



KATEDRA GEOINFORMATIKY

Univerzita Palackého v Olomouci | Přírodovědecká fakulta

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

AUTOREFERÁT DISERTAČNÍ PRÁCE

Studijní program: P1314 Geografie

Obor studia: 1302V011 Geoinformatika a kartografie

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

Ing. Pavel SAMEC

**THE EFFECT OF TRANSFORMED FOREST TREE-SPECIES
COMPOSITION ON SOIL PROPERTIES DURING
ENVIRONMENTAL CHANGE INVESTIGATED BY
CLUSTER ANALYSIS AND GEOGRAPHICALLY
WEIGHTED REGRESSION**

Ph.D. THESIS SUMMARY

Study Programme: Geography

Specialization: Geoinformatics and Cartography

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

Department of Geoinformatics

Faculty of Science, Palacký University Olomouc

Olomouc 2019

*Disertační práce byla vypracována v distanční formě doktorského studia na Katedře geoinformatiky Přírodovědecké fakulty Univerzity Palackého v Olomouci.
Dissertation thesis was compiled within Ph.D. study at the Department of Geoinformatics, Faculty of Science, Palacký University Olomouc.*

Předkladatel / Submitter:

Ing. Pavel Samec

Školitel / Supervisor:

doc. RNDr. Vilém Pechanec, Ph.D.

Katedra geoinformatiky

Přírodovědecká fakulta Univerzity Palackého v Olomouci

17. listopadu 50

771 46 Olomouc

Oponenti / Reviewers:

doc. Ing. Vít Penížek, Ph.D.. (ČZU v Praze)

doc. Ing. Martin Klimánek, Ph.D. (Mendelova univerzita v Brně)

..... (.....)

Autoreferát byl zaslán dne / Summary was posted on: _____

Obhajoba disertační práce se koná dne _____ před komisí pro obhajoby disertačních prací doktorského studia v oboru P1314 Geografie, studijním oboru 1302V011 Geoinformatika a kartografie, v prostorách Katedry geoinformatiky Přírodovědecké fakulty Univerzity Palackého v Olomouci, 17. listopadu 50, 771 46 Olomouc.

The defence of the dissertation thesis will be held on _____ at the commission for the defence of dissertation thesis of Ph.D. degree in study programme P1314 Geography, specialization Geoinformatics and cartography, in the premises of the Department of Geoinformatics, Faculty of Science, Palacký University Olomouc, 17. listopadu 50, 771 46 Olomouc.

S disertační prací je možno se seznámit na studijním oddělení Přírodovědecké fakulty Univerzity Palackého v Olomouci, 17. listopadu 12, 77 46 Olomouc.

The dissertation thesis is available at the Study Department, Faculty of Science, Palacký University in Olomouc, 17. listopadu 12, 771 46 Olomouc.

© Pavel Samec, 2019

ISSN

ISBN

Obsah

1. Anotace	5
2. Cíle práce	5
3. Ekosystémová diverzita lesů	6
4. Environmentální změna	16
5. Data	24
6. Metodika	29
7. Výsledky	33
8. Diskuse	44
9. Závěr	48
10. Použitá literatura	49
Odborný životopis autora	59
Seznam vybraných publikací autora	60

Contents

Annotation	61
Summary	62

1. Anotace

Společný vliv environmentální změny a proměnlivosti využívání bezpříkladně postihuje ekosystémovou diverzitu. 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 kyselé 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 podobnosti změn dřevinné skladby a proměnlivosti půdních vlastností. GVR byla využita k odhadu prostorových vztahů mezi diverzitami 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 $2,06 \pm 0,72$. Snížení 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.

2. Cíle práce

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 přízpusobivosti ekosystému na zátěže.

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 rozdělují ekologickou stabilitu lesů (Chapin III et al. 2000). Menší ekologická stabilita nepřirozených lesů zvyšuje ohrožení zbytkovým oxyselením 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.

Analýza systému dřevina-půda byla sestavena z dílčích procedur zaměřených na postupně 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 oxyselování 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.

3. Ekosystémová diverzita lesů

Trvale udržitelné využívání lesů spočívá v rovnováze mezi získáváním výnosu a zachováním ekosystémové diverzity. 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). Podmínky optimalizace vztahů mezi lesními dřevinami a půdami byly popsány pomocí charakteristik ekosystémové diverzity lesů a dopadů environmentálních změn.

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).

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).

Geodiverzita lesů

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 zmiřující v závislosti na expozici a strmosti svahů, kde rostou teplotní gradienty, nebo v závislosti na usměrnění vzdušného proudění, kdy v anemoroografickém systému dochází k promíchávání vzdušných hmot (Vacek et al. 2007). Hydrosféra vymezuje intenzitu látkových koloběhů v ekosystému. Intenzita látkových koloběhů modifikuje růst odlišně na zamokřených nebo výsušných 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 zvyrazňujících 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).

Vnitřní růstové podmínky lesů jsou tvořeny půdou. Půda je převážně suchozemské rozhraní sfér se zpětnými vazbami s živými organismy. Vztahy mezi neživými a živými složkami půd usměrňují velikost rozdílů mezi vlastnostmi geografických jednotek. 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). 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 podmínované 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.
- 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 retrogradní sukcesi (Tews et al. 2004). Potenciálně nejrozšířenějšími strukturami narušovaných plošek jsou mikroreliéfy vývrátových 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 refugií 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 matric 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 matric a plošek podmíněné 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 půdy pokrývají nesouvisle 10–30 % z matrice vybraného území. Doplňkové půdy pokrývají nesouvisle <10 % matrice (Sedláček et al. 2009). Půdní asociace jsou uspořádány do pedochor. Heterogenní pedochory mají pestré zastoupení typů

georeliéfu a zároveň pestřejší zastoupení typů podloží. Homogenní pedochory mají malý počet typů georeliéfu a podloží (Samec 2014).

Biodiverzita 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 oblastmi 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 fytosociálně, 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 diferenciativních 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 přerušení vazeb s půdním prostředím. Geobiocenoidy jsou uměle vytvořené ekosystémy s náhradní vegetací a nepřirozeným substrátem. Společenstva geobiocenoidů zahrnují sídla, rumiště a vodní nádrže nebo kanály. Přírodě vzdálené ekosystémy jsou rozděleny na agrotechnické systémy a lesní monokultury (Míchal 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 odchýlkám vnějšího prostředí (Puhe a Ulrich 2001).

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). 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). Smíšené temperátní lesy a horské smrčiny zastupují vřdčí biomy středoevropské provincie smíšených lesů (Míchal 1983). Zasahující panonská provincie je provázena 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 provázeny pedobiomy lužních lesů (Klimo et al. 2008) nebo reliktních borů (Mikeska et al. 2008) a naopak nad horní hranici lesa přecházejí do orobiomu arкто-alpínské tundry (Soukupová et al. 1996). Smíšené temperátní lesy pokrývají 84 % území ČR, lesostepi 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 dominantními druhy. Sukcesní řada vrb (*Salix* sp.) – olší (*Alnus glutinosa* nebo *A. incana*) – jasanů (*Fraxinus excelsior*) převažuje v lužních lesích (Korpeľ 1989). Duby (*Quercus* sp.) jsou dominantními dřevinami lesostepi. 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 hranici lesa (Randuška et al. 1986).

Ekosystémové funkce

Ekosystémové funkce jsou interakce mezi živými organismy a prostředím podporující obnovu společenstva a jeho sukcesi. Antropocentricky ekosystémové funkce sestávají z procesů a služeb (de Groot et al. 2002). Interakce mezi organismy a prostředím jsou usměrněny do metabiózy. Metabióza 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 O₂;
- spotřebu půdního O₂ při dekompoziční respiraci, která podporuje populace mikroaerobů a anaerobů;
- zpřístupnění NH₄⁺ při bakteriální deaminaci podporující růst autotrofů;
- bioturbace kroužkocvů, 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). 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 $-\text{COOH}$ v opadu a pH (Kreitz a Anderson 1997).
- Dlouhodobě narušené vstupy organické hmoty do půdy pro tvorbu humusu způsobují krátkodobé výchytky 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).

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 CO_2 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 $\text{pH} > 4,5$; 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 $\text{pH} < 4,5$ je okyselování tlumeno houbovým zpřístupňováním Al (Clarholm a Skjyllberg 2013). Les na jednu stranu nastoluje odnosný a sedimentační klid, na druhou stranu jeho vnímavost vůči bořivým větrům koncentruje přetváření mikroreliefu do výratových epizod při změnách trendů vývoje klimatu. Odnosný a sedimentační klid nastává při konsolidaci půdy organo-minerálními asociacemi koloidních částic. Na druhou stranu narušování půd výraty 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 podložím 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 (Král 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 zamokřených 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).

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. 2007). 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 (Korpeľ 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 jíva (*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 směrů 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 směsi dřevin na půdu dosud nebyl navržen. Environmentální modely se soustřeďují na dopady kyselé zátěže na půdu (Cosby et al. 2001; Sítková 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 směrů jsou optimalizace multifunkčních směrů 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 bazí 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. 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 bazí, 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 bazí 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 duby 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 středoevropským jehličnanům než listnáčům, 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 nespécifického 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 stínásnejších 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 %.

4. Environmentální změna

Recentní environmentální změna je pokračováním čtvrtohorních klimaticko-sedimentačních cyklů postižených lidskou činností. Recentní změna se od čtvrtohorních změn liší souběhem antropogenních a přirozených procesů (Mann et al. 1998). 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 provázány zvýšenou pravděpodobností výskytu povodní. Až 50 % mimořádných povodní se vyskytuje v létě. Střední perioda výskytu povodní je 4–5 let (Brázdil et al. 1999).

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 provázáno nedostatkem vláhy z tajícího sněhu a léto nerovnoměrným rozložením vláhy a následně vysoušením (Kalvová 2000).

Změna sluneční aktivity o 0,1 % vede k výchyilkám atmosférické cirkulace, které se mohou projevit i změnami vlivu severoatlantické oscilace (NAO) na evropské klima. Krátkodobé vrcholné fáze cyklu slunečních skvrn ovlivňují zpětné vazby mezi NAO a povrchovou teplotou, avšak zároveň zabraňují efektu El-Niño (Kírov 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 projevil 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 (Hopkroft et al. 2018).

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. 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 zemědělstvím, 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 radiační 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 (Rockström et al. 2009).

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 interglaciálních. Zatímco interglaciální oteplování bylo následováno zvlhčením ekosystémů a šířením lesů (Puhe a Ulrich 2001), současné oteplování v nepřírozeně odlesněné krajině vede k vysušení a častějšímu výskytu mimořádných povětrnostních událostí podobně jako před začátkem globálního ochlazení (Bytnerowitz et al. 2007).

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 prováděna 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. 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 jediocenóz s nízkou biodiverzitou na stanovištích přirozeně složitě strukturovaných ekosystémů (Samec 2014). Dynamika druhotných zjednodušených jediocenóz je podmíněná lidskými

vstupy a je odlišná od přírodních společenstev (Míchal 1983). Charakteristickým znakem borealizovaných biocenóz je pravidelné plošné (holosečné) odnímání biomasy a pěstování stejnověkých, 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 organismů, 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 svahoviny 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.

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 mikrobielementů. 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 kyselých depozic 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 nadprodukcí 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 CO_2 , jehož rychlost nemá v neoidní historii obdoby. CO_2 je uvolňován jak zintenzivněnou respirací, tak spalováním fosilních paliv. Růst obsahu CO_2 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 CO_2 z 297 ppm před rokem 1750 k 367 ppm v roce 2000. Růst obsahu atmosférického CO_2 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 CO_2 je příčinou poklesu tolerance rostlin vůči znečištění.

Nejrozšířenějšími znečišťujícími látkami v atmosféře jsou kyselinotvorné sloučeniny síry a dusíku a O_3 (McLaughlin 1985). Depozice znečišťujících látek je mokrá a suchá. Kyselá depozice je složitá směs kyselin a solí. Suchá kyselá depozice je nejčastěji složena z SO_2 , NO_x a NH_3 . Mokrá depozice vzniká reakcí znečišťujících plynů s vodou za vzniku kyselin. SO_2 je jeden z nejrizikovějších znečišťujících plynů, jehož působení je podporováno teplotními zvraty a synergií s HF nebo NO_x (Šrámek 1998). Složky mokré depozice jsou nebezpečnější a více zastoupeny než suchá depozice. Zatímco přirozené imisní pozadí H_2CO_3 vegetaci neovlivňuje, protože jeho koncentrace jsou řádově menší než půdní obsah CO_2 , současně jeho podíl klesá se vzrůstem koncentrace průmyslové mokré depozice. Nejnebezpečnějšími složkami mokré depozice jsou H_2SO_4 , HNO_3 a epizodicky HCl, H_3PO_4 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 NH_3 do atmosféry a NO_3^- 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. Přebytek 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 vázáním v půdě roste úměrně s množstvím hnojiv. 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 navrací zpět do atmosféry ve formě NO_x a NH_3 . NO_x zahrnují NO a NO_2 uvolňované spalováním fosilních paliv a N_2O uvolňovaný z půdního rozkladu hnojiv. N_2O 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.

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 nedostatcích dusíku mikroorganismy uplatňují mnohem agresivnější adaptace k jeho získání. Dlouhodobá narušení látkových koloběhů ve volné krajině vedou ke vzniku nových patogenů. 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).

O_3 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 organismech 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 $\text{NO}_x + \text{O}_3$ nastal přibližně ve stejném období jako nadměrný růst CO_2 . Zatímco $\text{CO}_2 + \text{NH}_3$ jsou přirozenými živinami rostlin, $\text{NO}_x + \text{O}_3$ tlumí biologickou aktivitu. Do roku 2100 bude depozicí NO_x a O_3 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 plynných imisí se výrazně změnila, celková acidita atmosféry nikoli (Zapletal 2006). Depoziční zátěž lesů v České republice sestává z O_3 , NO_x , SO_2 , 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 . SO_2 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 % (Jurán 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 Al^{3+} . Aktivní Al^{3+} podmiňuje citlivost lesů i při klesající environmentální zátěži, takže po poklesu kyselá depozice nenásledovalo zlepšení zdravotního stavu lesů, ale vyskytly se nové oblasti chřadnutí (Samec et al. 2012).

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 nespécifickým 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 (Kiikkilä 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).

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. Hlavní hospodářské dřeviny zachovávají funkce ekosystému při prodloužení vegetačního období, delším suchu, vyšší depozici N a obsahu CO₂ jen v optimálních podmínkách. 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).

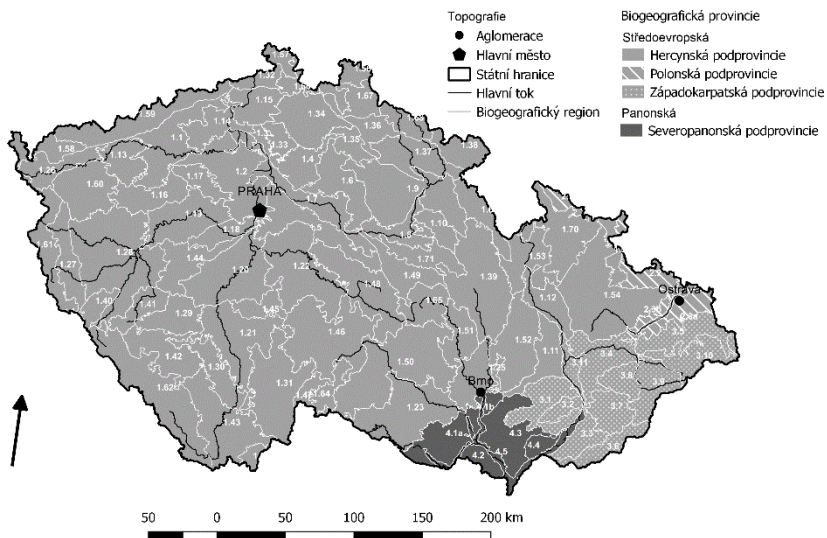
Hlavní příčinou aklimační deprese lesů je O₃. Zatížení O₃ zcela zabraňuje vlivům klimatické změny na stimulaci bioprodukce. Synergie depozice O₃ na rostlinný povrch i na půdu se projevuje v útlumem přeměn humusových látek v půdě, protože mikroorganismy a houby jsou nuceny produkovat zvýšené množství 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).

5. Data

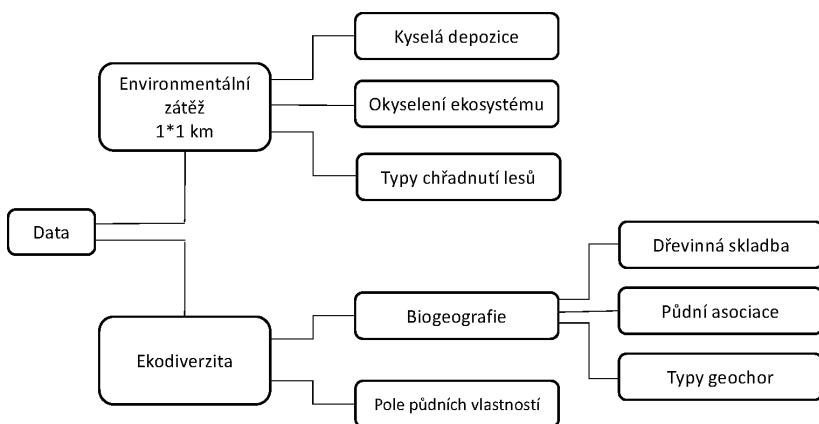
Proměnlivost diverzity systému dřevina-půda byla vyšetřována pomocí hodnocení souhrnných lesních hospodářských plánů (Culek 1996). Vlastnosti diverzity lesních dřevin a půd byly vypočítány pro jednotlivé biogeografické regiony České republiky (78 866 km², 115–1602 m n.m.) (obr. 1). Vrstva 91 bioregionů byla převzata z biogeografického členění ČR v měřítku 1:50 000 z aplikace T-MapServer v registru biogeografie jednotného informačního systému o životním prostředí MŽP ČR (Culek et al. 2005). Bioregiony byly sestaveny z 9187 arel 366 typů biochorů z vegetačních stupňů, georeliéfu a typů podloží. Biodiverzita byla zjednodušena na výpočet dendrodiverzity druhů nebo agregovaných taxonů lesních dřevin uváděných v LHP.

Proměnlivost byla posuzována z rozdílů diverzity mezi obdobími dominantní průmyslové zátěže depozicí síry (1985–1994) a regionální environmentální změny (2003–2012). Období environmentálních zátěží byly odlišeny odsířením velkých průmyslových zdrojů znečištění a vzrůstem četnosti výskytů střídavého sucha a povodní.

Vstupní data byla rozdělena do matic environmentální zátěže a ekosystémové diverzity z lesních půd a zastoupení dřevin (obr. 2). Vliv environmentální zátěže na lesní půdy byl ověřován 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).



Obr. 1. Souvislost biogeografických regionů s (pod)provinciemi na území ČR (data Culek et al. 2013).



Obr. 2. Rozdělení matic vstupních gridových nebo vektorových dat podle ekologického významu pro statistickou analýzu.

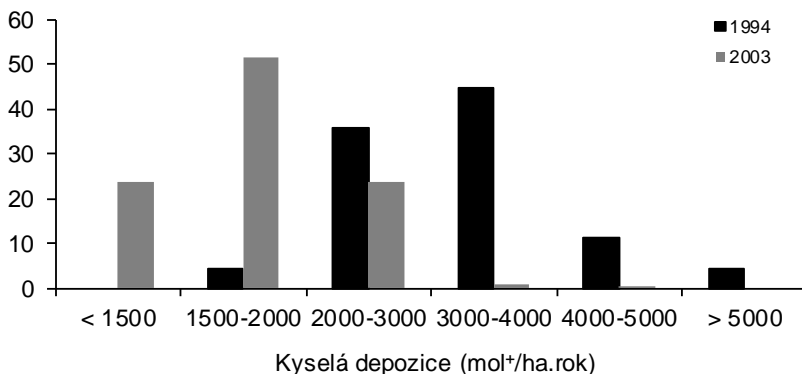
Environmentální zátěž

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

$$\text{CPKD} = 2 \cdot \text{SO}_x + \text{NO}_y + \text{NH}_x$$

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 $\text{NO}_y + \text{NH}_x$ je roven celkové depozici 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 (obr. 3).

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). Odchylky 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 uhlíčitánovým 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 podsvrchným (diagnostickým) půdním horizontem (Samec 2016).



Obr. 3. Srovnání zastoupení intervalů celkové potenciální kyselé depozice v obdobích převládající průmyslové zátěže a environmentální změny (%) (data: Ekotoxa s.r.o.).

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 (Samec et al. 2017).

Lesní 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):

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

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

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

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

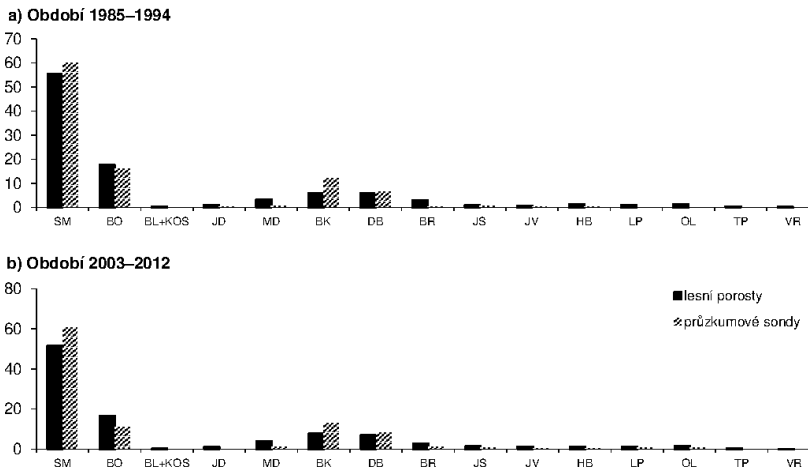
$$RPLP = \sum_{i=1}^N P_{sk} \cdot \sigma$$

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.

Lesní půda

Půdní vlastnosti byly zjištěny z polygonů typů podloží biochor a asociací lesních půd a z bodového pole sond poloprovozních průzkumů (obr. 4). 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. 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.

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



Obr. 4. Srovnání zastoupení dřevin v lesích na území ČR a bodovém poli průzkumových sond během období dominantní průmyslové zátěže (a) a environmentální změny (b).

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. Svrchní horizonty byly charakterizovány mělí (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) stanoveným pipetováním do roku 1982, sedimentograficky do roku 2008 a následně granulometricky (Stępień et al. 2015). 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 a následně extrakcí v BaCl_2 (Vanmechelen et al. 1997). KVK a BS byly vypočítány součtovou metodou.

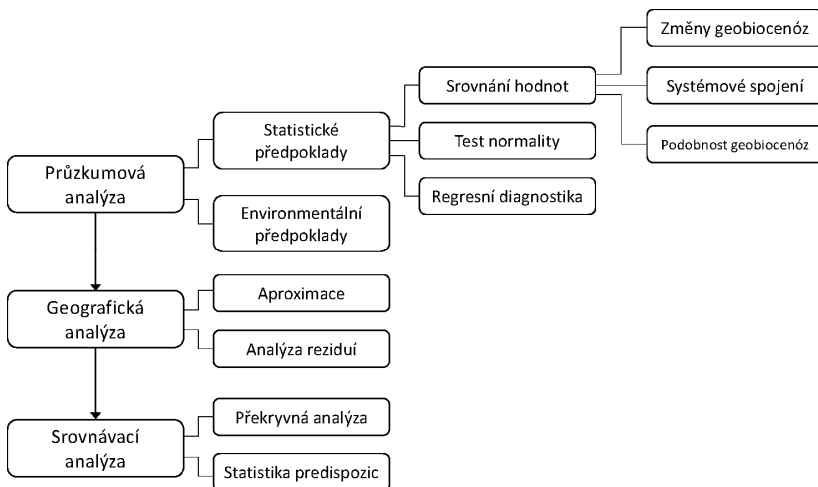
Chemické vlastnosti zahrnovaly organické látky a minerální živiny. Organický uhlík (C_{org}) byl do roku 2000 stanovován oxidačně-titračně (Zbírál et al. 2004), načež byl zjišťován instrumentální mineralizací (Bremner 1996). Celkový dusík (N_{tot}) byl

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 (Zbírál et al. 2003).

6. Metodika

Průzkumová analýza

Průzkumová analýza byla zaměřena na ověření statistických předpokladů prostorového modelování a environmentálních předpokladů poklesu kyselé depozice na území ČR (obr. 5). 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. 5. 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 shlukovitě 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 :

$$C = \frac{\bar{Z}_j + \bar{Z}_{j+k}}{2}$$

kde:

$$\bar{Z}_j = \frac{\sum_{i=1}^j Z_i}{i}$$

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. 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.

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 -diverzitami ploch (Samec et al. 2018). GVR byla aproximována pro α -diverzitu humusu s β -diverzitami dřevin, půdních asociací a geochor.

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 (Valtera et al. 2013). Naopak větší měřený H' -index půdního prostředí než mode-

Tabulka 1. Klasifikace naléhavosti přeměny lesa pomocí analýzy reziduí regresí ekosystémových složek.

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

lovaný 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 nálehavost přeměny lesa (tab. 1).

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 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.

7. Výsledky

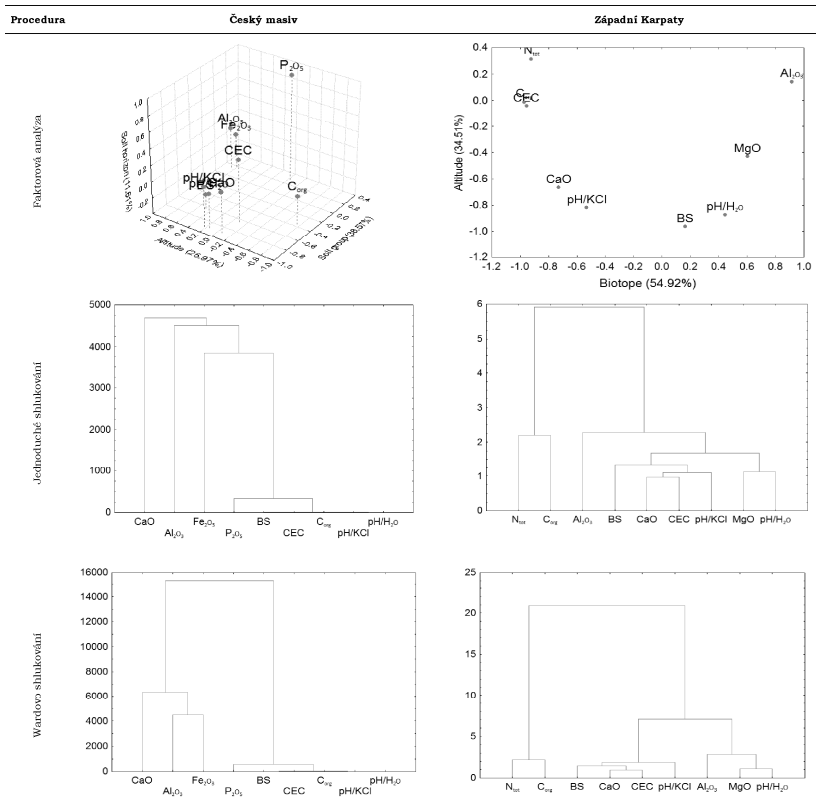
Environmentální předpoklady

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 ($R^2 = 0,56$).

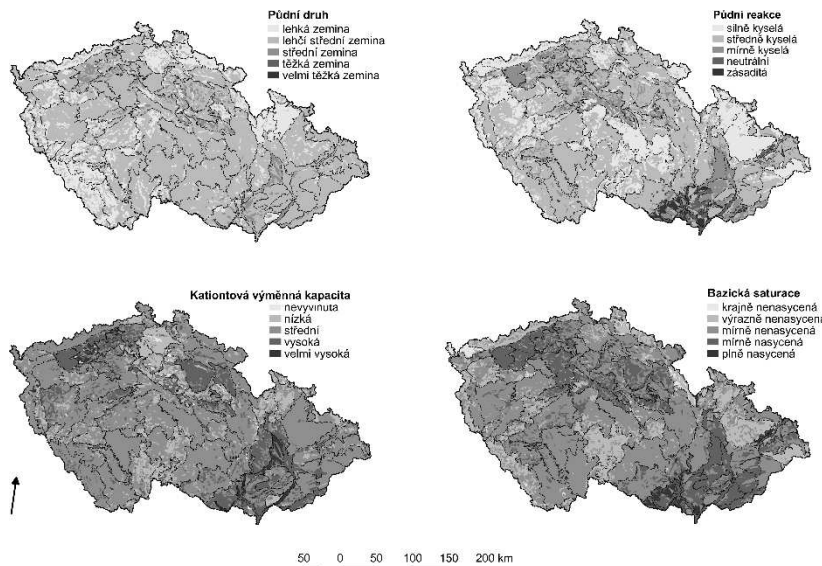
Téměř 99,6 % buněk navrženého gridu zahrnuje větší nebo menší plochu lesa. Přes 50 % buněk bylo vzorkováno maximálně pěti sondami. Hustota vzorkování dosáhla 0,11 sond/km² v období 1985–1994, načež v období 2003–2012 vzrostla až na 0,4 sond/km². Rozmezí poměru rozptyl-průměr mezi 0 a 0,0356 naznačuje, 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 %).

Prostorová diferenciace spočívá v rozdílných rozptylech hodnot půdních vlastností. Rozptyl hodnot půdních vlastností se nejvýrazněji liší mezi Český 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 diferenciacie hrubších zrnitostních frakcí než jílů, kdežto v Karpatech je podobně významná diferenciacie jak písku a prachu, tak i jílu. Menší diferenciacie 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 diferenciace fyzikálně-chemických vlastností humusu souvisí s malou diferenciací chemických vlastností půdních minerálních horizontů, ale v Karpatech větší diferenciace humusu odráží větší diferenciaci minerálních horizontů. Český masív se vyznačuje podobně diferencovaným pH a bazickou saturací minerálních horizontů, kdežto v Karpatech se vyskytuje významná fyzikálně-chemická diferenciace jen BS. Chemické vlastnosti humusu jsou mezi Českým masivem a Karpaty podobnější než fyzikálně-chemické vlastnosti (obr. 6). Obsah C_{org} , Al_2O_3 a CaO jsou v Českém masivu významně diferencovány a v Karpatech je obsah MgO více diferencován než CaO . Diferenciace 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 (obr. 7–8).

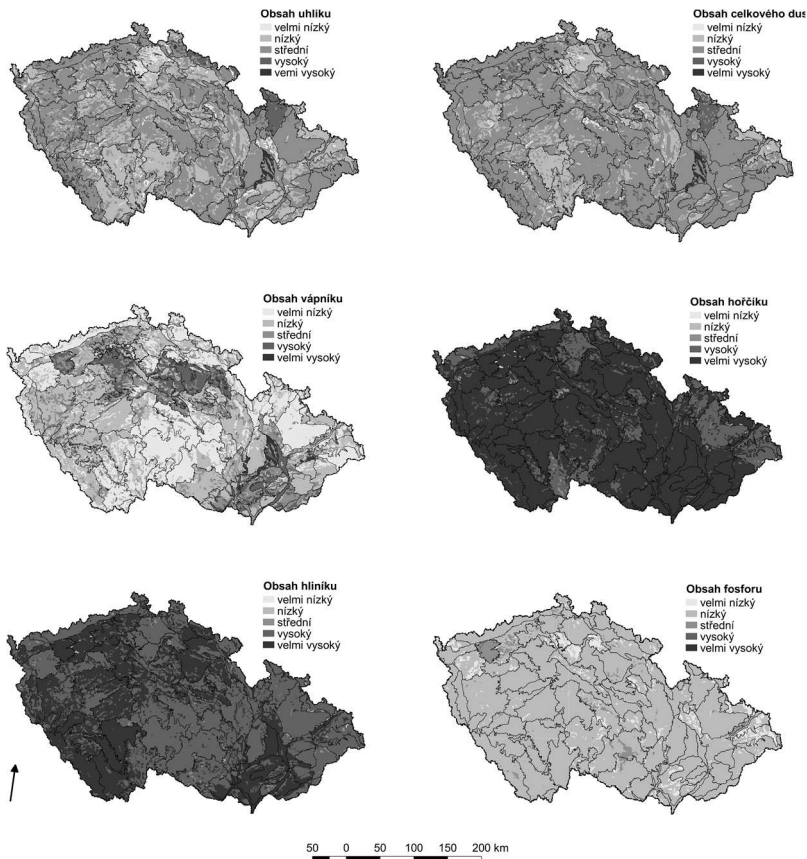


Obr. 6. Vícerozměrná průzkumová analýza vlastností svrchních horizontů lesních půd mezi Českým masivem a Vnějšími Západními Karpaty.



Obr. 7. Rozčlenění zrnitosti a fyzikálně-chemických vlastností svrchních horizontů lesních půd na území České republiky.

Časová diferenciacie spočívala v souběžných změnách hodnot a zvěšování intervalů půdních vlastností. Vzrůst hodnot vlastností svrchních půdních horizontů byl většinou provázen i zvěšením 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.



Obr. 8. Rozčlenění chemických vlastností svrchních horizontů lesních půd na území České republiky.

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 rozdílu mezi zastoupením jednotlivých intervalů hodnot v důsledku poklesu zastoupení vysokých až velmi vysokých hodnot a nárůstu velmi nízkých až středních hodnot.

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 zvýšením 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. 2). Zvětšující se závislosti klesajících hodnot KVK a obsahů 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.

Tabulka 2. Lineární regrese vlivů složek celkové potenciální kyselé 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	GCH	pH	KVK	BS	C_{org}	N_{tot}	Al_2O_3	CaO	MgO	P_2O_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

Shluková analýza

Změny pedodiverzity a dendrodiverzity byly soustředěny do částečně podobných shluků. 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 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 < 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 charakteristický zvyšováním podílu melioračních dřevin, zatímco zvyšující se zastoupení smrku bylo současně provázáno 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 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. 3).

Tabulka 3. 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 >)	40.85	-	50.00	9.16	-	14.46
> 90 % (P <)	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

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. 4). 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. Vlivy olší a vrb na svrchní půdní horizonty jsou sice nevýrazné, ale pokles kyselé depozice je zvyšuje.

Tabulka 4. 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	
	svrchní	diagnostický	svrchní	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

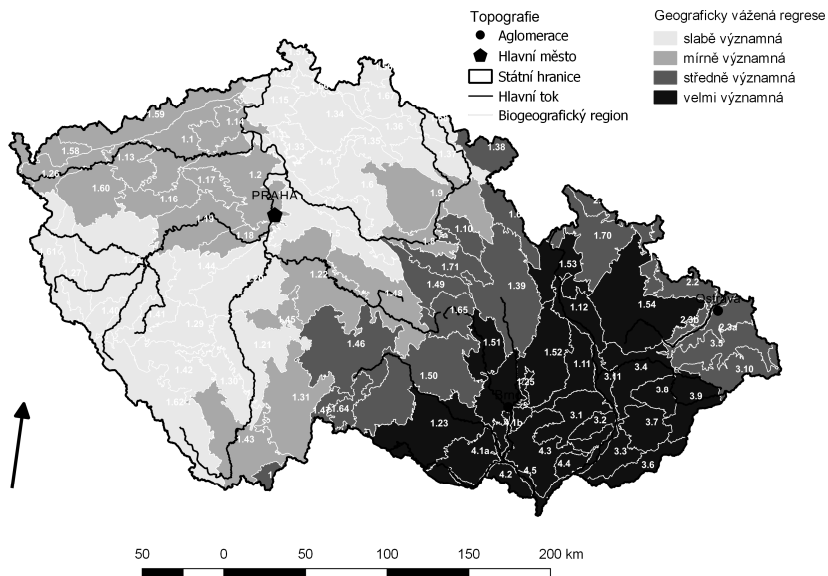
Tabulka 5. Regresní diagnostika pomocí Akaikeho informačního kritéria (AIC), Scottova testu multikolinearity (SC), Cook-Weisbergova testu heteroskedasticity (C-W), Waldova testu autokorelace (Wa) a Jarque-Berraova testu normality reziduí (J-B) a srovnání geograficky vážené regrese (GVR) s lineární regresí (LR) (statisticky významné hodnoty testových kritérií a R^2 tučně)

Diverzita	Období	SC	C-W	Wa	J-B	LR	GVR	AIC
Kyselá depozice	1985–1994	-0.68	2.43	19.35	1.78	0.25	0.76±0.05	1578
	2003–2012	-0.74	4.21	1.45	1.12	0.12	0.42±0.10	1465
Geochory	1985–1994	-0.34	0.98	2.85	5.82	0.37	0.46±0.06	227
	2003–2012	0.01	0.43	2.47	2.28	0.41	0.75±0.15	163
Asociace lesních půd	1985–1994	-0.51	1.03	0.74	0.48	0.27	0.60±0.05	150
	2003–2012	0.21	0.28	1.42	2.38	0.20	0.63±0.11	141
Lesní dřeviny	1985–1994	-0.52	1.07	6.92	3.22	0.51	0.53±0.01	131
	2003–2012	0.08	1.48	6.03	0.46	0.49	0.65±0.03	109

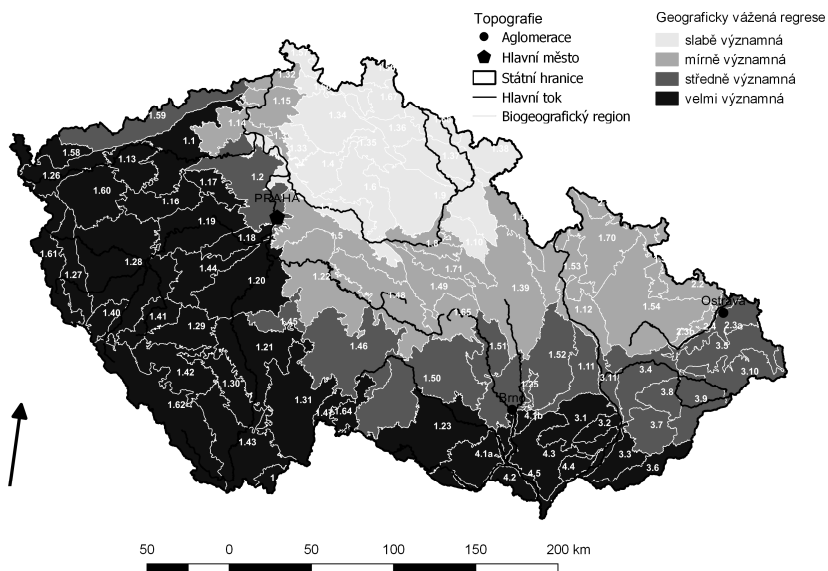
Geograficky vážená regrese

Pokles kyselá depozice způsobil změny prostorových závislostí půdních vlastností s lesním prostředím. Závislost diverzity svrchních půdních horizontů na kyselá 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. 9), druhovou skladbou lesů (obr. 10) 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 kyselá depozice (tab. 5). 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 dendrodiverzitou rozdílně úměrné. Úměry jsou opačné ve většině bioregionů.

Prostorové závislosti diverzity svrchních půdních horizontů a geochor nebo druhové skladby lesů se po poklesu kyselá 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 %) podmiňovalo 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. Neoptimální vztahy půd s prostředím převažují v důsledku zbytkových vlivů kyselá depozice a nevhodné dřevinné skladby.

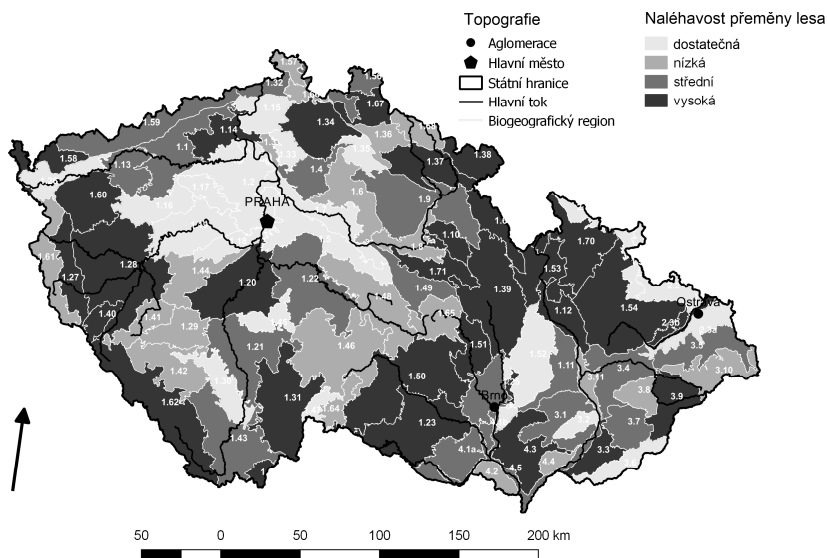


Obr. 9. Geograficky vážená regrese mezi diverzitami geochor a půdních vlastností.



Obr. 10. Geograficky vážená regrese mezi diverzitami lesních dřevin a půdních vlastností.

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 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. Dostatečná diverzita lesních dřevin v souladu s pedodiverzitou se vyskytuje jen ve 12,9 % lesů. Až 87,1 % lesů se vyznačuje neoptimálními vztahy mezi diverzity 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, Dražanském 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. 11).



Obr. 11. Naléhavost přeměny dřevinné skladby lesů v biogeografických regionech z překryvů reziduí diverzit geochor a lesních dřevin.

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. 6). 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 obsahy Al_2O_3 nebo CaO v Hercynské podprovincii vykazují průměrně stejné úměry závislosti s geodiverzitou i dendrodiverzitou.

Tabulka 6. 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. Nicméně lineární závislost jen ojediněle koresponduje s testováním ekologických predispozic. Stejnětlumě tlumené zintenzivněné, ale také přirozené svrchní okyselení vnitropůdně úživných stanovišť, zintenzivněné svrchní okyselení vyrovnaně úživných stanovišť (ZS-VÚS) a zintenzivněné vyrovnané okyselení vnitropůdně úživných stanovišť (ZV-VPÚS) korelují 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.

8. Diskuse

Modelování biologické meliorace

Vztahy mezi lesními dřevinami a půdou jsou nestálé a nestejnětlumě (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 těchž regiorech 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 nesouladu 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 spojitostí mezi homogenními lesními porosty a půdní diverzitou předznamenává, že monocenózy významně nezvyšují diverzitu svrchních půdních horizontů (Ali 2019). Návrhy stanovištně odpovídající dřevinné skladby lesů neefektivní 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 různých 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 různé 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. Krajní 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 dubem (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_i v reduktemorfních 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 rozdělují 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. 2007).

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; Randuška et al. 1986; Durský 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. 2007).

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 restrukuralizace 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 rámec 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 vymezitelná stanovišti s vyšším obsahem půdního hliníku a nízkými obsahy půdního hořčiku 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 hořčiku. 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 hořčiku 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 vyrovnané živných 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).

Spojitosť 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 vněkarpatkých 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.

9. 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 diferenciaci při přeměně lesů. Geografická analýza na rozdíl od provozních systémů diferenciaci 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, obsah 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 těchže 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 kyselení 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 podobností 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 nálehavost 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.

10. Použitá literatura

- Ali A. 2019. Forest stand structure and functioning: Current knowledge and future challenges. *Forest Ecology & Management* 98: 665–677.
- 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.
- Bellard C., Bertelsmeier C., Leadley P., Thussler W., Courchamp F. 2012. Impacts of climate change on the future of biodiversity. *Ecology Letters* 15: 365–377.
- 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.
- 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.
- 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.
- 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., Trnka M., Rezníčková 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., Trem l 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 Krušné hory plateau adjacent to a heavily industrialised valley. *Atmospheric Environment* 36: 353–360.
- 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., 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.
- 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., Skjellberg 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.
- 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.
- 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.
- Cvrčková H., Máchová P., Dostál J., Malá J. 2011. Sledování genetické proměnlivosti chlumního ekotypu smrku ztepilého pomocí RAPD. *Zprávy lesnického výzkumu* 56: 137–143.
- 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.
- 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.
- 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.
- 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.
- Erismann 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.
- 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.
- 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.
- 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., Erismann 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.
- 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.
- 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.
- 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.
- Hendrych R. 1984. *Fytogeografie*. SPN, Praha.
- 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., Pajtk J., Sedmák R., Turčáni M. 2011. Climate change impacts on growth and carbon balance of forests in Central Europe. *Climate Research* 47: 219–236.
- Hopcroft P.O., Kandlbauer J., Valdes P.J., Sparks R.S. 2018. Reduced cooling following future volcanic eruptions. *Climate Dynamics* 51: 1449–1463.
- 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.
- Hruška J., Cienciala E. (eds.) 2005. Dlouhodobá acidifikace a nutriční degradace lesních půd - limitující faktor současného lesnictví. MŽP ČR, Praha.
- Hunt Ch. B. 1972. *Geology of Soils (Their Evolution, Classification, and Uses).* W. H. Freeman and Company, San Francisco.
- 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., Díaz 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.
- 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., Nytech 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.
- Juráň 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. *iForest* 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.
- 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.
- 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., Anic 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.
- Korpef Š. 1989. Pralesy Slovenska. Veda, Bratislava.
- 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., Russell 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.
- 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 Fennoscandinavia. *Silva Fennica* 36: 97–125.
- Ledeganck P., Nijs I., Beyens L. 2003. Plat Functional Group Diversity Promotes Soil Protist Diversity. *Protist* 154: 239–249.
- 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.
- Lochman V., Balcar V., Šebková V., Tesař 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., de Mazancourt C. 2013. Biodiversity and ecosystem stability: a synthesis of underlying mechanisms. *Ecology Letters* 16: 106–115.
- 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.
- 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.
- Menšík L., Fabiánek T., Tesar 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.
- 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.
- 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., Mínx T., Podrázský V., Malík V., Koblíha 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.
- 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.
- Němeček J., Mühhlanselová 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.
- 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.
- 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.
- Paoletti E., Schaub M., Matyssek R., Wissler 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.
- 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.
- Percy K. E., Ferretti M. 2004. Air pollution and forest health: toward new monitoring concepts. *Environmental Pollution* 130: 113–126.
- 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.
- Plíva K. 2000. Trvale udržitelné obhospodařování lesů podle souborů lesních typů. ÚHÚL Brandýs nad Labem.
- 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.
- Ponge J.-F., André J., Zackrisson O., Bernier N., Nilsson M.-C., Gollet C. 1998. The forest regeneration puzzle. *Bioscience* 48: 523–530.
- 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.
- Průša E. 1990. Přírozené lesy České republiky. 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.
- Randuška D., Vorel J., Plíva K. 1986. Fytcenológia 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., Samec P. 2004. Dopad variability půdotvorných procesů vybraných lesních stanovišť na jejich přirozenou dřevinnou skladbu. In: Rohošková M. (ed.), *Pedologické dny 2004. Pedodiverzita*. ČZU v Praze, Česká pedologická společnost, Geologický ústav AV ČR: 63–64.
- 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.
- 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.
- Samec P. 2007. Ekologický význam půdní katalázy. *Práce a studie muzea Beskyd (Přírodní vědy)* 19: 233–236.
- 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., Urban J., Kísza 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: Hřčianová T., Mackovčín P., Zvara I. (eds.), *Atlas krajiny České republiky*. MŽP, VÚKOZ, Praha: 134–135.
- Seppälä R., Buck A., Katila P. 2009. Adaptation of Forests and People to Climate Change – A Global Assessment Report. IUFRO, Vienna – Helsinki.
- 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.
- Sitková Z., Kunca V. 2008. Mapovanie kritických zátiaží 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.
- 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. Arko-aplinská tudra v Krkonoších. In: Vacek S. (ed.), *Monitoring, výzkum a management ekosystémů na území KRNAP*. VÚLHM VS Opočno, Správa KRNAP, 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.
- 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.
- 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. 2007. 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.
- 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.
- Thompson L.G., Mosley-Thompson E., Davis M.E., Henderson K.A., Brecher H.H., Zagorodov V.S., Mashiotta T.A., Lin P.-N., Mikhailenko V.N., Hardy D.R., Beer J. 2002. Kilimandjaro Ice Core Records: Evidence of Holocene Climate Change in Tropical Africa. *Science* 298: 589–593.
- 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., 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.
- 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., Cudlín 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.
- 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.
- 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.
- 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.*
- 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.*
- Vrubel J., Zapletal M., Birgusová E., Chroust P., Sáňka M., Hon J. 2009. Návrh nového systému kompenzace imisních škod vlastníkům lesa. *Ekotoxa, Brno – Opava (závěrečná zpráva).*
- Waid J.S. 1999. Does soil biodiversity depend upon metabiotic activity and influences? *Applied Soil Ecology* 13: 151–158.
- Willits F.K., Theodori G.L., Luloff A.E. 2016. Another look at Likert scales. *Journal of Rural Social Science* 31: 126–139.
- Woo S.W. 2009. Forest decline of the world: A linkage with air pollution and global warming. *African Journal of Biotechnology* 8: 7409–7414.
- 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.*

- Zbírál J., Tieffová P., Fritsch K., Srnková J., Urbánková E., Rychlý M., Keilová R. 2003. Analýza půd II. Jednotné pracovní postupy. ÚKZÚZ, Brno.
- 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.

Odborný životopis autora / Curriculum vitae

OSOBNÍ ÚDAJE / PERSONAL INFORMATION

Jméno / Name	Pavel Samec
Bydliště / Address	Fučíková 1310, 742 58 Příbor
E-mail	psamec@post.cz
Narozena / Birth	22. 1. 1979, Brno



VZDĚLÁNÍ / EDUCATION

2012–dosud	Univerzita Palackého v Olomouci, doktorské studium , obor <i>Geoinformatika a kartografie</i> / <i>PhD study Geoinformatics and Cartography</i>
1999–2004	Mendelova zemědělská a lesnická univerzita v Brně, Ing. studium , obor <i>Lesní inženýrství</i> / <i>Master's degree: specialization Forest engineering</i>

PRAXE / EXPERIENCE

2016–dosud	Osoba samostatně výdělečně činná / independent data analyst <i>služby v lesnictví a zemědělství, analýza dat, věda a výzkum, agroenvironmentální poradenství</i>
2012–2015	Univerzita Palackého v Olomouci, projekt OPVK StatGIS team (vědecký pracovník / researcher) <i>Budování výzkumně-vzdělávacího týmu v oblasti modelování přírodních jevů a využití geoinformačních systémů</i>
2012–2016	Ústav pro hospodářskou úpravu lesů Brandýs nad Labem (samostatný projektant / planner) <i>odběry půdních vzorků, taxační měření, statistická analýza dat, editace databází</i>
2010–2011	Ústav pro hospodářskou úpravu lesů Brandýs nad Labem (vedoucí projektant / leading planner) <i>metodické řízení laboratoře, vedení terénních prací, koordinace využití dat, tvorba koncepcí, koordinace úkolů pro MZe ČR</i>
2006–2009	Ústav pro hospodářskou úpravu lesů Brandýs nad Labem (samostatný projektant / planner) <i>kompletace elaborátů, terénní sběr dat, tvorba koncepcí, koordinace úkolů pro MZe ČR, statistická analýza dat</i>
2005–2007	Mendelova zemědělská a lesnická univerzita v Brně (technický pracovník pro výzkum / technical researcher)

STÁŽE / MOBILITY

2014	Icelandic Forest Research, Iceland
2014	University of Ljubljana, Slovenia
2010	ETA-Florence Renewable Energies, France
2004	Uzhorod National University, Ukraine
2002	Uzhorod National University, Ukraine

Seznam vybraných publikací autora souvisejících s disertační prací / *Author's selected publications related to the dissertation*

Publikace v odborném časopise v databázi Web of Science (Jimp)

Publications in a scientific journal indexed on the Web of Science (Jimp)

- 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.

Publikace v odborném časopise v databázi SCOPUS (J_{sc})

Publications in a scientific journal indexed on the SCOPUS (J_{sc})

- Samec P., Mikita T., Bajer A. 2019. Catenas of grain size and chemical forest soil properties in Outer Western Carpathians of the Czech Republic characterized by principal component analysis. *Acta Universitatis Agriculturae et Silviculturae Mendelianae Brunensis* 67: *in press*.

Publikace v odborném časopise mimo databáze WoS nebo SCOPUS (J_{ost})

Publications in a scientific journal out of the WoS or SCOPUS

- Samec P. 2016. Indication of forest soil fertility deviations by differences between trophic series and soil buffering: geobiocoenological approach. *Phytopedon (Bratislava)* 15: 1–11.

Odborná kniha (B)

Scientific book (B)

- 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. 2014. Proměny přírodního prostředí ve čtvrtohorách. Mendelova univerzita v Brně.

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 (BRGMB) 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 P_2O_5 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 increase spatial dependence between tree-species and loaded BRGMBs more.

Keywords: environmental change; acid deposition; soil diversity; biodiversity; forest transformation

Summary

The relationships between forest tree-species diversity and top-soil chemical properties became closer during recent environmental change after reduction of acid deposition. Spatial dependence increase between forest soil properties and ecosystem diversity during environmental change confirms using of site-based differentiation for forest transformation. Geographical analysis suggests equal respectation of individual and typological biogeography despite of routine forest management differentiation systems.

Acid deposition reduction is fundamental process enabling development of relationships between forest tree-species and soils. The tree-soil system development is based on differentiation among biogeographical subprovinces as well as on soil properties differentiation increase between plantations and structured stands. The acid deposition reduction emphasized regional differences of pH, base saturation and of C_{org} , CaO, MgO and P_2O_5 contents at top-soils, while regional differences in cation exchange capacity and Al_2O_3 content decreased. After acid deposition reduction, the mean humus pH, BS C_{org} , CaO a P_2O_5 increased, but CEC and contents of aluminium and magnesium decreased. Increasing regional differences became at bedrock-geomorphological body ranges higher than among variously composed stands.

The preconditions causing decline and forest homogeneous structure decreased relationship proximity between tree-species and soil properties. Dominant conifer silviculture was followed by CEC decrease at less than 15% of forest soils in areas of increasing spruce proportion. At more than half bioregion number, the spruce proportion collapsed onto 79% of the forest soil area, but CEC decrease included only 41% from forests at same regions. Contradictions between spruce proportion collapse and CEC decrease influenced tree-soil system separability decrease from 66.7% to 62.3%. The average conifer or trophically demanding broadleaves effect separability on soil decreased, but beech, maple, oak and willow effects increased. Although, the pine and hornbeam effects decreased the most, the differences between influence on top-soil or bedrock were highest at oak, hornbeam, maple and willow stands.

The decline preconditions affected forest tree-species diversity on area including close to 19% of forest linearly, while chronic vulnerability afflicted wood diversity at 10.2% of forests. Soil acidification afflicted tree composition richness at 5.6% of forests only. However, tree-species transformation will enhance forest functions on vulnerable BGMBs inside loaded bioregions predominantly due to decline precondition occurrences. The majority from clusters of tree-species composition and soil properties changeability similarities penetrated into all forest transformation immediacy types.

The convenient tree-species composition occurred only at 12.9% of forests. Upto 87.1 % of forests were characterized by discrepancies between soil properties and tree-species composition. Medium to high transformation immediacy included 65.9% of forests. Comprehension of spatial modelling into forest transformation presume division of site-corresponding tree-species restoration upto submountain and mountain areas. All bioregions are afflicted by spruce composition decreasing trend onto sites with natural dominance prevailing at mountain areas. The restoration of oaks, hornbeams and willows seems the most effectiveness at submountain areas, while mountain soil environment can be improved through restoration of maples or alders into stand-forming tree-species commixtures.

Ing. Pavel Samec

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

**THE EFFECT OF TRANSFORMED FOREST TREE-SPECIES COMPOSITION ON SOIL
PROPERTIES DURING ENVIRONMENTAL CHANGE INVESTIGATED BY CLUSTER
ANALYSIS AND GEOGRAPHICALLY WEIGHTED REGRESSION**

Určeno pro studenty, partnerská akademická pracoviště a odbornou veřejnost.

Výkonný redaktor: prof. RNDr. Zdeněk Dvořák, DrSc. et Ph.D.

Odpovědná redaktorka: Mgr. Lucie Loutocká

Technická redakce: Ing. Pavel Samec

Publikace neprošla redakční jazykovou úpravou.

Vydala a vytiskla Univerzita Palackého v Olomouci

Křížkovského 8, 771 47 Olomouc

www.vydavatelstvi.upol.cz

www.e-shop.upol.cz

vup@upol.cz

1. vydání

Olomouc 2017

Edice GEOINFO-CARTO-THESIS, svazek

ISSN

ISBN

Neprodejná publikace