

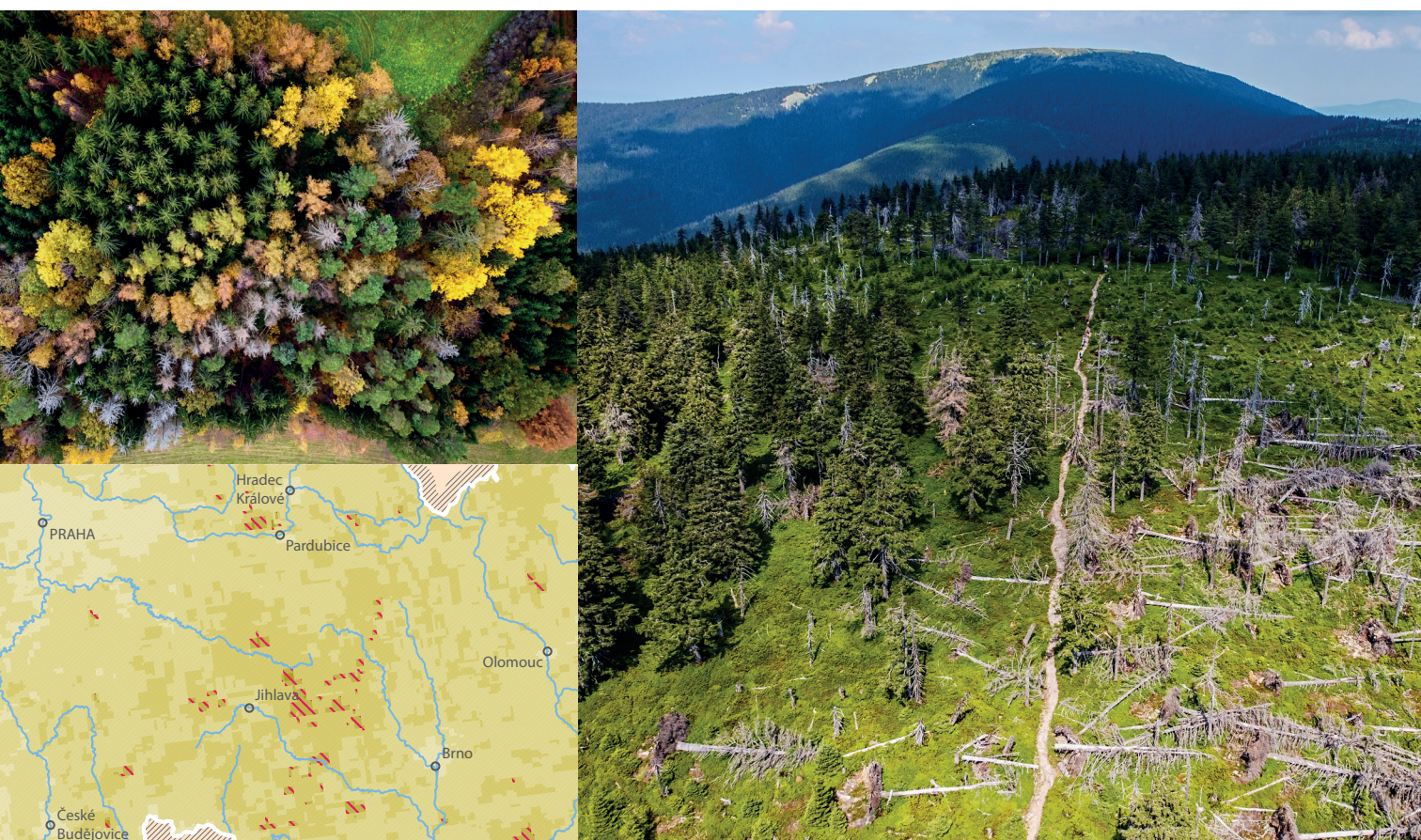


Univerzita Palackého
v Olomouci

M•A•P•S• Num. 17

TRVALÉ ABIOTICKÉ PREDISPOZICE CHŘADNUTÍ LESŮ

Pavel Samec a kolektiv



PERMANENT ABIOTIC PREDISPOSITION
OF THE FOREST DECLINE

Olomouc 2020



TRVALÉ ABIOTICKÉ PREDISPOZICE CHŘADNUTÍ LESŮ

**PAVEL SAMEC
PETRA RYCHTECKÁ
ROMANA KUDĚLKOVÁ
MILOŠ ZAPLETAL
RADEK BARVÍŘ
VÍT VOŽENÍLEK
ALENA VONDRÁKOVÁ**

OLOMOUČ 2020

KATALOGIZACE V KNIZE – NÁRODNÍ KNIHOVNA ČR

Samec, Pavel, 1979-

Trvalé abiotické predispozice chřadnutí lesů = Permanent abiotic predisposition of the forest decline

/ Pavel Samec, Petra Rychtecká, Romana Kudělková, Miloš Zapletal, Radek Barvíř, Vít Voženílek, Alena Vondráková.

-- 1. vydání. -- Olomouc : Univerzita Palackého v Olomouci, 2020. -- 40 stran + 1 mapa. -- (M.A.P.S. ; num. 17)

České a anglické resumé

Vydáno pro katedru geoinformatiky -- Distribuováno ve společném papírovém obalu. -- Obsahuje bibliografii

ISBN 978-80-244-5856-4 (soubor). -- ISBN 978-80-244-5857-1 (brožováno). -- ISBN 978-80-244-5858-8 (mapa)

* 630.1 * 630.4 * 57.043/.046 * (048.8:082)

– lesy

– poškození lesa

– abiotické faktory

– kolektivní monografie

630 - Lesnictví [24]

Autorský kolektiv:

Ing. Pavel Samec, Ph.D., Ing. Petra Rychtecká, Mgr. Romana Kudělková, doc. Ing. Miloš Zapletal, Dr.,
Mgr. Radek Barvíř, prof. RNDr. Vít Voženílek, CSc., RNDr. Alena Vondráková, Ph.D., LL.M.

Kartografické zpracování:

Mgr. Radek Barvíř, prof. RNDr. Vít Voženílek, CSc., RNDr. Alena Vondráková, Ph.D., LL.M.

Recenzenti:

Mgr. Zdeněk Stachoň, Ph.D. (Masarykova univerzita, Brno)

doc. Ing. Ivo Machar, Ph.D. (Univerzita Palackého v Olomouci)

Publikace neprošla jazykovou úpravou.

Ediční řada M·A·P·S· (Maps and Atlas Product Series), Num. 17

Mapy vydala Univerzita Palackého v Olomouci, Křížkovského 8, 771 11 Olomouc,
pro Katedru geoinformatiky jako její 89. titul.

1. vydání

Olomouc 2020

ISBN 978-80-244-5857-1 (brožura)

© Univerzita Palackého v Olomouci, 2020

M·A·P·S· Num. 17 – ISBN 978-80-244-5858-8 (mapa)

© Pavel Samec a kol., 2020

© Univerzita Palackého v Olomouci, 2020

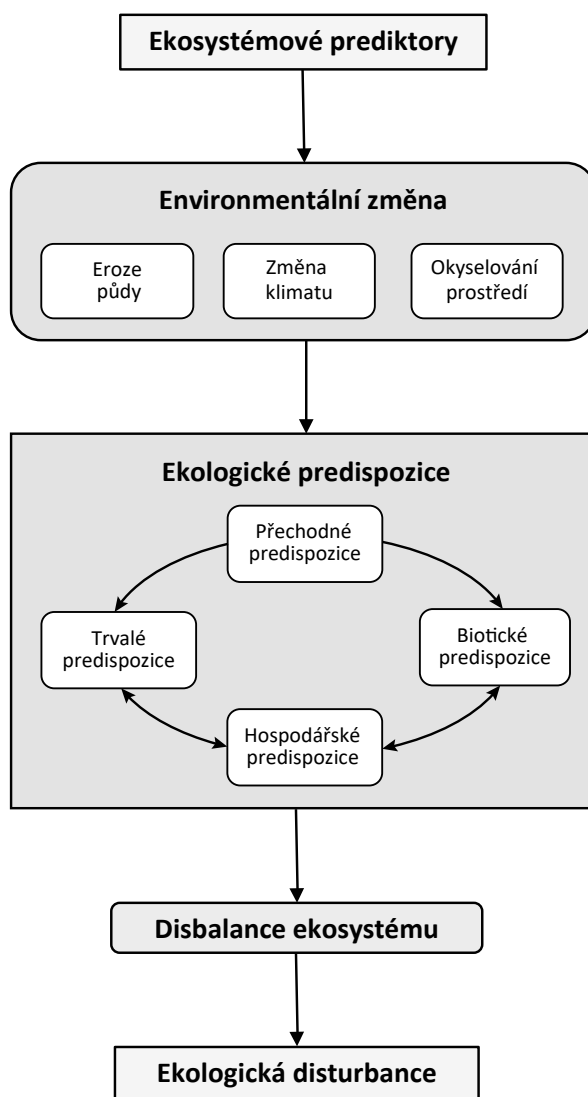
ISBN 978-80-244-5856-4 (soubor)

DOI: 10.5507/prf.20.24458564

1. ÚVOD

Lesy jsou uspořádány jako geobiocenózy z abiotických a biotických složek. Tyto složky lesy nejenže tvoří, ale mohou být i příčinami disturbancí. Klasifikace jednotlivých složek lesních geobiocenóz tak indikují jak různé typy biotopů, tak jejich náchylnost k degradativním změnám (Liu et al., 2001). **Ekologické disturbance** jsou lokální opakovatelná narušení různých složek ekosystémů, které ovlivňují druhové složení a prostorové uspořádání biocenóz v ekosystému a jeho ekologickou stabilitu. Příčinami disturbancí jsou změny působení prediktorů ekosystémů mimo mez tolerance druhu v biocenóze (Andrewartha, 1986). **Prediktory** jsou stejně jako složky geobiocenóz abiotické a biotické. Jejich působení může jednotlivé složky ekosystémů podporovat, ale také je poškozovat. Klasifikace hodnot prediktorů poškozujících ekosystémy je výchozí procedurou pro hodnocení příčin změn zdravotního stavu lesů. Mezi základní prediktory zdravotního stavu lesů patří abiotické složky růstového prostředí, které podmiňuje výskyt veškerých biotických složek. **Abiotické prediktory** zahrnují trvalé a přechodné složky prostředí. Trvalé abiotické prediktory jsou lineární a jejich proměnlivost může být odhadována při zachování přirozených veličin (Drew et al., 2010). Naproti tomu přechodné složky lesního stanoviště jsou mimořádné odchylky od středních hodnot lineárních abiotických prediktorů, které způsobují disturbance (Larocque et al., 2008).

Rozlišení ekologických prediktorů, predispozic a disturbancí bylo provedeno kombinací vícerozměrných statistických analýz dat, klasifikace a fuzzifikace. Trvalé abiotické prediktory jsou geofaktory určující potenciální přirozenou produkci a biodiverzitu. **Predispozice** jsou v této studii charakterizovány jako omezení funkcí ekosystémů a disturbance jako narušení funkcí ekosystémů (Knapp et al., 2008) (obr. 1). Trvalé abiotické prediktory zdravotního stavu lesů byly selektovány ze souboru ekologicky indikačních vlastností lesních geobiocenóz na území České republiky tak, aby byly detekovány abiotické vlastnosti významně korelující se znaky zdravotního stavu lesů (Samec et al., 2012). Soubory ekologicky indikačních vlastností lesních geobiocenóz a zdravotního stavu lesů byly vymezeny pomocí kritérií ekologické zonace lesů (Schwarz, 1995). Selektce trvalých abiotických prediktorů zdravotního stavu lesů byla provedena pomocí efektu redukce dimenzionality faktorové a shlukové analýzy (Thalib et al., 1999). Klasifikace vybraných prediktorů byly využity ke specifikaci fuzzifikace vztahů prediktorů a indikátorů zdravotního stavu lesů. Fuzzifikace byla



Obr. 1 Souvislosti mezi ekosystémovými prediktory, predispozicemi a disturbancemi lesů.

zaměřena na schematizaci fuzzy scénářů trvalých abiotických predispozic a zdravotního stavu lesů. Jednotlivé fuzzy scénáře byly vymezeny pomocí korelací trvalých abiotických predispozic s půdním poměrem Bc/Al (Kopáček et al., 2001).

Průměrné jarní teploty (T_j), průměrné mimo-vegetační teploty (T_m), podzimní úhrny srážek (R_p), srážky ve vegetačním období (R_v), průměrné roční koncentrace celkové depozice oxidovaných forem dusíku (NO_y), průměrné roční koncentrace celkové depozice redukovaných forem dusíku (NH_x), půdní bazická saturace (BS), MgO a orografický index globální radiace (OIGR) jsou považovány za trvalé abiotické prediktory, regionálně tvořící významné predispozice chřadnutí lesů na území ČR. Tyto

prediktory nejlépeji determinují regionální stře-
doevropské gradienty lesních stanovišť. Obecně
se rozdělují na **atmosférické predispozice** (T_j , T_m ,
 R_p , R_v , NO_y a NH_x) a **půdní predispozice** (OIGR,
BS a MgO). Lesní stanoviště na území ČR jsou
rozčleněny do dvou základních fuzzy scénářů
a třech množin jejich přechodů. Základní opti-
mistické a pesimistické scénáře jsou regionálně
prokládány neurčitým scénářem, přechodem z pe-
simistického do neurčitého scénáře a přechodem
z pesimistického/optimistického do neurčitého
scénáře. Optimistický scénář souvisí s výskytem
příznivých stanovišť, zatímco pesimistický scénář
souvisí s výskytem nepříznivých stanovišť. Trvalé
abiotické predispozice chřadnutí lesů na území ČR
jsou depozice dusíku, nízká půdní bazická satura-
ce, mimořádně chladné zimy, střídané teplotními
zvraty v předjaří a nedostatek srážek ve vegetačním

období. Prostorová souvislost mezi charakterem
reliéfu, dostupností MgO, půdní bazickou saturací
a mezoklimatem zvětšuje ekologické dopady depo-
zice dusíku, i když její množství dosahuje jen hodnot
s neurčitými vlivy na lesní ekosystém. Nepříznivě
vysoké hodnoty depozice NO_y se v ČR vyskytují jen
v převážně vrchovinných bioregionech Hercynské
a Západokarpatské podprovincie, zatímco vysoká
depozice NH_x i celková potenciální kyselá depozice
jsou soustředěny v Severopanonské a Polonské pod-
provincii. Severopanonská a Polonská podprovincie
na území ČR představují uskupení bioregionů s nej-
většími plochami odchylek trvalých abiotických pre-
diktorů chřadnutí lesů. Kromě nepříznivých hodnot
depozice dusíku, zahrnují především příznivý reliéf
a BS, které zde mohou působit na rozdíl od většiny
území ČR jako faktory ekologické substituce jiných
nepříznivých prediktorů.

2. PREDISPOZICE OHROŽENÍ LESŮ

Životaschopnost lesních porostů je závislá na je-
jich genofondu a charakteru stanovišť. Nerovnováha
mezi těmito vnitřními a vnějšími prediktory stavu
lesů způsobuje chřadnutí. Chřadnutí lesů je postup-
ný pokles životaschopnosti populací dřevin v lesích
způsobovaný posloupností souběžně působících
stresorů. Stresory jsou činitele, způsobující degenera-
tivní změny fyziologie organismu (Manion, 1991).
Chřadnutí lesů způsobuje souběh predispozičních,
spouštěcích a mortalitních stresorů. Začátek po-
sloupnosti negativních změn zdravotního stavu
lesů je sice podmíněn genetickými predispozicemi,
avšak spuštění chřadnutí závisí často na abiotických
prediktorech stanoviště. Abiotickými predispo-
zicemi chřadnutí lesů jsou nepříznivé hodnoty
hydrofyzikálních půdních vlastností, nedostupnost
vody, ale i nevyvážená dostupnost živin a znečištění
atmosféry. Predispozice a disturbance lesů způsobu-
je zpravidla souhra nepříznivých hodnot několika
prediktorů (Dobbertin, 2005).

Prediktory zdravotního stavu lesů

Prediktor je vysvětlující proměnná, která v sys-
témové vazbě způsobuje změnu závisle proměnné.
Prediktory ekologie krajiny usměrňují vztahy mezi
geodiverzitou a biodiverzitou. Globálně nejdůleži-
tějšími prediktory suchozemského prostředí jsou
průměrné roční teploty, srážky, půdní textura,
potenciální evapotranspirace a topografie reliéfu,
které přímo ovlivňují druhové bohatství vymeze-
ného území, abundanci-dominanci vyskytujících se

druhů, míry taxonomické a fylogenetické různoro-
dosti bioty, zastoupení endemitů a funkční potenciál
ekosystémů (Kier et al., 2005). V kulturní krajině
jsou rozlišovány prediktory přírodního prostředí
ovlivňující potenciální přirozenou biodiverzitu a an-
tropicky změněné prediktory, ovlivňující aktuální
biodiverzitu (Olson et al., 2001). Kulturní krajina
se vyznačuje svérázným rozrůzněním zdravotního
stavu lesů v důsledku různé míry antropického
ovlivnění přirozených abiotických i biotických pre-
diktorů, ale i v důsledku uplatnění antropogenních
prediktorů (Míchal, 1994).

Přírodní prediktory teplot, srážek a délky vege-
tačního období podmiňují rozšíření vegetace s ros-
tujícími zeměpisnými šířkami do vegetačních pásem
a ve výškově členité krajině do vegetačních stupňů
(Walter, 1990). Prediktory vegetace podmiňují jak
její druhové složení, tak také dynamiku i ekolo-
gickou stabilitu celého ekosystému. Edifikátory
biocenóz jsou ty rostliny, které jsou kompetičně
nejzdatnější a žijí nejdéle v uzavřeném intervalu
klimatických podmínek (Korpeľ, 1989). Balance látek
mezi jednotlivými funkčními skupinami organismů
v biocenóze, mezi vnějším a vnitřním prostředím
ekosystému a výskyt disturbancí usměrňují dy-
namiku rostlinných společenstev (Christensen
et al., 2005). Evapotranspirace limitně ovlivňuje
ekologickou stabilitu lesů. Nedostatek vody v půdě
nebo naopak její nadbytek, spojený s nedostatkem
vzduchu, rozhoduje o produkci a náhlé změny
vodního režimu půd mění dynamiku i druhové

složení biocenózy (Knapp et al., 2008). Během letních přísušků dochází rychle k vyčerpání vodních zásob v rhizosféře a některé dřeviny trpí suchem. Kritická situace pro přežití nastává v letním období beze srážek delším než tři týdny, kdy dochází k závažnému snížení aktivity obranných mechanismů a zvýšení náchylnosti k napadení patogeny (Gebauer et al., 2010). Naproti tomu ve vlhčích letech s vysokými krátkodobými srážkovými úhrny se projevuje vliv snížené provzdušněnosti půdy, která vede k hypoxii kořenů s následným, několikaměsíčním poklesem transpirace o 60–80 % (Čermák et al., 2005).

Biotické prediktory ovlivňují ekosystémy trofickými dráhami a metabolity. Trofické dráhy jsou ustálené geneticky podmíněné látkové výměny mezi jednotlivými funkčními skupinami organismů v ekosystému. Jsou tvořeny jak látkovou výměnou mezi aktivními povrchy buněk a neživým okolím, tak potravními sítěmi. Nejintenzivnější výměny mezi aktivním povrchem buňky a okolím uskutečňují mikroorganismy. V lesích jsou nejbohatší mikrobiální niky soustředěny v rhizosféře a v nadložním humusu (Hausmann a Hülsmann, 1996), avšak pro iniciaci látkových koloběhů v suchozemských ekosystémech jsou nejdůležitější biofilmy na površích anorganických i organických substrátů (Brehm et al., 2005). Díky činnosti mikroorganismů jsou zpřístupňovány vázané živiny pro potravní řetězce, ale dochází i k vázání podstatného podílu makrobiogenních prvků z volného prostoru, což ovlivňuje kumulaci organické hmoty i celkovou látkovou bilanci v průběhu sukcese. Činnost rhizosféry zahrnuje ústřední procesy ekosystémových funkcí, které usměrňují > 50 % CO₂ uvolněného ze suchozemských ekosystémů a zasahuje do všech aspektů koloběhů látek (Chapin et al., 2011). Činnost rhizosféry závisí na obsahu atmosférického CO₂ a teplotě prostředí, které ovlivňují poměr mezi intenzitou rozkladu organické hmoty stimulovanou přítomností kořenů a ve volné půdě (Cheng et al., 2014). Procesy rhizosférové infiltrace a následnou odezvu rostlin na stres uskutečňují alelopatické organické látky uvolňované převážně rostlinnými kořeny. Vyšší rostliny uvolňují více než 10 000 různých organických látek, které převážně stimulují rhizosférové bakterie, mykorhizní houby i jiné rostliny. Účinky mimobuněčných organických látek jsou silně závislé na okolních půdních podmínkách a zdravotním stavu producentů (Weston et al., 2012). Přibližně 64–86 % uvolněných organických sloučenin je však mineralizováno půdními mikroorganismy, protože největší produkce těchto látek probíhá v předjaří, kdy většina poikilotermních organismů je dormantních, ale v půdě se nacházejí efemerní

mikrobiální společenstva závislá na lehce dostupném uhlíku z nízkomolekulárních organických látek (Weintraub et al., 2007). Uspořádání potravních sítí v lesích ovlivňuje jejich druhové složení, sukcese i látkové bilance. Nejvýznamnějšími regulátory těchto procesů jsou makrofágní predátoři. Jejich aktivita omezuje dopady býložravců na přirozenou obnovu lesů, což zvyšuje množství trvale poutaného uhlíku v lesní půdě, a tím i niky půdních mikroorganismů a resilienci ekosystému (Smith et al., 2003).

Ústředním problémem definice biotických prediktorů je, že v ekosystémech jsou současně receptory. Biotické složky ekosystémů jsou silně závislé na abiotických prediktorech, mezi nimiž dostupnost látek je do značné míry podmíněna jejich koloběhy v ekosystému. Ačkoli ekosystémové funkce jsou zjevným výsledkem působení abiotických i biotických prediktorů, působí současně v globálním měřítku zpětně na všechny organismy. Globální funkce ekosystémů jsou nejvíce zasahovány klimatickými změnami a změnami geochemie prostředí. V současnosti jsou funkce ekosystémů nejvíce postiženy antropicky podmíněnou přeměnou společenstev a antropicky ovlivněnou environmentální změnou přírodního prostředí (Foley et al., 1998). Rostlinný fenotyp je fundamentálním biotickým prediktorem zdravotního stavu vegetace (Manion, 2003). Genetická diverzita rostlinných společenstev ovlivňuje produkci kořenových výlučků tak, aby rostliny mohly z půdy získávat dostatek deficitních prvků. Díky stimulaci mykorhizních symbióz mohou rostliny využívat Ca a P získaný mykorhizními houbami biochemickým rozkladem apatitu (Blum et al., 2002). Nicméně narušení biomasy jemných mykorhizních kořenů lesních dřevin působením sucha a kyselé depozice převyšuje pozitivní stimulaci rostoucího obsahu atmosférického CO₂, takže environmentální změna narušuje procesy ekologické substituce deficitních prvků mykorhizními symbiózami a lesy v oblastech zasažených imisemi jsou nejdříve ohroženy chřadnutím (Cudlín et al., 2007).

Predispozice zdravotního stavu lesů

Predispozice zdravotního stavu lesů sestávají z negativně působících prediktorů nebo nepříznivých hodnot vybraných prediktorů. Predispozice vznikají jak v důsledku výskytu lesů na ekologicky exponovaných stanovištích podél okrajů edafických nebo klimatických gradientů, tak v důsledku rychlých environmentálních změn a přeměn druhové skladby i struktury porostů, které snižují jejich ekologickou stabilitu (Fowler et al., 1999). Nejzávažnější ekologické dopady na krajinu mají změny dostupnosti

vody (Pierrehumbert, 2002). V současnosti jsou predispozice negativních změn zdravotního stavu lesů soustředěny zejména v kulturní přeměněné krajině. V důsledku zvýrazňujících se změn koloběhu vody díky pokračující exploataci ekosystémů však přesahují i do přírodních krajin. Rozsáhlá odlesnění snižují celkový výpar, v důsledku čehož klesají srážkové úhrny i v oblastech přirozené akumulace vod, a tak dále klesá i zásobování odtokovou vodou v oblastech závislých na přítocích (Pielke, 2005).

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

Ekologické dopady skleníkových plynů v atmosféře

Severní Amerika a Evropa jsou oblastmi, kde jsou lesy nejvíce ohroženy společným vlivem obhospodařování, kyselé depozice, eutrofizace a změny klimatu (Seppälä et al., 2009). Evropské zemědělství uvolňuje 11 % z celkových emisí skleníkových plynů. Intenzivní zemědělství v euroatlantických regionech zvyšuje eutrofizaci srážek v Alpách a ve střední Evropě, což v těchto oblastech neustále zrychluje chřadnutí lesů (Modrzyński, 2003; Erisman et al., 2005; Adams a Lükewille, 2010). V přirozených podmínkách tvoří 40 % depozice dusíku NH_4^+ a 60 % NO_3^- (Galloway et al., 1996). Míra mokré depozice dusíku v předprůmyslovém období

dosahovala v Evropě 1 a 3 kg/ha.rok⁻¹ a suchá depozice byla zanedbatelná. Během vrcholné imisní kalamity v roce 1980 dosahovala mokrá depozice dusíku 8 a 10 kg/ha.rok⁻¹ a po roce 1994 klesly na hodnoty 4 a 5 kg/ha.rok⁻¹ (Goulding et al., 1998). V zatížených evropských zemích je celková depozice dusíku tvořena 44 % oxidovaných forem a 66 % redukovaných forem, přičemž suchá depozice dusíku je mírně větší než mokrá depozice (Zapletal, 2006). Ze vstupů dusíku 5 % proniká do spodních vod, 12 % je uvolněno do atmosféry, 30 % imobilizováno v půdní organické hmotě a 53 % odejmuto s úrodou. Přibližně 55 % antropicky přivlastněného dusíku se navrácí zpět do atmosféry ve formě NO_x a NH_3 (Herzog et al., 2006). Produkce NH_3 ze zemědělských zdrojů řádově převyšuje přímou lidskou i průmyslovou produkci (Zapletal a Chroust, 2006). Přibližně 70–80 % uvolněného dusíku však dopadá zpět na zemský povrch ve formě depozice (Galloway et al. 1995).

Vzrůst CO_2 snížil práh vnímavosti lesních dřevin vůči troposférickému O_3 a NH_4^+ . Škody ozonem se ve vegetačním období při zdvojnásobení koncentraci CO_2 výrazně liší za situace dostatku vody a za situace sucha. Za sucha i při zvýšeném obsahu CO_2 rostliny uzavírají průduchy, takže lépe využívají dostupnou vodu bez nadměrných ztrát transpirací (Urban a Pokorný, 2002). Tato fyziologická odezva sice lesům umožňuje vytvářet adaptace na přísušky, ale současně zvyšuje jejich závislost na mokré depozici dusíku (Allen et al., 2010). Působení ozonu v lesích postihuje nejen bioprodukci, ale i rozvoj kořenového systému, ukládání zásobních látek, ale může způsobit i omezení resorpce některých biogenních prvků z opadu (Šrámek et al., 2007). Oxidativní stres ozonem snižuje fotosyntézu a následně i chemické složení opadu vegetace, takže v důsledku překročení meze tolerance rostlinných společenstev vůči ozonu dochází ke snížení tvorby humusu (Zapletal et al., 2011). I když změny v tvorbě humusu ovlivňují rhizosféru, pokles celkové bioprodukce v důsledku depozice ozonu je způsobován zejména reakcemi zásobních látek s volnými radikály (cf. Samec et al., 2012). Efektivní tvorba humusu s dominantním rozkladem ligninu přirozeně stimuluje aktivitu půdních kataláz při tlumení oxidativního stresu. Aktivita kataláz společně s efektivní humifikací jsou důležitými biotickými prediktory přirozené obnovy lesů (Aerts et al., 1990). Přirozené lesy dokáží tyto procesy půdní autoregulace obnovovat i navzdory krátkodobému nepřirozenému zatížení, avšak dlouhodobé změny ekologie lesů v důsledku nepřirozených přeměn druhové skladby snížily resilienci lesních půd tak,

že ekosystém není schopen setrvalé ekologické obnovy ani při snížené environmetální zátěži (cf. Samec et al., 2007).

Ekologické dopady okyselování prostředí

Okyselení stanovišť v důsledku vzrůstu koncentrace atmosférického CO_2 , průmyslové kyselé depozice, eutrofizace a zatížení ekosystémů troposférickým O_3 vedlo k narušení procesů tvorby humusu a mykorhizních symbióz (Galloway et al., 1995; Erisman et al., 2005; Karnosky et al., 2005;). Eutrofizace stanovišť zcela zvrátila adaptace temperátních lesů na nedostatek přístupného dusíku. Přebytek výměnných sloučenin dusíku vede ke vzniku dusičnanových solí z půdních výměnných bazí, což způsobuje rychlé okyselení rhizosféry s okamžitým dopadem na metabolismus lesních dřevin a jejich úhyn (Nosengo, 2003). Reakce sloučenin depozice dusíku s bazemi v půdě způsobily zvýraznění závislosti rostlin na sloučeninách dusíku v atmosféře. Příjem dusíku nadzemními částmi rostlin ale neovlivňuje celkovou bilanci P ani K (Wilson a Tiley, 1998). Až jedna třetina celkového příjmu dusíku rostlinou může pocházet z atmosféry (Eilers et al., 1992). Využitelnost depozice N pro primární produkci přitom stále klesá, zatímco míra ztrát dusíku vyplavením a zplyněním i imobilizace v půdě rostou úměrně s množstvím dusíkatých hnojiv (Goulding et al., 1998). Po poklesu tvorby humusu v přirozeně kyselém půdním prostředí klesla četnost vazebných míst pro NH_4^+ , vzrostla intenzita jeho přeměn na NO_3^- a celkové riziko vyplavování $\text{NH}_4^+ + \text{NO}_3^-$.

Antropická změna geochemie lesních stanovišť se projevila rozšířením aktivity Al_3^+ v lesních půdách. Středoevropské lesní půdy jsou charakteristické predispozicí k uvolňování Al_3^+ a trvalým nedostatkem přístupného fosforu. Půdní výměnný Al_3^+ může obsazovat vazebná místa kořenového apoplastu, a tím bránit příjmu biogenních prvků (Delhaize a Ryan, 1995). Tyto dvě situace středoevropské lesní ekosystémy přirozeně tlumí aktivitou mykorhizních symbióz a závislostí dynamiky na procesech tvorby humusu (cf. Rejšek, 1991; Ulrich, 1995; Galloway et al., 1996). Narušení humifikace a mykorhizních symbióz snížilo úspěšnost přirozené obnovy lesů především v horských oblastech, které se ve střední Evropě většinou vyznačují soustředěním chudých půd (Vacek, 2003). V důsledku snížení efektivity humifikace ve středoevropských lesních půdách byla pufrace kyselých vstupů humusovými látkami zastoupena rozpouštěním minerálních sloučenin hliníku. Nepřirozené rozšíření nebo zvýšení aktivity Al_3^+ v lesních půdách představuje trvalou

predispozici ekosystémů zasažených kyselou depozicí s potenciálními epigenetickými důsledky (cf. Kopáček et al., 2001; Manion, 2003; Bräutigam et al., 2013). Ačkoli přirozeně nejrozšířenějším zdrojem okyselování půd jsou karboxylové skupiny ($-\text{COOH}$) organických kyselin, v půdním prostředí mohou být jednak stabilizovány v přítomnosti bazí, jednak mohou imobilizovat Al_3^+ v komplexních sloučeninách (Hruška et al., 1996). Procesy tvorby humusu narušené hospodářskými změnami struktury lesních ekosystémů a průmyslovou kyselou depozicí však nedokáží kompenzovat důsledky těchto stresorů na ekologickou stabilitu. Genetická diverzita biocenózy je nezastupitelným prediktorem k přizpůsobení vylučování $-\text{COOH}$ kořeny při zpřístupňování fosforu z organických vazeb v půdách s trvalým nedostatkem tohoto biogenního prvku (Pandey et al., 2014). Zefektivnění zpřístupňování půdního fosforu je založeno na podpoře rhizosférových bakterií specifické podle aktivity Al_3^+ (Yang et al., 2012). Výlučky mykorhizních kořenů jsou sice schopny specificky zvýšit rezistenci vůči Al u některých citlivých rostlinných druhů (Eldhuset et al., 2007), ale u většiny rostlin je rezistence vůči Al podmíněna geneticky vnitrobuněčnou produkcí fenolů a organo-fosforečnanů, které jsou potenciálními ligandy hliníku vázaného v kořenovém apoplastu (Heim et al., 2000). Epigenetická odezva lesních dřevin na zvýšenou aktivitu půdního Al_3^+ tak může předznamenat jak zvýšení jejich rezistence, tak i vzrůst náchylnosti vůči specificky nebo nahodile působícím stresorům. Epigenetické změny rostlinných druhů mohou vést až ke změnám ve schopnosti obsazovat substrát a tvořit biocenózy (Bräutigam et al., 2013).

Disturbance zdravotního stavu lesů

Ekologické disturbance jsou prediktory dynamické stability ekosystémů. Ekologické disturbance jsou mírné nebo silné, nahodilé nebo pravidelné a jejich predispozice jsou epizodické nebo trvalé. Mezi disturbancemi a dynamikou ekosystému jsou zpětné vazby. Ekologické disturbance vedou k významným změnám v ekosystémových koloběžích vody a živin a ke změnám sukcese (Liu et al., 2011). Jsou to nepostradatelné rejuvenizace populací nebo struktury biocenózy nebo změny zdrojů, dostupnosti substrátů a fyzického prostředí, které snižují početnost těch druhů, které by v biocenóze jinak převládly a vytlačily ostatní druhy (Storch, 1998). Ekologické disturbance v mezích ekologické stability biocenózy zvyšují celkovou diverzitu ekosystému, protože rozčleňují stanoviště a vytvářejí niky pro více druhů. Biocenózy jsou přizpůsobeny určitému rozsahu

a četnosti disturbancí a jen v těchto mezích mohou reagovat vzrůstem biodiverzity (Foley et al., 1998). Disturbance zdravotního stavu lesů jsou nespecifické úbytky asimilačního aparátu následované poklesem bioprodukce lesních dřevin, které ovlivňují i chování ostatních subsystémů lesa (Dobbertin, 2005). Zhoršování zdravotního stavu lesů je ovlivňováno nejen antropickými změnami přirozených disturbancí, ale také vztahem mezi rezistencí a resiliencí ekosystému (cf. Míchal, 1994).

Populace, společenstva a ekosystémy se vyznačují svébytnou ekologickou stabilitou. Ekologická stabilita je dynamická rovnováha systému mezi působením vnitřních a vnějších prediktorů (Míchal, 1994). Ekologická stabilita populací je podmíněna jednak snahou organismů o ochranu stavu (homeostáza) a jednak snahou o přežití působení stresu (homeorhéza). **Homeostáza** je schopnost udržovat stabilní vnitřní podmínky systému v mezích mírných odchylek vnějších podmínek (Jeník, 1970). **Homeorhéza** je schopnost systému přizpůsobit vnitřní autoregulační mechanismy změnám vnějších podmínek při zachování morfologické komplexity (Gibson, 1996). Dynamika ekosystémové stability závisí na vztazích mezi způsobem působení prediktorů a ekologií biocenózy. Působení prediktorů je podmíněno tendencí, četností a distribucí. Ekologie biocenózy je řízena mozaikou homeostatických a homeorhézních prvků. Vztahy mezi prediktory a ekologií biocenóz určují čtyři základní průběhy dynamiky ekosystémů: klesající tendence změn, vzrůstající tendence změn, trvale stálá tendence změn a dočasná stabilita (labilita). Adaptace biocenózy na ekologické gradienty integruje průběhy dynamiky ekosystémů do poměru mezi rezistencí a resiliencí (Forman a Godron, 1986):

- **Rezistence** je schopnost ekosystému odolávat změnám vnějších podmínek a působení stresorů až po mez tolerance, po jejímž překonání se ekosystém hroutí a je nahrazen jiným, stabilnějším. Rezistentní ekosystémy se vyznačují vyšším zastoupením homeostatických prvků. Borealizované středoevropské ekosystémy jsou labilní, protože jsou rezistentní s nízkou homeostázou prvků. Jejich autoregulace je závislá na vnějších vstupech.
- **Resilience** je schopnost ekosystému obnovovat původní strukturu navzdory změnám vnějších podmínek nebo působení stresoru v mezích tolerance. Resilientní ekosystémy jsou proměnlivé i při nízké úrovni změn, avšak při jejich pomnutí se sukcesně obnovují, pokud nebyla zasažena jejich adaptační kapacita. Ekologické disturbance jsou přirozené

tlumeny resiliencí ekosystému. Resilientní ekosystémy se vyznačují vyšším zastoupením homeorhézních prvků. Přirozené i diverzifikované uměle vytvořené krajinné systémy jsou resilientní, pokud jsou složeny převážně i přirozených druhů se zachovanou autoregulací.

Působení prediktorů a ekologie biocenóz na dynamiku ekosystémů se jinak různí v antropicky ovlivněných podmínkách a jinak v přírodních podmínkách. Dynamika přirozených lesních ekosystémů je řízena velikostí narušení. Mírné disturbance s větší pravděpodobností poškozují spíše menší plochu a naopak. Rozsáhlá poškození ekosystémů jsou v přírodě vzácná. Oboustranný vztah mezi intenzitou disturbancí a velikostí postižených ploch vede k citlivé rovnováze mezi intenzitou narušení a mozaikovitostí ekosystému (Storch, 1998). Lesy bez pravidelných velkoplošných disturbancí jsou zřetelně patrovité. Patra dřevin se mění během sukcese ekosystému, druhová skladba pater je podmíněna biotem. Nepřítomnost velkoplošných intenzivních disturbancí umožňuje výskyt většího počtu druhů než v ekosystémech postihovaných velkoplošně (Onaindia et al., 2004). Maloplošné disturbance v lesním prostředí vedou ke zvýšení mozaikovitosti struktury, růstových stádií i druhových nik, ale ve velkých měřítkách udržují zdánlivě homogenní charakter biotem (Kuuluvainen et al., 1998). Maloplošné disturbance v temperátních lesích zpravidla postihují souvislou plochu < 500 m², která kontinuálně zarůstá, takže poškozeno bývá < 10 % ekosystému a čerstvá narušení jsou čtenější než starší narušení (Rugani et al., 2013). Výskyt maloplošných disturbancí zvyšuje činnost dřevních hub, které zkracují fyziologické dožití lesních dřevin. Narušení přímo ovlivňují podíl tlející dřevní hmoty v lesním ekosystému, které tvoří druhově nejbohatší niku lesa a předurčuje průběh sukcese (Korpel, 1989). V přírodních lesích stromy zpravidla odumírají nastojato a vyvráceny bývají až později, ale ležící tlející dřevo průměrně tvoří významnější složku celkového objemu tlející dřevní hmoty než stojící odumřelé kmeny. Hmota mrtvého dřeva je v horských polohách vzhledem k živým stromům až téměř dvojnásobná oproti lesům v nižších polohách. Fluktuace objemu tlejícího dřeva v lesích jsou zpravidla výraznější v nižších polohách a naopak menší v horských polohách, protože četnost disturbancí je v blízkosti okrajů ekologických gradientů větší (Christensen et al., 2005).

Exploatace evropských lesů, jejich přeměny na nepřirozené kultury, fragmentace kulturní krajiny a průmyslové znečištění životního prostředí zvýšily predispozice k velkoplošným škodám při gradacích

škůdců, povětrnostních kalamitách a okyselení ekosystémů (Larocque et al., 2008). Nejzávažnější okyselení ekosystémů v důsledku znečištění atmosféry vedlo ke ztrátě autoregulace lesů (Ulrich, 1995). Nahodilé disturbance lesů v kulturní krajině jsou způsobovány zejména větrnými polomy, škodami mrazem a námrazou, sesuvy půdy a mimořádnými povodněmi. Pravidelné disturbance lesů jsou způsobovány přísušky, permanentními gradacemi hmyzích škůdců, přemnoženými populacemi býložravé zvěře a sezónními fluktuacemi kyselé depozice (Allen et al., 2010). Změny managementu přírodních zdrojů, které mohou ovlivnit zátěže životního prostředí, mohou současně i změnit poměr mezi ohrožením lesů nahodilými nebo pravidelnými disturbancemi (Adams a Lükewille, 2010). Predispozice chřadnutí lesů jsou v kulturní krajině rozčleněny na abiotické přechodné a trvalé, biotické a hospodářské:

- **Přechodné abiotické predispozice chřadnutí lesů** jsou tvořeny synergií mimořádných povětrnostních událostí a znečištění atmosféry. Nejzávažnější poškození střeoevropských lesů způsobily synergie mrazu a zbytkové acidifikace atmosféry (Bridges et al., 2002), nebo synergie vlhkých epizod a depozice O_3 (Zapletal a Chroust, 2007).

- **Trvalé abiotické predispozice chřadnutí lesů** jsou tvořeny souběžnými odchylkami fyzických vlastností stanoviště od normálních hodnot. Nejzávažnější poškození střeoevropských lesů byly způsobeny souběhy vzrůstu teplot, vysoušení rhizosféry, kyselá depozice, okyselení lesních půd a deficitů v příjmu živin (Modrzyński, 2003; Erisman et al., 2005).
- **Biotické predispozice chřadnutí lesů** sestávají z nepřírozených narušení potravních sítí a přemnožení určitých skupin organismů, kteří mohou zabránit jak úspěšné přirozené obnově lesů, tak narušit i homeostázi dřevin (Smith et al., 2003).
- **Hospodářské predispozice chřadnutí lesů** sestávají z uplatňování nepřírodně strukturovaných kultur lesních dřevin, umělého rozšíření dřevin s neadaptovaným genomem mimo oblasti přirozeného výskytu, unifikace genomu společenstev lesních dřevin včetně potlačení přirozeně smíšených porostů, což snížilo přirozenou diverzitu biocenóz, a trvalých deformací kořenového systému uměle založených lesních porostů, které snižují jak mechanickou stabilitu, tak také omezují získávání vody a zvyšují riziko napadení houbovými patogeny (Manion, 2003).

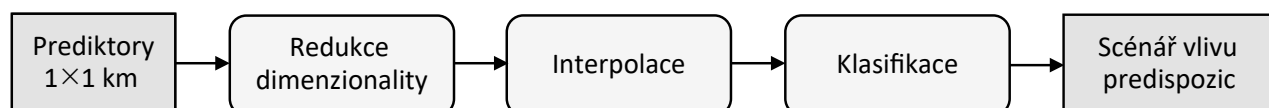
3. VÝBĚR TRVALÝCH ABIOTICKÝCH PREDISPOZIC CHŘADNUTÍ LESŮ

Zobrazení prostorového rozložení vybraných trvalých abiotických predispozic chřadnutí lesů sestávalo ze selekce vhodných vlastností růstových podmínek, jejich interpolace a klasifikace. Selektce trvalých abiotických predispozic chřadnutí lesů byla převzata z modelu zón ohrožení lesů na území ČR, které významně korelují se zdravotním stavem lesních porostů (Samec et al., 2012). Trvalé abiotické predispozice chřadnutí lesů byly vybírány z modelu rozložení středních hodnot prediktorů růstových podmínek v gridu 1×1 km pomocí vícerozměrných statistických metod. Geografická interpolace vybraných veličin do rozsahu celého území ČR byla provedena metodou aproximace vah inverzních vzdáleností (Bartier a Keller, 1996). Klasifikace vybraných veličin byly provedeny rozčleněním do standardizovaných intervalů přirozených ekologických gradientů (obr. 2).

Trvalé abiotické prediktory růstových podmínek lesů

Trvalé abiotické prediktory lesních stanovišť na území ČR byly charakterizovány teplotami, atmosférickými srážkami, složkami celkové potenciální kyselá depozice (CPKD), pedochemickými a zrnitostními půdními vlastnostmi a morfometrickými znaky reliéfu. Výpočet středních hodnot zájmových množin prediktorů byl diferencován pro klimatické veličiny do normálového období 1961–1990, pro složky CPKD do období 1998–2004 a pro půdní vlastnosti do období 1979–2008.

Jako základní klimatické veličiny byly využity normály průměrných ročních teplot (T) a ročních úhrnů srážek (P) a jejich jarní (březen–květen), letní (červen–srpen), podzimní (září–listopad), zimní (prosinec–únor), vegetační (duben–září) a mimovegetační



Obr. 2 Zobecněný postup tvorby polygonového modelu abiotických predispozic chřadnutí lesů.

hodnoty (D'Arrigo et al., 2003). Vrstvy klimatických veličin v síti 1×1 km byly získány geografickou interpolací z bodového pole údajů měřených ČHMÚ. Využita byla modifikace IDW, která do výpočtu jako kovariátu zahrnuje střední nadmořskou výšku každé buňky rastru (Hadaš, 2000). Složky CPKD byly aproximovány v síti 1×1 km metodikou EMEP-LRTAP ze soustavy měřících stanic ČHMÚ a GEOMON. Složky CPKD tvoří celková depozice sloučenin síry (SO_x), celková depozice redukovaných sloučenin dusíku (NH_x) a celková depozice oxidovaných sloučenin dusíku (NO_y) (Zapletal, 2006). Srovnávané znaky těles lesních půd byly získány transformací bodového pole kationtové výměnné kapacity (KVK), bazické saturace (BS), poměru výměnných bazí a hliníku (Bc/Al), organického uhlíku (C_{org}) a dusíku (N_t), obsahu vázaných živin (R_{Oy}), obsahu půdního jílů ($FJ < 2 \mu m$) diagnostických horizontů a orografického indexu globální radiace (OIGR) z průzkumových sond MZe ČR (Samec et al., 2012).

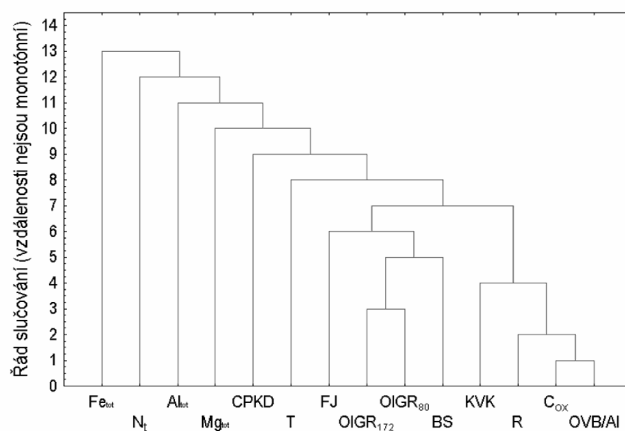
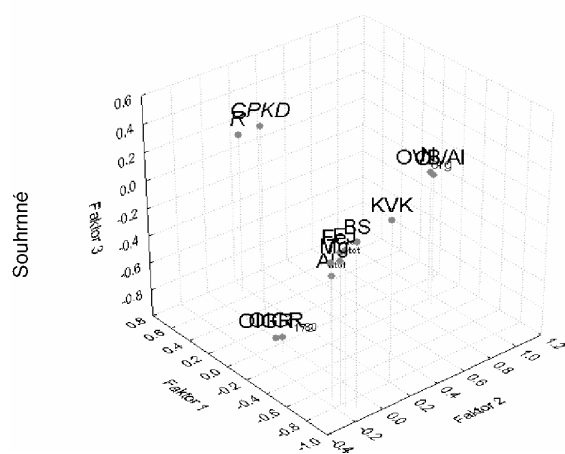
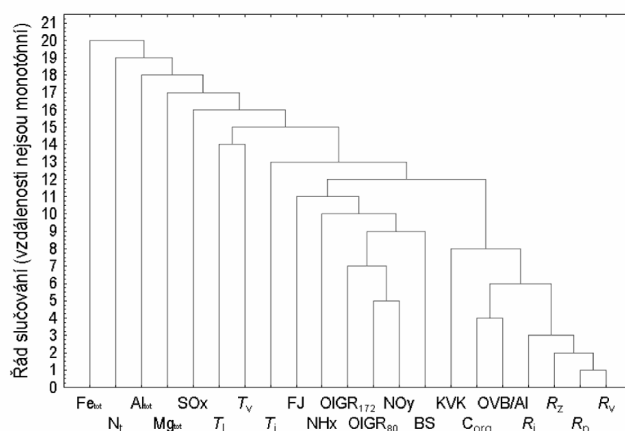
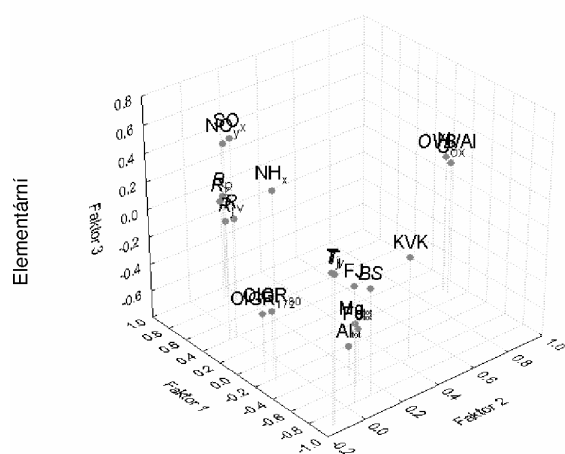
Redukce dimenzionality

Selekce prediktorů byla provedena sledem analýzy hlavních komponent (PCA), faktorové analýzy (FA) a shlukové analýzy (CLU). Vstupní data byla rozdělena na pracovní matice elementárních veličin a pracovní matice souhrnných veličin. Toto rozdělení matic umožnilo porovnat rozdíly vlivů sezónních hodnot klimatických prediktorů nebo součástí ostatních environmentálních prediktorů s vlivy průměrných nebo sečtených prediktorů v aproximovaných modelech (Pollice, 2011). PCA byla použita k detekci autokorelací uvnitř jednotlivých množin. Z jednotlivých množin veličin se stejnými jednotkami byly vyloučeny ty veličiny, které byly pomocí komponentních vah zjištěny ve společném kvadrantu a neměly výrazně velký jeden vektor komponentní váhy (Thalib et al., 1999). FA byla použita k výběru kombinací potenciálně korelujících veličin (PKV) z různých množin. Při FA byly vyloučeny veličiny, které nedosáhly $P > 0,60$ a zahrnuty faktory společně

Veličiny

Faktorová analýza

Shluková analýza



Obr. 3 Faktorová analýza vstupních elementárních a souhrnných veličin abiotických prediktorů a receptora lesních geobiocenóz (zjednodušeno podle Samec et al., 2012).

vyjadřující > 90 % rozptylu (obr. 3). Podobnosti veličin z téže množiny byly při FA eliminovány jen na proměnnou s vyšší absolutní hodnotou faktorové zátěže. Výsledky FA byly revidovány pomocí CLU s manhattanskou metrikou. CLU umožnila identifikované kombinace PKV omezit na ty, které měly těsné vazby pouze s veličinami z jiných množin. Algebraickým průnikem výsledků FA a CLU byly vybrány potenciálně korelující matice prediktorů. Lineární korelace mezi vybranými prediktory byly ověřeny při $P < 0,05$; z nichž byly vymezeny statisticky velmi významné prostorové vztahy při $P < 0,00001$ pro $r^2 > 0,50$ a statisticky nevýznamné vztahy.

Klasifikace vybraných prediktorů

Klasifikace vybraných prediktorů byly provedeny dvoufázově rozčleněním do přirozených intervalů a odvozených scénářů potenciálních vlivů na chřadnutí lesů. Přirozené klasifikace byly provedeny pomocí intervalů fyzikálně-chemických, fyzicko-geografických nebo lineárních rozhraní. Geomorfologická členitost reliéfu ČR tvoří fyzicko-geografická rozhraní empirické klasifikace OIGR (tab. 1). Geografické výškové stupně reliéfu ČR rozčleňují teploty (tab. 2) a srážkové úhrny do lineárních intervalů (tab. 3) (Demek, 1987). Složky kyselé depozice a půdní vlastnosti byly klasifikovány pomocí rozhraní fyzikálně-chemických vlivů na lesní ekosystémy. Složky kyselé depozice byly klasifikovány

pomocí lineárních intervalů acidifikace smrkových ekosystémů (tab. 4) (Zapletal, 2006). Obsahy půdního uhlíku a dusíku byly klasifikovány pomocí taxonomického členění obsahu humusu v lesních půdách (tab. 5) (Sáňka a Materna, 2004), obsahy minerálních živin byly klasifikovány podle jejich role ve výživě lesních dřevin v neexponovaných podmínkách (tab. 6), zatímco fyzikálně-chemické půdní vlastnosti byly klasifikovány pomocí indikace různých neutralizačních reakcí pufrace lesních půd (tab. 7) (Ulrich, 1995).

Klasifikace odvozených scénářů potenciálních vlivů vybraných trvalých abiotických prediktorů na chřadnutí lesů byly provedeny transformací přirozených intervalů do fuzzy logiky. Základní predispozici receptora k chřadnutí byla neparametrická korelace hodnot humusové Bc/Al s vybranými prediktory růstového prostředí. Hodnoty Bc/Al > 1 naznačily optimistický scénář, zatímco hodnoty Bc/Al < 1 naznačily pesimistický scénář (Adams a Lükewille 2010). Pesimistický scénář fuzzy logiky byl indikován u hodnot abiotických prediktorů korespondujících s Bc/Al blížících se -1, zatímco optimistický scénář fuzzy logiky byl indikován u hodnot blížících se +1. Fuzzy hodnoty v intervalu (-1; +1) byly zařazeny do neurčitého scénáře (Samec et al., 2012) (tab. 8). Zastoupení klasifikovaných fuzzy scénářů vlivů vybraných trvalých abiotických prediktorů na chřadnutí lesů bylo vyhodnoceno v síti 1×1 km v územních rozsazích biogeografických regionů ČR (Culek et al., 2013).

Tab. 1 Geomorfologická klasifikace průměrného indexu globální radiace (OIGR) na území České republiky.

Třída	Definice	OIGR
1	exponovaný	< 8 400,0
2	svažitý	8 400,0 – 8 778,9
3	úvalový	8 779,0 – 8 849,9
4	parovinný	8 850,0 – 9 000,0
5	náhorní	> 9 000,0

Tab. 2 Geografická klasifikace vertikálních intervalů průměrných teplot (°C).

Třída	Definice	T	T _j	T _i	T _p	T _z	T _v	T _m
5	parovinný	> 8,1	> 8,2	> 17,1	> 8,5	> -0,3	> 14,4	> 1,9
4	pahorkatinný	7,8 – 8,1	7,8 – 8,2	16,7 – 17,1	8,2 – 8,5	-1,4 – -0,3	14,0 – 14,4	1,7 – 1,9
3	vrchovinný	6,7 – 7,8	6,5 – 7,8	15,3 – 16,7	7,2 – 8,2	-2,3 – -1,4	12,6 – 14,0	0,7 – 1,7
2	podhorský	5,6 – 6,7	5,2 – 6,5	14,1 – 15,3	6,3 – 7,2	-3,1 – -2,3	11,4 – 12,6	-0,1 – 0,7
1	horský	< 5,6	< 5,2	< 14,1	< 6,3	< -3,1	> 11,4	< -0,1

Tab. 3 Geografická klasifikace vertikálních intervalů srážkových úhrnů (mm).

Třída	Definice	R	R _j	R _i	R _p	R _z	R _v	R _m
1	parovinný	< 598,3	< 144,2	< 218,9	< 125,2	< 98,2	< 377,6	< 212,0
2	pahorkatinný	598,3–623,8	144,2–150,0	218,9–229,2	125,2–131,2	98,2–106,5	377,6–393,8	212,0–225,1
3	vrchovinný	623,8–791,3	150,0–184,6	229,2–276,8	131,3–170,1	106,5–156,1	393,8–475,4	225,1–313,1
4	podhorský	791,3–888,0	184,6–205,2	276,8–312,8	170,1–190,0	156,1–179,8	475,5–532,1	313,1–354,7
5	horský	> 888,1	> 205,3	> 312,8	> 190,0	> 179,8	> 532,1	> 354,8

Tab. 4 Lineární klasifikace složek celkové potenciální kyselé depozice (CPKD) ($\text{mol}^+/\text{ha.rok}$) (podle Zapletala, 2006).

Třída	Klasifikace	SO_x	NO_y	NH_x	CPKD
6	velmi vysoká	> 3 000	> 1 500	> 1 500	> 5 000
5	vysoká	2 000 – 3 000	1 200 – 1 500	1 200 – 1 500	4 000 – 5 000
4	mírně vyšší	1 500 – 2 000	900 – 1 200	900 – 1 200	3 000 – 4 000
3	střední	1 000 – 1 500	600 – 900	600 – 900	2 000 – 3 000
2	nízká	500 – 1 000	300 – 600	300 – 600	1 500 – 2 000
1	velmi nízká	< 500	< 300	< 300	< 1 500

Tab. 5 Semikvantitativní klasifikace základního složení (%) půdních organických sloučenin (upraveno podle Vanmechelen et al., 1997).

Třída	Definice	C_{org}	N_t
1	zbytkový	$\leq 1,0$	$\leq 0,05$
2	penetrovaný	1,1 – 2,0	0,06 – 0,10
3	rozptýlený	2,1 – 4,0	0,11 – 0,25
4	bioturbační	4,1 – 8,0	0,26 – 0,50
5	kumulovaný	> 8,0	> 0,50

Tab. 6 Semikvantitativní klasifikace celkových obsahů základních půdních makroprvků (mg/kg) (podle Vanmechelen et al., 1997).

Třída	Klasifikace	CaO	MgO	K ₂ O	Al ₂ O ₃	Fe ₂ O ₃
1	velmi malý	$\leq 2\,000$	≤ 500	≤ 500	$\leq 2\,000$	$\leq 2\,000$
2	malý	2 001–5 000	501–1 000	501–1 000	2 001–4 000	2 001–4 000
3	střední	5 001–10 000	1 001–2 000	1 001–2 000	4 001–8 000	4 001–8 000
4	větší	10 001–25 000	2 001–4 000	2 001–4 000	8 001–16 000	8 001–16 000
5	velký	> 25 000	> 4 000	> 4 000	> 16 000	> 16 000

Tab. 7 Semikvantitativní klasifikace půdních fyzikálně-chemických vlastností kationtové výměnné kapacity (KVK cmol^+/kg) a bazické saturace (BS %) (podle Vanmechelen et al., 1997; Ulricha, 1995).

Třída	Klasifikace	KVK	BS
1	Aktivita železa	$\leq 2,0$	≤ 10
2	Aktivita hliníku	2,1–5,0	11–20
3	Aktivita humusu	5,1–10,0	21–50
4	Aktivita křemičitanů	10,1–20,0	51–95
5	Aktivita uhličitanů	> 20,0	> 95

Tab. 8 Hraniční hodnoty vybraných abiotických prediktorů pro vymezení základních fuzzy-scénářů trvalých predispozic chřadnutí lesů na území České republiky (upraveno podle Samce et al., 2012).

Prediktor	Pesimistický scénář	Neurčitý scénář	Optimistický scénář
T_i (°C)	–	0,2–9,6	–
T_m (°C)	< –0,1	–0,1 – 0,7	> 0,7
T (°C)	< 5,6	5,6 – 6,7	> 6,7
R_p (mm)	< 170,1	170,1 – 190,0	> 190,0
R_v (mm)	< 475,5	475,5 – 532,1	> 532,1
R (mm)	< 791,3	791,3 – 888,0	> 888,0
NO_y (mol^+/ha)	> 1200	600 – 1200	< 600
NH_x (mol^+/ha)	> 1200	600 – 1200	< 600
CPKD (mol^+/ha)	> 3000	1500 – 3000	< 1500
BS (%)	< 10	10 – 50	> 50
C_{org} (%)	< 1	–	> 1
MgO (mg/kg)	< 2000	2000 – 6000	> 6000
OIGR	< 8748	> 8779	–

4. ZASTOUPENÍ TRVALÝCH ABIOTICKÝCH PREDISPOZIC CHŘADNUTÍ LESŮ

Klasifikace abiotických prediktorů a rozložení fuzzy scénářů jejich vlivu na chřadnutí lesů jsou svérázné v jednotlivých regionech ČR. Nepříznivé hodnoty průměrných ročních teplot (T), průměrných ročních úhrnů srážek (R) a celkové potenciální kyselá depozice (CPKD) jsou trvalými abiotickými prediktory, které se nejvýrazněji podílejí na chřadnutí lesů v ČR. Nejvýznamnějšími elementárními trvalými abiotickými prediktory chřadnutí lesů na území ČR jsou průměrné jarní teploty (T_j), průměrné mimo-vegetační teploty (T_m), podzimní úhrny srážek (R_p), srážky ve vegetačním období (R_v), průměrné roční koncentrace celkové depozice oxidovaných forem dusíku (NO_y), průměrné roční koncentrace celkové depozice redukováných forem dusíku (NH_x), půdní bazická saturace (BS), MgO a orografický index globální radiace (OIGR). Většina vybraných prediktorů má mezi sebou statisticky významné lineární korelace hodnot v gridu 1×1 km. Pouze NH_x a MgO jsou nezávislé na velikosti OIGR. Naopak klimatické veličiny, ale také CPKD a NO_y jsou uspořádány ve významných prostorových vztazích (tab. 9).

Intervaly hodnot vybraných prediktorů byly seskupeny do tří fuzzy množin přechodů mezi jednotlivými scénáři jejich vztahů: neurčitý scénář, přechodu z pesimistického do neurčitý scénář a přechodu z pesimistického/optimistického do neurčitý scénář. Přechody z pesimistického/optimistického scénáře do neurčitý a přechody z pesimistického scénáře do neurčitý zahrnují nejvíce veličin ve všech srovnávaných maticích. Hodnoty elementárních prediktorů NO_y , NH_x , BS a MgO vytvořily přechody všemi třemi základními scénáři. Podobně CPKD tvoří přechody mezi všemi vylišenými fuzzy scénáři. Hodnoty elementárních prediktorů T_m , R_p , R_v a OIGR a hodnoty průměrných T a R vytvořily přechody mezi pesimistickými a neurčitými scénáři. Pesimistický scénář souvisí s výskytem nepříznivých lesních stanovišť, optimistický scénář

souvisí s výskytem příznivých stanovišť, přechody mezi jednotlivými fuzzy scénáři souvisejí s intervalem místních ekologických gradientů. Hodnoty T_j měly výhradně neurčitý vliv na zdravotní stav lesů. Elementární prediktory více inklinovaly ke společnému scénáři rozdělení, ale současně měly větší intervaly fuzzy hodnot než jejich sdružené obdoby. Proto zachytily predispozice lesních stanovišť významněji a současně jejich širší interval než sdružené prediktory. Sdružené prediktory indikovaly větší rozšíření nepříznivých vlivů na chřadnutí lesů. Nejčtenějším scénářem rozdělení fuzzy hodnot byl přechod mezi pesimistickým a neurčitým scénářem. Složky depozice dusíku a vybrané půdní vlastnosti současně přesahovaly až do optimistického scénáře. Na území ČR byl zjištěn sled od nepříznivého zatížení lesů depozicí dusíku po neohrožené lesy. Významnější závislost sdružených vlastností receptora na elementárních prediktorech byly podmíněny podobně výraznou inklinací ke společnému scénáři rozdělení a převažujícími přechody mezi pesimistickým/optimistickým a neurčitým scénářem.

Vybrané prediktory indikují regionálně různou míru synergického vlivu depozice dusíku s ostatními abiotickými vlastnostmi na stav lesů ve středoevropské krajině. Depozice dusíku nejčastěji inklinuje k neurčitým vlivům na zdravotní stav lesů. Predispozice k chřadnutí lesů z hodnocených abiotických prediktorů na území ČR nejvíce působí mimořádně chladné zimy, střídané protichůdnými riziky v průběhu jarních teplot (jak mimořádně vysoké teploty spjaté se suchem, tak pozdní mrazy) a nedostatek srážek ve vegetačním období (tab. 10). Nepříznivý teplotní i srážkový vývoj dokází zvýraznit škodlivost depozice dusíku v ekosystémech. Větší depozice dusíku je prostorově spjata s náchylností lesů zejména vůči mrazu. Prediktor T_m má nepříznivé intervaly v celé ČR, R_p a R_v v Hercynské a Západokarpatské podprovincii, R_v v šedesáti níže položených hercynských

Tab. 9 Lineární korelace abiotických predispozic chřadnutí lesů na území České republiky v síti 1×1 km při $P < 0,05$ (statisticky velmi významné korelace při $P < 0,000001$ **tučně**; neprůkazné korelace šedě).

Prediktor	T_m	T	R_v	R_p	R	NO_y	NH_x	CPKD	BS	MgO	OIGR
T_j	0.98	1.00	-0.77	-0.80	-0.84	-0.27	0.26	-0.10	0.62	0.45	0.01
T_m		0.99	-0.79	-0.80	-0.84	-0.27	0.19	-0.14	0.58	0.42	0.03
T			-0.78	-0.80	-0.84	-0.27	0.23	-0.12	0.60	0.44	0.02
R_v				0.88	0.95	0.25	-0.18	0.18	-0.32	-0.32	-0.16
R_p					0.98	0.44	-0.18	0.35	-0.45	-0.48	-0.19
R						0.36	-0.22	0.25	-0.45	-0.44	-0.16
NO_y							0.26	0.85	-0.28	-0.32	-0.17
NH_x								0.61	0.22	0.11	-0.03
CPKD									-0.08	-0.23	-0.24
BS										0.63	-0.12
MgO											-0.01

bioregionech, šesti karpatských bioregionech a v Severopanonské podprovincii. Rozsahy OIGR jsou výhradně nepříznivé v Západokarpatské podprovincii. Naopak půdní BS v Severopanonské podprovincii a obsah MgO v lesních půdách většiny ČR mají vyhovující hodnoty, které nejsou příčinou chřadnutí lesů, ale potenciálně mohou zmírňovat ekologické dopady především mrazu a okyselování v různých regionech (příloha 1).

Fuzzy scénáře působení vybraných prediktorů mají zpravidla podobné zastoupení v jednotlivých podprovinciích stejně jako na území celé ČR. Charakter zastoupení jednotlivých trvalých abiotických prediktorů chřadnutí lesů může být buď výhradní, nebo s dominancí > 80 % nebo s kodominancí < 75 % rozlohy lesů. Dominance nebo kodominance zastoupení vybraných prediktorů mohou zahrnovat dva nebo tři fuzzy scénáře. Výhradní zastoupení právě jednoho fuzzy scénáře působení na chřadnutí lesů je charakteristické pro všechny potenciálně korelující teplotní prediktory. Dominance > 80 % rozlohy lesů je charakteristická pro atmosférické srážky, složky depozice dusíku a CPKD. Kodominantní zastoupení < 75 % rozlohy lesů je charakteristické především pro půdní MgO a pro OIGR na území Hercynské a Polonské podprovincie. Odchytky od korespondujícího charakteru zastoupení fuzzy scénářů vybraných prediktorů v jednotlivých biogeografických podprovinciích vzhledem k celkovému charakteru zastoupení trvalých abiotických predispozic chřadnutí lesů na území ČR se nejčastěji vyskytují v Polonské a Severopanonské podprovincii, ale byly také způsobeny regionálními rozdíly v počtech přechodů fuzzy scénářů. Neshody přechodů fuzzy scénářů provázejí srážky, NO_y , CPKD a půdní BS. V Severopanonské podprovincii se výhradně soustředily nepříznivě nízké úhrny R_p , neurčité

hodnoty R_p a R , ale příznivé hodnoty půdní BS. NO_y v Hercynské a Západokarpatské podprovincii má dominantní neurčité hodnoty a příznivě nízké hodnoty převažující nad nepříznivě vysokými hodnotami, zatímco v regionech Polonské a Severopanonské podprovincie se vyznačuje dominancí neurčitých hodnot s okrajovými výskyty příznivých hodnot. Naproti tomu hodnoty CPKD zahrnují v Hercynské podprovincii přechody mezi všemi třemi scénáři, ale ve zbytku ČR mohou být minoritně nepříznivé. Nejmenší zastoupení nepříznivé CPKD se vyskytuje v Západokarpatské podprovincii (1,2 %), největší zastoupení se vyskytuje v Polonské podprovincii (14,5 %) (tab. 11).

Půdní bazická saturace i OIGR mají mezi jednotlivými regiony ČR relativně největší heterogenitu přechodů fuzzy scénářů i zastoupení jednotlivých hodnot. BS je příznivá v 11,5 % lesních půd na území ČR, neurčitý vliv má v 83,4 % lesních půd a predispozičně působí pouze v 5,0 % lesních půd. Její nepříznivé hodnoty jsou soustředěny v Hercynské podprovincii, zatímco v Severopanonské a Polonské podprovincii zcela chybí. Obsah MgO je optimální v 60,6 % lesních půd, neurčitý vliv má v 32,7 % lesních půd a predispozičně působí v 6,7 % lesních půd. Největší zastoupení nepříznivě nízkého obsahu půdního MgO se vyskytuje v Západokarpatské podprovincii ($\approx 9,1$ %), nejmenší zastoupení optimálních hodnot se vyskytuje v Severopanonské podprovincii (53,1 %). Podobně OIGR v Západokarpatské podprovincii je převážně nepříznivý, ale dominantně příznivý je pouze v Severopanonské podprovincii. Příznivost reliéfu tak částečně ovlivňuje nepříznivou CPKD i dostupnost půdního MgO v jednotlivých bioregionech ČR, ačkoli v celostátním gridu 1×1 km vzájemné netvoří významné korelace.

Tab. 10 Zastoupení intervalů hodnot trvalých abiotických predispozic v základních fuzzy-scénářích chřadnutí lesů na území České republiky (%).

Prediktor	Pesimistický scénář	Neurčitý scénář	Optimistický scénář
T_j	–	100,00	–
T_m	100,00	–	–
T	–	94,08	5,92
R_p	88,43	4,77	6,80
R_v	67,27	13,20	19,53
R	87,72	5,68	6,60
NO_y	1,00	92,08	6,92
NH_x	1,31	81,87	16,83
CPKD	11,15	87,62	1,23
BS	5,04	83,41	11,55
MgO	6,74	32,68	60,58
OIGR	46,53	53,47	–

Tab. 11 Zastoupení intervalů hodnot trvalých abiotických predispozic v základních fuzzy-scénářích chřadnutí lesů v jednotlivých biogeografických podprovinciích na území České republiky (%).

Prediktor	Podprovincie	Pesimistický scénář	Neurčitý scénář	Optimistický scénář
T_j	hercynská	–	100,00	–
	polonská	–	100,00	–
	západokarpatská	–	100,00	–
	severopanonská	–	100,00	–
T_m	hercynská	100,00	–	–
	polonská	100,00	–	–
	západokarpatská	100,00	–	–
	severopanonská	100,00	–	–
T	hercynská	–	95,69	4,31
	polonská	–	97,10	2,90
	západokarpatská	–	82,04	17,96
	severopanonská	–	85,05	14,95
R_p	hercynská	90,33	4,51	5,15
	polonská	18,84	11,59	69,57
	západokarpatská	85,39	7,11	7,50
	severopanonská	–	–	100,00
R_v	hercynská	71,22	12,02	16,76
	polonská	49,28	49,28	1,45
	západokarpatská	32,57	22,78	44,66
	severopanonská	100,00	–	–
R	hercynská	90,18	5,05	4,77
	polonská	17,39	31,88	50,72
	západokarpatská	80,19	10,35	9,46
	severopanonská	–	–	100,00
NO_y	hercynská	1,14	91,20	7,66
	polonská	–	97,10	2,90
	západokarpatská	0,06	98,66	1,29
	severopanonská	–	94,85	5,15
NH_x	hercynská	1,29	81,62	17,10
	polonská	2,90	71,01	26,09
	západokarpatská	0,39	83,88	15,72
	severopanonská	10,82	85,57	3,61
$CPKD$	hercynská	12,35	86,24	1,41
	polonská	14,49	85,51	–
	západokarpatská	1,23	98,77	–
	severopanonská	12,37	87,63	–
BS	hercynská	5,75	83,92	10,34
	polonská	–	72,46	27,54
	západokarpatská	0,11	88,81	11,08
	severopanonská	–	–	100,00
MgO	hercynská	6,46	32,25	61,29
	polonská	5,80	36,23	57,97
	západokarpatská	9,07	35,09	55,85
	severopanonská	6,19	40,72	53,09
$OIGR$	hercynská	42,64	57,36	–
	polonská	47,83	52,17	–
	západokarpatská	81,09	18,91	–
	severopanonská	16,49	83,51	–

5. VYMEZENÍ TRVALÝCH ABIOTICKÝCH PREDISPOZIC CHŘADNUTÍ LESŮ METODAMI GIS

Vybrané trvalé abiotické prediktory chřadnutí lesů byly vymezeny buď celoplošnou analýzou vybraných vlastností prostředí, nebo generalizací vlastností lesních půd. Celoplošně působícími trvalými abiotickými prediktory jsou teplotní a srážkové charakteristiky, složky kyselé atmosférické depozice a OIGR. Půdní BS a MgO jsou prediktory, jejichž hodnoty byly aproximovány pouze v rozsahu lesních půd na území ČR a pro bezlesí byly interpolovány metodou IDW (Erisman et al., 2005). Generalizované vlastnosti lesních půd představují v rozsahu PUPFL

aktuálně se vyskytující hodnoty, zatímco v bezlesí představují potenciální hodnoty za situace trvalého zalesnění. Zatímco interpretace hodnot atmosférických prediktorů je stejná v lese i bezlesí, hodnoty půdních prediktorů v lesích ukazují současnou predispozici a v bezlesí ukazují predispozici potenciálních lesních ekosystémů (Goulding et al., 1998). Hodnocení vybraných abiotických predispozic chřadnutí lesů bylo rozčleněno pomocí překryvu klasifikovaných gridů prediktorů a hranic biogeografických regionů v ČR.

6. KARTOGRAFICKÝ PROJEKT

Cíl mapy

Cílem mapy je představit prostorové rozmístění vypočtených hodnot trvalých abiotických prediktorů chřadnutí lesů na území České republiky.

Účel mapy

Trvalé abiotické prediktory tvoří součást stano-
vištních podmínek. Jejich klasifikace byla využita k formulaci základních fuzzy scénářů vzájemných prostorových vztahů vybraných prediktorů. Fuzzy scénáře byly využity k prostorové specifikaci naléhavosti opatření ke stabilizaci stavu lesů (Bridges et al., 2002). Klasifikace stanovišť je podstatou prostorové diferenciacie ekosystémů k uplatnění trvale udržitelných způsobů využívání. Mapování trvalých prediktorů lesních stanovišť umožňuje vymezit intervaly regionálních specifik ekologie lesních biocenóz, které ovlivňují jejich přirozené druhové složení, intenzitu látkových koloběhů a bioprodukcii (Korpel, 1989). V lesnictví slouží klasifikace růstových podmínek k prostorové diferenciaci produkčních možností lesních stanovišť a k nalezení lokalit omezujících odrůstání lesních porostů i jejich ekologickou stabilitu. Prostorová diferenciacie lesních stanovišť je základním principem pro uplatnění přírodně blízkých způsobů lesního hospodářství založených na přirozené vazbě mezi maloplošně diferencovanými ekosystémy a charakterem ekologické stability (Onaindia et al., 2004).

Fuzzy scénáře empirických vazeb mezi výskyty charakteristických intervalů vybraných trvalých abiotických prediktorů umožňují odlišit trvalé predispozice omezující odrůstání lesních porostů nebo jejich ekologickou stabilitu od příznivých konfigurací prediktorů růstového prostředí. Jednotlivé scénáře umožňují rozlišit oblasti vyžadující opatření k zastavení degradativních změn ekosystémů, oblasti vyžadující opatření bránící iniciaci degradace

ekosystémů a oblasti nevyžadující zvláštní opatření. Nepříznivý scénář indikuje oblasti trvalých abiotických predispozic chřadnutí lesů, neurčitý scénář upozorňuje na možné ohrožení lesů při negativních změnách trvalých prediktorů a příznivý scénář indikuje naopak optimální lesní stanoviště (Foley et al., 1998).

Účelem mapy je poskytnout přehledné informace o trvalých abiotických predispozicích chřadnutí lesů a umožnit jejich studium pro vymezení oblastí případného uplatnění specializovaných opatření lesnických meliorací, lesnické fytotechniky nebo integrované ochrany dřevin zaměřených na eliminaci nežádoucích vlivů konkrétních predispozic.

Názvy a tematické zaměření map

Mapa *Trvalé abiotické predispozice chřadnutí lesů* je koncipovaná jako soubor deseti dílčích tematických map, z nichž devět je analytických a jedna mapa je syntetická. Název celé mapy zahrnuje v titulu terminologické označení pojmem „predispozice“, jeho zacílení „chřadnutí lesů“ a druhové zpřesnění „trvalé abiotické“.

Mapa *Rozšíření lesů* znázorňuje lesní plochy, velkoplošná chráněná území (národní party a chráněné krajinné oblasti). Nabízí tak srovnání s hodnotami predispozic znázorněných v následujících osmi analytických mapách.

Dílčí mapy klasifikovaných trvalých abiotických prediktorů chřadnutí lesů byly vytvořeny pomocí klasifikace míry jejich vlivů na stav ekosystému. Vybrány byly střednědobě proměnlivé prediktory T_{jr} , T_{mr} , R_p , R_v , NO_{jr} , NH_{jr} , BS a MgO . Mapy byly tematicky rozčleněny tak, aby vyjadřovaly okyselující (acidifikační) a klimatické dopady na lesní ekosystémy. Názvy dílčích map obsahují v titulu pojmenování příslušného prediktoru a v podtitulu jeho časové vymezení.

Mapa *Depozice oxidovaných forem dusíku* znázorňuje rozmístění hodnot střednědobých ročních průměrů modelovaných koncentrací oxidů dusíku v období 1998–2004 ve vztahu k riziku podílu na chřadnutí lesů.

Mapa *Depozice redukováných forem dusíku* znázorňuje rozmístění hodnot střednědobých ročních průměrů modelovaných koncentrací amoniakálních forem dusíku ve stejném období 1998–2004 ve vztahu k riziku podílu na chřadnutí lesů.

Mapa *Bazická saturace diagnostických horizontů lesních půd* znázorňuje rozmístění hodnot střednědobých průměrů podílu výměnných bazí v sorpčním komplexu získaných transformací sdružených hospodářských souborů lesních typů a interpolací v bezlesí v období 1971–2008 ve vztahu k riziku podílu na chřadnutí lesů.

Mapa *Obsah oxidovaných forem vázaného hořčíku diagnostických horizontů lesních půd* znázorňuje rozmístění průměrných hodnot obsahu oxidovaných forem vázaného hořčíku ze střednědobých údajů o nesilikátových frakcích půdního MgO získaných transformací sdružených hospodářských souborů lesních typů a interpolací v bezlesí v období 1971–2008 vymezené ve vztahu k riziku podílu na chřadnutí lesů.

Mapa *Teploty vzduchu v jarním období* znázorňuje rozmístění hodnot průměrných březnových až květnových teplot v období 1961–1990 ve vztahu k riziku podílu na chřadnutí lesů.

Mapa *Teploty vzduchu v mimovegetačním období* znázorňuje rozmístění hodnot průměrných říjnových až březnových teplot v období 1961–1990 ve vztahu k riziku podílu na chřadnutí lesů.

Mapa *Atmosférické srážky v podzimním období* znázorňuje rozmístění hodnot průměrných zářijových až listopadových srážek v období 1961–1990 ve vztahu k riziku podílu na chřadnutí lesů.

Mapa *Atmosférické srážky ve vegetačním období* znázorňuje rozmístění hodnot průměrných dubnových až zářijových srážek v období 1961–1990 ve vztahu k riziku podílu na chřadnutí lesů.

Pojmenování map odpovídá rozdělení na **acidifikační predispozice** ovlivňující výživu lesních dřevin a na **klimatické predispozice** ovlivňující hustotu zápoje lesních porostů. Trvalé predispozice acidifikace ekosystémů jsou zastoupeny kyselou depozicí, půdními predispozicemi nedostatku bazí a nízkou bazickou saturací. Soubor map acidifikačních predispozic obsahuje NO_x , NH_x , BS a MgO . Soubor map klimatických predispozic obsahuje mapy normálových jarních teplot (T_j), mimovegetačních teplot (T_m), podzimních úhrnů atmosférických srážek (R_p),

a úhrnů atmosférických srážek ve vegetačním období (R_v).

Mapa *Oblasti predispozic chřadnutí lesů* představuje syntézu tematických map acidifikačních a klimatických prediktorů. Vstupními faktory typizace byly rastrové vrstvy osmi mapovaných trvalých abiotických prediktorů. Jejich hodnoty byly reklasifikovány podle stupně ohrožení lesů: vysoký (–1), neurčitý (0) a nízký (+1). Zprůměrováním reklasifikovaných hodnot zvláště pro skupinu acidifikačních a klimatických prediktorů došlo k výpočtu dvou indexů ohrožení. Stanoveny tak byly indexy A (ohrožení na základě acidifikačních prediktorů) a K (ohrožení na základě klimatických prediktorů). Kombinací průměrů indexů A a K došlo k vymezení oblastí predispozic chřadnutí lesů podle typu ohrožení lesních ploch trvalými abiotickými predispozicemi. Velmi vysokým stupněm ohrožení byly označeny oblasti, kde index A a/nebo K dosahovaly hodnoty –0,5 a méně. Za vysoký stupeň ohrožení pak byly považovány zbylé kombinace, kdy alespoň jeden z indexů A nebo K nedosahoval kladné hodnoty. U lokalit s kladnými hodnotami průměrů A i K byl stupeň ohrožení vymezen jako nízký. Výsledná mapa znázorňuje stupně ohrožení lesů v klasifikaci velmi vysoké ohrožení, vysoké ohrožení a nízké ohrožení, s dílčím dělením na acidifikační a klimatické predispozice nebo jejich souběh.

Měřítko map

Měřítko dílčích map 1 : 2 250 000 bylo zvoleno s ohledem na plánovanou celkovou velikost mapové kompozice ve formátu A0. Měřítko bylo voleno především s důrazem na snadnou čitelnost a praktickou využitelnost prezentovaných informací. Zvolené měřítko umožňuje znázornění vypočtených gridů jednotlivých prezentovaných témat a současně díky kompozici umožňuje vzájemné srovnání mezi jednotlivými mapami.

Kartografické zobrazení

Mapa byla vytvořena v zobrazení UTM v souřadnicovém systému WGS84.

Kompozice map

Celková mapová kompozice zahrnuje deset tematických map v jednotném měřítku 1 : 2 250 000. Mapy zaujímají ústřední prostor mapového listu o rozměru 1 189 × 841 mm (standardizovaný formát A0).

Kompozice je rozdělena na čtyři základní části. Úvodní část s mapou *Rozšíření lesů* obsahuje základní informace o prezentovaném tématu se zasazením do

odborného kontextu. Následují dvě hlavní části, a to sada čtyř map acidifikačních predispozic a sada čtyř map klimatických predispozic. V poslední části se nachází mapa *Oblasti predispozic chřadnutí lesů*, což je téma, které s výskytem trvalých abiotických predispozic chřadnutí lesů úzce souvisí.

Nadstavbové kompoziční prvky mapy, textová pole, diagramy a schéma postupu vymezení oblastí predispozic chřadnutí lesů, tematicky doplňují dílčí mapy v hlavních částech celé mapy. Textová pole obsahují vysvětlení nejdůležitějších pojmů, podávají podrobnější informace ke znázorňovaným informacím. Ke každé mapě prediktorů náleží v mapové kompozici diagram znázorňující zastoupení vizualizovaných hodnot v území České republiky. To umožňuje jednoduché srovnání mezi jednotlivými intervaly hodnot. Na závěr je uvedeno schéma postupu vymezení oblastí predispozic chřadnutí lesů, do kterého prezentované predispozice chřadnutí lesa vstupují jako jeho základní činitelé.

Obsah map

Představené mapy zobrazují prostorové rozložení klasifikovaných hodnot jednotlivých vybraných trvalých abiotických predispozic chřadnutí lesů na území České republiky. Vybrané trvalé predispozice chřadnutí lesů byly uspořádány do souborů distribuce klasifikovaných normálových jarních teplot (T_j), mimovegetačních teplot (T_m), podzimních úhrnů atmosférických srážek (R_p) a úhrnů atmosférických srážek ve vegetačním období (R_v), jejichž nepříznivé hodnoty neurčitého nebo pesimistického fuzzy scénáře mohou potenciálně ovlivnit hustotu zápoje lesních porostů a distribuce klasifikovaných střednědobých složek atmosférické depozice dusíku, půdní bazické saturace a obsahu MgO, jejichž nepříznivé hodnoty se podílejí na acidifikaci ekosystémů.

Sada osmi map je doplněna přehledovou mapou znázorňující rozmístění lesů a syntetickou mapou oblastí predispozic chřadnutí lesů.

Výběr metod zpracování dat a znakový klíč

Pro prezentaci informací v dílčích mapách byly použity jednoduché a běžně používané metody tematické kartografie. V osmi mapách trvalých abiotických predispozic chřadnutí lesů je použita metoda barevných vrstev, pro vyjádření hlavních vodních toků

metoda liniových znaků, pro znázornění krajských měst pro jednodušší orientaci metoda bodových znaků. V mapě *Rozšíření lesů* je použito i kombinace plošné barvy a rastrové výplně. V mapě *Oblasti predispozic chřadnutí lesů* je využita jednoduchá areálová metoda pro znázornění hlavního tématu.

Barevné stupnice jednotlivých map byly zvoleny s důrazem na uživatelskou srozumitelnost a přehlednost.

Topografický podklad je znázorněn tradičními metodami s ohledem na vžitě kartografické vyjadřovací metody pro jednotlivé jevy (vodstvo, státní hranice, sídla).

Použitá data

Dílčí mapy byly vytvořeny z polygonů vybraného klasifikovaného prediktoru pocházejících z vrstvy gridových modelů 1×1 km na území ČR. Soubor klimatických predispozic byl získán z gridového modelu normálových měsíčních hodnot platformy Českého hydrometeorologického ústavu modifikací metody IDW zahrnující období 1961–1990 (Macků, 2005). Složky kyselé depozice byly aproximovány základním krigingem z polí ročních koncentrací monitorovacích stanic spravovaných pracovišti v působnosti MŽP a MZe ČR zahrnující období 1998–2004 (Zapletal, 2006). Půdní vlastnosti byly aproximovány z průměrných hodnot odpovídajících intervalů růstových podmínek lesů základního souboru půdních sond z poloprovozních šetření ÚHÚL v letech 1971–2008 transformovaných do rasterizovaných překryvů přírodních lesních oblastí a hospodářských souborů a interpolovány pro celé území ČR (Samec et al., 2012).

Topografický podklad vychází z datové vrstvy ArcČR® 500.

Použitá technologie

Pro tvorbu map byly zpracovávány a aktualizovány tematické vrstvy a atributy jednotlivých prvků v prostředí ArcGIS Pro 2.6. V tomto prostředí byly připraveny i samotné mapové výstupy, včetně kompletní přípravy mapového layoutu.

DTP příprava pro tisk proběhla v programu Adobe Illustrator Creative Cloud 2021. Předtisková příprava publikace byla realizována v prostředí Adobe InDesign Creative Cloud 2021.

7. DISKUZE

Na území ČR se vyskytují jak příznivá, tak i nepříznivá lesní stanoviště. Míra nepříznivosti růstových podmínek lesů potenciálně souvisí s ekologickou stabilitou lesních ekosystémů a jejich citlivostí vůči chřadnutí. Lesní stanoviště sestávají z abiotických a biotických prediktorů, jejich trvalých a přechodných složek i z antropogenních zátěží. Abiotické prediktory tvoří fyzické prostředí, v němž se specificky šíří živé složky ekosystémů. Trvalé abiotické prediktory ekosystémů jsou fyzikální nebo chemické vlastnosti přírodního prostředí, tvořící povrchové sféry Země. Utvářejí ekotop (klimatop, edatop, hydrotop), který využívají biocenózy. Naproti tomu přechodné abiotické prediktory jsou přechodné odchylky fyzikálních nebo chemických podmínek, které narušují stabilitu využívání ekotopu biocenózami a mění zastoupení biocenóz, které mohou prosperovat ze změn vnějšího prostředí (Drew et al., 2010). Antropogenní zátěže jsou nepřírodní fyzikální nebo chemické jevy produkované nebo způsobené průmyslovou a zemědělskou činností, které buď narušují ekosystémy, nebo snižují jejich citlivost vůči jinak přirozeným intenzitám působení přírodních prediktorů. Dokud jejich skladba nebo intenzita nepřekročí resilienci ekosystémů, jsou dopady antropogenní změny prostředí vratné, pokud překročí resilienci ekosystémů, antropogenní změna vede k jejich trvalé změně (Rockström et al., 2009). Hospodářský tlak na intenzitu využívání ekosystémů dokáže být příčinou zhroutení ekosystémů, i když většina abiotických prediktorů zůstává nezměněných. Antropogenní změna reliéfu okamžitě mění dostupnost vody i živin pro rostliny, ačkoli teploty, atmosférické srážky ani znečištění ovzduší na lokalitě se podstatně nemění (cf. Bridges et al., 2002; Fowler et al., 1999; Samec et al., 2012; Flückiger et al., 1986).

Zachování kulturní krajiny vyžaduje neustálé vstupy, které lokálně modifikují působení abiotických prediktorů. Uplatnění abiotických prediktorů je v kulturní krajině jiné než v přírodní krajině, protože struktura kulturní krajiny působí na mikro- i mezoklima, je provázena různými změnami reliéfu a především změnami koloběhu vody (Pielke, 2005). V užitých ekologických zonacích krajiny bývají opomíjeny činitele, které mohou působit pouze místně. Stav lesů mohou výrazně měnit povětrnostní podmínky, gradace škůdců nebo sanační opatření. Plošné hynutí středoevropských lesů opakovaně inicioval mráz, který poškodil stomata, a tak dřeviny byly poškozeny i velmi nízkými koncentracemi znečištění ovzduší (Bridges et al., 2002). Vlivy gradace škůdců, aktivity hub i krátkodobých povětrnostních

událostí obvykle nejsou v ekologických zonacích lesů zohledňovány, protože jsou obtížné předpověditelné. Rozdílné pojetí prediktorů a receptora by nicméně nevyhnutelně vedlo k modelování jiných rozsahů ohrožení lesů.

Selekce nejvlivnějších ekosystémových prediktorů zpravidla využívá vícerozměrných statistických průzkumových metod, protože v přírodě většina činitelů působí synergicky. Při pokračujícím trendu změn chemického složení atmosféry budou případy chřadnutí lesů nebo povětrnostní kalamity ve skutečnosti jen důsledkem déle trvajících působení mnoha predispozičních činitelů. Pokračování změny klimatu lokálně sniží, nebo naopak zvýší citlivost lesů vůči znečištění ovzduší (Seppälä et al., 2009). Ovšem i mezi vybranými prediktory se vyskytují přirozené vztahy různé prostorové závislosti. Klimatické činitele spolu korelují výrazněji než se složkami kyselé depozice, ačkoli jsou taktéž atmosférické. Podobně klimatické činitele korelují s půdní bazickou saturací a obsahem MgO výrazněji než složky kyselé depozice, ačkoli půdní vlastnosti a kyselá depozice patří k prediktorům, jejichž nepříznivé intervaly hodnot se podílejí na acidifikaci ekosystémů. Prostorový vztah klimatu a půdních vlastností je potenciálně ovlivněn společnou vazbou obou množin prediktorů s reliéfem. I když lineární korelace mezi klimatickými nebo půdními vlastnostmi a znaky reliéfu nebyla zjištěna, výskyt příznivých nebo nepříznivých hodnot OIGR předznamenává v některých regionech ČR i častější výskyt příznivých/nepříznivých hodnot *CPKD* a vybraných půdních vlastností. Reliéf byl klasifikován jako trvalý znak krajiny, který není střednědobě proměnlivý na rozdíl od hodnocených atmosférických nebo půdních vlastností. Proto může být limitní pro působení ostatních prediktorů. I dominantní stresový činitel může být jednorázově nebo i postupně zastoupen jiným, ale náhlá změna reliéfu může trvale změnit způsob jeho působení v ekosystémech. Náhlými změnami reliéfu jsou sesuvy, změny nivní krajiny po povodních, těžební činnost, zástavba nebo propady poddolovaných území. Většina těchto událostí mění vodní bilanci zasaženého území, která přímo ovlivňuje mikroklima a niky pro biocenózy. Spojitost mezi charakterem reliéfu, mezoklimatem, distribucí atmosférické depozice a příznivostí půdních vlastností tvoří v současné kulturní krajině ČR nevyhnutelné predispozice ovlivňující stav lesních ekosystémů v jednotlivých biogeografických podprovinciích (cf. Drew et al., 2010).

Prostorové vztahy mezi trvalými abiotickými predispozicemi předznamenávají v kulturní krajině ČR jak ohrožení chřadnutím lesů, tak i potřebu

přeměn druhové skladby lesů do odolnější podoby. Velkoplošné změny intenzity působení jednotlivých prediktorů na stav lesů začaly zvýšením průmyslového znečištění atmosféry sloučeninami síry. Synergie depozice síry a mrazu způsobila plošné hytnutí smrkových porostů. Kyselá depozice a rozpad přirozených koloběhů organických látek v lesním ekosystému změnila složení odtokových vod a výrazně snížily produkční a obnovovací schopnost zasažených lesů. Po odsíření velkých stacionárních zdrojů znečištění však ve střední Evropě nedošlo k postupné obnově lesních ekosystémů, protože po odeznění imisně-ekologických vlivů síry stále pozvolna vzrůstaly vlivy depozice dusíku a přízemního ozonu. V jednoročních modelech predispozic chřadnutí lesů na území ČR koreluje depozice síry mezi dobí 1998–2004 s ostatními hodnocenými prediktory méně než depozice dusíku. Oba jevy se podílejí na jednu stranu na tom, že postižené převážně smrkové porosty i nadále zůstávají citlivější než porosty s jinou dřevinnou skladbou, na druhou stranu jejich synergie s ostatními proměnlivými prediktory se podílí na chřadnutí lesů v dosud neovlivněných oblastech (Seppälä et al., 2009). Kritické zátěže depozice dusíku jsou na území ČR překračovány až o 70 %. V roce 2000 byly modelové kritické zátěže celkové kyselé depozice překročeny na 93 % lesních půd, celková depozice dusíku v roce 2000 překračovala kritické zátěže na 99 % lesních půd (Zapletal, 2006).

V přirozených podmínkách jsou vstupy a výstupy látek nevelké ve srovnání s akumulací látek v biomase. Látky ve srážkách se mísí s podzemní vodou a společně ovlivňují chemické složení odtoku. Zatímco v přirozeném imisním pozadí převažuje depozice NH_4^+ nad NO_3^- , v půdním roztoku jsou poměry obou forem přístupného dusíku opačné. U koncentrací protonů, hliníku a nitrátů v potočnických vodách došlo po hospodářském opuštění lesů k přechodnému vzrůstu, zatímco odtok hořčíku, vápníku, síranů, chloridů a draslíku se měnil jen zvolna. Půdní biologická aktivita má významný vliv na pokles odtoku zejména draslíku a nitrátů během vegetačního období (Johnson et al., 1969). Na sorpci látek v biomase má též velký vliv rozvoj jemných kořenů. Zatížení ekosystémů depozicí dusíku se mimo jiné projevuje urychlením rozkladu půdní organické hmoty (Boxman et al., 1995). Odtoky hliníku, vápníku, hořčíku a draslíku jsou zvýšeny v důsledku neutralizace kyselých vstupů H_2SO_3 a HNO_3 . Celkový odtok síry z povodí několiknásobně přesahuje vstup síry do půdy opadem (Hall et al., 1980). Balance síry je výrazně postižena dálkovým přenosem znečištění. Díky poklesu pH srážkových vod dochází i k poklesu

biologické aktivity, a tím i k různé míře poklesu schopnosti akumulace látek v biomase ekosystému. Dálkový přenos znečištění a jeho depozice vyvolaly sled degradačních změn ve všech složkách lesních ekosystémů (Erisman et al., 2005).

Na velkoplošných kalamitních holinách dochází až k 13násobnému zvýšení odtoku vápníku a nitrátů. Pokles evapotranspirace iniciuje degradaci postiženého ekosystému, protože vede k podstatnému nárůstu odtoku podpovrchových vod a vymývání, a přerušení vazeb mezi rozkladem biomasy a příjmem látek lesním porostem. Ačkoli lesní prostředí zvyšuje depozici znečišťujících látek díky členitému povrchu a vyčesávání srážek, důsledky odlesnění jsou pro chování ekosystému mnohem závažnější. Udržování lesů má i v imisních oblastech částečně stabilizující účinek na látkové koloběhy navzdory zvýšeným vstupům s depozicí. Z těchto důvodů rozpad porostů v imisních oblastech často vedl k znemožnění jejich přirozené obnovy, zatímco zavádění náhradních lesních porostů i navzdory nutným přestavbám dovolilo obnovu ekosystémů po snížení znečišťující zátěže (Bridges et al., 2002).

Během převažující imisní zátěže evropských lesů sírou se začal nejprve maloplošně (ve Schwarzwaldě) a posléze velkoplošně (od západoevropských variských pohoří po Beskydy) objevovat symptom nedostatečné výživy smrkového jehličí hořčíkem. Jeho projev závisel na přirozené dostupnosti půdního hořčíku a na tom, že rychlost jeho vymývání při zrychleném rozkladu organické hmoty a snížené sorpční schopnosti kořenů nebyla stejně rychle vyrovnávána uvolňováním při zvětvávání. V přirozeně kyselém prostředí kyselá depozice dále snižovala poměr Mg/Al v půdním roztoku. Střídání klimatických epizod způsobovalo kolísání symptomů nedostatečné výživy lesů. Během suchých letních sezón 1975/1976 a 1981–1984 se výživa hořčíkem zhoršovala a naopak zdánlivě se zlepšovala během vlhčích letních sezón 1986–1988 (Roberts et al., 1989). Vzrůst globálních průměrných teplot po roce 1980 se projevil jako činitel, který výrazně rozrůznil odezvu lesů na znečištění ovzduší (Karnosky et al., 2005). Ačkoli kyselá depozice a ozon stále zůstávají jedněmi ze spouštěcích činitelů chřadnutí lesů, klimatická změna způsobila, že chřadnutí se může projevit i v oblastech, kde dosud úroveň znečištění nevzrostla, nebo dokonce poklesla pod kritické úrovně (Seppälä et al., 2009). Vliv depozice ozonu sice jen minimálně ovlivňuje nadměrné vymývání hořčíku z půdy, ale při změnách v chodu ročních srážek jednak výrazněji postihuje metabolismus dřevin, jednak způsobuje oxidativní stres i v rhizosféře,

takže nepřímou postihne její schopnost poutat baze (Šrámek et al., 2007).

V ČR se současná druhová skladba zejména hospodářských lesů jeví jako jedna z příčin jejich neuspokojivého stavu navzdory trvalému poklesu depozice síry. Druhová skladba lesů ovlivňuje do značné míry objemovou, kvalitativní a celkovou hospodářskou hodnotu produkce lesů a stejně tak i ostatní funkce lesů. Od úrovně rozdílů v biologické aktivitě půd po změny ekosystémových funkcí v souvislosti se způsoby udržení nebo obnovy ekologické stability a produkce se nepřírozené monokultury chovají hůře než smíšené porosty se stanovištně odpovídající skladbou (Knapp et al., 2008). Zdravotní stav lesů se během vrcholícího imisního zatížení v letech

1981–1988 různil zejména v závislosti na exponovanosti vůči spadům, druhové skladbě, přirozenosti i zvoleným hospodářským způsobům a ochranným opatřením. Ztráta asimilačního aparátu ročně dosahovala v nižších polohách postižených pohoří 4,4 %, ve vyšších polohách 3,9 %. Při vyloučení vlivů kůrovců dosahovalo roční průměrné odlistění v nižších polohách 2,3 % a ve vyšších polohách 2,8 %. V přirozených lesích však bez ohledu na nadmořskou výšku nebyly zaznamenány žádné závažné změny zdravotního stavu lesů. Porosty s dominantním zastoupením buku lesního, javoru kleny a původního smrku ztepilého stále tvoří přirozenou ekologickou kostru ekosystémů postižených pohoří (Vacek et al., 2006).

8. SHRNU TÍ

Prediktory tvoří stanoviště biocenóz. Podporují obecné procesy bioprodukce, ale i predispozice, které tyto procesy omezují. Predispozice jsou zpravidla představovány jen nepříznivými hodnotami prediktorů. Rozdíly mezi prediktory a predispozicemi podmiňují efektivitu trvale udržitelného využívání ekosystémů. Predispozice chřadnutí lesů jsou abiotické přechodné a trvalé, biotické nebo antropogenní. Mezi trvalými abiotickými prediktory stavu lesů na území ČR se nacházejí specifické geofaktory, jejichž některé hodnoty potenciálně působí jako predispozice chřadnutí lesů. Vybrané trvalé abiotické predispozice patří mezi základní aspekty ekologie krajiny, jež jsou v prostoru lineárně interpolovatelné a jejich vztahy mohou být analyzovány základními postupy matematické statistiky nebo environmentálního modelování. Zatímco vícerozměrné statistické metody umožňují nalézt podmnožiny vzájemně silně souvisejících vlastností lesních stanovišť, prostorové gradienty jejich vztahů odpovídají fuzzy množinám. Nejvýznamnější predispozice chřadnutí lesů na území ČR jsou podmiňovány stálým charakterem reliéfu a proměnlivými hodnotami atmosférických nebo půdních vlastností. Proměnlivé hodnoty abiotických predispozic mohou spíše ovlivňovat hustotu vegetace, nebo spíše ovlivňovat acidifikaci ekosystémů. Významný vliv na hustotu vegetace mají především klimatické vlastnosti. Významný vliv na acidifikaci ekosystémů mají především depozice dusíku, půdní bazická saturace a půdní obsah MgO. Nicméně prostorová souvislost mezi příznivými hodnotami orografického indexu globální radiace, půdní bazickou saturací nebo obsahem půdního MgO mohou naopak v některých regionech působit

jako faktory ekologické substituce, tlumící potenciálně nepříznivé vlivy jiných abiotických predispozic.

Na území ČR převažuje neurčitý fuzzy scénář chřadnutí lesů. Optimistický nebo pesimistický scénář chřadnutí lesů se vyskytují jen pomístně. Interval hodnot vybraných predispozic byly seskupeny do tří fuzzy množin přechodů mezi jednotlivými scénáři jejich vztahů: neurčitého scénáře, přechodu z pesimistického do neurčitého scénáře a přechodu z pesimistického/optimistického do neurčitého scénáře. Přechody z pesimistického/optimistického scénáře do neurčitého a přechody z pesimistického scénáře do neurčitého zahrnuly nejvíce veličin ve všech srovnávaných maticích. Charakter zastoupení jednotlivých trvalých abiotických prediktorů chřadnutí lesů může být buď výhradní, nebo s dominancí > 80 % nebo s kodominancí < 75 % rozlohy lesů. Dominance nebo kodominance zastoupení vybraných prediktorů mohou zahrnovat dva nebo tři fuzzy scénáře. Výhradní zastoupení právě jednoho fuzzy scénáře působení na chřadnutí lesů je charakteristické pro teplotní prediktory. Dominance > 80 % rozlohy lesů je charakteristická pro atmosférické srážky a depozici dusíku. Kodominantní zastoupení < 75 % rozlohy lesů je charakteristické především pro půdní MgO a pro orografický index globální radiace (OIGR) na území Hercynské a Polonské podprovincie. Odchylnosti od korespondujícího charakteru zastoupení fuzzy scénářů vybraných prediktorů v jednotlivých biogeografických podprovinciích vzhledem k celkovému charakteru zastoupení trvalých abiotických predispozic chřadnutí lesů na území ČR se nejčastěji vyskytují v Polonské a Severopanonské podprovincii.

SUMMARY

The predictors form sites of biological systems. They support general bioproduction processes, but also predispositions restricting these processes. The predispositions are generally represented by non-optimum values of the predictors. The differences between predictors and predispositions condition effectivity of sustainable ecosystem management. The forest decline predispositions are abiotic episodic and/or permanent, biotic or antropogenic. Specific geofactors from which some values have effect on the forest decline predisposition potentially, belong to the permanent forest growth environment predictors in the territory of the Czech Republic. The selected permanent abiotic predictors belong to basic landscape ecology features which are interpolatable in space linearly and their relationships could be analysed by fundamental approaches of mathematical statistics or environmental modelling. Although multivariate statistical approaches enable to identify sub-sets of mutually close related properties of forest sites, the spatial gradients of their relations are equivalent with fuzzy sets. The most significant predispositions to forest decline in the Czech Republic have been conditioned by permanent terrain character as well as by variable values of atmospheric or soil properties. On one hand, the variable values of the abiotic predispositions could influence vegetation density more, on the other hand they could influence ecosystem acidification more. The properties of the climate have significant influence on the vegetation density predominantly. The nitrogen deposition, soil base saturation and soil content of MgO have significant influence on ecosystem acidification predominantly. Nevertheless, spatial link among optimum values of the orographic index of global radiation, soil base saturation, or content of soil MgO could influence

like factors of an ecological substitution decreasing potentially non-optimum impacts of another abiotic predispositions in some regions.

In the Czech Republic, the forest decline indeterminate scenario is prevailing. The forest decline optimistic or pessimistic scenarios occur only locally. Value intervals of the selected predispositions were concentrated into three fuzzy sets of changeovers between particular scenarios of their relations: indeterminate scenario, transition from pessimistic to indeterminate scenario and transition from pessimistic/optimistic to indeterminate scenario. The transitions between pessimistic/optimistic and indeterminate scenario and between pessimistic to indeterminate included the most quantities at all compared matrices. The character of the particular permanent forest decline abiotic predictors composition either could be total or dominant > 80% and/or codominant < 75% of the forest cover. The dominance and/or codominance of the selected predictors composition could include two or three fuzzy scenarios. The total presence of the one forest decline influence fuzzy scenario is characteristic for temperature predictors. The dominance > 80% of forest cover is characteristic for precipitation and nitrogen deposition. Codominant composition < 75% of forest cover is characteristic predominantly for soil MgO and for orographic index of global radiation (OIGR) in area of the Hercynian and Polonian sub-province. Deviations from corresponding character of the selected predictor fuzzy scenario composition in particular biogeographic sub-provinces in contrast to the global character of the forest decline permanent abiotic predisposition composition in the Czech Republic occur predominantly in the Polonian and North-Panonian sub-provinces.

PODĚKOVÁNÍ

Autorský kolektiv děkuje za podporu projektům UIA03-123 CLAIRO poskytnutým Evropskou komisí a LM2018123 CzeCOS Ministersva školství, mládeže a tělovýchovy. Zpracování dat k výsledné typizaci byla realizována v rámci projektu „Prostorová syntéza založená na pokročilých metodách geocomputation“ za podpory

Grantové agentury České republiky (reg. č. 18-05432S). Kartografická vizualizace proběhla v rámci projektu „Pokročilé aplikace geoinformačních technologií pro prostorové analýzy, modelování a vizualizace jevů reálného světa“ (IGA_PrF_2020_027) za podpory interní grantové agentury Univerzity Palackého v Olomouci.

LITERATURA

- ADAMS M., LÜKEWILLE A. [eds.] (2010): The European Environment State and Outlook 2010. *Air Pollution*. European Environmental Agency, Copenhagen.
- AERTS R., BERENDSE F., KLERK N. M., BAKKER C. (1990): Competition in heathland along an experimental gradient on nutrient availability. *Oikos*, 57: 310–318.
- ALLEN C. D., MACALADY A. K., CHENCHOUNI H., BACHELET D., MCDOWELL N., VENNTIER M., KITZBERGER T., RIGLING A., BRESHEARS D. D., HOGG E. H., GONZALES P., FENSHAM R., ZHANG Z., CASTRO J., DEMINOVA N., LIM J. -H., ALLARD G., RUNNING S. W., SEMERCI A., COBB N. (2010): A global overview of drought and heat-induced tree mortality reveals emerging change risk for forests. *Forest Ecology and Management*, 259: 660–684.
- ANDREWARTHA H. G. (1986): *The Ecological Web*. The University of Chicacgo Press Ltd., Chicaco – London.
- BARTIER P. M., KELLER P. C. (1996): Multivariate interpolation to incorporate thematic surface data using Inverse Distance Weighting (IDW). *Computers and Geoscience*, 22: 795–799.
- BLUM J. D., KLAUE A., NEZAT C. A., DRISCOLL C. T., JOHNSON C. E., SICCAMI T. G., EAGAR C., FAHEY T. J., LIKENS G. E. (2002): Mycorrhizal weathering of apatite as an important calcium source in base-poor ecosystems. *Nature*, 417: 729–731.
- BÄRÄUTIGAM K., VINING K. J., LAFON PLACETTE C. et al. (2013): Epigenetic regulation of adaptive responses of forest tree species to the environment. *Ecology and Evolution*, 3: 399–415.
- BREHM U., GORBUSHINA A., MOTTERSHEAD D. (2005): The role of microorganisms in the breakdown and dissolution of quartz and glass. *Paleogeography, Paleoclimatology, Paleocology*, 219: 117–129.
- BRIDGES K. S., JICKELS T. D., DAVIES T. D., ZEMAN Z., HUNOVÁ I. (2002): Aerosol, precipitation and cloud water chemistry observations on the Czech Krusne hory plateau adjacent to a heavily industrialised valley. *Atmospheric Environment*, 36: 353–360.
- CUDLÍN P., KIELISZEWSKA-ROKICKA B., RUDAWSKA M., GREBENC T., ALBERTON O., LEHKO T., BAKKER M. R., BØRJA I., KONÓPKA B., LESKI T., KRAIGHER H., KUYPER T. W. (2007): Fine root and ectomycorrhizas as indicators of environmental change. *Plant Biosystems*, 141: 406–425.
- CULEK M., GRULICH V., LAŠTŮVKA Z., DIVÍŠEK J. (2013): *Biogeografické regiony České republiky*. Masarykova univerzita v Brně.
- ČERMÁK J., KUČERA J., PRAX A., NADĚŽDINA N., TATARINOV F., NADĚŽDIN V., BEDNÁŘOVÁ E. (2005): Transpirace a stabilita vzrostlých smrkových porostů na Dražanské vrchovině. In: KULHAVÝ J. et al. [eds.] *Troale udržitelné hospodaření v lesích a krajině: od koncepce k realizaci*. MZLU v Brně: 207–212.
- DELHAIZE E., RYAN P. R. (1995): Aluminium toxicity and tolerance in plants. *Plant Physiology*, 107: 315–321.
- DOBBERTIN M. (2005): Tree growth as indicator of tree vitality and of tree reaction to environmental stress: a review. *European Journal of Forest Research*, 124: 319–333.
- DREW C. A., WIERSMA, Y. F., HUETTMANN F. [eds.] (2010): *Predictive Species and Habitat Modeling in Landscape Ecology: Concepts and Applications*. Springer-Verlag, New York.
- EILERS G., BRUMME R., MATZNER E., FREEZER-SMITH P. H. (1992): Above-ground N-uptake from wet deposition by Norway spruce (*Picea abies* Karst.) – Acidic deposition, its nature and impacts. *Atmospheric pollution and forests. Forest Ecology and Management*, 51: 239–249.
- ELDHUSET T. D., SWENSEN B., WICKSTRØM T., WOLLEBÆK G. (2007): Organic acids in root exudates from *Picea abies* seedlings influenced by mycorrhiza and aluminium. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science*, 170: 645–648.
- ERISMAN J. W., VERMEULEN A., HENSEN A., FLECHARD C., DÄMMGEN U., FOWLER D., SUTTON M., GRÜNHAGE L., TUOVINEN J. -P. (2005): Monitoring and modelling of biosphere/atmosphere exchange of gases and aerosols in Europe. *Environmental Pollution*, 133: 403–413.
- FLÜCKIGER W., BRAUN S., LEONARDI S., ASCHE N., FLÜCKIGER-KELLER H. (1986): Factors contributing to forest decline in northwestern Switzerland. *Tree Physiology*, 1: 177–184.
- FOLEY J. A., LEVIS S., PRENTICE I. C., POLLARD D., THOMPSON S. L. (1998): Coupling dynamic models of climate and vegetation. *Global Change Biology*, 4: 561–579.
- 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., SCHLESINGER W. H., HIRAN LEVY II, MICHAELS A., SCHNOOR J. L. (1995): Nitrogen fixation: anthropogenic enhancement – environmental response. *Global Biogeochemical Cycles*, 9: 235–252.
- GEBAUER R., URBAN J., BØRJA I., GRYC V., VAVRČÍK H., VOLAŘÍK D., RYCHTECKÁ P. (2010): *Metodika sledování vitality lesních ekosystémů vystavených suchu k podpoře trvale udržitelného lesnictví*. Mendelova univerzita v Brně.

- GIBSON J. (1996): Fossil patterns: A classification and evaluation. *Origins*, 23: 68–99.
- GOULDING K. W. T., BAILEY N. J., BRADBURY N. J., HARGREAVES P., HOWE M., MURPHY D. V., POULTON P. R., WILLISON T. W. (1998): Nitrogen deposition and its contribution to nitrogen cycling and associated soil processes. *New Phytologist*, 139: 49–58.
- HAUSMANN K., HÜLSMANN N. (1996): *Protozoology*. Georg Thieme Verlag, Stuttgart – New York.
- HEIM A., LUSTER J., BRUNNER I., FREY B., FROSSARD E. (2000): Effect of aluminium treatment on Norway spruce roots: Aluminium binding forms, element distribution, and release of organic substances. *Plant and Soil*, 216: 103–116.
- HERZOG F., STEINER B., BAILEY D., BAUDRY J., BILLETER R., BUKÁČEK R., DE BLUST G., DE COCK R., DIRKSEN J., DORMANN C. F., de FILIPPI R., FROSSARD E., LIIRA J., SCHMIDT T., STÖCKLI R., THENAIL C., van WINGERDEN W., BURTER R. (2006): Assessing the intensity of temperate European agriculture at the landscape scale. *European Journal of Agronomy*, 24: 165–181.
- HRUŠKA J., JOHNSON C. E., KRÁM P. (1996): The role of organic solutes in the chemistry of acid-impacted bog waters of the western Czech Republic. *Water Resources Research*, 32: 2841–2851.
- CHAPIN F. S. III, MATSON P. A., VITOUSEK P. M. (2011): *Principles of terrestrial ecosystem ecology*. Springer Verlag, New York.
- CHENG W., PARTON W. J., GONZALES-MELER M. A., PHILLIPS R., ASAO S., McNICKLE G. G., BRZOSTEK E., JASTROW J. D. (2014): Synthesis and modeling perspectives of rhizosphere priming. *New Phytologist*, 201: 31–44.
- CHRISTENSEN, M., HAHN, K., MOUNTFORD, E. P., ÓDOR, P., STANDOVÁR, T., ROZENBERGAR, D., DIACI, J., WIJDEVEN, S., MEYER, P., WINTER, S., VRŠKA, T. (2005): Dead wood in European beech (*Fagus sylvatica*) forest reserves. *Forest Ecology and Management*, 210: 267–282.
- JENÍK J. (1970): Homeostase krajiny. *Acta ecologica naturae ac regionis*, 1–2: 5–7.
- KOPÁČEK J., ULRICH K. -U., HEJZLAR J., BOROVEC J., STUHLÍK E. (2001): Natural inactivation of phosphorus by aluminium in atmospherically acidified water bodies. *Water Research*, 35: 3783–3790.
- LAROCQUE G. R., BHATTI J. S., BOUTIN R., CHERTOV O. (2008): Uncertainty analysis in carbon cycle models of forest ecosystems: Research needs and development of a theoretical framework to estimate error propagation. *Ecological Modelling*, 219: 400–412.
- LIU J., LINDERMAN M., OUYANG Z., AN L., YANG J., ZHANG H. (2001): Ecological Degradation in Protected Areas: The Case of Wolong Nature Reserve for Giant Pandas. *Science*, 292: 98–101.
- 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.
- 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.
- 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.
- KORPEL Š. (1989): *Pralesy Slovenska*. Veda, Bratislava.
- KŘÍSTEK J., JANČAŘÍK V., MENTBERGER J., VICENA I., VOLNÝ S. (2003): *Ochrana lesů a přírodního prostředí*. Matice lesnická, Písek.
- KUULUVAINEN T., SYRJÄNEN K., KALLIOLA R. (1998): Structure of a pristine *Picea abies* forest in northeastern Europe. *Journal of Vegetation Science*, 9: 563–574.
- MACKŮ J. (2005): Klasifikace ekotopu. In: DOUDA J., JOZA V., ŠAMONIL P. [eds.] *Problematika lesnické typologie VII*. ČZU v Praze: 32–37.
- MANION P. D. (1991): *Tree Disease Concepts*. Engelwood Cliffs, Prentice – Hall Inc.
- MANION P. D. (2003): Evolution of Concepts in Forest Pathology. *Phytopathology*, 93: 1052–1055.
- MÍCHAL I. (1994): *Ekologická stabilita*. Veronica, Brno.
- MODRZYŃSKI J. (2003): Defoliation of older Norway spruce (*Picea abies* /L. / Karst.) stands in the Polish Sudety and Carpathian mountains. *Forest Ecology and Management*, 181: 289–299.
- 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. et al. (2001): Terrestrial Ecoregions of the World: A New Map of Life on Earth. *BioScience*, 51: 933–938.
- ONAINDIA M., DOMINGUEZ I., ALBIZU I., GARBISU C., AMEZAGA I. (2004): Vegetation diversity and vertical structure as indicators of forest disturbance. *Forest Ecology and Management*, 195: 341–354.
- PANDEY R., MEENA S. K., KRISHNAPRIYA V., AHMAD A., KISHORA N. (2014): Root carboxylate exudation capacity under phosphorus stress does not improve grain yield in green gram. *Plant Cell Reports*, 33: 919–928.

- PIELKE R. A. S. 2005. Land Use and Climate Change. *Science*, 310: 1625–1626.
- PIERREHUMBERT R. T. (2002): The hydrologic cycle in deep-time climate problem. *Nature*, 419: 191–198.
- POLLICE A. (2011): Recent statistical issues in multivariate receptor models. *Environmetrics*, 22: 35–41.
- REJŠEK K. (1991): Acid phosphomonoesterase activity of ectomycorrhizal roots in Norway spruce pure stands exposed to pollution. *Soil Biology & Biochemistry*, 23: 667–671.
- ROCKSTROM J., STEFFEN W., NOONE K. et al. (2009): A safe operating space for humanity. *Nature*, 461: 472–475.
- ROSEMOND A. D., BENSTEAD J. P., BUMBERS P. M., GULIS V., KOMINOSKI J. S., MANNING D. W. P., SUBERKROPP K., WALLACE J. B. (2015): Experimental nutrient additions accelerate terrestrial carbon loss from stream ecosystems. *Science*, 347: 1142–1145.
- RUGANI T., DIACI J., HLADNIK D. (2013): *Gap Dynamics and Structure of Two Old-Growth Beech Forest Remnants in Slovenia*. PLoS One 8: e52641.
- 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., PODRÁČKÁ O. (2012): *Modelování růstových podmínek lesů v České republice*. Univerzita Palackého v Olomouci.
- SAMEC P., VAVŘÍČEK D., SKOTÁK V., FORMÁNEK P., KISZA L. (2007): Aktivita katalázy v lesních půdách Moravskoslezských Beskyd. *Práce a studie muzea Beskyd (Přírodní vědy)*, 19: 237–248.
- SÁŇKA M., MATERNA J. (2004): Indikátory kvality zemědělských a lesních půd ČR. *Planeta*, 12: 1–84.
- SEPPÄLÄ R., BUCK A., KATILA P. (2009): *Adaptation of Forests and People to Climate Change – A Global Assessment Report*. IUFRO, Vienna – Helsinki.
- SCHWARZ O. (1995): Application of geographical information system on analysis of natural environment and forest stand as a precondition for regeneration of forests in the National Park Krkonoše Mts. In: *Workshop Investigation of the Forest Ecosystems and of Forest Damage*. VÚLHM, Opočno: 68–77.
- SMITH D. W., PETERSON R. O., HOUSTON D. B. (2003): Yellowstone after Wolves. *BioScience*, 53: 330–340.
- STORCH D. (1998): O katastrofách malých a velkých. *Vesmír*, 77: 558–559.
- 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.
- THALIB L., KITCHING R. L., BHATTI M. I. (1999): Principal component analysis for grouped data—a case study. *Environmetrics*, 10: 565–574.
- 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., POKORNÝ R. (2002): Výzkum vztahů globální změny klimatu a lesních porostů v ČR. *Lesnická práce*, 81: 15–17.
- VACCARI D. A. (2009): Phosphorus: A Looming Crisis. *Scientific American*, 300: 54–59
- VACEK S. (2003): *Horské lesy České republiky*. Ministerstvo zemědělství České republiky, Praha.
- WALTER H. (1990): *Vegetationszonen und Klima*. Verlag Eugen Ulmer, Stuttgart.
- WEINTRAUB M. N., SCOTT-DENTON L. E., SCHMIDT S. K., MONSON R. K. (2007): The effects of tree rhizodeposition on soil exoenzyme activity, dissolved organic carbon, and nutrient availability in a subalpine forest ecosystem. *Oecologia*, 154: 327–338.
- WESTON L. A., RYAN P. R., WATT M. (2012): Mechanisms for cellular transport and release of allelochemicals from plant roots into the rhizosphere. *Journal of Experimental Botany*, 63: 3445–3454.
- WILSON E. J., TILEY C. (1998): Foliar uptake of wet-deposited nitrogen by Norway spruce on experiment using ¹⁵N. *Atmospheric Environment*, 32: 513–518.
- YANG T., LIU G., LI Y., ZHU S., ZOU A., QI J., YANG Y. (2012): Rhizosphere microbial communities and organic acids secreted by aluminium-tolerant and aluminium-sensitive soybean in acid soil. *Biology & Fertility of Soils*, 48: 97–108.
- 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.
- ZAPLETAL M., CHROUST P. (2006): Spatial distribution of ammonia emissions on the territory of the Czech Republic. In: ANEJA V. P., SCHLESINGER W. H., KNIGHTON R., JENNINGS G., NIYOGI D., GILLIAM W., DUKE C. S [eds.] *Workshop on Agricultural Air Quality. State of the Science*. Potomac, Washington DC: 1258–1262.
- ZAPLETAL M., CHROUST P. (2007): Ozone Deposition to a Coniferous and Deciduous Forest in the Czech Republic. *Water, Air & Soil Pollution Focus*, 7: 187–200.
- ZAPLETAL M., CUDLÍN P., CHROUST P., URBAN O., POKORNÝ R., EDWARDS-JONÁŠOVÁ M., CZERNÝ R., JANOUŠ D., TAUFAROVÁ K., VEČEŘA Z., MIKUŠKA P., PAOLETTI E. (2011): Ozone flux over a Norway spruce forest and correlation with net ecosystem production. *Environmental Pollution*, 159: 1024–1034.

PŘÍLOHA 1

Regionální dominance fuzzy scénářů trvalých abiotických predispozic chřadnutí lesů v České republice. T_j – průměrné jarní teploty; T_m – průměrné mimořádné teploty; R_p – průměrný úhrn podzimních srážek; R_v – průměrný úhrn srážek ve vegetačním období; NO_y – celková depozice oxidovaných forem dusíku; NH_x – celková depozice redukováných forem dusíku; BS – půdní bazická saturace; $OIGR$ – orografický index globální radiace; P – pesimistický scénář; N – neurčitý scénář; O – optimistický scénář.

Podprovincie	Kód	Bioregion	Rozloha (km ²)	Lesnatost (%)	T_j	T_m	R_p	R_v	NO_y	NH_x	BS	MgO	$OIGR$
	1.1	Mostecký	1305	8,30	N	P	P	P	N	N	N	O	P
	1.2	Řípský	1643	5,73	N	P	N	P	N	N	O	N	N-P
	1.3	Úštěcký	136	18,94	N	P	P	P	N	N	N	N	N
	1.4	Benátský	650	17,14	N	P	N	P	N	N	N	O	N
	1.5	Českobrodský	1171	4,39	N	P	N	P	N	O	N	N-O	N
	1.6	Mladoboleslavský	1010	20,73	N	P	N	P	N	N	N	O	N
	1.7	Polabský	1188	13,34	N	P	N	P	N	N	N	O	N
	1.8	Pardubický	578	18,68	N	P	N	P	N	N	N	O	N
	1.9	Cidlinský	1985	14,93	N	P	N	P	N	N	O	O	N
	1.10	Třebechovický	374	63,61	N	P	N	P	N	N	N	O	N
	1.11	Prostějovský	691	0,52	N	P	N	P	N	N	O	O	N
	1.12	Litovelský	641	10,01	N	P	P	P	N	O	N	O	P
	1.13	Doupovský	647	29,15	N	P	P	P	N	N	O	O	P
	1.14	Milešovský	658	19,82	N	P	P	P	N	N	N	O	P
	1.15	Vernerický	673	30,49	N	P	P	P	N	N	N	O	N
	1.16	Rakovnicko-žlutický	762	33,03	N	P	P	P	N	N	N	O	P
	1.17	Džbánský	420	38,43	N	P	N	P	N	N	O	O	P
	1.18	Karlštejnský	447	17,92	N	P	P	P	N	N	N	O	P
	1.19	Křivoklátský	1253	48,25	N	P	N	P	N	N	N	O	P
	1.20	Slapský	1716	31,63	N	P	P	P	N	N	N	O	N
	1.21	Bechyňský	1585	37,67	N	P	P	P	N	N	N	O	N
	1.22	Posázavský	1911	30,49	N	P	N	P	N	N	N	O	N
	1.23	Jevišovický	1819	29,55	N	P	P	P	N	N	N	O	P
	1.24	Brněnský	807	42,35	N	P	P	P	N	N	N	O	P
	1.25	Macošský	84	61,47	N	P	P	P	N	N	N	O	N
	1.26	Chebsko-sokolovský	652	15,57	N	P	P	P	N	N	N	O	N
	1.27	Tachovský	760	19,80	N	P	P	P	N	N	N	O	N
	1.28	Plzeňský	2883	33,59	N	P	P	P	O	N	N	O	N
	1.29	Blatenský	751	23,20	N	P	P	P	N	N	N	O	N
	1.30	Českobudějovický	729	12,68	N	P	P	P	N	N	N	O	N
	1.31	Třeboňský	1752	37,80	N	P	P	P	N	N	N	O	P
	1.32	Děčínský	285	77,63	N	P	P	P	N	N	N	O	P
	1.33	Kokořínský	307	51,43	N	P	P	P	N	N	N	O	P
	1.34	Ralský	1097	43,96	N	P	P	P	N	N	N	O	P

Hercynská

Podprovincie	Kód	Bioregion	Rozloha (km²)	Lesnatost (%)	T _i	T _m	R _p	R _v	NO _y	NH _x	BS	MgO	OIGR
	1.35	Hruboskalský	372	28,82	N	P	P	P	N	N	N	O	P
	1.36	Železnobrodský	446	34,35	N	P	P	P	N	N	N	O	P
	1.37	Podkrkonošský	968	34,54	N	P	P	P	N	N	N	O	P
	1.38	Broumovský	566	38,45	N	P	P	P	N	N	N	O	P
	1.39	Svitavský	2106	29,89	N	P	P	P	N	N	N	O	N
	1.40	Branžovský	314	37,73	N	P	P	P	N	N	N	O	N
	1.41	Plánický	552	33,14	N	P	P	P	O	N	N	O	N
	1.42	Sušický	998	26,19	N	P	P	N	N	N	N	O	N
	1.43	Českokrumlovský	1653	37,98	N	P	P	P	N	N	N	O	N
	1.44	Brdský	846	68,92	N	P	P	P	O	N	N	O	N
	1.45	Votický	422	27,15	N	P	P	P	N	N	N	O	N
	1.46	Pelhřimovský	2124	32,60	N	P	P	P	N	N	N	O	N
	1.47	Novobystřický	229	39,83	N	P	P	P	N	N	N	O	N
	1.48	Havlíčkobrodský	1500	27,35	N	P	P	P	N	N	N	O	N
	1.49	Železnohorský	735	39,60	N	P	P	P	N	N	N	O	N
	1.50	Velkomeziříčský	2542	28,30	N	P	P	P	N	N	N	O	P
	1.51	Sýkořský	675	40,97	N	P	P	P	N	N	N	O	P
	1.52	Drahanský	1309	53,86	N	P	P	P	N	N	N	O	P
Hercynská	1.53	Šumperský	912	43,21	N	P	P	P	N	N	O	O	P
	1.54	Nízkojesenický	2427	43,53	N	P	P	P	N	N	O	O	P
	1.55	Krnovský	309	22,69	N	P	P	N	N	N	N	O	P
	1.56	Žitavský	454	22,42	N	P	P	P	N	N	N	O	N
	1.57	Šluknovský	232	42,09	N	P	P	P	N	N	N	O	N
	1.58	Ašský	489	56,67	N	P	P	N	N	N	N	O	N
	1.59	Krušnohorský	1261	73,41	N	P	P	P	N	N	N	O	N
	1.60	Hornoslavkovský	1109	47,27	N	P	P	P	N	N	N	O	N
	1.61	Českoleský	862	66,20	N	P	P	N	N	N	N	O	N
	1.62	Šumavský	2115	67,53	N	P	P	N	N	N	N	O	N
	1.63	Novohradský	171	80,02	N	P	P	P	N	N	N	O	N
	1.64	Javoříčský	374	63,71	N	P	P	P	N	N	N	O	N
	1.65	Žďárský	689	51,87	N	P	P	N	N	N	N	O	P
	1.66	Lužickohorský	199	77,31	N	P	P	N	N	N	N	O	N
	1.67	Jizerskohorský	526	74,34	N	P	P	N	N	N	N	O	P
	1.68	Krkonošský	426	80,83	N	P	P	N	N	N	N	O	N
	1.69	Orlickohorský	591	52,31	N	P	P	N	N	N	N	O	P
	1.70	Jesenický	1254	77,97	N	P	N	P	N	N	O	O	N
	1.71	Chrudimský	683	8,65	N	P	P	N	N	N	N	O	P

Podprovincie	Kód	Bioregion	Rozloha (km ²)	Lesnatost (%)	T _j	T _m	R _p	R _v	NO _y	NH _x	BS	MgO	OIGR
Polonská	2.1	Vídnavský	214	19,17	N	P	P	N	N	N	N	N	N
	2.2	Opavský	563	9,65	N	P	O	P	N	N	N	O	N
	2.3	Ostravský	779	12,73	N	P	O	N	N	O	O	N	N
	2.4	Pooderský	141	6,79	N	P	O	P	N	N	O	O	P
Západo- karpatská	3.1	Ždánicko-litenčický	917	20,85	N	P	P	P	N	N	O	O	P
	3.2	Chříbský	259	73,23	N	P	P	P	N	N	O	N	P
	3.3	Hlucký	507	7,31	N	P	O	P	N	N	N	O	P
	3.4	Hranický	1042	12,97	N	P	P	P	N	N	N	N	P
	3.5	Podbeskydský	873	17,59	N	P	P	O	N	N	N	O	P
	3.6	Bélokarpatský	530	45,21	N	P	P	N	N	N	N	O	P
	3.7	Zlínský	631	43,90	N	P	P	P	N	N	N	O	P
	3.8	Hostýnský	417	70,23	N	P	P	N	N	N	N	O	P
	3.9	Vsetínský	796	55,93	N	P	P	O	N	N	N	O	P
	3.10	Beskydský	827	79,49	N	P	P	O	N	N	O	O	N
	3.11	Kojetínský	307	16,69	N	P	O	P	N	N	O	O	N
Severo- panonská	4.1	Lechovický	1085	5,99	N	P	N	P	N	N	O	N	P
	4.2	Mikulovský	289	20,95	N	P	O	P	N	N	O	O	N
	4.3	Hustopečský	1088	4,67	N	P	O	P	N	N	O	N	N
	4.4	Hodonínský	225	47,92	N	P	O	P	N	N	O	O	N
	4.5	Dyjsko-moravský	547	27,16	N	P	O	P	N	N	N	O	P

PŘÍLOHA 2 – MAP DATA VISUALIZATION RECORD

Mapa *Rozšíření lesů* v měřítku 1 : 2 250 000

Jev	Vrstva	Zdroj dat	Geo-prvek	Rozlišovací atribut		Znak	Parametry znaku	Parametry popisu
krajská města	ObceBody	ArcČR 500 3.3	bod	výběr krajských měst		o	obrys: 0-0-0-80; velikost: 4 pt	Myriad Pro Regular; výplň: 0-0-0-80; velikost: 8 pt
vodní plochy	Vodní Plochy	ArcČR 500 3.3	polygon	-	-		barva: 50-15-0-0;	-
vodní toky	Vodní Toky	ArcČR 500 3.3	linie	výběr významných toků		—	barva: 50-15-0-0; tloušťka: 1 pt	-
Česko (stát)	Stat – polygon	ArcČR 500 3.3	linie	-	-		barva obrysu: 0-0-0-0; tloušťka: 2 pt	-
chráněná území	Chranena Uzemí	ArcČR 500 3.3	polygon	TYP	1 (NP)		barva: 0-60-100-0; úhel sklonu 45 °; tloušťka šrafy: 1 pt; rozestup šraf 3 pt	-
					2 (CHKO) doplněno o Brdy		barva: 20-0-100-0; úhel sklonu 45 °; tloušťka šrafy: 1 pt; rozestup šraf 3 pt	-
stínovaný reliéf	Stínovany Relief	ArcČR 500 3.3	rastr	-	-	-	plynulý přechod bílá–černá; průhlednost: 80 %	-
lesy	Lesy	ArcČR 500 3.3	polygon	-	-		barva: 45-0-30-15	-
zeměpisná síť	Zeme-písnaŠit-WGS84	ArcČR 500 3.3	linie	síť po 1 ° š. a 2 ° d., 15 km buffer Česka		—	barva: 0-0-0-60; tloušťka: 0,5 pt	Myriad Pro Condensed; výplň: 0-0-0-60; velikost: 8 pt
Česko (stát)	Stat – polygon	ArcČR 500 3.3	polygon	outside buffer 7 km			barva: 0-10-15-5	-

Mapa *Depozice oxidovaných forem dusíku* v měřítku 1 : 2 250 000

Jev	Vrstva	Zdroj dat	Geo-prvek	Rozlišovací atribut	Znak	Parametry znaku	Parametry popisu
krajská města	ObceBody	ArcČR 500 3.3	bod	výběr krajských měst	o	obrys: 0-0-0-80; velikost: 4 pt	Myriad Pro Regular; výplň: 0-0-0-80; velikost: 8 pt
vodní toky	Vodni Toky	ArcČR 500 3.3	linie	výběr významných toků	—	barva: 50-15-0-0; tloušťka: 1 pt	—
Česko (stát)	Stat – polygon	ArcČR 500 3.3	linie	—		barva obrysu: 0-0-0-0; tloušťka: 2 pt	—
stupeň ohrožení	NOy	Samec a kol.	polygon	CLASS 5, 6		barva: 100-40-0-0; úhel sklonu –45 °; tloušťka šrafy: 1 pt; rozestup šraf 4 pt	—
depozice oxidovaných forem dusíku	NOy	Samec a kol.	polygon	2		barva: 0-10-40-0	—
				3		barva: 0-15-65-0	—
				4		barva: 0-20-80-10	—
				5		barva: 0-25-100-15	—
				6		barva: 0-35-100-25	—
Česko (stát)	Stat – polygon	ArcČR 500 3.3	polygon	outside buffer 7 km		barva: 0-10-0-70; úhel sklonu 45 °; tloušťka šrafy: 0,5 pt; rozestup šraf 2 pt	—

Mapa *Depozice redukovaných forem dusíku* v měřítku 1 : 2 250 000

Jev	Vrstva	Zdroj dat	Geo-prvek	Rozlišovací atribut	Znak	Parametry znaku	Parametry popisu
krajská města	ObceBody	ArcČR 500 3.3	bod	výběr krajských měst	o	obrys: 0-0-0-80; velikost: 4 pt	Myriad Pro Regular; výplň: 0-0-0-80; velikost: 8 pt
vodní toky	Vodni Toky	ArcČR 500 3.3	linie	výběr významných toků	—	barva: 50-15-0-0; tloušťka: 1 pt	—
Česko (stát)	Stat – polygon	ArcČR 500 3.3	linie	–		barva obrysu: 0-0-0-0; tloušťka: 2 pt	–
stupeň ohrožení	NHx	Samec a kol.	polygon	CLASS		barva: 100-40-0-0; úhel sklonu –45 °; tloušťka šrafy: 1 pt; rozestup šraf 4 pt	–
depozice reduk- ovaných forem dusíku	NHx	Samec a kol.	polygon	CLASS		barva: 0-0-15-5	–
						barva: 0-0-30-10	–
						barva: 0-0-45-15	–
						barva: 0-0-60-20	–
						barva: 0-0-75-30	–
						barva: 0-0-90-40	–
Česko (stát)	Stat – polygon	ArcČR 500 3.3	polygon	outside buffer 7 km		barva: 0-0-0-70; úhel sklonu 45 °; tloušťka šrafy: 0,5 pt; rozestup šraf 2 pt	–

Mapa *Bazická saturace diagnostických horizontů lesních půd* v měřítku 1 : 2 250 000

Jev	Vrstva	Zdroj dat	Geo-prvek	Rozlišovací atribut	Znak	Parametry znaku	Parametry popisu
krajská města	ObceBody	ArcČR 500 3.3	bod	výběr krajských měst	o	obrys: 0-0-0-80; velikost: 4 pt	Myriad Pro Regular; výplň: 0-0-0-80; velikost: 8 pt
vodní toky	Vodni Toky	ArcČR 500 3.3	linie	výběr významných toků	—	barva: 50-15-0-0; tloušťka: 1 pt	—
Česko (stát)	Stat – polygon	ArcČR 500 3.3	linie	–		barva obrysu: 0-0-0-0; tloušťka: 2 pt	–
bazická saturace	BS	Samec a kol.	polygon	CLASS	1	barva: 0-10-0-0	–
					2	barva: 0-20-0-0	–
					3	barva: 0-30-0-0	–
					4	barva: 0-40-0-0	–
Česko (stát)	Stat – polygon	ArcČR 500 3.3	polygon	outside buffer 7 km		barva: 0-0-0-70; úhel sklonu 45 °; tloušťka šrafy: 0,5 pt; rozestup šraf 2 pt	–

Mapa *Obsah oxidových forem vázaného hořčíku diagnostických horizontů lesních půd* v měřítku 1 : 2 250 000

Jev	Vrstva	Zdroj dat	Geo-prvek	Rozlišovací atribut		Znak	Parametry znaku	Parametry popisu
krajská města	ObceBody	ArcČR 500 3.3	bod	výběr krajských měst		o	obrys: 0-0-0-80; velikost: 4 pt	Myriad Pro Regular; výplň: 0-0-0-80; velikost: 8 pt
vodní toky	Vodni Toky	ArcČR 500 3.3	linie	výběr významných toků		—	barva: 50-15-0-0; tloušťka: 1 pt	—
Česko (stát)	Stat – polygon	ArcČR 500 3.3	linie	—	—		barva obrysu: 0-0-0-0; tloušťka: 2 pt	—
stupeň ohrožení	Mg	Samec a kol.	polygon	CLASS	1, 2, 3		barva: 100-40-0-0; úhel sklonu –45 °; tloušťka šrafy: 1 pt; rozestup šraf 4 pt	—
obsah hořčíku	Mg	Samec a kol.	polygon	CLASS	1, 2		barva: 5-10-0-0	—
					3		barva: 10-20-0-0	—
					4		barva: 15-20-0-0	—
					5		barva: 20-30-0-0	—
Česko (stát)	Stat – polygon	ArcČR 500 3.3	polygon	outside buffer 7 km			barva: 0-0-0-70; úhel sklonu 45 °; tloušťka šrafy: 0,5 pt; rozestup šraf 2 pt	—

Mapa *Teploty vzduchu v jarním období* v měřítku 1 : 2 250 000

Jev	Vrstva	Zdroj dat	Geo-prvek	Rozlišovací atribut	Znak	Parametry znaku	Parametry popisu
krajská města	ObceBody	ArcČR 500 3.3	bod	výběr krajských měst	o	obrys: 0-0-0-80; velikost: 4 pt	Myriad Pro Regular; výplň: 0-0-0-80; velikost: 8 pt
vodní toky	Vodní Toky	ArcČR 500 3.3	linie	výběr významných toků	—	barva: 50-15-0-0; tloušťka: 1 pt	—
Česko (stát)	Stat – polygon	ArcČR 500 3.3	linie	–		barva obrysu: 0-0-0-0; tloušťka: 2 pt	–
jarní teploty vzduchu	Tj	Samec a kol.	polygon	tj_class	1	barva: 0-15-15-0	–
					2	barva: 0-30-30-0	–
					3	barva: 0-45-45-0	–
					4	barva: 0-60-60-0	–
					5	barva: 0-75-75-0	–
Česko (stát)	Stat – polygon	ArcČR 500 3.3	polygon	outside buffer 7 km		barva: 0-0-0-70; úhel sklonu 45 °; tloušťka šrafy: 0,5 pt; rozestup šraf 2 pt	–

Mapa *Teploty vzduchu v mimovegetačním období* v měřítku 1 : 2 250 000

Jev	Vrstva	Zdroj dat	Geo-prvek	Rozlišovací atribut	Znak	Parametry znaku	Parametry popisu
krajská města	ObceBody	ArcČR 500 3.3	bod	výběr krajských měst	o	obrys: 0-0-0-80; velikost: 4 pt	Myriad Pro Regular; výplň: 0-0-0-80; velikost: 8 pt
vodní toky	Vodni Toky	ArcČR 500 3.3	linie	výběr významných toků	—	barva: 50-15-0-0; tloušťka: 1 pt	—
Česko (stát)	Stat – polygon	ArcČR 500 3.3	linie	–		barva obrysu: 0-0-0-0; tloušťka: 2 pt	–
stupeň ohrožení	Tm	Samec a kol.	polygon	tm_class		barva: 100-40-0-0; úhel sklonu –45 °; tloušťka šrafy: 1 pt; rozestup šraf 4 pt	–
mimovegetační teploty vzduchu	Tm	Samec a kol.	polygon	1		barva: 0-15-15-0	–
				2		barva: 0-30-30-0	–
				3		barva: 0-45-45-0	–
				4		barva: 0-60-60-0	–
				5		barva: 0-75-75-0	–
Česko (stát)	Stat – polygon	ArcČR 500 3.3	polygon	outside buffer 7 km		barva: 0-0-0-70; úhel sklonu 45 °; tloušťka šrafy: 0,5 pt; rozestup šraf 2 pt	–

Mapa *Atmosferické srážky v podzimním období* v měřítku 1 : 2 250 000

Jev	Vrstva	Zdroj dat	Geo-prvek	Rozlišovací atribut	Znak	Parametry znaku	Parametry popisu
krajská města	ObceBody	ArcČR 500 3.3	bod	výběr krajských měst	o	obrys: 0-0-0-80; velikost: 4 pt	Myriad Pro Regular; výplň: 0-0-0-80; velikost: 8 pt
vodní toky	Vodní Toky	ArcČR 500 3.3	linie	výběr významných toků	—	barva: 50-15-0-0; tloušťka: 1 pt	—
Česko (stát)	Stat – polygon	ArcČR 500 3.3	linie	—		barva obrysu: 0-0-0-0; tloušťka: 2 pt	—
stupeň ohrožení	Rp	Samec a kol.	polygon	rp_class 1, 2, 3		barva: 100-40-0-0; úhel sklonu –45 °; tloušťka šrafy: 1 pt; rozestup šraf 4 pt	—
srážky v podzimním období	Rp	Samec a kol.	polygon	1		barva: 12-4-0-0	—
				2		barva: 24-8-0-0	—
				3		barva: 36-12-0-0	—
				4		barva: 48-16-0-0	—
				5		barva: 60-20-0-5	—
Česko (stát)	Stat – polygon	ArcČR 500 3.3	polygon	outside buffer 7 km		barva: 0-0-0-70; úhel sklonu 45 °; tloušťka šrafy: 0,5 pt; rozestup šraf 2 pt	—

Mapa *Atmosferické srážky ve vegetačním období* v měřítku 1 : 2 250 000

Jev	Vrstva	Zdroj dat	Geo-prvek	Rozlišovací atribut	Znak	Parametry znaku	Parametry popisu
krajská města	ObceBody	ArcČR 500 3.3	bod	výběr krajských měst	o	obrys: 0-0-0-80; velikost: 4 pt	Myriad Pro Regular; výplň: 0-0-0-80; velikost: 8 pt
vodní toky	Vodni Toky	ArcČR 500 3.3	linie	výběr významných toků	—	barva: 50-15-0-0; tloušťka: 1 pt	—
Česko (stát)	Stat – polygon	ArcČR 500 3.3	linie	–		barva obrysu: 0-0-0-0; tloušťka: 2 pt	–
stupeň ohrožení	Rv	Samec a kol.	polygon	rv_class 1, 2, 3		barva: 100-40-0-0; úhel sklonu –45 °; tloušťka šrafy: 1 pt; rozestup šraf 4 pt	–
srážky ve vegetačním období	Rv	Samec a kol.	polygon	1		barva: 0-0-15-5	–
				2		barva: 0-0-30-10	–
				3		barva: 0-0-45-15	–
				4		barva: 0-0-60-20	–
				5		barva: 0-0-75-30	–
Česko (stát)	Stat – polygon	ArcČR 500 3.3	polygon	outside buffer 7 km		barva: 0-0-0-70; úhel sklonu 45 °; tloušťka šrafy: 0,5 pt; rozestup šraf 2 pt	–

Mapa *Oblasti predispozic chřadnutí lesů* v měřítku 1 : 2 250 000

Jev	Vrstva	Zdroj dat	Geo-prvek	Rozlišovací atribut		Znak	Parametry znaku	Parametry popisu
krajská města	ObceBody	ArcČR 500 3.3	bod	výběr krajských měst			obrys: 0-0-0-80; velikost: 4 pt	Myriad Pro Regular; výplň: 0-0-0-80; velikost: 8 pt
hranice bioregionů	Biore-giony	vlastní	linie	-	-		barva: 0-0-0-60; tloušťka: 0,8 pt; struktura linie: 2 2; barva: 0-0-0-10; tloušťka: 3 pt;	Myriad Pro Bold; výplň: 0-0-0-100; průhlednost: 50 %; velikost: 20 pt
vodní toky	Vodni Toky	ArcČR 500 3.3	linie	výběr významných toků			barva: 50-15-0-0; tloušťka: 1 pt	-
Česko (stát)	Stat –polygon	ArcČR 500 3.3	linie	-	-		barva obrysu: 0-0-0-0; tloušťka: 2 pt	-
				VALUE	0		barva: 30-0-80-0	-
					1		barva: 20-10-0-0	-
					2, 12		barva: 60-60-0-0	-
					10, 11		barva: 0-20-50-0	-
					20		barva: 0-40-100-0	-
Česko (stát)	Stat –polygon	ArcČR 500 3.3	polygon	outside buffer 7 km			barva: 0-0-0-70; úhel sklonu 45 °; tloušťka šrafy: 0,5 pt; rozestup šraf 2 pt	-

EDICE M·A·P·S

Ediční řada M·A·P·S (Map and Atlas Product Series) je určena k podpoře publikační činnosti pracovníků a studentů Katedry geoinformatiky Přírodovědecké fakulty Univerzity Palackého v Olomouci. V rámci ediční řady je možné prezentovat výsledky dosažené při vědecké činnosti a studiu na PŘF UP ve formě mapy, souboru map nebo atlasu (v analogové či digitální formě). Všechny tituly vydává Univerzita Palackého v Olomouci prostřednictvím svého vydavatelství. Rukopisy procházejí oponentním řízením dvěma nezávislými oponenty.

Složení ediční rady M·A·P·S

prof. RNDr. Vít Voženílek, CSc. (předseda, UP Olomouc),
prof. Ing. Bohuslav Veverka, DrSc. (Česká kartografická společnost),
doc. RNDr. Dagmar Kusendová, CSc. (UK Bratislava),
doc. RNDr. Tomáš Hudeček, Ph.D. (VŠCHT v Praze),
RNDr. Ladislav Plánka, CSc. (Česká kartografická společnost),
Mgr. Zdeněk Stachoň, Ph.D. (MU Brno),
Mgr. Pavel Sedlák, Ph.D. (Univerzita Pardubice),
RNDr. Alena Vondráková, Ph.D., LL.M. (UP Olomouc)



Tituly v ediční řadě M·A·P·S

- Voženílek, V., Šaradín, P. a kol. (2009): *Atlas voleb do Zastupitelstva Olomouckého kraje 2000, 2004 a 2008* (M·A·P·S 1)
Burian, J. a kol. (2010): *Vývoj města Olomouce v letech 1930–2009 na základě analýzy funkčních ploch* (M·A·P·S 2)
Květoň, V., Voženílek, V. (2011): *Klimatické oblasti Česka: klasifikace podle Quitta za období 1961–2000* (M·A·P·S 3)
Pászto, V., Brychtová, A. a kol. (2012): *Obce České republiky – příslušnost k venkovskému a městskému prostoru* (M·A·P·S 4)
Vondráková, A. a kol. (2012): *Dopravní dostupnost Prahy - časová dostupnost v silniční a železniční síti* (M·A·P·S 5)
Bělka, L., Voženílek, V. (2016): *Prototyp topografické ortofotomapy 1 : 25 000: SOLNICE M-33-069-A-d* (M·A·P·S 6)
Bělka, L., Voženílek, V. (2016): *Prototyp topografické ortofotomapy 1 : 5 000: SOLNICE* (M·A·P·S 7)
Samec, P. a kol. (2016): *Zóny ohrožení lesů České republiky* (M·A·P·S 8)
Samec, P. a kol. (2016): *Růstové podmínky lesů České republiky* (M·A·P·S 9)
Samec, P. a kol. (2016): *Stav ekosystémů České republiky* (M·A·P·S 10)
Hudeček, T. a kol. (2016): *Atlas dopravní dostupnosti v České republice* (M·A·P·S 11)
Vondráková, A., Voženílek, V., Rychtaříková, J. (2016): *Atlas vysokého školství v České republice 2001-2014* (M·A·P·S 12)
Kolejka, J. a kol. (2018): *Postindustriální krajina Česka: typologie na základě identifikace a vymezení z roku 2012* (M·A·P·S 13)
Vondráková, A., Rychtaříková, J., Voženílek, V. a kol. (2020): *Obyvatelstvo Česka – Vitální index* (M·A·P·S 14)
Vondráková, A., Rychtaříková, J., Voženílek, V. a kol. (2020): *Obyvatelstvo Česka – Věková struktura* (M·A·P·S 15)
Vondráková, A., Rychtaříková, J., Voženílek, V. a kol. (2020): *Obyvatelstvo Česka – Index ekonomického zatížení* (M·A·P·S 16)

TRVALÉ ABIOTICKÉ PREDISPOZICE CHŘADNUTÍ LESŮ

Autorský kolektiv

Ing. Pavel Samec, Ph.D.
Ing. Petra Rychtecká
Mgr. Romana Kudělková
doc. Ing. Miloš Zapletal, Dr.,
Mgr. Radek Barvíř
prof. RNDr. Vít Voženílek, CSc.
RNDr. Alena Vondráková, Ph.D., LL.M.

Předseda ediční rady

prof. RNDr. Vít Voženílek, CSc.

Recenzenti

Mgr. Zdeněk Stachon, Ph.D.
doc. Ing. Ivo Machar, Ph.D.

Odpovědný redaktor

Mgr. Jiří Slavík

Technická redaktorka

RNDr. Alena Vondráková, Ph.D., LL.M.

Fotografie na obálce

David Motlíček

Ediční řada M·A·P·S· (Maps and Atlas Product Series), Num. 17

Mapy vydala Univerzita Palackého v Olomouci pro Katedru geoinformatiky jako její 89. titul.

© Pavel Samec a kol., 2020

© Univerzita Palackého v Olomouci, 2020

ISBN 978-80-244-5858-8 (mapa)
ISBN 978-80-244-5857-1 (brožura)
ISBN 978-80-244-5856-4 (soubor)

DOI: 10.5507/prf.20.24458564



Katedra geoinformatiky Přírodovědecké fakulty Univerzity Palackého v Olomouci je ve svém oboru známým a uznávaným subjektem. Tento kredit získala především aktivní účastí na vrcholných odborných akcích, řešením odborných studií a grantů, bohatou publikační činností a řadou odborných aktivit (pořádáním konferencí, vydáváním vědeckých monografií, map a atlasů, členstvím ve vrcholných orgánech odborných společností geografů, kartografů a geoinformatiků).

Katedra se odborně profiluje zejména v oblasti kartografické tvorby map (v edici M·A·P·S: například Klimatické oblasti Česka podle Quitta, Topografické ortofotomapy, Postindustriální krajiny Česka) a atlasů (Atlas podnebí Česka, Hranicko, Atlas fenologických poměrů Česka, Atlas dopravní dostupnosti ČR, Atlas vysokého školství aj.) a v oblasti geoinformačních technologií. Vedle vědeckovýzkumných grantů a kartografických projektů byly na Katedře geoinformatiky řešeny projekty věnované pokročilým výpočetním metodám při odhalování prostorových vazeb v přírodních a socioekonomických systémech.

Katedra aktivně spolupracuje s celou řadou významných domácích pracovišť (např. Český hydrometeorologický ústav, Český statistický úřad, Český úřad zeměměřický a katastrální, Krajský úřad Olomouckého kraje, Magistrát města Olomouce) a mnoha zahraničními univerzitami (např. v Londýně, Bochumi, Salzburgu, Krakově, Budapešti, Vídni, Paříži, Valencii, Istanbulu).



Ing. Pavel Samec, Ph.D. vystudoval Mendelovu zemědělskou a lesnickou univerzitu v Brně a v roce 2019 obhájil doktorát na Katedře geoinformatiky Přírodovědecké fakulty Univerzity Palackého v Olomouci. Dlouhodobě studuje geologické příčiny podoby recentních přírodních společenstev, zaměřuje se na environmentální změny, evoluční ekologii krajiny, pedogeografii a ekologii lesů. Je autorem řady odborných publikací, například monografie *Proměny přírodního prostředí ve čtvrtohorách* (2014) nebo souboru map *Zóny ohrožení lesů České republiky* (2016).

