. In: Marek M.V., Ač A., Apltaufer J., Bodlák L., Burešová R., Cienciala E., Cudlín P., Cudlínová E., Czerný R., Čížková H., Dubrovský P., Dušek J., Exnerová Z., Havránková K., Henzlík V., Janderková J., Janouš D., Lapka M., Macků J., Marek M.V., Matějka K., Pavelka M., Pechar L., Pokorný J., Pokorný R., Schneider J., Stará L., Středa T., Šefrna L., Taufarová K., Tomášková I., Urban O., Vyskot I., Zatloukal V., Zemek F., Zittová M., *Uhlík v ekosystémech České republiky v měnícím se klimatu*. Academia, Praha: 233–253.
- Vyskot M. 1986. Stav a prognóza Československých lesů. *Lesnictví* 32: 1–26.
- Waid J.S. 1999. Does soil biodiversity depend upon metabiotic activity and influences? *Applied Soil Ecology* 13: 151–158.
- Waldner P., Thimonier A., Pannatier E.G., Etzold S., Schmitt M., Marchetto A., Rautio P., Derome K., Nieminen T.M., Nevalainen S., Lindroos A.-J., Merilä P., Kindermann G., Neumann M., Cools N., de Vos B., Roskams P., Verstraeten A., Hansen K., Karlsson G.P., Dietrich H.-P., Raspe S., Fischer R., Lorenz M., Iost S., Granke O., Sanders T.G.M., Michel A., Nagel H.-D., Scheuschner T., Simončič P., von Wilpert K., Meesenburg H., Fleck S., Benham S., Vanguelova E., Clarke N., Ingerslev M., Vesterdal L., Gundersen P., Stupak I., Jonard M., Potočić N., Minaya M. 2015. Exceedance of critical loads and of critical limits impacts tree nutrition across Europe. *Annals of Forest Science* 72: 929–939.
- Walkey A., Black I.A. 1934. An examination of the Degtjareff method for determining soil organic matter and a proposed modification of the chromic acid titration method. *Soil Science* 37: 29–38.
- White R.E. 1987. *Introduction to the Principles and Practice of Soil Science*. Blackwell Scientific Publications, Oxford.

- Willits F.K., Theodori G.L., Luloff A.E. 2016. Another look at Likert scales. *Journal of Rural Social Science* 31: 126–139.
- Wilson E.O. 2000. On the Future of Conservation Biology. *Conservation Biology* 14: 1–3.
- Wilson E.O. 2010. *The Diversity of Life*. Harvard University Press, Cambridge, Massachusetts.
- Woo S.W. 2009. Forest decline of the world: A linkage with air pollution and global warming. *African Journal of Biotechnology* 8: 7409–7414.
- Zahir Z.A., Malik M.A. ur R., Arshad M. 2001. Soil Enzymes Research: A Review. *Online Journal of Biological Science* 1: 299–307.
- Zach J. 2001. Využití matematických modelů při zpracování LHP. In: Kadavý J., Simon J., Mazal P. (eds.), *Nová strategie zpracování lesních hospodářských plánů*. MZLU v Brně: 48–56.
- Zapletal M. 2006. Atmospheric deposition of nitrogen and sulphur in relation to critical loads of nitrogen and acidity in the Czech Republic. *Journal of Forest Science* 52: 92–100.
- Zar J.H. 1994. *Biostatistical Analysis*. Prentice-Hall Int., New Jersey.
- Zbiral J., Honsa I., Malý S., Čizmár D. 2004. *Analýza půd III. Jednotné pracovní postupy*. ÚKZÚZ, Brno.
- Zbiral J., Tieffová P., Fritsch K., Srnková J., Urbánková E., Rychlý M., Keilová R. 2003. *Analýza půd II. Jednotné pracovní postupy*. ÚKZÚZ, Brno.
- Zeng C., Yang L., Zhu A.-X., Rossiter D.G., Liu J., Liu J., Qin C., Wang D. 2016. Mapping soil organic matter concentration at different scales using a mixed geographically weighted regression method. *Geoderma* 281: 69–82.
- Zhang L., Dawes W.R., Walker G.R. 2001. Response of mean annual evapotranspiration to vegetation changes at catchment scale. *Water Resources Research* 37: 701–708.
- Ziche D., Seidling W. 2010. Homogenisation of climate time series from ICP Forests Level II monitoring sites in Germany based on interpolated climate data. *Annals of Forest Science* 67: 804.
- Zlatník A. 1935. Vývoj a složení přirozených lesů na Podkarpatské Rusi a jejich vztah ke stanovišti – Entwicklung und Zusammensetzung der Naturwälder in Podkarpatská Rus und ihre Beziehung zum Standart [Studie o státních lesích na Podkarpatské Rusi 3]. In: *Sborník výzkumných ústavů zemědělských ČSR 127*, Praha.
- Zlatník A. 1938. Prozkum přirozených lesů na Podkarpatské Rusi – Durchforschung der Natuwälder in Podkarpatská Rus. In: *Sborník výzkumných ústavů zemědělských ČSR 152*, Praha.
- Zlatník A. 1956. Nástin lesnické typologie na biogeocenologickém základě a rozlišení československých lesů podle skupin lesních typů. In: Polanský B. (ed.), *Pěstění lesů III*. SZN, Praha: 317–401.
- Zlatník A. 1957. Využití generálních typologických map k vytváření územních celků. *Sborník VŠZ C*: 75–89.
- Žárník M. 2008. Návrh úpravy systému edafických kategorií. In: Samec P. (ed.), *Metody zpracování dat v lesnickém monitoringu*. *Folia Forestalia Bohemica (Proceedings)* 2: 124–131.
- Žárník M., Holuša O., Boublík K. 2005. Geobiocenologické otázky k (re)konstrukcím přirozené vegetace s významnou účastí dubů (*Quercus* sp.). In: Douda J., Joza V., Šamonil P. (eds.), *Problematika lesnické typologie VII*. ČZU, Praha: 29–31.

PŘÍLOHY

SEZNAM PŘÍLOH

- Příloha 1 Zastoupení lesních dřevin na stanovištích různých půdních typů.
- Příloha 2 Diskriminační funkce vztahu lesních dřevin s chemickými vlastnostmi svrchních půdních horizontů.
- Příloha 3 Diskriminační funkce vztahu lesních dřevin s chemickými vlastnostmi diagnostických půdních horizontů.
- Příloha 4 Úměry parametrů fyzikálně-chemických vlastností lesních půd v geograficky vážených regresích.
- Příloha 5 Úměry parametrů chemických vlastností lesních půd v geograficky vážených regresích.
- Příloha 6 Vlastnosti ekosystémové diverzity lesů ve vztahu k naléhavosti přeměny druhové skladby v biogeografických regionech.
- Příloha 7 Parametry geograficky vážené regrese půdních vlastností s geodiverzitou nebo dendrodiverzitou v rozsazích biogeografických podprovincií.

Příloha 1. Zastoupení lesních dřevin na stanovištích různých vzorkovaných půdních typů během průzkumů za dominantní průmyslové zátěže (1985–1994) a environmentální změny (2003–2012).

Období	Dřevina	LI	RN	RZ	PR	RG	FL	KO	CE	CC	SE	HN	LU	KA	PE	KP	PZ	PG	SG	GL	OR	KU	AN	
1985–1994	SM	-	25.71	31.25	22.73	-	18.75	-	-	-	-	10.26	52.27	62.96	-	82.59	50.84	70.68	85.71	79.10	60.87	-	-	
	BO	-	14.29	18.75	31.82	100.00	-	-	-	-	-	5.13	27.27	10.79	-	3.24	42.83	16.06	-	7.46	28.26	-	-	
	BL+KOS	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	8.70	-	-
	JD	-	5.71	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0.13	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	MD	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0.99	-	-	1.90	0.40	-	-	-	-	-	-
	BK	-	45.71	-	-	-	12.50	-	-	-	-	15.38	4.55	16.05	-	14.17	2.32	2.81	-	5.97	2.17	-	-	-
	DB	-	-	31.25	45.45	-	37.50	-	100.00	-	100.00	61.54	15.15	7.50	-	-	1.27	8.84	14.29	2.99	-	-	-	-
	BR	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	2.56	-	0.39	-	-	0.42	0.80	-	-	-	-	-	-
	JS	-	-	-	-	-	25.00	-	-	-	-	-	-	0.72	-	-	-	-	-	2.99	-	-	-	-
	JV	-	2.86	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0.13	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	HB	-	5.71	18.75	-	-	-	-	-	-	-	5.13	-	0.07	-	-	-	0.40	-	-	-	-	-	-
	LP	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0.76	0.20	-	-	0.42	-	-	-	-	-	-	-
	OL	-	-	-	-	-	6.25	-	-	-	-	-	-	0.07	-	-	-	-	-	1.49	-	-	-	-
	Celkem	-	1.22	0.56	0.76	0.14	0.56	-	0.03	-	0.03	1.36	4.59	52.85	-	8.59	16.48	8.66	0.24	2.33	1.60	-	-	-
2003–2012	SM	12.50	54.50	-	15.49	13.33	11.04	50.00	-	-	-	14.12	42.52	56.86	-	77.26	57.58	57.96	64.29	52.47	76.32	100.00	18.42	
	BO	87.50	12.00	-	14.08	66.67	2.45	10.00	-	-	-	4.71	15.89	12.12	-	6.84	35.61	15.41	14.29	6.17	5.26	-	15.79	
	BL+KOS	-	0.50	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0.17	-	0.62	7.89	-	-	
	JD	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0.45	-	-	0.19	0.34	-	0.62	-	-	-	
	MD	-	2.00	-	1.41	6.67	1.23	-	-	-	-	4.12	-	1.68	-	0.22	0.57	0.34	-	-	-	-	-	
	BK	-	22.50	8.33	8.45	-	-	10.00	-	-	-	15.88	13.55	15.90	-	14.13	3.03	9.21	-	4.32	-	-	-	
	DB	-	4.50	41.67	53.52	13.33	27.61	20.00	100.00	58.33	50.00	50.00	22.43	8.74	100.00	0.44	2.46	11.56	21.43	5.56	-	-	15.79	
	BR	-	1.00	-	-	-	1.84	-	-	-	-	-	0.93	1.10	-	0.88	0.57	1.01	-	2.47	-	-	10.53	
	JS	-	0.50	33.33	4.23	-	23.93	-	-	29.17	-	2.35	-	0.81	-	-	-	0.50	-	0.62	-	-	31.58	
	JV	-	1.00	12.50	-	-	6.13	10.00	-	-	16.67	1.76	0.47	0.42	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
	HB	-	1.50	4.17	1.41	-	0.61	-	-	-	16.67	2.94	0.47	0.63	-	-	-	0.34	-	-	-	-	5.26	
	LP	-	-	-	-	-	5.52	-	-	-	-	3.53	2.34	0.78	-	-	-	0.50	-	0.62	-	-	2.63	
	OL	-	-	-	1.41	-	7.36	-	-	8.33	-	0.59	0.47	0.25	-	0.22	-	2.01	-	24.07	10.53	-	-	
	TP	-	-	-	-	-	1.23	-	-	4.17	-	-	0.47	0.22	-	-	-	0.50	-	-	-	-	-	
VR	-	-	-	-	-	11.04	-	-	-	16.67	-	0.47	0.04	-	-	-	0.17	-	2.47	-	-	-		
Celkem	0.22	2.76	0.33	0.98	0.21	2.25	0.14	0.01	0.33	0.08	2.35	2.96	61.82	0.03	6.26	7.30	8.25	0.39	2.24	0.53	0.03	0.53		

Príloha 2. Diskriminační funkce vztahu lesních dřevin s chemickými vlastnostmi svrchních půdních horizontů během průzkumů za dominantní průmyslové zátěže (1985–1994) a environmentální změny (2003–2012).

Období	Dřevina	pH	KVK	BS	C_{org}	N_t	Al₂O₃	CaO	MgO	P₂O₅	c
1985–1994	SM	-0.30	0.10	-0.31	0.06	0.08	0.05	0.03	0.10	0.05	-0.59
	BO	0.11	-0.41	0.54	0.64	-0.80	-0.67	-0.05	-0.25	-0.38	-2.43
	BL+KOS	-1.61	0.20	0.72	-2.28	3.21	-1.15	0.17	0.61	-0.21	-9.14
	JD	0.25	-0.38	0.80	-0.15	-0.05	0.57	-0.26	0.60	0.27	-7.54
	MD	0.47	-0.39	0.18	-0.53	0.30	-0.34	-0.13	-0.13	0.06	-5.00
	BK	0.47	0.08	0.12	-0.72	0.59	0.16	-0.03	0.14	0.21	-2.43
	DB	1.15	-0.02	0.92	-0.53	0.03	0.71	-0.03	-0.60	0.11	-3.87
	BR	0.28	-0.46	0.83	-0.43	0.61	0.56	-0.40	0.39	-0.33	-6.20
	JS	1.25	0.21	0.89	-1.72	1.54	0.01	-0.46	2.20	0.69	-10.09
	JV	2.24	-0.45	0.77	0.17	-0.15	0.50	-0.61	-0.09	0.77	-9.75
	HB	2.89	1.45	1.33	-0.64	0.27	2.83	0.00	-1.29	-0.78	-14.76
	LP	1.51	0.31	-0.59	0.52	-1.34	0.30	2.10	-0.21	0.21	-9.93
OL	0.81	-0.88	2.08	-0.55	-0.22	1.94	-0.42	-1.00	-0.70	-9.94	
2003–2012	SM	-0.10	0.00	-0.41	0.19	0.03	-0.06	-0.04	0.00	0.01	-0.58
	BO	-0.22	-0.26	0.31	0.75	-0.86	-0.10	0.06	0.16	-0.18	-2.32
	BL+KOS	1.79	-0.02	-2.37	0.08	1.18	-0.59	-0.11	-0.01	-0.03	-8.13
	JD	0.28	-0.25	-0.24	-0.21	0.38	0.26	-0.05	0.02	-0.54	-6.27
	MD	-0.10	-0.21	0.30	-0.31	-0.19	-0.50	-0.17	1.05	0.23	-4.94
	BK	-0.17	0.06	0.47	-0.41	0.22	0.01	0.05	0.09	0.09	-2.12
	DB	0.77	0.28	1.01	-0.93	0.37	0.33	0.00	-0.31	-0.09	-3.55
	BR	0.18	0.08	0.33	-1.13	0.47	-0.17	-0.12	0.02	0.43	-4.60
	JS	1.44	0.37	1.78	-1.18	-0.22	1.11	0.75	-0.71	0.26	-9.47
	JV	0.30	0.06	1.48	-1.28	-0.61	0.31	0.06	0.00	1.37	-7.52
	HB	1.13	-0.20	1.38	-0.84	-0.18	0.68	-0.30	-0.49	0.43	-7.66
	LP	0.93	-0.41	1.44	-1.03	0.18	0.24	0.03	-0.28	0.33	-6.62
	OL	0.00	-0.23	2.18	-2.20	1.86	0.88	1.68	-0.64	-1.04	-8.43
	TP	2.24	-0.42	1.71	-0.90	0.48	0.18	-0.55	-0.41	-1.00	-10.59
VR	4.30	-0.52	0.94	0.09	0.05	0.40	-0.79	-0.33	-0.99	-13.83	

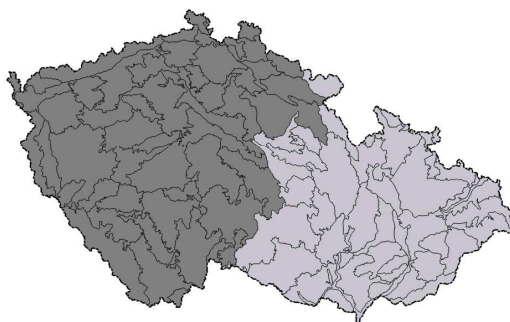
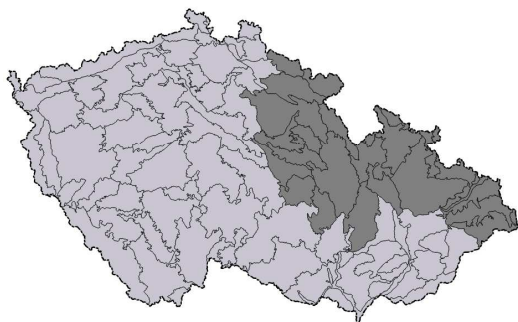
Priloha 3. Diskriminační funkce vztahu lesních dřevin s chemickými vlastnostmi diagnostických půdních horizontů během průzkumů za dominantní průmyslové zátěže (1985–1994) a environmentální změny (2003–2012).

Období	Dřevina	pH	KVK	BS	C_{org}	N_t	Al₂O₃	CaO	MgO	P₂O₅	c
1985–1994	SM	-0.26	0.03	-0.22	-0.01	0.01	0.29	0.02	0.01	0.02	-0.65
	BO	0.21	-0.08	0.22	0.28	-0.30	-0.70	-0.11	-0.31	-0.13	-2.08
	BL+KOS	-0.57	-0.93	0.53	-2.86	8.98	-1.75	-0.12	0.31	-0.17	-27.76
	MD	0.36	0.13	0.02	0.09	-0.34	-0.22	-0.38	-0.05	0.07	-5.12
	BK	0.47	0.29	0.13	-0.09	0.14	-0.40	-0.37	0.53	0.15	-2.14
	DB	0.00	-0.66	0.69	-0.21	-0.05	0.21	1.25	-0.29	-0.29	-3.60
	BR	0.31	0.05	-0.10	-0.20	0.24	0.25	-0.26	0.37	-0.50	-5.78
	JS	1.49	0.11	0.70	-0.85	1.43	0.69	-0.79	0.21	-0.01	-6.48
	JV	0.60	0.05	-0.15	-0.08	0.43	-0.41	-0.42	0.90	0.32	-6.31
	HB	1.06	-0.04	1.17	-0.59	1.02	1.63	-0.65	-0.99	-0.09	-7.67
	LP	0.54	0.21	0.46	-0.06	-0.51	0.60	-0.54	-1.30	1.68	-7.51
OL	3.98	0.41	0.97	0.59	-0.70	-1.48	-2.44	-2.09	2.90	-15.77	
2003–2012	SM	-0.06	-0.01	-0.29	0.00	0.05	0.01	-0.02	0.01	-0.01	-0.60
	BO	-0.43	-0.19	0.56	0.24	-0.49	-0.05	0.05	0.07	0.06	-2.07
	BL+KOS	0.21	-0.53	-0.44	4.78	-1.23	-0.05	0.03	-0.10	-0.30	-12.77
	JD	0.00	-0.02	-0.39	-0.35	0.17	0.33	-0.05	0.02	-0.01	-5.81
	MD	0.00	-0.15	0.15	-0.03	-0.12	-0.16	-0.12	0.69	0.04	-4.42
	BK	0.18	0.18	-0.18	0.00	0.08	-0.04	-0.05	0.00	-0.03	-2.22
	DB	0.22	0.28	0.69	-0.18	-0.01	0.13	0.10	-0.17	-0.06	-2.82
	BR	0.59	-0.20	-0.07	-0.16	0.08	-0.17	-0.21	-0.08	0.14	-4.29
	JS	1.15	0.27	1.34	-0.72	0.78	0.03	0.33	-0.32	0.36	-7.25
	JV	0.58	-0.14	0.95	-0.47	0.25	-0.27	-0.20	0.06	0.71	-6.22
	HB	0.59	-0.18	0.78	-0.47	0.72	0.08	-0.14	-0.25	0.24	-6.00
	LP	0.49	-0.13	1.08	-0.23	-0.08	-0.03	-0.18	-0.17	0.13	-5.69
	OL	0.52	-0.25	1.43	-0.98	1.93	0.00	0.20	-0.31	-0.37	-6.88
	TP	1.86	-0.38	0.83	-0.39	0.44	-0.17	1.50	-0.09	-0.13	-10.25
VR	4.38	-0.41	-0.21	0.41	-0.06	-0.63	-0.40	-0.27	-0.15	-12.00	

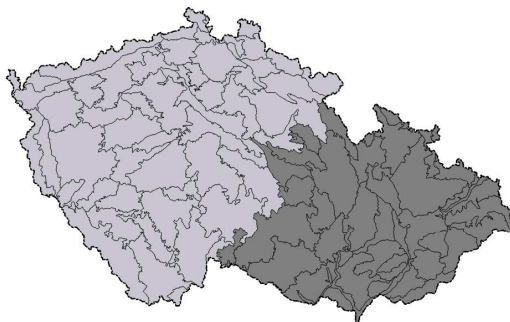
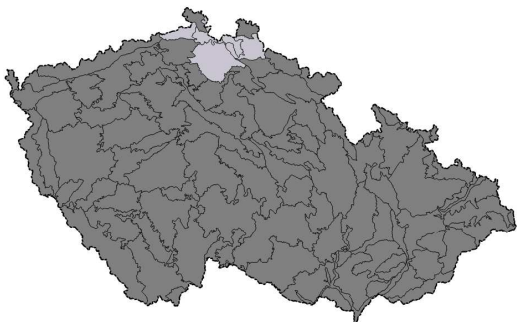
Geodiverzita

Dendrodiverzita

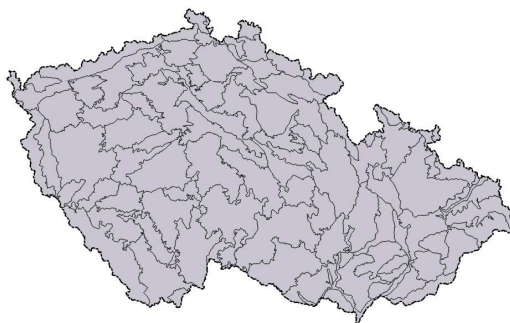
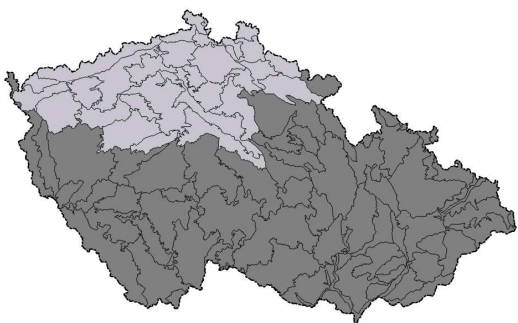
Kationtová výměnná kapacita



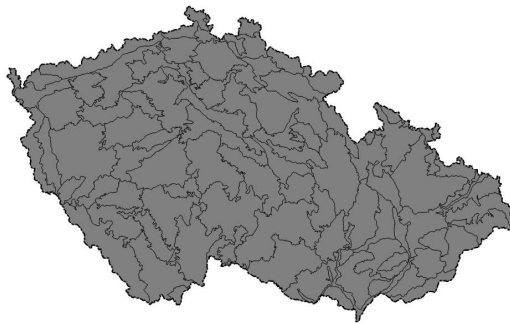
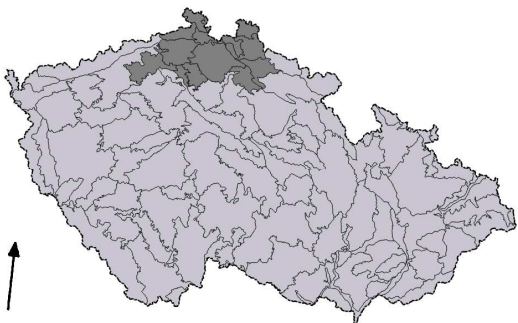
Bazická saturace



Organický uhlík



Celkový dusík



▬ Státní hranice □ záporná úměra
□ Biogeografický region ■ kladná úměra

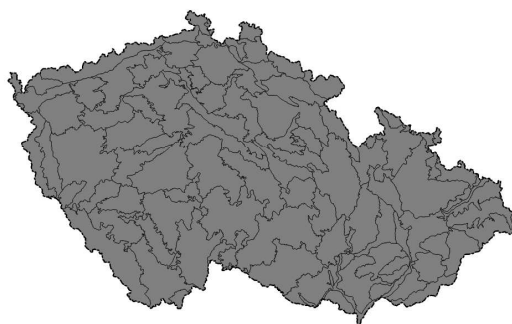
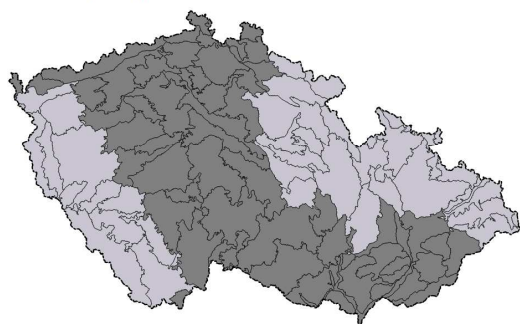
50 0 50 100 150 200 km

Příloha 4. Úměry parametrů fyzikálně-chemických vlastností lesních půd v geograficky vážených regresích s diverzitou geochor nebo dřevin.

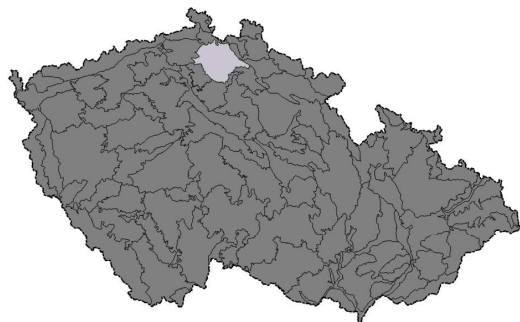
Geodiverzita

Dendrodiverzita

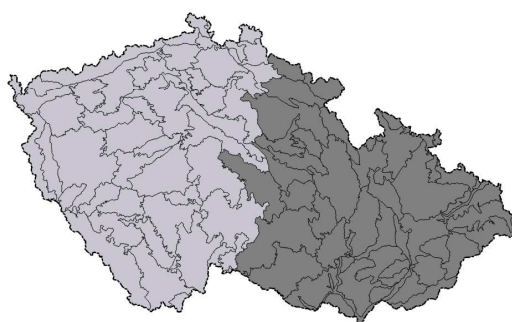
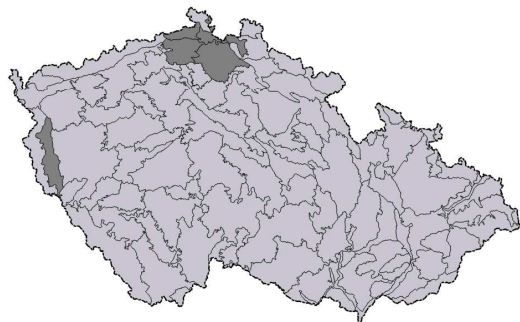
Celkový vápník



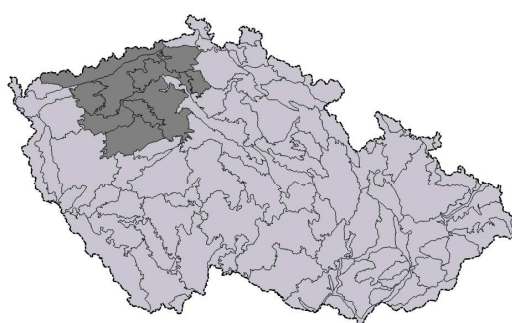
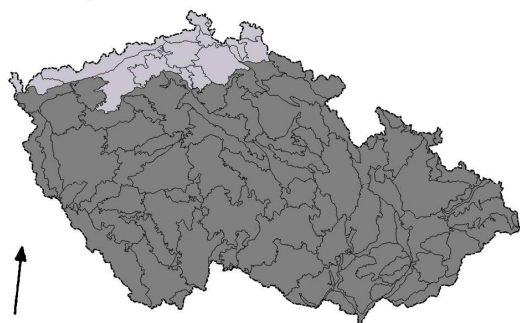
Celkový hořčík



Celkový hliník



Celkový fosfor



▬ Státní hranice □ záporná úměra
□ Biogeografický region ■ kladná úměra

50 0 50 100 150 200 km

Príloha 5. Úměry parametrů chemických vlastností lesních půd v geograficky vážených regresích s diverzitou geochor nebo dřevin.

Priloha 6. Vlastnosti ekosystémové diverzity lesů ve vztahu k naléhavosti přeměny druhové skladby v biogeografických regionech na území ČR zjištěné pomocí H'-indexů geodiverzity a dendrodiverzity, shlukové analýzy a geograficky vážené regrese. BGP – biogeografická podprovincie; BR – bioregion; RP-KVK - rozsah poklesu kationtové výměnné kapacity; RPZ-SM - rozsah proměnlivosti zastoupení smrku; NPL – naléhavost přeměny lesů.

BGP	BR	Rozloha (km ²)	Lesnatost (%)	Rozmístění půdních sond	Ekodiverzita		Shluková analýza		Geograficky vážená regrese		
					geo-	dendro-	RP-KVK	RPZ-SM	R ²	e	NPL
Hercynská	1.1	108.31	8.30	pseudonáhodné	2.64	3.54	80-90 %	50-70 %	0.65	optimální	střední
	1.2	94.16	5.73	pseudonáhodné	3.30	3.25	80-90 %	50-70 %	0.63	optimální	dostatečná
	1.3	25.76	18.94	kvazi-náhodné	1.63	2.03	< 80 %	50-70 %	0.60	neoptimální	nizká
	1.4	111.38	17.14	pseudonáhodné	2.47	2.89	< 80 %	50-70 %	0.58	optimální	střední
	1.5	51.38	4.39	kvazi-náhodné	2.41	3.25	80-90 %	70-95 %	0.60	optimální	dostatečná
	1.6	209.33	20.73	nepravidelné	2.28	2.51	80-90 %	70-95 %	0.57	neoptimální	nizká
	1.7	158.46	13.34	nepravidelné	2.41	2.49	80-90 %	50-70 %	0.59	optimální	dostatečná
	1.8	107.95	18.68	pseudonáhodné	1.95	2.20	80-90 %	50-70 %	0.60	neoptimální	nizká
	1.9	296.42	14.93	kvazi-pravidelné	3.02	2.64	80-90 %	50-70 %	0.58	optimální	střední
	1.10	237.92	63.61	nepravidelné	2.65	2.04	< 80 %	> 95 %	0.59	neoptimální	vyšoká
	1.11	3.62	0.52	kvazi-náhodné	0.68	3.53	> 90 %	50-70 %	0.63	optimální	střední
	1.12	64.19	10.01	kvazi-náhodné	2.04	3.12	> 90 %	50-70 %	0.62	neoptimální	vyšoká
	1.13	188.59	29.15	nepravidelné	2.49	3.10	výhradní	> 95 %	0.65	optimální	střední
	1.14	130.44	19.82	nepravidelné	3.50	3.04	> 90 %	> 95 %	0.62	neoptimální	vyšoká
	1.15	205.21	30.49	nepravidelné	2.88	3.08	< 80 %	50-70 %	0.60	optimální	dostatečná
	1.16	251.67	33.03	kvazi-pravidelné	3.56	2.38	< 80 %	70-95 %	0.67	optimální	střední
	1.17	161.40	38.43	nepravidelné	2.19	2.65	80-90 %	50-70 %	0.65	optimální	dostatečná
	1.18	80.11	17.92	kvazi-náhodné	2.65	3.10	> 90 %	50-70 %	0.65	optimální	dostatečná
	1.19	604.61	48.25	pravidelné	3.29	2.87	> 90 %	> 95 %	0.67	optimální	dostatečná
	1.20	542.79	31.63	pravidelné	4.17	2.55	< 80 %	> 95 %	0.65	neoptimální	vyšoká
	1.21	597.03	37.67	pravidelné	3.38	2.23	> 90 %	70-95 %	0.65	optimální	střední
	1.22	582.74	30.49	pravidelné	3.87	2.27	< 80 %	70-95 %	0.62	optimální	střední
	1.23	537.55	29.55	pravidelné	3.27	2.77	< 80 %	> 95 %	0.65	neoptimální	vyšoká
	1.24	341.78	42.35	kvazi-pravidelné	3.37	2.85	> 90 %	70-95 %	0.64	optimální	střední
	1.25	51.64	61.47	kvazi-náhodné	1.37	2.78	výhradní	50-70 %	0.64	neoptimální	vyšoká
	1.26	101.51	15.57	pseudonáhodné	2.61	2.75	80-90 %	50-70 %	0.65	optimální	dostatečná
	1.27	150.49	19.80	pseudonáhodné	3.68	1.94	80-90 %	> 95 %	0.66	neoptimální	vyšoká
	1.28	968.46	33.59	pravidelné	3.70	2.04	< 80 %	50-70 %	0.66	neoptimální	vyšoká
	1.29	174.23	23.20	nepravidelné	2.63	2.18	80-90 %	50-70 %	0.66	neoptimální	nizká
	1.30	92.45	12.68	kvazi-náhodné	2.42	2.48	> 90 %	70-95 %	0.65	optimální	dostatečná
	1.31	662.20	37.80	pravidelné	2.90	1.73	80-90 %	> 95 %	0.65	neoptimální	vyšoká
	1.32	221.24	77.63	nepravidelné	2.54	2.37	80-90 %	50-70 %	0.60	optimální	střední
	1.33	157.88	51.43	nepravidelné	1.28	2.32	80-90 %	50-70 %	0.59	optimální	dostatečná
1.34	482.26	43.96	pravidelné	3.01	1.87	< 80 %	> 95 %	0.58	neoptimální	vyšoká	
1.35	107.20	28.82	pseudonáhodné	1.88	2.53	< 80 %	70-95 %	0.56	optimální	dostatečná	
1.36	153.22	34.35	nepravidelné	2.78	1.98	> 90 %	50-70 %	0.56	neoptimální	nizká	
1.37	334.31	34.54	kvazi-pravidelné	2.74	1.88	80-90 %	50-70 %	0.57	neoptimální	vyšoká	
1.38	217.63	38.45	nepravidelné	3.60	1.71	> 90 %	50-70 %	0.58	neoptimální	vyšoká	
1.39	629.57	29.89	pravidelné	2.93	1.94	> 90 %	> 95 %	0.62	neoptimální	vyšoká	
1.40	118.48	37.73	pseudonáhodné	3.47	2.23	> 90 %	50-70 %	0.66	neoptimální	vyšoká	
1.41	182.96	33.14	nepravidelné	3.41	1.89	> 90 %	50-70 %	0.66	neoptimální	nizká	
1.42	261.36	26.19	kvazi-pravidelné	3.04	2.10	> 90 %	50-70 %	0.66	neoptimální	nizká	
1.43	627.80	37.98	pravidelné	3.87	2.14	> 90 %	70-95 %	0.66	optimální	střední	
1.44	583.06	68.92	pravidelné	2.42	1.71	< 80 %	70-95 %	0.67	neoptimální	nizká	
1.45	114.57	27.15	pseudonáhodné	2.91	2.06	> 90 %	50-70 %	0.64	optimální	dostatečná	
1.46	692.46	32.60	pravidelné	2.90	1.43	> 90 %	50-70 %	0.63	neoptimální	nizká	
1.47	91.21	39.83	kvazi-náhodné	2.33	1.89	> 90 %	50-70 %	0.65	optimální	dostatečná	
1.48	410.32	27.35	kvazi-pravidelné	2.56	1.69	80-90 %	70-95 %	0.61	neoptimální	nizká	
1.49	291.05	39.60	kvazi-pravidelné	3.89	2.30	80-90 %	> 95 %	0.60	optimální	střední	
1.50	719.40	28.30	pravidelné	3.24	1.61	> 90 %	> 95 %	0.64	neoptimální	vyšoká	
1.51	276.55	40.97	kvazi-pravidelné	3.05	2.12	> 90 %	50-70 %	0.63	neoptimální	vyšoká	
1.52	704.98	53.86	pravidelné	2.22	2.36	> 90 %	< 50 %	0.63	optimální	dostatečná	
1.53	394.05	43.21	kvazi-pravidelné	3.60	2.15	> 90 %	> 95 %	0.61	neoptimální	vyšoká	
1.54	1056.49	43.53	pravidelné	2.37	2.26	80-90 %	< 50 %	0.62	neoptimální	vyšoká	
1.55	70.11	22.69	kvazi-náhodné	1.74	2.99	80-90 %	50-70 %	0.62	optimální	dostatečná	
1.56	101.80	22.42	pseudonáhodné	3.17	2.59	80-90 %	70-95 %	0.58	optimální	střední	
1.57	97.64	42.09	pseudonáhodné	2.51	1.76	80-90 %	50-70 %	0.59	neoptimální	nizká	
1.58	277.13	56.67	kvazi-pravidelné	3.02	1.70	80-90 %	> 95 %	0.65	neoptimální	vyšoká	
1.59	925.66	73.41	pravidelné	3.34	2.39	80-90 %	zvýšení	0.64	optimální	střední	
1.60	524.21	47.27	pravidelné	3.94	1.47	> 90 %	> 95 %	0.65	neoptimální	vyšoká	
1.61	570.64	66.20	pravidelné	3.08	1.40	> 90 %	> 95 %	0.65	neoptimální	nizká	
1.62	1428.32	67.53	pravidelné	3.73	1.35	> 90 %	zvýšení	0.66	neoptimální	vyšoká	
1.63	136.84	80.02	pseudonáhodné	3.08	1.22	> 90 %	50-70 %	0.66	neoptimální	vyšoká	
1.64	238.27	63.71	nepravidelné	2.45	1.27	> 90 %	zvýšení	0.65	neoptimální	nizká	
1.65	357.37	51.87	kvazi-pravidelné	3.02	1.00	> 90 %	zvýšení	0.62	neoptimální	nizká	
1.66	153.85	77.31	nepravidelné	1.65	1.93	> 90 %	50-70 %	0.58	neoptimální	nizká	
1.67	391.05	74.34	kvazi-pravidelné	3.44	1.65	> 90 %	50-70 %	0.57	neoptimální	vyšoká	
1.68	344.32	80.83	kvazi-pravidelné	2.69	1.30	80-90 %	50-70 %	0.57	neoptimální	nizká	
1.69	309.13	52.31	kvazi-pravidelné	2.92	1.35	< 80 %	50-70 %	0.60	neoptimální	vyšoká	
1.70	977.75	77.97	pravidelné	2.89	1.36	> 90 %	> 95 %	0.61	neoptimální	vyšoká	
1.71	59.05	8.65	kvazi-náhodné	2.60	3.00	80-90 %	50-70 %	0.60	neoptimální	vyšoká	
Polonská	2.1	41.03	19.17	kvazi-náhodné	1.79	2.92	80-90 %	50-70 %	0.61	optimální	dostatečná
	2.2	54.31	9.65	kvazi-náhodné	1.67	3.25	80-90 %	> 95 %	0.62	optimální	dostatečná
	2.3	99.13	12.73	pseudonáhodné	0.94	3.48	> 90 %	50-70 %	0.63	optimální	dostatečná
	2.4	9.58	6.79	kvazi-náhodné	0.95	3.04	> 90 %	50-70 %	0.63	neoptimální	vyšoká
Karpatská	3.1	191.20	20.85	nepravidelné	2.33	3.08	80-90 %	50-70 %	0.65	optimální	střední
	3.2	189.66	73.23	nepravidelné	1.65	2.53	> 90 %	50-70 %	0.65	optimální	dostatečná
	3.3	37.07	7.31	kvazi-náhodné	1.23	3.07	80-90 %	50-70 %	0.65	neoptimální	vyšoká
	3.4	135.16	12.97	pseudonáhodné	2.93	3.21	> 90 %	50-70 %	0.63	optimální	střední
	3.5	153.57	17.59	nepravidelné	3.40	3.20	80-90 %	> 95 %	0.63	optimální	střední
	3.6	239.61	45.21	kvazi-pravidelné	2.04	2.65	> 90 %	50-70 %	0.65	optimální	dostatečná
	3.7	276.99	43.90	kvazi-pravidelné	2.59	2.75	80-90 %	50-70 %	0.64	optimální	střední
	3.8	292.88	70.23	kvazi-pravidelné	2.36	2.11	> 90 %	50-70 %	0.63	neoptimální	nizká
	3.9	445.18	55.93	kvazi-pravidelné	2.22	1.94	< 80 %	> 95 %	0.64	neoptimální	vyšoká
	3.10	657.40	79.49	pravidelné	1.17	1.32	> 90 %	< 50 %	0.63	neoptimální	nizká
	3.11	51.25	16.69	kvazi-náhodné	0.01	2.35	výhradní	50-70 %	0.63	neoptimální	nizká
Severo-panonská	4.1	65.00	5.99	kvazi-náhodné	1.20	2.87	výhradní	50-70 %	0.66	optimální	střední
	4.2	60.56	20.95	kvazi-náhodné	1.93	2.53	> 90 %	50-70 %	0.66	neoptimální	nizká
	4.3	50.82	4.67	kvazi-náhodné	2.49	2.62	> 90 %	50-70 %	0.65	neoptimální	vyšoká
	4.4	107.82	47.92	pseudonáhodné	0.42	1.88	< 80 %	50-70 %	0.66	neoptimální	nizká
	4.5	148.56	27.16	pseudonáhodné	0.86	2.46	výhradní	50-70 %	0.66	optimální	střední

Priloha 7. Parametry geograficky väzene regrese püdních vlastností s diverzitou geochor nebo drevin v rozsazích biogeografických podprovincií na území CR.

Ekodiverzita	Regrese	Veličina	Biogeografická podprovincie			
			Hercynská	Polonská	Karpatská	Severopanonská
Geodiverzita	Index	R ²	0.56±0.13	0.76±0.00	0.78±0.01	0.80±0.00
		e	0.06±0.43	-0.24±0.23	0.00±0.49	-0.15±0.75
	β	0	2.29±1.22	0.76±0.30	0.32±0.10	0.70±0.18
		pH	-0.19±0.35	0.60±0.10	0.29±0.34	-0.44±0.05
		KVK	-1.29±1.89	1.81±0.88	-0.83±0.83	-1.45±0.28
		BS	2.41±1.89	0.90±0.11	0.99±0.06	1.33±0.17
		C _{org}	0.47±3.57	2.19±0.36	4.46±1.48	7.21±0.29
		N _{tot}	-2.52±2.94	-4.98±0.41	-6.64±0.57	-6.83±0.32
		Al ₂ O ₃	-1.43±1.25	-1.49±0.53	-0.43±0.15	-0.44±0.21
		CaO	0.09±0.29	-0.41±0.22	0.32±0.31	0.55±0.17
		MgO	3.37±1.43	3.56±0.38	2.67±0.28	1.91±0.18
		P ₂ O ₅	1.69±1.96	4.85±0.59	5.22±0.33	5.46±0.20
		Dendro- diverzita	Index	R ²	0.62±0.37	0.62±0.32
e	-0.05±0.03			0.35±0.01	-0.04±0.01	-0.03±0.00
β	0		1.76±0.30	1.72±0.11	1.65±0.09	1.91±0.05
	pH		-0.05±0.14	-0.06±0.05	0.00±0.02	-0.07±0.02
	KVK		0.94±1.38	-1.30±0.09	-1.44±0.12	-1.02±0.11
	BS		-0.92±1.05	0.54±0.03	0.48±0.04	0.42±0.03
	C _{org}		-2.69±0.52	-3.50±0.10	-3.61±0.03	-3.32±0.11
	N _{tot}		1.40±0.54	1.62±0.10	1.25±0.16	1.18±0.09
	Al ₂ O ₃		-0.14±0.41	0.75±0.05	0.47±0.11	0.28±0.04
	CaO		0.96±0.08	1.16±0.04	1.19±0.06	1.03±0.03
	MgO		-0.15±0.29	-0.06±0.19	0.50±0.16	0.38±0.03
	P ₂ O ₅		-0.83±0.73	-1.59±0.03	-1.58±0.06	-1.61±0.05