



PETR ČERMÁK A KOL.
**OCHRANA
DŘEVIN**

*Obecná ochrana, abiotické
a antropogenní stresory*

OCHRANA DŘEVIN

*Obecná ochrana, abiotické
a antropogenní stresory*

doc. Ing. Petr Čermák, Ph.D.
prof. Ing. Otakar Holuša, Ph.D. et Ph.D.
doc. RNDr. Pavel Cudlín, CSc.
prof. Dr. Ing. Libor Jankovský

Autoři fotografií: Pavel Cudlín, Petr Čermák, Pavol Gavlák, Otakar Holuša,
Libor Jankovský, Dalibor Kuňák, Radomír Mrkva, Dagmar Palovčíková.

Publikace vznikla v rámci řešení projektu Inovace biologických a lesnických disciplín
pro vyšší konkurenceschopnost InoBio – CZ.1.07/2.2.00/28.0018.
Tento projekt je spolufinancován Evropským sociálním fondem a Státním rozpočtem ČR



INVESTICE DO ROZVOJE VZDĚLÁVÁNÍ

PETR ČERMÁK A KOL.

OCHRANA DŘEVIN

*Obecná ochrana, abiotické
a antropogenní stresory*

LDF MENDELU BRNO

2014

Ekologovi, jenž chce pochopiti život normální, je cenné znáti výkyvy jednotlivých vlastností prostředí hlavně v tom rozpětí, v němž jsou změny na živých bytostech jimi vyvolané plně zvrátané, reversibilní.

prof. Vladimír Úlehla, 1937



STRES A VITALITA STROMU

1

1.1 STRES, STRESOR, STRESOVÁ REAKCE

1.1.1 Historie vzniku a vývoje konceptů stresu

Americký fyziolog Walter B. Cannon zkoumal na začátku dvacátého století reakce zvířat na situace ohrožení. Zajímaly ho vazby mezi emočním či mentálním stavem a fyziologickými funkcemi, konkrétně modely chování a jejich fyziologické odezvy uplatňované při hladu, obraně proti útokům, napadení či nebezpečí zranění. Zjistil, že významnější emoce opakovaně vedou k mnoha změnám ve vnitřním prostředí – k změnám v hladkých svalech, žlázách a v tělesných funkcích, jako jsou např. zvětšená sekrece adrenalinu, zvýšená činnost srdce, zvýšený krevní tlak, pocení či zhoršená činnost žaludku (CANNON 1915). Dnes jsou všechny tyto změny považovány za obvyklé symptomy toho, co nazýváme odpovědí na stres či stresovou reakcí. Cannon dále zjistil, že při různých druzích napadení se opakuje vždy jedna ze dvou obecných forem chování. Tuto dvojici reakcí na situaci ohrožení nazval „fight or flight“ (boj nebo útěk). Odlišnosti v reakcích v konkrétních situacích (v rámci dané formy) našel jen v intenzitě projevů, ta byla přímo úměrná intenzitě ohrožení. Na základě těchto zjištění přišel s konceptem stereotypické reakce na ohrožení zakotvené přímo v obranném systému zvířete jako opatření umožňující přežití.

V své další práci „The Wisdom of the Body“ tj. Moudrost těla (CANNON 1932) tento koncept rozvíjel a na základně starších studií (například Clauda Bernarda) definoval homeostázu jako soubor procesů vedoucích k udržování potřebné stability funkcí tělesných orgánů tak, že život a zdraví mohou pokračovat. Výše popsanou poplachovou reakci pak interpretoval jako rychlý kompenzační mechanismus směřující k znovunastolení takto udržované dynamické rovnováhy. V širším slova smyslu je **homeostáza souborem principů a mechanismů vedoucích v živých systémech na základě získaných informací k vyrovnávání odchylek vnějšího prostředí a tím k dynamické rovnováze vnitřního prostředí, které se tak stává relativně neodvislé od vnějších faktorů**. Platnost konceptu homeostázy a homeostatických procesů přesahuje své původní vymezení a dnes je tento pojem používán na různých úrovních živých systémů, včetně ekosystémů či krajiny (JENÍK 1970; ODUM 1971; MÍCHAL 1992). V tomto pojetí je homeostáza takovou souhrou v oběhu látek a energií, která se sama udržuje a nevyžaduje vnější zásah či popud (ODUM 1971). Za homeostatické lesní ekosystémy jsou logicky považovány především přirozené lesní ekosystémy, které dokážou na exogenní vlivy reagovat změnami struktury a funkcí svých součástí. Při homeostázi udržují autoregulační procesy stabilitu, při které nedochází ke katastrofickým zvrátům, dochází však k cyklickým změnám – oscilacím kolem stabilního bodu (JENÍK 1970). Velmi nízkou úroveň homeostázy můžeme naopak očekávat u sekundárních společenstev, například v porostech založených na původně nelesních půdách.

Pojem stres se v kontextu, v kterém je dnes používán, poprvé objevil v pracích kanadského endokrinologa Hansa Selyeho ve třicátých letech dvacátého století. Hans Selye studoval vliv vnějšího tlaku na experimentální zvířata tak, že je vystavoval nepříjemným či bolestivým stimulům. Zjistil, že všechna studovaná zvířata vykazovala velmi podobnou skupinu reakcí, jež bylo možno rozdělit do tří fází. Tuto skupinu reakcí pojmenoval „General Adaptation Syndrome“, tj. obecný adaptační syndrom

Cannonova koncepce

Stres – odvozeno z anglického **stress** = napětí, namáhání, tlak. Ve středověké angličtině **destresse**, odvozené přes starou francouzštinu z latinského **stringere** = stahovat, utahovat, stísnit, sevřít, stlačovat.

Živé systémy se vyvíjejí. Stabilizace vyvíjejícího se systému znamená často spíše zabezpečení udržení dosavadní trajektorie jeho vývoje, než návrat tohoto systému do výchozího stavu. Pro označení procesů udržujících „evoluční“ dynamickou rovnováhu použil WADDINGTON (1977) pojem **homeorhésa** (rozdílí se tak homeostáza = ochrana stavu, homeorhésa = ochrana plynutí). Homeorhésa je v tomto pojetí schopností živých systémů udržovat svůj spontánní pohyb po určité trajektorii prostřednictvím adaptivních autoregulačních mechanismů.

Selyeho koncepce

Adrenergní – buňka nebo buněčný receptor (adrenoreceptor) aktivovaný adrenalinem nebo noradrenalinem a analogickými látkami.

(SELYE 1936). Selyemu se podařilo propojit původní Cannonovu představu o akutní reakci na bezprostřední ohrožení a svou vlastní delší dobu promyšlenou koncepci do jednotného obrazu stresu, jehož první fáze (Fig. 1), řízená především adrenergním systémem, je označována jako poplachová reakce (popsaná Cannonem), další, kontrolovaná osou hypotalamus – hypofýza – nadledviny, jako fáze rezistence (popsána detailně pokusy Selyeho) a poslední, při níž se řídicí systémy chaoticky přetahují, jako fáze vyčerpání (podrobně k fázím stresové reakce v kapitole 1.1.3).

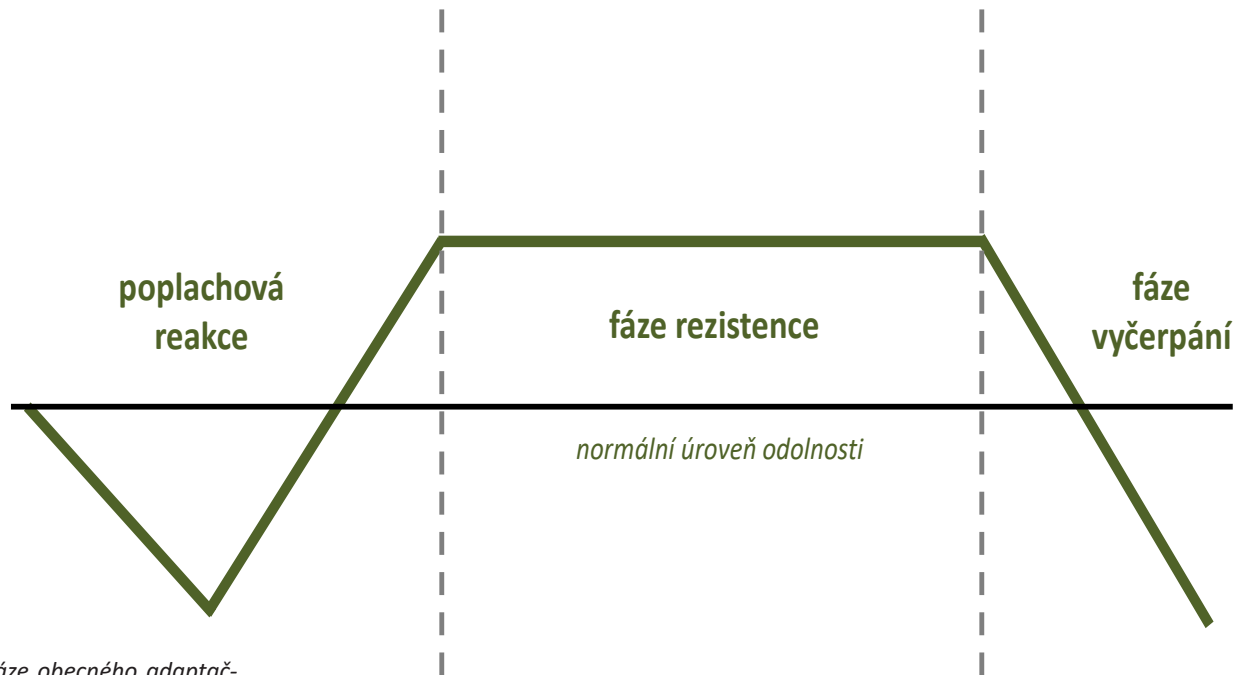
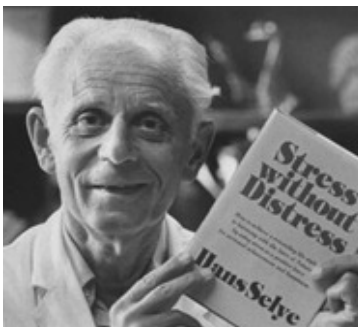


Fig. 1 Tři fáze obecného adaptačního syndromu dle Selyeho (1974). Při poplachové reakci se objevuje pozorovatelná reakce organismu; pokud zátěž trvá, organismus se pokouší aktivovat prostředky na zvládnutí stresu a ačkoliv se tlaku přizpůsobuje (a vykazuje tak vysokou odolnost) – fáze rezistence, jeho zdroje se však postupně vyčerpávají, ve fázi vyčerpání organismus není schopen udržovat své běžné funkce.

Stres je v Selyeho pojetí souborem nespecifických reakcí organismu na jakýkoliv tlak na něj kladený. Stres je změnou v normální fyziologii organismu, která je tímto abnormálním tlakem prostředí způsobena. Faktory (vnitřní, vnější), které stres vyvolávají, se potom nazývají stresory. Odolnost (rezistence) je schopností odolávat působení stresorů s relativně malou odezvou při zachování schopnosti systému vrátit se do původního stavu, nebo do stavu jemu blízkému. Selyeho stresový koncept může být shrnut do dvou následujících vět:

- (1) Všechny působící faktory mohou být stresory a mohou vyvolávat stres či mít specifické účinky na organismy;
- (2) existují specifické a nespecifické odpovědi na působení stresorů.



HANS (JÁNOS) SELYE

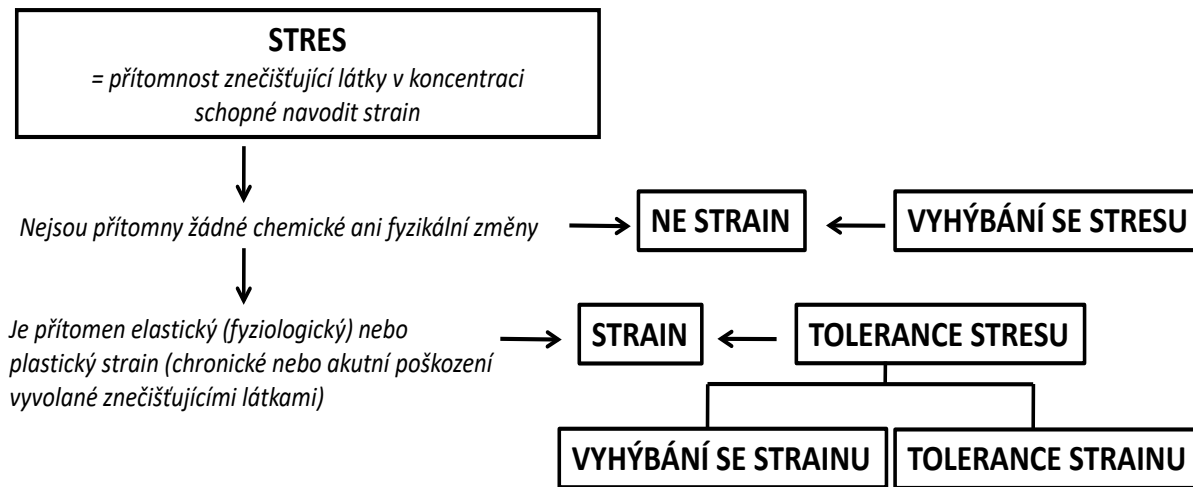
(26. leden 1907, Vídeň – 16. říjen 1982, Montreal).

Kanadský lékař (endokrinolog), biolog, chemik, rakousko-maďarského původu. Jeho matka byla Rakušanka, otec Maďar, dětství strávil v Komárně. Studoval v Praze (lékařský diplom a doktorát z chemie – 1929), v Paříži, v Římě. V letech 1929–1932 byl asistentem na Patologickém ústavu Univerzity Karlovy. V roce 1931 získal Rockefellerovu cenu, díky které odcestoval do USA a později do Kanady. V letech 1932–1945 působil na McGill University Montreal, v letech 1945–1976 na Université de Montréal. Napsal více než 40 knih a 1 700 odborných článků.

Fig. 2 H. Selye (www.babelio.com).

VYHÝBÁNÍ SE STRESU A TOLERANCE STRESU NA PŘÍKLADU ZNEČIŠTĚNÍ OVZDUŠÍ (dle TAYLORA 1978)

Stres znečištěním ovzduší je definován jako existence takových koncentrací znečišťujících látek, které jsou schopné indukovat chemický nebo fyzický strain v rostlině. Existence stresu nemusí nutně mít za následek strain v listu (Fig. 3.). Pokud znečišťující látka nepronikne do listu, rostlina se vyhýbá stresu stejně jako strainu = vyhýbání se stresu. Pokud list absorbuje molekuly znečišťující látky, koncentrace toxických derivátů se postupně zvyšují a vedou k elastickému (vratnému) či plastickému (permanentnímu) strainu. Stejně vnitřní koncentrace znečišťujících látek mohou vyvolat různé strainya v závislosti na dalších působících faktorech (záření, dostupnost vody apod.). Tento odolnostní mechanismus je vyhýbáním se strainu – stres (látka) je absorbován listem, ale potenciální následek stresu není trvalý. Tolerance strainu je pak vnímána jako soubor jiných odolnostních mechanismů. Listy liší se v toleranci strainu totiž zpravidla vykazují podobnou úroveň biochemické tolerance – rozdíly v jejich celkové toleranci jsou dány různou úrovní opravných a kompenzačními procesů.



Jiný přístup k definování a popisu stresu zvolil LEVITT (1972), a to na základě sledování reakcí vegetace na znečištění ovzduší. V Levittově pojetí je biologický stres faktorem vnějšího prostředí schopným indukovat potenciálně škodlivý účinek ve vnitřním prostředí živého organismu. Tento účinek nazval strain. **Strain může být vratný („elastic strain“), kdy organismus odolává účinkům vnějšího faktoru nebo permanentní („plastic strain“), kdy je organismus nevratně poškozený.**

Přínosem Levittovy práce je především podrobně rozpracovaný koncept odolnosti. Odolnost, tj. rezistenci vůči stresu, definuje Levitt jako schopnost rostliny udržet termodynamickou rovnováhu s působením stresu (tj. s nepříznivým faktorem vnějšího prostředí) tak, aby nedošlo k poškozením vedoucím ke smrti. Rezistence se v tomto pojetí skládá ze dvou hlavních mechanismů:

- (1) **vyhýbání se stresu („stress avoidance“)** – působení stresu je předcházeno využitím morfologických, fyzických, chemických nebo metabolických bariér; například zabráněním průniku do rostlinných pletiv nebo jejich vylučováním z pletiv;
- (2) **tolerance stresu („stress tolerance“)** – dále se dělí na **vyhýbání se strainu („strain avoidance“)** a **toleranci strainu („strain tolerance“)**; při vyhýbání se strainu rostlina nevykazuje žádné morfologické nebo fyziologické změny přestože je vystavena působení stresu; při toleranci strainu dojde k zhoršení úrovně fyziologických procesů, rostlina však přežívá díky opravným nebo kompenzačním procesům, například díky nahrazování poškozených výhonů tvorbou sekundárních výhonů.

Fig. 3 Stres–strain diagram pro stres znečištěním ovzduší podle TAYLORA (1978).

Levitova koncepce

Odolnost

Koncept odolnosti vůči stresu u rostlin dále rozpracovali například SCHUBERT (1985) či LARCHER (2001). Stresovou rezistenci definují jako schopnost rostliny vydržet vnější tlak na ni vyvíjený, schopnost, která je realizována aktivně (tolerance stresu) nebo pasivně (vyhýbání se stresu). Stresovou tolerancí se pak rozumí schopnost vydržet vnitřní stres vyvolaný vnějším tlakem (STREET, ÖPIK 1986), tato schopnost je založena na fyziologických a biochemických změnách v metabolismu redukujících působení stresu na protoplast nebo umožňujících opravu vzniklých poškození. Příkladem mechanismu stresové tolerance může být produkce rostlinných seskviterpenů po napadení houbami rodu *Ceratocystis* zabraňující dalšímu šíření houby do rostlinných buněk. Vyhýbání se stresu je zajištěno systémem, který zabraňuje vnějším faktorům uplatnit se ve vnitřním prostředí rostliny, například hlubokokořenící rostliny jsou necitlivé k proschnutí svrchní vrstvy půdy, xerofyt s xeromorfními adaptacemi (silná pokožka, chloupky, skryté průduchy, stáčení listů atd.) omezuje transpiraci a tak může dlouho odolávat nízké vzdušné vlhkosti (STREET, ÖPIK 1986; MANDRE 2002), dřevina vytvářející epikutikulární vosky se může úspěšně vyhýbat působení látek znečišťujících ovzduší apod.

LARCHER (2001) takto vymezenou odolnost zahrnul přímo do definice stresu. Rostlinný stres definoval jako stav, při kterém rozpor mezi rostlinnými požadavky a vnějšími faktory prostředí vede k počáteční destabilizaci funkcí, následované normalizační stavu a zlepšením rezistence rostliny. Pokud dojde k překročení hranice tolerance a vyčerpání adaptační kapacity, může být výsledkem stresu trvalé poškození nebo dokonce smrt.

Reakce dřeviny na působení stresorů a míra jejího případného následného poškození závisí kromě vlastní intenzity působení faktoru také na citlivosti dřeviny. **Vnímavost dřeviny vůči stresorům způsobujícím chorobu či poškození** označil SCHWERDTFEGER (1970) pojmem **dispozice dřeviny**. Rozeznává normální dispozici, která je vlastní každému druhu, ekotypu, vývojovému stádiu atd., a abnormální dispozici danou nepříznivými stanovištními podmínkami. Odolnost chápe jako opak dispozice.

Dispozice, predispozice

Otázkou dispozice se zabýval již **Franz Unger** na začátku 19. století. Jeho pojetí chorob a jejich příčin, které se odvíjelo od dobové doktríny naturfilozofie, není z dnešního úhlu pohledu již příliš zajímavé. Podnětné a dobu předstihující je však právě jeho vnímání úrovní příčin a podmínek vzniku chorob.

UNGER (1833) ve své stěžejní práci „Die Exantheme der Pflanzen. Und einige mit diesen verwandte Krankheiten der Gewächse, pathogenetisch und nosographisch Dargestellt“ rozeznával „**obecnou dispozici**“ jako schopnost druhů onemocnět, „**individuální dispozici**“ podmiňující variabilitu mezi jedinci v rámci druhu (závislou na fyziologickém stavu, stáří atd.) a „**specifickou dispozici**“, která určuje místo propuknutí choroby. Ungerovo pojetí se tedy v mnohém podobalo výše uvedenému Stolinovu rozdělení dispozic.

Ungrovy názory dále rozvíjeli na konci 19. století tzv. predispozicionisté, kteří považovali dispozici rostliny za stejně významnou pro vznik choroby jako vlastního patogena. Termín predispozice byl pak na relativně dlouho opuštěn, prakticky až do prací **Cecila Edmunda Yarwooda** (YARWOOD 1959), z kterého vycházel i níže citovaný Andrzej Szujeci.

SZUJECKI (1980) rozlišuje dispozici jako náchylnost dřevin k onemocnění a **predispozici jako přechodnou, získanou náchylnost dřeviny, vyvolanou vnějšími vlivy**. Dle povahy vlastností podmiňujících náchylnost, lze dispozici dřeviny dle STOLINY (1985) rozdělit na:

- **geneticky podmíněnou** – na úrovni druhů, poddruhů, kultivarů či ekotypů; jednotlivé podruhy se například mohou lišit dobou rašení a tím mít větší či menší pravděpodobnost koincidence rašení s výskytem pozdních mrazů či s výskytem housenek některých defoliátorů;

- **ontogeneticky podmíněnou** – náchylnost typická pro určitou růstovou fází či vývojové stadium; k poškození mokrým sněhem jsou například nejvíce náchylné smrky ve středním věku (vzhledem k architektuře koruny a štíhlostnímu koeficientu);
- **danou prostředím a dalšími faktory** – většinou se uplatňuje jako umocnění geneticky a ontogeneticky podmíněné dispozice; může jít například o oslabení stromu působením klimatického faktoru jako je sucho či mráz (odpovídá predispozici dle Szujeckeho).

Dispozice lesních porostů pak závisí na stanovištní vhodnosti jednotlivých dřevin, na podílu nejvíce zranitelného vývojového stádia či na intenzitě a frekvenci působení stresových faktorů.

Vnější faktory působící na rostliny nemusí nutně vyvolávat stres s negativními důsledky pro zdraví dřeviny. Mírný stres do určité úrovně intenzity (nepřekračující adaptační schopnosti rostliny) může pozitivně aktivovat buněčný metabolismus, a tak stimulovat fyziologickou aktivitu rostlin. Tento typ stresu nezpůsobuje poškození, i když působí dlouhodobě. LAZARUS (1974) a SELYE (1975) ho označili pojmem eu-stres a definují ho jako aktivační či stimulační stres, který má pozitivní účinek na vývoj či přežití rostlin.

Naproti tomu dis-stres je stresem způsobujícím poškození. Má negativní vliv na vývoj a přežití rostlin v daném prostředí. V reálných podmínkách nastupuje dis-stres v případě, že stresor překročí určitou prahovou hodnotu, kterou rostliny nejsou schopny kompenzovat svým vnitřním reparačním mechanismem (LICHTENTHALER 1995, 2006). Relativní pozice prahové hodnoty závisí na druhu rostliny, na typu stresoru a na predispozici rostliny (růstové podmínky, vitalita dřeviny atd.).

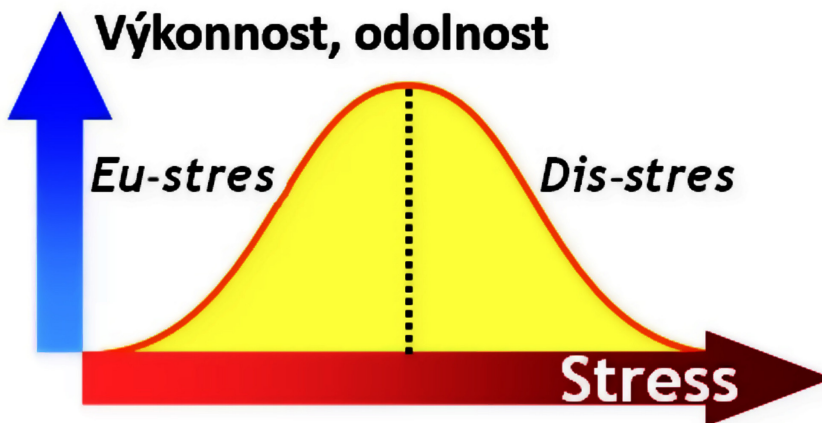


Fig. 4 Eu-stres × dis-stres diagram.

Dřeviny rozdílně reagují na náhlá působení faktorů s vysokou intenzitou a na působení menších intenzit za to však dlouhodobě (viz kapitola 1.1.3). Při **akutním (náhlém)** stresu jsou zpravidla reakce nápadnější, silnější a rychleji také vznikají poškození dřevin. Při **chronickém (vleklém)** stresu jsou reakce dřeviny na stresor pozvolnější, méně specifické, k poškození u vitálních stromů dochází až se zpožděním, poškození jsou častěji vratná, k silným dochází zpravidla až při vyčerpání stromu dlouhodobou zátěží.

Koncepce stresu byla od sedmdesátých let dvacátého století dále rozvíjena také na úrovni ekosystémů a krajiny, v návaznosti na výše uvedený koncept homeostasy a koncept ekologické stability (MÍCHAL 1992). Na ekosystémové úrovni definovali ODUM (1971) a FRANZ (1981) stres jako stav ekosystému vzniklý z nesouladu mezi

Eu-stres a dis-stres

Koncepce stresu na úrovni ekosystému a krajiny

Ekologická stabilita je schopnost systému přetrvávat i za působení rušivého vlivu a reprodukovat své podstatné charakteristiky v podmínkách narušování zvenčí (MÍCHAL 1992). Obecně lze chápat stresový koncept jako zvláštní případ obecnějšího konceptu ekologické stability – stresový koncept usiluje o popis a vysvětlení specifického chování systému při překročení hranic své ekologické niky.

potřebou a nabídkou zdrojů projevující se strukturálními změnami vyvolanými zvýšenou spotřebou energie. Stresorem tedy může být jakákoliv kvalitativní či kvantitativní změna faktoru prostředí, pokud způsobí mobilizaci zdrojů ekosystému a zvýšenou potřebu energie (LUGO, MCCORMICK 1981). Vnější či vnitřní environmentální stresor, který způsobuje nesoulad mezi potřebou a nabídkou zdroje, byl BARRETTEM et al. (1976) označen jako *perturbace*. **Perturbace je jakákoliv vnější síla, která vychyluje systém z jeho dynamické rovnováhy** (CHAPIN et al. 2002). Míru perturbace, kterou je systém ještě schopen tolerovat bez přechodu do jiného systému nazývá HOLLING (1973) **robustností** systému. Metodické problémy při posuzování reakcí ekosystému na stresové působení jsou spojené s faktem, že vyloučení jednoho či více druhů z ekosystému nemusí vést ke zhoršení plnění jeho funkcí a že reakce na stresové působení se mění v průběhu sukcesního vývoje (ODUM et al. 1979). Stejní autoři popsali také dvě formy projevu ekologické stability – pokud se stabilita realizuje především vnitřními autoregulačními mechanismy, tj. systém vykazuje minimální změny (brání se změně), mluvíme o **rezistenci**, v případě, že se stabilita projevuje spontánním návratem do výchozího stavu, respektive na původní vývojovou trajektorii (návrat do normálu), mluvíme o **resilenci**. Měřítkem rezistence pak bude především velikost odchylky od „normálu“, čím bude menší, tím bude systém rezistentnější. Měřítkem resilience bude čas, za který dojde k návratu k „normálu“, čím bude kratší, tím bude systém resilientnější.

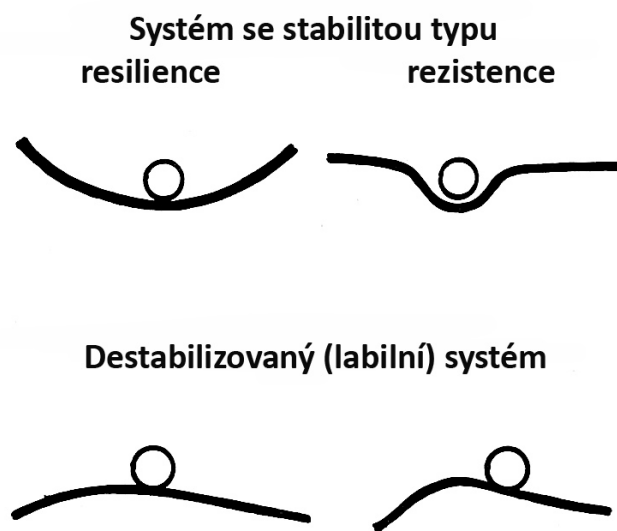


Fig. 5 Grafické vyjádření stability typu rezistence a resilience (převzato z MÍCHAL 1992).

Alternativním konceptem řešícím stabilitu a dynamiku přírodních systémů je *disturbanční* teorie rozvíjená v posledních desetiletích zejména v USA. **Disturbance** je definována jako **událost náhle měnící dosavadní koloběh látek neočekávaným směrem, a to na úrovni jednotlivé rostliny, populace či ekosystémů** (SCHULZE et al. 2005). Podle PICKETTA et al. (1999) jde o událost, definovanou v čase a prostoru, která mění strukturu populace, společenstev a ekosystémů a způsobuje změny v dostupnosti živin a ve fyzikálních podmínkách stanoviště. Vymezení pojmu je přitom jiné na úrovni populací či společenstev a na úrovni krajiny. V ekologii společenstev jsou jako *disturbance* označovány události, které odstraní organismy a vytvoří tak prostor pro kolonizaci jedincům stejného nebo jiného druhu, situace kdy dojde k narušení populace či populací s přímou destrukcí biomasy. Na krajinné úrovni jsou

disturbance chápány jako jakékoliv destruktivní události a environmentální fluktuace (PICKETT, WHITE 1985) – bez ohledu na to, zda jsou tyto změny pro systém takzvané normální (normalita je na této úrovni diskutabilní a obtížně definovatelná) nebo nikoli. Disturbance jsou jednou z hlavních sil ovlivňujících strukturu a funkce krajiny ve všech časoprostorových měřítcích (TURNER 1987; WULDE, FRANKLIN 2007). Mírné disturbance zvyšují heterogenitu krajiny, silné ji mohou zvyšovat i snižovat (FORMAN, GORDON 1993).

Disturbance není synonymem pro perturbaci, jak by se snad mohlo na první pohled zdát. Perturbace jsou širším pojmem, jde o jakoukoliv odchylku od normálu. Vzhledem ke komplikovanému určení normálu lze termín pertubace použít v konkrétních situacích zejména v případech, kdy jsou jasně určeny parametry chování systému nebo je známa míra jeho narušení, například když je narušení pod přímou kontrolou experimentu. V jiných případech je buď nesnadné či nemožné odchylku od normálu prokázat nebo jde o náhlou jednoznačnou změnu, kdy je přesnějším označením disturbance.

1.1.2 Stresory a jejich působení

Podle intenzity a průběhu můžeme působení stresorů rozdělit na akutní a chronické. Stresové faktory často působí v kombinaci, toto společné působení zesilující dopady stresu je označováno jako „multiple stress impact“ – násobné působení stresových faktorů (MOONEY et al. 1991). Z kvantitativního pohledu dělí humánní medicína stresory na **mikrostresory** a **makrostresory**. Mikrostresory jsou mírně působící stresory způsobující chronický stres, mají kumulativní charakter. Makrostresory jsou pak stresory působící náhle, s okamžitými a často výrazně destruktivními účinky. V stresové ekologii se toto členění zpravidla nepoužívá, neboť u většiny stresorů jsou možné obě úrovně působení – v závislosti na vitalitě dřeviny a intenzitě či frekvenci působení stresoru.

Podle následnosti působení lze stresory rozdělit na **predispoziční, iniciační a mortalitní** (MANION 1981; více viz kap. 2.4).

Podle původu lze stresory rozdělit na přirozené (přírodní) stresory – abiotické, biotické a na stresory antropogenní. V následujícím textu uvedeme jejich základní přehled.

Nadměrné záření – jde o stesy způsobené buď extrémními hodnotami (pro danou rostlinu) intenzity viditelného záření nebo zvýšeným množstvím dopadajícího ultrafialového záření. Extrémní intenzity světla způsobují nadbytek energie ve strukturách zajišťujících primární fázi fotosyntézy – je vytvářeno víc NADPH a ATP, než je nutné. Při nadměrném záření se aktivují mechanismy, které mají fotosyntetický aparát před nadměrným energetickým příjmem ochránit. Dochází k nasycení kapacity plastochinonu a k inaktivaci fotosystému PS II, tj. k fotoinhibici – k poklesu účinnosti využití fotonů fotosystémem PS II. Viditelné poškození způsobené nadměrným viditelným zářením se primárně týká fotooxidace chloroplastových pigmentů (LARCHER 1995) – dochází k vybělení pletiv. Poškození rostlin UV zářením může způsobit pokles fotosyntetické kapacity, změny aktivity enzymů, poruchy růstových procesů, objevení genetických mutací a konečně smrt buňky (LARCHER 2001). Vyšší hodnoty dopadajícího UV záření jsou převážně způsobeny činností člověka – viz níže Antropogenní stresory.

Abiotické stresory

Ultrafialové záření (UV) – elektromagnetické záření s vlnovou délkou kratší než viditelné světlo a delší než rentgenové záření. UVA má vlnovou délku 315–400 nm (asi 99 % UV záření, které dopadne na zemský povrch). UVB má vlnovou délku 280–315 nm. Je z převážné většiny absorbováno ozónem ve stratosféře, resp. v ozónové vrstvě. Vlnová délka UVC je nižší než 280 nm.

Apoplast jsou prostory v rostlinném těle, které se nacházejí vně protoplastů. Termín se nejčastěji používá pro vzájemně propojené mikrokapilární prostory v buněčných stěnách. Typem apoplastu jsou i vnitřní prostory cévních elementů. Za typ apoplastu lze považovat také mezibuněčné prostory. **Symplast** je souborem propojených protoplastů, tj. je veškerou protoplazmou vzájemně propojenou pomocí cytoplazmatických spojů – plazmodesmů) procházejících příčně buněčnými stěnami.

Nízké teploty – jde o stresy způsobené chladem, tj. nízkou teplotou nad bodem mrazu (především subtropické a tropické rostliny) a mrazem (u nás zejména časný a pozdní mráz, nebo výraznější zimní holomrazy). Poškození mrazem spočívá v mechanickém narušení buněk a v jejich dehydrataci vlivem tvorby krystalků ledu v apoplastu a symplastu. Led způsobuje neobnovitelná poškození vnitřních buněčných struktur, která vedou k odumírání poškozené části rostliny. Více v kapitole 5.2.

Extrémně vysoké teploty – v našich podmínkách teploty jde o teploty nad cca 30°C, mezi jednotlivými druhy jsou pak pochopitelně znatelné rozdíly v odolnosti vůči horku. Při teplotách vzduchu nad 35 °C dochází v našich podmínkách zpravidla k poklesu účinnosti fixace CO₂. Vlivem vysokých teplot může docházet k podstatným změnám ve fyzikálních a chemických vlastnostech buněčné membrány a bílkovin. Ovlivněny jsou složení a obsah proteinů (včetně aktivace tzv. stresových proteinů, viz dále kapitola 1.1.3), stavba a aktivita thylakoidních membrán v protoplastech. Byl zaznamenán pokles podílu granálních útvarů, změny v lipid-proteinové interakci, fázová separace a změny ve složení lipidů (při teplotách 45–50 °C). Více v kapitole 5.2.

Nedostatek dostupné vody (sucho) – nejčastěji primárně vyvolán nedostatkem srážek, příčinou ovšem také může být nedostupnost či snížená dostupnost vody způsobená například zmrznutím či zasolením půdy. Při vodním stresu dochází k propadům růstu (inhibován je především prodlužovací růst buněk) a k stomatální i nestomatální inhibici fotosyntézy. Více v kapitole 5.1.2.

Nadbytek vody – jde o důsledek dlouhotrvajících srážek nebo zvýšení hladiny podzemní vody. Nejběžnějším typem stresového působení při zaplavení půdy, či výrazném zvýšení nasycení půdního profilu vodou je pokles koncentrace kyslíku – hypoxie. Nastává v situaci, kdy dýchací nároky kořenů rostlin převyšují dostupné množství kyslíku v půdě. Míra hypoxie se liší v různých vrstvách vodního sloupce. Při hladině a ve svrchních vrstvách vody je koncentrace kyslíku nejvyšší, postupně však klesá. V hlubších vrstvách půdy nebo při dlouhodobém zaplavení může kyslík zcela scházet – nastává anoxie. Za vzniklých anaerobních podmínek odumírá kořenové vlášení a následně i kořeny vyššího řádu. Rostliny žloutnou, trvale vadnou. V konečném důsledku je snížena mechanická stabilita stromů, při delší době zamokření stromy jednotlivě či skupinovitě odumírají. Kromě přímých fyziologických účinků má hypoxie vliv na chemismus půdy a mikrobiální složky rhizosféry. Aerobní mikroorganismy po vyčerpání kyslíku přechází do klidové fáze nebo odumírají. V půdě se hromadí rozpuštěný CO₂, dochází k uvolnění Fe²⁺ a Mn²⁺ – ty mohou být ve vyšších koncentracích toxické. Rozklad i asimilace v anaerobních podmínkách probíhají velmi pomalu, vznikají sloučeniny, které při normálních podmínkách nevznikají a mají toxické účinky. Při hypoxii bývá významně porušen koloběh dusíku v půdě – je zpomalena mineralizace dusíku, což způsobuje, že většina dostupného dusíku je ve formě amonných iontů, které nemohou být vlivem nedostatku O₂ dále oxidovány. Ve vyšších koncentracích mohou být amonné ionty pro rostliny toxické. Kromě toho může při zaplavení dojít k denitrifikaci, při níž se z půdy uvolňuje plynný dusík a jeho oxidy. Více v kapitole 5.1.1.

Mechanické účinky vzdušného proudění, sněhu a námraz – důsledky působení stálého větru, jednorázových bořivých větrů, námraz, ledovek a mokrého sněhu. Silný stálý vítr, většinou navíc převážně působící v jednom směru výrazně ovlivňuje výskyt, vzrůst a habitus dřevin ve vrcholových partiích pohoří. Tento jev se nazývá vrcholový fenomén. Dřeviny mají často zakrslý vzrůst, jednostrannou vlnkovou korunu, porosty

mají rozvolněný zápoj, případně vznikají, zejména na návětrné straně, bezlesí či řídkolesí. Toto působení větru má charakter trvalého chronického stresu. Takzvané bořivé větry, tj. větry mající destruktivní mechanický účinek na dřeviny a na jejich porosty, působí naproti tomu krátkodobě s vysokou intenzitou a jsou tedy silným akutním stresem. Stejně jako vítr mohou působit mohutnější povlaky námraz a ledovek nebo závěsy mokrého těžkého sněhu. Pokud nedojde přímo k smrti stromů při jejich vyvrácení či kmenových zlomech, vznikají poškození, která jsou významnou predispozicí zejména pro biotické faktory uplatňující na vrcholových zlomech, v prolámaných korunách nebo vstupující do kmene přes odlomené silné větve. Více v kapitole 5.3.

Chyby v minerální výživě – jde o nedostatek či nadbytek některé složky výživy nebo o nepříznivý poměr složek. U dřevin jde zejména o deficienci dusíku, hořčíku, draslíku, fosforu či vápníku a o kalciozu, tj. nadbytkem vápníku omezený příjem železa. Vápník zablokuje příjem železa, kterého sice může být v půdě dostatek, ovšem kořeny ho od hodnoty pH cca 6,7 nejsou schopny přijmout. Dalšími negativními nadbytky mohou být nadbytek dusíku doprovázený zbytněným růstem listů (namodrale zbarvených, vodnatých) či nadbytek fosforu a draslíku vedoucí k poruchám příjmu vápníku a hořčíku. Především v imisně zatížených oblastech se mohou objevit důsledky nadbytku síry v půdě – v tomto případě však tento stresor patří mezi antropogenní stresory. Ve většině případů jsou symptomy poruchy výživy poměrně nespecifické s možností záměny s řadou jiných faktorů a to abiotických i biotických. Více v kapitole 5.4.

Působení kambiofágního, listožravého či savého hmyzu; působení virů, bakterií a hub – jde o přímé i nepřímé působení fytofágních členovců, býložravých obratlovců, hub, virů, bakterií či dalších organismů (viz též kapitola 2.1.1).

Zvýšení úrovně UV radiace – zvýšené pronikání tohoto záření (respektive jeho spektrálního typu UVB) je umožněno narušením stratosférické ozonové vrstvy antropogenními emisemi těkavých organických látek s obsahem halogenů. UV záření způsobuje nejen fotooxidaci, ale při vysoké intenzitě také fotodestrukci nukleových kyselin a bílkovin a akutní poškození protoplazmy. Při dlouhodobém poškození dochází ke změnám aktivit enzymů (zvýšení aktivity peroxidázy a inhibice cytochromoxidázy), znatelně se zvyšují obsahy rozpustných proteinů a fotoaktivních flavonoidů, objevují se genové mutace (LARCHER 1995). Pozorovatelnými účinky na úrovni rostliny a orgánů mohou být například zvýšené rozvětvení, růstové deprese (poruchy prodloužovacího růstu či růstu pylových láček), větší velikost listů, předčasné stárnutí. Míra odolnosti závisí do značné míry na schopnosti absorpce listové pokožky.

Látky znečišťující ovzduší a vlivy z nich odvozené – látky do ovzduší vypouštěné či při haváriích samovolně utíkající jako jsou SO_2 , NO_x , prachové částice, fluoridy, peroxyacetylnitráty (PAN), polyaromatické uhlovodíky, polychlorované bifenyly (PCB), chlorované fenoly a uhlovodíky; sekundárně kyselé mokré sirné či dusíkaté depozice atd. Působení těchto látek může být přímé – pronikají do vnitřního prostředí rostliny a vyvolávají akutní či chronické poškození nebo nepřímé – mění vlastnosti půdy (acidifikace půdy, vyplavování bazických živin), negativně ovlivňují příjem či dostupnost živin (zejména bazických kationtů Mg, K, Ca) a vody. Více v kapitole 4.1.

Nitrifikace půd – vzniká vlivem suché i vlhké depozice dusíku a dalšími vstupy dusíku do půdy (zejména hnojení). Změny biochemického cyklu dusíku jsou považovány za jeden z nejdůležitějších globálně rozšířených antropogenních vlivů. Dusík je

Biotické stresory

Antropogenní stresory

v řadě ekosystémů limitním prvkem výživy, jeho zvýšený vstup pak může vézt k podstatným změnám v struktuře lesních společenstev, zejména snížení druhové diverzity v důsledku změny kompetičních vztahů. Při nadměrném vstupu dusíku do lesních půd dochází k vyplavování NO_3^- indikující překročení retenční kapacity půd. Dosavadní výzkumy přitom ukazují, že jehličnaté ekosystémy jsou náchylnější k vyplavování dusíku. Zatím není zcela jasné, které vlastnosti ekosystému jsou pro velikost retenční kapacity klíčové, jako pravděpodobná se jeví podstatná role poměru uhlíku a dusíku (C/N) v organickém horizontu.

Dlouhodobě zvýšený vstup dusíku se může projevit zvýšením obsahu dusíku v živé biomase, opadu, a následně i v půdní organické hmotě, zároveň s tím může docházet také k snížení poměru C/N v půdě (HOFMEISTER 2001). Nejisté jsou dopady depozic dusíku na růst dřevin. Může dojít jak k zvýšení produkce, tak k jejímu propadu, vše v závislosti jednak na druhu, vitalitě a stáří dřeviny, jednak na dalších podstatných stanovištních poměrech, zejména dostupnosti vody. Na základě existujících srovnávacích studií lze konstatovat, že pozitivní dopady na růst lze čekat spíše u listnatých dřevin a naopak negativní u jehličnatých (ABER et al. 1995, MAGILL et al. 2000, FENN et al. 1998), a to zejména při vysokých vstupech dusíku, při mírném zvýšení je možné očekávat zvýšení intenzity růstu i v jehličnatých porostech, jak bylo zjištěno zejména ve skandinávských lesích (BINKLEY, HÖGBERG 1997, AAMLID et al. 2000). Situaci komplikuje fakt, že samotné zvýšení vstupu dusíku nemusí být příčinou zjištěného nárůstu produkce, ve stejném období narůstal obsah CO_2 v atmosféře a docházelo ke klimatickým změnám. Příliš intenzivní růst navíc může mít negativní dopady – například u smrku ztepilého jimi zejména jsou: vyšší náchylnost ke zlomům a nižší kvalita dřeva, pozdní vyvrávání letorostů s následným častějším poškozením časnými mrazy a vyšší náchylnost k houbovým patogenům. Více v kapitole 4.1.

Přízemní ozon (fotochemický smog, oxidativní či oxidační stres) – vytváří se působením slunečního záření v přítomnosti oxidů dusíku, organických prchavých látek a při nízké relativní vlhkosti. Dřevinami je ozón přijímán výhradně průduchy. V buňkách indikuje tvorbu etylénu, polyamidů, flavonidů, tj. látek, které jsou součástí obranných mechanismů. Při překročení obranné kapacity dřeviny jsou narušeny transportní cesty a iontová homeostáza buněk. Snižuje se množství chlorofylu a zřetelně klesá efektivita fotosyntézy, zejména v přímo osluněné části asimilačních orgánů (MIKKELEN et al. 1994, 2000). Při dlouhodobém působení vyšších koncentrací ozonu dochází k poškození buněčných součástí. V buňkách bývají patrné strukturální změny charakteristické pro senescenci, jako je zvýšení hustoty cytoplazmy, ztmavnutí a zmenšení chloroplastů, zmenšení či absence škrobových zrn, redukce membrán tylakoidů. S postupujícím poškozením dochází k plazmolýze jednotlivých buněk a k celkovému narušení buněčných struktur (GÜNTHARDT-GOERG et al. 2000). Epidermální buňky kolabují později, než buňky mezofylu. Při odumírání buněk svrchního mezofylu se poškození viditelně projevuje chlorózami a nekrotickými skvrnami na listech – nejprve většinou v žlutozelené a hnědočervené škále, později bronzové zabarvení, finálně bělavě stříbřité plošky. Podrobněji v kapitole 4.2.

Zvýšení obsahu CO_2 a související změny klimatu – antropogenní emise CO_2 a dalších skleníkových plynů a jejich důsledky. Oxid uhličitý je aktivátorem i substrátem fotosyntézy a má souběžný vliv na procesy fotorespirace, dýchání a na vodivost průduchů (URBAN et al. 2011). Odezvy dřevin na zvýšenou koncentraci CO_2 jsou závislé na druhu dřeviny, úrovni minerální výživy (zejména dostupnosti dusíku), na dostupnosti

Vznik přízemního ozonu – sluneční záření rozkládá oxid dusičitý (NO_2), vzniká tak oxid dusnatý (NO) a atomární kyslík, který okamžitě reaguje s molekulou kyslíku (O_2) za tvorby ozonu (O_3). Za normálních podmínek ozon oxiduje zpět oxid dusnatý na oxid dusičitý a z ozonu se stává znovu běžný molekulární kyslík. Pokud jsou ovšem v prostředí prchavé organické látky a jejich radikály, které jsou schopné nahradit ozon při reakci s oxidem dusnatým, vznikne oxid dusičitý a jeho rozklad účinkem slunečního záření produkuje další molekulu ozonu.

vody a světla, na délce expozice zvýšené koncentrace a na dalších působících stresorech. Růstová reakce se může pohybovat v amplitudě od žádného efektu na přírůst, přes zvýšený nárůst kořenů i letorostů až po změnu poměru nárůstu letorostů a kořenů ve prospěch jednoho nebo druhého, a to vždy v souladu s principem rovnováhy mezi potenciálem dřeviny asimilovat a potenciálem kořenového systému dřeviny dodávat živiny.

Změny struktury a chování asimilačního aparátu, ke kterým vlivem nárůstu koncentrace CO₂ dochází, označujeme jako **fotosyntetická aklimace**. Primární reakcí je obvykle zvýšení rychlosti asimilace. Po určité době stimulační efekt zpravidla slábne, přitom u některých rostlin zůstává rychlost asimilace vyšší než původní, u jiných dochází k poklesu rychlosti pod původní hodnoty, tento jev je označován jako **aklimační deprese fotosyntézy**. Možná vysvětlení tohoto jevu jsou uvedena v kapitole 4. 3. Další reakcí rostliny na zvýšenou koncentraci oxidu uhličitého je přivírání průduchů a pokles průduchové vodivosti. Výsledkem je snížený výdej vody – snížení negativních účinků vodního stresu. Velká část literárních pramenů dále dokládá nárůst efektivity využití vody.

Při nárůstu koncentrace CO₂ rostou také obsahy sacharózy, fruktanů (polymerů D–fruktózy) a škrobu v rostlinách. Pokud jsou asimiláty ve zvýšené míře ukládány v listech či jehlicích, lze čekat zvýšení atraktivity dřevin pro savý hmyz, některé minovače a defoliátory.

Nejistý je vliv nárůstu oxidu uhličitého na životní cyklus dřevin. Existují studie dokládající jak dřívější rašení a vývoj pupenů, tak jejich zpoždování. CO₂ může ovlivnit také morfologii listů a jehlic, korun a kmene.

Spektrum možných dopadů očekávaných klimatických změn vyvolaných antropogenními emisemi skleníkových plynů na dřeviny a jejich ekosystémy je velmi široké (podrobně v kapitole 4.3). Ve středoevropských podmínkách by nejvýznamnější klimatickou změnou mohly být znatelné změny v distribuci srážek v průběhu roku a vyšší výskyt klimatických extrémů obecně. Epizody s velmi nízkými či nulovými srážkami a na druhé straně prudké přívalové deště, to jsou samozřejmě podmínky výrazně ovlivňující dřeviny – jejich vitalitu, růst i rozšíření. Stejně tak rizikovými či destabilizujícími by mohly být častější výskyty extrémně horkých dní či častější větry s bořivým účinkem.

Očekávaný nárůst průměrné teploty by vedl k posunu vegetačních stupňů, respektive ke změně plošného vymezení klimatických podmínek jednotlivých vegetačních stupňů. Podle modelu KOPECKÁ, BUČEK (1999) by se rozsah území s podmínkami současného 1. dubového a 2. bukodubového stupně mohl vlivem klimatických změn zvýšit ze současných cca 15 % na cca 46 % v roce 2030. Ve stejném časovém horizontu by došlo k výraznému omezení plochy území s podmínkami vhodnými pro existenci druhů středoevropských listnatých lesů, neboť plocha území s klimatickými charakteristikami odpovídajícími 3. dubobukového, 4. bukového a 5. jedlobukového vegetačního stupně by se snížila ze současných cca 80 % na cca 52 %. Podíl ploch lesní půdy s klimatickými podmínkami zcela nevhodnými pro pěstování smrku ztepilého (1. a 2. lvs) by se přitom zvýšil z 6,25 % na 31,65 % v roce 2030.

Klimatické predispozice dřevin mohou vést k vyššímu ohrožení biotickými škůdci. Na území České republiky se pravděpodobně budou šířit noví škůdci, u některých ze stávajících škůdců by nárůst průměrné teploty a také délky vegetační sezóny mohl vést k zvýšení jejich nebezpečnosti pro lesní dřeviny – například u polyvoltinních druhů může dojít k nárůstu počtu generací a tím i destruktivního účinku na les.

Řada dalších případných dopadů je nejistá, například změny v humusové vrstvě

Těžké kovy – prvky, jejichž specifická hmotnost je větší než $5,0 \text{ g.cm}^{-3}$, zejména kadmium (Cd), olovo (Pb), arsen (As), rtuť (Hg), měď (Cu), zinek (Zn).

půd (zrychlení či zpomalení rozkladu) nebo změny životních strategií některých škůdců či změny patogenity a virulence hub.

Těžké kovy – v ovzduší i v půdě. Přirozeně mohou existovat zvýšené obsahy těžkých kovů na rudných matečných horninách nebo jako důsledek sopečné činnosti. Výraznější navýšení obsahu však souvisí s činností člověka. Zdrojem jsou automobilová a letecká doprava, spalování uhlí, metalurgické a chemické výroby, sklářské výroby, některé těžké kovy jako je kadmium se dostávají do půdy také v hnojivech (superfosfáty) či z nátěrových hmot. Ionty těžkých kovů jsou zpravidla lehce přijímány kořeny stromů, méně častý je příjem přes listy. Při příjmu kořeny vstupují kovy difuzí do apoplastu, kde jsou vázány v buněčných stěnách nebo vstupují do symplastu. Přechod plasmatické membrány je aktivní a využívá specifické přenašeče pro daný iont nebo iont podobného poloměru, přenašeče s nízkou specificitou nebo iontové kanály (MARSCHNER 1995). Mobilita a dostupnost pro rostliny se odvíjejí od formy, v které je kov v půdě – zda je součástí sloučenin, je ve vodném roztoku či je organicky vázán apod. Důležitou roli přitom hraje také pH reakce půdy, na výrazně kyselých půdách je jejich příjem dřevinami zpravidla vyšší. Pro některé druhy rostlin jsou ionty těžkých kovů toxické i v případě, že jsou jen v relativně malých koncentracích. Po příjmu inaktivují řadu enzymů a redoxních systémů, omezují růst kořenů (inhibice dělení buněk a prodlužovacího růstu). V listech mohou narušovat režim otevírání průduchů, inhibovat fotosyntézu i respiraci.

Příjem těžkých kovů rostlinami (zejména Cd či Zn) bývá ovlivněn také ektomykorrhizou. Například čechratka podvinutá (*Paxillus involutus* Batsch) omezuje vstup zinku u borovice lesní (*Pinus silvestris* L.) – akumuluje ho v buněčných stěnách a vakuole, zatímco plesňák zemní (*Thelephora terrestris* Ehrh.) zachycuje zinku výrazně méně a tak jeho prezence vede k zvýšení obsahu Zn v rostlinných pletivech (HALL 2002). Relativně vysokou sorpční kapacitu mycelií pro kadmium a zinek zjistili také další autoři, například JONER et al. (2000). Příjem jednotlivých kovů může být ovlivňován jejich negativními interakcemi. Řada prací je věnována studiu vztahu kadmia a zinku. Současná prezence obou prvků snižuje příjem a akumulaci kadmia kořeny a tím snižuje jeho toxický účinek pro rostliny. Tento antagonistický efekt je způsoben menším iontovým poloměrem Zn^{2+} než má Cd^{2+} (HART et al. 2002; KUMMEROVÁ et al., 2010). V další literatuře lze ovšem také nalézt názor o nezávislosti příjmu kadmia a zinku.

Chemické látky používané pro ochranu rostlin – zejména herbicidy a fungicidy. U herbicidů jde zejména o zasažení dřevin herbicidem s arboricidními účinky, nedodržení dávky herbicidu, nedodržení předepsaných postupů aplikace či o nevhodný termín aplikace (nevhodné počasí či nevhodná růstová fáze). K nejcitlivějším našim dřevinám patří spolu s některými listnáči modřín opadavý (*Larix decidua*), který reaguje i na poměrně malé koncentrace přípravků. Ovšem i u borovic (*Pinus* spp.), které jsou naopak považovány za relativně tolerantní vůči herbicidům, lze občas pozorovat výrazné deformace růstu. Typickým projevem je metlovitost, proliferace či odumření terminálu. Při nevhodné aplikaci herbicidu v kombinaci s vysokými teplotami vzduchu může dojít k zesílené iritaci pletiv a k následným poškozením. Povrch půdy i povrchová pletiva kmínku, dosud mikroklimaticky chráněná bušením, jsou náhle odstíněna a přehřívají se, v kombinaci s primárním působením herbicidu pak situace může vést k poruchám rašení, k žloutnutí asimilačního aparátu, k zmenšení čepelí listů či až k úplné defoliaci. Poškozen či deformován může být také kořenový krček, kmínek či kořenový systém.

PŘÍKLAD POŠKOZENÍ HERBICIDEM – POŠKOZENÍ JEHLIČÍ A KMÍNKA SAZENIC HERBICIDEM CASARON G (JANKOVSKÝ 2006)

V roce 2001 a 2002 bylo na několika lokalitách v ČR pozorováno poškození kultur a zaškolovaných sazenic smrku, buku a jedle. Ve všech případech byly pozorovány prakticky shodné příznaky. U smrku a jedle to bylo žloutnutí jehlic a poruchy rašení následované chřadnutím a odumřením. U poškozených buků pak byla nápadná redukce asimilačního aparátu, zmenšení čepelí listů až úplná defoliace. Hlavní příčinou poškození bylo zúžení až zaškrcení kmínku nad kořenovým krčkem, provázené odumřením kambia v délce cca 5 cm. Nad místem nekrotizovaných pletiv se vytvořila zduřenina tvořená lýkem i částečně zdřevnatělým posledním letokruhem. Tento příznak vzniká narušením asimilačního proudu v sítkovicích, kdy jsou asimiláty ukládány nad nekrotizací. Kořenový systém všech poškozených sazenic byl silně redukován, vesměs byl již odumřelý. Společným znakem všech sledovaných případů byla aplikace herbicidu Casaron G. Na obdobných neošetřených plochách sazenice poškozeny nebyly. Za příčinu poškození je možno považovat aplikaci herbicidu spolu s nevhodným počasím – horkem. Důsledkem souběhu faktorů je popsáné odumírání pletiv.



Fig. 6 Poškození herbicidem.

Jiné chemické látky (zejména soli) – široké spektrum chemických látek, které se mohou dostat do prostředí při různých haváriích, z běžně používaných látek pak zejména soli. Zasolení u silnic díky zimnímu použití posypových solí, včetně splachů do širšího okolí je široce rozšířeným jevem. Dalšími významnými antropogenními zdroji zasolení mohou být nadměrné dávky hnojiv a chybné závlahové či odvodňovací režimy. Kromě přímého toxického působení některých iontů – Na^+ , Mg^{2+} , Cl^- , SO_4^{2-} , působí negativně nízký vodní potenciál, který vede k osmotickému stresu, tj. k omezené přístupnosti vody pro rostlinu. Vlivem vysokého obsahu solí, zejména NaCl , je negativně ovlivněn také příjem živin a v důsledku změn aktivity enzymů také asimilace dusíku. V pletivech se důsledky zasolení projevují zastavením dělivého a prodlužovacího růstu buněk. Objevují se poruchy růstu listů i letorostů a postupné prosychání a odumírání, více boxu níže. Obecně jsou více ohroženy mladé dřeviny – mají bližší kontakt se solí při jejím rozstříku na komunikaci a menší hloubku prokořenění (nejvíce zasolena je přitom zpravidla svrchní část půdy).

PŘÍZNAKY POŠKOZENÍ DŘEVIN SOLEMI

U listnatých dřevin jsou základními symptomy při zasolení řídkší a drobnější olistování, chloróza (žloutnutí) a nekrotizace (lokální odumírání pletiv), předčasné podzimní vybarvování, může dojít k zpoždění rašení či ke krnění nových letorostů. Při silnějším poškození je olistění jen řídké, často jen ve shlucích (zejména na koncích větví), dochází k zasychání koncových větviček postupně vedoucímu až k prosychání části nebo celé koruny. Poškozován je také kořenový systém. Postupně dochází k oslabování rostliny, může dojít až k úhynu. U jehličnatých dřevin jsou charakteristické změny v barvě a délce jehlic, po opadu starších ročníků dochází řídnutí koruny. Nejdůležitějšími indikátory zasolení při diagnostice jsou: obsah Cl v asimilačních orgánech, obsah Na v půdě a hodnoty půdní reakce pH . Mezi citlivé dřeviny patří smrk ztepilý, borovice lesní, modřín opadavý, jedle, douglaska, javory klen a mléč, jeřáb ptačí, lípy, habr, buk a jilmy; z keřů pak líska obecná, svída krvavá, ptačí zob obecný a růže šípková (SEMORÁDOVÁ 2006).



Fig. 7 Poškození solí.

Požáry – přímé a nepřímé dopady lesních požárů. V Evropě jsou převažujícími příčinami vzniku lesních požárů tzv. nedbalostní příčiny, jako je například kouření, rozdělávání ohně v přírodě, pálení klestu, vypalování travnatých porostů apod. Požáry jsou proto chápány jako spíše antropogenní než abiotický stresor. V ČR vzniká

z nedbalostních příčin dlouhodobě více než 50 % lesních požárů. I další významné příčiny jsou antropogenními – úmyslné požáry nebo požáry založené dětmi, požáry způsobené závadami na technických zařízeních (zejména blokace brzd na vlakových soupravách) apod. Pouze cca 1 % požárů je způsobeno přirozenými příčinami, především bleskem (v boreálních lesích je toto procento znatelně vyšší, může být i nad 50 %).

Kromě vlastního shoření může vznikat celá řada nepřímých škod na porostech a prostředí. Dřeviny mohou odumírat vlivem přehřátí (často postupně v průběhu několika vegetačních sezón) či vlivem napadení sekundárními škůdci po oslabení ohněm. Narušené může být půdní prostředí, včetně edafonu, může docházet k zvýšené erozi či sesuvům půdy.

Jiné důsledky činnosti člověka (hospodaření v lesích atd.) – široké spektrum dalších interakcí člověka se dřevinami, jejich porosty a prostředím. Stresové situace mohou vznikat vlivem lesnické i zemědělské činnosti (splachy pesticidů používaných v zemědělství do dřevinných výsadeb, eutrofizace a nitrifikace půd vlivem hnojení či nevhodně zvolených či stereotypně opakovaných pěstebních postupů, zaselování půd...). Stejně tak jsou dřevinné porosty ohrožovány těžbou a zpracováním surovin (odlesňování, skrývky půdy, odpady, havárie a s nimi spojené úniky toxických látek...).

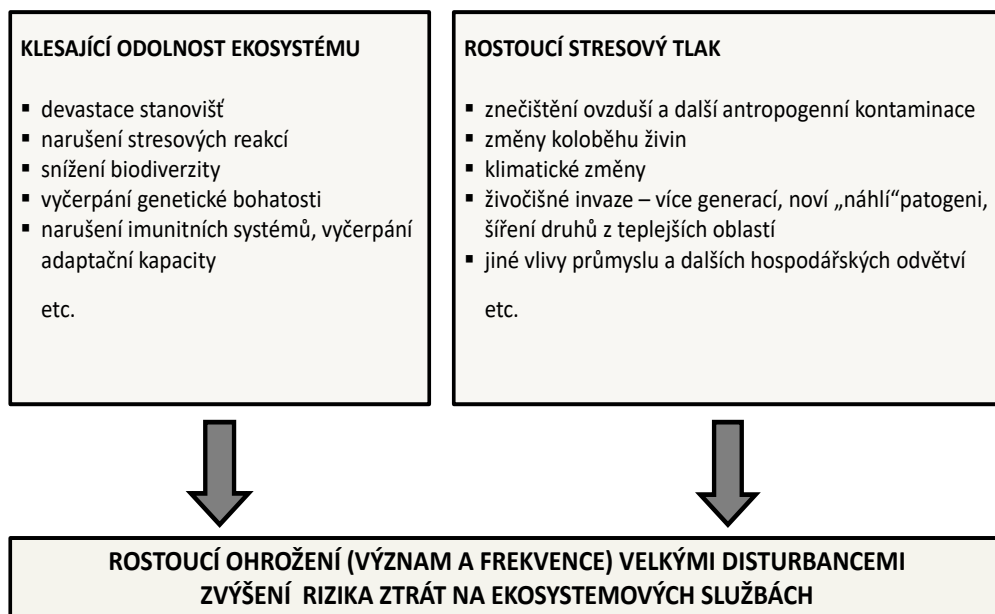


Fig. 8 Duální ohrožení. Klesající odolnost působí společně s rostoucí intenzitou působení stresorů. Podle SCHABERGA et al. 2008, upraveno ČERMÁKEM 2012.

Management při
nárůstu stresu

Hlavním cílem tradičního managementu ekosystémů (či tradiční ochrany dřevin) bylo spíše předcházet vzniku škodlivých perturbací či disturbancí než zvyšovat odolnost dřevin a jejich porostů. S nárůstem četnosti a intenzity působících stresorů, a to zejména působí-li tyto stresory společně, přestává být takový přístup účinný. Události, které jsou iniciátory silných perturbací či disturbancí jsou obvykle obtížně předvídatelné a dají se jen velmi málo regulovat. Nadto, některá narušení (například ohněm či větrem) mohou být přirozenou součástí dynamiky určitých ekosystémů a napomáhat udržení jejich rozmanitosti či obnově pro ně důležitých a charakteristických procesů (viz též dále podrobněji kapitola 2.2).

Management zaměřený na podporu odolnosti by mohl nabízet řadu pragmatických postupů k zajištění ochrany ekosystémů a k udržení strategických ekosystémových služeb (COSTANZA et al., 1997). Zaměření se na zvyšování odolnosti může být zvláště důležité právě v současné době, kdy v důsledku lidské činnosti stále narůstá tlak na ekosystémy vyvíjený a přitom zároveň klesá jejich odolnost. Nebezpečnost situace, v které se řada dřevinných porostů v současnosti nachází, je v dvojitě účinku současných vysokých zátěží. Stresory nejen, že působí na dřevinné ekosystémy s rostoucí intenzitou, ale zároveň také významně snížily a dále snižují jejich odolnost (Fig. 8).

Ekosystémové služby jsou přínosy, které lidé získávají od ekosystémů. Jde o služby zásobní (potravin, energetické zdroje, voda...), podpůrné (primární produkce, opylení) regulační (čištění ovzduší, vody, likvidace odpadů, regulace klimatu, prevence přírodních pohrom, chorob...) a kulturní (spirituální, estetické, terapeutické hodnoty, rekreace...). Velká část těchto služeb je nenahraditelná. Cílem vymezení a vyčíslení ekosystémových služeb je jejich začlenění do tržního mechanismu.

1.1.3 Reakce na stres

Dle úrovně a časového rámce působení stresu na dřevinu lze uvažovat o jeho odezvách na těchto úrovních:

- na úrovni organely a aktivity jejích enzymů – změny, které ovlivní funkci organely, se mohou odehrávat ve zlomcích sekund;
- na úrovni buňky či pletiva – reakce se projeví řádově po hodinách až týdnech;
- na úrovni individua – efekt se projeví po delším časovém období, řádově po roce (vegetačním období);
- na úrovni společenstva – pomalu se projevující dlouhodobý efekt;
- na úrovni ekosystému – sledovatelné často až po desítkách či stovkách let.

Stresová odpověď je nejdříve rozpoznatelná na metabolické úrovni. Pokud stres dále trvá, pak jsou změny rozpoznatelné na mikroskopické úrovni a v konečné fázi jsou viditelné již na úrovni makroskopické. Změny metabolismu mají často za následek změny rostlinných struktur na buněčné i morfologické úrovni (SCHULZE et al. 2005). Některé z těchto změn mohou být nevratné, pozorované jako viditelné poškození. Působení stresu tedy může být rozpoznatelné na všech úrovních v závislosti na jeho intenzitě a délce trvání. Detekce časných reverzibilních fází je velmi důležitá pro ekosystémový management – umožňuje reagovat adekvátními opatřeními v časových horizontech, v kterých je jejich účinnost ještě možná.

Reakce dřeviny na stres lze rozdělit na několik specifických fází, v literatuře lze objevit jejich různé označení, sled a podstata jevů odehrávajících se v rostlině jsou však totožné (Fig. 9 a 10). Před vznikem stresové situace mají rostliny určitý fyziologický standard (fotosyntetický výkon, objem transportu metabolitů, intenzitu iontové výměny...). Tento standard je optimální ve vztahu k stanovištním podmínkám – světlu, vodě, zásobě minerálních živin atd. Při akutním stresu se rychle vyvíjí nápadné příznaky zhoršení zdravotního stavu, vznikají významná poškození, rostlina vykazuje jen velmi malou či žádnou odolnost vůči působení stresu. Pokud stres odezní dříve, než dojde k rozsáhlým nevratným poškozením, dojde k zlepšení kondice rostliny a ustanovení nového fyziologického standardu. Pokud stres nepoleví, vedou vzniklá poškození ke smrti (Fig. 9 a 10). Prvotní reakcí rostliny na chronický stres je pokles intenzity některých fyziologických funkcí a tím také snížení vitality rostliny – **fáze reakce (signální či poplachová fáze)**. Rozkladné (katabolické) procesy převažují nad anabolickými (syntetickými), na rostlině jsou patrné zejména nespecifické příznaky snížené vitality, jako je defoliace či barevné změny v koruně. Při chronickém stresu se postupně aktivují stres zvládající mechanismy jako je přizpůsobení toku metabolitů, aktivace opravných (reparačních) procesů a vznik dlouhodobých fyziologických

Úrovně odpovědi

Základní čtyři fáze odezvy na stres

a morfologických adaptací. Rostlina bude mít postupně ustanoven nový fyziologický standard, tj. úroveň fyziologických procesů, která je optimem při dané úrovni stresové zátěže, tento standard odpovídá maximální odolnosti (Fig. 9) – **fáze obnovy (fáze restituce, aklimační fáze)**. Degradální procesy jsou kompenzovány opravnými, například u smrku ztepilého je ztráta poškozených primárních výhonů kompenzována tvorbou sekundárních výhonů ze spících pupenů. V některých pramenech je tato fáze dělena na dvě – fázi restituční, v které se odehrává počáteční aktivace kompenzačních mechanismů a fázi rezistence, v které je dosaženo zvýšení odolnosti rostliny nad původní úroveň.

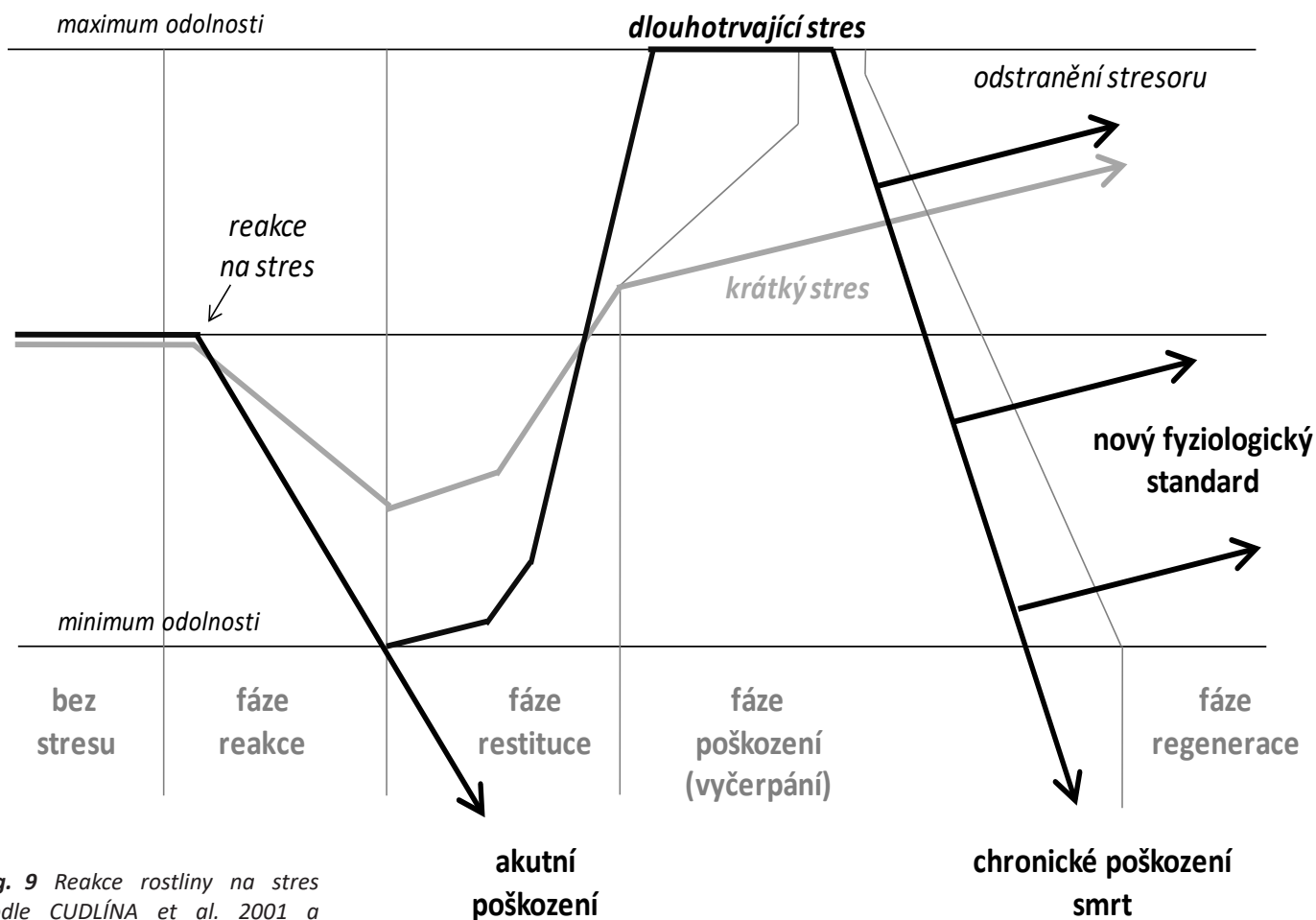


Fig. 9 Reakce rostliny na stres podle CUDLÍNA et al. 2001 a LICHTENTHALERA 2006.

Pokud stres dále pokračuje (s intenzitou, která vede k překročení adaptačního potenciálu), rostlina se posouvá do **fáze poškození (vyčerpání)**. V této fázi je pozorováno znovu náhlé progresivní zhoršování zdravotního stavu, objevují se vážná nevratná poškození, která nakonec končí smrtí rostliny. Pokud dojde k ústupu stresové zátěže před vyčerpáním adaptačního potenciálu rostliny, rostliny regenerují – **fáze regenerace**. Je ustanoven nový fyziologický standard, jehož úroveň je dána mírou vyčerpání rostliny, jejími regeneračními schopnostmi, charakterem a rozsahem stresem vyvolaných poškození a vnějšími podmínkami pro regeneraci – především klimatickými podmínkami, ale také stanovištními či porostními (vnitrodruhová i mezidruhová konkurence).

CHRONICKÝ STRES

AKUTNÍ STRES

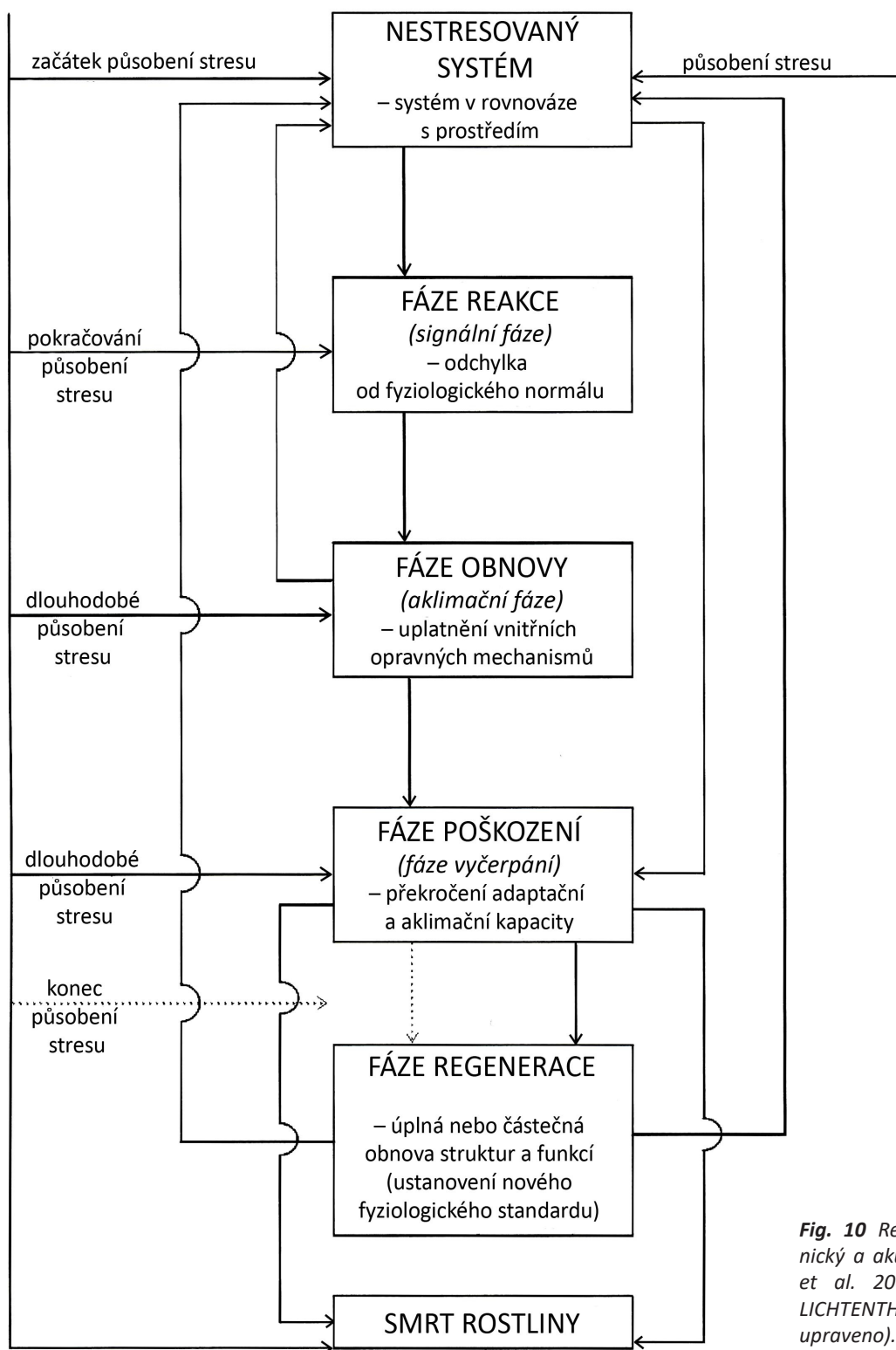


Fig. 10 Reakce rostliny na chronický a akutní stres (dle CUDLÍNA et al. 2002, CUDLÍNA 2003 a LICHTENTHALERA 1995, 1997, upraveno).

Stresory jako externí signály

Expresí genu je složitý komplexní proces, kterým je genetická informace uložena ve formě DNA přeměněna v konkrétní buněčné struktury. Produkty exprese genů jsou molekuly bílkovin, jsou jimi však i RNA. Expresí strukturních genů obecně sleduje základní schéma, kdy je určitý úsek DNA (gen) přepsán v mediátorovou RNA a ta slouží jako matrice pro syntézu proteinu, který tomuto genu odpovídá (je jím kódován) a kterým (či skrze něj) je později daná funkce (odpověď) realizována.

Reakci rostliny na stres lze popsat také z pohledu příjmu a zpracování signálů rostlinnými buňkami – veškeré stresory jsou externími signály (Fig. 11). Tyto signály jsou přijímány rostlinou, tj. dochází k jejich percepci. Vnější podněty jsou přijímány a je realizován jejich výběr, organizace a interpretace. Při přenosu prostřednictvím interakce ligandu a receptoru (vazebné proteiny, které zprostředkovávají fyziologický efekt regulačních molekul, například fytohormonů) dochází při percepci k rozeznání signálu (ligandu) vazebným místem receptoru. Následná transdukcí signálu je souborem procesů, kterými buňka změnil jeden druh signálu na jiný. Jde tedy například o sled procesů, který nastává po navázání ligandu do vazebného místa receptoru nebo jde o průnik nepolární signální molekuly do buňky a její vazbu na protein či přímo na DNA. Výsledkem procesu transdukcí je odpověď na signál. Odpovědi mohou být na jedné straně přímé metabolické, například úprava toků metabolitů, na druhé straně může být odpovědí aktivace exprese genu, syntéza stresových proteinů či stresových metabolitů.

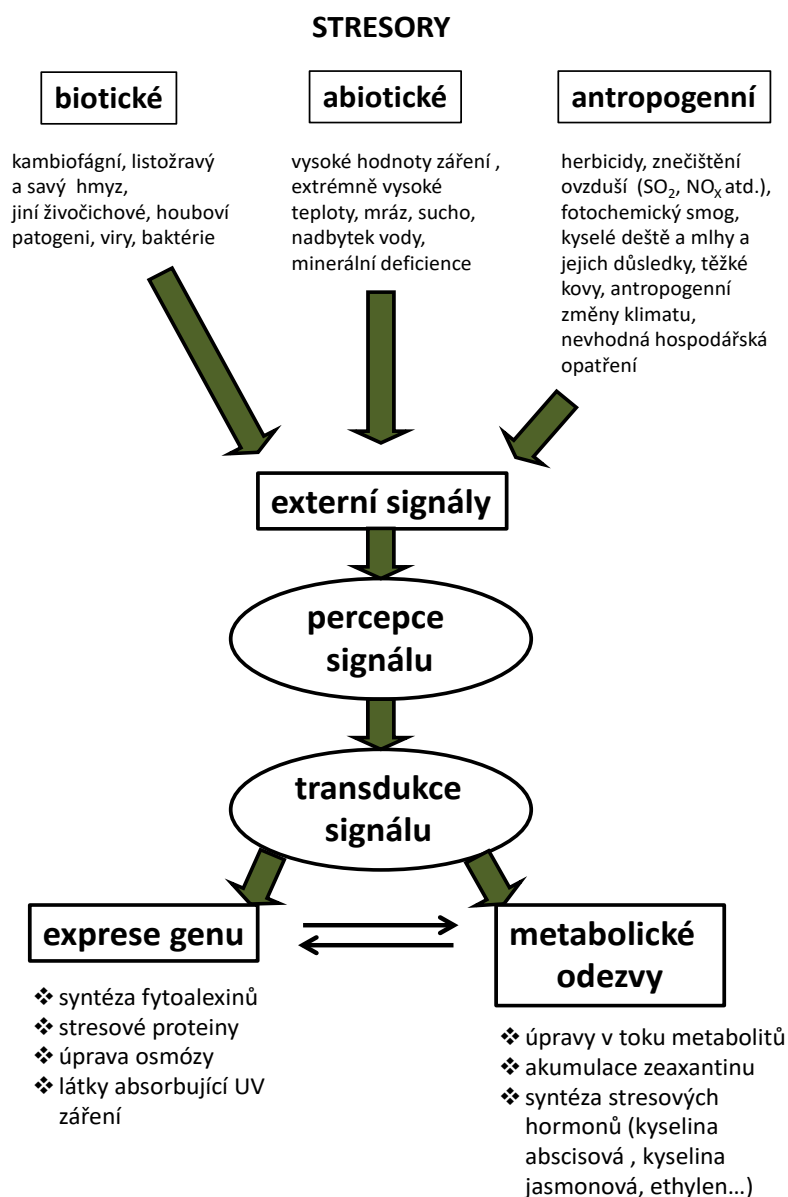


Fig. 11 Schéma percepce (příjmu) a transdukcí (přenos) stresového signálu vedoucí k metabolickým odpovědím a expresím genů, tj. k stresem indukované reakci rostliny (podle LICHTENTHALERA 2006, upraveno).

Během fáze obnovy (viz Fig. 10) jsou v rámci fenotypové plasticity určitého genotypu indukovány do značné míry nesespecifické restituční procesy (MCLAUGHLIN, PERCY 1999). K nejčastějším patří právě tvorba či aktivace stresových proteinů, dále dochází k tvorbě a odstraňování aktivních forem kyslíku v buňkách, k tvorbě stresových fytohormonů (například etylenu, kyseliny abscisové, jasmonové a polyamidů) a osmoregulačních sloučenin (například cukrů a polyalkaloidů). Příkladem stresových proteinů mohou být například „heat shock protein“ bílkoviny teplotního šoku (HSP). Většina HSP je v buňkách přítomna stále, aktivovány jsou až po náhlém zvýšení teploty a přispívají k zvýšení odolnosti rostlin. Napomáhají udržet správné prostorové uspořádání buněčných proteinů tím, že zabraňují změnám jejich molekulární struktury, čímž je chrání před denaturací a ztrátou funkčnosti (CUDLÍN 2009). Další takovou skupinou jsou například „anaerobic stress proteins“ (ASP) aktivované při nedostatku kyslíku.

Stresové proteiny patří k nejstarším bílkovinám vůbec. Vznikly pravděpodobně s prvními buňkami v horkém prostředí. Úloha bílkovin teplotního šoku v buňce je mnohostranná, základním úkolem však je ochrana správného prostorového uspořádání ostatních buněčných proteinů. Působí tak jako „strážci a průvodci“ ostatních bílkovin, což je důvodem pro to, že jsou také někdy označovány jako chaperony a chaperoniny – z francouzského un chaperon, tj. gardedáma. Proteiny teplotního šoku hrají významnou úlohu i za nestresových podmínek ve vývojových stádiích buňky, v buněčném cyklu, a tím ve výstavbě a funkci tkání.

1.1.4 Obranné reakce rostlin při působení biotických stresorů

Rostlina permanentně čelí působení biotických faktorů, ať již to jsou houby, bakterie a viry nebo kambixylofágní či herbivorní hmyz. Z tohoto důvodu se postupně vyvinuly obranné mechanismy, které chrání rostlinu před atakem patogenů či poškozením herbivory. Základní, tzv. konstitutivní obranu, zajišťují u rostlin především nesespecifické obranné mechanismy, jako jsou krycí pletiva, kutikulární vosky, korkové vrstvy, klejoprskyřice či fenolické sloučeniny. Konstitutivní obrana může být chemická i mechanická, morfologická i fyziologická. Mechanickou morfologickou obranou jsou například trny a trichomy. Trny znesnadňují či znemožňují konzumaci většími herbivory, trichomy brání pohybu, přichycení k povrchu a také kladení vajíček herbivorním členovcům. V některých případech však mohou trichomy herbivorům naopak pomáhat – poskytují samicím potřebnou oporu při ovipozici, mohou také mechanicky bránit přítomnosti parazitoidů. Velmi specifickou formou obrany rostlin je pak tvorba latexu, který stojí na pomezí mezi chemickou a mechanickou morfologickou obranou. Latex se vyskytuje nezávisle u několika skupin rostlin, vždy však spolu s množstvím morfologických adaptací. Na rostlinách produkujících latex se pak vyskytují převážně úzce specializovaní herbivoři.

Po překonání základní obrany atakujícím organismem se spouští obranné reakce, které jsou reakcí na prezenci poškozených či infikovaných pletiv. Jde o tzv. indukovanou obranu – nesespecifickou či specifickou odezvu na poškození či stres vyvolané herbivorem či patogenem. Indukované obranné mechanismy vznikly koevolučně – jsou důsledkem recipročních adaptací a mohou být přímé a nepřímé.

Přímá obrana může být chemická, mechanická, patří sem také mimikry (například napodobování snůšek vajíček rostlinou, jak tomu je u některých mučenek). Při chemické obraně rostliny svými metabolity negativně působí na atakující organismy, například brání průniku dalších patogenních jedinců do vnitřního prostředí, činí rostlinu nechutnou, snižují její výživnou hodnotu (vedou například k nepříznivému poměru dusíku a uhlíku), nebo jsou pro herbivory toxické. Většinou se však nejedná o látky, které by byly přímo jedy, spíše stěžují konzumaci a následné trávení rostlinných tkání. Nejznámějšími látkami z této skupiny jsou lignin a celulóza. K obranným látkám dále patří množství sekundárních metabolitů, jako jsou alkaloidy, terpeny, steroidy,

Indukovaná
obrana přímá

glukosinoláty, fenolické a kyanogenní sloučeniny. Jejich účinek může být různý, kromě výše zmíněných účinků může jít například o inhibitory enzymů vylučovaných patogenem. Protože se uplatňuje obecný princip akce–reakce, došlo postupně u řady atakujících druhů k přizpůsobením se k produkci těchto látek. Pro některé potravní specialisty tak nemusí být zmíněné sekundární metabolity škodlivé, mnozí z nich se je dokonce naučili využívat ve svůj prospěch – například některé housenky využívají rostlinou produkované toxiny pro svoji vlastní obranu (např. proti plísním).

K mechanickým obranným reakcím stojícím na rozhraní základní a indukované obrany náleží **kompartmentace** – systém tvorby bariér oddělujících poškozená či infikovaná pletiva nebo buňky od zdravých. Některé z těchto bariér vznikají a priori, jiné až v reakci na vznik poškození. SHIGO (1986) rozdělil tyto bariéry na čtyři základní typy:

- bariéry bránící vertikálnímu šíření vznikem okluzí (tj. ucpáním) cév thylami či pektinogely;
- bariéry bránící radiálnímu šíření směrem dovnitř (letokruhy);
- bariéry bránící laterálnímu (tangenciálnímu) šíření dřeňovými paprsky;
- bariéry, které se nově tvoří činností kambia jako reakce na poranění či infekci.

Při nepřímé obraně působí rostlina na herbivory prostřednictvím vlivu na populaci či populace predátorů a parazitoidů těchto herbivorů (Fig. 12). Většinou jde o produkci látek, které motivují predátory či parazitoidy, často jsou cíleně zaměřeny na obranu proti konkrétnímu druhu a někdy i instaru herbivorního hmyzu. Spouštěčem vylučování může být poškození herbivorem nebo nakladení vajíček na list či větvičku. Zpravidla rostlina nereaguje na pouhé mechanické poškození, k reakci je potřebná přítomnost herbivorního hmyzu. V literatuře lze nalézt také spekulace, že by rostliny mohly reagovat již na pouhý kontakt s hmyzem, prozatím však tento mechanismus nebyl exaktně doložen. Uvolňované látky přitahují predátory či parazitoidy, kteří pak snižují populační hustotu herbivorů.

Indukovaná obrana nepřímá

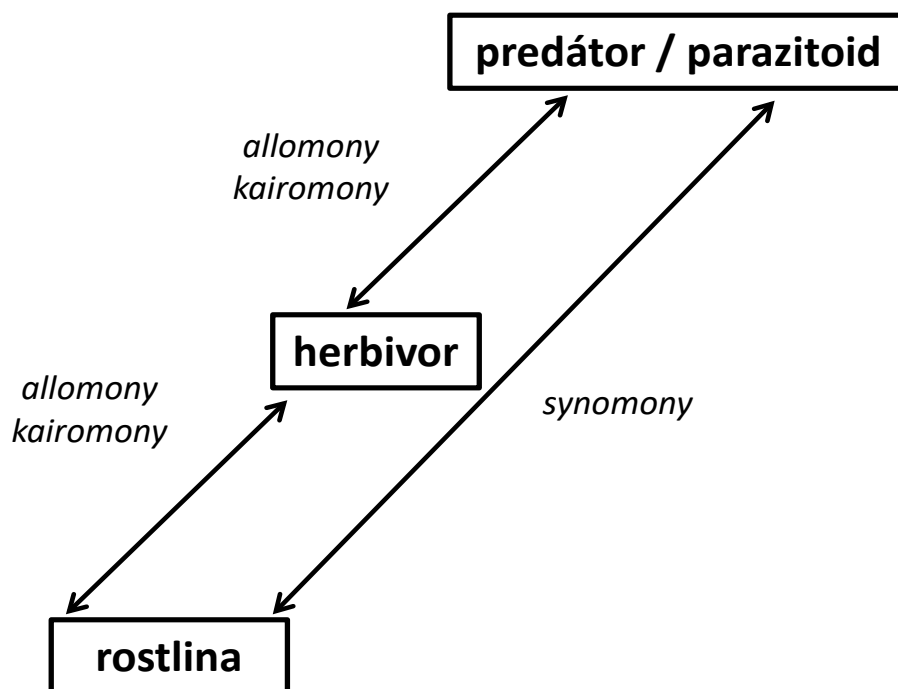


Fig. 12 Schéma chemické komunikace při realizaci přímé a nepřímé indukované obrany. Při přímé obraně rostlina vylučuje semiochemikálie ze skupiny allomonů (látky umožňující mezidruhovou komunikaci, z níž má prospěch vysílající), zároveň však vylučuje také tzv. kairomony, které předávají signály, z níž má prospěch příjemce; látky ze stejných skupin jsou využívány také v komunikaci herbivor–predátor. Při nepřímé obraně vylučují rostliny synomony (látky umožňující mezidruhovou komunikaci, z níž má prospěch vysílající i příjemce).

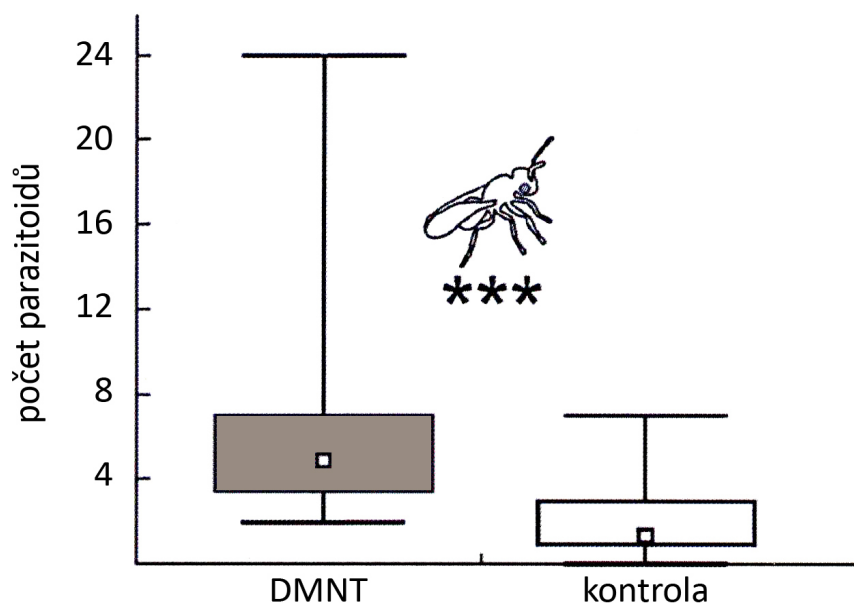


Fig. 13 Počet odchytených parazitoidů *Oomyzus gallerucae* chycených do pastí s atraktantem DMNT a kontroly bez něj. $N=20$ pastí každého typu. Pastí byly umístěny v párech v jilmovém porostu. Doba odchyty: 24 hodin. Wilcoxonův test: $***P \leq 0,001$ (převzato z BÜCHEL et al. 2011).

PŘÍKLAD NEPŘÍMÉ INDUKOVANÉ OBRANY JILMU HABROLISTÉHO (PODLE BÜCHEL et al. 2011)

Vaječná snůška bázlivce *Xanthogaleruca luteola* na listech jilmu habrolistého *Ulmus minor* vyvolává emisi směsi látek sestávající se z terpenoidů a dalších těkavých sloučenin. Tyto látky produkované listem přitahují k vajíčkům bázlivce pozornost specializovaného parazitoida chalcidky *Oomyzus gallerucae*. Uvolňování těchto látek přitom probíhá velmi sofistikovaně, zvýšená produkce byla zaznamenána již 3–4 hodiny po té, co se vajíčka objevila na listu, po 5 dnech díky inhibitorům syntézy (jako je např. fosmidomycin) již produkce klesala a 7 den poklesla na výchozí stav před ovipozicí. To plně koresponduje s délkou trvání stádia vajíček – po 7 dnech se již na listech objevují larvy a na jejich parazitoidy nemají tyto látky žádný účinek. Zjištěné terpenoidy patří mezi všudypřítomné volativní látky, které mohou být uvolňovány také jinými rostlinnými druhy (indukovaně i neindukovaně). Parazitoid si na ně přesto může dovolit spoléhat, a to pokud vyhledává herbivory v jilmovém porostu, kde je minimalizována pravděpodobnost vlivu jiného případného producenta těchto látek a kde tak tyto látky mohou být bez problémů využity k rozlišení jilmu s vaječnými snůškami a bez nich. Účinnost chemické komunikace byla ověřována porovnáním odchyty chalcidek do pastí s hlavním atraktantem s homoterpenem ϵ -4,8-dimethyl-1,3,7-nonatrien (DMNT) a odchyty do pastí bez atraktantu. Odchyt v pastích s atraktantem byl významně vyšší (Fig. 13).

Obranná reakce je obvykle vyvolána specifickými podněty, respektive látkami nazývanými elicitory. Elicitor je látka schopná vyvolat obrannou reakci v rostlině a aktivovat tak obranný mechanismus rostliny. Může to být látka patogenu vlastní nebo fragmenty poškozené buňky – oligosacharidy, peptidy, glykoproteidy, lipidické látky, atd. Podle způsobu napadení se v rostlině mohou aktivovat zpravidla dvě základní signální dráhy, dráha kyseliny salicylové při napadení patogenem a dráha kyseliny jasmonové při napadení herbivorním hmyzem (HEIL, BOSTOCK 2002). K aktivaci obranné reakce dochází obvykle navázáním elicitoru na receptor. Již pár minut po navázání se spouští tzv. rychlá fáze zahrnující syntézu aktivních forem kyslíku, otevírání iontových kanálů s následným tokem iontů přes membránu, změnu pH, depolarizaci membrány, syntézu NO, aktivaci specifických proteinkináz a hypersenzitivní reakci. Několik hodin po napadení rostliny následuje tzv. pomalá fáze zahrnující syntézu fytoalexinů, PR proteinů („pathogenesis related proteins“) a signálních molekul, mezi něž patří například kyselina salicylová, kyselina jasmonová a etylen. Zároveň dochází k rigidifikaci buněčné stěny tvorbou ligninu (CORDELIER et al. 2003).

Proteinkinázy jsou specifické enzymy, které katalyzují přenos fosfátu z ATP na postranní řetězec bílkovin.

Hypersenzitivní reakce – rychlá a přesně lokalizovaná smrt jednotlivých napadených buněk nebo tkání. Konečným důsledkem hypersenzitivní reakce je zánik napadené buňky i patogenu.

PR proteiny jsou malé proteiny, které nejsou ve zdravých, ale hromadí se v napadených rostlinách. Jen u některých je známa jejich biologická aktivita, u řady z nich není funkce známa, mnoho jich je také aktivováno až po spojení s jinými.



1.2 DYNAMIKA LESNÍCH EKOSYSTÉMŮ VE VZTAHU K STANOVIŠTI

1.2.1 Bionomické strategie druhů

Každý druh organismu získal evolucí soubor vlastností, které se ukázaly vývojově prospěšné a které se geneticky zafixovaly. Tento soubor vlastností nazýváme strategií resp. **bionomickou strategií (též životní strategie)**.

Poznanky týkající se strategií propracovali v druhé polovině 20. století američtí ekologové MAC ARTHUR, WILSON (1967), kteří za „strategii druhů“ považují geneticky fixované vlastnosti druhu, které se projevují podobnými nároky na prostředí. Rozlišují dvě skupiny druhů, a to: r- a K- strategie.

Druhy, které jsou schopné osídlit nově vznikající a opět zanikající biotopy, jsou přizpůsobeny na rychlé osídlení, rychlé využití volného prostoru a jsou schopné se rychle šířit do nových biotopů. Tyto druhy jsou označovány jako tzv. **r-stratégové** (v literatuře často označovány jsou „pionýrské“ druhy, jelikož osídlují nové jako tzv. pionýři nově vznikající biotopy). Jejich životní projevy vycházejí z charakteru biotopu, vyznačují se vysokou rozmnožovací schopností, rychlým vývojem, krátkověkostí a rychlým šířením. Biotopy, které osídlují, jsou dočasné nevyvážené ekosystémy a především iniciální stádia sukcesní řady. Druhy jsou schopné se velmi rychle šířit, avšak vůči K-stratégům se nemohou z důvodu silné konkurence prosadit. Jsou to druhy snadno přežívající s málo zranitelným genofondem.

Druhy, které jsou typické pro dlouhodobě konstantní prostředí, jsou přizpůsobeny maximálně rovnoměrně toto prostředí využívat a tedy přizpůsobeny kapacitě prostředí. Tyto druhy označujeme jako tzv. **K-stratégové**. Jsou typičtí svou dlouhověkostí, mají poměrně malou rozmnožovací schopnost, pomalu se šíří a také se nepřemnožují. V nárocích na prostředí jsou velmi vyhranění, ve svých počtech málo kolísají. Typická je jejich dominance v trvalých ekosystémech (např. lesy), kde jsou ve velmi silné mezidruhové konkurenci, ale začlenění do složitých společenských struktur.

Každý druh má svou určitou strategii, v celé škále tzv. **r-K kontinua** od typických r-stratégů přes celou škálu přechodných strategií, do nichž patří většina druhů, až po typické K-stratégové. Obecně však lze dlouhověké živočichy, a z rostlin většinu stromů označit jako K-stratégové, a naopak malé druhy živočichů a pionýrské druhy rostlin jako r-stratégové.

Složitější klasifikaci binomických strategií propracoval britský botanik J. P. GRIME (1981). Taktéž považuje za strategické uchovávat ty vlastnosti, které se evolučně osvědčily jako výhodné pro přežívání a šíření druhu, a ty jsou pak u jednotlivých druhů geneticky fixovány. V tomto pojetí, ovšem nejsou klíčové způsob reprodukce a šíření, ale všechny způsoby, jak jsou druhy schopné reagovat na vlivy prostředí, které omezují jejich život, především tvorbu biomasy.

Princip této koncepce je založen na typizaci způsobů, jak se jednotlivé druhy vyrovnávají s narušováním své existence při působení limitujících faktorů prostředí. Hlavním hlediskem je tvorba biomasy resp. její narušování, či ztížení její tvorby. Za limitující faktory jsou považovány (a) stres, (b) disturbance a (c) konkurence.

Za stres se v tomto kontextu považuje nadměrné (chronické) omezování tvorby biomasy, bez její přímé likvidace (destrukce). Například jde o extrémní teploty (vysoké

Bionomie je definována jako nauka o způsobu života rostlin a živočichů, zejména o průběhu jejich vývojového cyklu a životních projevech.

Strategie (z řeckého *strategos*, generál < *stratos* (vojsko, výprava) + *agein*, vést) je dlouhodobý plán činností zaměřený na dosažení nějakého cíle.

r-K strategie

C-R-S strategie

Rozdíl mezi „r-K“ (MAC ARTHUR, WILSON 1967) a „**C-R-S**“ (GRIME 1979) koncepcemi bionomických strategií spočívá především v jejich využití. Jednoduchá „r-K“ koncepce je využitelná při porovnání dvou druhů tj. relativní porovnání jejich bionomických vlastností, a jejich hodnocení do které části r-K kontinua druhy zapadají. Druhá „C-R-S“ koncepce umožňuje zařadit každý druh organismu do jedné ze skupin dle odolnosti vůči stresu a disturbanci (narušování), a tím odhodnotit jejich bionomické vlastnosti.

SoLT – Soubor lesních typů (HOLUŠA, ZOUHAR 2012) představuje základní aplikační jednotku Lesnicko-typologického klasifikačního systému, která spojuje lesní typy podle ekologické příbuznosti, podle jejich fytoecologické podobnosti podrostu. Soubory lesních typů vznikají **kombinací vegetačního stupně a edafické kategorie** (kromě edafické kategorie L – lužní, U – úžlabní, R – rašelinná). Z hlediska přirozené druhové skladby dřevin jsou Soubory lesních typů mapovacími jednotkami rekonstrukčních přehledných map. V praxi je používána pro soubor lesních typů zkratka SLT, ovšem tuto zkratku použil v geobiocenologickém systému ZILATNÍK (1959) pro jednotku Skupina lesních typů, může dojít k záměně a nesprávné interpretaci.

Fig. 14 Společenstvo bohaté jedlové bučiny SoLT 5B, pozn.: vlastní vodoteč společenstva Vlhké jasanové javořiny SoLT (5)U se zastoupením C-stratégů jako hlavních edifikátorů – buk lesní, jedle bělokorá, javor klen. Moravskoslezské Beskydy – masív Lysé hory, NPR Mazák. Foto: O. Holuša.

i nízké), s nimi spojenou krátkou vegetační dobu, nedostatek vláhy, nadbytek vody, a různé kombinace těchto jevů). Za disturbanci (narušování) je považováno takové narušování, které vede k přímé destrukci vytvořené biomasy (např. přeplování povodněmi a tím spojená destrukce vegetace, ledové dřenice při jarních povodních, větrná eroze, ledovka, obrus ledovými krystalky, pastva, okus...). Základem této koncepce je myšlenka, že energie, kterou spotřebovává druh či společenstvo na kompenzaci stresu s vysokou intenzitou se pak už nedostává na kompenzování disturbance, a naopak. Druhy či společenstva, které by byly schopny odolávat vysokému stupni stresu a zároveň vysoké disturbanci neexistují. Vzájemnou kombinaci těchto vlivů jsou pak vymezeny tři rozdílné ekologické situace s odpovídajícími strategiemi druhů a tím i vlastnostmi druhů a společenstev:

- **malý stres a malá disturbance** -> **C-konkurenční stratégy**, relativně rychle rostoucí a velcí; situace tedy představuje příznivé ekologické podmínky pro organismy, kdy se může uplatnit vzájemná konkurence jako základní faktor omezující jejich růst a rozšiřování populací tzn. disturbance jsou řídké, zdroje velmi hojné, vznikají přehuštěná společenstva různých populací;
- **velký stres a malá disturbance** -> **S-stresu odolní stratégy**, pomalu rostoucí a malí; situace představuje nepříznivé ekologické podmínky, zdroje jsou omezené, proto i fotosyntetická produkce je omezená, disturbance jsou výjimečné;
- **malý stres a velká disturbance** -> **R-ruderální stratégy**, rychle rostoucí a malí; situace představuje ekologické podmínky s intenzivním narušováním, zdroje jsou však hojné;



C-konkurenční stratégy jsou druhy tvořící společenstva, která se vyznačují vysokou schopností mezidruhové konkurence. Druhy, které mají tyto schopnosti, jsou typické svou výškou, dlouhověkostí, velkou plochou, hustým zápojem asimilační orgánů, vysokou růstovou rychlostí, vysokým objemem biomasy. C-stratégy se prosazují

v podmínkách s dostatkem zdrojů (jak vody, tepla, tak minerálních živin), tedy v podmínkách bez stresu (omezující růst a šíření druhů), a také bez disturbancí (narušování biomasy). Ze střeoevropských druhů sem náleží buk lesní (*Fagus sylvatica*), jedle bělokorá (*Abies alba*), dub letní (*Quercus robur*), dub zimní (*Quercus petraea*), a tedy společenstva, která vytvářejí – tj. doubravy (*Querceta* s. lat.), bučiny (*Fageta* s. lat.) a jejich přechodná společenstva např. dubové bučiny (*Querci-fageta* s. lat.), či jedlové bučiny (*Abieti-fageta* s. lat.) (viz. Fig. 14).



Edifikátor – druh s určujícím postavením tj. determinant, v dané biocenóze resp. geobiocenóze; jsou to zpravidla dominantní producenti, kteří určují hlavní tok energie, koloběh minerálních látek a svou přítomností vytvářejí mikroklimatické podmínky společenstva. Ve střeoevropských podmínkách se jedná o stromovité druhy dřevin – duby (*Quercus* sp.), buk lesní (*Fagus sylvatica*), jedle bělokorá (*Abies alba*), smrk ztepilý (*Picea abies*) aj.

Fig. 15 Společenstvo skeletové smrčiny (SoLT 8Y, v pravé části obrázku) a společenstvo skeletové kleče (SoLT 9Y, v levé části obrázku) se zastoupením S-stratégů jako hlavních edifikátorů – smrk ztepilý, borovice limba, s jednotlivým výskytem břízy karpatské resp. borovice kleče. Vysoké Tatry – Mengusovská dolina. Foto: O. Holuša.



Fig. 16 Společenstvo blatkového boru (SoLT OR) se zastoupením S-stratégů jako hlavních edifikátorů – borovice blatka s jednotlivou příměsí smrk ztepilého. Hrubý Jeseník – rašeliniště Rejvíz, Malé mechové jezírko. Foto: O. Holuša.

„bory“ – lesní společenstva, kde hlavním edifikátorem jsou druhy rodu borovice (*Pinus* sp.) – především borovice lesní (*Pinus sylvestris*), borovice blatka (*Pinus uncinata*). Bory borovice kleče (*Pinus mugo*) pak tvoří samostatná společenstva klečového (9.) vegetačního stupně.

Lesnicko-typologický klasifikační systém společenstva s přirozenou účastí borovice lesní a borovice blatky, jako edifikátorů, řadí do jednotek mimo vegetační stupňovitost označovaných číslicí „0.“ (nejedná se o „nultý“ vegetační stupeň (!), ale společenstva, která nemají vazbu na vegetační stupeň tj. vyskytující se napříč vegetačními stupni).

Bory v pravém slova smyslu, jsou společenstva kde borovice lesní či borovice blatka má postavení dominantního edifikátora. Jsou to společenstva vzácná, vyskytující se jen ostrůvkovitě na extrémních stanovištích – např. skály, sutě (SoLT OZ – reliktní bor, OY – skeletový bor), nebo na rašeliništích (SoLT OR – rašelinný bor, příp. specifický lesní typ blatkový bor). V současné praxi jsou k „borům“ chybně řazeny rozsáhlé plochy kulturních tzn. změněných porostů borovice lesní např. v Třeboňské pánvi (cf. ZEMAN 2011).

Fig. 17 Společenstvo topolového luhu (SoLT (1)U) typické rozsáhlými disturbancemi způsobované vlastním tokem řeky (povodně a přeplavování několikrát během roku), štěrkopískové lavice jako iniciační stádium společenstva se zastoupením R-stratégů. Proskovice – řeka Odra. Foto: O. Holuša.

S-stresu odolní stratégové jsou druhy tvořící společenstva, která se přizpůsobila nepříznivým podmínkám pod vlivem stresu, kde je limitujícím faktorem jsou minerální výživa, záření, dostupnost vody, a druhy tak mají velmi ztíženou tvorbu biomasy, avšak není zde vytvořená biomasa významně narušována. Znaky druhů, které jsou adaptovány na stresy různého charakteru, jsou pomalý růst, nízká produkce, dlouhověkost, vytrvalé asimilační orgány a také ukládání množství asimilátů do podzemních rezerv. Druhy s touto strategií se prosadí v neproduktivních ekotopech s výrazně limitujícími faktory. Z evropských druhů a společenstev jsou to arktická a alpská společenstva, či společenstva extrémně chudých biotopů, slanomilná společenstva, či rašeliništní společenstva. Ze středoevropských dřevin lze zařadit do této skupiny borovici limbu (*Pinus cembra*), borovici kleč (*Pinus mugo*), borovici lesní (*Pinus sylvestris*), smrk ztepilý (*Picea abies*) a jalovce (*Juniperus* sp.) a jejich společenstva, která vytváření – tj. smrčiny (*Piceeta* s.lat.) a bory (v pravém slova smyslu tj. *Pineta* s.lat., *Mugheta* s.lat., viz Fig. 15, 16).

R-ruderální stratégové jsou druhy tvořící společenstva, která jsou schopna odolat vysoké intenzitě narušování biomasy (disturbanci), avšak bez působení stresu. Druhy této strategie se vyznačují velkou reprodukční schopností, rychlou tvorbou biomasy, relativně malým podílem odumřelé biomasy, a také přežívání ve formě semen a plodů. Do této strategie lze zařadit druhy a společenstva břehů řek (viz Fig. 17), jezer, moří, mokřadů nebo silně sešlapávaných biotopů.



Mezi jednotlivými strategiemi existují i skupiny přechodné C-S, C-R, S-R strategie tj. podle intenzity jednotlivých faktorů (viz Fig. 18). Zařazení středoevropských druhů dřevin spadá do levé části trojúhelníkovitého schématu tj. v prostoru mezi S- a C-strategiemi. Hlavní edifikátory našich společenstev – buk lesní, dub letní, dub zimní, jedle bělokorá spadájí do skupiny C-stratégů (viz výše), smrk ztepilý, borovice lesní,

borovice kleč do skupiny S- strategií. Mnoho druhů dřevin např. habr obecný, lípa malolistá, lípa velkolistá lze zařadit do skupiny C-S strategií, a naopak některé druhy typické pro narušovaná prostředí (viz. Fig. 18) topol černý, topol bílý, vrby pak do skupiny C-R či C-S-R- strategií.

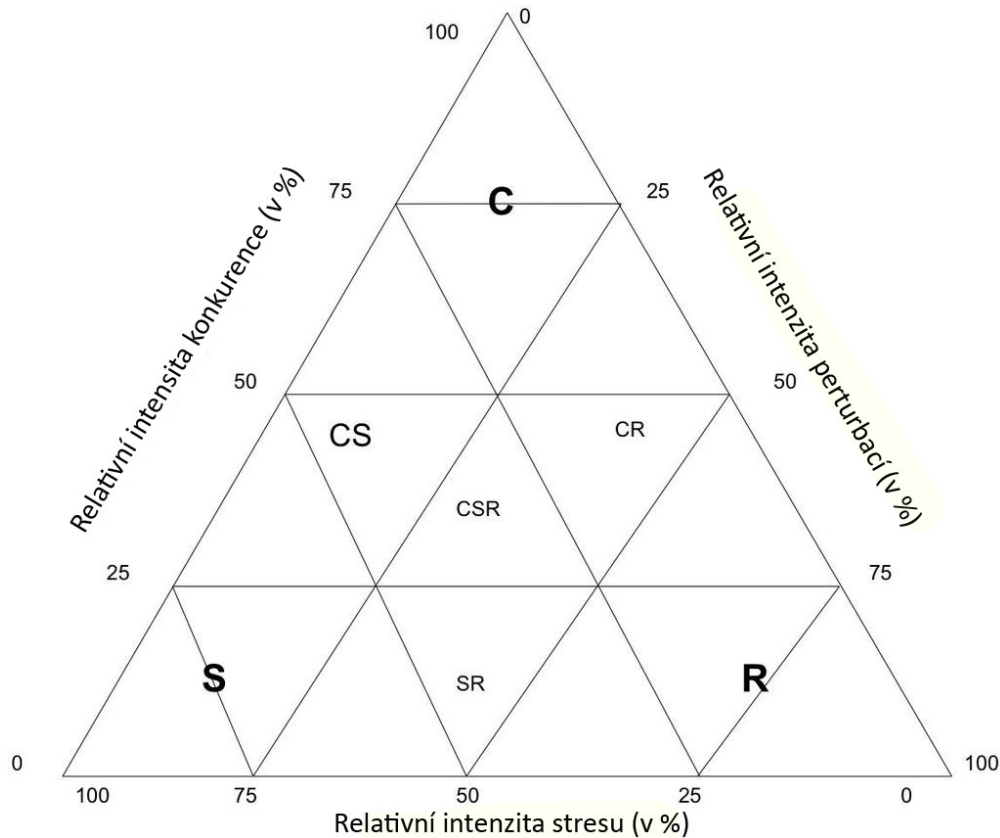


Fig. 18 Schéma strategií znázorňující schopnosti druhů a společenstev odolávat konkurenci, stresu a disturbance (dle Grime 1981), strany trojúhelníku odpovídající relativnímu významu tj. intenzity působení konkurence (levá strana), disturbance (pravá strana) a stresu (základna trojúhelníku). Ve vrcholech trojúhelníku jsou umístěny základní biotomické strategie (C, R, S), ve středu stran resp. ve středu trojúhelníku strategie přechodné (C-S, C-R, S-R, resp. C-S-R). Dle GRIME (1977), upraveno dle MÍČHALA (1994).

1.2.2 Sukcese ekosystémů

Sukcese je jedním ze základních pojmů ekologie již od počátku 20. století. CLEMENTS (1916) formuloval zákonitosti, podle nichž se všechny místa na zemském povrchu pokrývají vegetací (vegetace chybí pouze v extrémních podmínkách z důvodu nevhodné teploty, vláh, chemismu aj. faktorů). Základní rysy sukcese pak definoval ODUM (1971):

1. sukcese je **postupný zákonitý sled změn druhového složení biocenózy** a jejich energomateriálových toků, který vede v záměnu jednoho ekosystému druhým, tento sled vede určitým směrem;
2. sukcese je **výsledkem změn abiotického prostředí, které vyvolává biocenóza**; ekotop je rozhodující pro začátek sukcese (z hlediska místa i času), jak rychle probíhá a případně až kam probíhá (viz. viz kapitola 1.2.3), samotný průběh sukcese udává biocenóza;
3. sukcese **končí závěrečným ekosystémem**, v kterém je na jednotku dosažitelného toku energie uchováno nejvíce biomasy (anebo vysoký obsah informace) a vytvořeno nejvíce symbiotických vztahů mezi organismy dané biocenózy;

Definice sukcese

Změny odehrávající se v průběhu sukcese

Primární sukcese představuje relativně dlouhodobý (několik století až tisíciletí) proces postupných změn prostředí, které doposud nebylo ovlivněné biocenózou. Tyto změny jsou způsobovány spontánně se vyvíjejícími společenstvy (např. vzniklé morény po ústupu ledovce, vyvátý písečný přesyp, nově vzniklý lávový proud, nově vzniklá štěrková lavice, či výsyvky).

Sekundární sukcese představuje relativně kratší proces obnovy kteréhokoliv ze stádií primární sukcese poté, co příslušné stádium bylo zničeno přírodní katastrofou (např. působení vichřice, požár aj.) či lidským působením. Sekundární sukcese probíhá v prostředí, kde byla zachována půda se zásobou diaspor (semena, výtrusy rostlin, či vajíčka nebo zárodky aj.).

Sukcese není vývojem téhož ekosystému, ale jedná se o záměnu různých ekosystémů. Tato následnost ekosystémů v určitém prostoru a za určitého podnebí zahrnuje různé změny, které rozřídil podle bioindikace rostlinnými společenstvy MORAVEC (1969):

1. **Náhlé změny** rozsáhlé intenzity, po nichž ekosystém zaniká nebo se uchovává těžce narušený. V druhém případě začíná sukcese teprve až po odeznění intenzity faktoru, tj. sukcese začíná zcela „od začátku“ jako tzv. **primární sukcese**, nebo jako regenerace původního ekosystému jako tzv. **sekundární sukcese**.
2. **Postupné změny** –
 - a. **periodické změny**, které se projevují jako změny složení biocenóz nebo jako cyklické opakování různých biocenóz;
 - a1. nahodilé změny – fluktuace okolo průměrné hodnoty, způsobené kolísáním vnějších faktorů (např. kolísání klimatických veličin, nebo kolísání frekvence záplav);
 - a2. cyklické změny – periodicky se opakující změny vnitřní struktury biocenóz nebo cykly několika biocenóz (např. generační cykly přírodních lesů);
 - b. **směrové změny** se projevují jako záměna jedné biocenózy druhou tj. sukcese v širším slova smyslu;
 - b1. adaptivní změny vyvolané vnějšími faktory, které jsou nezávislé na aktivitě biocenózy, která je nemůže ovlivnit, proto přizpůsobení nastává změnou v biocenózu jinou (jedná se o přizpůsobení: i. změny podnebí, ii. změny edafických faktorů anebo iii. změny lidské činnosti) – **allogenní sukcese** (TANSLEY 1929);
 - b2. sukcese v úzkém slova smyslu tzv. **autogenní sukcese** (TANSLEY 1929) zahrnuje změny vyvolané vlastní aktivitou biocenózy, která tak mění své vlastní prostředí tak, že se stává vhodné pro jinou biocenózu a tak pak nahradí biocenózu současnou.

Sukcese začíná tzv. iniciálním stádiem a končí závěrečným tzv. **klimaxovým stádiem** (viz kapitola 1.2.3). Klimax je dán makroklimatickými podmínkami krajiny a vývojově vyspělým stavem půdy, který odpovídá příslušným makroklimatickým podmínkám – pak se jedná o tzv. **klimatický klimax** (viz Fig. 14). Pokud půdní podmínky neumožňují tvorbu vyspělých půd, vzniká tzv. blokované sukcesní stádium nebo též tzv. **edafický klimax**, u kterého je další vývoj zbrzděn resp. zastaven půdními podmínkami (např. společenstva borů (viz Fig. 21), skalní lesostepi, lužní lesy v nivách vodotečí (viz Fig. 14, 19), aj.)

Při sukcesi probíhají následující strukturální a funkční změny ekosystémů (ODUM 1971):

- celková biomasa společenstva stoupá a v závěrečném stádiu (klimaxu) dosahuje nejvyšší hodnoty;
- stoupá pokryvnost a listová plocha, vyplnění prostoru se zvyšuje a tím i využití dopadající sluneční energie primárními producenty;
- dominance r-stratégů (viz kapitola 1.2.1) zaměřených na rychlý růst se přesouvá ke K-stratégům (viz kapitola 1.2.1) druhům zaměřených na mezidruhovou konkurenci;
- celková hrubá produkce biomasy stoupá a po kulminaci se při mírném poklesu v klimaxovém stádiu stabilizuje, hrubá produkce vztážená na jednotku biomasy klesá a v klimaxovém stádiu se taktéž ustálí;
- čistá produkce se v klimaxovém stádiu blíží nule, jelikož roční přírůstek biomasy se rovná jejímu odumírání a ztrátám respirací v průběhu roku;

- rozklad opadu je v průběhu sukcese stále významnějším faktorem pro tvorbu půd; obsah humusu a celkového dusíku v půdě stoupá, význam opadu při poutání a uvolňování živin v ekosystému také stoupá; množství živin vázaných v živé i odumřelé biomase vrcholí v klimaxovém stádiu;
- struktura celého ekosystému se během sukcese komplikuje a vrcholí v klimaxovém stádiu; druhové bohatství vrcholí ve středních stádiích sukcese, v závěrečném stádiu klesá;
- rychlost výměny živin mezi biotickým a abiotickým subsystémem zprvu roste, v pozdních stádiích sukcese klesá; minerální koloběhy se v průběhu sukcese uzavírají, výstupy z ekosystému v klimaxovém stádiu jsou minimální.

Autogenní sukcese ekosystémů (sukcese v úzkém smyslu) je výsledkem interakcí mezi biocenózou a ekotopem. Projevuje se tendencí vyrovnávat vznikající nerovnováhy biocenózy a ekotopu. Dynamika záměn ekosystémů v sukcesní řadě se projevuje nejzřetelněji přestavbou struktur biocenózy. Příčinou této přestavby jsou změny ve výměně hmot a energií, tedy změny energomateriálového toku. Rovnost vstupů a výstupů ekosystémů vede ke kvazistacionárnímu stavu (tj. přibližně stacionární, tedy stav s minimálními odchylkami zvolených charakteristik), který je typický pro závěrná stadia sukcese. **Naopak nerovnost vstupů a výstupů vede k sukcesi a je jejím spouštěcím mechanismem.** Z bioenergetického pohledu je příčinou sukcesy nerovnováha mezi příjmem a výdejem energie a hmot v ekosystému.

Pokud se na sukcesi podíváme jako na trasu samovolného vývoje ekosystému v pojetí homeorhézy (viz kapitola 1.1.1), rozeznáme v ní kvalitativně rozdílná stadia vybavená určitou úrovní homeostázy, která tedy působí proti strukturním změnám ekosystému.

V průběhu sukcese tedy působí dva protichůdné vektory:

- akumulace biomasy a informace, které vedou k progresivním změnám ekosystémů;
- homeostatické mechanismy, které působí proti změnám ekosystému ve smyslu uchování daného sukcesního stadia.

V průběhu autogenní sukcese dochází v ekosystému k akumulaci živé i mrtvé organické hmoty až po určitou hladinu, která je dána stanovištními podmínkami tedy limity, na které se pak ustálí rovnováha. Bilance energie a hmot se na dostatečně velké ploše blíží nule (tomu odpovídá dynamická rovnováha klimaxů). Sled sukcesních stádií a závěrečného stadia je dán zastoupením edifikátorů daných ekosystémů tj. dřevin, jejichž výskyt zastoupení je dán charakterem stanovištních podmínek. Ve středeoevropských lesích sled sukcesních stádií může probíhat podle tří základních typů (A, B, C), výjimečně při sukcesi může docházet k hromadění odumřelé organické hmoty (typ D – ekosystémy s tendencí k rašelinění), viz dále.

A – sukcese s trvalou existencí pionýrských dřevin – olšiny (*Alneta s.lat.*), bory (*Pineta s.lalt.*) a březiny (*Betuleta s.lat.*)

Typ sukcese, který je vázán na extrémní polohy, avšak jedná se o lesní společenstva. Závěrečným stádiem může být lesní porost s rozvoněným řídkým zápojem, místy až soliterní stromy pionýrských dřevin (r-strategů v koncepci r-K kontinua). Z důvodu extrémních podmínek se jedná o blokované sukcesní stádium.

Iniciální stádium představuje řídké bylinné, travinné nebo keříčkové společenstvo, které postupně spontánně zarůstá pionýrskými dřevinami tj. r-strategy. Druhy dřevin jsou dány charakterem ekotopu – minerální bohatostí, zásobením vodou. Na minerálně chudých stanovištích a suchých se uplatní borovice lesní (*Pinus sylvestris*), bříza bradavičnatá (*Betula pendula*), na minerálně chudých a mokřých stanovištích

Autogenní sukcese

Základní typy autogenní sukcese podle vlastností dřevin (THOMASIIUS 1995)

Olšiny (*Alneta s.lat.*) – v lesnicko-typologické klasifikaci společenstva olšin jsou vázána na edafickou kategorii L – luhy, popřípadě edafickou kategorii G – podmáčená středně bohatá a T – podmáčená chudá. V edafické kategorii L jsou olšiny charakterizovány SoLT (3) L – jasanová olšina, (5)L – montánní jasanová olšina a (6)L – luh olše šedé (pozn. čísla u těchto SoLT jsou v závorce z toho důvodu, že se nejedná o vegetační stupeň ale jen o pořadové číslo). Edafická kategorie G zahrnuje azonální společenstvo olšin SoLT (1)G – vrbová olšina, a edafická kategorie T zahrnuje azonální společenstvo SoLT (1)T – březová olšina.

Březiny (*Betuleta s.lat.*) – v lesnicko-typologické klasifikaci společenstva březin jsou vázána na edafickou kategorii R – rašelinnou, specifický lesní typ SoLT OR.

se uplatní borovice blatka (*Pinus uncinata*) a bříza pýřitá (*Betula pubescens*). Na minerálně bohatých a suchých stanovištích se uplatní topol osika (*Popul tremula*), na bohatých a mokřích stanovištích se uplatní olše lepkavá (*Alnus glutinosa*), olše šedá (*Alnus incana*). V širokém spektru ekologických podmínek se jako pionýrské dřeviny mohou uplatňovat jeřáb ptačí (*Sorbus aucuparia*) a vrba jíva (*Salix caprea*).

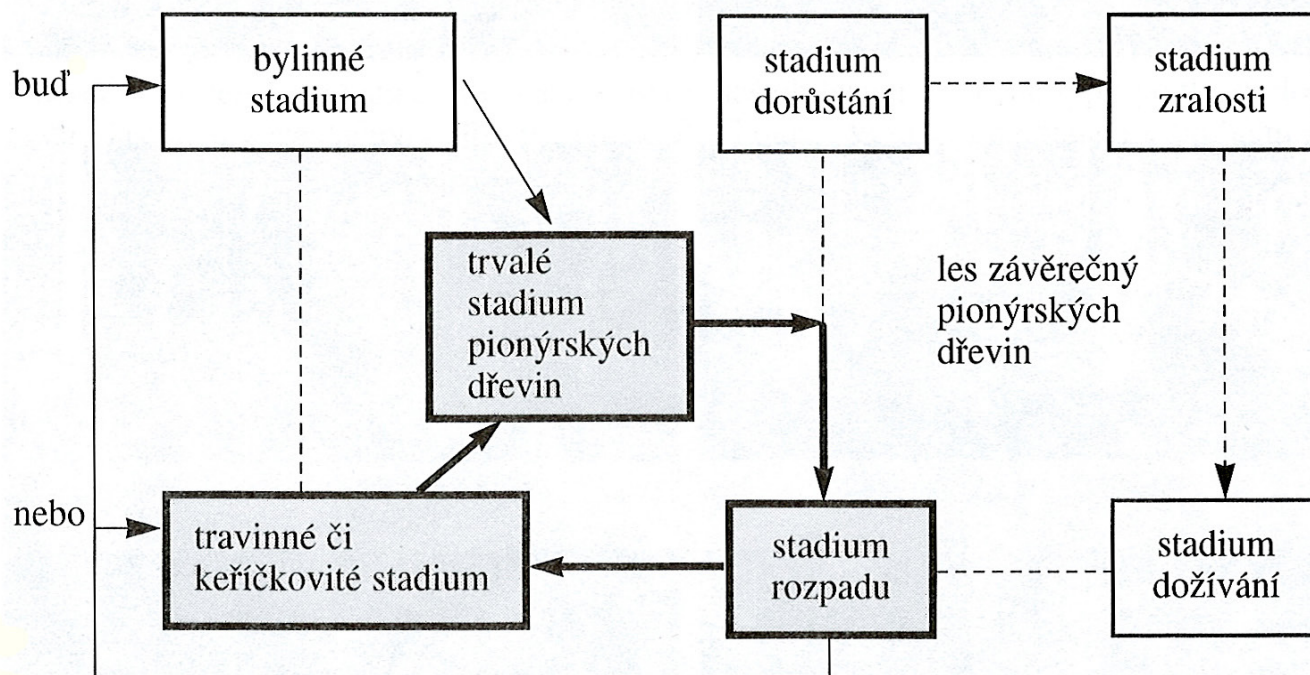


Fig. 19. Schéma sledu sukcesních stádií v sukcesi s trvalou existencí pionýrských dřevin (MÍCHAL, PETŘÍČEK 1999).

Fig. 20 Společenstvo jasanové olšiny (SoLT (3)L) se zastoupením hlavních edifikátorů olše lepkavé (*Alnus glutinosa*), jasanu ztepilého (*Fraxinus excelsior*). Jedná se o stanoviště minerálně bohaté a mokré, typickým blokujícím faktorem je hydrologická dynamika vodoteče, která vede k vytvoření půdního typu fluvizemě s typickým znakem opakovaného přeplování během roku. Českomoravská vrchovina – Želetice. Foto: O. Holuša.



Pokud trvalé podmínky stanoviště (půdní prostředí – např. půdní typy litozemě, rankry) vylučují nástup náročnějších nebo klimaxových dřevin, společenstva se obnovují v rozpadovém stádiu generace pionýrských dřevin opět pionýrskými dřevinami (viz Fig. 19). Podle charakteru trvalých podmínek, ale i dynamiky hydrických podmínek, tento typ sukcese vede k závěrečným lesům charakteru **olšín** (*Alneta s.lat.*) (viz Fig. 20), **borů** (*Pineta s.lat.*, viz Fig. 21) a **březin** (*Betuleta s.lat.*).



Vegetační stupňovitost přirozené vegetace (HOLUŠA, ZOUHAR 2012) je jev změn druhové skladby přírodních fytoocenóz včetně jejich edifikátorů se změnou mezoklimatu ve vertikálním směru v určitém geografickém celku. Často se výšková stupňovitost vyjadřuje podle orografie terénu v tzv. geografických stupních. Pokud se bere v úvahu souvislost sledu rozdílů vegetace se sledem rozdílů výškového a expozičního klimatu, jedná se o vegetační stupeň (ZLATNÍK 1975, 1976).

Fig. 21 Společenstvo reliktního boru (SoLT OZ) v zonálním 6. (smrko-bukovém) vegetačním stupni se zastoupením edifikátorů borovice lesní (*Pinus sylvestris*) s příměsí břízy bradavičnaté (*Betula pendula*). Blokujícím faktorem je extrémnost půdního prostředí – půdní typy litozemě, ranky bez humusové vrstvy, popř. s hromadějící se vrstvou surového humusu s minimální humifikací. Ukrajinské Karpaty – Horhany – Kremenec. Foto: O. Holuša.

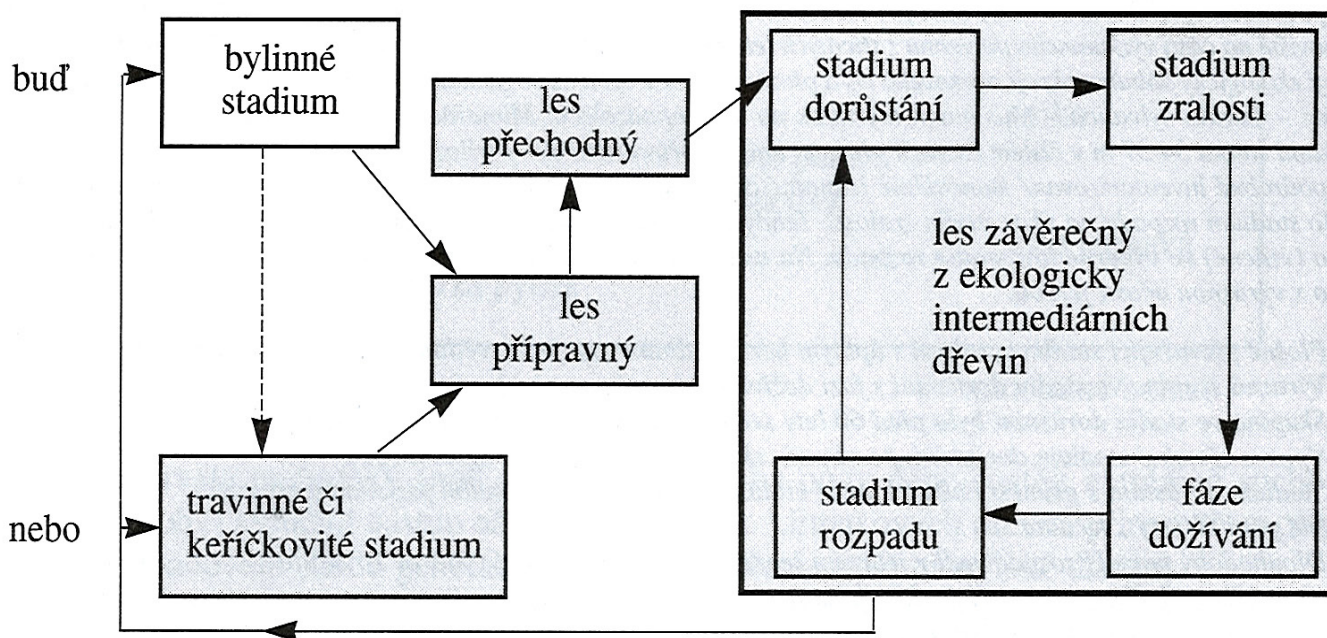
B – sukcese lesa s dřevinami intermediárního typu – doubravy (*Querceta s.lat.*) a smrčiny (*Piceeta s.lat.*)

Tento typ sukcese je vázán na polohy či stanoviště, kde chybí z ekologických či migračních důvodů stinné klimaxové dřeviny. Uplatňuje se na velmi rozmanitých stanovištích, probíhá přes fázi **přípravného lesa** (viz kapitola 1.2.4) různého složení – viz pionýrské dřeviny u typu A. Složení přípravného lesa je významné různou produkcí opadu, jeho minerálním složením a rozložitelností apod. Přípravný les ve fázi stárnutí (cca věku 50–80 let) **začne být podrůstán dřevinami středních (intermediárních) vlastností** (viz. Fig. 22) – jako jsou duby (*Quercus* sp.), lípa malolistá (*Tilia cordata*), lípa velkolistá (*Tilia platyphyllos*), jasan ztepilý (*Fraxinus excelsior*), habr obecný (*Carpinus betulus*), z části také jilm habrolistý (*Ulmus carpinifolia*), jilm horský (*Ulmus glabra*), javor babyka (*Acer campestre*), javor klen (*Acer pseudoplatanus*), javor mléč (*Acer platanoides*) a smrk ztepilý (*Picea abies*). Ve stádiu zralosti tyto dřeviny nabývají převahu nad krátkověkými pionýrskými dřevinami přípravného lesa. Jednotlivá sukcesní stádia lesa závěrečného se střídají na menších ploškách. Trvání stádia a fází je díky dlouhověkosti druhů dřevin podstatně delší než u typu sukcese A, ale probíhá na souvislejších plochách než u typu sukcese C. Sukcese typu s intermediárními dřevinami probíhala spontánně v oblasti doubrav tj. 1. dubového vegetačního stupně (společenstvo *Querceta s.lat.*) (viz Fig.

Vegetační stupeň dle HOLUŠI a ZOUHARA (2012) je plošně převažující klimaxovou geobiocenózu respektive biocenologickou (geobiocenologickou) stavební jednotku, která odráží vliv klimatu na složení chthonofytické synuzie biocenóz (geobiocenóz) a která je tímto složením determinovaná. Vegetační stupně jsou určeny diferenciačními druhy, kterými jsou na prvním místě stromovité, popř. křovité determinanty synuzie hlavní úrovně původních lesních a křovitých biocenóz, které reagují rozhodným způsobem na délku vegetační doby a na negativní jevy klimatu (upraveno podle ZLATNÍKA 1959; KRÁLÍČKA a POVLNÉHO (1978) a RANDUŠKY et al. 1986). Pro vegetační stupně je nejvýznamnější hodnocení ekologického projevu diferenciaální

druhové kombinace segmentů „vůdčích“ řad, kde rozdílnost vlivu klimatu na složení dřevinné a podrostové synuzie je nejméně rušena lokálním nedostatkem vody, anebo naopak, jinou než atmosférickou lokální vodou.

23), a 2. buko-dubového vegetačního stupně (společenstvo *Fagi-querqueta* s.lat.), a smrčin (tj. bukových smrčin (7. buko-smrkový vegetační stupeň, společenstvo *Fagi-piceeta* s.lat.) a smrčin tj. 8. smrkového vegetačního stupně (společenstvo *Piceeta* s.lat.) (viz Fig. 24).



katastrofický rozpad (zřídka)

Fig. 22 Schéma sledu sukcesních stádií v sukcesí s dřevinami intermediárního typu (MÍCHAL, PETŘÍČEK 1999).

Fig. 23 Společenstvo sprašové habrové doubravy (SoLT 1H) se zastoupením intermediárních dřevin jako hlavních edifikátorů – dub zimní (*Quercus petraea*), dub žlutavý (*Quercus dalechampii*), dub pýřitý (*Quercus pubescens*), habr obecný (*Carpinus betulus*), javor babyška (*Acer campestre*). Pouzdřany – Pouzdřanská step – Kolby. Foto: O. Holuša.





Fig. 24 Společenstvo kyselé smrčiny (SoLT 8K) se zastoupením intermediární dřeviny jako hlavního edifikátora – smrk ztepilý (*Picea abies*), s jednotlivou příměsí buku lesního (*Fagus sylvatica*), jedle bělokoré (*Abies alba*), jeřábu ptačího (*Sorbus aucuparia*). Ukrajinské Karpaty – Pop Ivan Maramorožskij – vrchol Ščerban. Foto: O. Holuša.

C – sukcese výrazně klimaxového typu – bučiny (*Fageta s.lat.*) a jedliny (*Abieta s.lat.*)

U tohoto typu sukcese, podobně jako u předcházejícího typu začíná iniciální stádium buď vyspělým bylinným společenstvem, do něhož pak proniká přípravný les, nebo se mohou v prosvětleném prostoru stádia rozpadu usídlit trávovité druhy a vytvořit až drnovitý porost, kdy ke vzniku bylinného společenstva nedochází vůbec nebo jen krátkodobě. Travnatá společenstva se mohou udržovat relativně dlouho, do drnu travnatých společenstev se začnou šířit pionýrské dřeviny při porušení drnové vrstvy. Lépe odrůstají dřeviny s těžším semenem a rychle rostoucími semenáčky. Bezlesé stádium je překonáváno relativně dlouho, ale jakmile vznikne přípravný les rychle se akumuluje biomasu. Ve věku 50–80 let začíná přípravný les stárnout, a začíná podrůstat klimaxovými dřevinami – vytváří se tak typ lesa přechodného (viz Fig. 25). Po úplném vymizení pionýrských dřevin přípravného lesa přechází stádium dorůstání do stádia zralosti a tím do lesa závěrečného – klimaxu. Klimax se zde vyznačuje časovým sledem stádií a fází malého generačního cyklu.

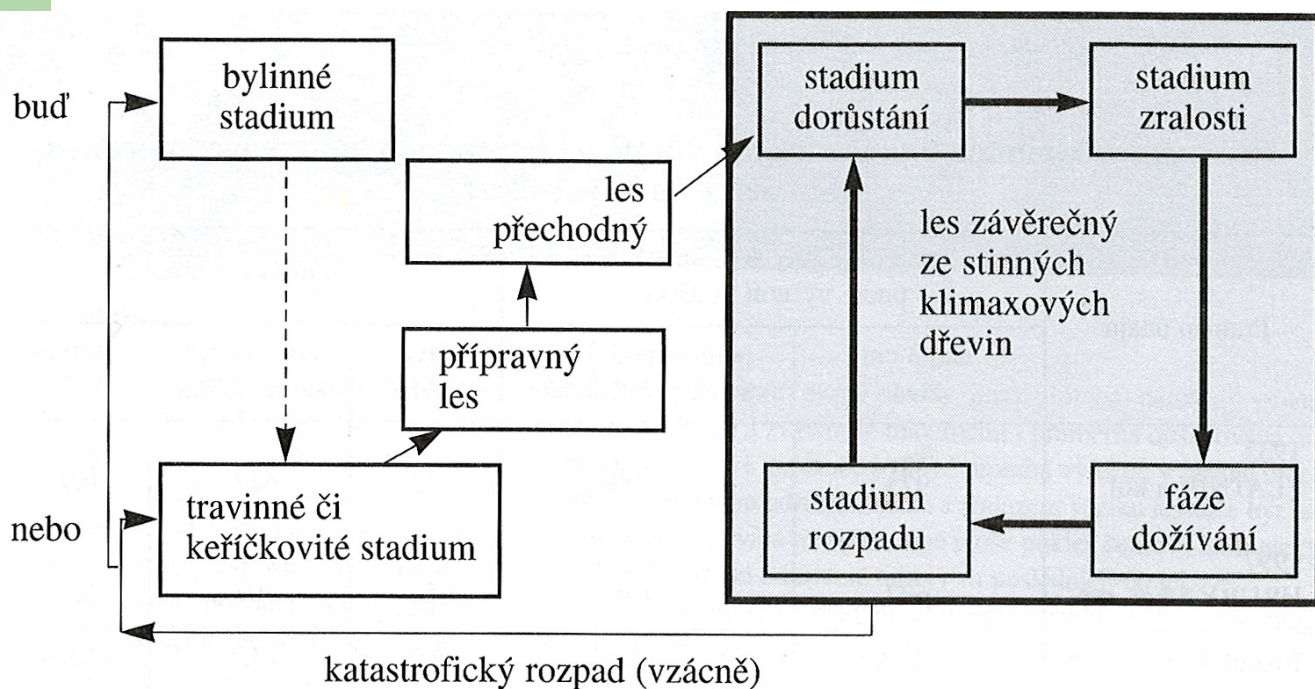


Fig. 25 Schéma sledu sukcesních stádií v sukcesi výrazně klimaxového typu (MÍCHAL, PETŘÍČEK 1999).

Fig. 26 Společenstvo bohaté jedlové bučiny (SoLT 5B) jako závěrečné stádium v sukcesi výrazně klimaxového typu se zastoupením edifikátorů buku lesního (*Fagus sylvatica*), jedle bělokoré (*Abies alba*), s jednotlivou příměsí javoru klene (*Acer pseudoplatanus*). Slovensko, Bukovské vrchy – Stučica. Foto: O. Holuša.



Tento typ sukcese je charakteristický pro smíšené střeoevropské lesy s dominancí buku lesního (*Fagus sylvatica*) a jedlí bělokoré (*Abies alba*) – tomu odpovídá v lesnicko-typologické klasifikaci 4. bukový (společenstvo bučin *Fageta* s.lat.) a 5. jedlobukový (společenstvo jedlových bučin, *Abieti-fageta* s.lat.) vegetační stupeň (viz Fig. 26). V tomto typu sukcese dále v nižších polohách mohou uplatnit další druhy dřevin – druhy dubů – dub letní (*Quercus robur*), dub zimní (*Quercus petraea*), javor mléč (*Acer platanoides*), javor babyka (*Acer campestre*), lípa malolistá (*Tilia cordata*), lípa velkolistá (*Tilia platyphyllos*), habr obecný (*Carpinus betulus*) popř.

další. Této směsi dřevin, kde dominantní zůstává buk lesní, s bohatou příměsí dalších listnatých dřevin v lesnicko-typologické klasifikaci odpovídá 3. dubo-bukový (společenstvo bučin *Querci-fageta* s.lat.) vegetační stupeň. Případně ve vyšších nadmořských výškách se v bučinách začínají vyskytovat významných zastoupením javor klen (*Acer pseudoplatanus*) a smrk ztepilý (*Picea abies*) v lesnicko-typologické klasifikaci tomuto odpovídá 6. smrko-bukový (společenstvo bučin *Picei-fageta* s.lat.) vegetační stupeň. Bez vlivu člověka tento typ sukcese by se uplatnil na více než 70 % našich lesů.

D – autogenní sukcese směřující spontánně k nevyrované bilanci energií a hmot v ekosystému

Na stanovištích, která nesou příznivá pro růst dřevin (především kyselá stanoviště při nízkých teplotách) se v ekosystému snižuje aktivita rozkladačů a dochází k nerovnováze mezi tvorbou biomasy a rozkladem odumřelé organické hmoty, tím pádem se odumřelá hmota hromadí a postupně vyvolává změnu stanoviště. Pro tento typ sukcese je pak typická tvorba surového humusu vedoucí až k rašelinění. Na stanovištích odpovídajících boreální tajze, ale i na některých stanovištích přirozených smrčin se pak tvoří mocné mechové polštáře. Na těchto polštářích dochází k obtížnému zmlazování dřevin, což může vést až k postupnému zániku lesa. Proces hromadění odumřelé organické hmoty v lesním ekosystému lze zvrátit lesním požárem nebo mineralizací humusu na odkryté ploše. V našich podmínkách tento typ sukcese přichází v úvahu jen výjimečně na stanovištích s rašelinnými či slatinnými společenstvy.

E – alogenní sukcese lesních ekosystémů

Jakékoli změny prostředí mohou působit mimo směr autogenní sukcese. Změny prostředí mohou vyvolat porušení rovnovážného stavu a navodit nové sukcesní změny. Sukcese, kdy dochází ke změně vnějších podmínek, se nazývá sukcesí alogení.

Působení změn se stává významné především tehdy, kdy překračují ekologickou amplitudu dosud dominujících edifikátorů lesního ekosystému. Působení nezávisí jen na druhu dřeviny, ale také na intenzitě, trvání, a na trvalosti a specifických vlastnostech druhů. Přizpůsobivost a stabilita ekosystémů závisí především na dlouhověkosti klíčových druhů v nich. Ekosystémy s edifikátory s krátkou životností jsou sice na změny citlivější, ale mohou se rychleji přizpůsobit nové situaci změnou své druhové struktury. Naopak lesní ekosystémy díky své dlouhověkosti mají adaptační možnosti vůči změnám prostředí značně omezené. Znalosti ekologických nároků dřevin, především jejich nároky na teplo, vlhko a minerální výživou, se znalostmi intenzity ekologických faktorů lze vzestupné sukcesní anebo degradační změny ekosystému prognózovat.

1.2.3. Závěrečné sukcesní stádium – klimax

Jak bylo řečeno v přecházející kapitole (viz kapitola 1.2.2) závěrečným stádiem sukcesní série je tzv. klimax. Koncepte klimaxu má dlouhou historii. CLEMENTS (1916) předpokládal, že v určité klimatické oblasti je závěrečným stádiem všech sukcesních sérií jediný klimax, bez ohledu na čem sukcese začíná – jedná se o tzv. **monoklimaxovou teorii**. Tato teorie byla však nahrazena tzv. **polyklimaxovou teorií**, podle níž jsou lokální klimaxy formovány buď určujícím vlivem jednoho ekologického faktoru

nebo kombinací faktorů. Snaha o klasifikaci různých typů klimaxů vedla k vytvoření a definování velkého množství typů (např. preklimax, postklimax, euklimax, subklimax apod.).

Podstatou sukcesní teorie je fakt, že tato série vyúsťuje (za relativně stabilních klimatických, půdních i hydrologických podmínek a bez ovlivňování člověkem) buď v **ekosystém bez významné změny podstatných charakteristik**, anebo v **ekosystém s mírnými cyklickými změnami**, limitovanými dostupností živin a vláhy pro jednotlivé druhy fytoocenózy v rámci daného pedogenetického procesu.

Na základě dosavadních znalostí lze tedy rozlišit dva typy závěrečných stádií:

- a. **klimax** – závěrečná stadia na stanovištích odkázaných pouze na srážkovou vodu;
- b. **trvalá společenstva** – závěrečná stadia na stanovištích ovlivněných podzemní nebo záplavovou vodou.

Konečné stádium sukcese odpovídá široce chápanému klimaxu (CLEMENTS 1916), potenciální přírodní vegetaci (TÜXEN 1956) či zralému nebo vyspělému ekosystému (MARGALEF 1963). Takové suchozemské ekosystémy charakterizuje fytoocenóza, která je zásobována pouze srážkovou vodou, stabilizuje povrch půdy i půdní profil a nepůsobí a nepodporuje svou životní aktivitou změny prostředí, ale je vůči nim maximálně odolná. Celý ekosystém v takto vyzrálém stavu se vyznačuje dynamickou rovnováhou biomasy, struktury a druhové složky. Pojetí sukcesně vyspělého ekosystému je tak do určité míry volné, umožňuje vedle potenciální přírodní vegetace přiřadit i některá společenstva polopřirozená. Společenstva, která dosahují zákonitě klimaxového stádia mezidruhovou konkurencí, jsou však přísně vzato jen zonálními společenstvy vázanými na biologicky relativně produktivní ekotopy.

1.2.4 Vývojové cykly společenstev – vývojové generační cykly

Pro hodnocení změn dřevinného podrostu přírodního lesa má velký význam uznání a zohlednění dvou vývojových generačních cyklů (MÍCHAL, PETŘÍČEK 1999):

- a. tzv. **velkého, charakterizovaného sekundární sukcesí**, který se uskutečňuje na ploše řádově v hektarech a v časovém horizontu desetiletí;
- b. tzv. **malého**, který probíhá v rámci klimaxu, probíhá na ploškách o velikosti řádově desítkách arů a v časových horizontech staletí;

Velký vývojový generační cyklus začíná ve fázi, kdy předcházející lesní porost byl zničen katastrofickým rozpadem. Na této ploše začíná sekundární sukcese postupným šířením světlomilných pionýrských dřevin (břízy, olše, topoly, vrby, jeřáby nebo borovice), tj. r-stratégové, čímž se vzniká tzv. **les přípravný** (viz. Fig. 27). V zástínu korunového patra přípravného lesa se postupně objevují a přežívají stinnější dlouhověké dřeviny tzv. lesa závěrečného (tj. K-stratégové). Tyto druhy postupně vytlačují a nahrazují pionýrské dřeviny, vzniká tzv. **les přechodný**, kdy vzniká vrstevnatá kombinace dřevin pionýrských a dřevin klimaxových. Postupně pionýrské dřeviny z porostu ustupují, a přirozeným vývojem se na vyvinutých půdách vytvoří tzv. **les závěrečný**, složený ze stínomilnějších dlouhověkých dřevin, které odpovídají vlastnostem prostředí. Tímto se velký cyklus uzavírá.

Na stanovištích, kde se z jakýchkoliv důvodů nevytvářejí dokonale zapojené porosty,

Velký vývojový
generační cyklus

je charakteristická trvalá účast pionýrských světlomilných dřevin ve všech typech vývoje (jedná se o stanoviště zařazené do ekologické řady Extrémní – s edafickými kategoriemi X – xerothermní, Y – skeletová, Z – zakrslá (viz obr. Fig. 31).

Na průměrných klimaxových stanovištích přecházejí přípravné porosty přirozeným vývojem do lesa závěrečného s úplnou dominancí stinných dřevin. Takový klimaxový porost může jako les závěrečný teoreticky přetrvávat bez časového omezení. Neznámá to, že by byl neměnný, jelikož v rámci obnovy generací edifikátorů dochází ke střídání tří základních vývojových stádií (a dalších vývojových fází). Zpravidla maloplošná směna vývojových stádií a fází na určité ploše vytváří tzv. **malý vývojový cyklus přírodního lesa** (viz Fig. 28).

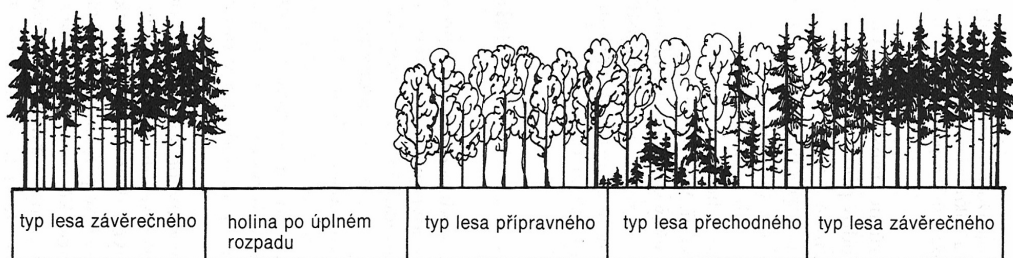


Fig. 27 Schéma velkého vývojového generálního cyklu lesního ekosystému (MÍČHAL et al. 1992).

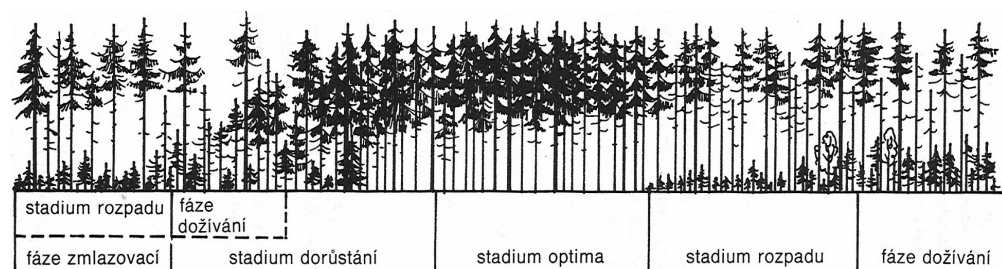


Fig. 28 Schéma malého vývojového generálního cyklu lesního ekosystému (MÍČHAL et al. 1992).

V rámci malého vývojového cyklu se objevují jednotlivá vývojová stádia, která se odlišují svými strukturálními znaky. **Stádium dorůstání** se vyznačuje maximální výškovou, tloušťkovou i věkovou diferenciací stromových jedinců. Na začátku nejdříve se počet životaschopných jedinců zvyšuje, ke konci stádia snižuje, přírůstky porostu se však zvyšují. Tím se původně velmi diferencovaná výšková úroveň postupně vyrovnává, vytváří se semknutější až horizontální zápoj s vysokým podílem jedinců, kteří spolu soupeří, aby svými asimilačními orgány co nejvíce využili prostor. Tím se porost dostává do **stádia „optima – zralosti“**. Dochází ke kulminaci dřevních zásob a porost se podobá (i přes svou různověkost) zapojené kmenovině pasečného lesa s absencí jedinců generace dorůstání. Ke konci stádia optima stromy hlavní porostní vrstvy začínají hynout, výsledkem je porušená až rozvolněná korunová vrstva stromů, a také pokles zásoby dřeva a hromadění stojících i ležících odumřelých kmenů v porostu. Přírodní les přechází do **stádia rozpadu** (jednorázovou výraznou destrukci z důvodu např. rozsáhlé sněhové či větrné kalamity, může dojít „k odbočce“ z lesa závěrečného k lesu přípravnému lesu velkého generálního cyklu). Ve stádiu rozpadu se již jednotlivě objevují mladí jedinci či skupinky následné generace, jedná se **fázi zmlazovací**. V následujícím stádiu dorůstání mohou se ještě vyskytovat jednotliví jedinci předcházející generace ve formě osamocených starých odumírajících stromů – tuto fázi nazýváme **fázi dožívání**. Přírodní les závěrečného typu je většinou tvořen nepřehlednou, vysloveně maloplošnou mozaikou jednotlivých porostních stádií a fází, jednotlivá

Malý vývojový
generální cyklus

stádia jsou tvořena malými hloučky, skupinami, výjimečně malými porosty (MÍCHAL, PETŘÍČEK 1999).

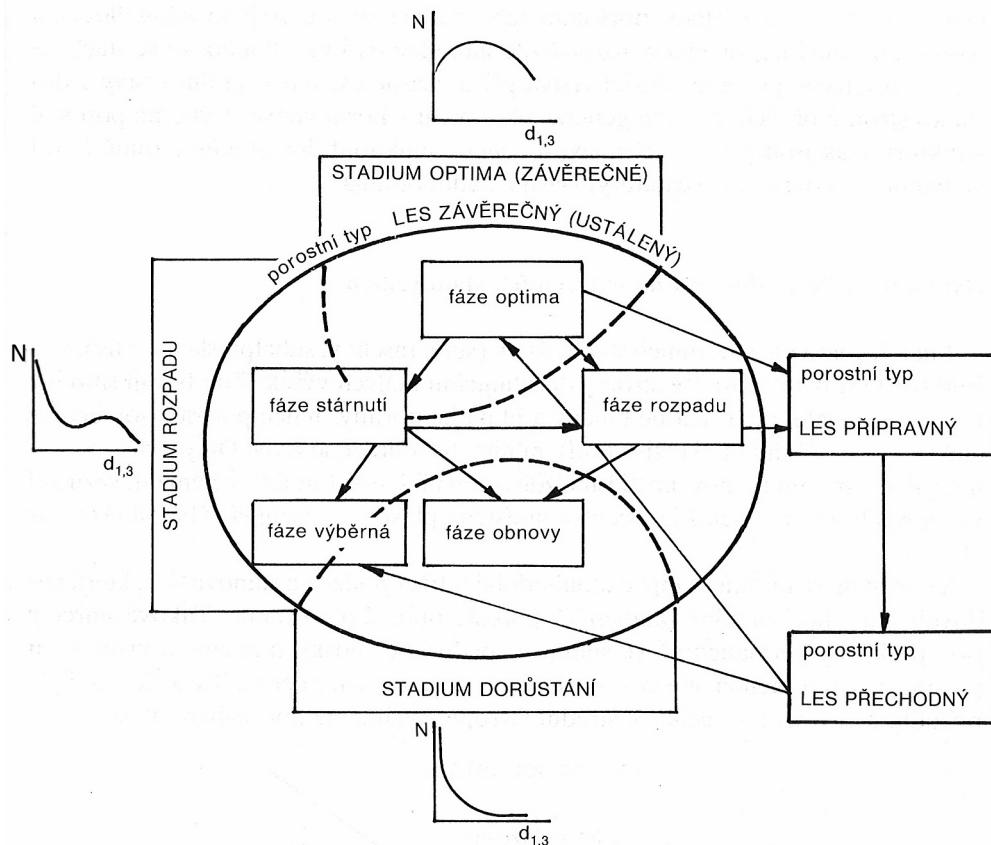


Fig. 29 Obecné schéma návaznosti základních vývojových stádií a fází přírodního opadavého listnatého lesa závěrečného typu (s výjimečnými odbočkami v typu lesa přípravného a přechodného v případě katastrofického rozpadu). Pro základní tři stádia jsou schematicky znázorněny strukturální charakteristiky podle četnosti jedinců různé výčetní tloušťky: N – počet jedinců, $d_{1,3}$ – výčetní tloušťka stromů v cm (MÍCHAL 1994).

1.2.5 Trvalé ekologické podmínky jako predispoziční faktor

Jak bylo uvedeno v předcházejících kapitolách základem pro vývoj a charakter ekosystémů jsou ekologické podmínky stanoviště, které určují druhové složení ekosystémů resp. jejich edifikátorů, určují jejich vývoj tj. sukcesní sérii ekosystémů a také i závěrečné stádium této série. Pouze v ideálních podmínkách tj. na vyvinutých půdách s dostatečnou minerální výživou, a dostatkem srážek a průměrných teplotních podmínkách odpovídající danému podnebí, lze očekávat, že se ekosystém vyvine do závěrečného stádia tj. klimaxu. Pokud jeden ze **základních ekologických faktorů** tj. **trofnosti (minerální výživa), vlhkosti a teploty** se dostane mimo optimum, vznikají podmínky, které je možné charakterizovat jako extrémní a tudíž dávají vznik jiným ekosystémům např. bloková sukcesní stádia nebo azonální trvalá společenstva luhů, nebo se zde vyvíjí jiným sukcesním vývojem (viz kapitola 1.2.2), který směřuje k jiným než klimaxovému stádiu.

Na základě průměrných podmínek lze definovat gradienty hlavních ekologických faktorů. Pro ohodnocení těchto lze **využít lesnicko-typologický klasifikační systém**, který hodnotí trvalé ekologické podmínky s ohledem na charakter vegetace (především jejich edifikátorů) a v konečném důsledku pak i produkci dřevní hmoty či

biomasy. Základním gradientem ekologických faktorů je tedy gradient teploty a úhrnu srážek ve vertikálním směru. Jeho vliv určuje charakter edifikátorů lesních ekosystémů. Na vyvinutých půdách se vyvíjejí jednotlivé vegetační stupně s charakteristickým výskytem edifikátorů, ale také s rozdílnými projevy jednotlivých druhů v jednotlivých vegetačních stupních (fyzická výška jedinců dřevin, rozmnožování, zmlazování, rychlost růstu a tím i objem biomasy). **Nejvhodnější podmínky ve střední Evropě lze tedy na základě výskytu klimaxových dřevin očekávat od 3. dubo-bukového přes 4. bukový, 5. jedlo-bukový do 6. smrko-bukového vegetačního stupně** (jako neoptimálnější 4. bukový a 5. jedlo-bukový vegetační stupeň), kde se vyskytují jako edifikátory buk lesní a jedle bělokorá s příměsí dalších druhů dřevin. Tyto druhy považujeme za typické C-strategie (v konceptu C-R-S-strategů) vytvářející společenstva s největší produkcí biomasy – výška lesních porostů v 4. vegetačním stupni dosahuje až 50 m (HOLUŠA, HOLUŠA 2008) a zásoby dřevní hmoty až $1300 \text{ m}^3 \cdot \text{ha}^{-1}$ tzn. biomasy několika násobně více (HOLUŠA 2000).



Níže od 3. vegetačního stupně, tzn. v 1. dubovém (*Querceta* s.lat.) a 2. buko-dubovém (*Fagi-querceta* s.lat.) lze očekávat že hlavní ekologické faktory již nebudou v optimu a to z důvodu nízkého úhrnu srážek, i když zde je relativně delší vegetační doba,

Fig. 30 Společenstvo bohaté bučiny (SoLT 4B), v kterém je buk lesní v produkčním optimu (Sidonie – Bílé Karpaty. Foto. P. Čermák.

což ve výsledku znamená, že v letních měsících jsou půdy vysychavé až zcela suché. Tento faktor významně eliminuje výskyt edifikátorů vyšších vegetačních stupňů tj. buku lesního, jedle bělokoré. Charakter podmínek pak určuje i jiný typ sukcese (viz kapitola 1.2.2), probíhá zde sukcese s dřevinami intermediárního typu.

Ve vyšších vegetačních stupních se hlavní ekologické faktory dostanou mimo optimum – snižuje se průměrná teplota, čímž se zkracuje vegetační doba a stoupá úhrn srážek. To vše vede k omezení výskytu a životních projevů hlavních klimaxových dřevin nižších vegetačních stupňů a naopak ke zvýhodnění jiných edifikátorů charakteru CS- nebo S-stratégů (ve smyslu C-R-S koncepce stratégů), což je na prvním místě smrk ztepilý, dále pak borovice kleč. Vyšší vegetační stupně jsou tedy tvořeny edifikátory smrkem ztepilým (7. buko-smrkový a 8. smrkový vegetační stupeň) a borovicí klečí (9. klečový). Každý druh dřeviny má rozpětí výskytu ve vegetačních stupních se svým optimem. Pokud se daný druh dřeviny dostane mimo rozpětí výskytu, je přirozeně jeho výskyt vyloučen, či je jen zcela ojedinělý – proto je existence monokultur některých „ekonomických“ dřevin (např. smrku) mimo jejich přirozený výskyt velice problematický a závislý na velkém vkladu lidské energie). Ve vyšších vegetačních stupních s ohledem na vysoký úhrn srážek v kombinaci s teplotou (kratší vegetační doba) a proudění vzduchu se pak jako významné faktory uplatňují vítr, sníh, ledovky a námrazy.

Pokud bychom zohlednili působení stresu ve smyslu GRIMEHO (1981) C-R-S koncepce v jednotlivých vegetačních stupních, pak omezení zdrojů a tedy působení stresu lze očekávat v 1. a 2. vegetačním stupni. Ve vyšších tj. v 7.–9. (resp. 10. alpském) vegetačním stupni pak lze navíc očekávat působení negativních atmosférických jevů (viz výše) a tím i omezení využití dostupných zdrojů, což vede k omezení výskytu i vzrůstu hlavních klimaxových dřevin, např. buku (viz Fig. 31), a k jejich postupnému nahrazení.

Další hlavní gradienty představují rozdíly v minerálním zásobení živin, tzn. **gradient trofnosti** a rozdíly v zásobení půdy vodou, tzn. **gradient hydricity stanoviště**. Tyto gradienty se ve formování společenstev projevují v horizontálním směru – jejich rozdílné působení můžeme tedy pozorovat v jednom a tomtéž vegetačním stupni. Půdy, které jsou průměrně zásobeny vodou (atmosférickými srážkami) a nedochází k hromadění vody v půdních horizontech, považujeme za optimální – na těchto stanovištích očekáváme vznik závěrečného klimaxového stádia příslušné sukcesní série. Tyto průměrné polohy jsou v lesnicko-typologickém klasifikačním systému popsány ekologickou řadou Kyselou (s edafickými kategoriemi K – kyselá, N – kamenitá kyselá, I – uléhavá), ekologickou řadou Živnou (s edafickými kategoriemi B – kyselá, W – vápencová, F – svahová, H – hlinitá) a ekologickou řadou Obohacenou humusem (s edafickými kategoriemi D – obohacená, A – acerózní).

Některé z edafických kategorií uvedených ekologických řad však lze považovat za stanoviště, kde je již nedostatek minerálních živin či je omezené jejich využívání (edafické kategorie M – chudá, C – vysychavá, J – suťová). Stanoviště, kde je výrazný nedostatek minerálních živin, či jsou zdroje nedostupné z důvodu **extrémního nedostatku vody**, jsou zařazeny do ekologické řady Extrémní (s edafickými kategoriemi X – xerothermní, Y – skeletová, Z – zakrslá). Tato stanoviště umožňují svým charakterem dlouhodobý výskyt některých pionýrských dřevin (borovice lesní, bříza bělokorá) a tím také vznik blokovaných sukcesních stádií. Je to dáno charakterem půd – půdní typy litozem, rendzina, ranker, které nepatří mezi půdy s dostatkem minerálních živin, a především pak vlhkostí, které je na těchto stanovištích jednoznačně nedostatek nebo jde o stanoviště zcela (extrémně) suchá – balvanitá moře a suť.



Fig. 31 Společenstvo zakrslé bukové smrčiny (SoLT 7Z), kde jedinci buku lesního, i smrku ztepilého jsou zakrslého vzrůstu z důvodu extrémního působení klimatických faktorů. Moravskoslezské Beskydy – vrchol Čertův mlýn. Foto: O. Holuša.

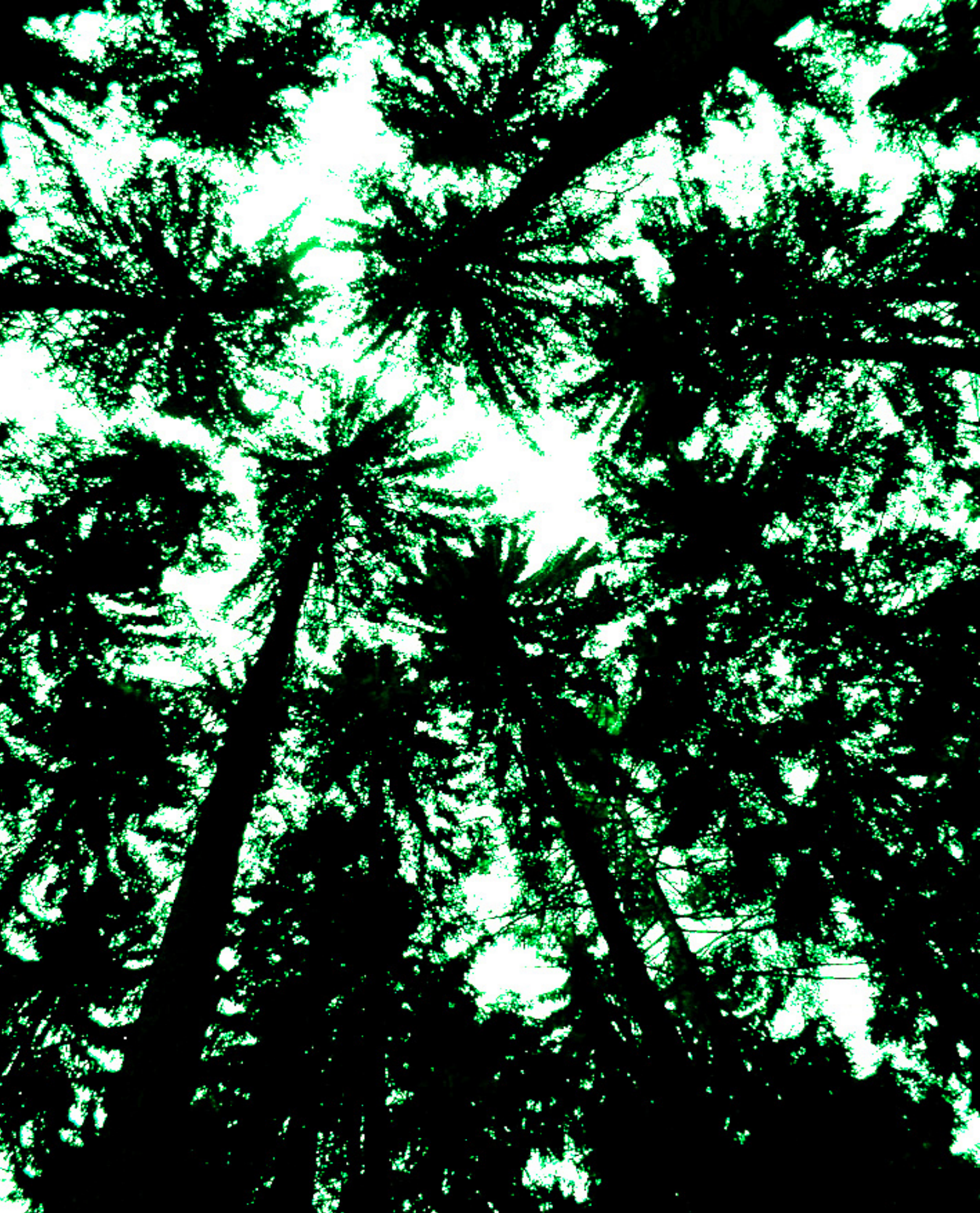
Naopak na druhé straně gradientu hydricity je v půdě **vody nadbytek či jen nadbytek po určitý čas**, a jejím působením vznikají stanoviště, kde během vegetační doby dochází k zamokřování a k vysychání – ekologické řady Oglejené (s edafickými kategoriemi O – oglejená, P – kyselá, Q – chudá oglejená). Střídaté zamokřování ovlivňuje výskyt dřevin resp. jejich zastoupení, ale především má vliv na jejich životní projevy (tvorba ploché kořenového systému). Stanoviště, která jsou trvale pod vlivem stagnující vody, jsou řazena do ekologické řady Podmáčené (s edafickými kategoriemi G – podmáčená středně bohatá, T – podmáčená chudá) a je na nich výrazně omezen výskyt klimaxových dřevin C-stratégů, zvýhodněni jsou CS- nebo S- stratégové. Voda na těchto stanovištích působí již jako výrazný stresující faktor. Zcela extrémně

Další hlavní gradienty

podmáčená stanoviště, kde nedochází navíc k rozkladu organické hmoty z důvodu omezení mikrobiální činnosti rozkladačů, a kde se tak hromadí organická hmota ve formě rašeliny, jsou pak řazena do ekologické řady Rašelinné s edafickou kategorií R – rašelinná. Na těchto stanovištích z důvodu zcela extrémních podmínek jsou zcela zvýhodněny S-stratégové či pionýrské druhy dřevin – borovice lesní, borovice blatka, bříza pýřitá. Tato stanoviště skýtají podmínky pro sukcesní vývoj se závěrečným stádiem pionýrských dřevin nebo dokonce pro sukcesi směřující spontánně k nevyrovnané bilanci energií a hmot v ekosystému.

Zcela **specifická společenstva – luhy** podél potoků, říček a řek jako trvalá společenstva jsou dána specifickými podmínkami tzn. **hydrologickým režim vodoteče a celého aluvia** (záplavy a přeplavování materiálu). V lesnicko-typologické klasifikaci jsou tato společenstva zařazena do ekologické řady Obohacené vodou (s edafickými kategoriemi L – lužní, U – úžlabní, částečně V – vlhká). Vliv specifického charakteru stanoviště vede ke vzniku tzv. **azonálních společenstev**, se zcela jinými edifikátory oproti zonálním stanovištím. Jsou zvýhodněny druhy dřevin, které snázejí dynamiku lužního stanoviště – dub letní (*Quercus petraea*), jilm vaz (*Ulmus laevis*), jasan ztepilý (*Fraxinus excelsior*), jasan úzkolistý (*Fraxinus angustifolia*), olše lepkavá (*Alnus glutinosa*), olše šedá (*Alnus incana*) aj. Jako stresující faktor u těchto společenstev se pak může navíc objevovat změna frekvence záplav a rozsahu přeplavování mimo pravidelné cykly (viz kapitola 1.2.2). Pokud je intenzita záplav takto vysoká, vede tento vliv ke zvýhodnění pionýrských dřevin (obě olše) a pak i sukcesnímu vývoji s trvalým zastoupením pionýrských dřevin.





1.3 VITALITA DŘEVINY A JEJÍ SLEDOVÁNÍ

1.3.1 Vitalita a její indikátory

Vitalitu neboli životnost lze nejjednodušeji definovat jako schopnost organismu realizovat životní cyklus za daných podmínek životního prostředí. Různí autoři publikovali své vlastní definice vitality, často podmíněné konkrétním metodickým přístupem či vědeckou disciplínou. Pokusíme-li se o syntézu, lze vitalitu definovat jako **schopnost přetrvávat při působení stresu. Vitalita je kapacita dřeviny žít, růst a vyvíjet se, tj. schopnost asimilovat uhlík, odolávat stresu, adaptovat se na měnící environmentální podmínky a rozmnožovat se** (BRANG 1998; LARCHER 2001). GEHRING (2004) vidí vitalitu uvnitř pomyslného trojúhelníku s vrcholy „stresová tolerance“, „délka života“ a „růst a reprodukce“.



Fig. 32 Vitalita stromu ve vztahu k dalším klíčovým pojmům (dle GEHRING 2004).

Optimální (maximální) vitalita stromu není v podstatě zjištělná, jasně rozpoznatelnou je zpravidla pouze minimální vitalita – smrt dřeviny. Sledovat můžeme pouze změny vitality prostřednictvím vhodných indikátorů. Někteří autoři proto k vitalitě přistupují přímo z pohledu indikátorů, například ORESHKIN et al. (1997) používají termín vitalita ve smyslu kvantitativního hodnocení relativního zdraví stromu, například prostřednictvím jeho přírůstu. Ukazatele vitality nám zprostředkují informace o současné životní situaci rostliny a případně o změnách této situace. Důležité je hodnocení účinků stresu na dřevinu – stresová rezistence je podstatným kritériem vitality ve všech jejích konceptech. Stres je v tomto kontextu chápán ve smyslu definic Levitta a Larchera (viz kapitola 1.1.1) jako akce (soubor vnějších faktorů) vedoucí k odchylce rostliny od jejího životního standardu respektive od optima. Pod vlivem stresu dochází k snížení fotosyntetické aktivity a k změnám alokace uhlíku. Pokud stres dále pokračuje, dochází k snížení schopnosti stres překonat, tj. dochází k snížení vitality. Také procesy sloužící k překonání stresu, ať již zvýšená aktivita reparačních mechanismů nebo zvětšená rezistence, mají za následek změnu v alokaci uhlíku (WARING 1987), která se odrazí ve vitalitě dřeviny.

Indikátory vitality

Při terénních studiích věnovaných vitalitě narazíme na dva základní problémy: 1) jak určit a kvantifikovat (ať už absolutně či relativně) vhodný indikátor vitality; 2) jak zhodnotit sílu a dobu trvání působícího stresu. Indikátory přitom, jak logicky vyplývá z výše uvedeného, nemohou určit absolutní úroveň vitality, pracuje se s jejich relativními hodnotami.

GEHRING (2004) porovnával indikátory vitality u smrku ztepilého (*Picea abies*): průhlednost (transparence) koruny, délka jehlic, luminiscence, aromatické volativní látky v jehlicích, elektrický odpor v kambiu, elektrický potenciál. Mimo jiné zjistil, že délka jehlice (ačkoliv byly odlišeny plodící a neplodící plochy) nekoreluje s průhledností koruny, znatelně přitom variovala mezi jednotlivými plochami. Luminiscence je náročná na kalibraci a je drahá. Elektrický potenciál je silně ovlivněn půdní vláhou a počasím. Jako doplněk k nejobvyklejšímu indikátoru, kterým je defoliace koruny, navrhuje Gehring sledování elektrického odporu v kambiu a zjišťování volativních látek v jehličí. V případě elektrického odporu v kambiu jsou však výsledky na různých dřevinách v různých prostředích a kontextech rozdílné, respektive různě použitelné pro stanovení vitality. Například u soliterních stromů ambroně západní (*Liquidambar styraciflua*) v městských výsadbách nebyl vztah mezi hodnotami elektrického odporu v kambiu a vitalitou stromu zjištěn (CLARK et al. 1992), naopak u porostů borovice těžké (*Pinus ponderosa*) stresovaných suchem byl elektrický odpor kvalitním ukazatelem vitality (MCCULLOUGH, WAGNER 1988).

Zajímavou metodikou založenou na měření elektrických parametrů dřevin je elektrodiagnostika vitality stromů (RAJDA 1997) spočívající v měření přirozených geofytoelektrických proudů, které vznikají mezi rostoucími stromy a půdou. Přes poměrně příznivé výsledky ověření této metodiky na pěti plochách české sítě ICP Forests (RAJDA, FABIÁNEK 1999) není dosud použitelnost metodiky plošněji a reprezentativněji ověřena. Dalšími možnostmi využití elektrofyziologických měření a otázkami jejich vyhodnocování se zabýval JURA (2000).

Možností využití nedestruktivní ultrazvukové metody pro určování vitality stromů se zabýval MACH (2009). Z jeho výsledků vyplývá, že ultrazvuková metoda není vhodná pro hodnocení fyziologické vitality. Za použitelnou ji lze považovat pro zjišťování mechanických vlastností dřeva pod kůrou živých stromů. V případě provedení rozsáhlejšího výzkumu společně s destruktivními metodami, by bylo v budoucnu možné pomocí ultrazvukové metody stanovovat nedestruktivním způsobem vstupní materiálové vlastnosti pro výpočet stability stromu.

Pro běžný monitoring, zejména při sledování většího množství stromů a ploch, je pravděpodobně nejvhodnější používat kombinaci dvou běžných a relativně snadno zjištělných indikátorů vitality: růstu, zejména tloušťkového (radiálního) růstu a defoliace (či transparence). Růstové procesy lze při jisté míře zjednodušení seřadit dle důležitosti: růst asimilačního aparátu, růst kořenů, růst pupenů, růst zásobních pletiv, růst stonku a obranných komponentů a reprodukční růst (WARING 1987). Přírůst kmene jako méně důležitý proces může tedy být snížen velmi brzy po vzniku stresové situace. Není to ovšem obligatorní reakce, v některých případech k propadu růstu nedochází nebo k němu dochází až se zpožděním. Produkce listoví je při méně silném stresu často držena na dosavadní úrovni. Při extrémním stresu (např. silné sucho) postupně výrazně klesá růst pupenů a kořenů a následně se objeví defoliace, v některých případech velmi rychle po nástupu stresu, zpravidla však se zpožděním několika měsíců, jak například dokládá na extrémní suché epizodě v roce 2003 DOBBERTIN (2005). Tento sled reakcí: nejdříve propad tloušťkového růstu a až následně defoliace je typický pro střednědobé a dlouhodobé abiotické a antropogenní stresy. Na druhou

Růst a defoliace jako indikátory vitality

Defoliace je relativní ztráta asimilačního aparátu v koruně stromu, respektive v její ohodnotitelné (nezastíněné) části v porovnání s korunou referenčního stromu. Vyjádřena je v % nebo v jiné relativní jednotce.

Transparence koruny je definována jako světlo procházející danou korunou navíc v porovnání se světlem procházejícím korunou plně olistěnou. Vyjádřena je v procentech.

stranu reakce radiálního růstu na stress může být přítomna ještě několik let po jeho uplatnění – při reakci na sucho řada druhů dřevin vykazuje redukcí růstu 2 až 5 let po suché epizodě (ORWIG, ABRAMS 1997). Reakce v druhém a třetím roce pak může přitom být silnější než v roce prvním – zjištěno například pro *Liriodendron tulipifera* a *Quercus alba* v již citované práci ORWIG, ABRAMS (1997).

Pro potřeby indikace vitality je při sledování růstu stromů potřebné porovnávat zjištěné hodnoty s odpovídajícími hodnotami referenčními, tj. s růstem zdravých stromů bez stresové zátěže, s růstem daných stromů v období mimo stres nebo s očekávanými hodnotami růstu získanými z odpovídajících růstových modelů. Jako referenční může být použit strom s nejmenší defoliací (SOLBERG 1999). Za nejzazší indikátor vitality pak lze považovat přežití stromu – růst uhynulých stromů může být porovnáván s růstem u přežívajících stromů. Růst lze jako indikátor vitality použít jen pro delší časová období, reakce na krátkodobý stres nemusí korespondovat s dlouhodobými změnami vitality stromu (DOBBERTIN 2005).

Pro defoliaci koruny je referenční hodnotou buď ideální strom s optimálním olistěním či ojehlíčením (absolutní referenční strom) nebo strom s nejnižší průhledností nalezenou v místních růstových podmínkách (místní referenční strom, EICHHORN et al. 2004), blíže v kapitole 3.2.

INTERAKCE RŮSTU A DEFOLIACE

Vztah mezi defoliací a růstem byl v některých studiích prokázán, v jiných ne. Data o defoliaci však byla často jen jednorázová, chyběla delší sledování. Hodnocení vzájemného vztahu obou indikátorů tím bylo ovlivňováno. Při použití trvalých ploch sledovaných v rámci ICP Forests lze dnes získat porovnatelné údaje – SOLBERG (1999) demonstroval na norských plochách, že relativní růst (v procentech růstu nedefoliováných stromů) lineárně klesal se zvýšenou defoliací, podobné byly i výsledky z dalších evropských ploch (DOBBERTIN 2005).

Výhodou defoliace či transparence je bezprostřednější vztah s mortalitou. Vztah mezi transparenčí a mortalitou dřevin dokládají například DOBBERTIN a BRANG (2001) na datech ze švýcarských ploch sítě ICP Forest z let 1990–1997 – se vzrůstající transparenčí exponenciálně rostla mortalita v následujícím roce. Podstatné je přitom zohlednit vliv vnitrodruhové konkurence, tj. postavení stromů v porostu. Na stejných plochách bylo zjištěno, že podúrovňové stromy měly při nízké transparenčí desetinásobnou pravděpodobnost úhynu ve srovnání se stromy v hlavní úrovni se stejnou defoliací. Při vyšší transparenaci se tyto rozdíly výrazně zmenšovaly (viz Fig. 33).

Defoliace má jako indikátor ovšem také několik nevýhod. Neodráží trend vývoje korunové části (INNES 1987), tedy to zda se koruna obnovuje či chřadne (CUDLÍN et al. 2001). Neumožňuje také klasifikovat stromy podle formy projevu jejich odolnosti (charakteru jejich stresové odpovědi), tj. určit zda je strom resistentní nebo resilientní (POLÁK et al. 2007). V tomto směru je výhodné použít indikátory, které umožňují detekovat a kvantifikovat regenerační procesy v koruně.

Za optimální lze považovat indikátor, který by byl úzce svázán s anatomickou stavbou – časová prodleva mezi dopadem stresových faktorů a stresovou odpovědí na anatomické úrovni je totiž obvykle kratší než na makroskopické úrovni. Tento indikátor by zároveň měl obsahovat informaci o rozdělování produktů fotosyntézy (např. jaká je produkce asimilačních a generativních orgánů či syntéza ochranných chemických látek) a o budoucím potenciálu produkce asimilačních orgánů (CUDLÍN 2009). Tyto předpoklady naplňuje například **hodnocení transformace struktury korun a růstu vzorníkových větví smrku ztepilého** (CUDLÍN et al. 2000, blíže v kapitole 1.3.3) nebo **hodnocení vývojových typů pupenů smrku** (POLÁK et al. 2004, 2007, viz BOX).

Tloušťkový růst může být zjišťován kontinuálně pásovými přírůstoměry (dendrometry) nebo elektronickými pásovými dendrometry, retrospektivně letokruhovou analýzou – vývrty odebrané přírůstovým nebozezem a vyhodnocené standardními dendrochronologickými metodami.

Výhody a nevýhody defoliace jako indikátoru vitality

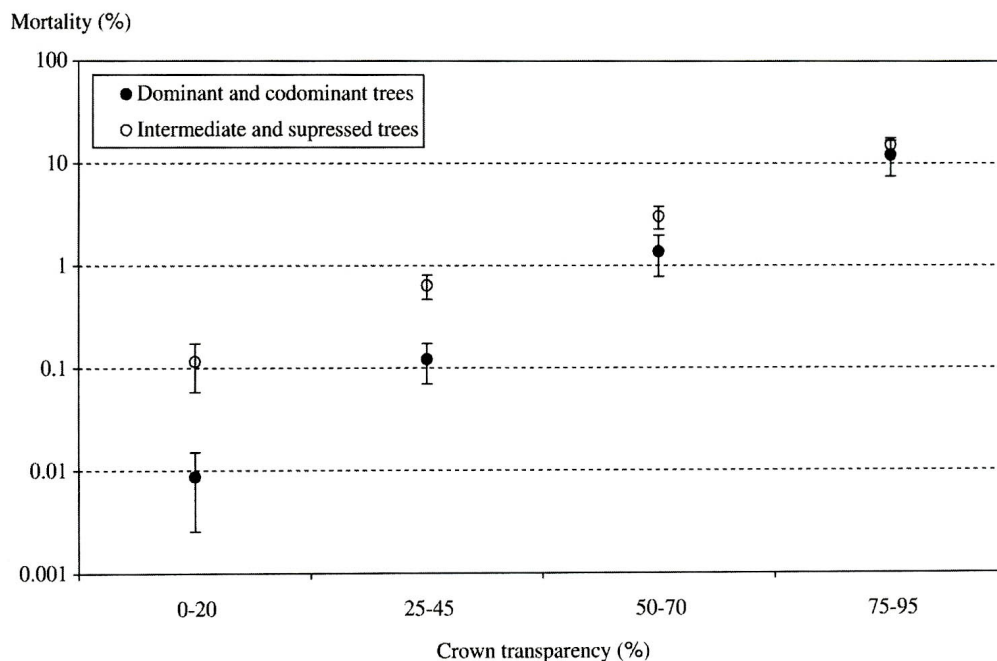


Fig. 33 Průměrná roční mortalita se směrodatnými odchylkami na švýcarských plochách Level I ICP Forests 1990–2000, seskupeno podle tříd transparence koruny a sociálního statutu stromu (DOBBERTIN 2005).

KLASIFIKACE VÝVOJOVÝCH TYPŮ PUPENŮ SMRKU ZTEPILÉHO (podle POLÁK et al. 2004, 2007)

Procesy obnovy koruny stromu jsou určovány fyziologickým stavem nadzemních apikálních meristémů (pupenů), které tak mohou být použity jako makroskopický indikátor vitality stromu. Pupen zanechává jizvu mezi letorosty, což umožňuje určit rok vzniku výhonu a spočítat počet pravidelných a inaktivních pupenů na segmentech větví vzniklých v různých letech (u smrku rozlišitelné do šesti let zpět). Pupeny na aktuálních výhonech, tj. jednoletých mohou být analyzovány a tak zjištěny aktuální růstové procesy. Podélným řezem nečinného pupenu můžeme zjistit, jestli jde o **pupen s růstovým potenciálem** nebo o **abortovaný (zakrnělý) pupen**. Pupen s růstovým potenciálem se vyznačuje zeleným meristematickým pletivem, díky chlorofylu obsaženému v primordiū (LEPEDUŠ et al. 2001) – z těchto pupenů by se mohly během následujících období tvořit sekundární výhony. Abortované pupeny se vyznačují mrtvým, hnědým meristematickým pletivem neobsahujícím žádný chlorofyl a hodně ligninu a fenolů. Podle tohoto kritéria může být každý pupen být zařazen do jedné ze tří kategorií: pravidelný pupen, pupen s růstovým potenciálem a abortovaný pupen. Plně vyvinuté asimilační orgány jsou schopné odezvy na měnící se podmínky a adaptace na ně (DAY et al. 2001). Různé osudy apikálních meristémů (v reakci na měnící se růstové podmínky) se odrážejí ve změnách poměrů zastoupení jednotlivých vývojových kategorií pupenů a umožňují pomocí makroskopického kritéria kvantifikovat intenzitu regenerace koruny. Poměr pravidelných k abortovaným pupenům a podíl pupenů s růstovým potenciálem tak lze použít pro odlišení tří kategorií růstu výhonů: 1) **akcelerující růst** – intenzivní tvorba výhonů, nízký regenerační potenciál pro tvorbu sekundárních výhonů kvůli nízkému podílu pupenů s růstovým potenciálem; 2) **stabilizovaný růst** – vysoký regenerační potenciál pro tvorbu sekundárních výhonů kvůli vysokému podílu pupenů s růstovým potenciálem; 3) **klesající růst** – nízká tvorba výhonů, nízký regenerační potenciál pro tvorbu sekundárních výhonů kvůli nízkému podílu pupenů s růstovým potenciálem. Stromy s akcelerujícím růstem vykazují nejnížší vitalitu, stromy se stabilizovaným růstem vykazují nejvyšší vitalitu.

Míra defoliace je ovlivňována řadou parametrů, které nesouvisí přímo s vitalitou, respektive s působícími stresory. Jejich vliv je nutné brát v úvahu při výběru monitorovacích ploch, stejně tak jako při interpretaci výsledků. Defoliace závisí na věku stromu (např. AAMLID et al. 2000), sociálním postavení (DOBBERTIN, BRANG 2001), nadmořské výšce (KLAP et al. 2000) či na genotypu stromu (např. CHEN et al. 2001).

Nové zkušenosti navíc ukazují, že dříve jednoznačně přímočaře interpretované vazby mezi tradičními indikátory zdravotního stavu, jako je defoliace, a působícími stresory jsou diskutabilní, podmíněné okolnostmi či dokonce nedoložitelné. V poslední době byly například publikovány práce, které ukazují, že vazbu mezi defoliací a depozicí síry či dusíku není možné v řadě případů prokázat (např. SOLBERG, TØRSETH 1997; DOBBERTIN, BRANG 2001), tj. že změny a trendy v defoliaci jsou méně citlivými ukazateli znečištění prostředí, než se předpokládalo (DEVRIES et al. 2000).

Vztah mezi defoliací (či transparencí) a růstem (šíře letokruhu, produkce bělového dřeva) je doložen v řadě studií v prestižních časopisech, lze jmenovat např. studie WARINGA et al. (1981), SOLBERGA (1999), ECKMÜLLNERA, STERBY (2000) či DOBBERTINA (2005). Defoliace může vést ke snížení vertikálního růstu (KRAUSE, MORIN 1999), radiálního růstu (SOLBERG, MOSHAUG 1999), celkové stromové biomasy (KRAUSE, MORIN 1999; CHEN et al. 2001) a poměru aktivní plochy kořenů k ploše listů (LAVIGNE et al. 2001). Na druhé straně jednotlivé stromy mnohdy nevykazují korelaci mezi defoliací koruny a objemovým přírůstem (KRAMER 1986).

Růstová reakce stromu je navíc silně ovlivněna vnitrodruhovou konkurencí, tj. postavením stromu v porostu. U potlačených jedinců lze čekat silnější růstovou odezvu (propad růstu) na nepříznivé podmínky (např. PICHLER, OBERHUBER 2007). Vysoká kompetice o světlo a o další zdroje stejně jako jakýkoliv další stres pozměňují vztah mezi plochou bělového dřeva a biomasou olistění (WARING 1987). Růst tedy může jako ukazatel vitality sloužit až po patřičné kalibraci – porovnání růstu soliterních stromů se stromy výrazně si konkurujícími; stromů odumírajících a přežívajících; stromů s onemocněním a bez něho atd. Je přitom důležité si uvědomit, že při vyhodnocení dat je nutné brát v úvahu znatelné růstové výkyvy oběma směry, nízký růst bude s vysokou pravděpodobností ukazovat na sníženou vitalitu, extrémně vysoký růst může (za určitých okolností) snížení vitality následně vyvolat.

Vztah růstu a mortality se jeví jako více závislý na charakteru stresoru a průběhu jeho působení než vztah defoliace a mortality. K úhynu může dojít po dlouhodobém pomalém poklesu růstu i po jeho náhlém propadu, stejné propady růstu mohou vést v nejbližším období k diametrálně odlišné mortalitě.

Vztah mezi defoliací
a růstem

Vztah mezi růstem
a mortalitou

MORTALITA A POKLES TLOUŠTKOVÉHO PŘÍRŮSTU

CHERUBINI et al. (2002) srovnávali přírůst na živých horských borovicích na švýcarských plochách Level II ICP Forests „Nationalpark“ se stromy, které nedávno zemřely a byly nakaženy kořenovou václavkou *Armillaria* spp. nebo hnilobou kořenovníku *Heterobasidion annosum*. Zjistili, že v letech před uhytním se v infikovaných stromech snižoval růst, byly pozorovány četné chybějící letokruhy. Většina stromů s hnilobou kořenovníku vykazovala náhlý pokles růstu v posledních několika letech před smrtí, zatímco žádný ze stromů václavkami takový pokles neměl. Místo toho stromy infikované václavkami, které byly většinou velikostně podprůměrné, vykazovaly trvalý pozvolný pokles v tloušťkovém růstu. Autoři tento rozdíl v růstových reakcích vysvětlili tím, že kořenovník způsoboval smrt plně vitálních stromů průměrných dimenzí, zatímco václavky byly buď jen slabě patogenní, nebo infikovaly jen potlačené stromy, které již tak jak tak odumíraly vlivem rostoucí konkurence.

Lze shrnout: přestože má použití defoliace a radiálního růst řadu úskalí, oba indikátory mají také zřejmé pozitivní vlastnosti. Výhodou kombinace dlouhodobého sledování defoliace a růstu je mimo jiné možnost přesnější identifikace stresorů, na které dřevina reaguje. Je to umožněno jejich výše uvedenými odlišnostmi ve sledu a rychlosti reakce na jednotlivé stresory. V některých případech je prvotní pozorovatelnou reakcí na působící faktor defoliace (např. u žíru hmyzu), zatímco reakce přírůstu na kmeni má zpoždění; v jiných případech, jak už bylo výše řečeno, se bezprostředně projevuje propad růstu, zatímco redukce ojehlčení je často viditelná až po několika měsících. Výhodou zjišťování radiálního růstu je pochopitelně navíc možnost získat informace zpětně letokruhovou analýzou.

Shrnutí

1.3.2 Radiální růst jako indikátor vitality

Faktory prostředí ovlivňující fyziologické a růstové procesy stromů se trvale promítají do struktury vytvářené biomasy – stromy stavbou svých letokruhů v podstatě monitorují stav prostředí (FRITTS 1976), tj. intenzita působení faktorů se odráží v radiálním přírůstu stromů. Díky dendrochronologickým metodám lze získat zpětně informace za dlouhá období a dát je do souvislosti s jednotlivými stresory. Radiální růst tak lze použít mimo jiné pro indikaci vlivu klimatických faktorů na vitalitu dřevin, respektive k identifikaci růstových reakcí na klima.

Dřevinou, u které jsou z našich domácích dřevin jednoznačně nejlépe prozkoumány vztahy mezi klimatickými faktory a radiálním růstem, je smrk ztepilý (*Picea abies*). Optimální podmínky pro růst smrku ztepilého jsou perhumidní – hodnoty Langova dešťového faktoru nad 120 (průměrná roční teplota nepřevyšuje 6°C a roční srážky přesahují 800 mm). Smrk je dřevinou kontinentálního klimatu s původním rozšířením ohraničeným roční izohyetou 800 mm nebo hodnotou De Martonneho indexu aridity $I > 60$ (VINŠ et al. 1997). Z hospodářských důvodů byla řada smrkových porostů zakládána mimo toto optimum a to i znatelně, díky širší rozpětí podmínek, v kterých je pěstován, lze u smrku najít rozdílné růstové reakce.

Srážky i teploty mohou být s radiálním růstem v pozitivním i negativním vztahu.

Vliv může mít jak **klima v roce, kdy je vytvářen letokruh, tak v roce předcházejícím** (Fig. 34). Z faktorů ovlivňujících pozitivně radiální růst smrku v následujícím roce se jeví jako nejvýznamnější (a také nejčastěji prokázány) komfortní dostatek srážek ve vegetační sezóně. Dostatek vody má příznivý vliv na celkovou vitalitu stromu a na tvorbu zásobních látek, které jsou pak využívány k růstu v počáteční fázi tvorby letokruhu. Srážky na jaře, v létě a na podzim předcházejícího roku mohou znatelně ovlivnit distribuci, biomasu a vitalitu kořenů v roce následujícím a tím i produkční schopnosti dřeviny. Výše srážek (zejména na konci sezóny) také pochopitelně ovlivňuje množství disponibilní vody v půdě v jarním období příštího roku. Naopak nedostatek srážek ve vegetační sezóně vede k fyziologickému stresu negativně determinujícímu radiální růst v následujícím roce (KOZŁOWSKI, PALLARDY 1997).

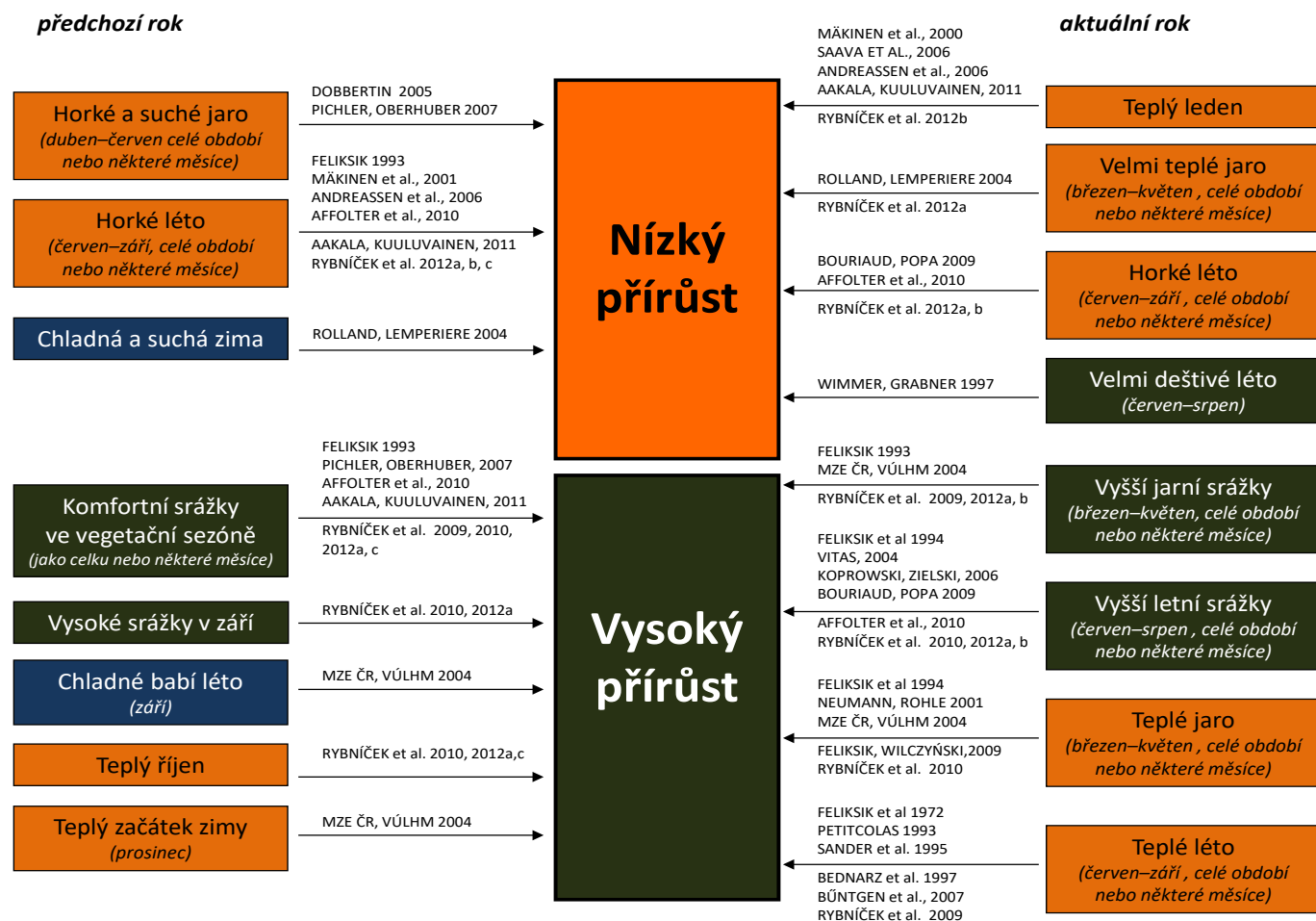
Z faktorů ovlivňujících negativně radiální růst smrku v následujícím roce se jeví jako nejvýznamnější vysoké teploty na jaře a v létě. Důvodem je pravděpodobně snížení zásob vody v půdě vlivem zvýšené evapotranspirace. Další příčinou snížení přírůstu může být teplotou indukovaný nárůst tvorby květních pupenů. Kvetení a tvorba šišek v následujícím roce jsou pak realizovány na úkor radiálního přírůstu (CHALUPKA et al. 1975). Negativní vliv letních teplot v roce předcházejícím tvorbě letokruhu se obecně uplatňuje především v nižších polohách a v méně chladných středních polohách – z našich studií například na Dražanské vrchovině (RYBNÍČEK et al. 2012a) a Českomoravská vrchovině (RYBNÍČEK et al. 2012b, c). V chladnějších územích nejčastěji nebývá zjištěn žádný signifikantní vztah – Slezské Beskydy (RYBNÍČEK et al. 2010), Orlické hory (RYBNÍČEK et al. 2009) nebo může být zjištěn dokonce pozitivní vztah (FRANK, ESPER 2005).

Charakteristickým je pro řadu studií z území České republiky zlom z negativní korelace teplot v září předchozího roku a radiálního růstu na pozitivní korelaci v následujícím měsíci říjnu. Byl zjištěn při všech našich dosavadních průzkumech, byl jen na třech územích šlo o signifikantní korelace. Stejný zlom byl zjištěn také na českých plochách sítě ICP Forests (MZE ČR, VÚLHM, 2004), na norských monitorovacích plochách (ANDREASSEN et al., 2006) a v nižších a středních polohách Východních Tater (BÜNTGEN et al., 2007). Zatímco vyšší průměrné teploty v září jsou v našich

Vliv klimatu na
radiální růst smrku

De Martonneho Index aridity AM je definovaný jak poměr průměrného ročního úhrnu srážek PA v mm a roční průměrné teploty TA v °C +10 (DE MARTONNE 1941).

Předchozí rok



podmínkách zpravidla spojeny s relativně vysokými denními teplotními maximy a vedou tak k vysychání půdy, vyšší říjnové průměrné teploty umožňují plynulejší a pozvolnější přechod smrku k dormanci a vytváří lepší podmínky pro alokaci asimilátů a tím i pro tvorbu kambia v následujícím roce.

Positivní vliv na radiální růst v roce vzniku letokruhu mohou mít jarní a letní srážky i teploty. Na jaře smrk obnovuje svou fotosyntetickou kapacitu. Tato obnova je ovlivňována jak srážkami, tak průměrnou teplotou vzduchu a přítomností silných nočních mrazů (BERGH, LINDER 1999). Dalším vysvětlením pozitivního vlivu jarních teplot na růst smrku může být dřívější rozmrzání půdy (a tím i vyšší půdní teplota). Časnější rozmrzání příznivě ovlivňuje obnovu fotosyntetické aktivity a také zaručuje lepší dostupnost vody pro kořeny stromu na začátku kambiální aktivity v měsíci květnu.

Teploty na jaře a v létě roku, v kterém vzniká letokruh, mají obecně častěji pozitivní vztah k radiálnímu přírůstu, než vztah negativní. Významné korelace pro některý z letních měsíců byly zjištěny v početné řadě studií věnovaných radiálnímu růstu smrku (viz Fig. 34). Z námi monitorovaných území byl tento vztah doložen pro červencové teploty v Orlických horách (RYBNÍČEK et al. 2009), stejný vztah byl zjištěn například v Krkonoších (SANDER et al. 1995), ve východních Beskydech (BEDNARZ et al. 1997), v Polských a Slovenských Tatrách (BÜNTGEN et al. 2007) či v Norsku (ANDREASSEN et al. 2006). Ve všech případech jde o horské či severské lokality, kde teplota nad dlouhodobý průměr přináší zlepšení podmínek pro fotosyntézu a zároveň není tak

Fig. 34 Významné korelace klimatu – úhrň srážek a průměrných teplot – s radiálním růstem smrku ztepilého (*Picea abies*) s uvedením příkladů publikací, v kterých je patřičný vztah uveden.

vysoká, aby sebou nesla rizika, která hrozí v pahorkatinných podmínkách střední Evropy. V těchto polohách mohou být jarní či letní teploty v negativním korelačním vztahu k radiálnímu růstu, jak bylo zjištěno v našich studiích na územích Dražanské a Českomoravské vrchoviny (RYBNÍČEK et al. 2012a, b). Vysoké teploty mohou v těchto polohách vést k zhoršení uhlíkové bilance tj. k snížení přírůstu. Asimilace smrkového porostu je závislá na dopadající sluneční radiaci. V extrémně horkých a suchých dnech dochází, zejména kolem poledne, k přivírání průduchů a následně také k omezení produkce. V celkové uhlíkové bilanci se v extrémních dnech tak uplatňuje ztelná deprese fotosyntézy, spolu s vysokou autotrofní respirací a utlumenou heterotrofní respirací. Výsledkem je ztrátová celodenní bilance uhlíku v důsledku převládání disimilačních procesů za dnů, kdy bychom na základě dostatečného příkonu zářivé energie přitom očekávali bilanci aktivní (JANOŠ et al., 2004; MAREK et al., 2011). Silně stresující mohou být již průměrné měsíční teploty překračující o 3 °C dlouhodobý průměr (GRABAŘOVÁ, MARTINKOVÁ 2000, 2001). Vysoké teploty letní teploty také negativně ovlivňují dostupnost půdní vlhkosti skrze zvýšenou evapotranspiraci (MIYAMOTO et al., 2010; AAKALA, KUULUVAINEN 2011).

Relativně často byl také zjištěn negativní vztah mezi lednovými (případně únoro-vými) teplotami a radiálním růstem, z našich studií tomu tak bylo na Českomoravské vrchovině v oblasti Mohelna (RYBNÍČEK et al. 2012a). Tento vztah lze pro toto území vysvětlit tak, že teplejší leden vede k zvýšení respirace v době, kdy ztráty nemohou být kompenzovány fotosyntézou. V některých letech mohly vyšší lednové teploty také předčasně aktivovat fytohormony a procesy související s přechodem dřevin ze zimního vegetačního klidu. Naopak nízké teploty v únoru znamenají jistotu nenarušeného vegetačního klidu. V období ledna a února často přichází výraznější oblevy, při následných poklesech teplot výrazně narůstá riziko poškození mrazem. Dalším vysvětlením pro Mohelensko může být snižování zásoby vody disponibilní pro začátek růstového období – teplejší leden byl v oblasti často spojen s výraznějším větrným prouděním, kdy dochází k vysoušení povrchu půdy bez vegetace a sněhové pokrývky.

1.3.3 Zjištění stupně transformace koruny a stanovení adaptačního potenciálu smrku ztepilého

Hodnocení transformace struktury korun

Že defoliace nemusí být dostatečným indikátorem vitality stromů, přinejmenším v některých situacích, při některých zátěžích či jejich kombinacích, je opakovaně komentováno po celé období studia chřadnutí lesů (INNES 1987; DOBBERTIN, BRANG 2001), komentujeme to ostatně již v kapitole 1.3.1. Příkladem takové situace je přežívání stromů s nízkým olistěním po mnoho let na extrémních lokalitách, nebo dokonce jejich regenerace – kompenzace ztráty asimilačního aparátu tvorbou sekundárních výhonů a obnova koruny (CUDLÍN et al. 2001). Kvalitní indikátory vitality by proto měli umožnit detekovat a kvantifikovat regenerační procesy v koruně. K metodám, které takové hodnocení umožňují, patří hodnocení transformace struktury korun a růstu vzorníkových větví smrku ztepilého (CUDLÍN et al. 2000). Tato metodika umožňuje u stejně defoliovovaných stromů podle intenzity regeneračních procesů v koruně hodnotit jejich aktuální vitalitu a určit jejich stresovou reakci na makroskopické úrovni. Jsou tedy rozlišovány stromy „resistentní“ a „resilientní“. Jako „resistentní“ je dle ODUMA et al. (1979) a MÍCHALA (1992) chápán organismus, který má schopnost bránit se

změně během působení stresoru(ů). Organismus, u kterého vznikne poškození, ale je schopen na něj rychle reagovat a po skončeném působení se vracet k „normálu“, je označován jako „resilientní“.

Cílem metodiky je nalézt a ověřit možnosti využití vybraných parametrů pro stanovení klíčových momentů z hlediska odpovědi lesního ekosystému na komplexní působení stresových faktorů (překročení vnitřní tolerance systému, významnému poškození systému, doby, po kterou probíhá průběžná regenerace poškozovaných struktur) a rámcově predikovat další pravděpodobný vývoj sledovaných porostů (vyčerpání nebo regenerace systému).

V průběhu růstu smrku dochází ke tvorbě třech typů výhonů, které se liší dobou mezi založením pupenu a vyrašením výhonu (viz též kapitola 3.2). Proleptické výhony (v některých případech nazývané též syleptické) vznikají z pupenu založeného v totéž vegetačním období, pravidelné (primární) výhony se tvoří z přezimujícího pupenu, založeného v minulé vegetační sezóně a náhradní (sekundární) výhony vyrážejí na dva a více let starém dřevě. Transformace struktury koruny je pak proces, při kterém dochází k postupnému nahrazování primárních výhonů sekundárními výhony.

V procesu hodnocení korun smrku ztepilého dle metodiky CUDLÍN et al. (2000, 2001) je nejdříve hodnoceno osm základních parametrů, postup jejich hodnocení je podrobně popsán v kapitole 3.2:

- části koruny a kvantifikace jejich podílu výšky stromu;
- typ větvení;
- tvar horní části koruny;
- typ vrcholu;
- celková defoliace;
- defoliace primární struktury;
- procento sekundárních výhonů;
- typ poškození.

Postup hodnocení



Fig. 35 Stupně transformace koruny. Foto: Pavel Cudlín.

Na základě posledních dvou parametrů je pak určován stupeň transformace struktury koruny. Je přitom rozlišováno pět stupňů transformace koruny:

stupeň 0 – menší odkmenové nebo mozaikovitě poškození (u větví II. řádu), procento sekundárních výhonů < 20 %;

stupeň 1 – odkmenové nebo mozaikovitě poškození, procento sekundárních výhonů 20–50 %;

stupeň 2 – začínající periferní poškození (suché konce větví I. řádu), často podvrcholové poškození, většinou v kombinaci s odkmenovým nebo mozaikovitým poškozením, procento sekundárních výhonů 51–80 %;

stupeň 3 – převládající periferní poškození, někdy vrcholové poškození, často v kombinaci s výše zmíněnými typy poškození, procento sekundárních výhonů 81–99 %;

stupeň 4 – periferní poškození u všech větví produkční části koruny, často v kombinaci s výše zmíněnými typy poškození, procento sekundárních výhonů 100 %.

Na základě zjištěné celkové defoliace a procenta sekundárních výhonů pak lze každý strom zařadit do čtyř základních **kategorií stresové reakce** (Tab. 1, Fig. 36).

Table 1 Zařazení stromů do kategorií podle reakce koruny na působení stresových faktorů – kategorie stresové reakce (CUDLÍN et al. 2001)

Kategorie stresové reakce	Celková defoliace [%]		Procento sekundární struktury[%]	
rezistentní	≤ 35	slabě až mírně poškozené	≤ 50	slabě až středně transformované
rezilientní	≤ 35	slabě až mírně poškozené	> 50	silně až velmi silně transformované
poškozené a mírně transformované	≥ 40	středně až silně poškozené	≤ 50	slabě až středně transformované
poškozené a silně transformované	≥ 40	středně až silně poškozené	> 50	silně až velmi silně transformované

Hodnocení růstu vzorníkových větví

Pokud je zapotřebí detailnější analýzy reakce porostu na komplexní působení stresových faktorů, pak jsou u pěti vzorníkových stromů, reprezentujících nejčastěji se vyskytující stupně transformace koruny, odebrány větve (z každého vzorníku jedna) z návětrné strany z horní části čtvrté pětiny koruny. V místech větvení jsou zhotoveny příčné řezy a na nich spočítány a změřeny tloušťkové přírůsty (CUDLÍN et al. 2001). Podle věku jsou výhony rozděleny na primární a sekundární (vyrůstající na dvouletém a starším dřevě) výhony následných řádů (GRUBER 1994). Součtem hodnot časových řad „čistých produkcí“ (tloušťkových přírůstů vytvořených výhonem z vlastní fotosyntetické produkce) výhonů stejného řádu jednotlivých struktur je získána roční produkce dané struktury. Od momentu, v kterém hodnoty roční produkce dřeva následné struktury převýšily hodnoty produkce primární struktury, nastala situace, kdy produkce dřeva na bázi větve (místo, kde větev vyrůstá z kmene) byla zajišťována zejména asimiláty pocházejícími ze sekundárních výhonů (POLÁK et al. 2007).

Využití metodiky

Uvedená metodika má v environmentálním výzkumu celou řadu možných aplikací. V případě, že máme k dispozici časové řady průběhu hlavních stresových faktorů (koncentrace vzdušných polutantů, klimatické extrémity apod.), je možné s určitou pravděpodobností odhadnout vliv určitého faktoru (např. kyselá deponice) na



rezistentní strom

rezilientní strom

poškozený
a mírně
transformovaný
strompoškozený
a silně
transformovaný
strom

Fig. 36 Kategorie stresové reakce.
Foto: Pavel Cudlín.

defoliační a regenerační procesy smrku ztepilého (CUDLÍN 2003). Přiřazení stromu k určitému typu reakce na stresové působení umožňuje přesnější prognózu jeho dalšího vývoje (POLÁK et al. 2007), viz Fig. 37. Retrospektivní charakter získaných dat poskytuje dobré podklady pro upřesnění dosavadních pásem ohrožení imisemi A, B, C, D (A – neohroženější, D – neohrožené, viz kapitola 4.1.2), do kterých jsou rozčleněny všechny lesní porosty v naší republice. V minulých letech byla pomocí této metody na Šumavě, v Jeseníkách a ve Vysokých Tatrách potvrzena hypotéza, že lýkožrout smrkový (*Ips typographus*) upřednostňuje při náletu stromy s více transformovanou strukturou koruny, tedy stromy dříve poškozené, které musely nahradit ztráty asimilačního aparátu intenzivní tvorbou sekundárních výhonů (HAVLÍČEK et al. 2000; MORAVEC et al. 2002; CUDLÍN et al. 2004; KMEŤ et al. 2005; PLAŠIL, CUDLÍN 2005). Popsaná metodika poskytuje dále dobrý základ pro nový přístup k určování škod na produkci lesa způsobených nutností nahrazovat (často i několikrát) i silné větve s asimilačními orgány, které byly poškozeny nadměrným působením stresových faktorů.

Další možností rozvíjení metodiky je stanovení adaptačního a regeneračního potenciálu. **Adaptační potenciál porostu** souvisí v tomto pojetí (CUDLÍN et al. 2011) se schopností stromu odolávat komplexnímu působení stresových faktorů (zjišťuje se pomocí stupně poškození porostu) a s jeho schopností regenerace asimilačních orgánů cestou tvorby sekundárních výhonů (zjišťuje se pomocí regeneračního potenciálu). Samotný adaptační potenciál tedy v tomto případě není obecnou vlastností stromu či stromů – je především závislý na tom, na co se má strom adaptovat.

Na plochách, na kterých je zjišťován adaptační potenciál, proběhne nejdříve výše popsané hodnocení korun, včetně určení stupňů transformace korun a zařazení stromů do kategorií stresové reakce. Dále je zjištěno pro každou plochu procento odumřelých a silně poškozených stromů (stromy s celkovou defoliací větší nebo rovnou 40 %, při hraničních hodnotách rozhodují další znaky, např. výskyt žloutnutí, typy poškození koruny nebo poškození kmene). Podle jejich zastoupení je stanoven stupeň poškození porostu (Tab. 2).

Stanovení adaptačního
potenciálu
porostů smrku

SCÉNÁŘE:

A – Reakce stromů na krátkodobé stresové působení, které překročilo vnitřní toleranci stromu; poškozené asimilační orgány byly brzy téměř zcela nahrazeny regeneračními procesy.

B – Reakce stromů na déle trvající stresové působení, které překročilo vnitřní toleranci stromu; poškozené asimilační orgány byly postupně do značné míry nahrazeny regeneračními procesy po kratším či delším období cyklické regenerace výhonů.

C – Reakce stromů na chronické stresové působení, které způsobilo významné poškození stromu; delší dobu trvající období cyklické regenerace výhonů může skončit úplným vyčerpáním a odumřením stromu, anebo postupnou regenerací asimilačních orgánů.

OBDOBÍ:

I. Období reakce stromů na stresové působení, které překročilo vnitřní toleranci stromu, kdy procesy poškození převažují dočasně nad regeneračními.

II. Období cyklické regenerace výhonů – období, kdy procesy poškození jsou v rovnováze s regeneračními.

III. Období, kdy převažují buďto regenerační procesy, anebo dochází k úplnému vyčerpání a odumření stromu.

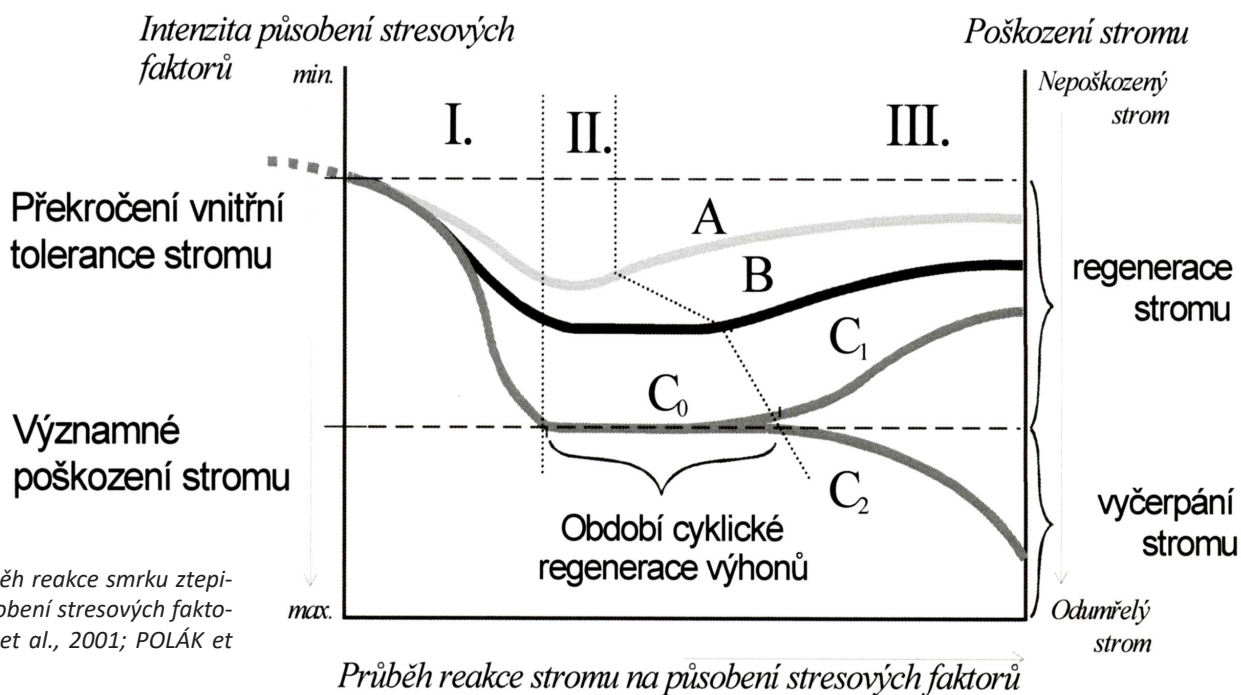


Fig. 37 Průběh reakce smrku ztepilého na působení stresových faktorů (CUDLÍN et al., 2001; POLÁK et al. 2007).

Procento poškozených stromů může být stanoveno různě, například dle metodiky KŘÍSTEK et al. (2009), tj. z terénního průzkumu mrtvých (včetně odtěžených) a poškozených stromů, přičemž za poškozený strom je v této metodice považován silně defoliováný strom, u kterého je celková defoliace větší nebo rovna 40 %. Jako rozpadlý je klasifikován porost, ve kterém je více než 50 % dospělých stromů odumřelých.

Na základě údajů LHP a výsledků hodnocení zastoupení odumřelých a poškozených stromů (celkové defoliace, defoliace primární struktury a procenta sekundárních výhonů) lze porosty zařadit do kategorií regeneračního potenciálu. **Regenerační potenciál porostu** je stanoven podle zastoupení výskytu stromů v jednotlivých kategoriích stresové reakce (Tab. 3). Vztah mezi kategoriemi regeneračního potenciálu a stupni poškození porostu je zobrazen v Tab. 4. Pro kategorii regeneračního potenciálu R2 a R4 předpokládáme, že do čtyřiceti let se u těchto porostů změní stupeň poškození porostu z kategorie O1 na O2. U ostatních kategorií regeneračního potenciálu posun v následujících čtyřiceti letech neočekáváme.

Table 2 Zařazení porostů do kategorie stupně poškození porostu podle procenta odumřelých a silně poškozených stromů.

Stupeň poškození porostu	% odumřelých stromů v současnosti	% poškozených stromů (KŘÍSTEK et al., 2009)	Následný vývoj porostu
O1	≤ 3 %	< 10 %	převaha resistantních stromů, ≤ 10 % stromů odumře do 40 let
O2	4–10 %	10–50 %	zhoršení zdravotního stavu, postupné odumírání stromů, rozpad > 50 let, 11–40 % stromů odumře do 40 let
O3	10–30 %	50–70 %	odumírání jednotlivých stromů, díry v porostu > 0,01ha, rozpad porostu přibližně za 11–50 let
O4	30–50 %	70–90 %	díry v porostu > 0,04 ha, rozpad porostu přibližně za 6–10 let
O5	> 50 %	> 90 %	pravděpodobně > 50 % odumřelých stromů do 5 let

Table 3 Stanovení regeneračního potenciálu podle procenta zastoupení stromů v jednotlivých kategoriích stresové reakce a jeho vztah ke stupňům poškození porostu.

Kategorie stresové reakce				Regenerační potenciál	Stupeň poškození porostu
1	3	2	4		
> 60 %	< 40 %	< 10 %	ne	R1	O1
			ne	R2	O1(O2*)
		> 10 %	ano	R3	O2
40–60 %	60–40 %	< 10 %	ne	R4	O1(O2*)
			ano	R5	O2
		> 10 %	ne	R6	O2
< 40 %	> 60 %		ano	R7	O2, O3
			ne	R8	O2, O3

* za 40 let

* za 40 let

Podle zařazení porostů do stupně poškození porostu a kategorie regeneračního potenciálu je nakonec porostům přiřazen stupeň adaptačního potenciálu na změnu klimatu, včetně rozsahu pravděpodobnosti rozpadu porostů v jeho jednotlivých stupních (Tab. 4).

Pro případné další upřesnění procenta pravděpodobnosti rozpadu studovaného porostu v podmínkách klimatické změny (v rámci rozpětí uvedeného v Tab. 4) je potřebné mít k dispozici prostorově relevantní klimatická data. Kromě základních klimatických charakteristik (průměrná denní teplota, denní úhrn srážek a průměrná denní rychlost větru) je pro současné klimatické poměry i pro scénář klimatické změny potřebné znát výskyt klimatických extrémních situací. Lze je definovat různě, v této

Možnosti zpřesnění stanovení pravděpodobnosti rozpadu porostu

metodice, respektive při jejím rozvíjení a verifikaci na území Jablunkovska (CUDLÍN et al. 2011) bylo pracováno s třemi definovanými extrémními situacemi:

- počet období s denním úhrnem srážek menším než 1 mm, které se ve vegetačním období vyskytly v obdobích delších než 10 dnů za sebou;
- počet dnů ve vegetačním období, kdy byla průměrná denní teplota vyšší než 30 °C;
- teplotní zlom v předjaří – počet situací, kdy průměrná denní teplota po dobu 5 dní vystoupila nad 5 °C a pak opět poklesla pod bod mrazu.

Po zjištění změny četnosti výskytu těchto klimatických extrémních situací za alespoň dvacetileté období a podle scénáře klimatické změny je pak možné upřesnit procenta pravděpodobnosti rozpadu studovaného porostu v podmínkách klimatické změny.

Table 4 Stupně adaptačního potenciálu, jeho vztah ke stupňům poškození porostu a ke kategoriím regeneračního potenciálu a pravděpodobnost rozpadu porostu do 40 let.

* rozpad porostu = porost s $\geq 50\%$ odumřelých stromů

Stupeň adaptačního potenciálu	Popis adaptačních schopností	Stupeň poškození porostu	Kategorie regeneračního potenciálu	Pravděpodobnost rozpadu porostu do 40 let*
A	Změny jsou zvládnuty bez zásadního narušení fyziologických procesů v reálném čase.	O1	R1, R2, R4, R6	0,1–0,3
B	Změny se projeví v narušení funkční stability jednotlivých stromů; dochází ke zvýšení rizika šíření sekundárních škůdců a patogenů, stabilita porostů však přímo ohrožena není.	O1, O2	R3, R5, R6, R7, R8	0,3–0,7
C	Změny se projeví v narušení funkční stability porostů a postupném rozpadu porostů; rychlost a míra rozpadu je závislá na typu stanoviště.	O2, O3	R7, R8	0,7–0,9
D	Smrk, resp. porosty smrku se nebudou schopny v reálném čase adaptovat na změny a dojde k rychlému rozpadu porostů.	O4	nestanovuje se	1
E	Dojde k náhlému odumření porostů (např. v důsledku působení sucha či desikace a přehřátí pletiv).	O5	nestanovuje se	1





ONEMOCNĚNÍ, CHŘADNUTÍ

2

2.1 ZDRAVÍ, ONEMOCNĚNÍ, CHOROBA A SOUVISEJÍCÍ POJMY

Zdraví lze definovat jako homeostatický stav, kdy se dřevina, podle své geneticky fixované ekologické valence (přirozené odolnosti) a s ohledem na svoji vitalitu danou především věkem, vyrovnává s působením vnějších nepříznivých vlivů. Zdraví může být také jednoduše definováno jako absence nemoci (onemocnění).

Pokud je homeostatický stav porušen, dochází k pozorovatelné odezvě, která byla v tradiční ochraně dřevin popisována především prostřednictvím symptomů a identifikovaného škodlivého činitele. V současné době, kdy je celá řada případů chřadnutí způsobena synergickým působením více faktorů, je tento přístup neakceptovatelný, popis průběhu onemocnění, respektive zdravotního stavu musí být pojat znatelně šířeji. V reakci na epizody chřadnutí dřevin vyvolané komplexy příčin se ukázalo jako nutné věnovat znovu pozornost jak diagnostice, identifikaci a popisu příznaků, tak základním definicím klíčových termínů jako jsou onemocnění, nemoc a choroba.

V některých pojetích je pojem zdraví stromu ztotožňován s vitalitou stromu. Toto ztotožnění není vhodné, vitalita je obecnějším pojmem (viz kapitola 1.3), pokrývá veškeré životní situace živého organismu, tj. i nemocná dřevina vykazuje určitou vitalitu, jen je tato vitalita snížena.

Rozdílne je také třeba chápat zdraví stromu, zdraví lesa a zdraví lesního ekosystému. Ačkoli v zásadě lze koncept zdraví definovaný pro strom použít také pro les (stromovou část lesního ekosystému) či pro celý lesní ekosystém, při pokusu o jeho přesnější vymezení narazíme na těchto úrovních na řadu problémů. Je totiž nejasné, co může být ještě považováno za zdraví a co již nutno považovat za „nezdraví“, respektive zda může být les či lesní ekosystém dokonale zdravý ve smyslu definice zdraví jednotlivce. Smrt jednotlivých stromů je nevyhnutelná a je, stejně jako zrození, přirozenou součástí životního cyklu lesa. Pokud jeden z druhů dřevin daného lesa chřadne, je zřejmé, že je nezdravý, respektive nemocný – jde však nutně o snížení zdraví celého lesa? Může tomu tak být a také nemusí. Vymezit zdraví lesa či lesního ekosystému jednou obecně platnou definicí je nemožné, a to jednak z jejich obecné povahy, jednak z důvodu závislosti vymezení zdraví na tom, z jakého hlediska je posuzováno a jaké časové a prostorové měřítko je použito (viz také kapitola 2.4).

V literatuře tak lze nalézt spíše vymezení vhodných indikátorů, které pomáhají rozpoznat zdravé lesy či lesní ekosystémy, než samotné definice jejich zdraví jako takového. Například SAMPSON (1996), ALLEN (2001) a EDMONDS et al. (2011) definují v podmínkách severoamerických lesů šest základních indikátorů zdraví lesního ekosystému:

1. Stromy v úrovni se jeví jako vitální a zdravé. Druhová skladba, věková struktura a hustota porostu odpovídají stanovišti (dlouhodobému normálu na daném stanovišti) a růst a mortalita jsou v souladu s typem ekosystému a věkem dominantních stromů.
2. Diversita vegetace je v rovnováze se vztahem mezi dostupnými zdroji a požadavky rostlin na ně (světlo, voda, živiny, životní prostor).

Zdraví

3. Les má kapacitu tolerovat pro něj známé disturbance (jako je např. vítr) a obnovovat se po nich.
4. Půdní eroze je minimální. Ve vodních tocích je čistá voda (kromě extrémních odtokových událostí), břehy jsou dostatečně stabilizovány břehovými porosty.
5. Vodní druhy mají odpovídající rozmanitost a indikační druhy jsou mezi nimi přítomny v odpovídající početnosti.
6. Druhovú diverzita a početnost zvěře jsou vhodné pro daný ekosystém.

DEFINICE ZDRAVÉHO LESNÍHO EKOSYSTÉMU

(výběr z literatury, převzato z EDMONDS et al. 2011, upraveno)

- Ekosystém v podmínkách, kdy biotické, abiotické i antropogenní faktory působící na les (jako například hmyzí škůdci, znečištění ovzduší, sucho, těžba) neohrožují cíle hospodaření, a to ani v současnosti ani v budoucnosti.
- Plně funkční společenstvo rostlin a živočichů a jejich prostředí.
- Ekosystém v rovnováze.
- Ekosystém ve stavu, kdy je udržována jeho komplexita a přitom poskytuje člověku potřebné zdroje.
- Ekosystém odolávající změnám.
- Ekosystém, který je schopen obnovovat se po poškození přírodními i antropogenními stresory.
- Ekosystém setrvale si udržující podstatné funkce a procesy.
- Ekosystém prostý dis-stresu charakterizovaného sníženou primární produktivitou, zrátkami živin, ztátkami biodiverzity, rostoucími fluktuacemi početnosti klíčových populací, negativními změnami struktur a početným výskytem a vysokým stupněm napadení houbovými chorobami a škůdci.

Situace „nezdraví“ je v češtině označována zpravidla jako choroba, nemoc či onemocnění. NEGER (1924) definoval chorobu jako odchylku od normálních fyziologických procesů. GÄUMANN (1946) chorobu charakterizoval obsáhleji jako dlouhotrvající patofyziologický proces, způsobený vnějšími vlivy, který vyvolává podstatné strukturální změny v buňkách, pletivech, orgánech, případně v celém organismu rostliny. Podobným způsobem chorobu definuje také NEČAS (1972), podle něhož je choroba poruchou normálních fyziologických funkcí organismu a vzniká buď vlivem nepříznivých činitelů anebo je vyvolána primární disfunkcí některých orgánů či systémů samotného organismu. WHEELER (1975) označuje pojmem choroba všechny odchylky od normálních funkcí, které mají za následek nedostatečnou výkonnost rostliny nebo sníženou schopnost přežít a udržet svůj funkční prostor. ČERNÝ (1976) chorobu definuje jako dynamický proces provázený poruchou fyziologických funkcí, změnami ve struktuře pletiv a poklesem produktivity a vitality. BATEMAN (1978) chorobu charakterizuje jako škodlivou změnu živých systémů v jednom nebo více řízených procesů využívání energie způsobenou stálou iritací příčinným faktorem nebo faktory. Ve všech těchto pojetích jsou pojmy nemoci, onemocnění a choroby synonymy. Dnes je pro takto široce definovaný stav „nezdraví“ používáno nejčastěji označení onemocnění (odpovídající anglickému „disease“).

Onemocnění

Onemocnění je stav, kdy je růst a vývoj rostliny abnormální. Nemocná rostlina je nezpůsobilá udržet normální fyziologické funkce na úrovni vyplývající z jejího genetického potenciálu. Je to patologický stav, při kterém je změněna funkce buněk a dochází k morfologickým poškozením buněk, tkání a orgánů. Onemocnění je poruchou rovnováhy vnitřního a vnějšího prostředí organismu nebo poruchou celistvosti jeho součástí, tj. jde o stav, kdy je porušena stavba nebo funkce jednoho či více orgánů. Původce přitom může být biotický, abiotický, antropogenní nebo může jít o komplex příčin.

Při normativním vymezení zdraví a onemocnění by jako onemocnění měl být označen pouze takový stav, který vede k viditelnému, respektive rozpoznatelnému zhoršení vitality. Při takovém vymezení však mohou některá vážná onemocnění zůstat utajena až do mortalitní fáze, kdy již je stav nevratný. Při funkcionalistickém vymezení jsou definovány některé funkce organismu jako správné a jiné už jako patologické, bez ohledu na to, jestli jsou ty patologické provázeny rozpoznatelným zhoršením vitality. Posun od fyziologických hodnot sledovaných indikátorů či funkcí k patologickým je často plynulý, základním problémem je tak stanovení „normálních“ hodnot indikátorů či „normálnosti“ realizace funkcí.

Pojem nemoc je synonymem onemocnění, choroba může být rovněž jeho synonymem nebo může být pojata úžeji, jako onemocnění vyvolané biotickou příčinou s určitými charakteristickými projevy a průběhem. MRKVA (1993) chorobu v tomto užším vymezení definuje jako stav rostliny, kdy došlo k trvalejšímu, pozorovatelnému ovlivnění vnitřních procesů či stavu rostliny vlivem působení patogenního organismu (infekčního agens). Onemocnění způsobená jinými než biotickými faktory jsou pak nazývána poruchy (KŮDELA et al. 1989, MRKVA 1993), viz Fig. 38.

Poruchou je tedy škodlivá změna mající dopad na metabolické procesy, která je vyvolána jinými vlivy než patogenními organismy, jde tedy například o změny indukované klimatickými extrémny, chemismem atmosféry či půdy, genetickými poruchami apod. (MRKVA 1993).

Porucha

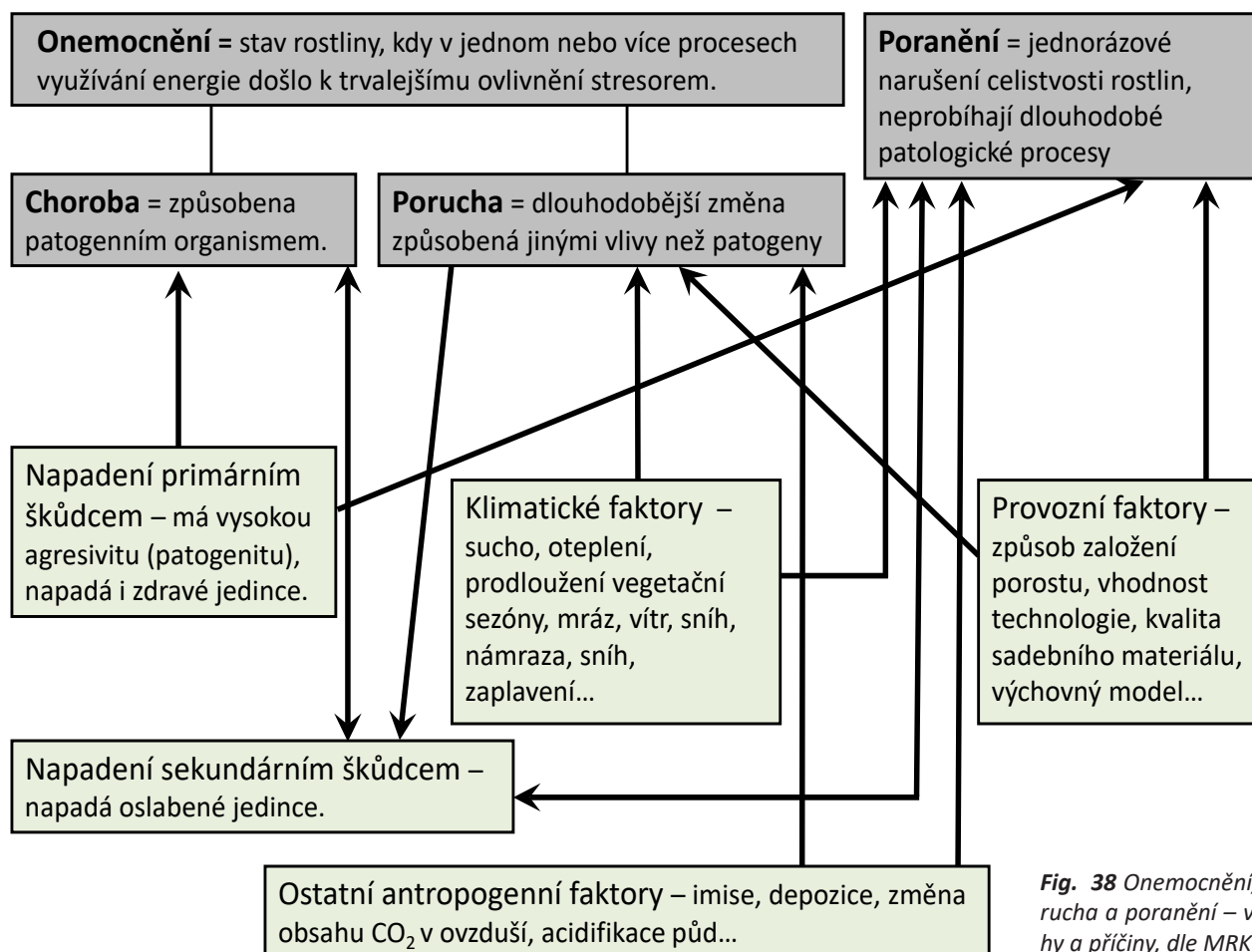


Fig. 38 Onemocnění, choroba, porucha a poranění – vzájemné vztahy a příčiny, dle MRKVY 1993.

Poranění

Destruktivní změny, které jsou vyvolány víceméně jednorázovým působením abiotických či biotických faktorů, zpravidla nejsou chápány jako onemocnění. Nejčastějším označením takových změn je poranění, méně časté a vhodné je poškození. Termín poškození je totiž používán také jako obecné označení jakékoliv negativní změny morfologie či fyziologie, v některých kontextech pak také jako zastřešující označení pro poruchy a poranění, tj. pro disfunkce postiženého orgánu, kdy neprobíhají pro chorobu typické dlouhotrvající patologické procesy a nakonec i jako souhrnné označení újem na dřevině, které vedou ke změně hospodářsky (ekonomicky) významných vlastností, viz níže. Poranění mohou být způsobena například klimatickými faktory (poranění kroupami, prudkým deštěm, bořivým větrem), žirem hmyzu (defoliátoři i podkorní či dřevokazný hmyz) či jinými obratlovci (okus a ohryz či loupání sudokopytníky či drobnými hlodavci). V některých případech se však mohou i poranění projevovat postupně, pozvolna a mohou tak být obtížně odlišitelná od chorob. Příkladem takových poranění mohou být poranění vyvolaná mrazem, jako jsou mrazové praskliny.

Poškození

Z hlediska tradiční ochrany lesa, která je zaměřena primárně na ochranu kvantity a kvality produkce popřípadě na ochranu funkcí lesa, je klíčovým pojmem poškození stromu. Za poškození je považována jakákoliv fyziologická porucha, důsledkem které dojde k zhoršení vývoje stromu, produkce dřevní hmoty anebo k snížení její kvality (PFEFFER 1961). Jde tedy nejen o disbalanci dřeviny, ale také o nežádoucí změnu jejich morfologických a anatomických vlastností, změnu, při které klesá funkční způsobilost a upotřebitelnost dřeviny.

Příčiny, původci

Onemocnění jsou, stejně jako všechny ostatní přírodní jevy, výsledkem vztahu mezi příčinou a následkem. Popis onemocnění a jeho průběhu proto nutně musí z konceptu kauzality vycházet. Faktor, který označíme za příčinu onemocnění, je logicky faktorem, bez něhož onemocnění nemůže v dané formě vzniknout a rozvíjet se. **Příčina určuje jedinečnost onemocnění, jeho charakteristické rysy.** Vznik onemocnění (ale i jeho průběh, viz níže) je však samozřejmě ovlivněn i celou řadou dalších faktorů, které samy o sobě onemocnění sice nevyvolávají, nicméně k němu dřevinu predisponují. Tyto podmínky onemocnění mohou být nutnými podmínkami jeho vzniku, ale mohou také jen ovlivňovat formu příznaků, rozsah a intenzitu patologických procesů nebo rozsah konečných následků onemocnění. Dalším důležitým pojmem je původce onemocnění. V některých pojetích jsou termíny příčina a původce ztotožněny, častější je použití termínu **původce** pouze pro **druh či skupinu druhů organismů vyvolávající chorobu.**

Nauka o příčinách a původu chorob se nazývá **etiologie**. Její obsah je někdy chápán úzce pouze jako studium bezprostředních příčin, původců onemocnění, jindy je chápán šířeji jako studium všech podmínek a posloupnosti událostí, které onemocnění doprovází. Termín etiologie se také používá pro označení popisu (soupisu) příčin, původu a podmínek onemocnění.

Rozdělení onemocnění dle příčin

Podle množství příčin lze onemocnění rozdělit na monoetiologická a polyetiologická. **Monoetiologická (monokauzální) onemocnění mají jednu příčinu vzniku,** patří k nim jak biotická onemocnění vyvolaná jedním druhem patogena, tak abiotická onemocnění jako jsou onemocnění způsobená klimatickým faktorem či půdním faktorem nebo nevhodným pěstitelským či ochranným opatřením. **Polyetiologická (polykauzální) onemocnění jsou způsobena komplexem příčin a to biotických i abiotických.** Mezi jednotlivými faktory mohou přitom být různé typy vztahů, charakteristická může být také posloupnost jejich uplatnění. Při složitějších komplexech působících faktorů může být problematické odlišení příčin a důsledků pozorovaného zdravotního stavu. Lze také předpokládat, že za polykauzální jsou považována některá onemocnění,

u kterých není dostatečně objasněn jejich vznik a průběh a v budoucnu se tak může ukázat, že se ve skutečnosti jedná o monokauzální onemocnění, jehož příčina byla skryta (viz dále kapitola 2.2).

Biotickými původci onemocnění, tj. původci chorob dřevin, respektive tzv. bionóz (z řeckého *nosos* = nemoc), mohou být zástupci všech organických říší. Jde o:

- nebuněčné biologické jednotky – viroidy, viry;
- prokaryotické organizmy – bakterie, rickettsie (RLO = „Rickettsia like organism“) a mykoplazmy, respektive cytoplazmy (MLO = „Mykoplasma like organism“);
- houbám podobná *Protista*;
- houby *Eumycota*;
- cévnaté rostliny *Tracheophyta*;
- řasy *Algae*, vesměs však pouze v tropických oblastech na listech dřevin;
- prvoci *Protozoa*;
- háďátka *Rhabditida*;
- roztoči *Acari*;
- hmyz *Insecta*.

Výčet abiotických příčin onemocnění se kryje s výčtem abiotických stresorů uvedeným v kapitole 1.1.2.



2.2 PROJEVY A PRŮBĚH ONEMOCNĚNÍ

2.2.1 Definice pojmů

Zjevné projevy, příznaky onemocnění jsou označovány jako symptomy. **Symptom je pozorovatelným či jinak zjistitelným projevem dějů a procesů spojených s onemocněním.** Může jít o projevy, které jsou reakcí nemocné rostliny, stejně jako o projevy prezenze atakujícího organismu. Nejčastěji jde o poruchy růstu (potlačení či naopak nadměrný růst), změny tvaru (deformace či transformace pletiv a orgánů), změny zbarvení, odumírání částí rostlin (vadnutí, hniloby, nekrózy), prezenze exudátů (látek vylučovaných rostlinou v reakci na onemocnění) nebo prezenze viditelných struktur vytvářených původcem choroby (plodnice hub, háčky apod.).

Symptomy mohou být **nеспецифické** – ukazují na zhoršení zdravotního stavu bez jasné vazby k původci a **specifické**, které jsou charakteristické pro konkrétní onemocnění. Podle časové následnosti rozeznáváme symptomy **počáteční (primární, iniciální) a následné (sekundární)**. Podle úrovně viditelnosti lze symptomy rozdělit na **makroskopické a mikroskopické**. Podle rychlosti uplatnění, délky trvání a do jisté míry i intenzity rozlišujeme symptomy **akutní (náhlé) a chronické (vleklé)**. Akutní symptomy se tvoří krátce po vzniku onemocnění, obvykle jsou silné, nápadné. Doprovází zejména onemocnění, kdy dochází k akutnímu stresu, tj. intenzita působení daného faktoru(ů) je náhlá a silná. Chronické symptomy se rozvíjí pomaleji, mohou trvat dlouhou dobu, přechodně mizet a znovu se objevovat, zpravidla jsou méně specifické. Podle následků na úrovni buněk a pletiv lze symptomy rozdělit (KŮDELA 1989) na **nekrotické** (vedou k degeneraci a smrti napadených pletiv), **hyponastické** (vedoucí k zastavení růstu nebo diferenciaci buněk a pletiv) a **hyperplastické** (vedoucí k nadměrnému růstu buněk).

Soubor příznaků charakteristický pro dané onemocnění se nazývá syndrom. Soubor všech příznaků onemocnění tvoří symptomatický (klinický) obraz. Symptomatický obraz může být typický, probíhá-li onemocnění tak, jak je pro něj běžné, nebo atypický, je-li průběh onemocnění odlišný. Symptomy jsou důležitým vodítkem při stanovení příčin, mnohá onemocnění mají podle svých výrazných symptomů svá jména. Příznaky chorob se zabývá **symptomatika (symptomatologie)**.

2.2.2 Přehled symptomů

V symptomatice je používáno velmi široké spektrum termínů, které slouží k přesnému popisu a typizaci symptomů. Následující přehled – vycházející z KŮDELY et al. (1989) a manuálů programu ICP Forests – je shrnutím pouze těch nejčastějších a obecně používaných. Podstatné je rozlišení příznaků na úrovni jednotlivých orgánů (zejména symptomů na listech a jehlicích) a příznaků na úrovni celé koruny či jedince. V této kapitole se budeme věnovat symptomům na úrovni jednotlivých orgánů, symptomy na úrovni korun a stromů budou podrobně komentovány v kapitole 3.

Velmi častým symptomem je změna barvy listů či jehlic, tj. diskolorace. Může být celková (celý list), částečná (různé dílčí části listu) nebo skvrnitá či mozaikovitá. Okraj ploch či skvrn se změněnou barevností může být nejasný, difúzní nebo ostrý s jasnou hranicí mezi diskolorovanou a zelenou částí (viz Fig. 39). Změny zbarvení jsou

Symptom

Symptom – z řeckého συμπτῶμα, shoda okolností, nehoda.

Syndrom, symptomatický obraz

Pojem **syndrom** se používá také pro označení komplexů příznaků, u kterých nejsou jasné příčiny či původci, tj. není dosud objasněna povaha onemocnění, přesto je na základě opakující se specifické kombinace těchto příznaků pravděpodobné, že se jedná o jeden fenomén.

Změny zbarvení

způsobeny rozkladem buněk a pletiv (nekrózy), defekty chlorofylu (chloróza), zvýšenou produkcí žlutých, červených a černých barviv (antokyanizace, melanismus), zvýšením obsahu vody v mezibuněčných prostorech (sklovitost).



a) diskolorace či zasychání od špičky listu



b) okrajová diskolorace či zasychání



c) dílčí diskolorace či zasychání



d) plošková mozaika



e) kroužková mozaika



f) dubolistá mozaika



g) internervální diskolorace



h) žilková páskovitost



ch) světlání žilek

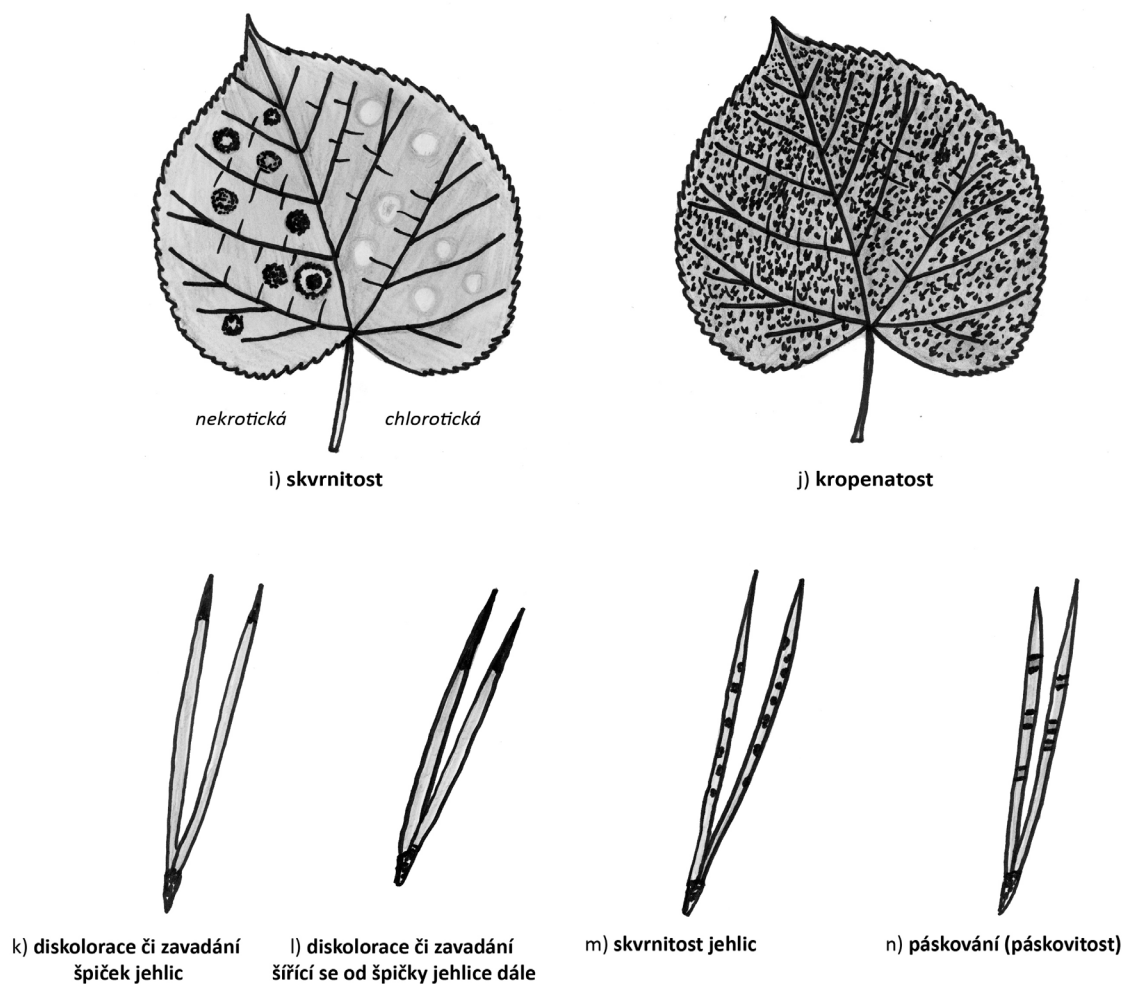


Fig. 39 Symptomy onemocnění – typy diskolorace a zasychání jehlic a listů, dle KŮDELY et al. (1989) a manuálu ICP Forests. a)–j) symptomy na listech; k)–n) symptomy na jehlicích.

Žloutnutí (chloróza) – bíložluté, žlutozelené nebo žluté zbarvení, které je výsledkem redukce velikosti či počtu chloroplastů, destrukce chlorofylu nebo neschopnosti syntézy chlorofylu. Nejčastěji jde o diskoloraci, která postupuje listem či jehlicí od okraje či špičky listu, lze ovšem nalézt i další lokalizace (Fig. 39). Žloutnutí provází například poškození vyvolaná mrazem, suchem, vzdušnými polutanty, deficience hořčíku, manganu, železa, dusíku, poškození houbami (václavky, sypavky, rzi...) či savým hmyzem. Celkově velmi běžný symptom.

Červenání – oranžově červené až hnědočervené zbarvení. Díky mizení chlorofylu se projeví přítomnost karotenu v chloroplastech či antokyanů ve vakuolách. Červenání provází například deficienci draslíku, poškození mrazem, posypovou solí, vzdušnými polutanty či některé choroby asimilačního aparátu. Stejně jako žloutnutí je také samozřejmě průvodním znakem senescence.

Hnědnutí – v různých odstínech hnědé. Vzniká enzymatickou přeměnou polyfenolů v buněčné šťávě na hnědé oxidační produkty. Běžně doprovází poruchy, poranění či choroby končící odumírání pletiv.

Černání – vzniká nahromaděním tmavofialového antokyanu v několika vrstvách buněk nad sebou, nakupením melaninů v pletivech, nebo nakupením plodnic či jiných struktur patogena (např. svrašťelka javorová *Rhytisma acerinum*).

Stříbřitost – stříbřité či stříbřité šedé zbarvení listu. Zbarvení vzniká odtržením epidermis od palisádové vrstvy buněk, vzniklá dutina se plní vzduchem a vytváří stříbřité zbarvení listu. Vzniká v důsledku činnosti patogena (jeho struktur či produktů metabolismu), například houby *Stereum purpureum* nebo vlivem poškození přízemním ozonem.

Bronzovitost – kovové tmavohnědé, často lesklé, zbarvení. Vzniká za situace, kdy dojde k destrukci epidermálních buněk, buňky mezofylového pletiva přitom zůstanou zelené, mají normální turgor, bronzové zbarvení je kombinací barev odumřelých a zdravých buněk.

Sklovitost – zvodnatění, zprůhlednění pletiv listu při nahromadění vody v intercelulárních prostorách. Objevují se například u některých bakterióz či poškození mrazem.

Důležité je při popisu barevných změn jasně popsat rozmístění těchto změn na listu a jejich rozsah. Nejčastější lokalizace jsou patrné z Fig. 39. Velmi časté jsou diskolorace či zasychání listu, které začínají na špičce jehlice či listu nebo na jejich okraji (Fig. 39 a, b, k, l), zpravidla pak s rozvojem onemocnění postupují dále do čepele. Tento postup může být rovnoměrný nebo se může výrazně rychleji uplatňovat v prostoru interkostálních polí, tj. v čepeli mezi žilkami druhého řádu – kolem těchto žilek může list dlouho zůstat zelený (Fig. 39 g). Takový postup lze pozorovat zejména u méně členěných listů, jako jsou například listu buku (např. při poškození suchem nebo akutním poškozením imisemi). Pokud naopak je diskolorována jen úzká zóna kolem hlavní žilky a žilek druhého řádu, hovoříme o **žilkové páskovitosti** (Fig. 39 h). Při postižení žilek může docházet k jejich **prosvětlení**, tj. k zvýšené průsvitnosti patrné zejména proti světlu (Fig. 39 ch).

Diskolorované či zasychající plochy mohou být souvislé nebo mohou tvořit různé typy **mozaik**. Při mozaikách mají diskolorované plochy zpravidla ostré ohraničení, mohou být tvořeny ploškami různě vyplňujícími interkostální pole (Fig. 39 d), nebo mohou tvořit různé obrazce – například při poškození minovači (Fig. 39 e, f). Pokud později původně zřetelně oddělené barevné plochy splývají, označuje se tento typ diskolorace **strakatostí**. Pokud jsou diskolorované plochy drobné, více či méně koncentrické, označujeme poškození jako **kropenatost** – při drobných skvrnkách pokrývajících víceméně rovnoměrně list (Fig. 39 j), nebo **skvrnitost** – skvrny jsou větší, různě rozptýlené (Fig. 39 i, m). Na jehlicích se dále mohou objevovat pásy přes celou šířku jehlice, nejčastěji s ostrým přechodem mezi zelenou a barevnou částí, případně i s tmavou oddělovací linií (Fig. 39 n).

Dalšími nápadnými symptomy jsou změny tvaru. Mohou být důsledkem odumírání pletiv, přeměny pletiv či orgánů, vznikají tvorbou nových orgánů na nepřírodných místech, v nenormálním počtu či v nenormální době, tvorbou novotvarů (hálky, nádory) či dalšími poruchami růstu a vývoje. Mohou se projevovat na jednotlivých orgánech, nebo mohou postihovat celou rostlinu. Nejběžnějšími jsou změny tvaru, respektive deformace listů přímo spojené s odumíráním listových pletiv nebo s poraněním listu fytofágy či houbovými patogeny. Jde o svinování, ohýbání, rolování či varhánkování listů a kroucení či prolamování řapíků (Fig. 40).

Obecně lze tvarové změny zařadit do dvou základních skupin: změny způsobené potlačením růstu a změny způsobené podnícením růstu.

Pokud dojde k rovnoměrnému zmenšení rostliny při zachování proporcí jednotlivých částí, hovoříme o **zakrslosti (nanismu)**. **Krnění (atrofie)** však samozřejmě může postihovat jen některé orgány a to kořeny, stonky (rozetkovitost), listy (drobnolistost, nitkovitost, kopřivovitost – celokrajné listy se mění v úkrojkové, kapradinolistost

Změny tvaru

Atrofie = zmenšení normálně vyvinutého orgánu, podmíněné úbytkem buněk nebo zmenšením jejich velikosti.

– redukce interkostálního mezofytu, kápnovitost – složitá morfóza projevující se kornoutkovitým tvarem čepele), květy (krnění kalicha, korunních plátků, semeníku, potlačování osin) i plody (destrukce embrya a endospermu, osemení, oplodí). Při krnění přitom nejen že se orgány zmenšují, ale dochází i k jejich tvarovým změnám.

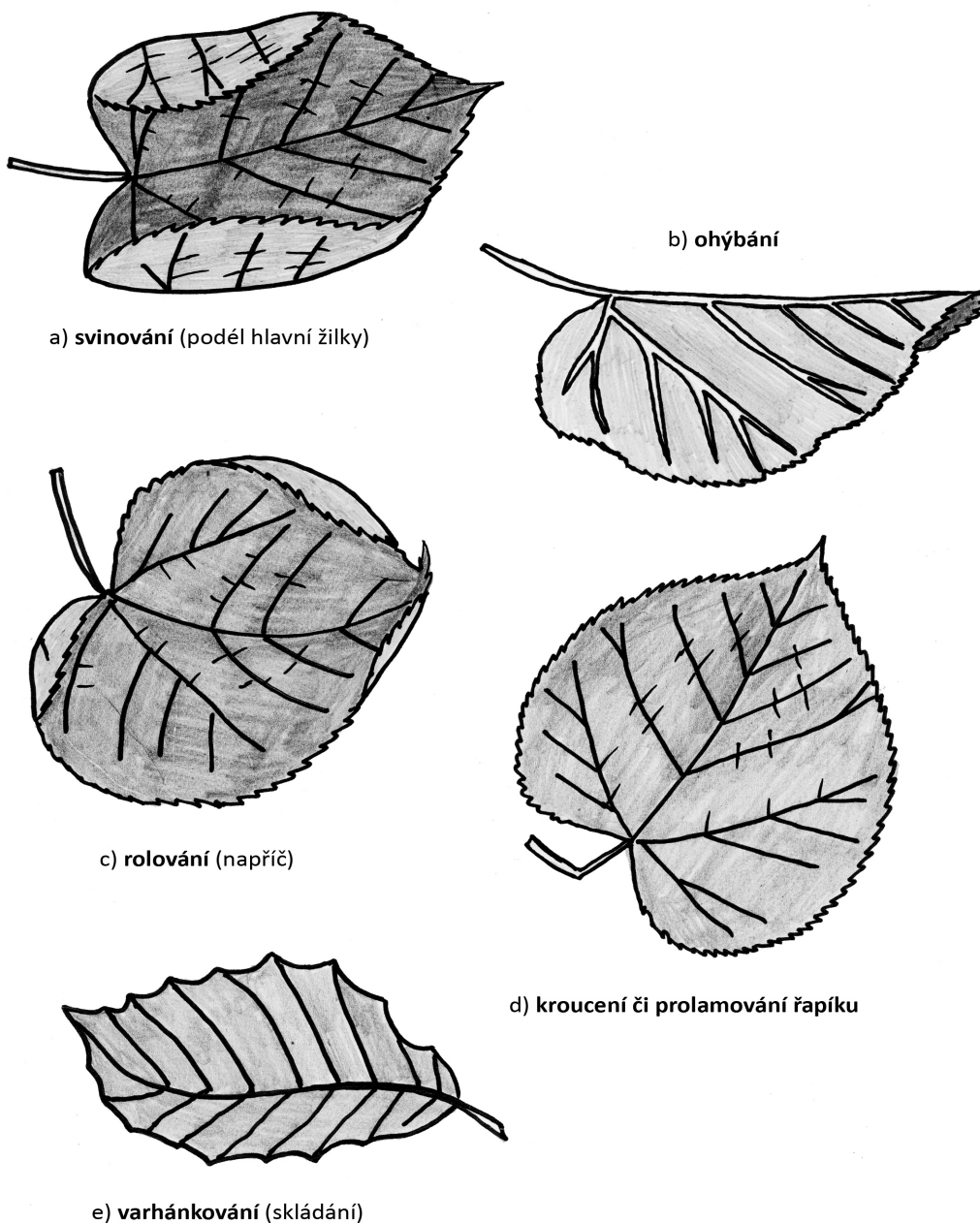


Fig. 40 Symptomy onemocnění – typy tvarových změn a deformací listů, dle manuálů ICP Forests.

Změny tvaru způsobené podnícením růstu vývoje lze rozdělit na anomálie vzniklé:

- nadměrným nebo nerovnoměrným růstem pletiv, orgánů či celé rostliny;
- zmnožením orgánů a jejich případným znetvořením;
- předčasnou tvorbou normálně vyvinutých pletiv a orgánů.

Vlivem zvětšení nebo zmnožením epidermálních či subepidermálních buněk mohou vznikat různé **výrůstky (exkrescence)**. Vícebuněčné výrůstky na povrchu orgánů rostlin vznikající z pokožkových a podkožkových buněk se nazývají **emergence**.

Polštářkovité výrůstky (zduřeniny) na listech a plodech tvořené abnormálně zvětšenými buňkami se nazývají **intumescence**. Výrůstky na rubu, někdy i na líci listů, či na jiných orgánech v podobě křídlovitých nebo kýlovitých útvarů se nazývají **enace**.

Pokud dojde k lokalizovanému rychlému zmnožení buněk, zpravidla provázenému i jejich zvětšením, jsou vzniklé novotvary označovány jako **nádory (tumory)** nebo **hálky**. V některých případech jsou oba pojmy považovány za synonyma, častější je však jejich rozlišení. Za hálky jsou pak považovány novotvary, které vznikají na rostlinách jako reakce na fytohormony, které vylučuje cizorodý organismus. Vznikají nejčastěji na meristémeh, v místech, kde dochází k nejrychlejšímu dělení buněk (spodní strana listu, lodyha, pupen či vzácněji větev, kořen, květ, plod). Jednotlivé druhy hálek mají obvykle víceméně standardizované rozměry dané velikostí a biologii organismu, který jejich vznik vyvolává. Jako nádory jsou označovány novotvary, zduřeniny či ztlustěliny vznikající z jiných příčin než hálky, jejich velikost může být různorodá, provází například řadu houbových či bakteriálních onemocnění.

Abnormální zvětšení celé rostliny, nebo její části se označuje **gigantismus**. Pokud je postižen jen některý orgán, vznikají tvarové disproporce, může dojít také k omezení růstu dalších orgánů (například tvorba malých listů v reakci na nadměrný růst osy). Nerovnoměrný růst jednotlivých částí orgánů může být příčinou různých deformací – **kroucení, ohýbání** atd. Pokud roste horní strana orgánu rostliny, například listu rychleji než spodní, dochází k ohybu tohoto orgánu směrem dolů. Tento jev nazýváme **epinastie**. Je-li tomu opačně, mluvíme o **hyponastii** (Fig. 40 b). Nadměrným růstem na jedné straně listu může docházet také k jeho **svinování** (Fig. 40 a). Nestejným růstem nebo zvětšováním palisádových nebo mezofylových buněk vzniká deformace listu, kdy se na jeho ploše střídají vyklenuté a vkleslé plochy, čepel je zvlněná nebo kadeřavá – hovoříme tedy o **kadeřavosti**.

Pokud dochází k nadměrnému vytváření výhonů dřevin, vznikají metlovité útvary s nahloučenými, často propletenými a růstem drobnějšími výhony – **čarověníky**. Pokud jsou ve větším počtu vytvářeny osy rostliny, často srůstající, zploštělé, někdy zkřivené se zakrnělými či deformovanými listy, označujeme tuto deformaci jako **svazčitost (fasciace)**. Nadměrná tvorba kořenů se nazývá **vlasovitost**.

Vznik různých tvarových abnormalit bývá často také spojen s vývojovými poruchami, dochází k předčasnému rozvinutí rostlinného orgánu – **prolepse**, nebo naopak k jeho předčasnému shozu (defoliace, předčasné opadávání květů či plodů), může také docházet k dokonalému vývoji pletiv a orgánů, které jsou normálně zakrnělé či neaktivované – **atavismus**.

Další tvarové anomálie mohou být způsobeny přeměnou pletiv a orgánů. V důsledku ukládání suberinu do buněčné stěny může například dojít k přeměně epidermálních a subepidermálních, případně i vnitřních pletiv, v korkové pletivo – **korkovitost**. Budou-li korkové vrstvy vznikat společně s tloušťnutím povrchových vrstev orgánu, dojde ke vzniku lézí se zdrsňeným či důlky pokrytým zprohýbaným povrchem – **strupovitost**. Ukládáním ligninu do tlustých stěn cév a libriformních vláken bude docházet k **dřevnatění (lignifikace)**.

Charakteristickým příznakem je také průběh, respektive vizuální podoba odumírání orgánu(ů) či celé rostliny. Symptomatické stavy přitom mohou předcházet smrti rostliny, bezprostředně ji doprovázet, nebo se objevovat až po ní. Na živých rostlinách pak může jít o stavy vratné i nevratné. Častým symptomem a to jak vratným, tak nevratným je ochablost (snížení turgoru) rostlinných orgánů, tj. **vadnutí**. Bezprostřední příčinami jsou zmenšený příjem vody (z důvodu nedostatku vody v půdě, snížení schopnosti přijímat vodu, například při zasolení půdy nebo v důsledku poškození vodivých

Suberin = voskovitá látka, která se ukládá ve ztlustlých buněčných stěnách korkového pletiva rostlin, podstatná část korku. Libriformní vlákna = dřevní vlákna, jsou tvořena protáhlými vřetenovitými buňkami se zašpičatělými konci a malými tečkami. Jejich rozměry závisí na druhu dřeviny, jejím věku, poloze ve kmeni apod. Mají zejména zpevňující, vyztužovací funkci.

Symptomy odumírání

pletiv rostliny) nebo zvětšení transpirace. Jako vadnutí jsou označovány také choroby způsobené viry, bakteriemi nebo houbami (např. rody *Fusarium*, *Ceratocystis*), při kterých dochází k ucpaní cévních svazků. Toto označení chorob je přitom někdy používáno matoucím způsobem – bývá totiž používáno i pro tracheomykózní a tracheobakteriální onemocnění, při kterých není zavádění součástí symptomatického obrazu. Pokud je vadnutí velmi rychlé, následované hnědnutím a zasycháním odumírajících pletiv, hovoříme o **usychání**. Dochází k němu při vážném akutním nedostatku vody.

Pokud dojde v průběhu onemocnění k náhlému, prudkému vypadnutí či zhroucení funkcí důležitého orgánu, nazývá se tento stav **mrtvice (apoplexie)**. Jde zejména o náhlé rychlé usychání jednotlivých větví či částí koruny.

Lokalizované odumření části pletiv nebo orgánu vlivem usmrcení buněčné protoplazmy se označuje jako **nekróza**. Nekrózy se objevují na orgánech ve formě lokalizovaných převážně hnědých, méně černých či jinak barevných skvrn nebo ve formě rozsáhlejších, plošných destrukcí. Mohou být na listech, kmene, větvích, plodech, kořenech. Nekrotické rány – **léze** mohou být zasychající nebo naopak vodnaté, mokvající, postupně může docházet k jejich prohlubování, mohou být lemovány či překrývány hojivým pletivem (stávají se uzlovitými, boulovitými útvary), může docházet k opakovanému popraskání. Zvětšující nehojící se léze vytvářející boulovité útvary nebo jiné trvalejší znetvoření bývají nazývány také **rakovinou**. S listovými nekrózami souvisí **dírkovitost**, kdy dochází k proděravění listů v důsledku vypadávání lézí. K nekrózám patří i **spála („scorch“)** a **„scald“** (lze přeložit **opařenina**, používá se však převážně anglický termín). Spála je soubor lézí, které připomínají spáleninu rostlinných pletiv. Objevuje se tedy například červenání, hnědnutí, zasychání částí listů (dílčí či okrajové zasychání, viz Fig. 39) spojené s jejich sroucením (listová spála), plošné nekrózy kůry spojené s jejím odlupováním (korní spála). Příčiny spál mohou být biotické (například bakteriózy) i abiotické (vysoká teplota či oslunění). Termín „scald“ se používá pro léze připomínající opaření horkou vodou – vybělené či zprůsvitnělé léze.

Frekvencovaným termínem při popisu onemocnění je **hniloba**. Označují se jím jednak rozklad rostlinných pletiv vyvolaný činností proniknuvších hub nebo bakterií, jednak samotné choroby, při kterých se tento rozklad objevuje. Hniloby mohou být dále různě kategorizovány, například podle průběhu na tvrdou (suchou) a měkkou hnilobu nebo podle charakteru či zbarvení na bílou (zůstávají nerozložené bělavé zbytky celulózy), červenou, hnědou (zůstávají ligninové hnědé či červenohnědé zbytky), voštinovou hnilobu (hniloba vytváří dvůrky ve dřevě) atd. Tvrdá hniloba je pomalu se šířící rozklad, voda uvolněná z izolovaných buněk je vysušována a pletiva zůstávají poměrně suchá. U měkké hniloby je rozklad pletiv rychlejší, buňky ztrácejí schopnost držet vodu, dochází k zamokření a ztrátě mechanické pevnosti. U hnilob jsou pak dále pozorovány další dílčí specifické znaky (například přítomnost černých linií), které upřesňují symptomatický obraz.

Řada onemocnění je provázena tvorbou různých **exudátů** a **slizu**. Exsudáty jsou látky vylučované rostlinou difúzí, sliz je viskózní tekutina vylučovaná z rostliny přirozenými otvory (průduchy, hydatody, ránami). Výrony gumy, kleje, gelových či lepi-vých látek se nazývají **klejotok (gumóza)**. Abnormální exsudace rezinu u jehličnanů je označována **smolotok (rezinóza)**.

Od předchozích symptomů je nutné odlišit struktury či produkty biotických původců, i ony jsou však pochopitelně podstatné pro symptomatický obraz onemocnění, často jde o charakteristické, specifické **znaky**, které umožňují identifikaci onemocnění. Jde například o přítomnost, vajčích, larev, požerků, plodnic hub, mycelií, slizu či jiných povlaků vylučovaných atakujícím organismem atd.

Exsudáty, znaky původce

Hydatoda = otvor v pokožce listů podobný průduchu, jsou jím vylučovány kapky vodních roztoků – gutace.



2.3 PARAZIT, PATOGEN

2.3.1 Definice pojmů

V případě negativních interakcí mezi biotickými činiteli a dřevinami je pro posouzení důsledků i pro případnou obranu a ochranu klíčové rozpoznání povahy tohoto mezidruhového vztahu. Zejména je potřebné oddělit vztahy saprofytické povahy od vztahů parazitismu a patogenismu.

Za **saprofyty** jsou označovány heterotrofní saprofační organismy, které využívají mrtvých těl rostlin a živočichů a různých organických odpadů včetně jejich výluhů. Saprofyty jsou charakteristickými účastníky detritového potravního řetězce. Lze je rozdělit na **holosaprofyty** a **hemisaprofyty**. Holosaprofyty jsou obligátními saprofyty, tj. účastní se mineralizace organické hmoty, patří sem zejména zástupci bakterií a hub. Hemisaprofytické organismy přechází k saprofytismu pouze v příležitostně, případně pouze v některých vývojových fázích. Do této skupiny se řadí některé bakterie a řasy, bývají sem také řazeny (zejména ve starší literatuře) některé vyšší rostliny, například z čeledi vstavačovitých *Orchidaceae*.

Organismus, u kterého v jeho potravní strategii převažuje rozklad odumřelých částí rostlin, ale je schopen infikovat také živá pletiva, případně části živých rostlin, bývá označován **saprogen**. V tomto pojetí se blíží nekrotrofnímu parazitu (viz 2.3.2).

Parazitem je organismus nutričně vázaný na hostitele, tj. organismus, který je v těsném kontaktu s jiným živým organismem (hostitelem), z něhož získává podstatnou část živin a energie pro svou existenci. Parazit není pro hostitele v žádném případě prospěšný, interpretace jeho škodlivosti se v různých konceptech parazitismu liší, v konceptech rozvíjených ve fytopatologii se zpravidla parazitismus chápe jako vztah, který nemusí mít nutně škodlivý účinek na hostitele. Parazitismus se projevuje na řadě úrovní. Specifickou formou je genetický parazitismus, kdy parazit zasahuje přímo do transkripce DNA, tak jak je tomu např. u některých bakterií z rodu *Agrobacterium*. U dřevin mohou jako příklad posloužit nádory na větvíčkách vrb a topolů působených *Agrobacterium tumefaciens*, na borovici podobné tumory působí *Pseudomonas (Bacterium) pini*.

Patogenem je buněčný nebo nebuněčný organismus, který je schopen způsobovat chorobu na jednom hostiteli nebo na okruhu hostitelů. Zatímco parazitismus je stupněm nutriční závislosti daného organismu na jiném organismu, patogenismus představuje stupeň antagonistického působení mezi organismy, v němž jeden organismus vyvolává chorobu na jiném. Parazitismus a patogenismus jsou tedy vztahy, které se svými charakteristikami vzájemně překrývají, většina patogenů je parazity, existují ovšem i patogeni neparazitičtí. U dřevin nicméně v naprosté většině případů převažuje **parazitický patogenismus**, tj. přímá interakce kompatibilní rostliny a parazita, při které u hostitele dochází k rozvoji choroby. U **neparazitického patogenismu** nedochází k přímé endogenní asociaci rostliny a patogena, proto bývají označováni také jako exopatogeni. Patogeneze je většinou vyvolána toxinem produkovaným patogenem. Příkladem jsou např. některé houby, které produkují růstové látky, jejichž nadměrná přítomnost vyvolává u rostlin patologické projevy. Nejčastěji uváděným příkladem je rýže a houba *Gibberella fujikuroi* (anamorpha *Fusarium moniliforme*). Giberelin uvolňovaná houbou způsobuje nadměrný růst a padání stébel.

Saprofytismus, parazitismus

Kategorizace mezidruhových vztahů našich orchidejí s dalšími druhy (dřevinami, houbami) je komplikovaná a spíše než o saprofytismus se jedná o specifické formy excentrické symbiózy – orchideoidní mykorrhizu. Jde o komplikovaný vztah, který je velice citlivý a zranitelný, a pokud dojde k jeho narušení, může se změnit v parazitismus či vést k zániku obou partnerů. U nezelených druhů jako hnilák smrkový (*Monotropa hypopitys*) či hlístník hnízdač (*Neottia nidus-avis*) pak jde ve vztahu k dřevině de facto o parazitismus – orchidej získává živiny ze stromu prostřednictvím houby.

Patogenismus

U dřevin lze za neparazitický patogenismus považovat také nárosty řas nebo plísní na listech či jehlicích. U řas je tento jev zpravidla spojen s vysokou vzdušnou vlhkostí a zvýšeným obsahem dusíku v ovzduší. V souvislosti s řasami je v některých pramenech zmiňováno také poškození kutikulární vrstvy listů. Plísně na povrchu listů jsou často důsledkem přítomnosti cukerných výměšků mšic na listech. Přestože pletiva nemusí být přímo poškozena sáním hmyzu, výskyt černých povlaků na povrchu listů výrazně omezuje fotosyntézu.

2.3.2 Formy parazitismu

K typizaci vztahů patogenů a hostitelů se používá různých klasifikací, často s posunutým významem. Dle nutričních požadavků jednotlivých mikroorganismů se parazité rozdělují na nekrotrofní a biotrofní parazity, další členění je založeno na ekologii, fyziologii, kultivačních možnostech apod.

Biotrofie

Biotrofie je vysoce specializovanou formou parazitismu s velmi úzkou vazbou mezi hostitelem a patogenem. Parazit dlouhodobě získává živiny z živých buněk hostitelské rostliny, přičemž jsou vytvořeny úzce specializované vazby, které omezují možnost přežití parazita bez hostitele. Rozlišovány jsou dvě úrovně biotrofie. **Fakultativní biotrofové** jsou schopni přežít po určitou dobu volně v přírodě v jiné formě, než jako gamety, cysty a spory. Žijí většinu života biotrofně s následnou krátkou saprotrofní fází. K fakultativním biotrofům se řadí např. bakteriální rakovina jasanu (*Pseudomonas savastanoi*; syn. *Pseudomonas syringae* ssp. *savastanoi* pv. *fraxini*). **Obligátní biotrofové** jsou svou vazbou striktně vázání na metabolismus živých buněk hostitele, resp. hostitelů. Postrádají jakoukoli schopnost samostatného přežívání mimo hostitele jinak, než ve formě gamet, cyst či spor. U řady z nich se vyvinuly složité ekologické vazby, včetně střídání hostitelů tak, jak je známe u rží. Nelze je pěstovat v axenických kulturách. Biotrofními ektoparazity jsou například padlí rodu *Erysiphales*. K biotrofním parazitům náleží dále také všichni zástupci rží, u dřevin např. rez vejmutovková (*Cronartium ribicola*), rez hrušňová (*Gymnosporangium sabinae*) aj.

Ve srovnání s nekrotrofy a hemiotrofy se u biotrofů obvykle neobjevuje výraznější poškození pletiv, typickým symptomem jsou morfologické změny, jako jsou tumory, elongace listů či abnormální větvení dřeviny.

Hemibiotrofie

Hemibiotrofie představuje **přechodnou formu mezi nekrotrofií a biotrofií**. V průběhu interakce s hostitelem je možno rozlišit tři fáze – dlouhá biotrofní a kratší nekrotrofní a saprotrofní. Biotrofní fáze představuje význačnou konkurenční výhodu oproti organismům nekrotrofním a saprotrofním. Hemiotrofní organismy přitom mají silně omezenou schopnost volné saprofytní existence. Z chorob dřevin mají charakter hemibiotrofů například sypanky (*Lophodermium* spp., *Mycosphaerella* spp.) či někteří původci listových skvrnitostí (*Rhytisma* spp., *Guignardia* spp. aj.).

Nekrotrofie

Nekrotrofie je definována jako způsob získávání organických látek z usmrčených buněk hostitele. Nekrotrofové v prvním fázi vytvářejí interakce se živým organismem, který celý, nebo jeho části rychle usmrcují, následně jsou schopni dlouhou dobu přetrvávat na odumřelých částech rostliny (podobně jako saprotrofové, kteří primárně nenapadají živé buňky hostitele a kolonizují až mrtvá pletiva a těla). Nekrotrofové mají velmi dobrou schopnost osídlovat mrtvé organické substráty a prakticky po neomezenou dobu zde saprofyticky přežít. Nedosahují rovnováhy s hostitelem jako organismy biotrofní a zásadně tak narušují jeho metabolismus. Výjimkou jsou některé

dřevní houby, které kolonizují na živých hostitelích vyvrálé buňky dřeva. Jejich kontakt se živými buňkami je omezen na krátkou fázi penetrace do hostitele skrze poranění nebo běl. I při úplné kolonizaci jádra však některé druhy do běli nepronikají, stejně jako nepoškozují dosud živé buňky parenchymatických paprsků. V rámci skupiny dřevních hub je ovšem možno rozlišit široké spektrum ekologických vazeb od ryziho nekrotrofismu až po saprotrofismus. S ohledem na schopnost kolonizovat živé hostitele je vhodné považovat tzv. parazitické dřevní houby za nekrotrofní parazity, kteří kolonizují dřevní hmotu, tvořenou převážně již odumřelými buňkami, kdy se kontaktu se živými buňkami spíše vyhýbají. Živé buňky jsou usmrcovány nejčastěji enzymatickou aktivitou, možná je i produkce toxinů.

Rozlišovány jsou **fakultativní nekrotrofové** a **obligátní nekrotrofové**. Zatímco fakultativně nekrotrofní organismy jsou schopné přežít mimo mrtvá infikovaná pletiva hostitele i v jiných formách než v gametách, cystách a spórách, obligátně nekrotrofní organismy jsou vázány svým přežíváním pouze na mrtvá těla. Prakticky většinu dřevních hub vázaných na kmen živých stromů je možno řadit mezi nekrotrofní parazity. U některých dřevních hub po různě dlouhé nekrotrofní fázi následuje různě dlouhá fáze saprotrofní. Nekrotrofní fáze může být fakultativní, kdy dřevní houby kolonizují jak dřevo živých stromů, tak i již odumřelé kmeny. Do této skupiny patří např. troudnatec kopytovitý (*Fomes fomentarius*), hlíva ústříčná (*Pleurotus ostreatus*), lesklokorka ploská (*Ganoderma applanatum*) aj. U jiných druhů, jako je např. ohňovec černající (*Phellinus nigricans*), ohňovec statný (*Phellinus robustus*), rezavec štětinatý (*Inonotus hispidus*) aj., žije dřevní houba jen, dokud žije strom, nebo jen o málo déle. Pro část dřevních hub je v jejich životním cyklu nutná přítomnost fáze kolonizace pletiv živých hostitelů, kdy po dlouhou dobu houba žije a fruktifikuje na odumřelých pletivech. Tuto strategii mají např. lesklokorka lesklá (*Ganoderma lucidum*), d'ubkatec smrkový (*Onnia circinata*) aj.

Extrémními případy nekrotrofního parazita jsou někteří zástupci rodu rezavec (*Inonotus* spp.). Například v průběhu infekčního cyklu rezavce šikmého (*Inonotus obliquus*) na živém hostiteli se tvoří pouze nepohlavní imperfektní plodnice. Tvorba rourkových plodnic teleomorfního stadia je vázána na smrt hostitele, kdy po vytvoření perfektních plodnic odumírá záhy i mycelium ve dřevě. Podobnou strategii má i rezavec Andersonův (*Inonotus andersonii*). Většinou tyto houby, které se svou strategií blíží biotrofním parazitům, minimálně poškozují svého hostitele a doba parazitace dosahuje desetiletí, případně přesahuje i stovku let. Podobně lze klasifikovat další významnou skupinu patogenů, a to houby vaskulárního vadnutí. Ty jsou v průběhu penetrace nekrotrofními parazity, uvnitř vodivého systému pak mohou působit jako saprotrofové, resp. endofyté. Samozřejmě i v této skupině je možno rozlišit celou škálu ekologických vztahů, od převažujícího parazitismu až po endofytismus.

Existuje hned několik teorií, jak se parazité (a jejich jednotlivé formy) vyvinuli, přehledně tyto teorie shrnuje KÚDELA et al. (1989). Nejrozšířenější je představa postupné evoluce ze saprotrofních organismů v postupném sledu parazité nekrotrofní → parazité biotrofní → symbiotrofní organismy, tj. vývoj od využívání odumřelých pletiv, přes postupné zapojení se do látkové výměny těchto oslabených pletiv až k schopnosti narušovat celkovou látkovou výměnu hostitele. Další teorie vysvětluje vznik parazitismu opačnou sousledností, kdy do výchozího bodu evoluce staví symbiotrofní organismy a předpokládá následný vývoj směřující přes biotrofy a nekrotrofy k saprofytům – předpokládá se tedy, že se původně symbiotické a biotrofní houby žijící v řasách dostaly se svými hostiteli na souš a tam se dále vyvíjely. Složitější model pak přinesli COOK a WHIPPS (1980), kteří se domnívají, že výchozím vztahem v evoluci

parazitických forem je protobiotrofie, tj. jednoduchá biotrofní forma prezentovaná extracelulárními houbami. Změna podmínek prostředí umožnila následně vznik extrasomatických organismů živičích se jako fakultativní biotrofové, z nich pak vznikly paralelně další parazitické formy (Fig. 41).

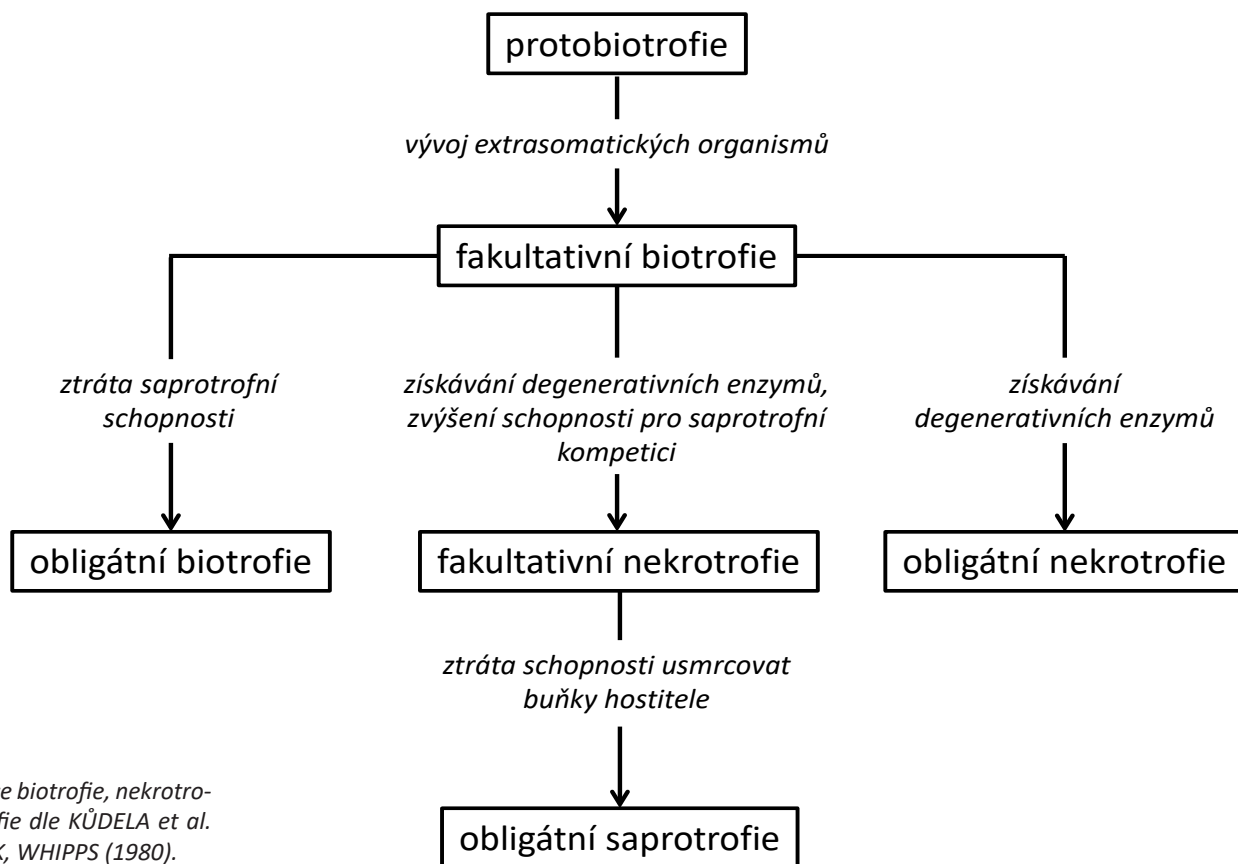


Fig. 41 Evoluce biotrofie, nekrotrofie a saprotrofie dle KÚDELA et al. (1989) a COOK, WHIPPS (1980).

2.3.3 Patogenismus

Každý druh patogena má schopnost vyvolávat chorobné procesy u určité skupiny organismů (druhů, věkových či vývojových kategorií atd.) a lze tedy kvantitativně i kvalitativně definovat jeho **patogenní potenciál** (s vědomím, že v některých případech jde o velmi komplikované vymezení). Kritéria pro posouzení patogenního či epidemického potenciálu přitom mohou být různá, mohou být exaktně měřitelná i popisná. Na nejobecnější úrovni jsou klíčovými pojmy důležitými pro posouzení nebezpečnosti patogena jeho patogenita a virulence.

Patogenita je charakterizována jako schopnost parazitního organismu na úrovni druhu, případně rodu interferovat s jednou nebo více podstatnými funkcemi hostitelské rostliny a vyvolat u ní patologický proces. **Virulence** je pak vlastností nižších entit – kmene, rasy, variety; vymezuje úroveň jejich patogenity, tj. představuje schopnost uplatnit se v hostitelském organismu. Různí patogeni se v těle hostitele chovají různě agresivně. **Agresivita** je v tomto kontextu chápána jako schopnost narušovat fyziologické procesy hostitele.

Příkladem mohou být některé ophiostomatální houby, např. grafióza jilmu (*Ophiostoma ulmi*, resp. *Ophiostoma novo-ulmi*). Oba druhy jsou patogenní na jilmu. Druhý druh byl dlouhou dobu považován za virulentní kmen druhu prvního. U obou lze vylišit několik agresivních kmenů, které zvláště rychle pronikají rostlinou, která pak nákaze rychle podléhá. Determinanty jejich patogenity mohou být například schopnost mechanického narušování pletiv, produkce chemických sloučenin jako jsou enzymy, toxiny, růstové látky, případně i přímá interakce s hostitelskou DNA. Významnou úlohu v rozvoji choroby sehrávají toxiny – neenzymatické organické látky působící při nízké koncentraci zhoubným a ireverzibilním vlivem na přirozené procesy hostitele.

Vznik a průběh choroby způsobené patogenem je označován **patogeneze**. Jde o vzájemný vztah dvou organismů – hostitele a patogena, vytvářející **patosystém** s řadou přímých, nepřímých a zpětných vzájemných vazeb. Tyto interakce se u většiny organismů vytvářely ve vzájemné koevoluci. V naprosté většině patosystémů došlo v populacích hostitele a patogena k nastolení rovnováhy. Výjimkami jsou zejména nově vytvořené patosystémy v důsledku zavlečení patogena do dosud geograficky oddělené populace hostitele, v důsledku adaptace patogena na nového hostitele nebo vzniklé změnou vnějších podmínek prostředí, změnou která výrazně ovlivňuje fyziologické procesy hostitele a schopnost odolávat tlaku patogenů.

Vznik choroby je předpokládá souběh určitých podmínek, které jsou charakterizovány tzv. infekčním trojúhelníkem: patogen – hostitel – prostředí. Základem je dostatečný **infekční potenciál** daného patogena, tj. jeho schopnost vyvolat infekci. **Infekční agens (činitel)** se musí setkat s náchylným hostitelem (dřevinou), který je k infekci predisponován, a to buď vývojovým stádiem, nebo následkem oslabení vnějšími činiteli či poraněním, tj. predispozičními stresory (viz kapitola 2.4). Zároveň musí být vnější podmínky prostředí příznivé pro daný patogenní organismus (teplota, vlhkost aj.). Výrazně se v případě patogeneze uplatňuje také otázka času – řada patogenů je schopna infikovat hostitele jen v určité časové periodě, dané např. fenologickou fází hostitele. Příkladem je např. skotská sypavka douglasky (*Rhabdocline pseudotsugae*), kdy rozvoj infekce předpokládá překrývání se fenologických fází u hostitele (douglasky) a patogena. U sypavky je to otevírání plodnic, u douglasky pak počátek rašení. Pokud se tyto fenologické fáze neseťkají, dochází k tzv. úniku chorobě – infekční cyklus v dané sezóně neproběhne.

Samozřejmou součástí vztahu patogen – hostitel je vznik zpětných vazeb, které zabraňují napadení či poškození hostitele patogenem. Stav, kdy rostlina v žádném svém vývojovém stadiu a v žádné své varietě nemůže být infikována, je ve fytopatologii označován **imunita**. Toto pojetí imunity se tak zásadně liší od stejného termínu používaného v humánní medicíně či veterinárním lékařství. **Imunní dřevina je pro daného patogena nehostitelskou rostlinou**. Ekvivalentní pojmem k imunitě je tedy základní inkompatibilita. **Infektibilita (základní kompatibilita)** je pak logicky **opakem imunity** a představuje stav, kdy rostlina může být jako hostitel daným patogenem napadena. Pokud patogen, vesměs v avirulentní formě, nenalézá v hostiteli podmínky k množení a pronikání do dalších pletiv, pak jde o **odolnost k infekci, tzv. rezistenci**. Náchylnost k infekci se projevuje množením a šířením patogena v hostiteli, kdy obranné reakce nejsou aktivovány, případně jsou patogenem překonány. V této fázi infekce je důležitá schopnost dřeviny rozpoznat pronikajícího hostitele a aktivizovat obranné reakce. V dalších fázích je významným fenoménem reakce dřeviny na přítomnost patogena. Pokud jsou iritanty patogena rostlinou inaktivovovány a přítomnost patogena se neprojevuje v plném rozvoji symptomů choroby, jde o **odolnost k chorobě**, respektive o

Fytotoxiny jsou toxiny produkované v infikovaných hostitelských pletivech patogenem nebo hostitelem bez primární úlohy v patogenezi. **Marasminy** jsou toxiny vyvolávající u rostlin ireverzibilní vadnutí (kys. fusariová, lykomarasmin).

Patogeneze

Imunita, rezistence,
tolerance

toleranci. Citlivost k chorobě je opakem tolerance, projevuje se významnou až totální disfunkcí životních projevů rostliny.

Modelovým příkladem pro vysvětlení těchto pojmů může být opět *Ophiostoma ulmi*. Vůči této chorobě jsou s výjimkami, jako je např. *Zelkova* spp., imunní všechny dřeviny s výjimkou infektabilních druhů jilmů. Tuzemské druhy jilmů jsou náchylné k infekci druhem *Ophiostoma novo-ulmi* a většinou kmenů *Ophiostoma ulmi*. Pouze v případě infekce méně virulentními kmeny patogena, nebo při infekci některých odolných druhů jilmů se projeví odolnost vůči infekci. Ve většině případů jsou však jilmy velmi citlivé a působením patogena dochází k disfunkci životních funkcí dřeviny a k výraznému rozvoji symptomů choroby. U odolnějších druhů, kultivarů či variet jilmů dochází k minimálním projevům infekce projevující se lokálním poškozením, případně symptomy infekce zcela schází. V tomto případě tedy můžeme mluvit o toleranci, tj. schopnost vydržet vnitřní stres vyvolaný infekčním agens.

Hypersenzitivní reakce

V rámci obranných reakcí, tj. aktivních projevů tolerance rostliny na pronikající infekci může rostlina reagovat hypersenzitivně. Rostlina na pronikání patogena reaguje odumřením okolních buněk. Zvláště v případě biotrofních patogenů je tato strategie účinná – patogen obklopený mrtvými buňkami není schopen dále interferovat se živými buňkami, na kterých je závislý, a odumírá. Příkladem může být reakce některých rostlin na pronikání rzi do listových pletiv.





2.4 CHŘADNUTÍ LESA – „FOREST DECLINE“

V předchozích kapitolách o onemocněních dřevin jsme se soustředili na jedince – onemocnění, jejich symptomy i průběh byly definovány z této úrovně, i když v některém případě s platností i pro úroveň lesního porostu či populace. Les je však komplexním dynamickým společenstvem, živé i mrtvé stromy (jednoho nebo více druhů) jsou ve vztazích s dalšími organismy, včetně člověka. Přenos definic výše uvedených pojmů na úroveň porostů a ekosystémů je tak sice možný, ale bude se nutně potýkat s komplikacemi. Ačkoliv obecná definice zdraví bude v základních rysech přenositelná na vyšší úrovně, budou existovat znatelné rozdíly mezi vnímáním zdraví u stromu, porostu a ekosystému. Je například mnohem komplikovanější stanovit hranici mezi zdravým a nezdravým lesem, než je tomu u jedince. Lze si dokonce klást otázku, zda je možné vůbec někdy les označit za zdravý ve smyslu definice zdraví pro jedince – smrt stromů je nevyhnutelná stejně jako narození a růst. Lze například v situaci, kdy jeden druh dřeviny z lesa díky onemocnění mizí a je nahrazován jiným druhem dřeviny situaci označit za narušení zdraví lesa či ne (SKELLY 1992)? Přístup k použití pojmů jako je zdraví či onemocnění musí tedy na těchto úrovních být vždy podmíněn účelem, pro který jsou pojmy vymezovány, indikátorům, které chceme používat a časovému měřítku, které budeme brát v úvahu.

V druhé polovině dvacátého století se začaly objevovat opakovaně situace, při kterých docházelo k plošnému odumírání dřevin s výraznými dopady na druhovou skladbu, strukturu i dynamiku lesních porostů. V řadě případů přitom nebyla jasně identifikována příčina onemocnění nebo šlo evidentně o onemocnění mající komplexní charakter, tj. bylo vyvoláno synergickým působením abiotických a biotických faktorů. Na konci sedmdesátých a v osmdesátých letech došlo nejdříve v jihovýchodním Německu (Fichtelgebirge) a následně i v Československu a v dalších středoevropských zemích k rozsáhlému poškození lesů (zejména v horských oblastech s dominancí smrku ztepilého). Právě v souvislosti s tímto progresivním odumíráním lesa po epizodě s vysokými koncentracemi oxidu siřičitého se pravděpodobně prvně v literatuře objevil termín „forest decline“ (popřípadě „forest decline disease“), jehož koncept byl následně podrobně rozpracován několika autory, zejména pak Paulem D. Manionem. Termín „forest decline“ byl překládán či v českém kontextu užíván ve třech podobách. Část autorů zvolila termín chřadnutí lesa, část (pod vlivem německého termínu „Waldsterben“) hynutí lesa (např. KŘÍSTEK 1994), lze nalézt také bezpříznakové spojení odumírání lesa. Použití termínů je často nekonzistentní, tj. stejný autor používá více ekvivalentů, a to i v rámci jedné práce. Převládajícím a z obsahového hlediska nejlépe vyhovujícím je **chřadnutí lesa**, které budeme jako český ekvivalent termínu „forest decline“ od tohoto místa dále používat.

Česká terminologie

2.4.1 Definice „forest decline“

„Forest decline“ se vyznačuje plošným předčasným stárnutím a odumíráním stromů hlavní porostní úrovně s nepřítomností specifických symptomů a důkazů o jedné příčině či původci. Důležitou roli v etiologii chřadnutí mají abiotické a biotické stresory. Základní rozdíl mezi chřadnutím lesa a jiným onemocněním je řetězení stresových

Manionova definice

reakcí, které má za následek progresivní zhoršení zdraví stromů a zvýšení jejich úmrtnosti. Obvykle chřadnutí začíná zvýšením zranitelnosti dřeviny (bez jasných důvodů), následně se uplatňují iniciační stresory (s prvními zřejmými symptomy) a další stres (často již mortalitní) vyvolaný atakem hmyzu, houbových patogenů nebo jiné biotických faktorů.

MANION (1981, 1991) definuje „forest decline“ jako společné synergické působení abiotických a biotických faktorů, které vede k postupnému zhoršování zdravotního stavu často končícímu uhynutím stromů. Podle Maniona má chřadnutí lesa následující čtyři základní rysy:

- pomalé postupné zhoršování zdravotního stavu a vitality stromů (s možnými výkyvy, tj. s přechodným zlepšením stavu);
- objevuje se především u dospělých stromů;
- příznaky jsou nespecifické – zejména snížení přírůstu a odumírání letorostů (defoliace);
- jde o komplexní onemocnění vyvolané abiotickými a biotickými faktory.

Symptomy chřadnutí lesa a jejich intenzita odrážejí v první řadě stav populace (věk, vitalita). Z dalších faktorů ovlivňují průběh chřadnutí genetická stejnorodost či nestejnorodost, výsledky předchozích adaptačních procesů, intenzita a frekvence působení stresoru, množství a agresivita sekundárních biotických činitelů (např. WARGO, AUCLAIR 2000).



CHŘADNUTÍ SMRKU ZTEPILÉHO VE SLEZSKÝCH BESKYDECH – PŘÍKLAD „FOREST DECLINE“

Na začátku tohoto století se ve Slezských Beskydách, zejména na lesní správě Jablunkov, začalo objevovat plošné odumírání smrku ztepilého. Na polské straně Slezských Beskydách se objevilo již na začátku 90. let. Základními symptomy jsou: žloutnutí, defoliace, snížení radiálního přírůstu a odumírání jednotlivých stromů i skupin v různě starých porostech, v některých případech s uplatněním finálních biotických mortalitních faktorů (*Armillaria* spp., *Ips typographus*, *Ips duplicatus*, *Pityogenes chalcographus*...), v dalších případech bez identifikovatelného mortalitního faktoru. Příznaky odumírání znatelně zesílily po roce 2003. Vzhledem k tomu, že šlo o velmi suchý rok, byla vyslovena hypotéza, že v komplexu faktorů hraje důležitou či klíčovou roli klima, zejména distribuce srážek, respektive že se klimatické faktory zásadním způsobem podílí na navýšení stresové zátěže po roce 2003 a do značné míry tak iniciují popsané chřadnutí. Realnost této hypotézy potvrzují dosavadní dendroklimatologická šetření (RYBNÍČEK et al. 2010). Důležitou roli mohou hrát velmi nízké obsahy některých bazických živin (dané povahou karpatské flyše i antropogenní zátěží). Onemocnění má tedy evidentně charakter „forest decline“, tj. komplexního onemocnění vyvolaného synergickým působením abiotických, biotických a antropogenních faktorů.

Fig. 42 Chřadnoucí porost smrku na lesní správě Jablunkov, 2009.

Paralelní modely

Od Manionovy definice uplynula cca tři desetiletí s řadou epizod zhoršování zdravotního stavu dřevin, logicky se tedy koncept „forest decline“ vyvíjel. Objevily se paralelní koncepty vysvětlující stejné epizody, různě byly vysvětlovány role a význam jednotlivých průvodních znaků a faktorů. VAN DEUSEN et al. (1991) či WARGO et al. (1993) například dokazují, že chřadnutí lesa nemusí být nutně spojeno s poklesem přírůstu. Někteří autoři koncipovali své vlastní modely odlišné od Manionova modelu (popsán níže). Například HOUSTON (1992) popisuje „forest decline“ jako sérii stresových situací a reakcí dřevin na ně; věk je na rozdíl od Manionova modelu vnímán jako součást ekosystémových vztahů, součástí zásadně ovlivňující citlivost stromů na iniciační stresory. Různí autoři se také znatelně liší v tom, na které z klíčových faktorů

kladou důraz. HUSTON (1992) zdůrazňuje roli herbivorních organismů při odumírání stresovaných stromů, zatímco MUELLER-DOMBOIS (1992) klade důraz na význam genetických dispozic a věku – stárnoucí stromy jsou náchylnější, zranitelnější. AUCLAIR et al. (1992) považuje za klíčové klimatické události.

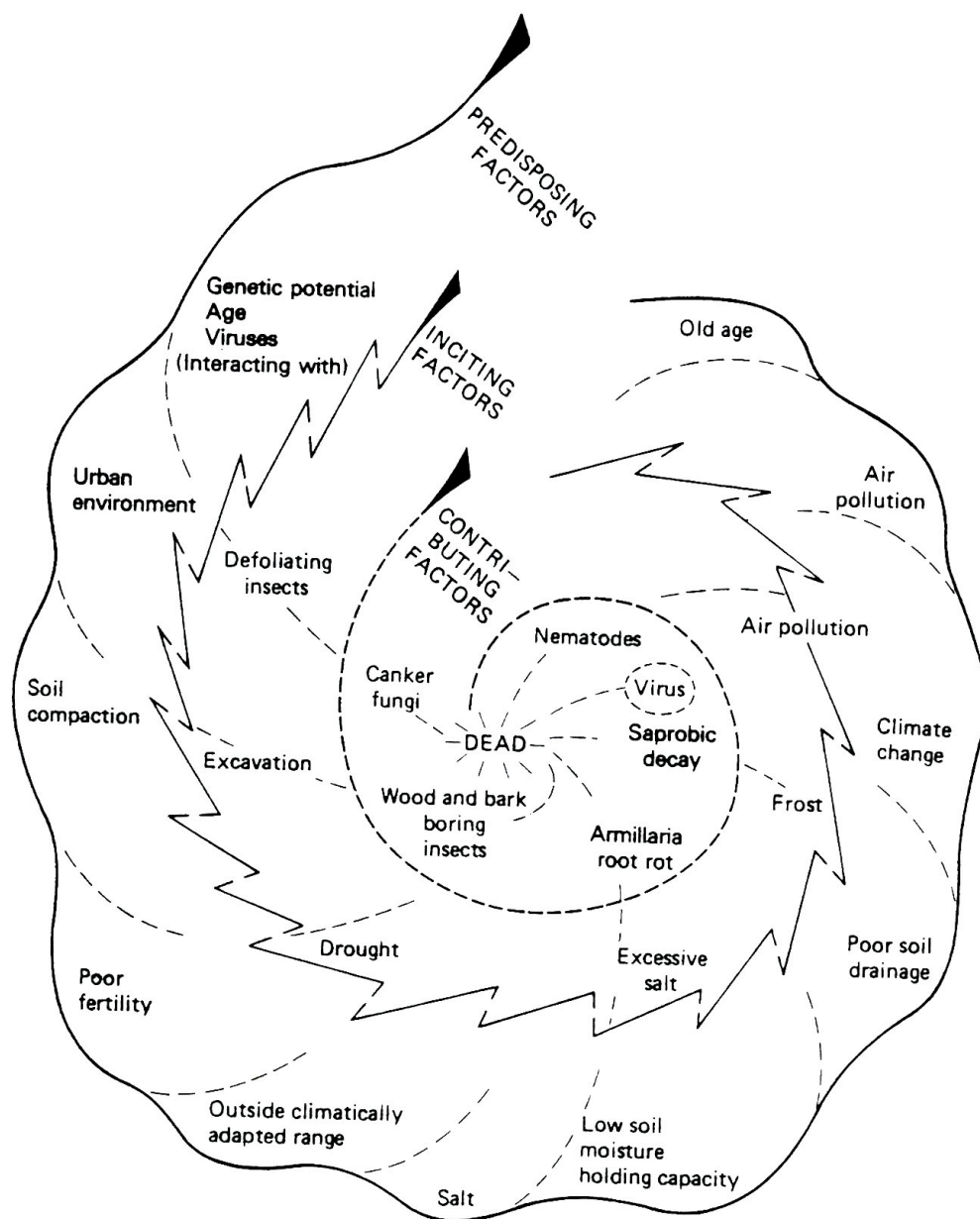


Fig. 43 Původní spirála chřadnutí dle MANIONA (1991).

MANION (1981, 1991) pro odlišení rolí jednotlivých faktorů v procesu chřadnutí použil kategorie definované SINCLAIREM (1965, 1967), postavení těchto kategorií pak velmi efektně znázornil spirálním modelem (Fig. 43), pro který se vžila označení Spirála chřadnutí či Manionova spirála. SINCLAIR (1967) definoval tyto tři kategorie faktorů (viz Fig 44):

- (1) **predispoziční faktory**, které oslabují stromy a redukuje jejich schopnost tolerance a adaptace;

(2) **iniciující faktory** (*spouštěcí, podněcující, startující, iniciační*), které spustí chřadnutí;

(3) **přispívající faktory** („*contributing*“), které zesilují tlak a vedou k poškození dřeviny, velmi často mají mortalitní charakter, navazujícími autory jsou tak často označovány jako **mortalitní faktory** (např. MRKVA 1993).

V pozdější verzi své teorie SINCLAIR a HUDLER (1988) jmenují čtyři faktory ovlivňující kauzalitu chřadnutí, které chápou jako variaci na výše uvedené tři kategorie mechanismů příčinných souvislostí:

- (1) celoroční či souvislé působení jednoho faktoru;
- (2) drastické poškození + sekundární stres;
- (3) zaměnitelné predispoziční a přispívající faktory;
- (4) synchronní stárnutí skupiny.

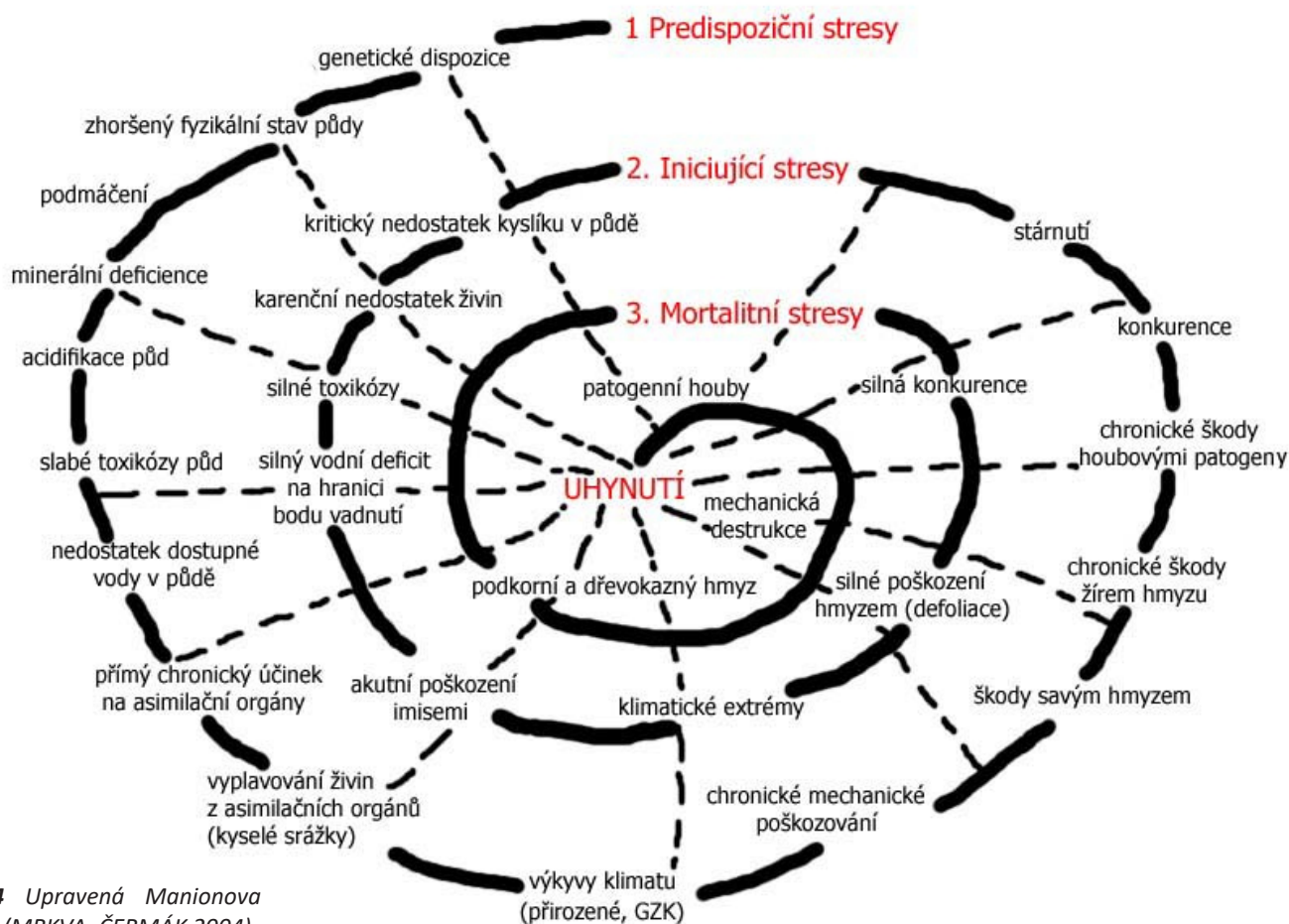


Fig. 44 Upravená Manionova spirála (MRKVA, ČERMÁK 2004).

Každému závitů Manionovy spirály (Fig. 43, 44) je přiřazena řada stresorů dokládajících jejich zaměnitelnost při stresovém působení. Různé predispoziční faktory vedou ke stejným reakcím dřeviny, k následnému uplatnění iniciujícího faktoru(ů) a přispívajícího faktoru(ů) a v konečném důsledku k uhynutí dřeviny. Konkrétní faktor může sehrát roli v různých epizodách chřadnutí a to jak na stejné úrovni (ve stejné kategorii), tak v jiné. Například sucho může být predispozičním faktorem (např. pro uplatnění savého hmyzu), iniciačním faktorem (např. pro některé druhy podkorního a dřevokazného hmyzu) i faktorem mortalitním (u předtím již silně oslabených

– stresovaných jedinců). Model je obecným schématem pro rozvíjení sérií různých stresových scénářů. Manionův spirální model, respektive výčet stresorů v něm, mohou být upraveny pro místní podmínky, jak tomu je například v modelu pro Českou republiku (MRKVA, ČERMÁK 2004), viz Fig 44.

Rozsáhle byl jednotlivými autory rozvíjejícími koncept „forest decline“ diskutován vztah mezi odumíráním označovaným jako „dieback“ a chřadnutím „forest decline“. Termínem **„dieback“** označujeme **poměrně rychle postupující prosychání stromu, které charakteristicky začíná od konců větví**. Nejčastěji je vyvolán biotickými příčinami, může být však způsoben také abiotickými faktory, například mechanickým poškozením, nedostatkem nebo nadbytkem vody, mrazem, chemickými látkami (posypové soli), minerální deficiencí atd.

Rozdíl mezi „decline“ a „dieback“ či jejich souslednost jsou chápány různě. Podle MUELLER-DOMBOIS (1992) „decline“ předchází „dieback“, tj. „dieback“ je finálním stádiem chřadnutí, kdy stromy po předchozím pozvolném zhoršování zdravotního stavu rychle odumírají díky působení finálního mortalitního faktoru. To je sice poměrně častá souslednost, na straně druhé ovšem existují situace, kdy před „diebackem“ není zjištěno žádné zhoršení zdravotního stavu, nebo kdy „dieback“ naopak diagnostikuje začátek epizody „forest decline“ – z těchto důvodů interpretuje HOUSTON (1992) „dieback“ jako jeden z možných příznaků „forest decline“. Často bývá rozdíl zjednodušován v tom smyslu, že „forest decline“ je reakce na chronický stress a „dieback“ na akutní stres (např. JURSKIS 2006). To je však problematické vymezení – „dieback“ může stejně tak být projevem fáze vyčerpání při chronickém stresu.

MANION (1991) charakterizoval „dieback“ jako základní odpověď na environmentální stres – strom se prostřednictvím redukce asimilačního aparátu snaží obnovit rovnováhu mezi spotřebou vody korunou a schopností kořenů a kmene tuto potřebu krýt. V tomto smyslu, respektive v této fázi reakce stromu na stresor, je tedy „dieback“ stabilizujícím procesem. Prvotní stabilizační „dieback“ nicméně může následován dalším „diebackem“ nebo být počátkem „decline“ (tak jak uvádí zmiňovaná práce Houstona) – pokud se nepodaří zmíněnou rovnováhu mezi nadzemní a podzemní částí obnovit či pokud je dále narušována.

Manionův koncept má pochopitelně také své oponenty či kritiky. Jedním z těch, kteří přináší podnětné námitky vůči jeho funkčnosti či použitelnosti (a přitom neodsuzeje koncept „forest decline“ a priori) je Jim Worral na webu forestpathology.org. Upozorňuje na to, že v případě některých situací popisovaných jako „decline“ je velmi komplikované rozpoznat příčiny chřadnutí a jejich vzájemné vztahy. To svádí použít tento termín i tam, kde je možné, že existuje jedna konkrétní příčina, jen nebyla dosud rozpoznána.

WORRAL (2007) zároveň uvádí případy, kdy podle něho není označení „decline“ na místě nebo je třeba s ním zacházet opatrně:

- v případě, že není znám původ problémů – pro komunikaci odborníků je praktičtější použít parametry či termíny popisující aktuální procesy či symptomy (defoliace, mortalita, dieback...), při použití termínu „decline“ se předjímá, že jde o komplex příčin a je vyvolávána představa, že jsou alespoň v základním rozsahu známé;
- stromy rychle umírají – je přitom důležité, zda je řeč o odumírání lesa či stromů, strom může odumřít rychle a přitom porost odumírá pomalu;
- ovlivněny jsou staré i mladé stromy – často to ukazuje na dosud neznámého biotického činitele;
- je zapojeno více biotických faktorů, ale nejsou přítomny další charakteristické

„Decline“ a „dieback“

Kritiky konceptu

rysy „decline“ – existuje celá řada případů společného působení hub a hmyzu, aniž by šlo o „decline“ ve smyslu Manionovy definice.

Dále pak také upozorňuje na to, že termín „decline“ je obecně velmi frekventovaným slovem a spojení „forest decline“ je používáno i pro procesy či jevy s chřadnutím nesouvisející, jako je například ztráta plochy lesů při odlesňování.

Koncept chřadnutí lesa má své slabiny a limity použití, což ovšem lze u podobně obecně definovaného konceptu očekávat. Současný převažující pohled na užívání termínu „forest decline“ je takový, že ho lze bez pochyb použít v situacích, kdy:

- dochází k zhoršení zdravotního stavu více druhů dřevin v oblasti;
- zhoršení zdravotního stavu má evidentně komplexní charakter, bez jasného vůdčího činitele (např. KANDLER, INNES 1995).

2.4.2 „Decline“ jako přírodní stabilizační proces

Chřadnutí lesa může být reakcí na krátkodobě působící podněty, v dlouhodobém měřítku ale také může být prostředkem pro udržení rovnováhy mezi druhy i uvnitř druhu. MANION (1991) správně upozornil, že postupné umírání dominantních stromů v porostu bez náhlého plošného rozpadu je uplatňováním procesu přirozeného výběru.



Fig. 45 Fénixova spirála charakterizující vztah mezi hustotou a velikostí stromů (MANION 2003).

Inspirující rámcem pro úvahy o vztazích onemocnění a dalších důležitých procesů odehrávajících se v lesním ekosystému je tzv. Fénixova spirála („Phoenix helix“) na Fig. 45. Tato metafora dává do souvislosti klesající hustotu s velikostí stromů – ve spirále směrem dovnitř a nahoru. Les se, jako mytický pták, udržuje sám. Život je odvozen od smrti – systematická smrt části lesa (části jedinců) umožňuje růst a

udržitelnost celého systému. Snížení početnosti stromů realizují stresory popsané v Manionově spirále.

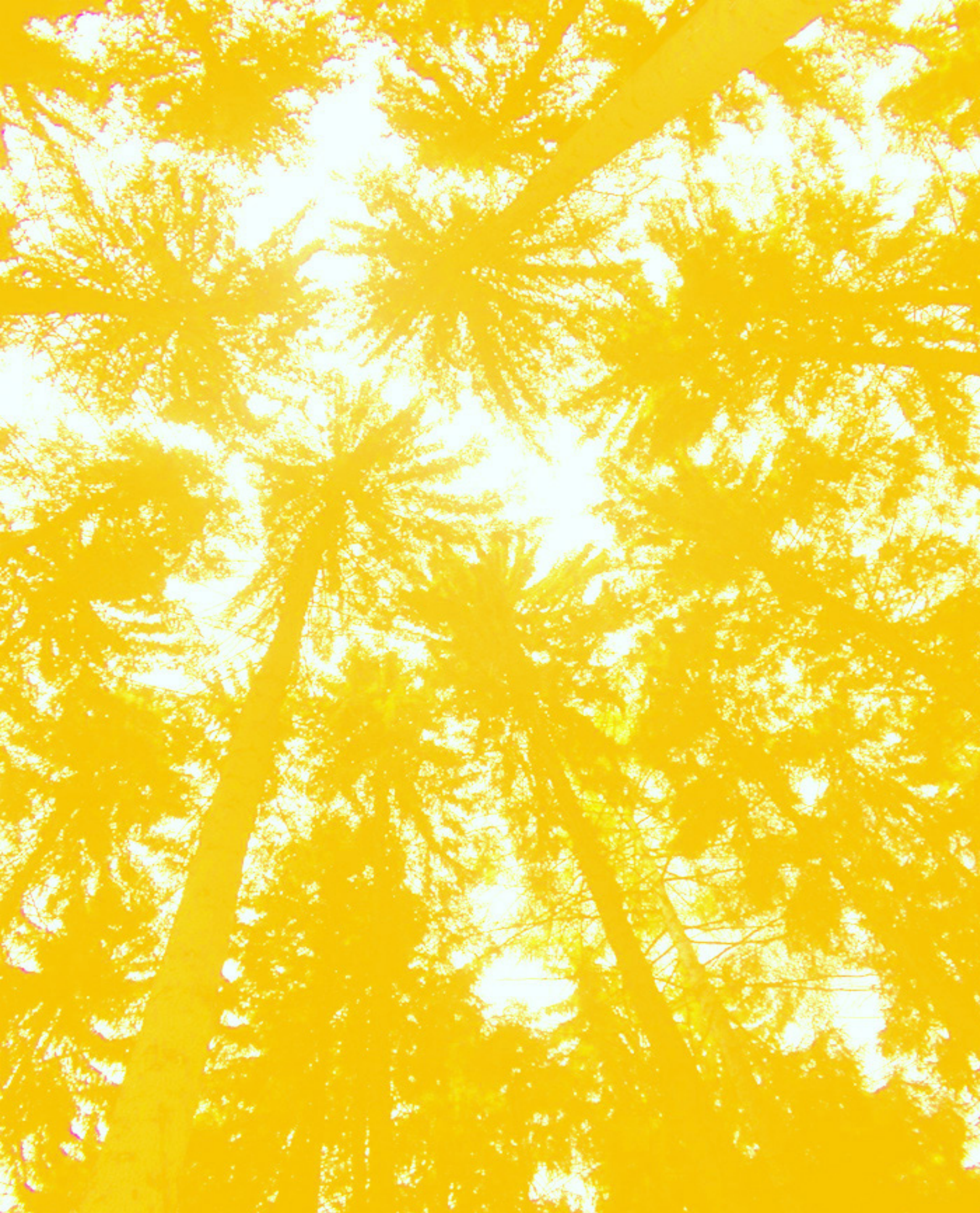
Faktory vyvolávající chřadnutí působí především na nejlépe konkurující genotypy (či druhy) a vyrovnávají tak ztráty způsobené konkurencí na méně agresivních genotypech. V obdobích relativně stálých podmínek (zejména klimatických) je konkurence primárním faktorem úmrtnosti stromů. Konkurenčně úspěšné stromy vytvářejí komfortně dimenzované kořenové systémy a stejně tak i nadzemní části. V případě změn podmínek, při působení stresu, mohou být tyto stromy zranitelnější než ostatní – mají problémy s rovnováhou mezi produkcí a akumulací, problémy s transportem asimilátů apod. Zhoršování zdravotního stavu je často dále urychleno atakem biotických stresorů využívajících primárního oslabení. Vypadávání stromů z hlavní úrovně nebo z nadúrovně porostu vytváří prostor pro méně konkurenčně zdatné stromy v podúrovni. Dlouhodobým výsledkem by měla být širší genetická základna přispívající k ekologické stabilitě lesního ekosystému. Manionova hypotéza je logickou interpretací uplatnění vnitrodruhových a mezidruhových vztahů v souvislosti s procesy doprovázejícími „forest decline“. Klíčovým pro její exaktní ověření je širší porozumění vazbám mezi mortalitou dominantních stromů a strukturou ekosystému.

Manionova tato hypotéza dovedla (společně s dlouhodobým sledováním různých epizod chřadnutí lesa) až k definování nového konceptu fytopatologie. Zatímco „klasický“ koncept definuje, zjednodušeně řečeno, onemocnění jako chorobný stav a „decline“ vnímá jako problém oslabených stromů, nový Manionův koncept (MANION 2003) je založen na tom, že:

- lesy potřebují „zdravé“ množství onemocnění;
- „decline“ odumíráním největších a nejlepších stromů stabilizuje les.

Výše popsaná změna přístupu k onemocnění s sebou logicky přináší potřebu definovat hraniční čáru mezi „zdravým množstvím onemocnění“, tj. úrovní, kdy je udržována současná struktura lesa a úrovní, kdy „decline“ vede k rozpadu této struktury. Určit, kde tato hraniční čára leží, je pochopitelně velmi komplikované.

Koncept „decline je stabilizační proces“ nabízí zajímavý úhel pohledu na tradiční lesnický management uplatňovaný v produkčních lesích. Aktivita směřující k podpoře dominantních stromů sice mohou vést k lepší ekonomické návratnosti, na druhé straně může být jejich důsledkem zvýšení rizika znehodnocení produkce díky vyšší náchylnosti takto pěstovaných porostů k chřadnutí při změně podmínek (a to i při krátkodobém působení stresoru).



HODNOCENÍ ZDRAVOTNÍHO STAVU STROMU A LESA

3

3.1 PŘÍSTUPY K HODNOCENÍ STAVU STROMŮ A LESA

Hodnocení stavu či vitality stromů realizují za určitých okolností lesníci, arboristé, zahradníci, odborníci v ochraně přírody, dendrologové, fytopatologové – ve výčtu by bylo možno ještě dále pokračovat. Je pochopitelné, že se liší jak ve svých východiscích, tak ve svých potřebách – používají metodiky odlišující se nejen svým celkovým konceptem, ale také zvolenými indikátory a jejich vymezením.

V arboristické a zahradnické praxi hodnocení stavu stromů většinou zahrnuje celkový popis stromu, zhodnocení jeho „biologického stavu“, tj. habitu a zdravotního stavu, zhodnocení mechanické stability, zhodnocení rizik ve vztahu k místu, kde strom roste (bezpečnost, zdraví, vliv na okolní stavby apod.), odhad jeho dalšího vývoje, respektive dynamiky změn jeho stavu, popřípadě je jeho součástí i ocenění dřeviny a návrh nápravných opatření.

U lesnických metodik či postupů používaných pro hodnocení stavu přírody a krajiny je primárním cílem především hodnocení celých porostů či segmentů krajiny. Zpravidla tedy obsahují méně popisných parametrů, řada indikátorů je vztahována jak k jedinci, tak k porostům, u jednotlivých stromů méně zahrnují detaily (rozlišují například méně druhů poranění), zato však často používají pro interpretaci další parametry, jako jsou například obsahy živin v asimilačním aparátu, radiální růst dřevin, různé charakteristiky půdních poměrů (půdní vlhkost, půdní vodní potenciál...) apod.

Z hlediska technologického mohou být hodnocení stavu dřevin pozemní, letecká i družicová, mohou být čistě vizuální nebo mohou být přístrojová (včetně kombinací).

V dalších kapitolách se budeme věnovat především postupům a parametrům používaným v lesnické, krajinářské či ekologické praxi, v této úvodní kapitole proto věnujeme alespoň rámcovou pozornost postupům zahradnickým a arboristickým.

3.1.1 Arboristická hodnocení

Arboristická hodnocení zahrnují zpravidla šest hlavních oblastí:

- 1. Popis základních charakteristik** – lokalizace dřeviny (slovní popis, zakres do mapy, GPS, přímé označení v terénu...), identifikace taxonu dřeviny, dimenze kmene, výška stromu, průmět koruny, stáří stromu (dendrochronologické metody nebo odhad – podle průměru; pomocí křivky růstového modelu; přiřazení k vývojovému stádiu, v němž se strom nachází), popis postavení v porostu – společenské postavení např. podle KRAFTA (1884), index překryvnosti (index vyjadřující stupeň překrývání větví sousedících stromů).
- 2. Hodnocení fyziologické vitality** – fyziologická vitalita je pro tyto potřeby zpravidla chápána jako schopnost dřeviny kompenzovat vliv vnějších a vnitřních

Hlavní oblasti
hodnocení

faktorů bez výrazného a trvalého narušení funkčnosti. V nejjednodušších metodikách je vitalita hodnocena zařazením do jednoduchých relativních stupnic s různým počtem stupňů od čtyř až po deset (KOLAŘÍK et al. 2005). V komplexnějších metodikách jsou hodnoceny jednotlivé dílčí indikátory ukazující na vitalitu jako je například defoliace (viz dále kapitoly 1.3.1 a 3.2.1), malformace větvních struktur, prosychání koruny (prezence a lokalizace suchých větví), popřípadě schopnost vytváření reakčního dřeva, dynamika vývoje kalusu (hojivých pletiv) v okolí poranění apod.

MALFORMACE VĚTVNÍCH STRUKTUR – FÁZOVÝ MODEL RŮSTU VÝHONŮ DLE ROLOFFA (1989)

Tento indikátor vitality stromu vychází z předpokladu, že růst výhonů, jeho dynamika a vznikající změny tvaru větvení odráží dlouhodobý vývoj vitality stromu. Andreas Roloff vypracoval pro nejdůležitější evropské listnáče tzv. fázové modely růstu výhonů, které popisují jednotlivá stadia vitality. Rozlišuje přitom čtyři základní stadia:

0. **fáze explorace** – z vrcholových i postranních pupenů každoročně vyrůstají dlouhé výhony, koruna je hustá, zavětvená, kompaktní bez vyčnívajících větví, olistění bez větších mezer;
1. **fáze degenerace** – z terminálního pupenu každý rok vyrůstají dlouhé výhony, z bočních pupenů krátké výhony, větvení je na okrajích opticky řidší, jakoby roztržené, objevují se suché větve (do 5 %), uvnitř koruna dosud poměrně hustá;
2. **fáze stagnace** – ze všech pupenů vyrůstají jen krátké výhony, ustává další větvení – krátké výhony se nevětví, zastaven či téměř zastaven je výškový přírůst, rovné a průběžné větve na okraji koruny chybí, krátké výhony se shluky listů se snadno ulamují, koruna se ztelně prosvětluje, vznikají větší mezery v koruně;
3. **fáze rezignace** – vylamují se větší větve, odumírají celé části koruny, včetně vrcholu, koruna se rozpadá na dílčí izolované části.

Architekturu větví, jejich růst a dynamiku tohoto růstu využívají jako indikátor i další, nearboristické metodiky, například u smrku ztepilého a buku lesního metodika ICP Forests, viz kapitola 3.2.1.



Fig. 46 Malformace vrcholového výhonu buku lesního dle ROLOFFA 1989 in KOLAŘÍK et al. 2005. Zleva fáze explorace, degenerace, stagnace a rezignace.

3. **Zdravotní stav** – podobně jako u vitality je výsledným výstupem zařazení do odpovídajícího stupně relativní stupnice, zpravidla šestistupňové se stupni: výborný, dobrý, zhoršený (významnější defekty, často vyžadující zásah), výrazně zhoršený (souběh více defektů, nutný zásah), silně narušený (bez možnosti stabilizace), havarijní (akutní riziku odumření). Pro toto zařazení by měly být rozpoznány jevy, které ukazují na zdravotní stav a jsou v arboristické praxi označovány jako defekty a vady (jakkoliv toto označení může být z pohledu biologie a stresové ekologie zavádějící). Jsou rozlišovány vady dřeva a vady kmene, defekty narušující odolnost proti zlomu a defekty narušující odolnost proti vyvrácení, defekty habitu (nedokonalosti ve tvaru a proporcích jednotlivých částí stromu jako je přeštíhlení, tlakové vidlice, excentrická koruna apod.) a poškození (praskliny, dutiny, spály, přítomnost reakčního dřeva, poškození či omezení kořenového systému apod).
4. **Provozní bezpečnost** – za bezpečné jsou považovány stromy, které neohrožují zdraví člověka ani majetkové hodnoty, důležitá je bezpečnost především

v urbánním prostředí. **Provozní bezpečnost je tedy míra stability stromu** (výše rizika jejího selhání) **aplikovaná na konkrétní stanovištní podmínky** (přítomnost cílů pádu a jejich důležitost). **Klíčovými pojmy jsou stabilita, selhání, nebezpečí selhání, riziko selhání, cíl pádu** (KOLAŘÍK et al. 2005). Stabilita je stav stromu, kdy vlivem působení vnějších i vnitřních faktorů nehrozí možnost selhání stromu či jeho části v rozsahu ohrožujícím jeho setrvání na stanovišti. Selhání je narušení stability. Jde tedy o situace, kdy dojde k vyvrácení stromu, k zlomu, nebo k odlomení jeho části. Selháním je významně ohrožen nebo končí život stromu. Jako nebezpečí selhání je označován potenciál stromu způsobit škodu na majetku či újmu na zdraví v důsledku selhání kmene či koruny (či její části), nebo v důsledku vyvrácení. Rizikem selhání je pak procentuálně vyjádřená pravděpodobnost, že k selhání dojde. V úvahu je brána očekávaná frekvence bořivých větrů, rozsah dosavadních poškození stromu, charakter a intenzita dosavadní péče, vlastnosti stanoviště (kvalita kotvení stromu) apod. Při hodnocení provozní bezpečnosti musí být nutně brány v úvahu potencionální cíle pádu, tj. živé i neživé objekty, které mohou být pádem stromu ohroženy. Posuzuje se například hodnota majetku v dopadové vzdálenosti nebo frekvence průchodu chodců či průjezdu automobilů. Provozní bezpečnost je z pohledu stavu stromu součástí obrazu zdravotního stavu, její samostatné vyčlenění v arboristické praxi je dáno cílem, pro který je hodnocení stavu stromu vypracováváno, včetně výše popsaného přesahu do ekonomiky – stanovení rozsahu možných škod (které překračuje hodnocení zdravotního stavu).

5. **Ohodnocování stromů** – oceňování stromů jako majetkové hodnoty (ve smyslu zákona č. 151/1997 Sb., o oceňování majetku a o změně některých zákonů) či jako prvku životního prostředí (ekologická újma dle zákona č. 17/1992 Sb., o životním prostředí a zákona č. 114/1992 Sb. o ochraně přírody a krajiny). S hodnocením stavu dřeviny v kontextu, v jakém ho chápeme v kapitole 3.1, ohodnocování stromů bezprostředně nesouvisí.
6. **Ekologický význam** – význam pro krajinu a ekosystémy, je do určité míry součástí předchozích oblastí, pokud to účel hodnocení vyžaduje je posuzován samostatně, zpravidla formou slovního komentáře.

Rozpoznat zdravotní stav, respektive rozsah defektů a vad ve vztahu k stabilitě stromu je pomocí popisných charakteristik komplikované či nemožné. Pro účely podrobnější diagnostiky provozní bezpečnosti stromů byly proto vyvinuty vizuální i přístrojové metodiky, které umožňují s využitím matematických či empirických modelů odhadnout rozsah skrytých defektů či odhadnout chování stromu při určitém typu namáhání.

Metoda VTA („Visual Tree Assessment“) vchází z prací Clause MATTHECKA (1991). Metoda je založena na třech základních principech (KOLAŘÍK et al. 2005):

- *teorie konstantního napětí* – strom je systém, který reaguje na mechanické a fyziologické zátěže zvýšením růstové aktivity tak, aby došlo k posílení oblastí se zvýšeným napětím, zatímco oblasti s nižším namáháním přirůstají méně;
- *stromy na tento typ zátěže odpovídají reakčním (adaptačním) růstem;*
- *kvalitativní materiálové vlastnosti dřeva se mění pod vlivem působícího napětí tak, aby byla zajištěna uniformní zátěž, tedy stejnoměrné napětí ve všech nosných částech stromu.*

Vlastní postup hodnocení zahrnuje dva základní kroky. Tím prvním je vizuální hodnocení vitality a zjištění symptomů biomechanického narušení vitality. Druhým

Podrobnější
diagnostika provozní
bezpečnosti stromů

Fraktometr je přístroj, který měří pevnost vzorku dřeva. Váleček dřeva je v přístroji lámán za současného měření potřebné energie. Z poklesu vynaložené energie lze rozpoznat tloušťku zdravého dřeva, případně úhel ohybu a mez zlomení. Hodnoty získané měřením jsou porovnány s tabelárními údaji. Nevýhodou metody je poškození stromu.

krokem je stanovení bezpečnosti stromu na základě typu dutin, velikosti zbytkové stěny a vlastností dřeva pomocí přístrojových metod. V druhém kroku jsou odebrány vzorky dřeva (Presslerovým nebo zezem) a stanoveny vlastnosti těchto vzorků fraktometry. Případně jsou použity i další přístrojové metody, například založené na sledování šíření zvukových vln.

Metodu SIA („Statisch Integrierte Abschätzung“) vyvinul Lothar WESSOLLY (1997). Vznikla jako zjednodušená aplikace experimentálních výsledků získaných aplikací přístrojové metody tahových zkoušek. Hlavním cílem bylo vytvořit rychlý praktický postup identifikace vybraných defektů a jejich vlivu na statiku stromu a kvantifikovat závažnost vznikající při namáhání stromu větrem. Je určena výhradně pro solitérní stromy.

Metoda EHT („Evaluation of Hazard Trees in Urban Areas“) vychází z prací WAGENERA (1963) a PAINEHO (1967) shrnutých POKORNÝM (1992, 2003). Je založena na víceméně empirickém hodnocení vybraných defektů stromů, na rozdíl od předchozích metod se věnuje nejen hodnocení defektů a jejich vlivu na stabilitu stromu, zabývá se též klasifikací cílů pádu v okolí stromu.

Detailní informace o arboristických metodách a stejně tak o používaných diagnostických přístrojích lze nalézt v Metodice ČSOP Péče o dřeviny rostoucí mimo les II. (KOLAŘÍK et al. 2005).

3.1.2 Systematický monitoring stavu lesa

Hodnocení stavu stromů v lesních porostech a porostů jako celků vychází z jiných potřeb i možností než arboristická hodnocení. Ucelenější postupy hodnocení začaly vznikat především v souvislosti se zvýšenou antropogenní zátěží lesních ekosystémů v druhé polovině dvacátého století. Hodnocení stavu lesa a příčin zhoršení zdravotního stavu či poškození lesních dřevin je komplikované – charakter a množství škodlivých faktorů se velmi dynamicky mění, lesní ekosystémy na tyto změny reagují s různě silnou odezvou a také s různým zpožděním. Přes tyto komplikace a zčásti také právě pro ně je kvalifikovaný komplexní monitoring zdravotního stavu lesa nutností pro možnost kvalifikovaně a včas rozhodovat o potřebných hospodářských a ochranných opatřeních.

Prudké zhoršování dopadů antropogenních emisí oxidů síry a dalších látek, včetně zhoršování zdravotního stavu lesa v evropských zemích na počátku osmdesátých let vedlo k mezinárodním aktivitám směřujícím jednak k vlastnímu omezení emisí, jednak k sledování jejich účinků na organismy a jejich prostředí. 13. listopadu 1979 byla v rámci Evropské hospodářské komise Organizace spojených národů v Ženevě přijata **Úmluva o dálkovém znečištění ovzduší přesahujícím hranice států („Convention on Long-range Transboundary Air Pollution – LRTAP“)**. V rámci aktivit této úmluvy vznikla potřeba důsledně a koordinovaně monitorovat stav evropských lesů destabilizovaných působením vzdušných polutantů. Na třetím zasedání výkonného orgánu Úmluvy v červnu 1985 byl založen **Mezinárodní kooperativní program sledování a vyhodnocování vlivu znečištění ovzduší na lesy („International Cooperative Programme on Assessment and Monitoring of Air Pollution Effects on Forests – ICP Forests“)**. Úkolem tohoto programu je koordinovat získávání a shromažďování údajů o stavu lesních porostů a o jejich změnách souvisejících s aktuálním stavem prostředí (původně především se znečištěním ovzduší a kyselými depozicemi, dnes v mnohem širším vymezení, viz níže). Cílem je umožnit relevantní hodnocení trendů poškození a

přispět k lepšímu pochopení vztahů příčin a následků. V rámci ICP Forests jsou shromažďovány informace o prostorovém a časovém vývoji stavu lesa v Evropě a získávají se znalosti o příčinách poškození se zvláštním důrazem na kritické zátěže a stupeň znečištění ovzduší. K realizaci cílů programu slouží dvě odlišně koncipované monitorovací soustavy s různou intenzitou pozemního šetření – úroveň I. se systematickým základním monitoringem v čtvercové síti 16x16 km (lokálně je základní síť případně dále zahušťována) a úroveň II. s intenzivním podrobným monitoringem na výběrových reprezentativních plochách. V pravidelných intervalech se na těchto monitorovacích plochách provádí tato odborná šetření v rozsahu a intenzitě podle příslušné úrovně monitorování: hodnocení stavu koruny (defoliace, barevné změny atd.), zjišťování sociálního postavení, měření dendrometrických parametrů, fytoocenologické snímkování, půdní analýzy, listové analýzy, letokruhové analýzy, měření depozic a parametrů ovzduší, atd. Podrobně popsáno níže, postup vizuálního hodnocení stavu korun pak detailně v kapitole 3.2.

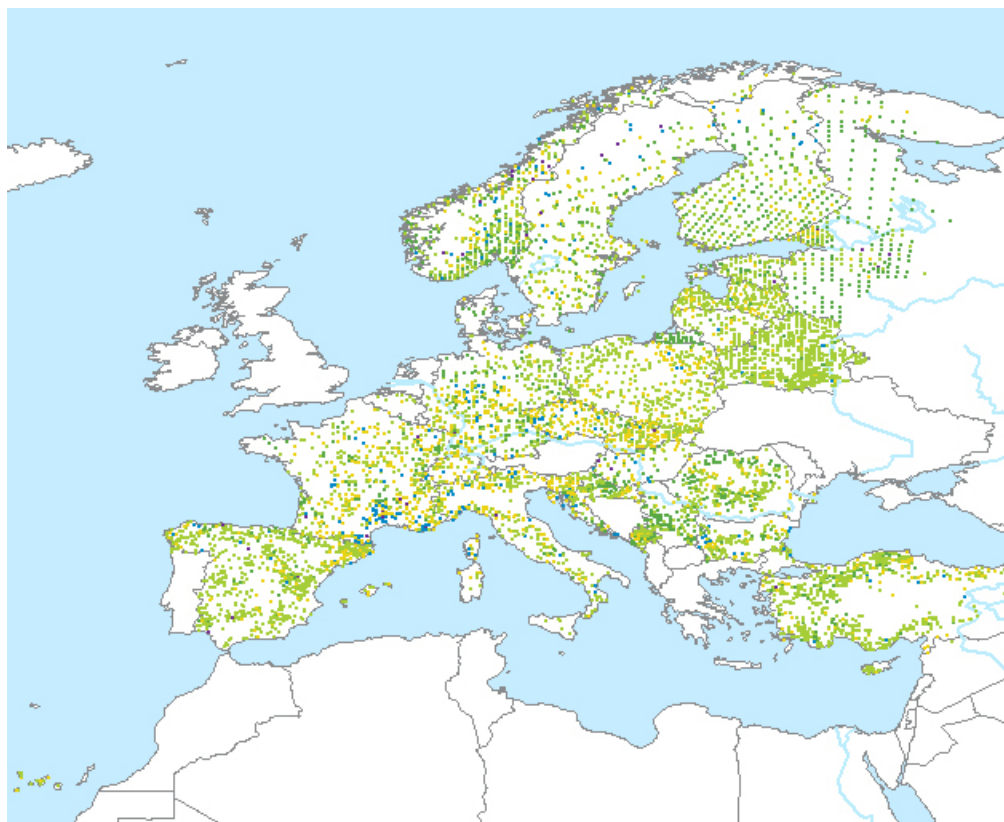


Fig. 47 Plochy úrovně I. ICP Forest, stav v roce 2011, zdroj: <http://icp-forests.net>
 Oba světle zelené odstíny – průměrná defoliace do 10 % a 10–25 %, žlutá – průměrná defoliace 25–40 %, tmavě zelená – průměrná defoliace 40–60 %, tmavě červená – průměrná defoliace nad 60 %.

Směrnice ustavující program ICP Forests vypršela 31. 12. 2002. Program ICP Forests nadále zůstává součástí konvence LRTAP, mezinárodní financování monitoringu zdravotního stavu lesů však bylo od roku 2003 zajištěno v rámci programu Evropské komise Forest Focus, ustanoveného směrnicí ES 2152/2003. V rámci programu Forest Focus došlo k rozšíření cílů i metodik tak, aby pokryly širší environmentální aspekty zdravotního stavu lesů včetně vlivu změn klimatu, hodnocení biodiverzity či sledování stavu lesních půd. Od roku 2009 se pak monitoring přesunul do programu LIFE+, kde byly postupy a metody dále rozvíjeny v rámci projektu FutMon („Further Development and Implementation of an EU-level Forest Monitoring System“).

Projekty Forest
Focus a FutMon



Fig. 48 Plochy úrovně II. ICP Forest, stav v roce 2009, zdroj: <http://www.futmon.org/>.



FUTMON
forest monitoring for the future

Projekt FutMon se účastnilo 38 přispěvatelů z 24 členských států EU. Plošný monitoring (akce L1) zdravotního stavu byl prováděn na cca 4300 plochách (z toho 146 v ČR), viz Fig. 47. Intenzivní monitoring (IM1) probíhal na 250 plochách (z toho 14 v ČR), viz Fig. 48. Oproti původnímu monitoringu došlo k výraznému omezení počtu ploch – na úrovni I. v rámci ICP Forest bylo monitorováno kolem 6000 ploch, na úrovni II. necelých 800 ploch. V rámci původní sítě úrovně I. ICP Forest základní monitoring dále pokračuje i na plochách nezařazených do programu FutMon.

Mezi základní „povinné“ parametry intenzivního monitoringu byly od počátku zahrnuty: podrobnější šetření stavu korunové vrstvy, půdní analýzy s opakováním

v intervalu 10 let, chemické analýzy asimilačních orgánů opakované po dvou letech, fytoocenologické hodnocení přízemní vegetace po pěti letech a hodnocení růstu dřevin po pěti letech. Dále byl sledován spad látek – depozice – na volné ploše a v lesních porostech a meteorologické parametry. Tyto aktivity jsou však značně finančně náročné, proto byly závazné jen na 10 % z celkového počtu ploch plošného monitoringu. V průběhu prvních let řešení přibýly ještě další činnosti, většinou charakterizované jako nepovinné, nebo opět závazné jen na 10 % ploch: hodnocení chemismu půdního roztoku, hodnocení imisní zátěže, fenologická pozorování, hodnocení opadu. Doplnující parametry jsou v projektu FutMon hodnoceny v rámci akcí **D1 – Vitalita a adaptace stromů**, **D2 – Cyklus živin a kritické zátěže** a **D3 – Vodní bilance porostů**.

Cílem **akce D1** je stanovit **klíčové indikátory vitality stromů** a poskytnout vhodné nástroje pro monitoring vitality v přírodních podmínkách evropských lesů. Je uplatňován integrovaný koncept hodnocení vitality – kromě tradičních parametrů defoliace a diskolorace zahrnuje akce D1 indikátory pro hodnocení přežívání (přežívající stromy, míra mortality), fungování (např. růst a regenerace, alokace uhlíku) a odolnosti vůči stresu (např. citlivost ke změnám, adaptabilita, schopnost konkurence).

Cílem **akce D2** je rozpracovat metody monitoringu **koloběhu živin a hodnocení kritických zátěží v lesních ekosystémech**, zahrnující vstup látek formou depozic, jejich příjem dřevinami a dalšími rostlinami, výstup formou opadu a vymýváním z půdního prostředí. Na plochách jsou sledovány všechny parametry intenzivní úrovně monitoringu (IM1), doplněné o některé další aktivity – sledování množství a chemických vlastností opadu, intenzivnější vzorkování asimilačních orgánů (analýza čtyř ročníků jehličí), hodnocení množství biomasy a zásoby živin v přízemní vegetaci.

Akce D3 je zaměřena na **hydrické funkce lesů**. Cílem je poskytnout podklady pro vývoj modelů vodní bilance lesních ekosystémů s využitím dat z ploch IM1. Tato část programu je, na rozdíl od předchozích akcí, zaměřena pouze na zahájení měření vybraných doplňkových parametrů a sběr dat, neboť krátké období řešení projektu FutMon neumožňuje komplexní hodnocení výsledků. To proběhne až v rámci navazujících aktivit. Cílem akce D3 je sjednotit a doplnit potřebná měření tak, aby získaná data byla využitelná pro testování a následné využívání modelů vodní bilance v celém spektru lesních ekosystémů Evropy. Vstupní údaje modelů zahrnují zejména meteorologická data, hodnocení vody v půdě, fenologická pozorování, hodnocení růstu dřevin, biotická poškození i hodnocení zdravotního stavu dřevin. Plochy D3 vycházejí z plně vybavených ploch IM1, některé činnosti jsou úzce provázány i s aktivitami D1 (tloušťkový přírůst dřevin, fenologie, LAI) a D2 (chemismus půdního roztoku) a jsou dále doplněny o vyhodnocení a měření speciálních parametrů: měření teploty půdy, objemové vlhkosti půdy a půdního vodního potenciálu, stanovení retenčních křivek lesních půd, hodnocení podporostních srážek.

Cílem projektu FutMon je pokračovat v monitoringu zdravotního stavu lesů v systematické síti ploch a harmonizovat metody sledování s programy národních inventarizací lesů v jednotlivých evropských zemích. Na plochách intenzivního monitoringu je cílem zkvalitnit již probíhající měření a zároveň doplnit některé sledované parametry, aby bylo hodnocení skutečně kompletní a vyhovovalo některým používaným modelům. Kromě projektu LIFE+ FutMon zahrnuje aktivita také komplexní management ploch mezinárodních šlechtitelských programů IUFRO a EUFORGEN.

Česká republika vstoupila do programu ICP Forests v roce 1986 s 61 monitorovacími plochami v síti 16x16 km. Počet ploch se v následujícím roce zvýšil na 106. Pro tuto nadnárodní síť byla přijata dosavadní koncepce uplatňovaná v České republice již od padesátých let, kdy byly založeny první monitorovací plochy na sledování vlivu SO₂

na lesní porosty. V roce 1991 byla založena síť 8x8 km s dalšími 334 plochami. Kromě toho byly v rámci regionálních studií založeny plochy v síti 1x1 km v lesních oblastech Šumava, Brdy a Krkonoše. Informace z těchto monitorovacích ploch umožnily získat podrobný a reprezentativní obraz o situaci v daných lesních oblastech a porovnat zdravotní stav porostů se stavem půd a výživou porostů. V letech 1997–1998 byla provedena celková rekonstrukce ploch národní i nadnárodní sítě s cílem optimalizovat druhovou a věkovou skladbu na monitorovacích plochách tak, aby lépe charakterizovaly skutečnou skladbu v lesích České republiky. V současné době je pravidelné hodnocení prováděno na plochách základní sítě 16x16 km a vybraných plochách ze sítě 8x8 km v celkovém počtu 306 ploch rozmístěných rovnoměrně podle lesnatosti po celém území České republiky. Na každé ploše musí být zhodnoceno v každém roce minimálně 25 stromů.

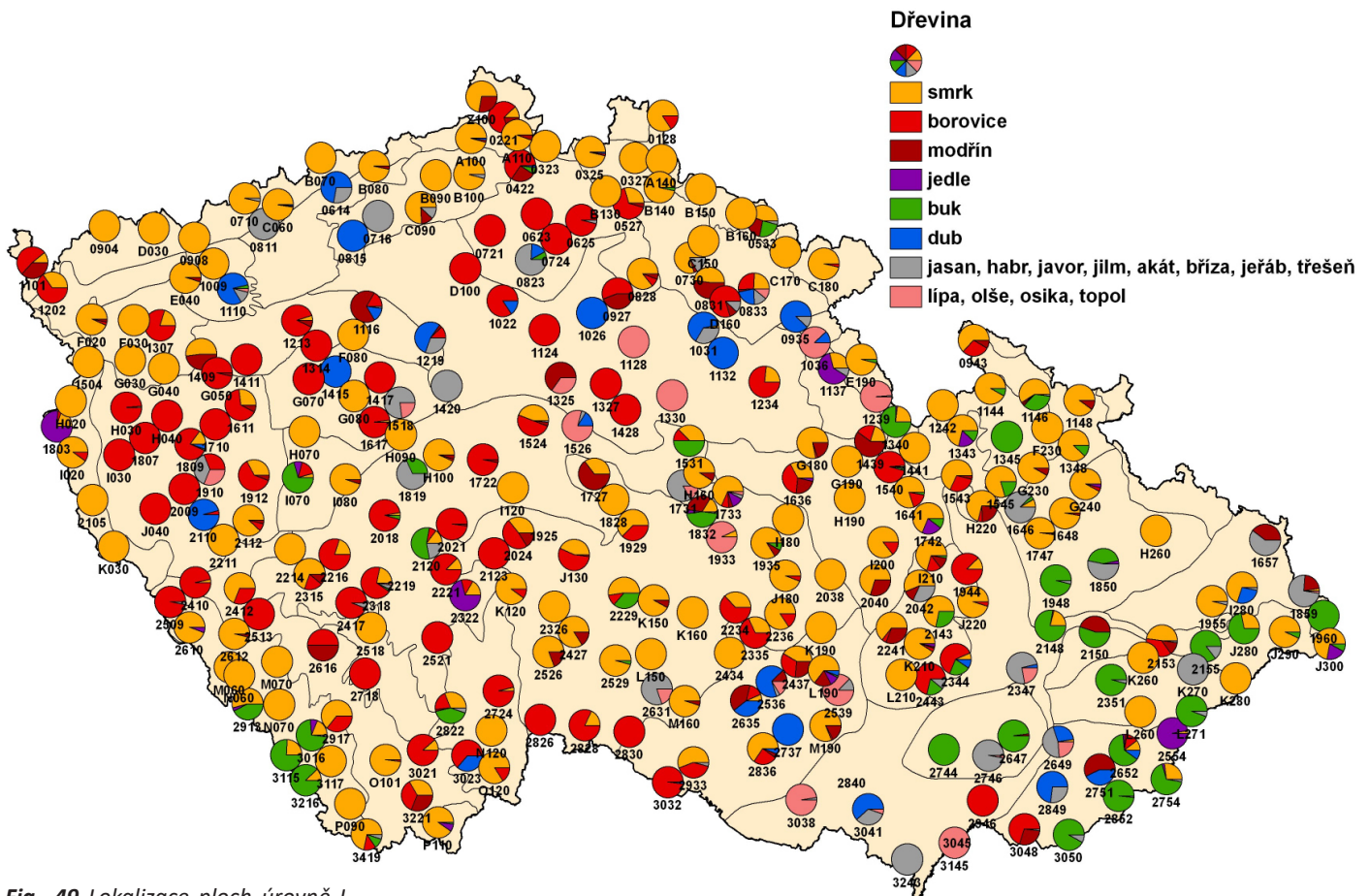


Fig. 49 Lokalizace ploch úrovně II. ICP Forests v ČR s vyznačením zastoupení dřevin
zdroj: www.vulhm.cz.

Plochy II. intenzivní úrovně byly v ČR postupně zakládány od roku 1994, poslední rekonstrukce proběhla v roce 2004 v návaznosti na naplňování Národního lesnického programu ČR (NLP), tak aby byly pokryty hlavní dřeviny v oblastech jejich přirozeného výskytu proporcionálně k jejich zastoupení (SM 50 %, BO 20 %, DB 10 %, BK 10 %, ostatní 10 %). Konečný stav byl šestnáct ploch (Fig. 50). V rámci projektu FutMon byl dosavadní intenzivní monitoring lesních ekosystémů omezen pouze na vybrané plochy s komplexním spektrem sledovaných parametrů – v rámci ČR do mezinárodní databáze spadá 14 ploch z 16 lokalit II. úrovně národní sítě (Tab. 5).

Monitoring v ČR je zajišťován pracovníky Výzkumného ústavu lesního hospodářství a myslivosti, v.v.i. v Jílovišti Strnadedch (VÚLHM).

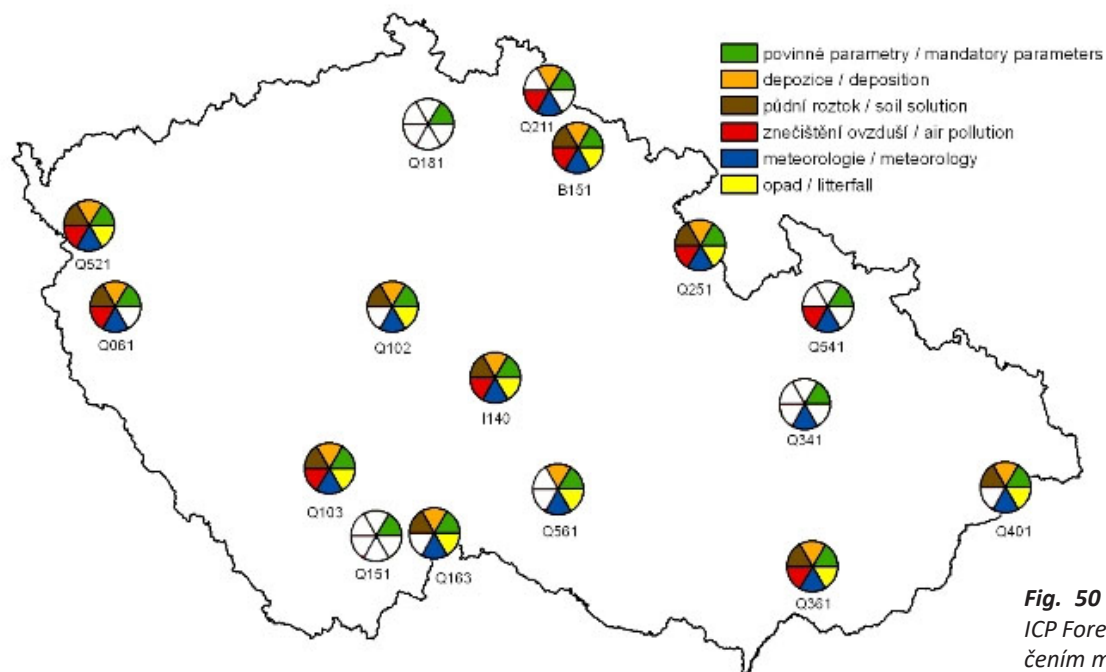


Fig. 50 Lokalizace ploch úrovně II. ICP Forests v ČR v roce 2008 s vyznačením monitorovaných parametrů zdroj: www.vulhm.cz.

Table 5 Plochy úrovně II. ICP Forests a jejich zahrnutí do jednotlivých akcí FutMon.
Zdroj: www.vulhm.cz

	Plocha	Název plochy	Hlavní dřevina	Oblast	Založení	Akce FutMon			
						IM1	D1	D2	D3
1	B151	Dolní Mísečky	BK	Krkonoše	1997	x		x	x
2	I140	Želivka	SM	Středočeská pahorkatina	1995	x	x	x	x
3	Q061	Benešovice	BO	Západočeská pahorkatina	2004	x	x	x	x
4	Q102	Březka	DB	Středočeská pahorkatina	1999	x			
5	Q103	Všeteč	BK	Písecké hory	2000	x	x	x	x
6	Q151	Třeboň	BO	Třeboňská pánev	2004				
7	Q163	Lásenice	SM, BK	Novohradské hory	2000	x		x	x
8	Q181	Provodín	BO	Českolipsko	2004				
9	Q211	Jizerka	SM	Jizerské hory	2004	x			
10	Q251	Luisino údolí	SM	Orlické hory	2003	x		x	x
11	Q341	Litovel	DB, JS	Litovelské pomoraví	2004	x			
12	Q361	Medlovice	BK, DB	Chřiby	1998	x		x	x
13	Q401	Klepačka	BK	Beskydy	2004	x		x	x
14	Q521	Horní Lazy	SM	Slavkovský les	1994	x	x	x	x
15	Q541	Švýčárna	SM	Jeseníky	1995	x			
16	Q561	Nová Brtnice	SM	Českomoravská vrchovina	1994	x		x	x

Podrobné informace o aktivitách v rámci projektu FutMon a jejich výsledcích v letech 2009–2011 jsou uvedeny v publikaci „Rozvoj monitoringu zdravotního stavu lesa v rámci projektu Life+ “FutMon” v ČR“, která je formátu pdf k dispozici ke stažení na webu VÚLHM: http://www.vulhm.cz/?p=projekt_futmon&site=default

3.1.3 Hlavní výsledky monitoringu stavu lesa v ČR dle ICP Forests

Hlavním každoročně sledovaným indikátorem na plochách úrovně I. ICP Forests je defoliace. Její výsledky jsou kompilovány odděleně pro porosty do 59 let a od 59 let výše. V souhrnech jsou obvykle vyhodnocovány souhrnně jehličnaté dřeviny (pro ČR data k dispozici pro takto koncipovaný souhrn od roku 1986) a dřeviny listnaté (pro ČR data k dispozici od roku 1991).

Defoliace jehličnanů

Dynamika defoliace u jehličnanů má v dosavadním dvacetipětiletém období několik výrazných kulminačních bodů. Na konci osmdesátých let minulého století defoliace ztlačila až do roku 1992, následovala stagnace a další zvýšení defoliace s maximem v roce 1996 – průměrná defoliace smrku ztepilého byla 33,9 % a borovice lesní 38,3 % (pro porosty nad 59 let). Následoval pokles defoliace do roku 1998 a od něj pak dlouhé období s mírným narůstáním průměrné defoliace. V letech 2010–2012 pak defoliace mírně poklesla. Kromě průměrných hodnot je důležité pro celkovou interpretaci také zastoupení jednotlivých tříd defoliace (Fig. 51). Zastoupení třídy 0 se stromy do 10 % defoliace pokleslo ze zastoupení 51,3 % v roce 1986 na začátku devadesátých let na hodnoty pod 10 % a po roce 2000 pak na hodnoty kolem pouhých 3–4 %. Dynamika obou hlavních dřevin je podobná, existují však regionální rozdíly – v některých krajích je dynamika vyrovnanější a má jasný trend, v jiných (například Jihomoravský, Zlínský a Pardubický) je patrná vyšší rozkolísanost (pravděpodobně z důvodu větší rozkolísanosti klimatu, zejména distribuce srážek, v úvahu je třeba brát také charakter stanovišť z hlediska podmínek pro jehličnany), regionální rozdíly v dynamice jsou patrné z map na Fig. 53. Defoliace dalších jehličnanů, modřínu a jedle, je v posledních letech mírně nižší než u smrku.

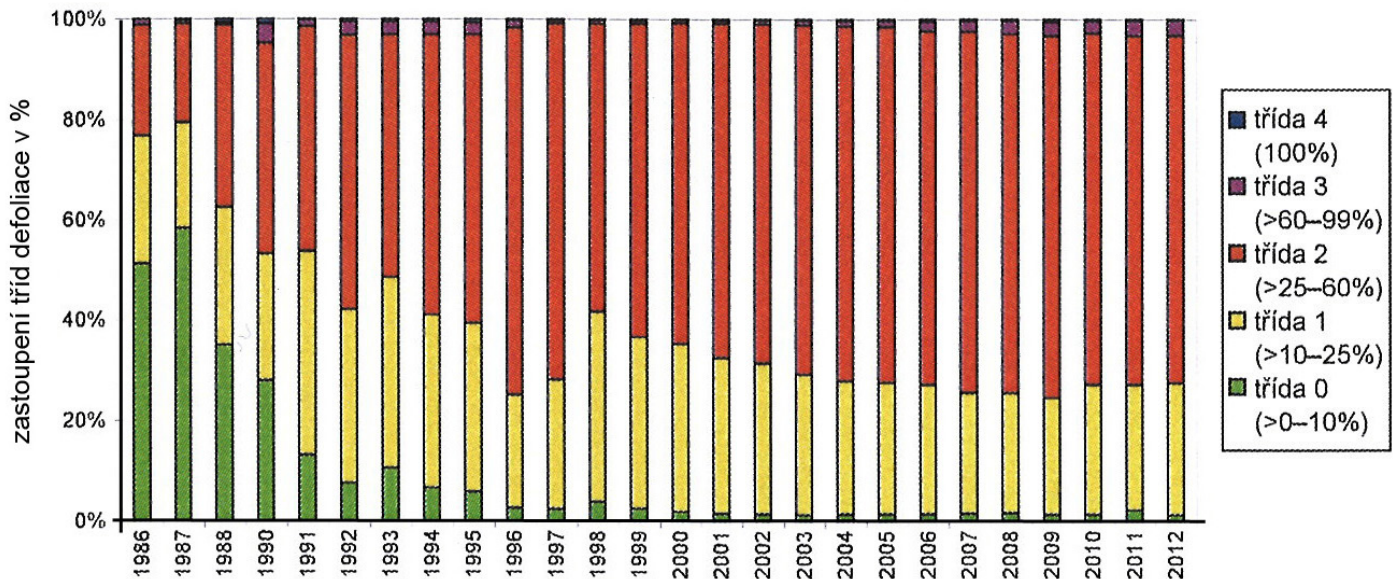


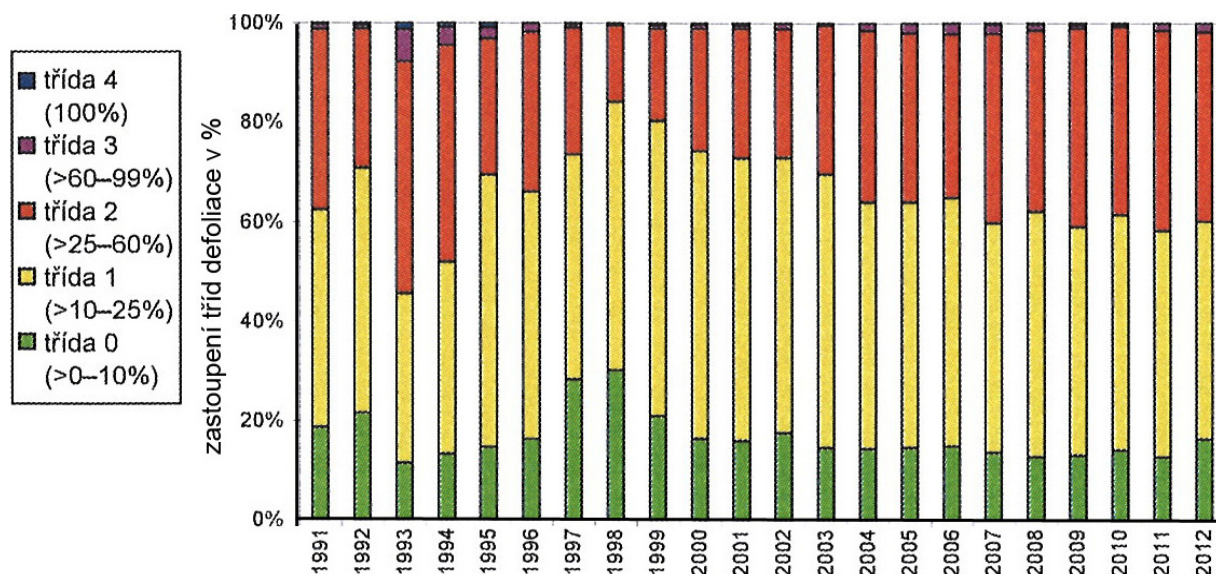
Fig. 51 Vývoj defoliace jehličnanů na plochách ICP Forests, porosty starší 59 let, zdroj: www.vulhm.cz.

Nárůst defoliace na konci osmdesátých let dvacátého století a v prvních letech devadesátých let lze připsat především dlouhodobému působení imisní zátěže. Po roce 1990 proti sobě působily dva výrazné vlivy – snížení znečištění ovzduší a suchá perioda začátku devadesátých let. Po roce 1990 začalo být realizováno odsíření největších stacionárních zdrojů znečištění ovzduší – emise SO_2 poklesly z 1850 t v roce 1990 na

438 t v roce 1998. To se projevilo ve snížení antropogenní stresové zátěže. Proti tomuto trendu však zároveň působila klimatická stresová zátěž, výrazně suché byly roky 1990–1993, v řadě regionů vodní deficit pokračoval i v následujících letech (do roku 1997, viz kapitola 5.1.2). Trojletí 1990–1992 bylo nejsušším tříletým obdobím z dlouhého časového úseku let 1876–2003, roky 1989–1993 pak byly nejsušším pětiletým obdobím (BLINKA 2004). Kumulativní vliv sucha (zesilující i dopady imisí) je pravděpodobně příčinou dosažení maxima defoliace v roce 1996. U jehličnanů s víceletými asimilačními orgány je totiž obvyklé zjištění maximální defoliace až se zpožděním oproti nástupu působení stresoru – díky reparačním procesům (jako je tvorba sekundárních větví u smrku) a relativně vyšší schopnosti vyhýbat se stresu a tolerovat stres (dle LEVITTA 1972, viz kapitola 1.1.1). Zlepšení stavu v letech 1996 až 1998 lze pak připsat výše zmíněnému snížení imisní zátěže spolu s příznivými klimatickými podmínkami. Další vývoj defoliace po roce 1998 je již obtížněji interpretovatelný, pomalý nárůst defoliace 1998 až 2009 lze interpretovat jako vliv celkové chronické stresové zátěže (synergie abiotických, biotických i antropogenních stresorů), pro hodnocení příčin zlepšení v letech 2010 a 2011 zatím nemáme dostatek podkladů.

U listnáčů stejné věkové kategorie (porosty starší než 59 let) je dlouhodobý vývoj defoliace více rozkolísaný než u jehličnanů. Ve sledovaném období 1991–2011 dosáhla defoliace listnáčů nejvyšší úrovně v roce 1993 (Fig. 52) – průměrná defoliace dubů byla 43,0 % a buku 22,5 %. V dalších letech defoliace klesala až na nejnižší úroveň v roce 1998 – průměrná defoliace dubů byla 27,8 % a buku 14,6 %. Následoval zřetelný vzestup defoliace do roku 2000 a v dalším období až do roku 2012 je trendem mírný nárůst defoliace s nevýraznými výkyvy a znatelnými rozdíly mezi regiony a dřevinami.

Defoliace listnáčů



Z hlavních dřevin mají duby z pohledu dlouhodobého vývoje větší rozkolísanost a vyšší úroveň defoliace než buk. Nižší defoliace srovnatelná s bukem byla v posledních letech zjišťována také u olše, naopak defoliace jasanu je blízká dubu (Fig. 54). U dubu bylo v roce 2010 73,1 % stromů v 2.–4. třídě defoliace, naopak u buku bylo 89,3 % v 0.–1. třídě a u olše 88,5 % v 0.–1. třídě.

Nárůst defoliace v prvních letech devadesátých let lze připsat stejně jako u jehličnanů především dlouhodobému působení imisní zátěže. Výrazné navýšení defoliace

Fig. 52 Vývoj defoliace listnáčů na plochách ICP Forests, porosty starší 59 let, zdroj: www.vulhm.cz.

mezi lety 1992 a 1993 lze pak odůvodnit zejména výše popsaným suchem. Reakce listnáčů na sucho je vzhledem k jednoletému asimilačnímu aparátu jiná než u jehličnanů, ztráta olistění je pak běžně okamžitou reakcí na sucho – strom redukuje transpirační plochu. Celkově se vývoj defoliace u listnáčů vzhledem k velké rozkolísanosti interpretuje obtížněji než u jehličnanů.

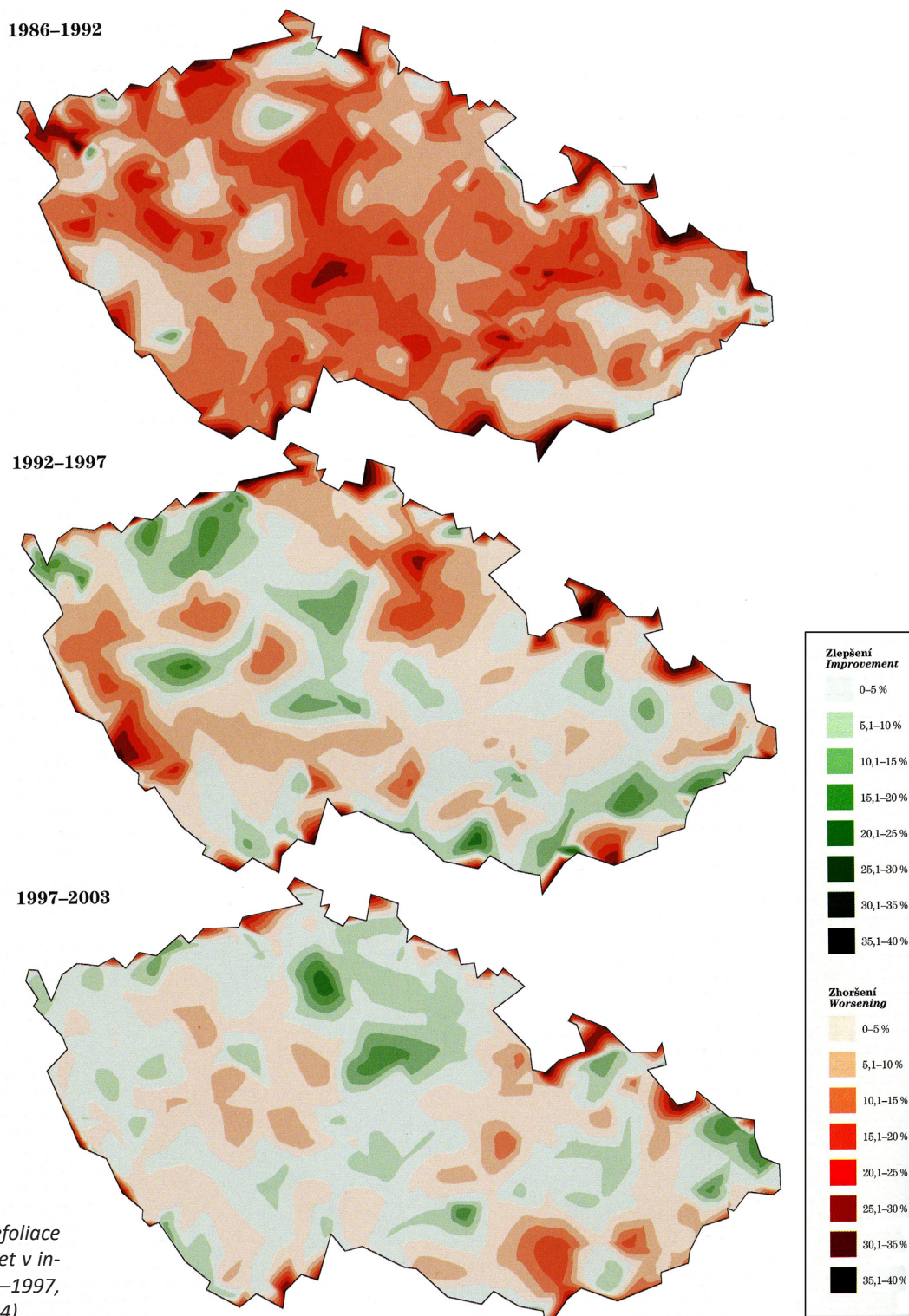


Fig. 53 Změna průměrné defoliace lesních porostů starších 59 let v intervalech 1986–1992, 1992–1997, 1997–2003. Zdroj: Mze (2004).

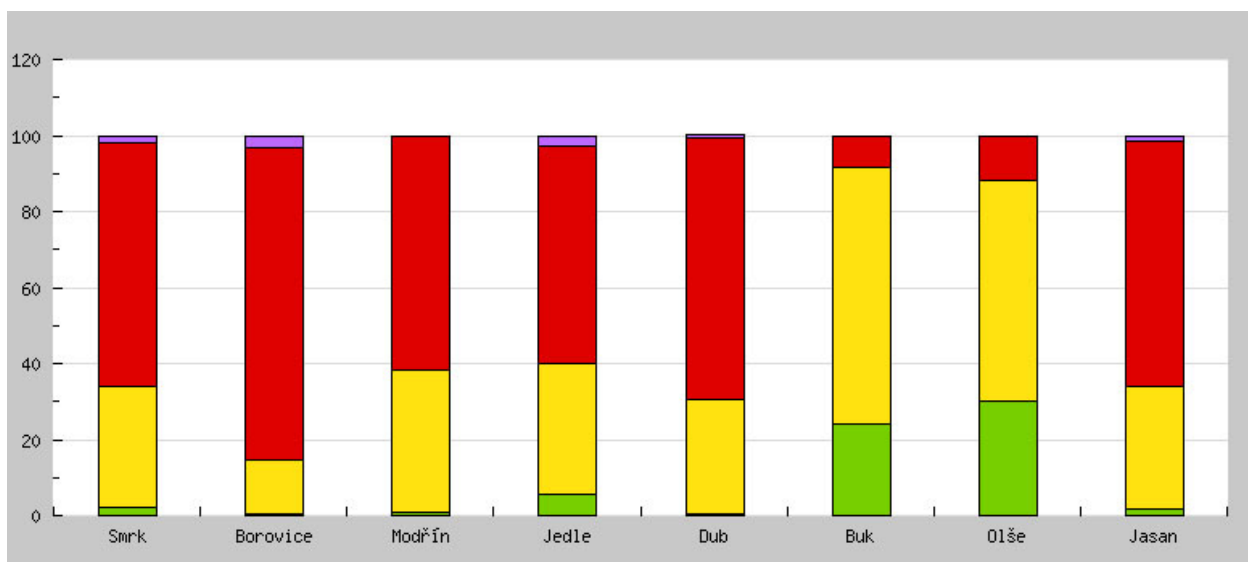


Fig. 54 Defoliace základních druhů dřevin starších jehličnanů a listnáčů (nad 59 let) – 2010. Zdroj: VÚLHM, ISSaR

Mladší porosty (do 59 let) jehličnatých i listnatých dřevin dosahují v porovnání se staršími porosty všeobecně nižších hodnot defoliace. Nejvýraznější je tento rozdíl u smrku a naopak nejméně výrazný je u borovice. Mladší jehličnany (do 59 let) vykazují v dlouhodobém trendu nižší defoliaci než porosty mladších listnáčů. U starších porostů (starších než 59 let) je toto srovnání opačné, starší jehličnany mají výrazně vyšší defoliaci než porosty starších listnáčů.

Borovice má u obou věkových kategorií zásadní podíl na vyšším procentu defoliace za skupinu jehličnanů. V období let 1998–2008 defoliace (zastoupení tříd 2–4, tj. defoliace >25–100 %) u mladších jehličnanů mírně stoupala, od roku 2009 ale zřetelně klesá – zastoupení třídy 2–4 pokleslo z 34,3 % v roce 2008 na 23,2 % v roce 2011 a současně zastoupení třídy 0, tj. defoliace 0–10 %, stoupl z 31,7 % v roce 2008 na 48,0 % v roce 2011. U stejné věkové kategorie listnatých dřevin je ve stejném období výraznější pokles zastoupení třídy 0 – z 53,3 % v roce 1998 pokleslo zastoupení této třídy na 17,7 % v roce 2008. Příznivá změna počínaje rokem 2009 má na rozdíl od jehličnanů rozkolísané meziroční hodnoty defoliace – v roce 2010 byla defoliace vyšší než v roce 2009, další zlepšení je patrné až v roce 2011. Větší rozkolísanost je u listnatých dřevin také při srovnání regionů.

Defoliace mladších porostů

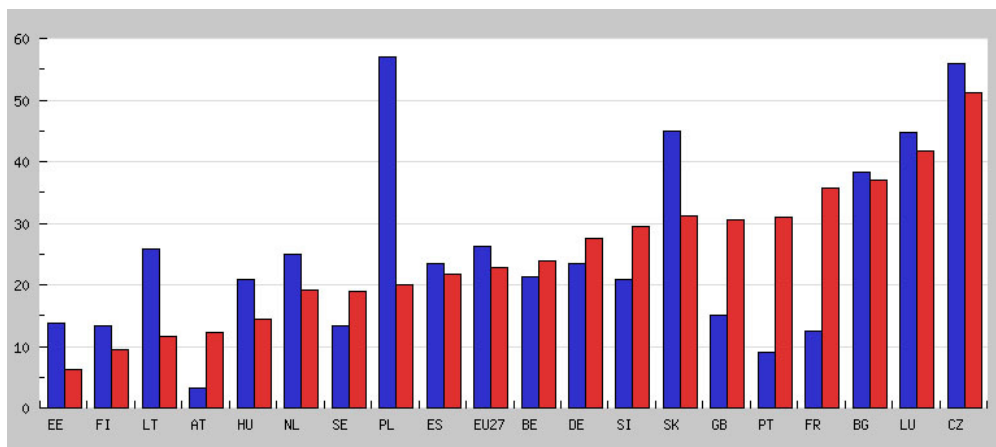


Fig. 55 Celková defoliace, mezinárodní srovnání – modře rok 1995, červeně rok 2006. Zdroj: Eurostat.

Mezinárodní srovnání

Z pohledu indikátoru celková defoliace je stav českých lesů jeden z nejhorších v Evropě, a to i přesto, že v posledních letech dochází k dílčímu zlepšení (viz výše). V roce 2009 měla ČR v rámci EU27 nejvyšší zastoupení dřevin v 2. až 4. třídě defoliace (56,8 %), následoval Kypr (36,2 %), Itálie (35,8 %), Slovinsko (35,5 %) a Francie (33,5 %), méně než 10 % pak bylo v Estonsku, Dánsku, Finsku, Rusku a Ukrajině (pro předchozí roky viz Fig. 55). Průměrná defoliace v EU27 se v období let 1998–2009 prokazatelně zvýšila na 24,4 % území (nejvíce v oblasti Středomoří a ČR), zatímco pouze na 14,9 % území se snížila. V období let 1995–1999 klesla z 26 % na 21,2 %, po roce 2000 se opět zvýšila a v posledních letech začala mírně klesat až na 19,2 % v roce 2009. Shrnutí výsledků za celou Evropu je na Fig. 56 a 57.

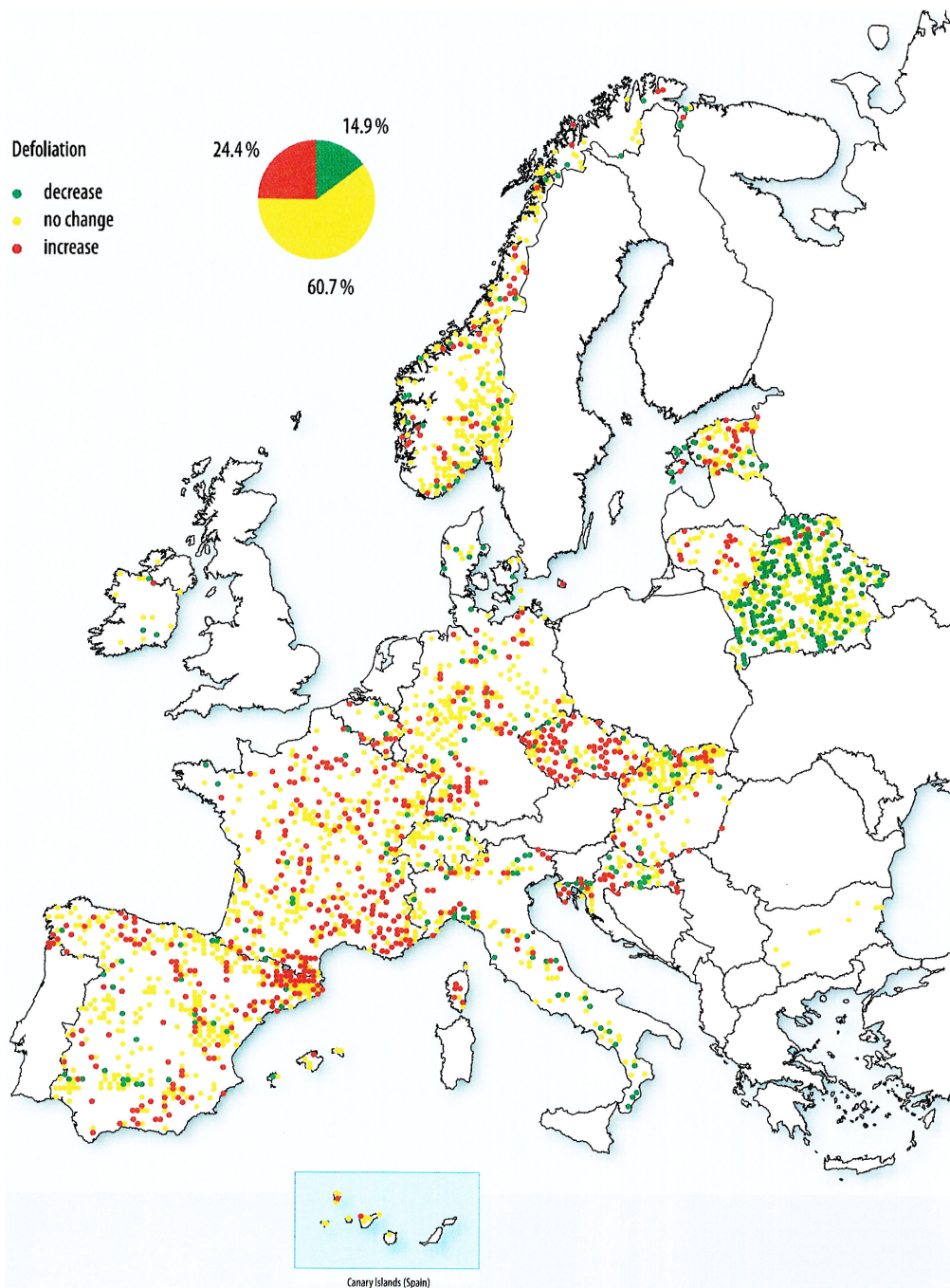


Fig. 56 Průměrná defoliace všech druhů dřevin, mezinárodní srovnání, 1998 a 2009, zdroj: ICP Forests, Eurostat, ISSaR.

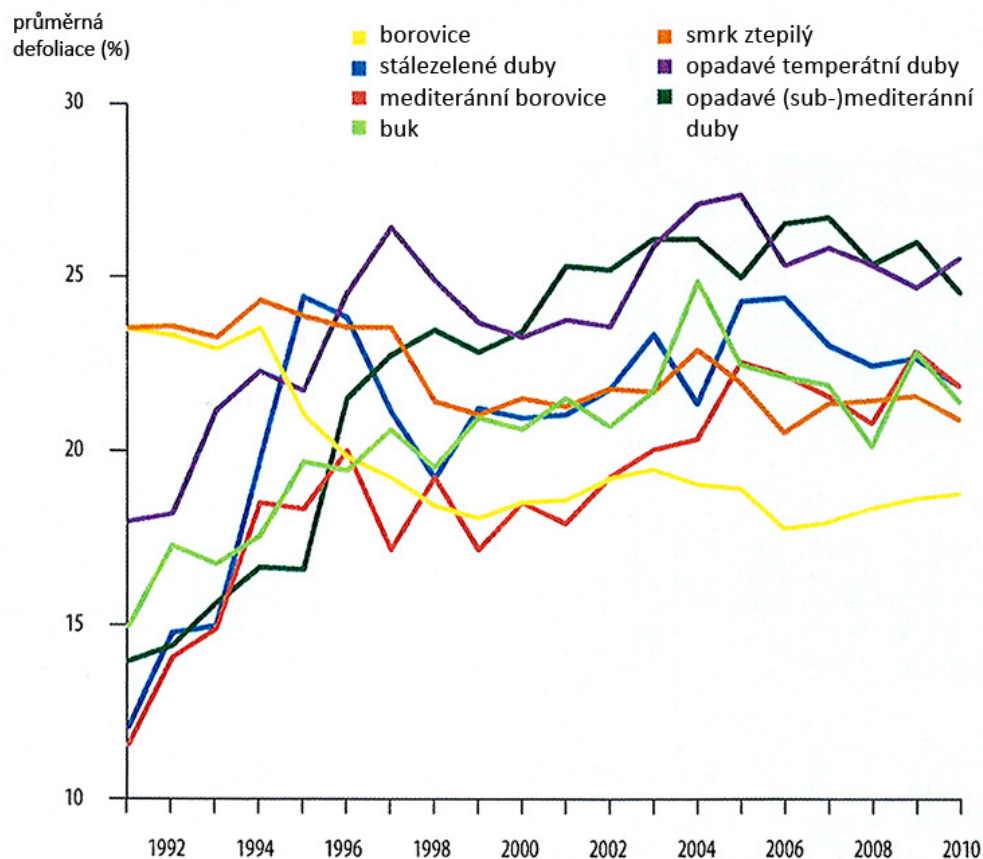


Fig. 57 Průměrná defoliace nejčastějších dřevin (skupin dřevin) v Evropě, zdroj: ICP Forests.

3.1.4 Hodnocení zdravotního stavu lesa metodou DPZ

Ke zjišťování zdravotního stavu lesů se kromě výše popsaného pozemního šetření mohou využívat také metody dálkového průzkumu Země (DPZ). Jejich výhodou je získávání informací z rozsáhlého území k jednomu datu a plošně jednotné vyhodnocování, které je neovlivněné subjektivními faktory hodnotitele.

Pro potřebu plošného, ale přitom dostatečně detailního monitoringu zdravotního stavu, by bylo vysoce žádoucí, aby mohly být využívány družicové údaje, namísto doposud převážně využívaného leteckého snímkování. Letecká snímkování jsou drahá, data z nich jsou přístupná jen omezeně. Letecké hyperspektrální instrumenty nabízejí vyšší kvalitu signálu a vyšší rozlišení, nicméně použití leteckých snímků pro monitoring stavu lesa v rozsáhlých oblastech není proveditelné (pro finanční, časovou i technologickou náročnost, problémy se srovnatelností atd.). Družicové údaje mají výhodu v relativně rovnoměrném osvětlení, v pokrytí velkých regionů i v minimalizování problémů spojených s kombinováním dat z individuálních letových drah. Satelitní hyperspektrální data s vysokým prostorovým rozlišením nebyla dlouho dostupná, v nejbližších letech či desetiletích lze ovšem čekat v tomto směru výrazné změny. Pro detailní hodnocení zdravotního stavu lesa dostatečně vysoké prostorové rozlišení mají relativně nové družice WorldView – 2 (vypuštěna v 10/2009), GeoEye – 1 (vypuštěna v 9/2008) a GeoEye – 2 (plánováno vypuštění 2013, odloženo).

Dálkový průzkum Země je sběr průzkumových údajů o území realizovaný z kosmického nebo letadlového nosiče a zpracování těchto údajů za účelem získání informací o poloze, stavu a druhu objektů a jevů na zemském povrchu. Údaje jsou získávány prostřednictvím elektromagnetického záření – odraženého i emitovaného zkoumaným objektem. Přístroje (kamery, skenery), které se průzkumu používají, mohou získávat informace v různých oblastech elektromagnetického spektra včetně spekter, na něž není citlivé lidské oko ani fotografický film – lze využít ultrafialové záření, viditelné záření, infračervené záření blízké a střední, tepelné záření i mikrovlnné záření. Získaná data lze mimo jiné využít například pro klasifikaci lesních ekosystémů, k hodnocení škod způsobených požáry či právě k sledování zdravotního stavu lesních porostů.

Výrazné změny ve využití dat DPZ by pak měl přinést především **program Copernicus**, původně pojmenován **GMES** (<http://copernicus.eu>). Jde o rozsáhlou iniciativu EU zaměřenou na pozorování Země. Cílem je shromažďování kvalitních standardizovaných informací o fyzikálních, chemických a biologických systémech planety – o monitorování přírodního prostředí s využitím družic, zařízení, která jsou instalována ve vzduchu (např. balóny), na moři i pozemních zařízení.

Základem vesmírné komponenty programu GMES/Copernicus bude 5 řad družic „**Sentinel**“, které nahradí některé dosluhující satelity. Vedle družic „Sentinel“ tvoří vesmírnou komponentu GMES/Copernicus i další družice tzv. přispívajících misí. Z hlediska monitoringu vegetace jsou zajímavé především družice Sentinel 2. Ty tematicky navazují na mise Landsat a SPOT. Budou pořizovat multispektrální obrazová data celkem ve 13 pásmech s prostorovým rozlišením od 10 do 60 metrů o šířce záběru 290 km. Časové rozlišení se při využití obou družic bude pohybovat mezi 2–3 dny. Vypuštění družice Sentinel 2A je plánováno na rok 2014. Multispektrální data z družice Sentinel 2 budou svými parametry ideální pro monitorování vegetace – pro sledování zdravotního stavu vegetace (např. vegetační indexy, vodní stres apod.) nebo pro klasifikaci lesních porostů.

Celkově existuje v rámci programu Copernicus (případně je plánováno) celkem 30 přispívajících misí od různých poskytovatelů dat – ESA, EUMETSAT či mise jednotlivých členských zemí. Patří sem např. TerraSAR-X, ERS-2, Rapid Eye, SPOT, CryoSat, MetOp, Meteosat 2. generace a mnoho dalších. Celý segment doplňují pozemní stanice, které umožňují přenos a šíření dat pořízených družicemi.

Během iniciační fáze v letech 2011–2013 byla připravována datová politika GMES/Copernicus; v roce 2013 měly být vypuštěny první družice „Sentinel“. Od roku 2014 GMES/Copernicus byl plánován vstup do plně operační fáze.

V ČR má delší tradici (přibližně od roku 1986) hodnocení zdravotního stavu lesů z kosmických snímků Landsat-TM, snímky pořizuje Ministerstvo zemědělství ČR a jejich zpracování provádí firma STOKLASA Tech. ve spolupráci s ÚHÚL Brandýs nad Labem (STOKLASA, FABIÁNEK 1998; MZe, VÚLHM 2004).

Pro hodnocení stavu vegetace jsou využívána zejména obrazová data v infračervené oblasti záření. Při využití snímkování Landsatu pro lesní porosty se ukázalo, že data obsahují smíšené informace o množství asimilačního aparátu v korunách (parametr ukazující na defoliaci) a o jeho celkovém fyziologickém stavu, zejména o obsahu vody (parametr ukazující na mortalitu). Zdravotní stav lesa, vyhodnocený ze snímku Landsat-TM, popisuje celkový výsledný stav porostů jako důsledek působení imisí, klimatu, stanovištních podmínek, biotických činitelů a lidské činnosti, rozlišit vliv jednotlivých faktorů je pochopitelně nemožné.

Zpracováním obrazových dat z oblasti viditelného a infračerveného záření odraženého od zemského povrchu z klasifikovaných družicových snímků jsou každoročně vytvářeny mapy zdravotního stavu lesa ČR. Standardní snímek Landsat-TM zachycuje území o velikosti přibližně 185x180 km v sedmi spektrálních pásmech s rozlišením 30 m. Výška dráhy družice je 705 km a perioda oběhu po stejné dráze je 16 dní. Nad územím ČR družice přelétá přibližně v 10 hodin 20 minut letního času a jeden kompletní snímek vznikne za několik desítek vteřin.

Pro kvantifikaci hodnocení zdravotního stavu lesů z kosmických snímků se v současnosti používají dvě klasifikační stupnice. První stupnicí je stupnice **Stupeň poškození a mortality jehličnatých porostů**. Vychází z klasifikace poškození jehličnatých porostů imisemi, zavedené v LH ČR – stupně poškození porostu: 0, 0/I, I, II, IIIa, IIIb, IV. Stupnice je založena zejména na hodnocení úbytku jehličí (listí) a jako pomocný

faktor je posuzován jeho stav.

Druhou stupnicí je **Defoliace a mortalita jehličnatých porostů**. Tato klasifikační stupnice byla zvolena desetistupňová s dělením: 0 %, 1–10 %, 11–20 %, 21–30 %, 31–40 %, 41–50 %, 51–60 %, 61–70 %, 71–80 %, 81–100 %. Tato defoliační stupnice poskytuje jemněji odstupňovanou klasifikaci a lepší shodu mezi klasifikací ze snímku a kontrolním pozemním šetřením. Je to dáno zejména tou skutečností, že informace obsažené v datech kosmického snímku jsou z fyzikálního hlediska bližší hodnocení defoliace než speciální stupnici hodnocení imisního poškození jehličnanů.

KLASIFIKACE POŠKOZENÍ JEHLIČNATÝCH POROSTŮ IMISEMI – STUPNĚ POŠKOZENÍ STROMU A POROSTU

Klasifikace byla definována vyhláškou MZe ČR 78/1996 Sb. o stanovení pásem ohrožení lesů pod vlivem imisí. Dle této vyhlášky se území s obdobnou dynamikou zhoršování zdravotního stavu lesních porostů charakterizované stupněm poškození těchto porostů imisemi zařazují do pásma ohrožení lesních porostů imisemi ("pásma ohrožení"). Stupeň poškození lesního porostu je určen podílem středně a silně poškozených stromů z celkového počtu stromů v lesním porostu.

Stupně poškození jednoho stromu (smrk) jsou:

- 0 nepoškozený strom – defoliace 0 %;
- 1 slabě poškozený strom – defoliace 1–25 %;
- 2 středně poškozený strom – defoliace 26–50 %;
- 3 silně poškozený strom – defoliace 51–75 %;
- 4 odumírající strom – 76–100 %;
- 5 odumřelý strom – 100 %.

Stupně poškození porostu jsou:

- 0 nepoškozený porost – všechny stromy ve stupni poškození stromu 0 – nepoškozený strom;
- 0/I porost s prvními symptomy poškození – do 99 % stromů ve stupni 0, do 20 % ve stupni 1;
- I slabě poškozený porost – ve stupni 2 a více do 32 % stromů nebo ve stupni 3 a více do 5 % stromů;
- II středně poškozený porost – ve stupni 2 a více do 84 % nebo ve stupni 3 a větší do 30 %;
- IIIa silně poškozený porost – ve stupni 3 a více do 50 % stromů;
- IIIb velmi silně poškozený porost – ve stupni 3 a více do 70 % stromů;
- IV odumírající nebo odumřelý porost – ve stupni 3 a více do 100 % stromů.

Metoda klasifikace zdravotního stavu lesů z kosmických snímků má samozřejmě své aplikační podmínky a omezení. Mezi nejdůležitější patří potřeba dostatečné hustoty zápoje korun stromů v porostu (větší než 70 %) a homogenity dřevinné skladby (větší než 80 %). Při nízké hustotě zápoje je spektrální charakteristika lesního porostu ovlivňována podrostem. Při klasifikaci porostu s větším procentem příměsí jiných dřevin než dřeviny klasifikované vzniká obvykle zkreslení, neboť každá dřevina má svou vlastní spektrální charakteristiku a rozsah hodnot. Tyto závislosti jsou však při znalosti dřevinné skladby porostů do určité míry korigovatelné. Jeden obrazový bod snímku z Landsatu zachycuje plochu 30x30 m, na okrajích a u úzkých pruhů porostů proto může dojít k nesprávnému vyhodnocení (ke smíšení obrazu lesa s okolním terénem). Tyto části porostů je nutno ověřit v terénu. Vlivem expozice svahů může dojít k místním nepřesnostem v rozlišení listnatých a jehličnatých dřevin. Zmíněné chybné zařazení však nemá vliv na klasifikaci jejich zdravotního stavu. Mapa může v určitém procentu plochy zachycovat i vegetaci mimo les (keřové, travnaté porosty, zemědělské plodiny) a případně i abiotické prvky, které při klasifikaci nelze vždy zcela eliminovat. Klasifikace některých míst snímku může být z důvodů výskytu oblačnosti, stínů od mraků, silnějšího oblačného oparu, mlhy a smogu potlačena. Mapa klasifikace zdravotního stavu z kosmických snímků se ověřuje v terénu při pozemních šetřeních a

na základě jejich výsledků je provedena korekce nastavení klasifikátoru.

Při standardních podmínkách klasifikace (smrkové porosty starší než 30 let s minimálně 80 % zastoupením a 70 % zapojením v ploše) je dosahována střední kvadratická chyba mezi pozemním hodnocením a klasifikací z kosmického snímku přibližně 0,6 u stupnice poškození a mortality jehličnatých porostů a 10 % u stupnice defoliace a mortality jehličnatých porostů.

Významné zvýšení informační hodnoty tohoto monitoringu přináší vyhodnocení časové řady kosmických snímků daného území. Vzhledem k tomu, že podmínky a případné zkreslující faktory jsou při vyhodnocení jedné a téže lokality přibližně stejné, je pak rozdíl mezi údaji map v různých časových horizontech přímo úměrný změně zdravotního stavu lesního porostu.

Pro posouzení vývoje stavu lesů jsou každoročně zpracovávány mapy vývoje zdravotního stavu jehličnatých lesů za období posledních 5 a 10 let. Vyhodnocení je prováděno z ročních map zdravotního stavu lesů a mapa vývoje zobrazuje trend a rychlost změn zdravotního stavu jehličnatého lesa. Rychlost změn je kvantifikována do pásem vývoje zdravotního stavu: A (zhoršení o jeden stupeň do 5 let), B (5–10 let), C (10–15 let), D (15–20 let), E (více než 20 let), F (stagnace a zlepšení). Na mapu vývoje zdravotního stavu jehličnatých lesů v období posledních 5 let navazuje zpracování mapy ohrožení jehličnatých lesů. Mapa signalizuje plochy jehličnatých porostů, které se k aktuálnímu roku vyhodnocení nachází ve stupni poškození II a větším, přičemž pásmo vývoje zdravotního stavu z posledních maximálně 5 let je minimálně C a vyšší.

Souhrnná data z tohoto hodnocení jsou v jednotlivých letech standardní součástí „Zprávy o stavu lesa a lesního hospodářství“ pro daný rok vydávané MZE ČR (dostupné na webu MZe), mapy jsou také k dispozici na webovém mapovém serveru ÚHUL (<http://geportal2.uhul.cz>).

Výsledky vyhodnocení snímků Landsat-TM

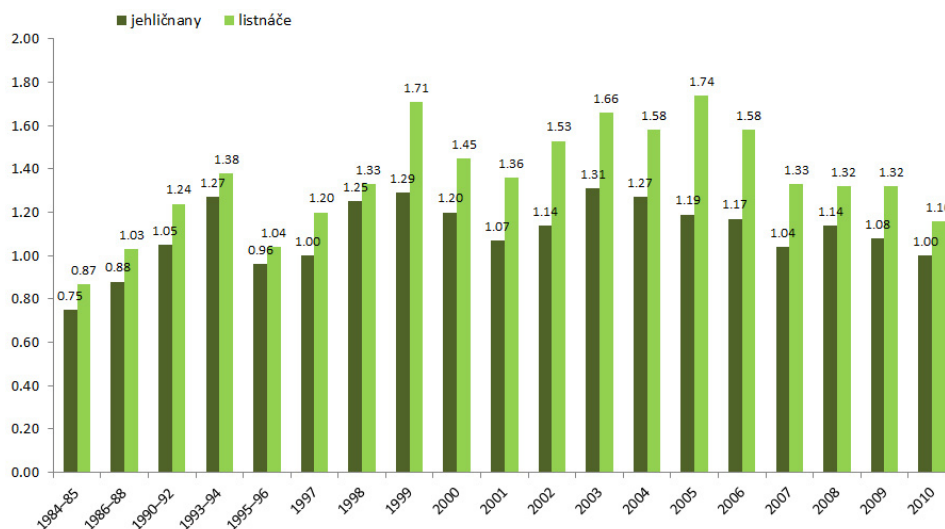


Fig. 58 Průměrné stupně poškození a mortality v letech 1984–2010. Zdroj STOKLASA Tech.

Zdravotní stav vyjádřený průměrnými hodnotami měl v letech 1984 až 1994 nepříznivý vývoj. K zlepšení došlo v letech 1995 a 1996, v letech 1997 až 1999 bylo znamenáno znovu zhoršování zdravotního stavu. V letech 2000 a 2001 nastává mírné zlepšování zdravotního stavu lesních porostů. V letech 2002 a 2003 se zdravotní stav lesů opět zhoršuje. Rok 2003 byl enormně suchý a teplotně nadnormální. V letech

2004–2007 se poškození u jehličnanů snižovalo, u listnáčů se tomuto trendu vymykal rok 2005 s nárůstem poškození. Defoliace v tomto období přitom neklesala, tj. zlepšení bylo dáno zlepšením fyziologického stavu – vitality stávajícího asimilačního aparátu. 2008 mírně narostlo poškození jehličnanů a v letech 2009 a 2010 znovu pokleslo, u listnáčů bylo v letech 2008 a 2009 beze změny, 2010 mírně pokleslo. Průměrný stupeň poškození a mortality u listnáčů je po celou dobu vyšší než u jehličnanů (Fig. 58). Celkově byl trend v desetiletí 2000–2010, zejména u jehličnanů, nevýrazný, průměrná hodnota stupně poškození z roku na rok kolísá v relativně malém rozpětí hodnot – u jehličnanů minimum 2010 1,0, maximum v extrémně suchém roce 2003 1,31.

Slovenští kolegové využili satelitních dat k hodnocení reakce dřevin na klimatické extrémy, respektive vyvinuli metodiku hodnocení dopadů horkých a suchých period na stav lesních porostů (HLÁSNY et al. 2011).

Základní datovou základnu představuje v této metodice série satelitních záznamů MODIS („Moderate Resolution Imaging Spectroradiometer“) a denní meteorologické údaje. Satelitní skener MODIS poskytuje globální informace o dynamice pevnin (vegetace), oceánů a spodní vrstvy atmosféry s časovým krokem 1–2 dny, s prostorovým rozlišením 250–1000 m (JUSTICE et al. 2002). Po odstranění nevhodných záznamů (především s vysokou oblačností) bylo pro Slovensko k dispozici 15–50 záznamů za rok. Vysoká frekvence snímání povrchu Země je u MODIS limitovaná nižším prostorovým rozlišením záznamů, vyžaduje to proto pečlivý výběr analyzovaných skupin pixelů, nekontaminovaných jinými typy povrchu. Tento výběr je možný s pomocí lesnických databází, sítě ploch úrovně I. ICP Forests a dalších údajů. Jako proměnná indikující stav dřevin je využíván **vegetační index NDVI („Normalized Differentiated Vegetation Index“)** s prostorovým rozlišením 250 m. NDVI se počítá:

$$NDVI = \frac{\rho_{NIR} - \rho_{RED}}{\rho_{NIR} + \rho_{RED}}$$

kde ρ_{NIR} je hodnota odrazivosti povrchu v širokopásmovém spektru blízkého infračerveného záření („Near Infra Red“), ρ_{RED} hodnota odrazivosti v širokopásmovém spektru červené barvy (SELLERS 1985). Základní předpoklad je, že vitální vegetace bude vykazovat vysoké hodnoty absorpce fotosynteticky aktivní radiace. Detailní postup zpracování dat je popsán v publikaci HLÁSNY et al. (2011).

Pilotní ověření bylo realizováno pro vybrané porosty dubu ceru. Data byla srovnávána s klimatickými daty, respektive byly na základě maximálních denních teplot a denních úhrnů srážek rozpoznány periody sucha a horka. Výsledky naznačují, že vegetační index NDVI reaguje na výskyt period sucha respektive period sucha kombinovaných s vysokými teplotami, zatímco reakce na extrémní sucho samotné jsou nevýrazné.

Spektrum optických indexů, které mohou být v některých kontextech využitelné pro zjištění stavu korun stromů je relativně široké (reprezentativní přehled lze nalézt například na webové stránce http://geol.hu/data/online_help/Vegetation_Indices.html). Následující výběr vychází z realizovaných studií v oblasti Šumavy a Slezských Beskyd (CUDLÍN et al. 2011), viz BOX.

ARVI („Atmospherically Resistant Vegetation Index“) je relativně resistantnější verze indexu NDVI vůči atmosférickým podmínkám. Index je definován následovně:

$$ARVI = \frac{\rho_{NIR} - (2\rho_{RED} - \rho_{BLUE})}{\rho_{NIR} + (2\rho_{RED} - \rho_{BLUE})}$$

kde ρ_{NIR} je hodnota odrazivosti povrchu v širokopásmovém spektru blízkého

Další využitelné
optické indexy

infračerveného záření („Near Infra Red“), ρ_{RED} hodnota odrazivosti v širokopásmovém spektru červené barvy a ρ_{BLUE} hodnota odrazivosti v širokopásmovém spektru modré barvy KAUFMAN, TANRE 1996). Hodnoty indexu se pohybují v rozmezí -1 až 1, obvyklý rozsah pro vegetaci je v rozmezí 0,2 až 0,8.

MSI („Moisture Stress Index“) je reflektanční index, který je citlivý na změny v obsahu vody v listoví. Při růstu obsahu vody v pletivech dochází k růstu absorpce okolo 1599 nm. Reflektance okolo 819 nm je naopak neovlivněna při vzrůstu obsahu vody a proto je použita jako referenční hodnota. Aplikace tohoto indexu zahrnují analýzy vegetačního stresu, modelování a predikce produktivity, analýzy nebezpečí požárů a studia ekosystémové fyziologie. Index je definován:

$$MSI = \frac{\rho_{1599}}{\rho_{819}}$$

kde ρ_{1599} a ρ_{819} jsou hodnotami odrazivosti povrchu v 1599, respektive 819 nm (CECCATO 2001). Hodnoty indexu se pohybují v rozmezí 0 až více než 3, obvyklý rozsah pro vegetaci je mezi 0,4 a 2. Vyšší hodnoty indexu indikují vyšší vodní stres a zároveň nižší obsah vody v pletivech.

SR („Simple Ratio Index“) je též jedním z nejstarších indexů. Opět jde obdobně jako u NDVI o poměr hodnoty odrazivosti povrchu v širokopásmovém spektru blízkého infračerveného záření („Near Infra Red“) a hodnoty odrazivosti v širokopásmovém spektru červené barvy (RED).

$$SR = \frac{\rho_{NIR}}{\rho_{RED}}$$

Hodnoty indexu se pohybují od 0 do více než 30. Obvyklý rozsah pro vegetaci je v rozmezí 2 až 8 (SELLERS 1985).

PRI („Photochemical Reflectance Index“) je index citlivý ke změnám především xantofylových pigmentů a používá se zvláště pro studium stresového působení na produkci vegetace.

$$PRI = \frac{\rho_{531} - \rho_{570}}{\rho_{531} + \rho_{570}}$$

Hodnoty indexu se pohybují v rozmezí -1 až 1, obvyklý rozsah pro vegetaci je v rozmezí -0,2 až 0,2 (GAMON et al. 1997).

ARI1 („Anthocyanin Reflectance Index 1“) a ARI2 („Anthocyanin Reflectance Index 2“) jsou indexy citlivé ke změnám především antokyaninových pigmentů a indikují nový růst či odumírání asimilačních orgánů.

$$ARI1 = \left(\frac{I}{\rho_{550}} \right) - \left(\frac{I}{\rho_{700}} \right)$$

$$ARI2 = \rho_{800} \left[\left(\frac{I}{\rho_{550}} \right) - \left(\frac{I}{\rho_{700}} \right) \right]$$

Hodnoty indexu se pohybují u ARI1 v rozmezí od 0 do 0,2, obvyklý rozsah pro vegetaci se pohybuje v rozmezí 0,001 do 0,1; u ARI2 v rozmezí od 0 do 20, obvyklý rozsah pro vegetaci se pohybuje v rozmezí 4 do 8 (GITELSON et al. 2001).

VOG1 („Vogelmann Red Edge Index 1“) je úzkopásmový index citlivý ke kombinovanému působení koncentrace chlorofylu, indexu listové plochy a obsahu vody v asimilačních orgánech (VOGELMANN et al. 1993). Používá se například pro fenologické studie či modelování rostlinné produkce.

$$VOG1 = \frac{\rho_{740}}{\rho_{720}}$$

Hodnoty indexu se pohybují v rozmezí od 0 do 20, obvyklý rozsah pro vegetaci se pohybuje v rozmezí 4 do 8.

TESTOVÁNÍ MOŽNOSTÍ VYUŽITÍ INFORMACÍ Z DPZ PŘI ODHADU ENVIRONMENTÁLNÍCH RIZIK ROZPADU SMRKOVÝCH POROSTŮ NA ZÁKLADĚ SROVNÁNÍ PARAMETRŮ STAVU KORUN JEDNOTLIVÝCH STROMŮ A CELÝCH POROSTŮ Z POZEMNÍHO ŠETŘENÍ A Z ANALÝZY DPZ DAT (CUDLÍN et al. 2011)

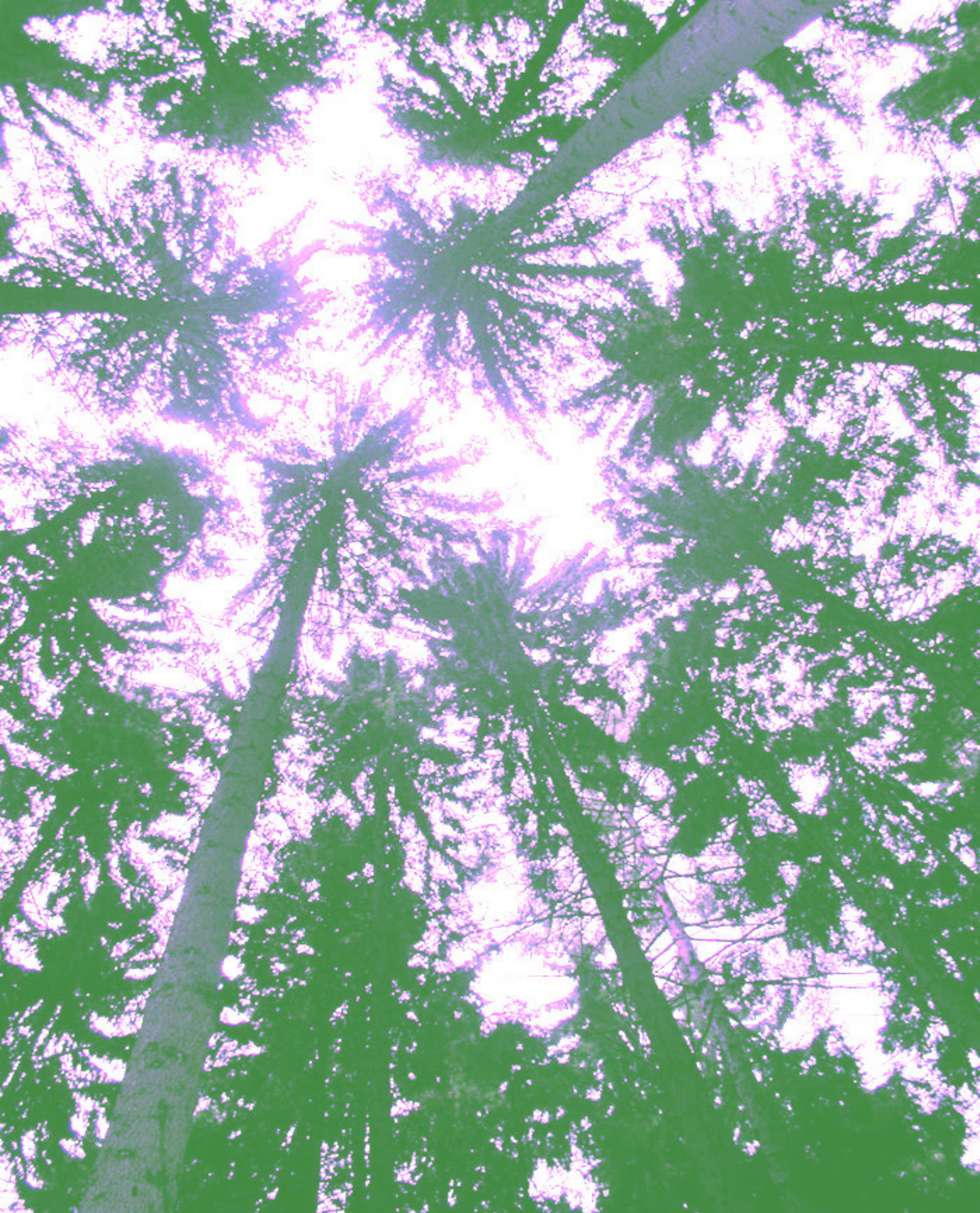
Nad územím Slezských Beskyd byly provedeny dvě letecké kampaně (v srpnu 2009 a 2010), zaměřené na sběr a validaci hyperspektrálních dat. V roce 2009 byl použit sensor AISA Eagle (Specim, Finsko). Dne 25. 8. 2009 byla nasnímána data s prostorovým rozlišením 0.4 m (dvě linie) a 5 m (zachycují oblast lesních revírů Nýdek a Písek). V roce 2010 byl proveden nálet senzorem Hymap (HyVista, Austrálie) ve spolupráci s Německým centrem pro letectví a kosmonautiku (DLR). Hymap je VNIR + SWIR letecký hyperspektrální senzor operující ve vlnových délkách 400–2500 nm, typicky s prostorovým rozlišením 5 m a spektrálním rozlišením 10 nm. Dne 22. 8. 2010 byla nasnímána data s prostorovým rozlišením 5 m ve shodě s daty AISA Eagle (lesní revíry Nýdek a Písek).

V průběhu vlastního leteckého snímání bylo v obou studovaných územích provedeno pozemní měření odrazivosti referenčních ploch pomocí spektroradiometru ASD FieldSpec PRO (ASD, Boulder, USA) a charakteristiky dopadajícího slunečního záření (cílový parametr – optická tloušťka aerosolů – AOT) pomocí přístroje Microtops Sunphotometer (Solar light, USA). Dále byla použita vypracovaná metodika zjišťování celkového obsahu chlorofylu a + b pro jedince (porosty) smrku ztepilého a byly aplikovány různé optické indexy: NDVI, MSI, NDII, ARVI, SR, PŘI, RGRat, WDNI, NDLI, CAI, ARI1, ARI2, VOG1, WBI.

Byl prokázán vliv celkové defoliace a žloutnutí na hodnoty optických indexů VRI1 a ARVI. Celková defoliace koreluje pozitivně s indexem VRI1, žloutnutí koreluje pozitivně s indexem ARVI.

Z výsledků analýzy hlavních komponent PCA analýzy vyplývá, že optickými indexy, vysvětlujícími variabilitu souboru analyzovaných dat, jsou SR („Simple Ratio Index“), ARVI („Atmospherically Resistant Vegetation Index“), VRI1 („Vogelmann Red Edge Index 1“) a ARI2 („Anthocyanin Reflectance Index 2“). Zatímco index SR pouze informuje o poměru hodnot odrazivosti povrchu v širokopásmovém spektru blízkého infračerveného záření a index ARVI je jen relativně resistantnější verzí indexu NDVI vůči atmosférickým podmínkám, VRI1, jako index citlivý ke kombinovanému působení koncentrace chlorofylu, indexu listové plochy a obsahu vody v asimilačních orgánech, by mohl lépe informovat o stavu asimilačních orgánů. Index ARI2 je jedním z indexů citlivých vůči změnám především antokyaninových pigmentů a indikuje nový růst či odumírání asimilačních orgánů.

Pro kvantitativní sledování odumírání smrku ztepilého napadeného lýkožroutem smrkovým se z testovaných vegetačních indexů se nejvíce osvědčily indexy NDVI a PRI, společně s kvantitativním stanovením množství chlorofylů a+b. Nejvhodnějším indikátorem neviditelného poškození prvního stádia napadení lýkožroutem smrkovým se ukázal index PRI („Photochemical Reflectance Index“), který je citlivý ke změnám především xantofylových pigmentů a používá se zvláště pro studium stresového působení na vegetaci. Klasický index NDVI a kvantitativní stanovení obsahu chlorofylu Ca+b byly nejvhodnějšími indikátory pro rozlišení dalších stádií napadení stromů smrku ztepilého.



3.2 PARAMETRY HODNOCENÍ STAVU STROMU

Pro komplexní využití dat získávaných v rámci sítě ICP Forests bylo nutné harmonizovat metodiky používané v jednotlivých zemích sítě, tak aby data, která jsou poskytována do mezinárodní databáze, byla srovnatelná a interpretovatelná. Postupně byl výčet sledovaných parametrů i postup jejich hodnocení optimalizován. Současná metodika je tak jednou z nejlepších možností, jak hodnotit stav stromu v souvislejších dřevinných porostech – na její optimalizaci podílelo dlouhodobě mnoho špičkových evropských výzkumníků a umožňuje široké srovnání získaných dat.

Table 6 Parametry hodnocené v monitorovací síti ICP Forests (EICHHORN et al. 2010).

parametr	Level I	Level II	Level II jádrové	jednotka	
HODNOCENÍ STAVU KORUNY					
viditelnost stromu	V	P	P	kód	<i>V – volitelný; P – povinný</i>
sociální postavení	V	P	P	kód	
relativní vzdálenost korun	V	V	P (pouze jehličnaté)	relativní míra	
zastínění koruny	V	V	V	kód	
defoliace	P	P	P	5 % třídy	
transparence	V	V	V	5 % třídy	
kvetení (pouze u borovic)	V	V	V	kód	
výskyt plodů	V	V	P (buk a smrk)	kód	
architektura apikálních výhonů (buk lesní)	V	V	P	kód	
forma koruny / morfologie (smrky, borovice lesní)	V	V	V	kód	
odstraněné stromy, mortalita	P	P	P	kód	
věk porostu	P	P	P	třída	
věk stromu	V	V	P	třída	
sekundární výhony / vlky	V	V	V	kód	
HODNOCENÍ VÝSKYTU ŠKODLIVÝCH ČINITELŮ					
specifikace zasažené části stromu	P	P	P	kód	
umístění v koruně	V	P	P	kód	
symptom	P	P	P	kód	
specifikace symptomů	V	P	P	kód	
stáří poškození	V	P	P	kód	
činitel /faktor způsobující poškození	P	P	P	kód	
vědecké jméno činitele	P	P	P	kód	
kvantifikace výskytu	P	P	P	kód	

V Tab. 6 je přehled parametrů v současné době v síti používaných, tak jak jsou definovány Manuálem ICP Forests, část IV Vizualní hodnocení stavu korun a výskytu škodlivých činitelů („Visual Assessment of Crown Condition and Damaging Agents“) z roku 2010 (EICHHORN et al. 2010). Z tohoto manuálu je převzat také popis parametrů v kapitole 3.2.1, pouze v některých případech jsou popisy rozšířeny o stupnice používané v jiných metodikách (zejména CUDLÍN et al. 2001), viz též kapitola 1.1.3.

3.2.1 Parametry dle ICP Forests

Definice hodnotitelné části koruny

Hodnocení stavu koruny je závislé na definici části koruny, kterou lze hodnotit. Koruna by měla být v daném okamžiku hodnocena bez ohledu na potenciaální či teoretickou korunu, která (možná) existovala v předešlých letech. Při hodnocení však musí být brán v úvahu vliv okolních stromů a to přítomných v současnosti i v minulosti. V případech, kde je posuzovaná koruna ovlivněna konkurencí, jsou do hodnocení zahrnuty jen ty části, které nejsou ovlivněné jinými korunami tj. zastíněním. Ostatní části jsou z hodnocení vyňaty (Fig. 59).

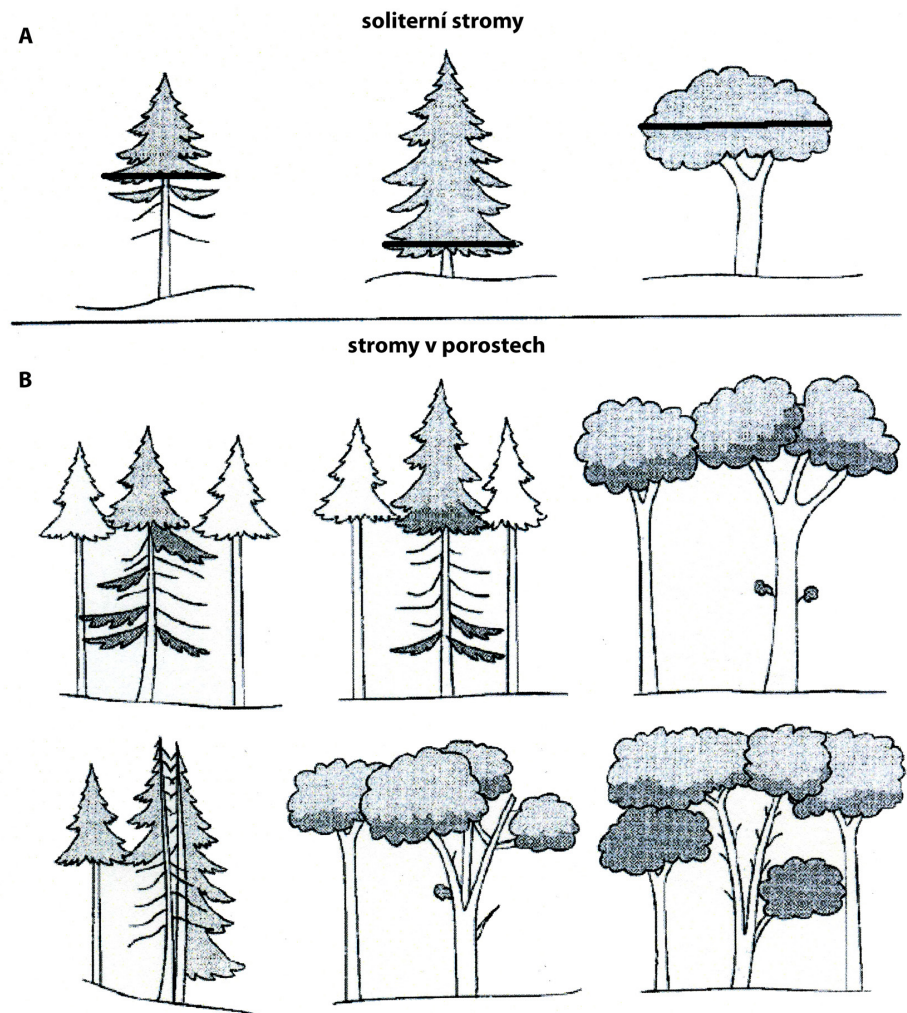


Fig. 59 Hodnotitelné části koruny (EICHHORN et al. 2010):
 A) U osamoceně stojících stromů od jeho vrcholu k nejširšímu místu koruny (černá čára);
 B) U stromů v porostech dle zastínění – světlá barva = hodnotitelná část koruny.

Hodnotitelná část koruny může zahrnovat živou korunu od nejnižší převážně živé větve po vrchol nebo část koruny od nejširšího místa koruny po vrchol. V metodikách jednotlivých zemí se přesná vymezení hodnotitelné části koruny liší. Z hodnocení se zpravidla vyřazují tyto části koruny: i) vlky pod korunou, ii) mezery v koruně, u kterých nelze předpokládat, že v nich větve vůbec kdy existovaly. Zahrnuti jsou nedávno odumřelé větve, vyloučeny větve již dlouho mrtvé (ztratili již postranní větve). Tyto větve dokládají historickou úmrtnost v koruně, ale nemají žádný vztah k současné kondici stromu. Dieback výhonů a větví je naopak aktivním procesem a proto jsou části koruny jím zasažené do hodnocení zahrnuty.

Viditelnost stromu vyjadřuje, jak jsou jednotlivé části koruny viditelné ze země. Špatně viditelné koruny nejsou z hodnocení vyřazeny, pouze je informace o jejich viditelnosti využita při interpretaci dat a výběru hodnotících parametrů. Vyřazení by negativně ovlivnilo soubor dat, některé parametry jako jsou poškození větví či kmene lze na hůře viditelných stromech bez problémů hodnotit. Nejčastěji se používá rozdělení stromů dle viditelnosti do čtyř tříd:

- celá koruna je viditelná;
- je viditelná pouze část koruny;
- koruna je viditelná jen v protisvětle (tj. obrys);
- koruna není viditelná.

Sociální postavení stromu vyjadřuje vztah výšky stromu k výšce okolních stromů. Informace o sociálním postavení stromu je užitečná pro interpretaci dat (ukazuje na růstový potenciál stromu, na světelné podmínky, v kterých koruna je apod.). Používá se dělení na pět tříd:

- *dominantní (nadúrovňové, předrůstavé)* – stromy s vrškem koruny nad hlavní porostní úrovní, řadí se sem také volně stojící stromy;
- *kodominantní (úrovňové)* – stromy s korunami v hlavní porostní úrovni;
- *subdominantní (z části úrovňové, vrůstavé)* – stromy zasahující do hlavní úrovně a přijímající tak část světla shora, nicméně nižší než nadúrovňové či úrovňové;
- *podúrovňové (zastíněné)* – stromy s korunami pod hlavní porostní úrovní nepřijímající žádné přímé světlo shora;
- *odumírající (potlačené)*.

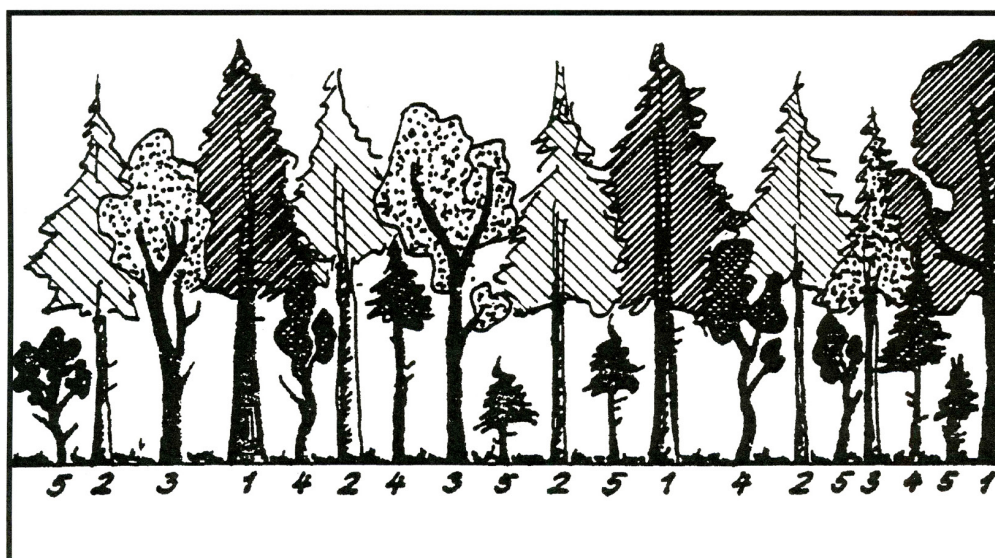


Fig. 60 Sociální postavení stromu (EICHORN et al. 2010):

- 1 – dominantní;
- 2 – kodominantní;
- 3 – subdominantní;
- 4 – podúrovňové;
- 5 – odumírající.

Viditelnost stromu

Sociální postavení stromu

Zařazení do prezentovaných tříd sociálního postavení stromu je v některých případech obtížné. Například mladé stromy druhé etáže reprezentující následnou generaci, která bude vytvářet novou hlavní úroveň, by věcně neměly být ve stejné kategorii s odumírajícími potlačenými stromy. Z těchto důvodů tradiční lesnické klasifikace jako je KRAFTOVA (1884) či KONŠELOVA (1931) rozlišují životaschopné potlačené stromy a stromy odumírající či uhynulé. Na prudkých svazích představuje zařazení také problém – i relativně nízké stromy mohou přijímat přímé světlo shora. V takových případech by zařazení mělo být založeno na relativní výšce stromů.

V metodice habituální diagnostiky smrku (CUDLÍN et al. 2001, viz 1.1.3) jsou používány kategorie ze stupnice ICP Forest s těmito názvy:

1. *nadúrovňový*;
2. *úrovňový*;
3. *vrůstavý*;
4. *podúrovňový*;
5. *podúrovňový potlačený*.

Relativní vzdálenost korun

Relativní vzdálenost korun vyjadřuje vzdálenost okolních stromů ve vztahu k průměru koruny hodnoceného stromu. Tj. odhadneme průměr koruny a následně určíme relativní vzdálenost sousedících korun ve čtyřech vertikálních směrech (zjišťujeme, do jaké míry vyplňuje naše koruna volný prostor mezi okolními stromy), následně se vypočte průměrná hodnota těchto relativních vzdáleností. Relativní vzdálenost mezi stromy vysvětluje vysoký stupeň proměnlivosti defoliace u listnatých stromů. Slovně lze k popisu relativních vzdáleností korun použít například následující kategorie:

- *stěsnané koruny („cramped“)* – koruny se překrývají;
- *dotýkající se koruny („closed“)* – dokonalý zápoj;
- *uvolněný zápoj („loose spread“)* – vzdálenosti mezi korunami až do jedné třetiny průměrného korunového průměru;
- *přerušovaný zápoj („spread“)* – mezery mezi korunami až do dvou třetin průměrného korunového průměru;
- *vzdálené koruny („distant“)* – mezery mezi korunami od dvou třetin až do celého průměrného korunového průměru;
- *velmi vzdálené koruny („very distant“)* – mezery mezi korunami větší než průměrný průměr koruny.

Zastínění koruny

Zastínění koruny vyjadřuje stupeň zástiny koruny. Volně rostoucí nezastíněné stromy obvykle mají znatelně větší koruny než stromy v dokonalém zápoji, což ovlivňuje hodnocení dalších parametrů (např. defoliace). Navíc, nepřítomnost jakékoliv konkurence může ovlivňovat vnímavost stromu k stresorům. Změna míry zastínění může mít účinky na stav koruny. Hodnocení zastínění je vztaženo ke dni provádění monitoringu, zastínění se může změnit (například vlivem pěstebního zásahu nebo větrného poryvu), je tedy třeba jej při opakovaném monitoringu hodnotit vždy znovu. Používá se rozlišení na šest kategorií:

- *koruna významně ovlivněná (zástiněm nebo fyzicky) z jedné strany*;
- *koruna významně ovlivněná (zástiněm nebo fyzicky) ze dvou stran*;
- *koruna významně ovlivněná (zástiněm nebo fyzicky) ze tří stran*;
- *koruna významně ovlivněná (zástiněm nebo fyzicky) ze čtyř stran*;
- *koruna volně rostoucí nebo bez známky zastínění*;
- *potlačené stromy – zcela zastíněné*.

Defoliace

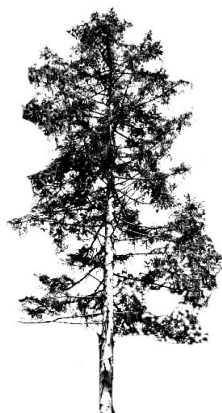
Defoliace koruny je relativní ztráta asimilačního aparátu v koruně stromu, respektive v její hodnotitelné (nezastíněné) části v porovnání s korunou referenčního

stromu. Defoliace je hodnocena bez ohledu na její příčinu (zahrnují se tedy defoliace způsobené všemi faktory). Vyjádřena je v % nebo v jiné relativní jednotce (například třídy defoliace s určitým rozpětím procent) – v síti ICP Forest je hodnocena s krokem po 5 %, stejně tomu je v metodice habituální diagnostiky smrku (CUDLÍN et al. 2001, viz 1.1.3).

smrk



defoliace 20 %

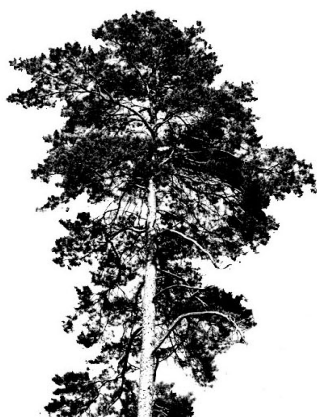


defoliace 65 %



defoliace 90 %

borovice



defoliace 30 %



defoliace 45 %



defoliace 70 %

dub



defoliace 35 %



defoliace 40 %



defoliace 80 %

Fig. 61 Ukázky různě defoliováných stromů. Zdroj: autor, VÚLHM.

Pro defoliaci koruny je referenční hodnotou buď imaginární ideální strom s optimálním olistěním či ogehličením nebo zdravý strom s nejnižší defoliací nalezenou v místních růstových podmínkách, tj. v nejbližším okolí. **Absolutní referenční strom** je nejlepším možným stromem daného genotypu nebo druhu, bez ohledu na místo stavby, strom věk. **Místní referenční strom** je zdravý strom s nejnižší nalezenou defoliací v dané lokalitě či oblasti. Použití absolutního referenčního stromu může vézt k vyšším odhadům defoliace, na druhou stranu výsledky jsou vhodnější pro širší srovnání (delší časové řady nebo větší území) více než při použití místního referenčního stromu. Při opakovaných dlouhodobých sledováních může chronický stres vézt k obecnému snížení ogehličení u všech stromů v oblasti a tak i k změně místního referenčního stromu. Ve srovnání s místním referenčním stromem pak nemusí být zjištěn nárůst defoliace, přesto k němu fakticky došlo.

V řadě zemí došlo k ustanovení lokálních referenčních standardů. **Lokální imaginární referenční strom** je potom definovaný jako nejlepší strom s plným ogehličením či olistěním, který by mohl růst v daném místě, v úvahu jsou brány základní stanovištní a porostní faktory jako nadmořská výška, půdní podmínky, věk a sociální postavení. Tento strom by také měl reprezentovat typickou morfologii koruny pro danou lokalitu.

V metodice habituální diagnostiky smrku (CUDLÍN et al. 2001, viz též 1.1.3) je kromě celkové defoliace odhadována defoliace primární struktury. Hodnotí se úbytek primárních výhonů v produkční části koruny. U hřebenitého typu větvení (viz níže) tvoří primární výhony plynulý oblouk po celé délce větve, nejdelší výhony se nacházejí asi v 1/3 větve od špičky. Pokud primární výhony nejsou po celé délce větve, nebo jsou přerušeny například suchými výhony, jde již o defoliaci primární struktury. Odhad je v procentech, s krokem 5 %.

Transparence koruny je definována jako světlo procházející danou korunou navíc v porovnání se světlem procházejícím korunou plně olistěnou. Vyjádřena je v procentech.

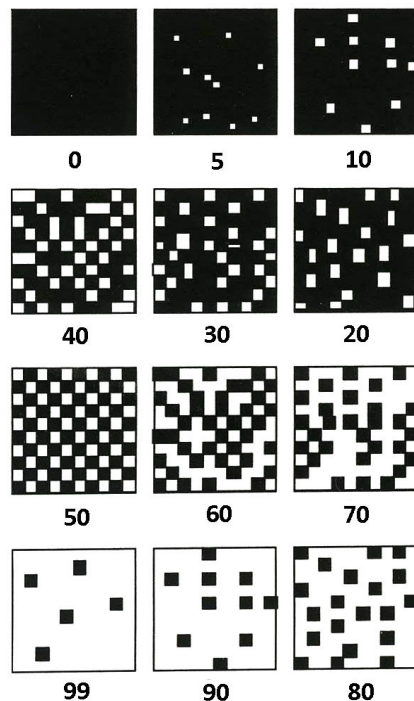
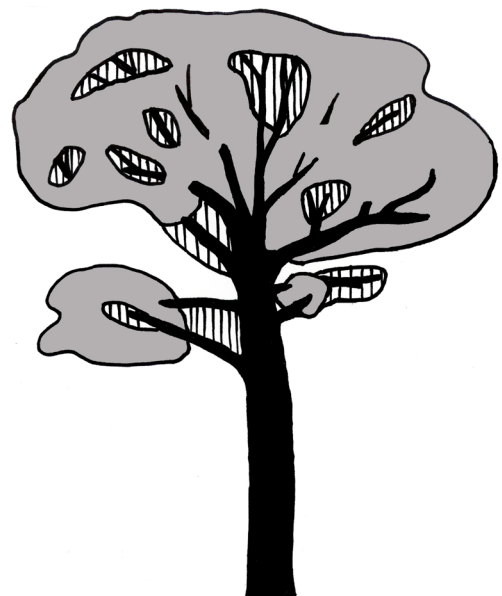


Fig. 62 Průvodce pro základní odhad transparence (dle TALLENT-HALSELL 1994 in EICHHORN et al. 2010).

Fig. 63 Příklad ploch zahrnutých do hodnocení transparence – šedá je stávající koruna, šrafovane plochy zahrnuté do hodnocení transparence.



Mrtvé větve (pokud jsou celé mrtvé), zasychající konce větví (dieback) a chybějící větve, kde je absence olistění očekávána, nejsou do stanovení transparence zahrnuty, ostatní části ano (viz Fig. 63). Vyjádřena je většinou opět v % – v síti ICP Forest je hodnocena s krokem po 5 %. Pokud je u hustých kompaktních korun vysoká defoliace, husté větvoří snižuje množství světla procházející korunou – je nutné větve z hodnocení transparence vyloučit a transparentci vyčíslit jakoby světlo proniklo. Například, téměř úplně defoliovaný hustý smrk může skrz korunu propouštět méně než 20 % světla, ale bude hodnocen jako vysoce transparentní. Větší, zejména staré, stromy mohou mít olistění v koruně v oddělených částech – část větví již dlouho chybí. Tyto mezery mezi větvemi by neměly být zahrnuty do hodnocení transparence. Pokud se transparence v jedné části koruny liší se od jiné, měla by být odhadnuta průměrná průhlednost.

Kvetení – je hodnocena jeho aktuální prezence a odhadována intenzita. Kvetení ukazuje na potenciál vzniku zmlazení, ovlivňuje zbarvení asimilačních orgánů a je zajímavé i z hlediska uhlíkové bilance stromu. Hodnocení může být realizováno v celé koruně nebo jen v její hodnotitelné části (viz výše). Základní kategorizace intenzity kvetení je třístupňová:

- *nepřítomné nebo vzácné* – květy nejsou viditelné při běžném pozorování;
- *běžné* – kvetení je jasně viditelné;
- *hojné* – kvetení dominuje vzhledu stromu.

U druhů, jako je borovice nebo modřín, mohou být květy v době monitoringu opadlé. Hodnocení pak zohledňuje neojehličené úseky výhonů, na kterých květy původně byly. Některé druhy dřevin (například habr nebo lípa) produkují velké množství zelených tkání přidružených k vlastním květům a plodům (listeny apod.). Tyto tkáně obsahují chlorofyl a přispívají tak k uhlíkové bilanci stromu. Proto se doporučuje zahrnovat je do hmoty listoví při hodnocení defoliace. Produkce semen je u těchto dřevin každoroční, tj. meziroční změny nejsou tak velké, aby mohli defoliaci významněji ovlivnit.

V metodice habituální diagnostiky smrku (CUDLÍN et al. 2001, viz 1.1.3) jsou vylišovány tyto tři kategorie – zaznamenávají se květní šištice či nezralé šišky v celé koruně:

- 0,5. *do 5 kusů šišek (šištic);*
1. *šišky (šišťice) jen ve vrcholu (do 20 kusů);*
2. *šišky (šišťice) i pod vrcholem (nad 20 kusů);*
3. *velké množství šišek (šišťic) v celé koruně.*

Výskyt plodů – roční semenná produkce stromů v hodnotitelné části koruny. Zahrnovány jsou jen plody z daného roku, tj. u smrku šišky přecházející od zelené k fialové barvě na konci výhonů, u borovice jen zelené šišky. Základní kategorizace intenzity produkce plodů je čtyřstupňová:

- *chybějící* – plody chybí nebo jsou přítomny jen v bezvýznamném počtu (jednotlivé kusy);
- *vzácné* – sporadický výskyt plodů, plody nejsou patrné na první pohled, pouze při pozorování dalekohledem;
- *běžné* – množství plodů je takové, že může být pozorováno prostým okem;
- *hojné* – přítomnost je jasně zřejmá na první pohled, plody se výrazně podílí na celkovém vzhledu stromu.

Produkce semen stromů s těžkými semeny (např. buk) může způsobit značné změny v interních cyklech stromu – může dojít ke změně v alokaci uhlíku, v transportu

Kvetení

Výskyt plodů

živin a energie. To vše je důležité vézt v patrnosti při hodnocení vitality stromu.

V metodice habituální diagnostiky smrku (CUDLÍN et al. 2001, viz 1.1.3) jsou vylíšovány tyto tři kategorie – zaznamenávají se zralé šišky v celé koruně:

0,5. do 5 kusů šišek;

1. šišky jen ve vrcholu (do 20 kusů);
2. šišky i pod vrcholem (nad 20 kusů);
3. velké množství šišek v celé koruně.

Architektura apikálních výhonů u buku lesního

Architektura apikálních výhonů u buku lesního – odhad zákonitostí růstu a jeho anomálií na základě architektury vrcholových větví prostřednictvím pozemního pozorování dalekohledem. Vychází se z předpokladu, že ze vzdálenosti terminálních a postranních větví horní části koruny lze určit několik typických růstových modelů charakterizujících vývoj a stav zdravotního stavu stromu. V síti ploch ICP Forest realizováno poprvé v roce 2010, záměr je opakovat šetření každé tři roky.

- 1 – výchozí fáze („exploratory“) – dlouhé apikální výhony a dlouhé boční výhony ukazující na expansivní nenarušený růst;
- 2 – přechodná forma mezi 1 a 3 – v korunách jak výhony fáze 1, tak výhony ve fázi degenerace;
- 3 – fáze degenerace – dlouhý jen terminální výhon, postranní výhony zkrácené, zakrslé;
- 4 – přechodná forma mezi 3 a 5;
- 5 – fáze stagnace – zkrácený terminál, deformovaný drápovitý vzhled výhonů díky malým ročním přírůstkům (víceleté výhony);
- 6 – přechodná forma mezi 5 a 7;
- 7 – fáze rezignace – dieback ve vrcholové části koruny nebo v celé koruně;
- 8 – fáze regenerace – zlepšení stavu, tj. přechod z horší fáze k lepší na stejné větvi.

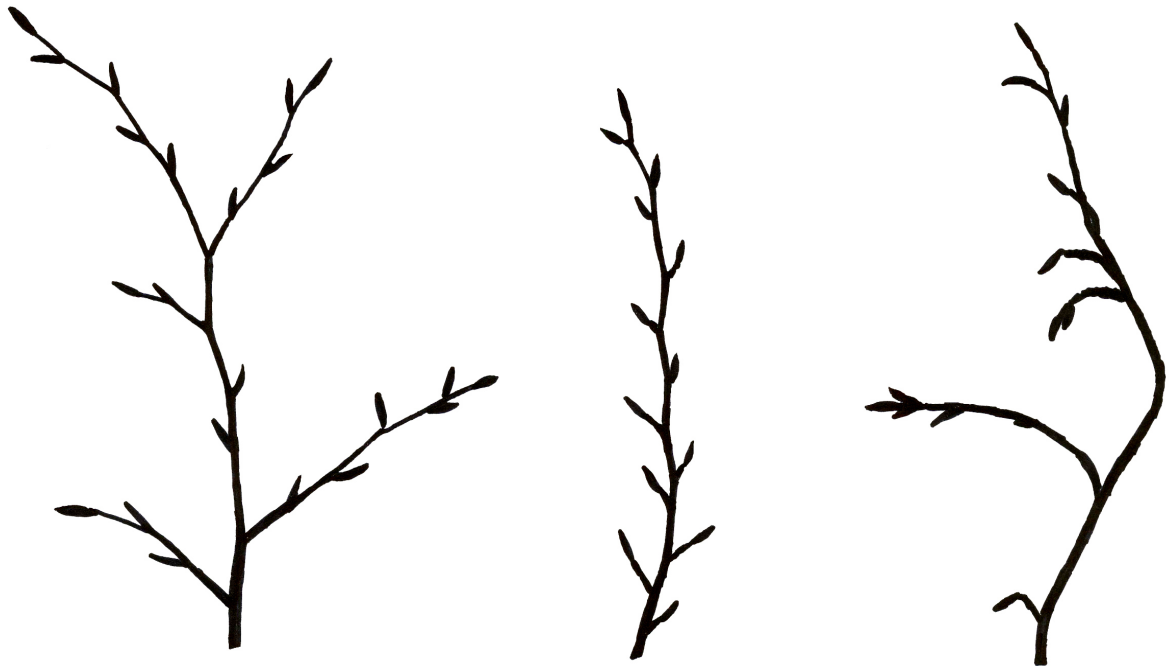


Fig. 64 Architektura apikálních výhonů buku lesního (dle EICHHORN et al. 2010).

1 - výchozí fáze
(normální větvení)

3 - fáze degenerace

5 - fáze stagnace

Forma koruny / morfologie smrku ztepilého a borovice lesní – vzhled koruny, je dán především tvarem koruny a habitem větví. Forma koruny doplňuje informace o stavu stromu. Může se měnit v čase – náhlý vývoj takových změn často signalizuje působení jednoho či více stresorů. Odlišení změn způsobených stresem a změn geneticky indukovaných je však často obtížné. U smrku ztepilého jsou rozlišovány čtyři typy větvení: hřebenité, kartáčovitě, deskovitě a smíšený (přechodný) typ (Fig. 65). Přechodný typ přitom může být dán geneticky, stejně jako může být výsledkem působení chronického stresu, při kterém díky poškození primárních větví a jejich náhradě větvemi sekundárními dochází k přechodu od hřebenitého větvení ke kartáčovitému.

Forma koruny
/ morfologie
smrku ztepilého a
borovice lesní

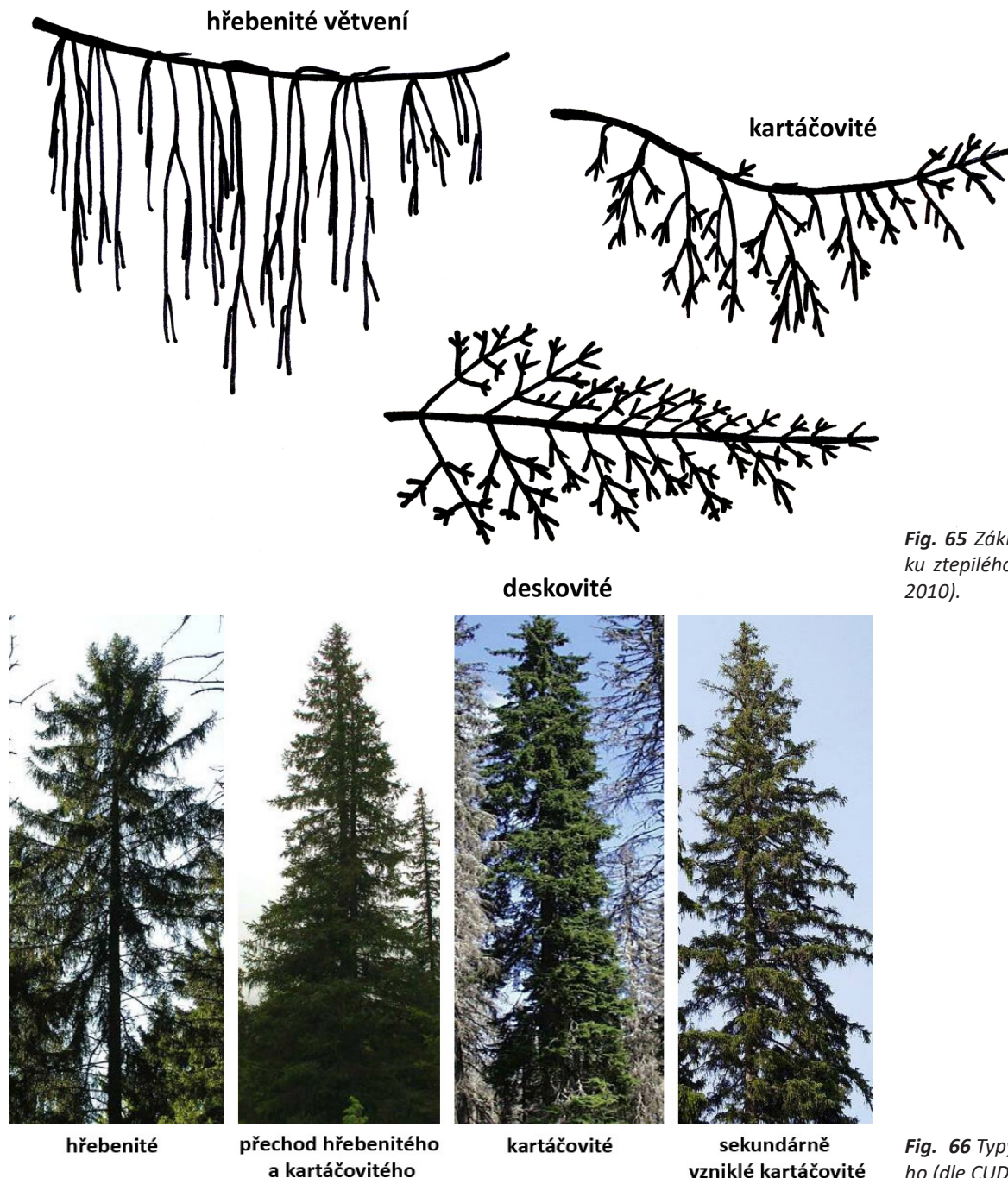


Fig. 65 Základní typy větvení smrku ztepilého (dle EICHHORN et al. 2010).

Fig. 66 Typy větvení smrku ztepilého (dle CUDLÍN et al. 2001).

V metodice habituální diagnostiky smrku (CUDLÍN et al. 2001, viz 1.1.3) jsou kromě těchto tří základních typů větvení rozlišovány ještě přechody mezi nimi (Fig. 66):

- *genetický přechod* (daný genotypem);
- *transformační přechod* – přechod daný transformačními procesy v koruně, tj. tvorbou sekundárních výhonů.

U borovice lesní jsou při popisu rozlišovány následující korunové formy:

- *koruna s výraznou apikální dominancí*, strom výrazně rostoucí nahoru;
- *koruna se sníženou nebo žádnou apikální dominancí*, se známkami rozšiřování;
- *tvár koruny jako u předchozího typu, ale dochází k potlačení (ztrátě) nižších větví*;
- *zplošťující se koruna*, hlavní směr růstu není nahoru;
- *zploštěná koruna*, žádný vertikální růst;
- *jiná forma (blíže specifikovat)*.

Odstraněné stromy, mortalita – kategorizace stromů vyřazených ze vzorku a stromů odumřelých. Odstraněné stromy jsou stromy, které nejsou z nějakého důvodu zahrnuty do vzorku hodnocených stromů. Mortalita referuje o stromech, které odumřely. Za mrtvý je strom považován, pokud veškerá vodivá pletiva v kmeni odumřela.

Stromy mohou být ze vzorku vyřazeny z různých důvodů, důležité je údaj o vyřazení zaznamenat, protože jen tak mohou být vyhodnoceny příčiny změn v počtech šetřených stromů na každé ploše a odvozena míra mortality.

Pokud strom zemřel, podle možností musí být stanovena příčina. Stojící mrtvé stromy 1–3 třídy dle Kraftha by měly být hodnoceny (defoliace a další parametry) jen během prvního termínu hodnocení po jejich smrti. Pokud spadly nebo byly odstraněny, jsou nahrazeny novými vzorníky.

Při šetření je důležité rozlišovat mortalitu a počet mrtvých stromů. Roční mortalita je dána počtem stromů, které v daném roce odumřely. Zjištěný celkový počet mrtvých stromů přítomných na monitorované ploše nám neposkytuje informaci o stupni mortality, informuje nás o porostních podmínkách v aktuálním roce.

ICP Forests používá níže uvedenou základní klasifikaci. Stromy živé při daném hodnocení jsou zařazovány do třech kategorií:

- *živý strom, zahrnut v stromovém inventáři minulém i současném*;
- *nový živý strom (přirostlý)*;
- *živý strom, přítomný ale v minulém inventáři nezahrnutý*.

Stromy, které nejsou ve vzorku zahrnuty nebo o nich nejsou k dispozici žádná dostupná data pro daný rok, jsou také rozřazovány do třech kategorií:

- *živý strom, který však kvůli těžkým poraněním (například poškození bouří) není zahrnut do vzorku, ačkoliv by bylo možné data získat*;
- *strom, o kterém není žádná informace* (například strom zapomenutým během práce v terénu);
- *živý strom, který není v daném vzorku zařazen z důvodu střídání výběru stromů*.

Stromy, které byly skáceny a odvezeny z porostu a zůstal po nich jen pařez, jsou rozdělovány do šesti kategorií:

- *plánované odstranění*, například probírka;
- *odstranění z biotických důvodů*, například poškození hmyzem;
- *odstranění z abiotických důvodů*, například vývrát;
- *skácen z neznámého důvodu*;
- *důvod zmizení neznámý*;
- *důvod zmizení neurčen nebo nezjišťován*.

Mezi stromy, které ještě stojí a jsou na živu, ale jejichž koruny nejsou již dále hodnoceny, jsou řazeny:

- *nahnuté nebo zavěšené stromy*;
- *stromy s výrazně prolámanými korunami* (poškozeno přes 50 % koruny) nebo zlomem kmene;
- *strom vypadl ze stromových tříd 1, 2 nebo 3 dle Krafta* (není vhodný pro první inventarizaci);
- *jiné důvody* (blíže specifikovat).

U stojících mrtvých stromů je rozlišováno, zda příčinou uhynutí byly:

- *biotické příčiny*, například kůrovci;
- *abiotické příčiny*, například sucho, blesk;
- *neznámá příčina*;
- *příčina nebyla určena/pozorována*.

U stromů, které spadly (živé i mrtvé) je stanovena příčina pádu:

- *abiotické příčiny*, například bouře;
- *biotické příčiny*, například bobři;
- *neznámá příčina*;
- *příčina nebyla určena/pozorována*.

Výše uvedená třídění pracují se základním vymezením příčin, proč strom zemřel nebo byl odstraněn (široké kategorie typu biotické/neživé příčiny). Pokud jsou zjištěny další detailnější informace, pak jsou příčiny uvedeny jmenovitě s využitím kódů části manuálu věnované konkrétním škodlivým činitelům.

Pokud stromy na plochách nebyly mapovány, pak mohou nastat problémy při zjišťování totožnosti stromů, které zmizely mezi průzkumy, tj. doporučuje se přesné zaměření stromů, nebo alespoň základní nákres rozmístění na ploše.

Věk porostu a věk stromu – zařazení do věkových tříd. Věk porostu je definovaný jako průměrný věk hlavní porostní úrovně (dominantního stromového patra). Věk stromu je věk vzorníkových stromů. Různý věk vzorníků je jedním z hlavních důvodů odlišností ve výsledcích hodnocení defoliace v různých evropských zemích. Dosavadní studie ukazují, že větší rozdíly ve věku vysvětlují značnou část variability defoliace.

Při základním monitoringu jsou porosty dle věku zařazovány do tříd po 20 letech, stejně tak jednotlivé stromy. Pro jádrové plochy, musí být věk stromu určen pro všechny vzorníky a to co nejpřesněji. Měla by tedy být použita nejpřesnější dostupná metoda a zároveň také jasně popsána (včetně její přesnosti a možných úskalí). Základní vymezení způsobu zjištění věku:

- *data získaná od instituce* (správce apod.);
- *věk zjištěn na pařezech* (letokruhy);
- *věk zjištěn na nejnižší větvi* (přidá se odhadovaný čas potřebný k tomu, aby strom dorostl do výšky této nejnižší větve);
- *věk zjištěn přírůstovým nebozetzem*, nebo na discích z kmene (ze stromů podobné/střední velikosti) mimo vlastní plochu;
- *odhad* (ve většině případů nemožný);
- *není k dispozici žádná přesnější informace o věku*.

Sekundární výhony / vlky – stanovení jejich prevalence a podílu. Sekundární výhony a vlky jsou užívány v tomto kontextu synonymicky, jde o výhony, které se vyvinuly ze spících pupenů na kmeni nebo na větvích. V jiných kontextech mohou být pojmem vlky označovány výhony na kmeni a pojmem sekundární větve (výhony) pak takto vzniklé výhony na větvích.

Věk porostu a věk stromu

Sekundární výhony / vlky

V některých případech může být obtížné staré vlky odlišit od běžných větví. U řady druhů dřevin je vznik sekundárních výhonů přirozenou součástí formace koruny. Například u smrku ztepilého sekundární výhony vznikají na hlavních větvích proto, aby nahradily starší výhony, které ztratily jehličí. U jiných druhů, zvláště u listnatých dřevin, je vznik sekundárních výhonů v koruně a na kmeni reakcí na zvětšené množství světla pronikajícího defoliovanou korunou. Množství sekundárních výhonů vypovídá o tom, zda strom reaguje na ztrátu listů, referuje o jeho regenerační kapacitě. Například, silně defoliovaný smrk, který nemá žádné sekundární výhony, naznačuje, že jde o situaci s extrémním stresem (intenzitou nebo délkou trvání), v důsledku kterého nemohl být uplatněn adaptační potenciál, nebo již byl vyčerpán.



Fig. 67 Primární a sekundární výhony u smrku. Foto: P. Čermák.

Základní monitoring je založený na zařazení do tří tříd četnosti výskytu sekundárních výhonů, zahrnují se všechny sekundární výhony, nejen vytvořené v aktuálním roce:

- *žádné sekundární výhony nebo jen vzácně se vyskytující;*
- *středně četné sekundární výhony:* přítomné jen v části koruny nebo kmene;
- *hojné sekundární výhony:* přítomné v převážné části koruny nebo všude na kmeni.

V metodice habituální diagnostiky smrku (CUDLÍN et al. 2001, viz 1.1.3) je přímo odhadován podíl sekundárních výhonů ve střední – produkční části koruny. Základní

metodou určování typu výhonu je jeho stáří vzhledem k mateřskému dřevu, ze kterého vyrůstá. Při detailním monitoringu se hodnotí na vzorníkových větvích. Stáří se hodnotí podle odpočítávání kroužků nejmladšího výhonu, popřípadě dendrochronologickou analýzou. Pokud je stáří výhonu nižší, než je počet ročníků mateřské větve od vrcholu po místo vzniku výhonu, je výhon sekundární. Pro získání představy o způsobu tvorby sekundárních výhonů v porostu je vhodné prozkoumat i padlé či pokácené stromy. Při terénním šetření dalekohledem, je odhadováno procento sekundárních výhonů v produkční části koruny. U hřebenitého typu větvení nebo u přechodových typů rostou mladé sekundární výhony většinou nahoru, staré ale stejně jako primární visí; u typu kartáčovitého je rozpoznání sekundárních větví komplikovanější a vyžaduje zkušeného hodnotitele. Odhad je prováděn v kroku 5 %.

Další část parametrů sledovaných v síti ICP Forests je zaměřena na **výskyt konkrétních škodlivých činitelů**, respektive na identifikaci původců onemocnění či poranění (tam, kde to je možné). Tato část monitoringu se skládá ze tří hlavních částí:

- *popis příznaků;*
- *určení příčiny, původce;*
- *kvantifikace symptomů (rozsah).*

Table 7 Specifikace postižené části stromu a lokalizace symptomů v koruně (EICHHORN et al. 2010)

napadená část	bližší specifikace postižené části	umístění v koruně
listy / jehlice	letošní jehlice starší jehlice jehlice různého stáří listy	horní část koruny dolní část koruny pomístně (fleky) celá koruna
větve, výhony a pupeny	letošní výhony větvičky (do průměru 2 cm) větve o průměru 2 až 10 cm větve o průměru více než 10 cm větve a větvičky různé velikosti vrcholový výhon pupeny	horní část koruny dolní část koruny pomístně (fleky) celá koruna
kmen a jeho báze (oddenek)	kmen v koruně: hlavní kmen uvnitř koruny kmen mezi oddenkem a korunou kořeny (odkryté) a báze kmene (do výšky 25 cm) celý kmen	
<i>mrtvý strom bez symptomů bez sledování</i>	<i>viz text</i>	

Popis příznaků – záznam presence podstatných symptomů jako základní krok pro stanovení diagnózy a pro studium mechanismů působení onemocnění či poranění na rostlinu. Není zaznamenáván každý pozorovaný symptom, popis příznaků by se měl zaměřit na důležité faktory, které reálně mohou podstatněji ovlivňovat stav stromu. V principu je popis příznaků zaměřen především na symptomy, které mohou ukazovat

Hodnocení výskytu škodlivých činitelů

Popis příznaků na jednotlivých částech stromu

na původce onemocnění a na faktory, které mohou ovlivňovat stav koruny (defoliace, barevné změny apod.). Neznamená to však, že jsou popisovány pouze příznaky na listech či jehlicích – poškození větví či kmene (například kůrovci) mají často za následek defoliaci (příspěvek k celkové defoliaci však může být velmi obtížně zjistitelný). V některých případech symptomy, které jsou rozpoznatelné vně koruny, signalizují začátek procesů, které v pozdějších fázích vedou k rozvoji příznaků v koruně. Popis příznaků by tedy měl pokrýt všechny části stromu a postižená část stromu by měla být jasně vymezena, viz Tab. 7.

Table 8 Symptomy a znaky na listech a jehlicích (EICHHORN et al. 2010)

LISTY A JEHLICE	
symptom / znak	specifikace
částečně či úplně zkonsumované / chybějící	děravé nebo s chybějícími částmi porušené okraje zcela zkonsumované / chybějící skeletované minované předčasný opad
diskolorace: změna zbarvení na světle zelenou či žlutou změna zbarvení na červenou či hnědou (včetně nekrotizace) bronzové zbarvení jiné změny barvy	celková skvrny, tečky zbarvení (nekrotizace) na okraji páskování internervální diskolorace diskolorace od špiček, vrcholu dílčí diskolorace žilková páskovitost
změny velikosti: mikrofilie (malé listy) jiná abnormální velikost asimilačních orgánů	
deformace	svinování ohýbání rolování kroucení či prolamování řapíku varhánkování (skládání) hálky vadnutí jiné deformace
jiné symptomy	
znaky hmyzu	černé povlaky hnízdo dospělci, larvy, nymfy, kukly, vajíčka
znaky hub	bílé či bělavé povlaky plodnice
jiné znaky	

Mrtvé stromy jsou vykazovány samostatně. Defoliace je u nich vždy 100 %. Měla by být zaznamenána příčina smrti (je-li možné stanovit). Mrtvé stromy jsou do

monitoringu zahrnutý pouze v prvním roce, kdy byly zaznamenány. Jen v případě, že je příčina smrti určena až v následujícím roce – zejména u biotických poškození – měly by mrtvé stromy zahrnuty s patřičnými bližšími informacemi i v tomto roce.

Symptomy jsou seskupené do širokých kategorií, jako jsou rány, deformace, nekrózy atd. Použité pojmy jsou vysvětleny v kapitole 2.2.2. Vaječné snůšky hmyzu, plodnice hub apod. nejsou považovány za symptomy, ale jsou definované jako „znaky hub“ či „znaky hmyzu“. Detailnější specifikace jsou v Tab. 8 až 10.

Table 9 Symptomy a znaky na větvích, výhonech a pupenech (EICHHORN et al. 2010)

VĚTVE, VÝHONY, PUPENY	
symptom / znak	specifikace
zkonzumované / chybějící zlomené větve či výhony mrtvé / umírající větve či výhony abortované / shozené pupeny nekrózy	
rány	odkornění praskliny jiné rány
smolotok (jehličnany) mízotok, klejotok (listnáče) hniloby	
deformace	vadnutí ohýbání, sklánění, pokřivení rakovina nádory čarověníky jiné deformace
jiné symptomy	
znaky hmyzu	chodby, drtinky hnízda bílé tečky nebo povlaky dospělci, larvy, nymfy, kukly, vajíčka
znaky hub	plodnice
jiné znaky	

Za diskoloraci je považována každá odchylka od obvyklé barvy živého asimilačního aparátu. Zcela hnědé nebo nekrotizované listy či jehlice jsou považovány za mrtvé, z toho důvodu u nich není jako symptom uváděna diskolorace. Z části mrtvé či nekrotizované listy či jehlice by měly být vedeny jako „změna zbarvení na červenou či hnědou“. V případě, že je pozorováno několik symptomů prokazatelně způsobených stejným identifikovaným původcem, je uveden jen hlavní příznak.

Stáří poškození je rozlišováno v dělení do tří tříd:

- *čerstvé poškození* – začalo po loňské inventarizaci;
- *staré poškození* – začalo dříve;
- *čerstvé i staré poškození* – obojí je přítomno.

Table 10 Symptomy a znaky na kmeni a jeho bázi (EICHHORN et al. 2010)

KMEN A JEHO BÁZE (ODDENEK)	
symptom / znak	specifikace
rány	odkornění praskliny (mrazem, suchem...) jiné rány
smolotok (jehličnany) mízotok, klejotok (listnáče) hniloby	
deformace	rakovina nádory podélné deformace (mrazové kýly...) jiné deformace
nakloněný padlý (včetně kořenů) zlomený nekrózy	
jiné symptomy	
znaky hmyzu	chodby, drtinky bílé tečky nebo povlaky dospělci, larvy, nymfy, kukly, vajíčka
znaky hub	plodnice žluté nebo oranžové puchýře
jiné znaky	

Určení příčiny,
původce, kvantifikace
rozsahu poškození

Určení příčiny, původce – Determinace původce onemocnění odpovědného za pozorované symptomy poškození je rozhodující pro další studium mechanismů a jevů s onemocněním spojených. Popis symptomů je důležitým krokem, nicméně symptomy samy často neposkytují vysvětlení pozorovaných poškození. V mnoha případech jsou pro identifikaci původce nutné další kroky – analýzy. V případech, kdy je nalezen více než jeden škodlivý činitel na jednom stromu, je potřebné všechny při monitoringu uvést. V případě poškození činitelem, který není na seznamu, tj. není mu přidělen žádný číselný kód v metodice ICP Forests, měl by tato situace být ohlášena koordináčnímu centru programu (PCC) ICP Forests. PCC se postará o zařazení příslušného kódu na seznam a jeho poskytnutí národním centřům („National Focal Centres“ – NFCs). Původci onemocnění jsou seskupeni do následujících základních kategorií, viz níže. V rámci těchto skupin jsou dále detailně kategorizováni, v případě biotických stresorů většinou až na úroveň druhu, nebo skupin druhů. Tyto detailní přehledy neuvádíme, jsou dostupné na www.icp-forests.org/Manual.htm. Základní skupiny původců jsou:

- *lovná zvěř a pastvená zvířata;*
- *hmyz;*
- *houby;*
- *abiotičtí původci;*
- *přímé poškození člověkem;*
- *ohěň;*

- *atmosférické imise;*
- *jiné faktory;*
- *původce zjišťován ale neurčen.*

Kvantifikace symptomů, rozsah poškození – u listů a větví se kvantifikace symptomů provádí jen pro hodnotitelnou část koruny. Rozsah poškození je procento ovlivněných listů/jehlic, větví nebo obvodu kmene, které jsou postiženy činností škodlivého faktoru. Rozsah symptomů odrážejících defoliaci (například poškození listu defolianty) je vyjádřen jako procento listové plochy, která je ztracena působením daného faktoru. Toto znamená, že při stanovení rozsahu poškození by mělo být bráno v úvahu nejen prosté procento faktorem ovlivněných listů, ale také „intenzita“ poškození na úrovni listu: z hlediska fyziologie stromu záleží na tom, jestli je 30 % listů postiženo menšími částečným žírem nebo jestli je 30 % listů totálně zkonsumováno. Ovlivněná listová plocha je vyjádřena jako procento faktorem ovlivněné listové plochy z celkové aktuální plochy listové v hodnotitelné části koruny v čase pozorování. Rozsah poškození je monitorován s rozlišením sedmi tříd:

0. 0 %
1. 1–10 %
2. 11–20 %
3. 21–40 %
4. 41–60 %
5. 61–80 %
6. 81–99 %
7. 100 %

PŘÍKLAD KVANTIFIKACE SYMPTOMŮ

PŘÍKLAD 1: Hodnocení stavu koruny zjistilo defoliaci 40 % (včetně defoliace způsobené identifikovanými defoliátory). 20 % listů v hodnotitelné části koruny je zcela zkonsumováno – rozsah poškození defoliátorem = 20 % (třída 2 – viz text výše).

PŘÍKLAD 2: Hodnocení stavu koruny zjistilo defoliaci 40 % (včetně defoliace způsobené identifikovanými defoliátory). 20 % listů v hodnotitelné části koruny je částečně zkonsumováno – rozsah poškození defoliátorem je například 10 % (v každém případě < 20 % pokud jsou listy jen částečně zkonsumované).

3.2.2 Další parametry dle Cudlína et al. (2001)

V metodice habituální diagnostiky smrku ztepilého (CUDLÍN et al. 2001, viz 1.1.3) jsou použity ještě další parametry hodnotící habitus a stav korun.

Části koruny – jsou stanovovány rozsahy tří základních částí v procentech (krok po 5 %) výšky stromu, měřeno od vrcholu k dolnímu okraji sekce koruny. Jde o tyto tři části koruny:

- *juvenilní* – horní vrcholová část, max. 5–7 %;
- *produkční* – střední část, končí v nejširší části koruny, většinou poslední kolmou, ale zároveň nejširší větví;
- *saturační* – spodní část, silně defoliovaná (většinou vlivem zástinu), zužující se část koruny, větve již skloněné k zemi, končí v místě, kam dosahuje nejnižší položená část poslední zelené větve spojitě části koruny.

Vícerák – prezenze víceráků a jejich typ. Přítomnost víceráků upozorňuje na prodělané zlomy v koruně, hraje roli při hodnocení tvaru koruny, ovlivňuje hodnocení defoliace či transparence. Jsou vylišovány tyto tři typy:

1. vrcholový;
2. korunový;
3. kmenový.

Podle počtu kmenů jsou dále rozlišovány dvojáky, trojáky atd.

- | | |
|----------|-----------------------------------|
| 1 | vrcholový dvoják |
| 1/3 | vrcholový troják |
| 1/3, 2 | vrcholový troják, korunový dvoják |
| 1/3, 2/3 | vrcholový troják, korunový troják |

Zlomy – zaznamenány viditelné zlomy a jejich typ. Zaznamenávají se i zlomy staré. Jsou vylišovány tyto tři typy zlomů:

1. vrcholový;
2. korunový;
3. kmenový.

Pokud je zlomů více, je to zapisováno následujícím způsobem:

- 1 vrcholový zlom
 1/2, 3 dva vrcholové a jeden kmenový zlom
 1/2, 2/3 dva vrcholové a tři korunové zlomy

Tvar horní části koruny – využíván při interpretaci dalších parametrů, vypovídá například o výškovém přírůstu v posledních letech, o přítomnosti vrcholových zlomů apod. Rozlišováno sedm kategorií:

1. *normální* – kužel;
2. *široký* – dochází k redukci vertikálních přírůstů, horizontální ještě přirůstají normálně, vzhledem připomíná vrchol jedle;
3. *úzký* – zkrácené vertikální i horizontální přírůsty;
4. *nepravidelný (zlom)* – ulomená horní část koruny;
5. *se suchým vrcholem* – strom přestal vrchol vyživovat, nebo vrchol odumřel z jiných důvodů;
6. *náhradní* – vytvořený po zlomu;
7. *jednostranný (vlajkový)* – většinou dán jednostranným zastíněním koruny nebo jejím poškozením větvemi sousedního stromu.

Typ vrcholu – využíván při interpretaci dalších parametrů, vypovídá například o aktuálním výškovém přírůstu. Rozlišováno pět kategorií:

1. *normální* – poslední přírůst obdobný jako přírůsty v posledních letech;
2. *zkrácený* – poslední terminální přírůst kratší;
3. *suchý* – poslední terminální letorost suchý;
4. *ohnutý* – poslední terminální letorost ohnutý;
5. *zlomený* – poslední terminální letorost zlomený.

Typy poškození – popisuje charakter defoliace či schnutí, respektive jeho lokalizaci v koruně. Rozlišováno šest kategorií poškození:

1. *vrcholové* – suchá horní část koruny (nezahrnuje vrcholové zlomy);
2. *periferní* – jehlice chybějí na koncích větví, bez jehlic jsou všechny primární výhony a veškeré zelené jehlice vyrůstají již na výhonech sekundárních;
3. *okno* – jehlice chybí na větvích těsně pod horní částí koruny;
4. *odkmenové* – chybí jehlice na výhonech ve střední části koruny (jehlice na polovině větve blíže ke kmeni);

5. *rovnoměrné* – stejnoměrná defoliace v produktivní části koruny;
6. *nerovnoměrné* – nestejnoměrná defoliace v rámci produktivní části koruny.

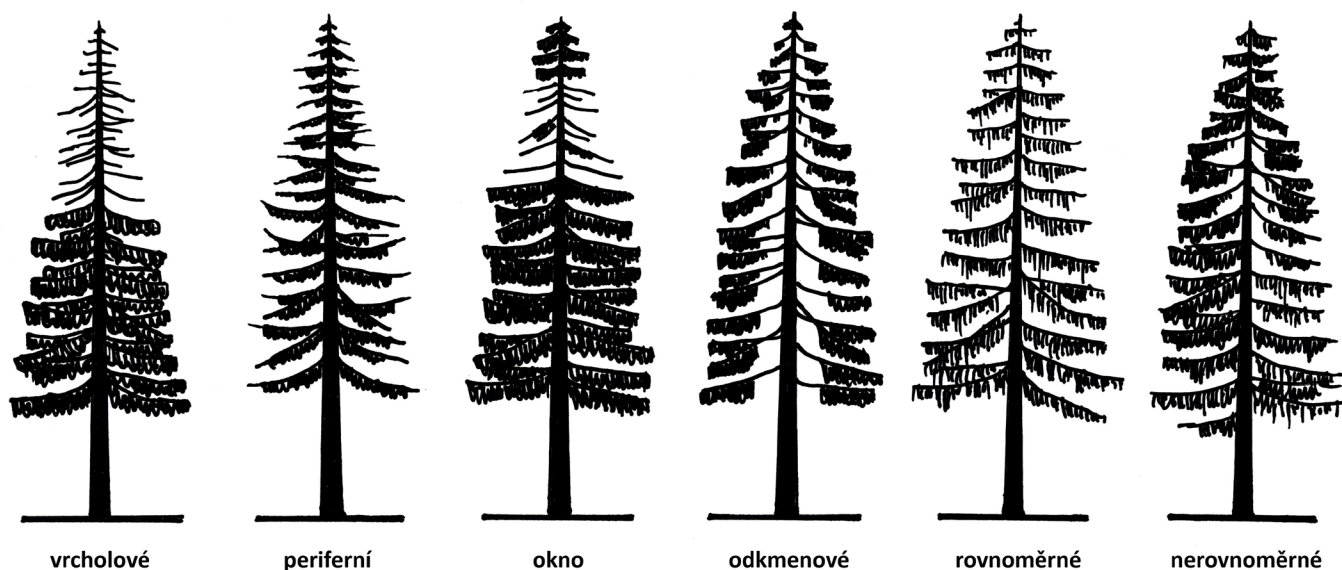
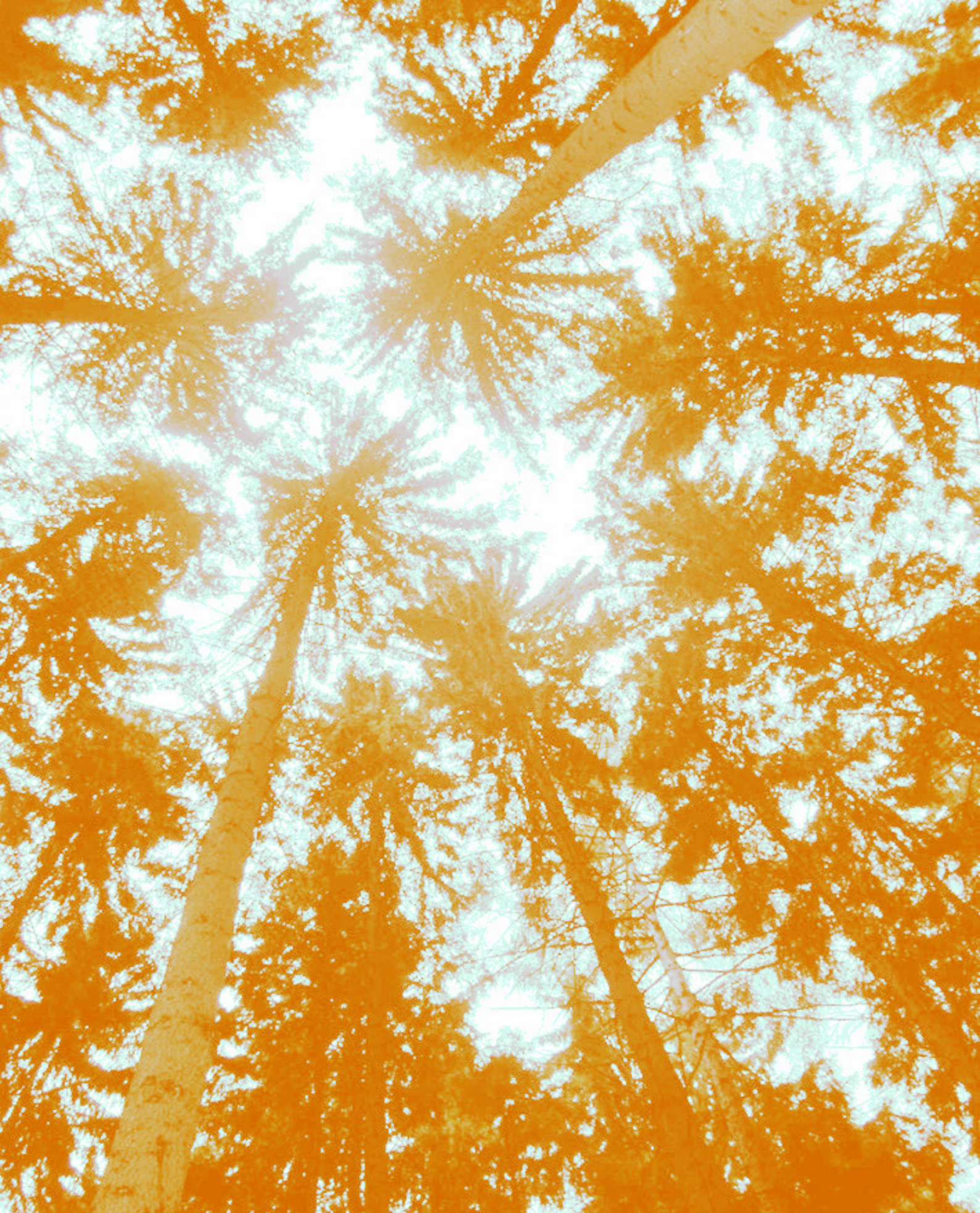


Fig. 68 Typy poškození korun smrku ztepilého (dle CUDLÍN et al. 2001).

Žloutnutí – barevné změny v koruně projevující se žlutým zbarvením, udává se v procentech z celkového objemu asimilačního aparátu, krok po 5 %.

Hnědnutí či reznutí – barevné změny v koruně projevující se světle hnědým, hnědým, červeným až rezavým zbarvením, udává se v procentech z celkového objemu asimilačního aparátu, krok po 5 %.



3.3 DALŠÍ DOSTUPNÉ ÚDAJE O STAVU LESA

Kromě komplexně pojatých monitorovacích systémů zaměřených na celkový stav lesa popsaných v kapitole 3.1 jsou z různých důvodů na různých úrovních shromažďována data, které přímo nebo nepřímo ukazují na stav lesa či na prezenci jednotlivých škodlivých činitelů.

Tradiční ochrana lesů je založena na včasné zjištění stavu škodlivých činitelů, na evidenci jejich výskytu, jejich kvantifikaci či stanovení intenzity poškození (kontrola početnosti) a prognóze (krátkodobé či dlouhodobé) jejich dalšího výskytu a vlivu na porosty. Jakákoliv data, která mohou přispět k naplnění těchto cílů, je jednak třeba racionálně a efektivně využívat, jednak je nutné znát proces jejich získávání, včetně možných zkreslení – jen tak lze z těchto informací vytvářet reálné prognózy či na jejich základě volit preventivní, obranná a ochranná opatření.

Standardním způsobem získávání informací o zdravotním stavu lesa a výskytu škodlivých činitelů je tzv. ochrannářský průzkum (průzkum ochrany lesa). Je součástí hospodářské úpravy lesa, je prováděn například pro potřeby realizace Oblastních plánů rozvoje lesa (OPRL, viz kapitola 3.3.3) či lesních hospodářských plánů (LHP). Jeho cílem je na daném lesním majetku (upravovaném objektu) zjistit možnost vzniku poškození a rozsah působení škodlivých činitelů tak, aby bylo možné alespoň rámcově vymezit jak:

- zabránit vzniku poškození;
- lokalizovat působení škodlivého činitele;
- bojovat proti škodlivému činiteli.

Zjišťuje se příčina vzniklých poškození, váží se velikost škody (existující i možné budoucí). Cílem je určení možného či očekávaného ohrožení porostů škodlivými činiteli, podchycení současných poškození přímo ovlivňující hospodářské ukazatele či budoucnost porostů. Dalším cílem je vylišení lokalit, kde lze jednotlivé typy poškození očekávat (na různých úrovních od velkých celků až po konkrétní porosty – dle zaměření ochrannářského průzkumu).

Vymezení ochrannářských rizik (ohrožení) vychází z těchto informací:

- *minulá presence škodlivého činitele a intenzita jeho vlivu*, okolnosti aktivizace apod. – vše, co lze získat z údajů za minulá období;
- *informace o pasivní a aktivní odolnosti porostů* – stanoviště, dřevinná skladba, dispozice dřevin, věková skladba, prostorová struktura porostu;
- *informace o škodlivém činiteli* – biologie, podmínky uplatnění činitele, průběh poškození atd.

Výsledky průzkumů ochrany lesa jsou podkladem pro plánování v rámci hospodářské úpravy lesů – uplatňují se na všech úrovních plánování, tj. při základním, dlouhodobém, krátkodobém i podrobném plánování. Kromě pravidelných standardizovaných průzkumů jsou příležitostně realizovány **speciální průzkumy ochrany lesů**. Jsou prováděny pro zvláštní účely, mimo běžnou hospodářskou úpravu lesa a běžnou ochrannářskou praxi, mají převážně výzkumný charakter. V rámci Národního klimatického programu ČR a návazných výzkumných projektů (např. Czech Carbo) byl takto například proveden rozsáhlý průzkum, jehož výsledkem jsou mimo jiné odhady dopadů očekávaných klimatických změn na zdravotní stav lesních ekosystémů, viz zpráva Dopady možné změny klimatu na lesy v České republice (VINŠ et al. 1996).

Každoroční základní evidence a prognóza výskytu škodlivých činitelů je v České

Škodlivý činitel je v chápání tradiční ochrany dřevin jakýkoliv přírodní nebo antropogenní jev či živý organismus, který přímo způsobuje poškození stromu, lesa či případně lesní půdy, respektive lesního prostředí jako celku (STOLINA et al. 1985).

Ochrannářské průzkumy

republiky dlouhodobě zajišťována, respektive koordinována Výzkumným ústavem lesního hospodářství a myslivosti (VÚLHM), více v kapitole 3.3.2.

3.3.1 Nahodilé těžby

Těžba, která je vyvolána působením škodlivých biotických, abiotických či antropogenních činitelů (není tedy realizována jako úmyslná plánovaná těžba), je označována jako nahodilá těžba a je samostatně evidována. Vykazovány jsou přitom odděleně nahodilé těžby **živelné** způsobené větrem, sněhem, námrazou, nahodilé těžby **exhalační (imisní)** vyvolané znečištěním ovzduší, nahodilé těžby **hmyzí** způsobené hmyzími škůdci, zejména kůrovcovitými brouky a nakonec nahodilé těžby **ostatní**, což je sběrná kategorie, do které spadají další činitelé, jako je například sucho. V některých případech jsou tyto čtyři kategorie dále děleny, jsou například samostatně vykazovány jednotlivé těžby způsobené klimatickými faktory, tj. vítr, sníh, námraza, sucho.

Nahodilé těžby jsou dlouhodobě sledovaným indikátorem a mohou tak poskytnout cenou základní informaci o stavu lesa v dlouhých obdobích, a to jak pro celé území republiky (Fig. 69 a 70), tak pro různé organizační celky (kraje, přírodní lesní oblasti, lesní hospodářské celky, lesní majetky...).

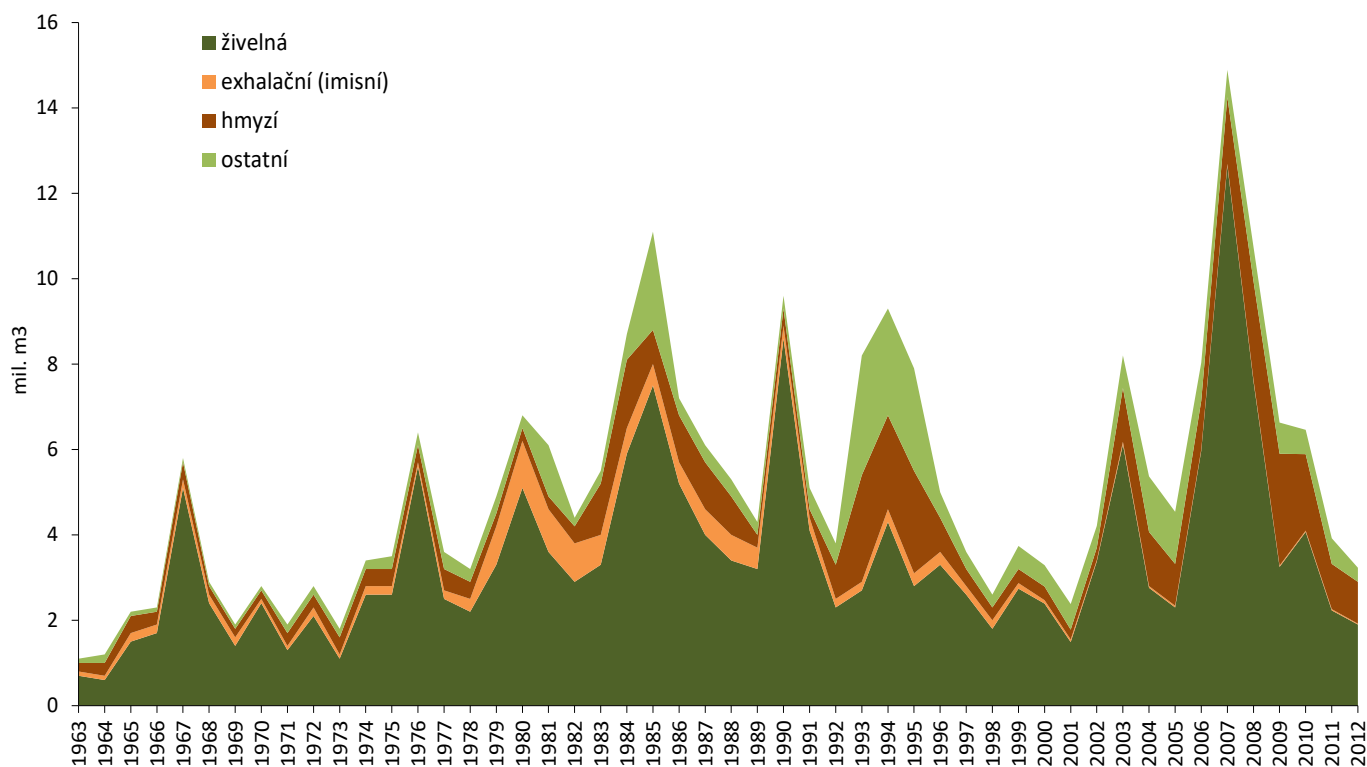


Fig. 69 Nahodilé těžby dle druhů – souhrn 1963–2012. Zdroj: MZe ČR.

Z vývoje poválečných (tj. od roku 1946) nahodilých těžeb do současnosti je zjevné, že absolutní výše nahodilých těžeb v m³ v trendu znatelně roste, mírnější je nárůst nahodilých těžeb ve vztahu k celkové výši ročních těžeb. Nejnižší nahodilé těžby byly koncem padesátých let dvacátého století, s vůbec nejnižším objemem 765 tis. m³

v roce 1959. Výrazných vrcholů je v časové řadě hned několik, jejich odstup se zkracuje a výše v m³ povětšinou roste: 1955 (5,09 mil. m³), 1967 (5,69 mil. m³), 1976 (7,00 mil. m³), 1980 (7,26 mil. m³), 1985 (11,46 mil. m³), 1990 (9,82 mil. m³), 1994 (9,28 mil. m³), 2003 (8,20 mil. m³), 2007 (14,89 mil. m³), 2008 (10,75 mil. m³).

Nejnižší relativní podíl nahodilé těžby na celkové těžbě byl v roce 1956 a 1959 (9 %), nejvyšší v letech 1985 (83 %), 1993 (81 %) a 2007 (80 %), za období po roce 1989 je pak průměrný podíl nahodilé těžby 44 %. Porovnání let 1985 (nahodilé těžby 11,46 mil. m³, podíl na celkových těžbách 83 %) a 2007 (nahodilé těžby 14,89 mil. m³, podíl na celkových těžbách 80 %) ovšem dokumentuje úskalí použití podílu nahodilých těžeb na celkových těžbách jako srovnávacího ukazatele – v roce 2007 při objemu nahodilé těžby o 3,5 mil. m³ vyšším byl relativní podíl na celkových těžbách o cca 3 % nižší než v roce 1985.

Co se týče jednotlivých kategorií, ve většině let převažují živelné nahodilé těžby (Fig. 70). Za posledních padesát let byl jejich podíl v celkových nahodilých těžbách pod 50 % pouze v letech 1993–1995, kdy probíhala velká kůrovcová kalamita a vysoké ostatní nahodilé těžby způsobené zejména suchem.

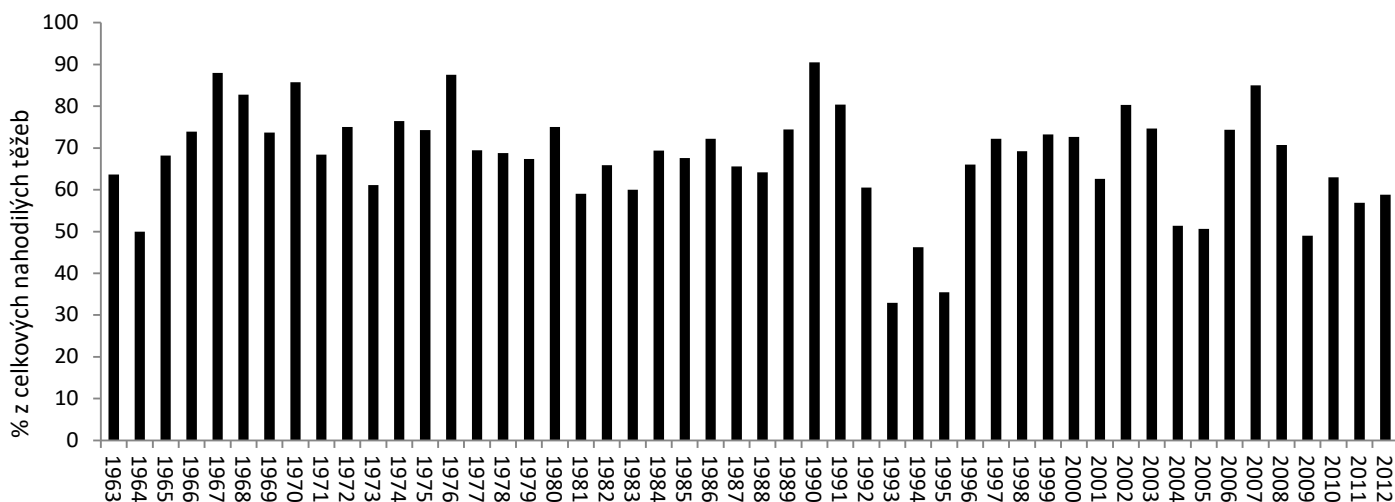


Fig. 70 Podíl živelných nahodilých těžeb na celkových nahodilých těžbách. Zdroj: MZe ČR.

Co se týče trendů, je trendem u tří ze čtyř kategorií nárůst těžeb. Výraznější jsou přitom trendy u hmyzích nahodilých těžeb a u ostatních těžeb, u živelných je křivka méně strmá (Fig. 71). Hlavní vrcholy živelných nahodilých těžeb jsou v letech 1967 (vítr, námraza), 1976 (vítr), 1980 (vítr), 1985 (vítr), 1990 (vítr), 1994 (vítr), 1996 (námraza), 2003 (vítr), 2006 (vítr), 2007 (vítr), 2008 (vítr). Protože polomové dříví je následně napadáno kůrovci, jsou hmyzí kalamity časově posunuté vůči živelným, po větrném polomu 1990 následuje kůrovcová kalamita s vrcholy 1993–1995, po větrných polomech 2003, 2007, 2008 kůrovcová kalamita 2003–2009. Průběh hmyzích kalamit byl ovlivňován také vlastnickou strukturou, organizací prací (rychlostí reakce na rozptýlené nahodilé těžby) a v případě Šumavy i opakovanými spory o to, jakým způsobem a kde proti kůrovci zasahovat, popřípadě zda vůbec zasahovat. Jasně klesající trend mají exhalční nahodilé těžby. Jejich hlavní vrchol byl na přelomu sedmdesátých a osmdesátých let dvacátého století, poslední vrchol pak v letech 1994–1996. V tomto období sehrálo svou roli sucho (viz kapitola 5.1.2). To jednak prohlubuje dopady imisí, jednak pravděpodobně docházelo k tomu, že část nahodilých těžeb

Podíl nahodilé těžby
na celkové těžbě

způsobených suchem byla vydávána za těžby exhalační, a to jak záměnou neúmyslnou (při v podstatě totožných nespecifických symptomech), tak úmyslnou (vzhledem k existenci náhrad škod způsobených imisemi, viz kapitola 4.1.2).

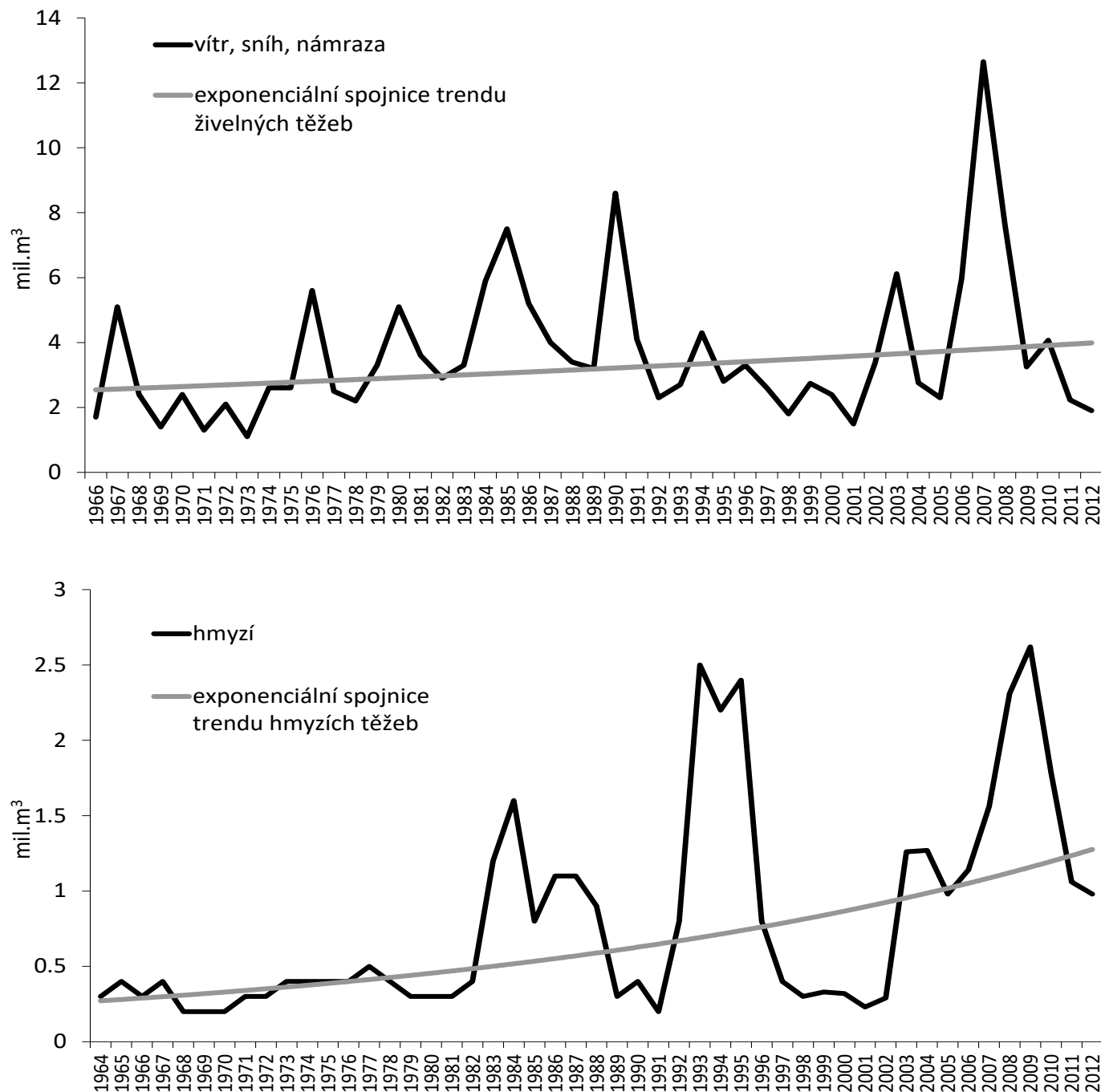


Fig. 71-1 Nahodilé těžby dle druhů 1963–2012 s exponenciálními spojnicemi trendu – živelné a hmyzí. Zdroj: MZe ČR.

V posledních deseti letech jsou pak exhalační těžby vykazovány v objemech od 30 do 60 tis. m³, lze přitom oprávněně uvažovat, zda jde o opodstatněné zařazení. Pravděpodobně se totiž jedná z větší části o těžby, kde znečištění ovzduší je jen jednou ze zátěží a samo o sobě nemá mortalitní charakter. Zařazení takových těžeb do kategorie exhalační je tudíž přinejmenším zjednodušující.

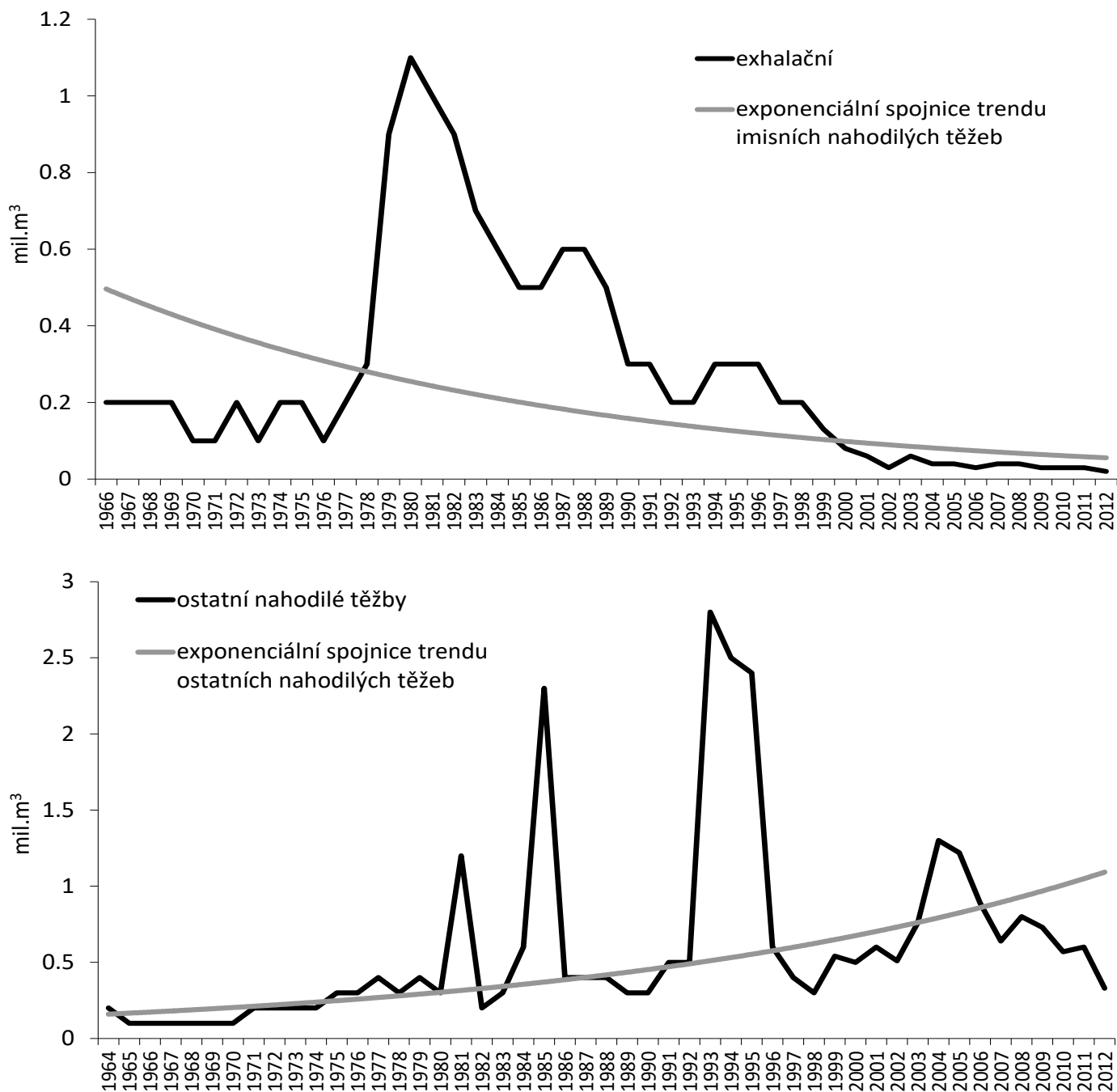


Fig. 71-2 Nahodilé těžby dle druhů 1963–2012 s exponenciálními spojnicemi trendu – exhalační a ostatní. Zdroj: MZe ČR.

Nejkomplikovanější kategorií jsou již z povahy ostatní nahodilé těžby. Za hlavní příčinu jejich nárůstu lze označit fakt, že se stále častěji objevují situace, kdy nelze jednoznačně určit příčinu, která vede k nutnosti nahodilé těžby, nebo je tato příčina mimo tři první kategorie těžeb. Interpretaci dat komplikují záměny těžeb vyvolaných suchem a vyvolaných imisemi a příležitostné řazení nerozpoznaných či pozdě zpracovaných kůrovcových těžeb do této kategorie.

Příčinou celkového nárůstu nahodilých těžeb nemusí být jen zvýšená stresová zátěž porostů, jak se na první pohled nabízí. Svou roli hrají přinejmenším další dva faktory.

Příčiny růstu
nahodilých těžeb

Tím prvním je **dřevinná skladba**. Ta bývá často označována za jednu z hlavních příčin vysokého podílu nahodilých těžeb. Jenže vysoký podíl jehličnatých dřevin (zejména smrku) byl v našich lesích již v první polovině dvacátého století a směrem k současnosti klesá, zatímco nahodilé těžby rostou. V roce 1950 bylo zastoupení jehličnatých dřevin 86 %, do současnosti bylo sníženo na cca 74 % a naopak, podíl listnatých dřevin se za totéž období zvýšil z necelých 13 % na 24 %. Otázkou tedy je, zda je vliv dřevinné skladby přeceňován (SIMANOV 2011), nebo zda je nárůst stresové zátěže tak vysoký, že pozitivní změnu dřevinné skladby překryl.

Druhým faktorem je **věk porostů**. Zatímco v roce 1946 byla průměrná doba obmýti 98,8 roku, tak v roce 2009 byla 114,5 roku, což je zvýšení o více než 15 %. Trvale narůstá zastoupení věkových tříd 101–120 let a nad 120 let. V roce 1920 byly ve věku 101–120 let porosty na 3 % porostní půdy a porosty nad 121leté a starší nebyly evidovány; v roce 1960 byly porosty 101–120leté na 6 % porostní půdy a porosty 121leté a starší na 3 % půdy; v roce 1990 byly porosty 101–120leté na 8,2 % porostní půdy a porosty 121leté a starší na 4,4 % půdy; v roce 2011 to bylo u 101–120letých porostů již 12 % a u 121letých a starších 7,1 % (MŽP, ČSÚ, CENIA 2012). S tím souvisí dlouhodobé nenaplňování normality věkových tříd, kdy nynější porosty do 60 let věku mají výměru nižší než normální a porosty od 60 do 100 let věku mají výměru nadnormální. Při inventarizaci lesů byly zjištěny, a to nikoliv výjimečně, porosty starší 160 let (SIMANOV 2011). Vztah tohoto výrazného nárůstu doby obmýti k nahodilým těžbám je zřejmý. Převažující smrkové porosty jsou ve věku nad 80 let (a zejména pak nad 100 let) více disponovány k poškození větrnými polomy (vyšší uplatnění hnilob, nižší zakmenění...) i k napadení kambioxylofágním hmyzem, tj. dvěma nejvýraznějšími faktory způsobujícími nahodilé těžby.

3.3.2 Evidence výskytu škodlivých činitelů

Data o výskytu jednotlivých škodlivých činitelů jsou v České republice dlouhodobě shromažďována VÚLHM ve Strnadlech. Před rokem 1989 byla tato aktivita realizována v rámci **celostátní kontrolní, evidenční a prognózní ochranné služby**. Evidence lesních škodlivých činitelů byla povinně realizována v lesích v celé výměře vyplněním tiskopisu L116 „Hlášení o výskytu lesních škodlivých činitelů“ na jednotlivých polecích státních a vojenských lesů tehdejší ČSSR. Od roku 1995 evidenční a prognózní činnost zajišťuje **Lesní ochranná služba (LOS)** působící v rámci VÚLHM, v. v. i. Jíloviště-Strnady, kde byla zřízena jako organizační složka útvaru Ochrany lesa na základě pověření Ministerstva zemědělství ČR. Hlavním posláním LOS je komplexní zabezpečování expertní a poradenské činnosti v oboru ochrany lesa pro všechny vlastníky a uživatele lesů na území Česka. Jako služba vlastníkům lesa je hrazena z rozpočtu MZe ČR a je pro žadatele prováděna bezplatně.

Lesní ochranná služba

Náplň činnosti LOS je poměrně široká, zahrnuje:

- kontrolu biotických škodlivých činitelů v lesních porostech;
- poradenskou činnost na úseku ochrany lesa pro všechny subjekty obhospodářující les (terénní šetření, odběry a rozborů vzorků, odborné posudky, apod.);
- vypracování odborných posudků, případně znaleckých posudků pro vlastníky a správce lesa na plochách s projevy poškození způsobeného nedostatečnou výživou, imisemi a dalšími antropogenními faktory, včetně doporučení nápravných opatření;

- stanoviska k žádostem o dotace v lesním hospodářství (ve smyslu platné legislativy);
- metodickou pomoc při rozsáhlejších obranných opatřeních proti biotickým škodlivým činitelům;
- centrální evidenci výskytu lesních škodlivých činitelů a jimi působených ztrát;
- zpracovávání ročních přehledů výskytu lesních škodlivých činitelů a rámcových prognóz;
- pořádání seminářů a sympozií s tematikou ochrany lesa;
- vydávání metodických pokynů a dalších materiálů v oblasti praktické ochrany lesa;
- testování biologické účinnosti pesticidních látek na ochranu lesa, včetně vydávání spolupráce na Seznamu povolených přípravků na ochranu lesa;
- ověřování a optimalizaci kontrolních a obranných opatření;
- mezinárodní spolupráci v ochraně lesa.

Regionálně je LOS rozdělena do tří pracovišť. Ústředí v Jílovišti-Strnadlech ve středních Čechách působí na území krajů Karlovarského, Ústeckého, Libereckého, Královéhradeckého, Pardubického, Jihočeského, Plzeňského, Středočeského a hlavního města Prahy. Regionální jihomoravské pracoviště ve Znojmě působí na území krajů Jihlavského, Jihomoravského a Zlínského. Regionální severomoravsko-slezské pracoviště ve Frýdku-Místku působí na území krajů Olomouckého a Moravskoslezského. V případě potřeby dochází k vzájemné výpomoci jednotlivých pracovišť.

ROČNÍ HLÁŠENÍ O VÝSKYTU ŠKODLIVÝCH ČINITELŮ DLE VYHLÁŠKY Č. 101/1996 SB.

Paragraf 2, odstavce 3 až 5 ukládají vlastníkům lesa povinnost informovat o výskytu škůdců, jejichž populační hustota při zvýšeném stavu hrozí vznikem kalamitního výskytu orgán státní správy lesů. Evidenci kalamitních škůdců, kteří dosáhli zvýšeného nebo kalamitního stavu, je vlastník lesa povinen vézt podle porostů (§ 2 písm. s lesního zákona). Evidence obsahuje tyto údaje:

- a) druh kalamitního škůdce,
- b) lokalizace výskytu,
- c) rozsah škod (m³ nebo ha),
- d) datum zjištění škody,
- e) datum a druh obranného zásahu proti škůdci.

Vlastníci lesa, kteří hospodaří podle lesního hospodářského plánu (§ 24 odst. 2 lesního zákona), pak každoročně provádějí sumarizaci škod a výskytu kalamitních škůdců za lesní majetek nebo za lesní hospodářský celek, a to na formuláři uvedeném v příloze č. 1 této vyhlášky. Kalamitní škůdci jsou pak jmenovitě uvedeni v paragrafu 3 – jsou to bekyně mniška (*Lymantria monacha*), lýkožrout smrkový (*Ips typographus*), lýkožrout lesklý (*Pityogenes chalcographus*), klikoroh borový (*Hylobius abietis*), obaleč modřínový (*Zeiraphera griseana*) a ploskohřbetky na smrku (*Cephalcia* spp.).

Ze shromážděných dat vydává LOS každoročně souhrnnou zprávu **Škodliví činitelé v lesích Česka rok XY-1/rok XY**. Zpráva vychází jako Supplementum Zpravodaje ochrany lesa a je volně dostupná na webu VÚLHM (zprávy od roku 1997). Hlavním podkladem pro vytvoření zprávy jsou hlášení lesního provozu. Až do roku 1992 byly k dispozici údaje za celé území státu, neboť šlo o povinně hlášené údaje. Od roku 1993, kdy započaly restituční práce, jsou k dispozici kompletní údaje ze státních lesů – Lesů ČR, s. p., Vojenských lesů a statků, s. p. a národních parků (Krkonoše, Šumava, Podyjí). Z ostatních lesů jsou k dispozici pouze částečné údaje – kompletní jsou data o výskytu kalamitních škůdců, která jsou povinně hlášena dle vyhlášky MZe č. 101/1996 Sb. ve znění vyhlášky č. 236/2000 Sb., údaje o ostatních škodlivých činitelích jsou pak k dispozici podle toho, jak velký podíl ostatních subjektů je zašle. Podíl plochy lesů

zahrnutých do přehledů se pohybuje v rozmezí 70–90 % (v posledním desetiletí spíše na dolní hranici tohoto rozmezí). Dále jsou pro souhrnnou zprávu využity údaje získané při poradenské činnosti LOS. Publikace zahrnuje také problematiku monitoringu zdravotního stavu lesa (viz kapitola 3.1.3) i další témata, která se řeší v rámci činnosti dalších útvarů VÚLHM, v. v. i.

Kromě souhrnné zprávy VÚLHM jsou některá z výše zmíněných dat o výskytu škodlivých činitelů součástí dalších informačních zdrojů či souhrnných zpráv. MZe ČR každoročně vydává **Zprávu o stavu lesa a lesního hospodářství České republiky**. V rámci kapitoly Výsledky lesního hospodářství jsou shrnuta nejdůležitější sumární data o realizovaných preventivních, obranných a ochranných opatřeních, výskytu škodlivých činitelů, požární ochraně a zdravotním stavu lesa. Zprávy jsou dostupné na webu MZe (zprávy od roku 1995).

Další informační zdroje

Každoroční zprávu vydává také MŽP ČR. Ve **Zprávě o životním prostředí ČR** je samostatná kapitola Lesy a krajina, v které jsou prezentována především data o pozemním i dálkovém hodnocení zdravotního stavu lesů. Zprávy jsou dostupné na webu MŽP. V posledních letech vychází struktura těchto zpráv z republikově i mezinárodně sledovaných **indikátorů životního prostředí**. Indikátory, včetně postupu získávání a zpracování dat, jsou kompletně zveřejněny spolu s aktuálními daty a jejich vyhodnocením na webu Informačního systému statistiky a reportingu (ISSaR).

INDIKÁTORY A INDEXY ŽIVOTNÍHO PROSTŘEDÍ (dle ISSaR)

Indikátory jsou specifickým typem informací pro posouzení stavu a vývoje životního prostředí. Indexy jsou pak velmi agregované a komplexní indikátory, které jsou výsledkem zpracování a interpretace primárních dat a informací. Indikátory a indexy poskytují nástroj k hodnocení trendů, k mezinárodnímu srovnání, ke zjišťování účinnosti přijatých opatření a hodnocení plnění cílů ochrany životního prostředí. Z těchto důvodů je většina indikátorů vytvářena v podobě relativních veličin vztahených na jednotku rozlohy, na obyvatele, na jednotku HDP, apod.

Česká republika se začala vážněji zabývat problematikou indikátorů asi v polovině devadesátých let minulého století, přičemž se vycházelo ze systému OECD, kde se indikátory staly nástrojem hodnocení účinnosti environmentální politiky členských zemí OECD. Indikátory OECD jsou založeny na konceptuálním modelu interakce „vliv–stav–odezva“ mezi lidskou společností a životním prostředím (tento rámec pak byl Evropskou agenturou pro životní prostředí rozšířen na sledování interakcí „hnací síla–tlak–stav–dopad–odezva“). OECD přijala tři kritéria pro konstrukci a výběr indikátorů:

- a) relevance k politice ochrany životního prostředí a ke globálním problémům;
- b) schopnost indikovat změny;
- c) srozumitelnost a snadná interpretovatelnost.

V současné době se indikátorům věnuje řada mezinárodních institucí a organizací – např. OSN, OECD, Světová banka a na evropské úrovni Evropská agentura pro ŽP (EEA) nebo statistický úřad Evropské unie Eurostat.

Data o stavu lesa jsou také shromažďována Českým statistickým úřadem – jsou součástí každoročních **Statistických ročenek životního prostředí České republiky**. Ročenky vychází jako společná publikace MŽP ČR a ČSÚ jako prostředek naplnění zákona č. 123/1998 Sb., o právu na informace o životním prostředí, ve znění pozdějších předpisů a Směrnice Rady EK č. 2003/4/ES ze dne 28. ledna 2003, o přístupu k informacím o životním prostředí. Dostupné jsou na webech MŽP, ČSÚ a České informační agentury životního prostředí CENIA.

Rozsahu výskytu poškození lesa abiotickými a antropogenními faktory v České republice v minulých desetiletích budeme věnovat pozornost v kapitolách 4 a 5. Na tomto místě shrňme tedy alespoň údaje shromážděné LOS, respektive VÚLHM o výskytu biotických škodlivých činitelů. Dlouhodobě nejvýznamnějším biotickým činitelem je

Rekapitulace výskytu biotických škůdců v ČR 1990–2012

komplex kůrovcovitých na smrku ztepilém – především lýkožrout smrkový (*Ips typographus*) a lýkožrout severský (*Ips duplicatus*), ale zejména v posledním desetiletí se uplatňují velmi významně i další druhy jako lýkožrout lesklý (*Pityogenes chalcographus*) či lýkožrout menší – (*Ips amitinus*). Postiženými byly zejména jihočeský, plzeňský a moravskoslezský kraj. Vývoj objemu smrkového dříví napadeného kůrovcovitými od roku 1990 demonstruje Fig. 72. Obě kalamitní období a faktory je způsobující a ovlivňující byly již zčásti komentovány u nahodilých těžeb (3.3.1). Kromě rozsáhlých větrných polomů 1990 a 2007 (Kyrill), 2008 (Emma a Ivan), sehrály svou roli sněhové polomy v roce 2009 a klimatické podmínky ve vegetačních sezónách – zejména sucho na začátku devadesátých let a v roce 2003 a teplá (a ve většině případů také dlouhá) vegetační období v letech 1994, 1995, 2003, 2006, 2007, z části 2008, 2009 a 2012.

Výskyt kůrovcovitých

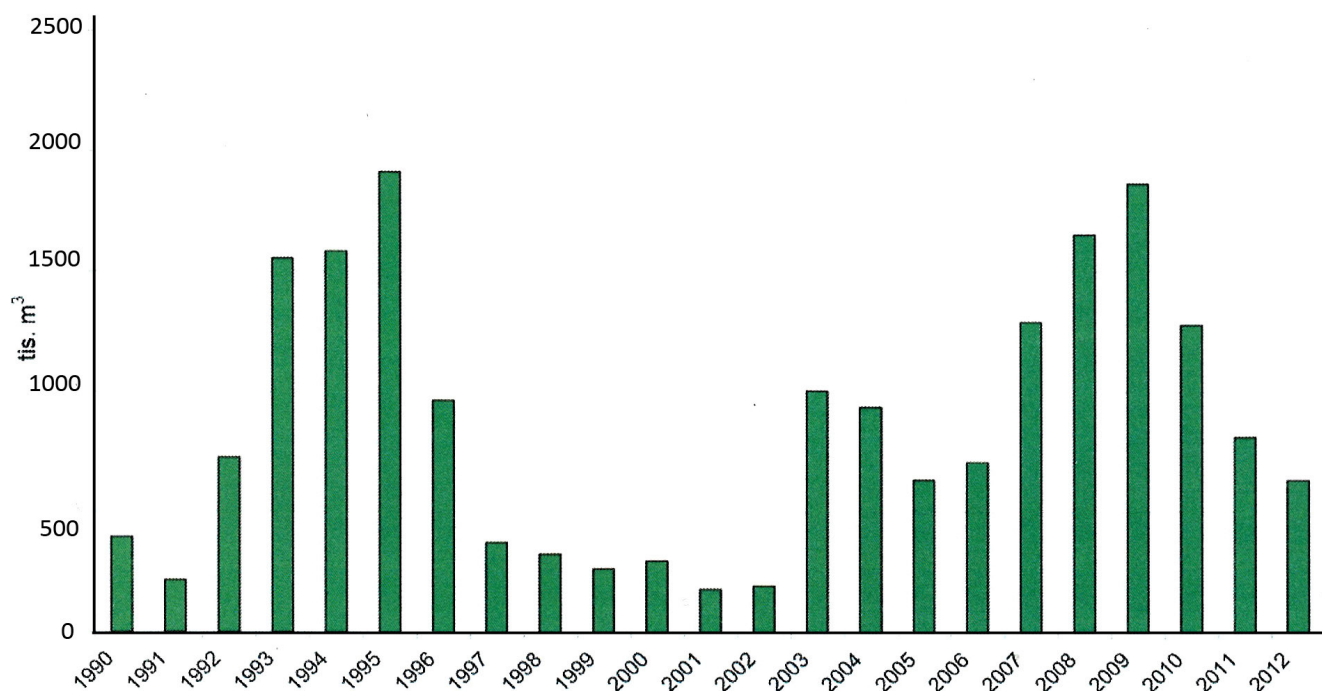


Fig. 72 Evidovaný objem smrkového kůrovcového dříví 1990–2012. Zdroj: VÚLHM.

Další dřevinou opakovaně významněji poškozovanou kambioxylofágy je borovice lesní. Na napadení porostů se podíleli zejména lýkohubi rodu *Tomicus*, dále krasec borový (*Phaenops cyanea*), lýkožrout vrcholkový (*Ips acuminatus*) a lýkožrout borový (*Ips sexdentatus*). Další druhy se uplatňovaly jen v malé míře. Nejvíce kůrovcových stromů bylo pozorováno ve středních, východních a jižních Čechách a na jižní Moravě. Vývoj objemu borového kůrovcového dříví od roku 1990 demonstruje Fig. 73. Vysoké objemy kůrovcového dříví byly zaznamenány v letech 1994–1995, ve většině dalších let se vykazované objemy pohybovaly mezi 5 a 20 tisíci m³ a problémy byly spíše lokálního či regionálního charakteru.

Výskyty jiného jehličnatého dříví (jedle, modřín) a listnatého kůrovcového dříví byly většinou pouze lokální záležitostí v rozsahu řádově desítek či stovek m³. Objemy nad 1000 m³ byly v některých letech zaznamenány u modřínu, jedle a jasanu. Na modřínu šlo o lýkožrouta modřínového (*Ips cembrae*), a to v letech 1997 (zejména Brdy, celkem 2755 m³), 2006 (zejména středočeský kraj, celkem 1415 m³), 2007 (zejména středočeský kraj, celkem 1149 m³). Na jedli šlo o kůrovce rodu *Pityokteines*

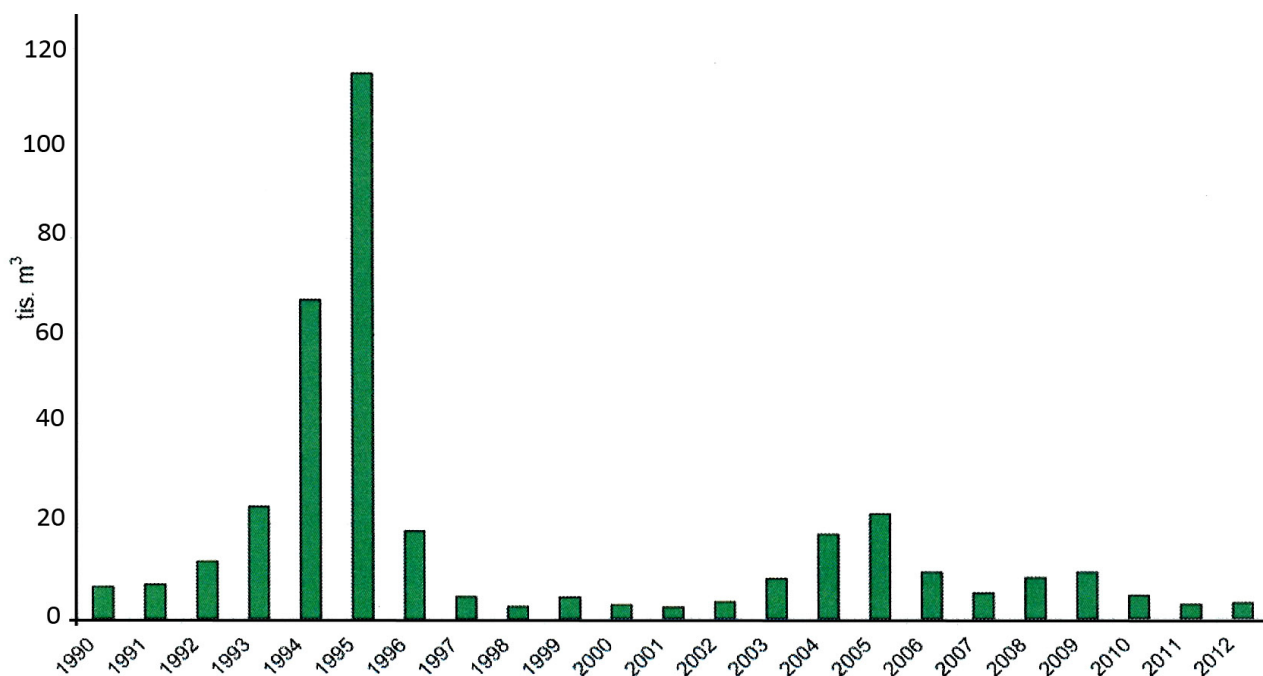


Fig. 73 Evidovaný objem borového kůrovcového dříví 1990–2012. Zdroj: VÚLHM.

Výskyt listožravého a savého hmyzu

v roce 1994 (především na severní Moravě a ve Slezsku, 1703 m³). Na jasanu bylo rozsáhlejší poškození lýkohubem zrnitým (*Hylesinus crenatus*) zaznamenáno v roce 2000 (zejména východní a severní Morava, 3400 m³).

Výraznější poškození listožravým a savým hmyzem byla celorepublikově zaznamenána naposledy na začátku devadesátých let minulého století, v dalších letech byly vyšší výskyty zaznamenány jen regionálně, od roku 2007 jsou pak výskyty listožravých druhů na velmi nízkých hodnotách, které v souhrnu nepřesahují 3 tisíce hektarů (Fig. 74). U jehličnatých dřevin je z grafu patrná zejména kalamita bekyně mnišky (*Lymantria monacha*) 1993–1996, která postihla zejména území středních Čech, Českomoravské vrchoviny a části střední a severní Moravy a Slezska. Kalamita si vyžádala letecké ošetření poměrně velkých ploch – celkem bylo ošetřeno 29 846 ha. Zkušenosti při těchto zásazích získané pak potvrdily, že je možno účinně a relativně šetrně přemnožené housenky bekyně mnišky hubit. V ostatních letech převažovaly plochy poškozené zejména pilatkami, především pilatkou smrková (*Pristiphora abietina*), místy doprovázené pilatkou proužkovanou (*Pikonema scutellatum*) a ploskohřbetkami rodu *Cephalcia* na smrku – ploskohřbetka smrková (*Cephalcia abietis*), ploskohřbetka severská (*Cephalcia arvensis*) a ploskohřbetka *Cephalcia lariciphila*. Z dalších druhů se lokálně uplatnil štětconoš trnkový (*Orgyia antiqua*), méně významná a plošně nerozsáhlá přemnožení byla zaznamenána například u obaleče Zeiraphera ratzeburgiana – zejména Krušné, Jizerské a Orlické hory, obaleče smrkového (*Epinotia tedella*), pouzdronička modřínového (*Coleophora laricella*) – zejména Krušné hory, hřebenule borové (*Neodiprion sertifer*) – zejména Orlické hory, bejlomorky borové (*Thecodiplosis brachyntera*) na kleči v Krkonoších, třásněnky modřínové (*Taeniothrips laricivorus*) – zejména Chrudimsko, Pelhřimovsko, Budějovicko. Výraznější poškození smrku pichlavého roztočem sviluškou smrkovou (*Oligonychus ununguis*) bylo pozorováno v náhradních porostech v Jizerských horách.

U listnatých dřevin ve většině let v daném období plošně převažovala poškození obaleči a píďalkami na dubech, zejména obalečem dubovým (*Tortrix viridana*),

z pídálek pak pídalkou podzimní (*Operopthera brumata*). Ve středních Čechách a na jižní a jihovýchodní Moravě došlo v roce 2003 a z části v následujících letech k přemnožení chroustů rodu *Melolontha*, zejména chrousta maďalového (*Melolontha hippocastani*). V letech 1992–1994 a 2003–2005 se výrazně do vykazovaných ploch promítla poškození bekyní velkohlavou (*Lymantria dispar*), a to zejména na jižní a jihovýchodní Moravě. V letech 1992–1994 bylo celkem napadeno přes 12 tisíc hektarů převážně dubových porostů, v letech 2003–2005 šlo o menší plochu do 4 tisíc hektarů. Lokálně se objevily žíry bekyně zlatořitné (*Euproctis chrysorrhoea*) či bekyně vrbové (*Leucoma salicis*), na jasanu úzkolistém byly zaznamenány lokální holožíry pilatky tmavé (*Tomostethus nigrinus*), zvýšené výskyty či lokální přemnožení byly v některých lokalitách zjištěny také u přástevníčka amerického (*Hyphantria cunea*), bourovčíka toulavého (*Thaumetopoea processionea*), bourovce březového (*Eriogaster lanestris*), předivky zhoubné (*Yponomeuta evonymella*) či pilatky lipové (*Caliroa annulipes*).

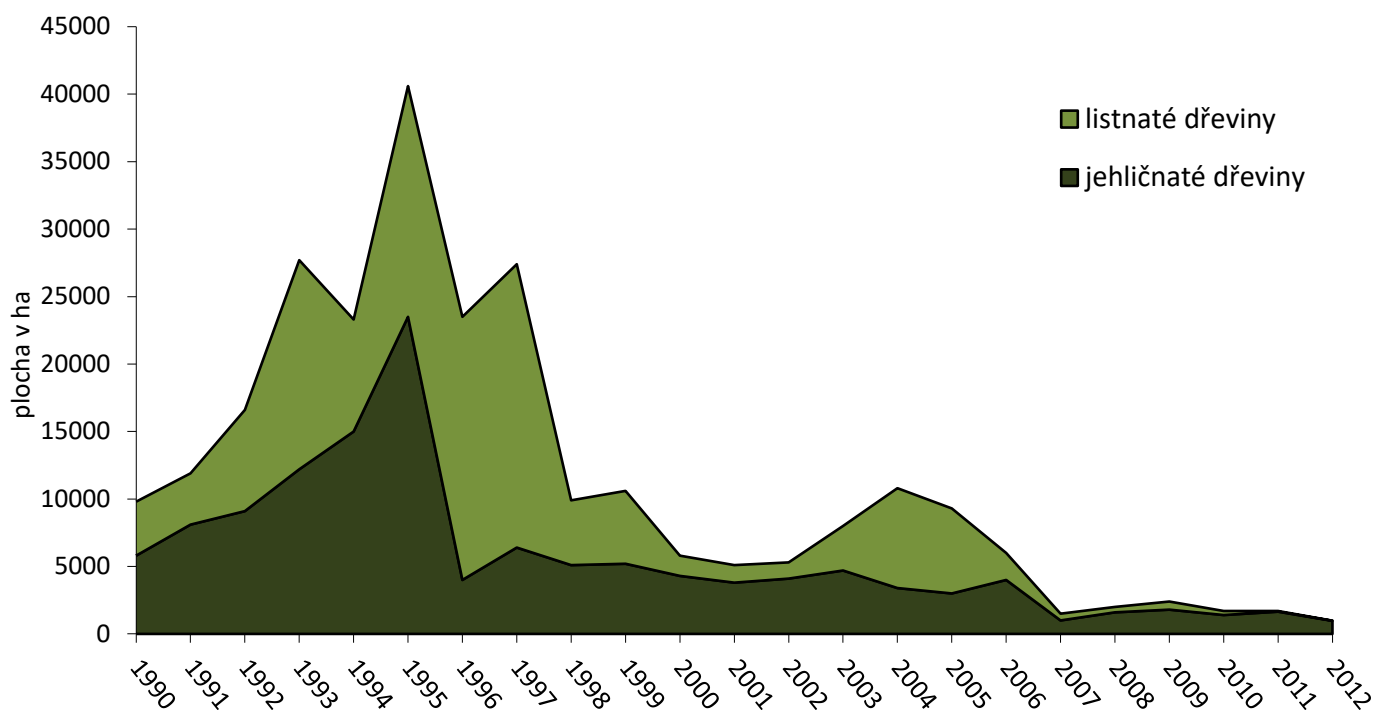


Fig. 74 Evidovaný výskyt listožravého hmyzu 1990–2012. Zdroj: VÚLHM.

Dřevokazné houby v České republice evidentně způsobují významné hospodářské škody – odhaduje se, že ročně bývá hnilobami znehodnoceno 5–10 % vytěžené dřevní hmoty, v porostech smrku a dalších jehličnanů poškozených loupáním či ohryzem běžně i více než 20 % (na konkrétních lokalitách bývá při mýtních těžbách toto číslo ještě samozřejmě výrazně vyšší). Přesné údaje chybí, údaje vykazované v rámci dat předávaných vlastníky lesa LOS jsou v případě dřevokazných hub prokazatelně zatíženy chybami danými obtížnou identifikací a kvantifikací těchto poškození. Převažují poškození kořenovníkem vrstevnatým (*Heterobasidion annosum*), václavkou smrkovou (*Armillaria ostoyae*) a dalšími václavkami rodu *Armillaria*, v smrkových porostech poškozených zvěří nebo větrem a sněhem se výrazně uplatňuje pevník krvavější (*Stereum sanguinolentum*).

V posledním desetiletí byly v lesích obhospodařovaných LČR, s. p. samostatně vykazovány tzv. „václavkové“ těžby, řádově šlo nejčastěji o cca 100–300 tisíc m³, nejvíce

Výskyt dřevokazných hub

byly zaznamenány na území Moravskoslezského kraje. Do této kategorie byly však často zařazovány i stromy bez prevalence václavek a to na základě charakteru odumírání (nespecifické žloutnutí postupující od báze koruny), popřípadě náhradou za kategorii ostatní nahodilé těžby (tj. stromy v nahodilé těžbě bez jasné příčiny odumření). Naopak nebyly zahrnuty stromy, které byly zároveň napadeny kůrovci a hnilobou či poškozené větrem s prezencí hniloby – tyto stromy byly řazeny do živelných či hmyzích nahodilých těžeb. Pro skutečnou kvantifikaci výskytu václavek je tato kategorie tedy nepoužitelná.

Údaje o výskytu houbových patogenů na jehličí a listech a dalších houbových chorob (jak ve volných výsadbách a porostech, tak v lesních školkách) jsou LOS hlášeny pouze rámcově, z těchto dat si tak nelze vytvořit ucelenější představu o rozsahu jejich výskytu. V jednotlivých ročních zprávách LOS jsou zejména komentovány jednotlivé zjištěné epizody výskytu houbových patogenů a uvedeny detaily o konkrétních lokalitách či regionech, ve kterých probíhala podrobnější šetření realizovaná pracovníky VÚLHM.

3.3.3 Oblastní plány rozvoje lesa

Přírodní lesní oblast (PLO) je souvislé území s obdobnými přírodními a produkčními podmínkami. PLO v ČR jsou vymezeny v příloze č. 1 vyhlášky č. 83/1996 Sb., a to v počtu 41.

Kvalitní sumáře informací o stavu lesa pro jednotlivé **přírodní lesní oblasti** (PLO) lze nalézt v Oblastních plánech rozvoje lesa (OPRL). OPRL jsou legislativně zakotveny v lesním zákoně č. 289/1995 Sb. a vyhlášce Mze č. 83/1996 Sb. o zpracování oblastních plánů rozvoje lesů a o vymezení hospodářských souborů, jako metodický nástroj státní lesnické politiky.

Oblastní plány doporučují zásady hospodaření v lesích a cílem je vytvářet předpoklady pro minimalizaci střetu veřejného a vlastnických zájmů v lesích, nalezení odpovídajících proporcí podpory jednotlivých funkcí lesa a doporučení diferencovaných zásad hospodaření orientovaných na dosažení cílového stavu. OPRL obsahují souhrnné údaje o stavu lesů a o potřebách plnění funkcí lesa jako veřejného zájmu včetně strategických doporučení o způsobech hospodaření v ekosystémovém pojetí. OPRL se zpracovávají na dobu dvaceti let. Práce se provádějí po částech, které představují bývalé lesní hospodářské celky (LHC). Jednotlivé části se zpracovávají podle končících LHP, aby výsledky bylo možno použít pro tvorbu nových LHP a LHO.

Předmětem šetření ochrany lesa v rámci tvorby OPRL je rozbor škodlivých činitelů a především ohrožení škodlivými činiteli včetně imisí. Výstupem je návrh dlouhodobých opatření, na vybraných ohrožených lokalitách pak včetně návrhu vnější porostní prostorové úpravy. Návrh dlouhodobých opatření ochrany lesa je obsažen především v mapě dlouhodobých opatření ochrany lesa.

Ve spolupráci s typologem specialista ochranář spolupracuje na rámcových směrnících hospodaření a dlouhodobých opatřeních rozvoje lesů na principu předběžné opatrnosti v souvislosti se změnami ekologických podmínek.

Průzkum ochrany lesů v rámci OPRL se zaměřuje na šetření následujících škodlivých činitelů:

1. Rozbor ohrožení porostů imisemi a dalšími škodlivými činiteli.
2. Imisní poškození porostů (plošný přehled pásem ohrožení imisemi, vývoj a rozsah exhalačních těžeb, současný zdravotní stav porostů).
3. Abiotičtí činitelé (vítr, sníh, námraza, sucho).

4. Poškození porostů zvěří.
5. Kalamitní škůdci – podkorní a listožravý hmyz.
6. Ostatní škodliví činitelé (hniloby, ostatní hmyzí škůdci, požáry, škody rekreací, těžebně-dopravními technologiemi apod.).

Výsledná kapitola OPRL věnovaná Ochráně lesa obsahuje zpravidla tyto základní části:

- 1) *Přehled škodlivých činitelů v oblasti za různě dlouhá období* – v některých OPRL za posledních pět let, v jiných až za třicet let:
 - rozbor nezdaru zalesnění (v absolutním či relativním vyjádření);
 - poškození starších porostů = rozbor nahodilých těžeb (v absolutním či relativním vyjádření);
 - škody imisemi – stupně poškození stromu a porostu, evidované škody a jejich prostorová a časová struktura, plošné zastoupení stupňů poškození, pásma ohrožení imisemi, největší imisní zdroje, pro jednotlivé OPRL různě podrobné;
 - poškození abiotickými činiteli – slovní hodnocení, popis kalamit, evidované rozsahy poškození v ha či m³, popřípadě další informace;
 - poškození biotickými činiteli – slovní hodnocení, popis kalamit, evidované rozsahy poškození v ha či m³, popřípadě další informace jako jsou stavy zvěře, ekonomické vyjádření škod apod.; odděleně poškození zvěří, kalamitní škůdci dle vyhlášky č. 101/1996 Sb. ve znění č. 236/2000 Sb.), ostatní škůdci a ostatní škodlivý činitelé;
- 2) *Návrh dlouhodobých opatření v ochraně lesa:*
 - Návrh opatření v porostech ohrožených imisemi.
 - Návrh opatření v porostech narušených a ohrožených abiotickými činiteli.
 - Návrh opatření v porostech narušených a ohrožených hmyzími škůdci.
 - Návrh opatření v porostech poškozovaných zvěří.
 - Návrhy případných rekonstrukcí a jiných mimořádných opatření.
- 3) *Ekologická stabilita lesa* – různě pojato, součástí může být například Koncepce mapy dlouhodobých opatření ochrany lesa nebo Souhrn specifik ochrany lesa.



ANTROPOGENNÍ STRES

4

4.1 ANTROPOGENNÍ IMISE A JEJICH PŮSOBNÍ NA LES A LESNÍ PROSTŘEDÍ

4.1.1 Vývoj znečištění ovzduší v ČR

Rozvoj těžkého průmyslu sebou po druhé světové válce přinesl velké vstupy znečišťujících látek do životního prostředí. Ovzduší bylo pak zejména od konce šedesátých let zatěžováno extrémním množstvím vypouštěného oxidu siřičitého SO_2 . Střední Evropa a zejména oblast takzvaného Černého trojúhelníka na hranicích ČR, Polska a Německa byla od šedesátých let dvacátého století místem, kde elektrárny vypouštěly do ovzduší nejvíce oxidu siřičitého na světě. Tato zátěž vedla k rozsáhlým poškozením lesů. První zprávy o účincích kyselého deště na lesy pocházejí už z druhé poloviny čtyřicátých let minulého století, kdy byly „kouřové plyny“ považovány za možnou příčinu poškození porostů v Krušných horách. Zprávám nebyla věnována dostatečná pozornost, respektive nebylo politicky přijatelné, aby byly v tehdejší Československu reflektovány. Až v osmdesátých letech začalo být opatrně připouštěno, že poškození a odumírání rozsáhlých lesních ploch ve střední Evropě souvisí s emisemi síry, jejich přímým působením i s kyselou atmosférickou depozicí a jím způsobeným okyselením půd.

Emise síry v Evropě vrcholily v osmdesátých letech dvacátého století, kdy dosáhly cca 60 milionů tun síry za rok (HRUŠKA, KROPÁČEK 2005). V bývalém Československu byl přitom produkován poměrně velký podíl evropské produkce (vzhledem k malé ploše území) – roční produkce SO_2 v první polovině osmdesátých let přesahovala 2 miliony tun, v druhé polovině osmdesátých let sice došlo k mírnému poklesu, šlo však vzhledem k velikosti produkce o změnu, která nepřinesla zlepšení situace působení polutantů na ekosystémy. Výrazná změna nastala až po roce 1990. Ještě v tomto roce byly emise vysoké – přes 1,85 tun SO_2 (Fig. 75), každým následným rokem se produkce znatelně snižovala. Do roku 1996 poklesly emise na cca polovinu, do roku 2000 pak na pouhých cca 12 % produkce v roce 1990. V období po roce 2000 byl pokles jen mírný, od roku 2007 se roční produkce pohybuje mírně nad 170 tisíci tun za rok.

Popsané snižování emisí bylo důsledkem společenských změn v Československu a plnění mezinárodních závazků vyplývajících z Úmluvy o dálkovém přenosu znečišťování ovzduší přes hranice států („Convention on Long-range Transboundary Air Pollution“ – CLRTAP), která pro ČSSR vstoupila v platnost v roce 1984. V „Protokole o snížení emisí síry přecházející hranice států nejméně o 30 %“, přijatým v rámci této úmluvy v roce 1985 s platností od roku 1987 se země, které ratifikovaly tento protokol, zavázaly snížit emise o 30 % do roku 1993 ve srovnání s rokem 1980. Z následného protokolu nazvaného „Protokol o dalším snížení emisí síry“ (přijat 1994 s platností od 1997) vyplynul závazek snížení o 50 % k roku 2000, o 60 % do roku 2005 a o 72 % do roku 2010, vše ve srovnání s rokem 1980. Všechny tyto závazky byly ČR splněny.

Nejvýznamnějším opatřením, které vedlo k splnění závazků CLRTAP byla realizace Environmentálního programu ČEZ – během let 1994 až 1998 byla uvedena do provozu odsiřovací zařízení na většině zvláště velkých a velkých stacionárních zdrojích znečišťování.

Vývoj emisí síry

Emise = vnášení jedné nebo více znečišťujících látek do ŽP; **imise** = znečištění ovzduší vyjádřené hmotnostní koncentrací znečišťující látky.

CLRTAP byla sjednána v roce 1979, dosud ji ratifikovalo 51 zemí. Má rámcový charakter, smluvní omezení znečišťování ovzduší je realizováno prostřednictvím protokolů – dosud jich bylo přijato 8, ČR je smluvní stranou všech. Požadavky Úmluvy jsou v ČR naplňovány především prostřednictvím zákona č. 86/2002 Sb. o ochraně ovzduší, respektive zákona č. 201/2012 Sb. o ochraně ovzduší.

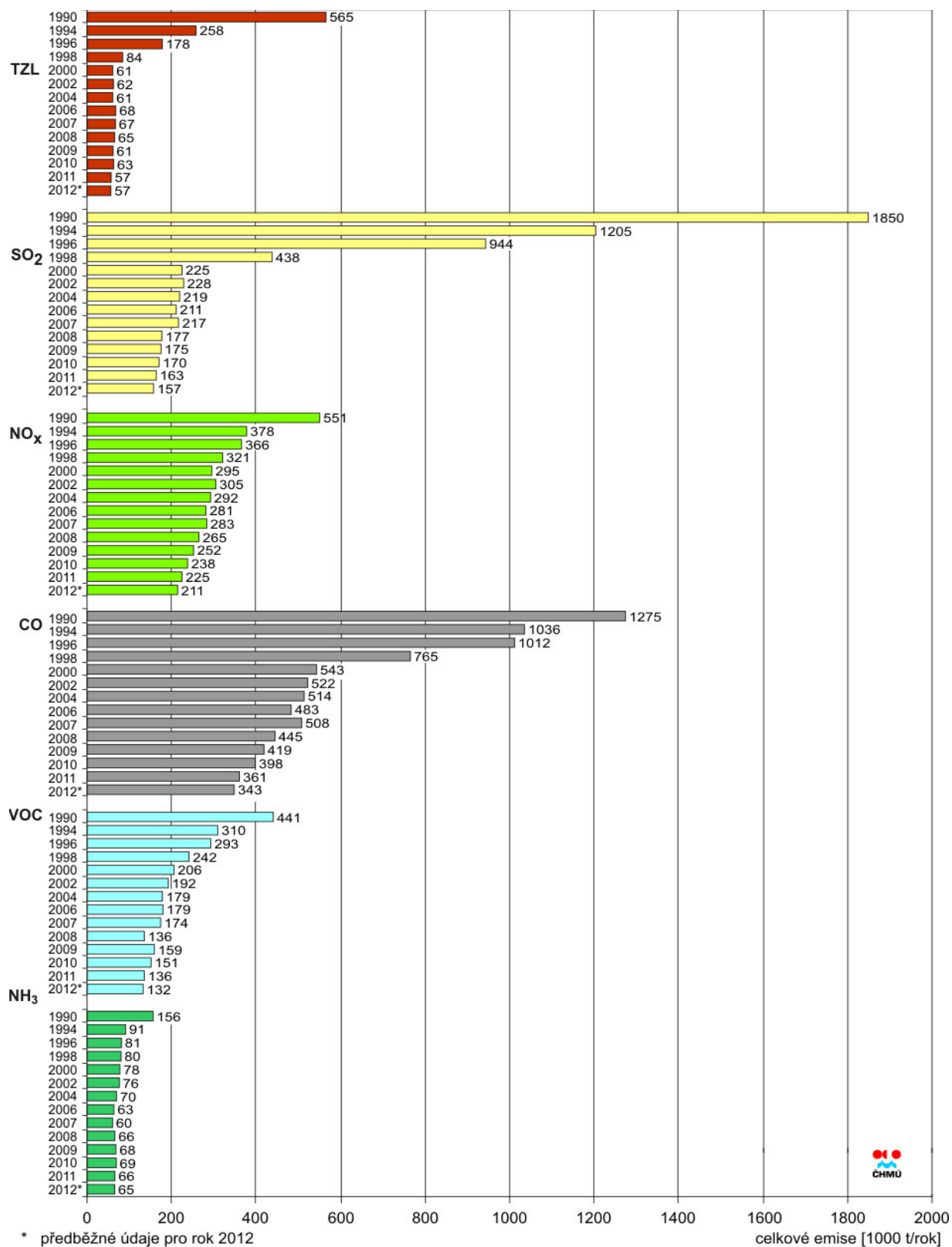


Fig. 75 Celkové emise znečišťujících látek do ovzduší v ČR – období 1990–2012.

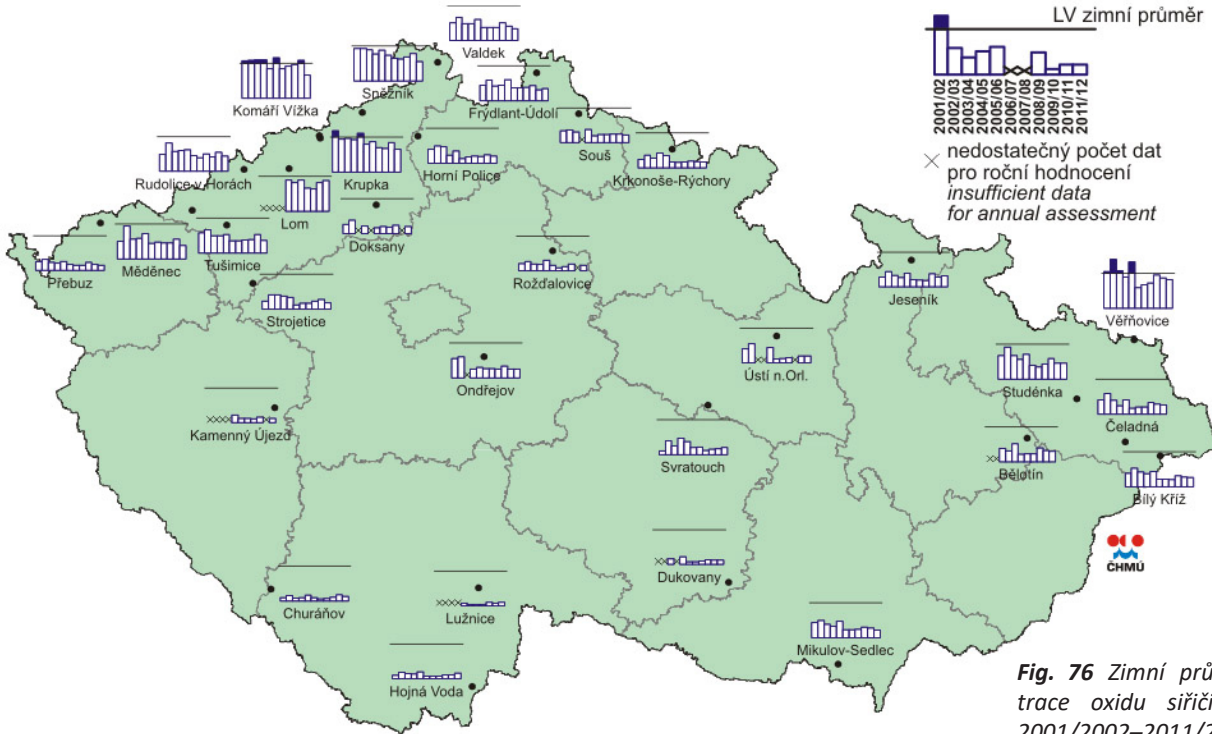


Fig. 76 Zimní průměrné koncentrace oxidu siřičitého v letech 2001/2002–2011/2012 na vybraných venkovských stanicích. Zdroj: ČHMÚ.

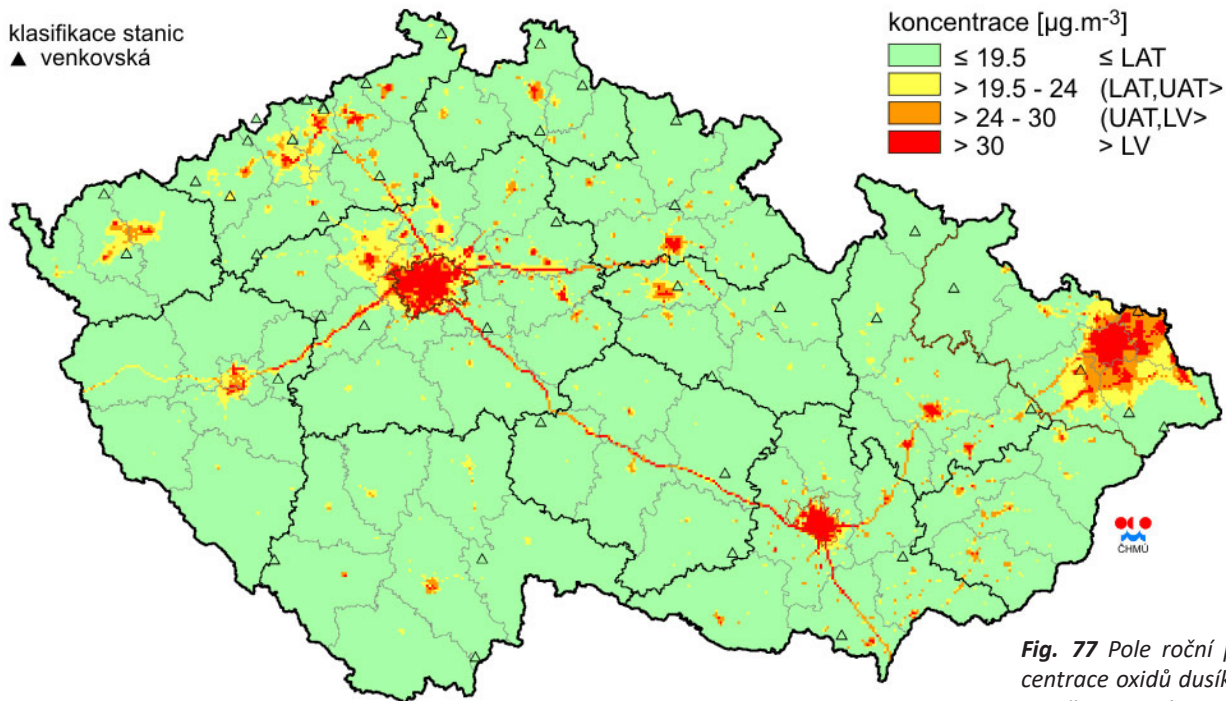


Fig. 77 Pole roční průměrné koncentrace oxidů dusíků v roce 2010. Jasně viditelné hlavní silniční tahy a městské aglomerace, obdobná situace byla i v dalších letech desetiletí 2000 až 2010. Zdroj: ČHMÚ.

Vývoj emisí dusíku

Další významnými znečišťujícími látkami vypouštěnými do ovzduší jsou z pohledu vlivu na dřevinnou vegetaci oxidy dusíku – NO a NO₂. I u emisí NO_x došlo po roce 1990 ke snížení (viz Fig. 75) díky změnám na zvláště velkých a velkých stacionárních zdrojích znečišťování, tento pokles byl však výrazně menší v důsledku nárůstu emisí z mobilních zdrojů.

Základní závazek vyplývající z „Protokolu o snižování emisí oxidů dusíku“ byl snížení emisí ke konci roku 1994 na úroveň nižší než emise v roce 1987 (816 tisíc tun NO_x). Tento závazek byl splněn, přetrvávající produkce nad 200 tisíc tun ročně je však stále významnou zátěží, projevující se zejména vysokými depozicemi v některých regionech (viz níže).

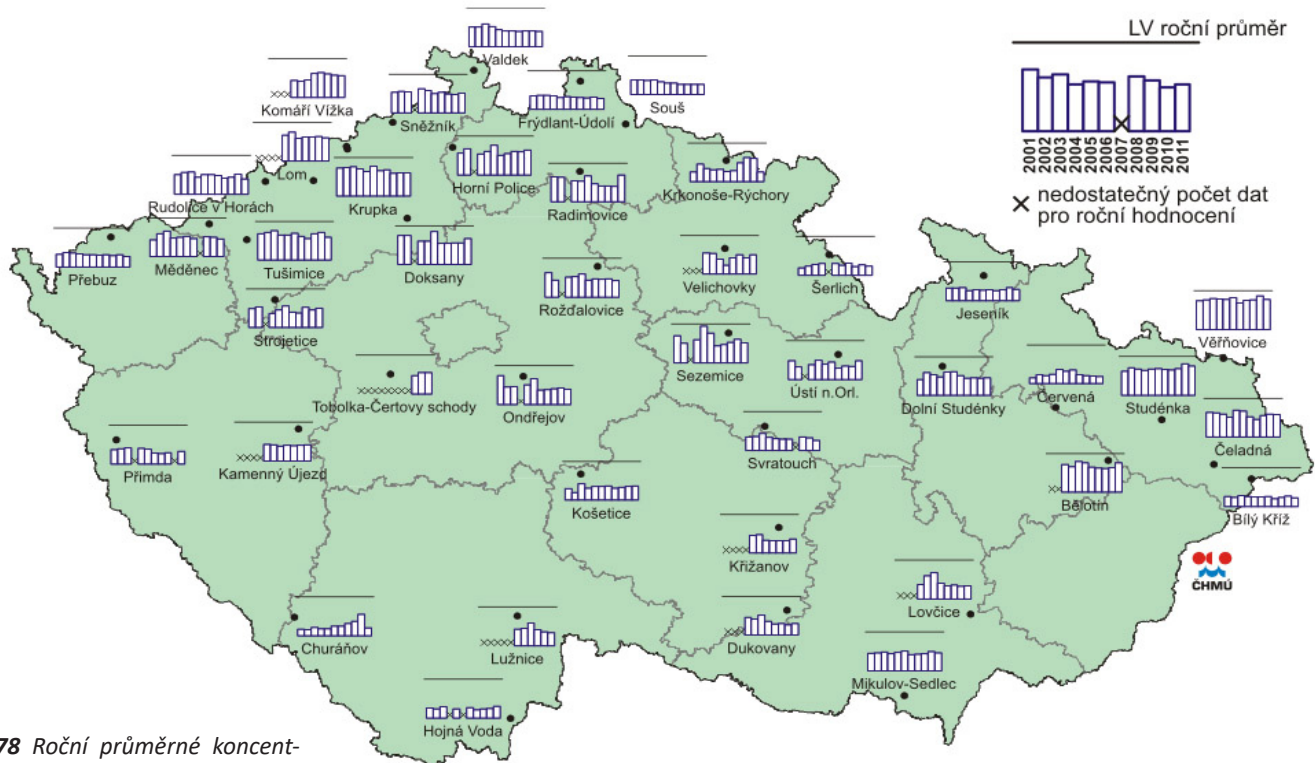


Fig. 78 Roční průměrné koncentrace NO_x a NO₂ na vybraných venkovských stanicích – 2001–2011. Zdroj: ČHMÚ.

Imise síry a dusíku

Vývoj imisní úrovně a atmosférických depozic kopíruje vývoj emisí. Koncentrace SO₂ v ovzduší poklesly ve všech regionech, nejvýrazněji pak v severozápadních a středních Čechách. Po roce 2000 pak jen výjimečně docházelo k překračování platných imisních limitů (LV) pro ochranu ekosystémů vegetace (dle směrnice EU 2008/50/EC) – platný imisní limit je pro SO₂ 20 μg.m⁻³, doba průměrování rok a zimní období (1. 10.–31. 3.). K překračování docházelo zejména v zimním období v severozápadních Čechách a ve Slezsku (Fig. 76) a to na stanicích Krupka (2001/02, 2005/06), Komáří Vížka (2001/02, 2002/03, 2003/04, 2004/05, 2006/07, 2010/11) a Věřňovice (2001/02, 2002/03, 2003/04, 2005/06).

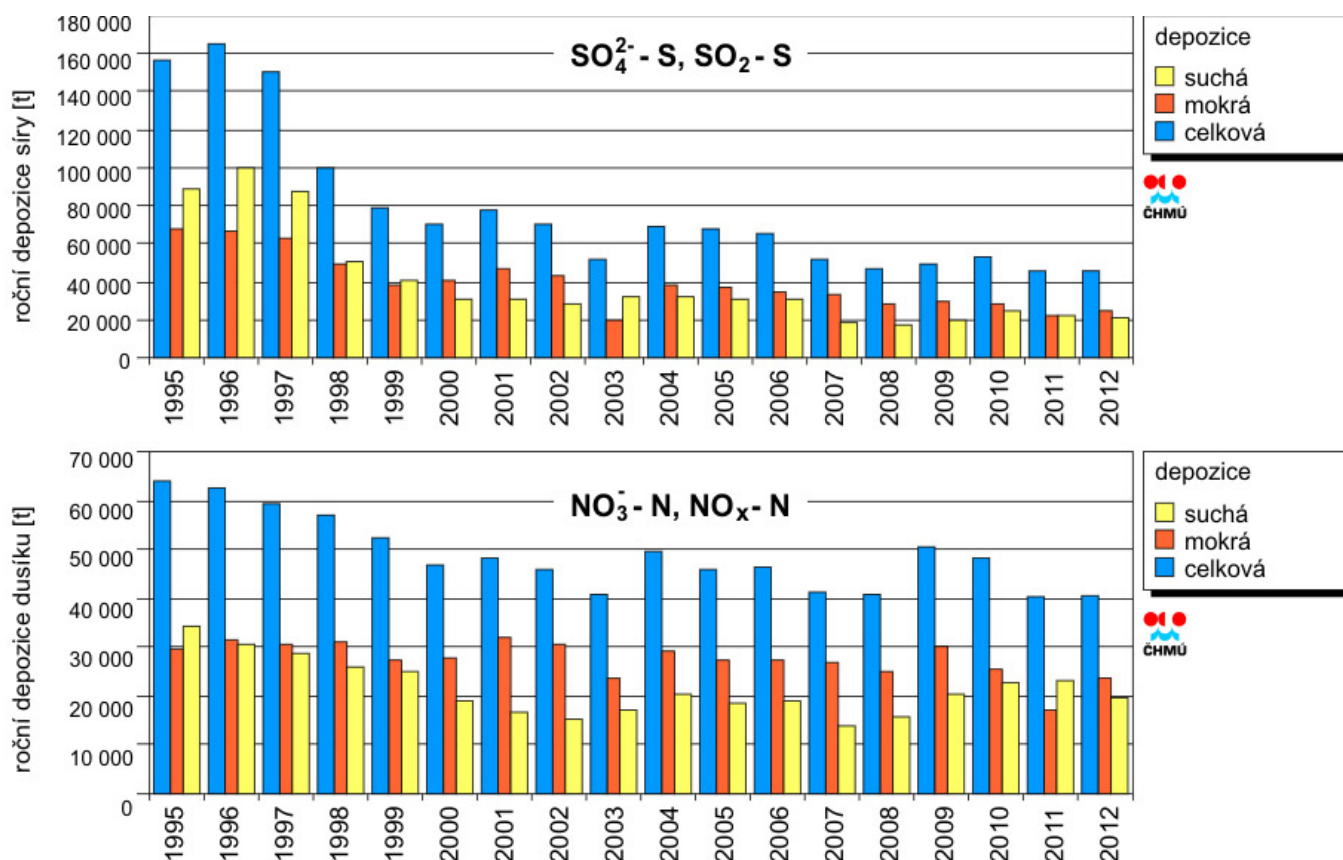
U NO_x zůstává vysoká zátěž zejména v oblastech větších sídel a silničních tahů, kde dochází k překračování imisního limitu (LV) pro ochranu ekosystémů vegetace (Fig. 77) – platný imisní limit je pro NO_x 30 μg.m⁻³, doba průměrování kalendářní rok. Na venkovských stanicích po roce 2000 k překračování imisního limitu nedocházelo (Fig. 78).

Přestože došlo k významnému poklesu vstupů vzdušných polutantů do ovzduší, zůstávají atmosférické depozice síry a zejména dusíku v řadě regionů ČR na úrovních, které mají negativní dopady na lesní ekosystémy a jejich prostředí. Vývoj roční depozice hlavních složek (S, N, H⁺, Pb, Cd) vykazuje po zřetelném poklesu mokré depozice některých složek (převážně síranů, vodíkových iontů a olovnatých iontů) ve druhé polovině devadesátých let od roku 2000 víceméně stagnující stav.

Mokrá depozice síry poklesla po roce 1997 pod hodnotu 50 000 t a dále klesala až do roku 1999 (Fig. 79). V letech 1999–2005 hodnoty zůstávaly víceméně na úrovni roku 1999 s výjimkou nižších depozic v roce 2003, kdy byl výrazně podnormální srážkový úhrn. Od roku 2005 pokračoval sestupný trend. Nejvyšších hodnot mokré depozice síry bylo dosahováno v severních horských oblastech (Jizerské hory, Krkonoše, Hrubý Jeseník a Moravskoslezské Beskydy). **Suchá depozice síry** setrvale klesala od roku 1996 do roku 2000. Od roku 2000 již pole depozice zůstávalo na podobné úrovni, a to v souladu s úrovní koncentrace oxidu siřičitého v přízemní atmosféře, výkyvy viditelné na Fig. 79 (např. 2007) jsou způsobeny snížením imisních koncentrací vlivem příznivějších meteorologických a rozptylových podmínek v daných letech.

Atmosférické depozice

Atmosférická depozice = přenos látek z atmosféry k zemskému povrchu vyjádřený jako hmotnost sledované látky na jednotku plochy za určitý čas. **Mokrá depozice** = přenášená atmosférickými srážkami; **suchá depozice** = tvořená sedimentací částic atmosférického prachu a impakcí plynných polutantů. Hlavní složkou mokré depozice jsou sulfáty a nitráty.



Podkorunová depozice síry dosahovala ve většině let maximálních hodnot v Krušných horách. I na některých dalších územích našich hor jsou dlouhodobě hodnoty podkorunové depozice vyšší než hodnoty celkové depozice síry stanovené součtem mokré (pouze vertikální) a suché depozice z SO₂. Nárůst lze přičíst příspěvku depozice z mlhy, nízké oblačnosti a námraz, tj. horizontální depozici, která není vzhledem k neurčitostem do celkové depozice zahrnuta.

Fig. 79 Vývoj roční depozice síry (SO₄²⁻-S, SO₂-S) a oxidovaných forem dusíku (NO₃⁻-N, NO_x-N) na plochu České republiky, 1996–2012. Zdroj: ČHMÚ.

Podkorunové depozice (tj. vstupující do půdy) se navíc výrazně liší v porostech s různou dřevinnou skladbou. V případě smrkového lesa je cca trojnásobná ve srovnání s lesem bukovým ve stejných klimatických, atmosférických a stanovištních podmínkách. Pokud by stejná oblast byla bezlesá, depozice by byla pouze zhruba čtvrtinová v porovnání se smrkovým lesem anebo zhruba poloviční v porovnání s bukovými porosty (na základě údajů z povodí Jezeří v Krušných horách z poloviny devadesátých let dvacátého století, viz HRUŠKA, KROPÁČEK 2005).

Mokré depozice oxidovaných forem dusíku (N/NO_3^-), redukovaných forem (N/NH_4^+) i celkové depozice dusíku vykazovaly pokles do roku 2000 (Fig. 79), po tomto roce jsou bez zřejmého trendu, s meziročními výkyvy danými zejména klimatickými podmínkami. Vysoké hodnoty dusíkatých depozic byly zjišťovány především v Orlických horách, Jizerských horách, v Hrubém Jeseníku, na Šumavě a v Moravskoslezských Beskydech.

Další zdroje kyselin

S atmosférickou depozicí na zemský povrch nedopadá jen kyselina sírová a dusičná, ale především jejich soli. Nejdůležitější z nich je **síran a dusičnan amonný**. Obě tyto soli vznikají reakcí kyselin s plynným amoniakem (NH_3). Protože je NH_3 schopen vázat H^+ tím, že se společně mění na amonný ion (NH_4^+), jeho přítomnost v atmosféře významně snižuje kyselost srážek. V jeho nepřítomnosti by pH srážek v České republice pokleslo z hodnot 4,3 – 4,5 na přibližně 3,9. Po dopadu na zemský povrch však NH_4^+ významně přispívá k okyselení půd a vody. Za zdánlivým rozporem, tj. že **sníží kyselost srážek a zároveň okyseluje půdu**, stojí komplex biochemických přeměn NH_4^+ . NH_4^+ je důležitou živinou pro řasy a rostliny (asimilace) a zároveň je základním zdrojem pro řadu bakterií, které využívají oxidaci NH_4^+ na dusičnany jako zdroj energie (nitrifikace). Při asimilaci odčerpává vegetace z půdních roztoků ionty NH_4^+ , které zabudovává do nové biomasy, a nahrazuje je ionty H^+ v poměru 1:1. V případě nitrifikace se za každý spotřebovaný ion NH_4^+ do prostředí uvolňují dokonce 2 H^+ ionty. Tyto H^+ mají původ ve fyziologických pochodech rostlin a mikroorganismů a uvolňují se za téměř všech podmínek. Okyselení půd je tedy možno způsobit například také nadměrným hnojením dusíkatými hnojivy. Biologická spotřeba NH_4^+ je zdrojem 1–2 iontů H^+ na každý spotřebovaný atom N a přispívá tak k acidifikaci prostředí více, než kdyby na zemský povrch padal N pouze ve formě kyseliny dusičné (HNO_3), nesoucí pouze 1 H^+ na 1 atom N. Díky schopnostem půd zadržovat NH_4^+ adsorpcí je téměř veškerý NH_4^+ ze srážek rychle zadržen a postupně využit biomasou za uvolnění H^+ . Atmosférická depozice NH_4^+ (plus hnojení minerálními amonnými hnojivy, viz níže) tak významně přispívá k okyselování půd (HRUŠKA, KROPÁČEK 2005).

Hlavním zdrojem NH_3 je rozklad organických dusíkatých látek. Většina emisí NH_3 (80–90 %) pochází ze zemědělské činnosti. Největším zdrojem amoniaku je chov skotu, od šedesátých let dvacátého století se významně uplatňuje také hnojení zemědělské půdy. Další zdroje jako například odpadní vody, divoká a domácí zvířata, průmyslová výroba hnojiv a amoniaku a spalování fosilních paliv se na produkci NH_3 dohromady podílí méně než 20 %. Přírodní zdroje NH_3 v Evropě nyní představují výrazně méně než 10 % jeho antropogenní produkce (HRUŠKA, KROPÁČEK 2005).

Registr znečišťování

Informace o emisích, imisích a depozicích lze získat jedním z různých přehledů zaměřených úzce na ovzduší (především z ročenek „Znečištění ovzduší na území ČR“ vydávaných ČHMÚ – www.chmi.cz) nebo šířeji na ŽP (viz kapitola 3.3.2), jednak pro emise detailně z registrů znečišťování. V souladu s legislativou platnou od roku 2002 (zákon č. 86/2002 Sb., zákon č. 201/2012 Sb. a navazující právní předpisy) jsou zdroje znečišťování ovzduší rozděleny pro potřeby emisní bilance do jednotlivých kategorií. Podle tohoto rozdělení jsou v rámci **Informačního systému kvality ovzduší (ISKO)** provozovaného ČHMÚ zavedeny databáze **Registru emisí a zdrojů znečišťování ovzduší**

(REZZO), které slouží k archivaci a prezentaci údajů o stacionárních a mobilních zdrojích znečišťování ovzduší. REZZO je součástí **Integrovaného registru znečišťování** (<http://www.irz.cz>) – v souladu se zákonem č. 25/2008 Sb., o Integrovaném registru znečišťování (IRZ) a Integrovaném systému plnění ohlašovacích povinností v oblasti životního prostředí. Údaje v IRZ jsou veřejně dostupné.

Zvláště velké, velké a střední zdroje znečišťování ovzduší jsou sledovány jako bodové zdroje jednotlivě, malé zdroje plošně na úrovni krajů a obcí (pouze vytápění domácností), mobilní zdroje liniově (silniční doprava na úsecích zahrnutých do sčítání dopravy) a plošně na úrovni krajů (ostatní mobilní zdroje). Rozdělení zdrojů a jejich registrů:

- I. Zvláště velké a velké zdroje – REZZO 1
- II. Střední zdroje – REZZO 2
- III. Malé zdroje – REZZO 3
- IV. Mobilní zdroje – REZZO 4

4.1.2 Působení polutantů na dřeviny, jejich společenstva a lesní ekosystémy

Látky znečišťující ovzduší mohou na rostliny působit **přímo**, a to akutně, chronicky či skrytě (podrobně níže) a **nepřímo**. Obojí účinky se mohou kombinovat – např. k narušení výživy může docházet kombinací přímého působení a nepřímého působení přes půdu (změny poměrů Bc/Al a C/N, viz níže). Účinky zprostředkované půdou jsou nejčastějším nepřímým působením na rostliny. Dále lze účinky dělit na **primární** (látka přímo působí na zdravotní stav, vitalitu či fyziologické projevy rostliny), **sekundární** (například změna výskytu patogenních organismů, narušení mykorhiz, či zpoždění lignifikace s následným poškozením mrazem) a **terciární** (například odezvy na změny struktury společenstva, snížení genetické diversity atd.).

Akutní poškození vzniká při absorpci takového množství škodliviny, která má pro pletiva smrtící účinek, jeho příznaky jsou popsány níže. **Chronické poškození** je způsobeno absorpcí dávky nižší, než je limit pro akutní poškození, nebo dlouhodobým působením nízkých dávek. Projevuje se žloutnutím, které může postupovat přes světlá listová, dokud není zničena většina chlorofylu a karotenoidů a dokud intravenózní části listů nejsou téměř bílé. Dochází k výraznému oslabení stromu. Při **skrytém (fyziologickém, latentním) poškození** je pozměněna fyziologická aktivita bez zjevných vnějších symptomů. Jde o poruchy, které mohou ovlivnit zejména růst, tyto poruchy nejsou patrné pouhým okem a jsou přítomny tam, kde dlouhodobě působí koncentrace škodlivin nižší než vyvolávají viditelné poškození. Změny jsou pozorovatelné na mikroúrovni – například úbytek fotosyntetických pletiv v důsledku chlorotických a nekrotických poranění. Růstová aktivita klesá vlivem rozvrácení buněčné struktury a aktivity.

Většina látek znečišťujících ovzduší snižuje fotosyntetickou aktivitu, a to přímo nebo nepřímo vlivem úbytku fotosyntetického pletiva (chlorózy, nekrózy atd.) a poškozením stomatální činnosti. V konečném efektu působí imise negativně na vitalitu a celkový růst rostliny. Možné dopady na klíčové životní projevy rostlin či na jejich průvodní jevy uvádí následující přehled (dle TAYLOR 1978; KOZLOWSKI 1980 a dalších zdrojů).

Vliv na jednotlivé aktivity a procesy

V oblasti vlivu na růst výhonů může jít o:

- redukci listové plochy;
- inhibici tvorby listu;
- zastavení rozvoje listu;
- urychlení opadu listů;
- inhibici počtu i velikosti buněk listových pletiv.

V oblasti vlivu na kambiální aktivitu může jít o:

- redukci radiálního přírůstu dřevin;
- tvorbu kratších a užších tracheid, cév;
- menší počet tracheid, cév.

V oblasti vlivu na růst kořenů může jít o:

- nižší alokaci asimilátů v kořenech;
- pokles poměru nadzemní části rostliny a kořenů;
- zvýšení úmrtnosti kořenů;
- redukci mykorrhiz;
- pokles tolerance k suchu.

V oblasti vlivu na růst reprodukčních orgánů může jít o:

- negativní vlivy na kvetení;
- snížení kvality a množství plodů;
- pokles množství hormonálních růstových látek;
- přímé poškození reprodukčních orgánů;
- nižší klíčivost.

V oblasti vlivu na fyziologické procesy (kromě vyvolání nerovnováhy živin) některé škodliviny:

- mají inhibiční vliv na syntézu chlorofylu, mohou způsobit oxidaci chlorofylu;
- mají inhibiční vliv na fotosyntézu;
- mění průchodnost stomat či jejich odolnost;
- mění permeabilitu buněčných membrán a turgor;
- mění množství a typy zásobních karbohydrátů a proteinů;
- mění aktivitu enzymů (například inhibice enzymu Rubisco a tak i vliv na fixaci molekul CO_2 do metabolismu fotosyntézy).

Symptomy akutního poškození SO_2 , NO_x a také HF a HCl jsou nespecifické a pro všechny tyto látky velmi podobné. U jehličnanů jde zejména o žloutnutí přecházející v žlutohnědé až červenohnědé zbarvení postupující od špiček jehlic a od nejmladších ročníků jehlic, dále o nekrotické skvrny a proužky na jehlicích – často jsou nekrózy ostře ohraničené a o opadávání jehlic. U listnáčů se zpravidla nejdříve projeví žloutnutí a zasychání okrajů listů a mezižeburní listové plochy, později zasychání a zesvětlení přechází u řady druhů dřevin v bílou barvu, u jiných naopak v hnědou či hnědočervenou, barevné změny mohou postupovat od okraje listů rovnoměrně nebo je postup rychlejší interkostálními poli (kolem žilek zůstává list dlouho zelený), může také docházet k svinutí okrajů listů či vyboulení částí interkostálních polí.

Údaje o fytotoxicitě jednotlivých polutantů se v literatuře věnované působení imisí znatelně liší, konečný efekt záleží totiž do značné míry na predispozici dřevin, na chodu klimatických charakteristik i na dalších vlastnostech prostředí. Kritické jsou například situace s vlhkým mrazem – v zimě 1977/1978 došlo během jedné noci k prudkému poklesu teplot a současně k výraznému nárůstu koncentrací SO_2 , jehož následkem bylo akutní poškození a následné odumření přibližně tisíce hektarů lesa v Krušných horách.

PELZ (1964) uvádí fytotoxicitu 5 ppm u sirovodíku, 10 ppm pro amoniak, 1 ppm

Symptomy poškození

Halogenové sloučeniny (HF, HCl) jsou do ovzduší uvolňovány při metalurgických procesech (hliníkárně), vznikají při výrobě fosforečných hnojiv, při haváriích v chemickém průmyslu. Imise nejsou obecně vysoké, lokálně ovšem může dojít k úniku větších množství vedoucích k poškození vegetace.

Fytotoxicita

pro chlór a SO_2 . SCHWERDTFEGER (1970) uvádí jako škodlivé koncentrace (při dlouhodobém působení) $0,01 \text{ mg}\cdot\text{m}^{-3}$ pro fluor, $0,4 \text{ mg}\cdot\text{m}^{-3}$ pro SO_2 a $1\text{--}4 \text{ mg}\cdot\text{m}^{-3}$ pro chlór. MATERNA (1973) uvádí že, při působení SO_2 se první příznaky poškození dřevin objevují při působení koncentrace $0,015 \text{ mg}\cdot\text{m}^{-3}$, při dlouhodobém působení pak již při koncentraci $0,07 \text{ mg}\cdot\text{m}^{-3}$ může docházet k odumírání dřevin. V novější literatuře se u SO_2 za fytotoxické při dlouhodobé působení považují koncentrace na úrovni setin ppm, respektive setin $\text{mg}\cdot\text{m}^{-3}$.

ppm („parts per milion“) tzn. částice na milion = poměr počtu molekul plynu a celkového počtu molekul suchého vzduchu.



Fig. 80 Symptomy poškození SO_2 , Krušné hory 1995. Foto: R. Mrkva.

Mechanismy odolnosti vůči působení vzdušných polutantů jsou založeny na vyhýbání se stresu (vyhnutí se absorpci škodliviny) i na jeho biochemické toleranci (rezistence ke škodlivému účinku). Při vyhýbání se stresu jde zejména o mechanismy zabraňující průniku polutantů do listů a jehlic. Relativně odolné tak mohou být dřeviny s výraznými chlupy na listech, jako jsou například růže svraskalá (*Rosa rugosa*) či kalina tušalaj (*Viburnum lantana*), dřeviny s voskovými povlaky na listech či jehlicích jako je například smrk pichlavý (*Picea pungens*) a dřeviny s tuhými, kožovitými listy jako má například hlohyně šarlatová (*Pyracantha coccinea*). Tolerance stresu zahrnuje zejména mechanismy opravných a kompenzačních procesů, například nahrazování poškozených výhonů tvorbou sekundárních výhonů. Obecně jsou odolnější mladší dřeviny – mají větší schopnost regenerace, větší adaptabilitu.

Pokud je znečišťující látka absorbována, určují odezvu listu dva základní faktory – vnitřní úroveň koncentrace znečišťující látky a biochemická úroveň prahu tolerance k této látce (nebo k jejím škodlivým odvozeninám). Pokud vnitřní koncentrace překračuje práh tolerance, dojde k trvalému poškození listu („plastic strain“ v pojetí LEVITTA 1972, viz kapitola 1.1.1). „Elastic strain“, tj. fyziologická poškození vznikající při nižších koncentracích jsou vratná, nicméně, je-li fyziologické poškození chronické, může vyvrcholit trvalým nevratným poškozením (TAYLOR 1978). Z vnitřních

Odolnost a
citlivost dřevin

mechanismů bude hrát pro toleranci dané látky podstatnou roli to, zda dochází k její přeměně na méně toxické substance nebo k jejímu rozředění a následné rychlé redistribuci v rostlinném těle.

Z našich domácích rodů či druhů dřevin jsou za relativně odolné dřeviny považovány zejména listnáče – některé druhy z rodů javor (*Acer* spp.), vrba (*Salix* spp.), topol (*Populus* spp., zejména *Populus × canadensis*) či olše (*Alnus* spp.); z jehličnanů pak jalovce (*Juniperus* spp.) a tis červený (*Taxus baccata*). Z introdukovaných dřevin u nás vysazovaných v okrasných výsadbách či v náhradních porostech na územích poškozených imisemi lze za odolné či odolnější považovat smrk pichlavý (*Picea pungens*), smrk omorika (*Picea omorika*), borovici černou (*Pinus nigra*), dub červený (*Quercus rubra*) či některé zástupce rodu zerav (*Thuja* spp.).

Naopak za velmi citlivé jsou považovány naše hlavní jehličnaté dřeviny, tj. smrk ztepilý (*Picea abies*), borovice lesní (*Pinus sylvestris*) a jedle bělokora (*Abies alba*), z běžnějších introdukovaných jehličnanů pak douglaska tisolistá (*Pseudotsuga menziesii*). Z našich listnáčů patří mezi citlivé jasaný (*Fraxinus* spp.). Lípy (*Tilia* spp.), duby (*Quercus* spp.), habr (*Carpinus betulus*) či buk lesní (*Fagus sylvatica*) lze považovat za středně citlivé dřeviny.

U některých dřevin se různé literární prameny v údajích o jejich citlivosti/odolnosti neshodují, například břízy (*Betula* spp.) jsou obvykle považovány za odolné působení SO_2 (např. STOLINA et al. 1985), DAVIS a GERHOLD (1976) je však naopak jmenují mezi dřevinami citlivými, zpochybňují také vysokou odolnost borovice černé (*Pinus nigra*) – řadí ji mezi středně tolerantní, za tolerantní považují naopak lípu srdčitou (*Tilia cordata*) atd. Rozdíly mohou být dány různými daty, z kterých jednotlivé přehledy druhů vycházely – například mohou být způsobeny rozdíly mezi stomatalní a nestomatalní složkami tolerance nebo rozdíly mezi jednotlivými genotypy. A samozřejmě mohou existovat také jiné významné skupinové či individuální rozdíly v odolnosti. U smrku ztepilého (*Picea abies*) byly například zjištěny významné rozdíly v schopnosti fixovat síru mezi znečištění snášejícími klony a klony citlivými na znečištění (BRAUN 1977), u roubovanců borovice vejmutovky (*Pinus strobus*) byly zjištěny obdobné rozdíly (ROBERTS 1976) – obojí dokládá význam nestomatalní složky tolerance SO_2 .

Informace o nejzávažnějších přímých škodách na lesních porostech na našem území lze získat z výkazů imisních nahodilých těžeb (viz kapitola 3.3.1). Největší imisní nahodilé těžby byly v první polovině osmdesátých let minulého století, kdy se pohybovaly kolem 1 miliónu m^3 . Na konci osmdesátých let a začátku devadesátých znatelně poklesly, k mírnému navýšení pak naposledy došlo v suchem ovlivněném období let 1994–1996, kdy vystoupaly na hodnoty přes 300 tisíc m^3 . Posledních deset let se pak roční nahodilé imisní těžby pohybuji cca mezi 20 až 40 tisíci m^3 .

Věrohodnost dat imisních nahodilých těžeb je problematická a to zejména právě v období po výrazném poklesu emisí v první polovině devadesátých let. V situaci, kdy lze předpokládat, že téměř nedochází k akutnímu poškození dřevin, je obtížné či nemožné stanovit imise jako jedinou či dominantní příčinu úhynu stromu. Pokud k odumření dojde vlivem synergického chronického působení více faktorů (například kumulativní vliv depozic a klimatických extrémů), pak je přinejmenším diskutabilní, zda lze tyto nahodilé těžby označit za těžby imisní (viz též náhrady škod níže). Lze se domnívat, že při stejné či obdobné situaci kombinované chronické zátěže jsou takto vzniklé těžby jednou řazeny do těžeb imisních a jindy pak do ostatních nebo dokonce živelných nahodilých těžeb. Pokud bychom chtěli vyčíslit, u jakého množství nahodilých těžeb jsou imise jedním z faktorů, proč k těžbě došlo, pak by šlo pravděpodobně o objemy výrazně vyšší, než jsou v současnosti vykazovány imisní těžby. Pokud

bychom však chtěli vyčíslit těžby, kde imise byly jediným či jednoznačně vůdčím faktorem odumírání, pak půjde pravděpodobně o objemy nižší než vykazované, pokud v současnosti vůbec v ČR najdeme těžby, které by tento charakter měly.

Znečištěním ovzduší jsou pochopitelně ovlivněny nejen lesní dřeviny, ale také další organismy. Presence či absence citlivých druhů či druhová skladba některých synuzií mohou být využity pro bioindikaci míry znečištění ovzduší v konkrétních lokalitách (porostech), respektive **pro indikaci míry dlouhodobé či střednědobé zátěže těchto lokalit imisemi**. Nevýhodou bioindikačních metod je, že neposkytují přesná data o znečištění, výhodou je možnost retrospektivního (do určité míry) zjištění zátěže, jednoduchost realizace bez použití technických zařízení a snadná opakovatelnost umožňující zachytit trendy.

Nejčastěji používanou skupinou pro bioindikaci znečištění ovzduší v lesích jsou lišejníky. Jde totiž o organismy, které jsou na jednu stranu odolné vůči přírodním extrémům, na druhou stranu je velká část z nich velmi citlivá k znečištění ovzduší. Tato senzitivita je dána zejména stavbou stélky, která není kryta žádnými ochrannými strukturami; dalšími charakteristickými vlastnostmi, které jsou důvodem vhodnosti použití lišejníků jako bioindikátorů, je jejich pomalý růst a dlouhověkost. První studie o citlivosti lišejníků na změny prostředí a možnosti jejich použití jako bioindikátorů pochází již z šedesátých let devatenáctého století (NYLANDER 1866), první metodiky využívající lišejníků pro bioindikaci znečištění ovzduší byly aplikovány v šedesátých a sedmdesátých letech ve Velké Británii (např. HAWKSWORTH, ROSE 1970; FERRY et al. 1973; ROSE, HAWKSWORTH 1981) a v Kanadě (LE BLANC, DE SLOOVER 1970), u nás byly použity v územích se silným znečištěním jako je okolí Poštorné – emise ze závodu Fosfa (MRKVA 1992 – studie z let 1968–1971), Krkonoše (ANDĚL 2000, viz BOX) i v územích relativně čistých jako je Šumava (DĚTINSKÝ 1996).

Mezi **citlivé druhy lišejníků** patří například větvičník slívový (*Evernia prunastri*), větvičník článkovaný (*Evernia divaricata*), důlkatec plicní (*Lobaria pulmonaria*), některé druhy terčovek – rod *Parmelia* či terčovka nepovšimnutá (*Parmeliopsis hyperopta*), většina druhů provazovek (rod *Usnea*) a vousatců (rod *Bryoria*), terčovka otrubičnatá (*Pseudevernia furfuracea*), rožďovka pomoučená (*Ramalina farinacea*), *Teloschistes flavicans* či pukléřka sosnová (*Vulpicida pinastri*). Naopak mezi **odolné druhy lišejníků** dosahující ve znečištěných oblastech eudominance či dominance patří misnička práškovitá (*Lecanora conizaeoides*), misnička roztroušená (*Lecanora dispersa*), misnička proměnlivá (*Lecanora varia*), hůlkovka vápencomilná (*Lecania /Lecanora/ erysibe*) či svičnicek zlatý (*Candelariella aurella*).

BIOINDIKACE IMISNÍ ZÁTĚŽE V KRKONOŠSKÉM NÁRODNÍM PARKU (ANDĚL 2000)

Bioindikace byla prováděna v období 1978–1997. Pro celkové vyhodnocení terénních údajů byla použita metoda stanovení lišejníkových indikačních kapacit (C). Použito bylo deset druhů, respektive skupin druhů s různou citlivostí (čím vyšší číslo indexu, tím vyšší citlivost): *Hypogymnia physodes* (index citlivosti q=2), *Parmeliopsis ambigua* a *Parmelia saxatilis* (q=3), *Pseudevernia furfuracea* (q=4), *Platismatia glauca* a *Cetraria chlorophylla* (q=5), *Parmeliopsis hyperopta* a *Cetraria (Vulpicida) pinastri* (q=6), *Bryoria* sp. a *Usnea* sp. (q=8).

Již na počátku výzkumu (konec sedmdesátých let) byla lišejníková vegetace značně ochuzena, především v západních Krkonoších a na Rýchorách. To dokládá, že ústup lišejníků pod vlivem imisí zde probíhal již řadu desetiletí, i když patrně s menší dynamikou. Naproti tomu lokalita Slunečné údolí východně od Sněžky byla ještě na začátku osmdesátých let ve stavu dosti zachovalém a počet indikačních druhů se blížil teoretickému stavu. Vliv imisní zátěže zde byl patrný pouze na úrovni snížené abundance a vitality. V průběhu let 1992–1997 se ústup lišejníků zpomalil a docházelo k celkovému vyrovnávání imisní zátěže na celém území KRNP – tj. k zhoršování situace na lokalitách dříve považovaných za čisté (Slunečné údolí) a zastavení ústupu lišejníků na lokalitách nejvíce znečištěných.

Citlivé na imise jsou také některé druhy mechorostů, i zde jsou důvody převážně morfologické – mechorosty mají relativně velký povrch stélek, mají většinou jen málo vodoodpudivou kutikulu a schází jim regulační mechanismy, jako je u dřevin například otevírání a zavírání průduchů. Mezi citlivé patří obecně zejména epifytické druhy, konkrétně například zástupci čeledí šurkpotvaré (*Orthotrichaceae*), *Lejeuneaceae* či *Jubulaceae*.

Zdroje acidifikace půd

Hlavním nepřímým vlivem imisí na dřeviny je působení prostřednictvím změn půdního prostředí – **depozice se spolupodílí na acidifikaci a nutriční degradaci půd**. V podmínkách střední Evropy dochází k acidifikaci půd z různých důvodů (viz níže), včetně přirozených, depozice síry a dusíky jsou však v řadě regionů nejvýznamnějším faktorem. Konečným důsledkem acidifikace je zejména vyplavování bazických kationtů živin, respektive solí organických kyselin, v kterých jsou tyto kationty působením kyselin poutány.

Obecně lze konstatovat, že proces acidifikace je vždy důsledkem tvorby kyselin v půdě, nebo jejich přísunu z vnějšího prostředí. Zdroje acidifikace mohou být následující (HRUŠKA, CIENCIALA 2001 podle VAN BREEMEN 1992 a BINKLEY et al. 1989):

Neutralizační kapacita (NC) je definována jako schopnost vázat určité látkové množství kyseliny – **kyselinová neutralizační kapacita** („acid neutralizing capacity“ **ANC**) nebo zásady – **zásadová neutralizační kapacita** („base neutralizing capacity“ **BNC**) potřebné pro dosažení zvolené hodnoty pH.

- 1) **přísun rozpuštěných silných kyselin a bází** – nastává působením atmosférické depozice HNO_3 , H_2SO_4 , a SO_2 ; dochází při něm ke snižování neutralizační kapacity půd (ANC/S/) a k vymývání kationtů (viz Fig. 81); ACN(S) se může snižovat dvěma způsoby – adsorpcí sulfátu či srážením bazických sulfátů železa a hliníku (ACN/S/ klesá v důsledku zvýšení obsahu SO_3) nebo uvolněním kationtů působením H_2SO_4 a jejich vymývání v podobě sulfátových solí (ACN/S/ klesá v důsledku s nížením obsahu bazických kationtů);
- 2) **interní produkce kyselin v půdě** – jsou při ní vytvářeny soli slabých organických kyselin a iontů Na, Ca, Mg, následně jsou tyto kationty vymývány, často jde o tvorbu silné HNO_3 nitrifikací organického dusíku, především v podmínkách, kde jsou nároky rostlin na dusík nižší než dostupnost dusíku, tj. zejména v lesních ekosystémech se zvýšenou depozicí dusíku;
- 3) **asimilace minerálů biotou** – rostliny odebírají z půdy více bazických než kyselých iontů, k acidifikaci tedy přirozeně dochází se zvyšující se zásobou biomasy (bazické ionty se hromadí v biomase), tj. během růstu porostu; za obvyklých situací je vzniklá nerovnováha v odběru iontů při rozpadu porostu a následné mineralizaci organické hmoty vyrovnána a dochází k obnově zásoby bazických iontů i ke snížení kyselosti půdy, pokud však dochází k odebírání biomasy z ekosystému (těžba dřeva, zpracování těžebních zbytků), pak není cyklus bazických kationtů uzavřen a půdní kyselost se trvale zvyšuje;
- 4) **procesy oxidace a redukce** – oxidace H_2S na SO_3 , FeO do podoby Fe_2O_3 , nebo NH_3 na N_2O_5 mohou měnit ANC(S); pokud nejsou vzniklé sloučeniny exportovány z ekosystému, pak je proces acidifikace vratný, často však vznikají produkty s různou mobilitou, což napomáhá vyplavování jen některých komponentů a tím ke vzniku nerovnováhy, kdy se proces acidifikace stává nevratný.

Posoudit vliv jednotlivých procesů v půdě na celkovou acidifikaci, stejně jako posoudit rozsah působení jednotlivých antropogenních, biotických i abiotických faktorů, které mohou k zvýšení acidity vést, je komplikované. Základní informace o vývoji lesních ekosystémů v čase může v tomto směru poskytnout dlouhodobé sledování bilance látek, zejména bilance protonů. Lze tak získat údaje na úrovni celého lesního ekosystému (zásoba – vstup – výstup látek) nebo povodí, které pak mohou být klíčové pro správné hodnocení stavu lesa a hodnocení jeho vývoje v čase. Bilance protonů

bývá zpravidla zjišťována na základě měření toků kationtů a aniontů (BREDEMEIER 1987 a ULRICH 1992 in HRUŠKA, CIENCIALA 2001). BREDEMEIER (1987 in HRUŠKA, CIENCIALA 2001) použil tento způsob pro kvantifikaci interní produkce protonů a pro zjištění, zda zvýšená depozice okyselujících látek může ovlivnit množství protonů produkovaných v ekosystému. V tomto případě jsou za interní procesy považovány nitrifikace, výměna kationtů a příjem iontů rostlinami. Při tomto přístupu musí být měřen vstup a výstup všech hlavních kationtů a aniontů. Rozdíl mezi jejich vstupem a výstupem dává informaci o změnách jejich zásoby v půdě. Rozdíly zjištěné mezi zásobou kationtů a aniontů na bázi ekvivalentů jsou chápány jako důsledek interní produkce H^+/OH^- . Nadbytek v zásobě aniontů indikuje vnitřní produkci protonů. Na druhé straně, nadbytek v zásobě kationtů ukazuje na alkalizaci půdy (MORAVČÍK, CIENCIALA in HRUŠKA, CIENCIALA 2001).

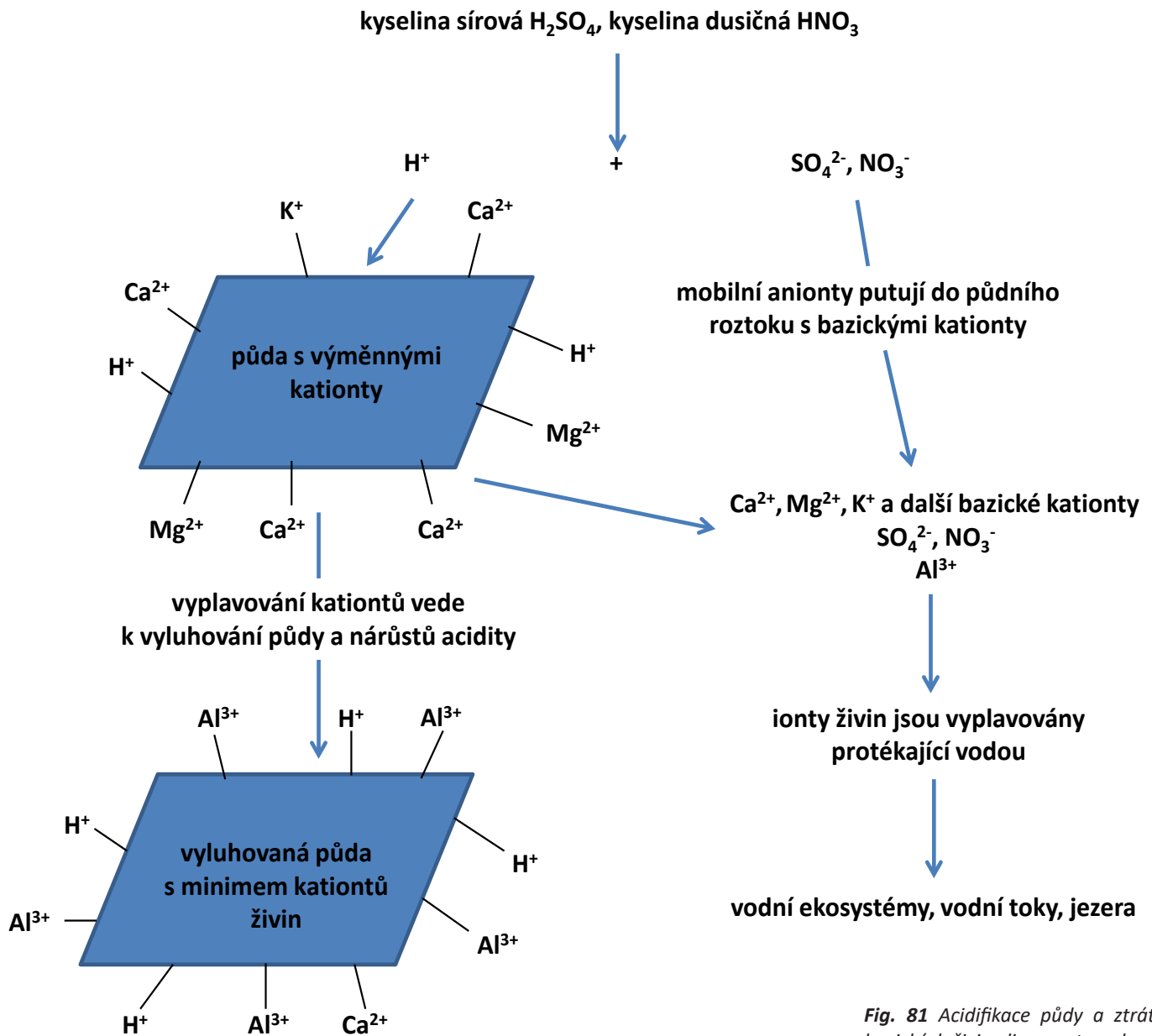


Fig. 81 Acidifikace půdy a ztráty bazických živin vlivem vstupu kyselin do půdy.

V dlouhodobém měřítku může mít významný vliv v procesu acidifikace způsob hospodaření, respektive dřevinná skladba porostů a hospodářský způsob, který je v porostech uplatňován. ***Při mechanicky opakovaně používaných holých sečích ve smrkových monokulturách dochází k akumulaci humusu, ke zpomalení koloběhu látek v ekosystému, k zrychlené acidifikaci půd, a konečně také ke změnám mezo-či mikroklimatu.*** Tento proces je označován pojmem ***borealizace***. V podmínkách Krkonoš vyčíslili podíl jednotlivých faktorů na celkové acidifikaci EMMER et al. (1998, 2000 in HRUŠKA, CIENCIALA 2001). Podle nich došlo vlivem borealizace ke snížení půdní kyselosti o 0,2–0,3 pH a snížení nasycení sorpčního komplexu bázemi až o 10 % ve srovnání s bukovými porosty rostoucími na srovnatelných lokalitách. Vliv kyselých depozic na změny půdní kyselosti byl odhadován na cca 1 pH. Zároveň byl hodnocen také potenciál vlivu pionýrských dřevin (bříza, jeřáb) na půdní chemismus. Z výsledků vyplývá, že pionýrské dřeviny mohou snížit půdní kyselost až o 1,3 pH a zvýšit koncentrace bazických kationtů třikrát až čtyřikrát.

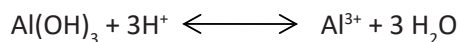
Vymývání bazických kationtů z půdního komplexu, pokles pH a následná mobilizace hliníku, který blokuje příjem nezbytných kationtů živin, jsou procesy, které významně mění vlastnosti půd, tj. podmínky pro růst rostlin. Přímý vliv toxického hliníku (viz níže) stejně jako nedostatek základních bazických živin (zejména Ca, Mg, K) jsou jednak významnou predispozicí dřevin, jednak mohou samy o sobě vést k chřadnutí a odumírání porostů.

Změna poměru hliníku a bazických kationtů v půdním roztoku (dále BC/Al) společně s přítomností volných aniontů hliníku jsou považovány za jednu z možných důležitých příčin poškození smrkových porostů v Evropě.

Při nízkém poměru BC/Al soutěží ionty hliníku (Al) úspěšně s kationty vápníku (Ca), hořčíku (Mg) a draslíku (K) na výměnných místech buněčných membrán kořenového apoplastu, kde porušují iontovou rovnováhu. Hliník brání aktivnímu transportu iontů přes buněčné membrány tím, že obsazuje místa, která jsou určena pro bivalentní nebo monovalentní ionty, které mají podobné sférické vlastnosti jako iontový hliník. Ten se zde usadí ve formě Al^{3+} , čímž je porušena elektrostatická rovnováha a membrána neplní svůj účel. Typicky dochází k významnému blokování příjmu Mg a dále pak k odumírání takto zasažených orgánů – zejména jemných kořenů – s následným špatným příjmem živin, vody a celkovým oslabením rostliny. Tento mechanismus je typický pro B-horizonty lesních půd (minimálně v celé střední Evropě a jižní Skandinávii). Dalším mechanismem, který může rostlinu poškodit, je blokování enzymů a následných reakcí katalyzovaných těmito enzymy. Hliník může zaujmout místa kovů, které jsou přirozenou součástí těchto enzymů. Tento mechanismus je ovšem typičtější pro jiné kovy, například pro kadmium, u hliníku se uplatňuje méně (HRUŠKA, CIENCIALA 2001).

V přírodních podmínkách je koncentrace iontového hliníku řízena rozpouštěním sekundárních jílových minerálů a amorfního hliníku v půdním prostředí. Nejdůležitější řídící veličinou je koncentrace H^+ v půdním roztoku. Snížování pH (nárůst H^+) je obvykle způsobeno vysokou kyselou atmosférickou depozicí a vyčerpáním mechanismů, které tomuto snížování brání. Samotné rozpouštění hliníku je jedním z nejdůležitějších pufracích mechanismů v půdním prostředí (viz BOX), který nastupuje po vyčerpání bazických kationtů z iontově-výměnného komplexu. Je nutno si uvědomit, že hliník je, z pohledu celkového složení, v půdě přítomen vždy (jedná se o prvek s druhou největší četností výskytu v zemské kůře). K jeho výraznějšímu rozpouštění však dochází až po příslušném snížení pH půdního prostředí. Sekundární jílové minerály jsou produktem chemického zvětrávání primárních minerálů, zejména živců, ale

i ostatních alumosilikátů. Protože v půdách je směs těchto sekundárních minerálů, je pro účely geochemických výpočtů používán jako modelový sekundární minerál gibsit – $\text{Al}(\text{OH})_3$, a pro různé půdní horizonty jsou mu určeny různé rovnovážné konstanty rozpouštění/srážení podle reakce:



Tato reakce závisí exponenciálně na pH a na vytvoření příslušné rovnováhy. Hlavní zdroje H^+ v půdách jsou ovšem dva. První z nich je přirozený – produkce organických kyselin (huminových kyselin a fulvokyselin) při rozkladu organické hmoty. Druhým, v současné době často dominujícím zdrojem, je kyselá atmosférická depozice. Oba zdroje je třeba v úvahách o acidifikaci a následném poškození půd velmi důsledně rozlišovat, zvláště hovoříme-li o takzvaných přirozeně kyselých stanovištích a jejich další acidifikaci (HRUŠKA, CIENCIALA 2001).

TLUMIVÁ (PUFRAČNÍ PÁSMA) PŮD (ULRICH 1983)

1. **Uhlíтанové pásmo** – v půdách s volným CaCO_3 a pH kolem 7; přisun H^+ se vyrovnává změnou CaCO_3 na $\text{Ca}(\text{HCO}_3)_2$, ten je vyplavován prosakující vodou, dochází k odvápnění půdy.
2. **Silikátové pásmo** – v půdách bez volného CaCO_3 při pH kolem 6,2; H^+ je vázán na uvolňované alkalické kationty (Ca, Mg, K) z půdních křemičtanů za vzniku druhotných jílových minerálů; při poklesu pH pod 5,5 může dojít k poruchám ve výživě rostlin; silikátové pásmo je ekologicky optimálním stavem pro lesní půdy.
3. **Výměnné pásmo** – při pH nižším než 5; kyseliny vstupující do půdy zvenčí uvolňují z jílových minerálů kationty Al^{3+} , které jsou slabě kyselé a toxické pro řadu rostlin i půdních živočichů; hlavní hospodářské dřeviny snášejí kyselé prostředí, proto jde ještě o ekologicky příznivé lesní půdy.
4. **Pásmo hliníku** – nastupuje při pH okolo 4,2 a kyseliny jsou v něm pufrovány uvolňováním Al^{3+} za přítomnosti $\text{Fe}(\text{OH})_3$ při vzniku organických komplexů; přibývá toxických látek, živiny jsou vyplavovány z dosahu kořenů, zastavuje se nitrifikace (oxidace čpavku na formy N využitelné rostlinami).
5. **Pásmo železa** – pH 3,8–3,0; působení kyselin je tlumeno rozpouštěním oxidů Fe, uvolňováním Fe^{3+} a jeho migrací v půdním profilu, vybělením půdy a destrukcí jílové frakce; živiny jsou vyplavovány, drasticky je omezen půdní život, hromadí se surový humus.

Ohroženy jsou zejména půdy v horských podmínkách, kde se rychlost zvětrávání bazických kationtů snižuje (Ca, Mg, Na, K) a neutralizační potenciál půd je tak malý. Vznikající huminové kyseliny a fulvokyseliny mají důležitou chemickou vlastnost – schopnost vázat Al a i ostatní kovy do organických komplexů. Ty však nejsou pro biotu toxické, protože velké molekuly těchto komplexů nejsou schopny obsazovat již shora zmíněná místa na buněčných membránách, reakce je sféricky bráněná. V takových podmínkách pak zůstávají poměry Bc/Al příznivé, i když je půda relativně kyselá a hliník je v ní přítomen. Dalším důležitým faktorem může být skutečnost, že tento mechanismus přirozeného okyselování běží již tisíce let a v kořenové zóně tak již může být zásoba mobilizovatelného Al částečně vyčerpána, nebo je prostě nedostupná, protože kořenová zóna není v dostatečném kontaktu s minerálním substrátem (půdy s mocnou rašelinnou vrstvou). Pak může být pH extrémně nízké (hodnoty pH půdních roztoků okolo 3,2–3,5, a výměnné pH půdy i pod hodnotou 3), ale toxicitu prostředí pro kořenový systém za daných podmínek nezpůsobí (HRUŠKA, CIENCIALA 2001).

Přistoupí-li ovšem k přirozené kyselosti půd ještě kyselost antropogenní, může se situace radikálně změnit. Postačí relativně velmi malá změna pH a podle shora uvedené rovnice rozpouštění gibsite se do půdního prostředí rozpustí značné množství iontového Al. Anorganické kyseliny způsobující antropogenní okyselení (H_2SO_4 a HNO_3) totiž nemají žádné komplexační schopnosti a hliník uvolňují v iontové, tedy

toxické formě. Při změně pH půdního roztoku z hodnoty 3,9 na 3,7 se zvýší koncentrace Al zhruba čtyřikrát. Pokud by zůstala koncentrace Bc stejná jako před poklesem pH, znamenalo by to i pokles poměru Bc/Al čtyřikrát a celý systém se ze situace, kdy půdní prostředí je kyselé ale netoxické, posune do situace, kdy je prostředí velmi podobně kyselé (z hlediska pH), z hlediska hliníkové toxicity se však dostalo na znatelně toxickejší úroveň (HRUŠKA, CIENCIALA 2001).

Přestože jsou mechanismy vzniku a působení hliníkových iontů detailně popsány řadou experimentů, je v mnohých případech komplikované doložit vliv na zdravotní stav, růst a vitalitu stromů přímo v porostech. Některé polní pokusy, které se působení hliníku na smrky či jiné dřeviny věnovaly, vedly k jen částečně úspěšným výsledkům. Byla například doložena kumulace hliníku v kořenech (např. HEIM et al. 1999, 2001), blokáce toku hořčíku (SCHIER 1985; DE WITT et al. 2000) či dalších živin – např. manganu či zinku (SCHIER 1985) v kořenové sféře hliníkem, ale nebyly zjištěny jednoznačné rozdíly ve zdravotním stavu stromů či růstu jejich nadzemní či podzemní části – např. SCHIER (1985) zjistil negativní vliv hliníku na prodlužovací růst kořenů, nikoliv však na jejich celkovou biomasu. Jedním z důvodů negativních či nejednoznačných závěrů může být krátká doba většiny těchto experimentů, pro pochopení vzájemných vztahů působících faktorů jsou však důležité zejména další dva důvody, které mohou vést k oslabení či naopak zesílení vlivu hliníku na rostliny.

Faktory ovlivňující toxicitu hliníku

Prvním z důležitých faktorů může být **zásobení rostlin vodou**. Pokusy SLUGEŇOVÉ et al. (2011) demonstrují výrazné rozdíly reakce u dobře vodou zásobených a suchem stresovaných stromů. U stromů s dostatkem dostupné vody nedošlo vlivem přítomnosti hliníku v půdě (aplikace roztoku $AlCl_3$ v koncentraci $1,500 \mu mol.l^{-1}$) ke změně v žádném ze sledovaných fyziologických parametrů. U stromů, které byly spolu s hliníkem zároveň stresovány suchem, byly zjištěny negativní změny fyziologických parametrů a to větší než při pouhém stresu suchem bez prezence hliníku – tyto výsledky ukazují na synergii působení obou stresorů.

Dalším důležitým faktorem ovlivňujícím dopady přítomnosti iontů hliníku v kořenové sféře na dřeviny, respektive na jejich kořeny, je **přítomnost a kvalita i kvantita mykorhiz**. Při pokusech HEIMA (2001) a HEIMA et al. (2003) bylo zjištěno, že se biomasa kořenů smrku ztepilého (*Picea abies*) významně snížila, pokud byly do půdy vpraveny vysoké koncentrace hliníku bez inokulace mykorhizních hub, zároveň se také navýšila absorpce hliníku. Inokulace kompenzovala snížení růstu kořenů, ale neredukovala absorpci hliníku.

Vše výše řečené dokládá, že negativní vliv hliníku, respektive nízkého poměru Bc/Al lze očekávat především na plochách s dlouhodobou stresovou zátěží, zejména je-li kombinována imisní zátěž a klimatické vlivy.

Biogeochemický model MAGIC (COSBY et al. 2001), kalibrovaný údaji ze současnosti a dlouhodobými trendy vývoje emisí a depozice, vypočetl, že poměr Bc/Al byl v polovině devatenáctého století roven zhruba 8. Od té doby Bc/Al klesal s postupující acidifikací a snižováním bazické saturace půd. Nejstrmější pokles byl zaznamenán v 50.–90. letech dvacátého století. **Pod kritickou hodnotu 1 se poměr Bc/Al se dostal v 70. letech, v minimu je v současné době, tedy více než 15 let po letech s nejvyššími depozicemi.** V budoucnosti lze očekávat zvýšení poměru, ovšem jen velmi pozvolné – pravděpodobně nedosáhne v příštích čtyřiceti letech zpět ani poměru 1 (HRUŠKA et al. 2009).

Vliv depozice dusíku na půdu a dřeviny

Dalším výrazným zásahem do půdního prostředí vedoucím ke změnám zásadně ovlivňujícím růst, vitalitu a zdravotní stav dřevin je vysoký vstup dusíku do půd. Klíčovou roli v půdních transformačních procesech vstupujícího dusíku má kromě

jeho množství také obsah uhlíku, respektive **poměr C/N**.

Za běžných podmínek většinu dusíku vstupujícího do ekosystému depozicemi nebo vytvářeného přímo v půdě (mineralizací organické hmoty) využije vegetace a mikroorganismy. Je-li poměr C/N vysoký, je vysoký podíl rozkladem uvolněného dusíku bezprostředně imobilizován dekompozitory a většina uhlíku uvolněna ve formě CO_2 do ovzduší. Vázání dusíku v organismech dekompozitorů omezuje množství dusíku dostupného pro dřeviny, které jsou tak nuceny dusík velmi efektivně využívat, včetně jeho přesunu z asimilačních orgánů před jejich opadem. To vše přispívá k udržování vysokého poměru C/N, a tak i rovnovážného stavu.

Pokud dojde k překročení retenční (saturační) kapacity půdy, je nadbytečný dusík z půdy vyplavován ve formě NO_3^- , spolu s ním mizí z půdy bazické kationty živin, zejména Ca^{2+} , Mg^{2+} , K^+ (více výše a Fig. 81). Z množství vyplavovaného NO_3^- tak lze odhadovat i úbytek bází. Retenční schopnosti lesních půd se v různých lesních ekosystémech výrazně liší, při stejných či srovnatelných depozicích může v některých lesích zůstat většina dusíku v půdě, v jiných může docházet k jeho **významnému vyplavování ve formě NO_3^-** (viz níže).

Dusík je základním stavebním prvkem bílkovin, jeho dostupnost proto logicky ovlivňuje tvorbu biomasy. Zpočátku vede zvýšení jeho množství v půdě k zvýšení produkce ekosystému, spolu s tím se však také mění druhové složení vegetace – přibývá rostlin náročnějších na spotřebu dusíku. Dlouhodobější přezásobením dusíkem může mít pak na dřeviny negativní dopady, které se projeví jak v růstu a zdravotním stavu, tak v hospodářských či technických ukazatelích. U smrku ztepilého (*Picea abies*) jsou negativními důsledky růstu v nadbytku dusíku například **vyšší náchylnost ke zlomům větrem, sněhem a námrazou** a **nižší kvalita dřeva** (důsledky příliš rychlého růstu). Rychlý růst dále **zvýšuje pravděpodobnost problémů s výživou** (disproporce mezi nadbytkem dusíku a nedostatkem bazických kationtů). Dalšími problémy jsou **pozdní vyžívání (lignifikace) letorostů** a následné **častější poškození mrazem** a celkově **vyšší náchylnost k houbovým patogenům či poškození některými hmyzími škůdci** (nárůst atraktivity díky vyššímu obsahu dusíku v pletivech), viz též BOX.

Vliv nadbytku dusíku na dřeviny

VYSOKÉ DEPOZICE DUSÍKU JAKO PREDISPOZIČNÍ FAKTOR CHŘADNUTÍ SMRKU

Příkladem chřadnutí souvisejícího s vysokým vstupem dusíku do půdy je chřadnutí smrkových mlazin v Orlických horách na začátku tohoto tisíciletí. Rychlý růst nadzemní části dřevin vlivem nadstandardního zásobení dusíkem vedl k snížení odolnosti vůči suchu, k vyšší vnímavosti k mrazu (pozdější lignifikace letorostů) a následně zvýšené vnímavosti poškozených pletiv vůči parazitickým organismům. Letorosty byly sekundárně kolonizovány houbovými patogeny, jako je *Gremmeniella abietina*. Na některých lokalitách byla pozorována rovněž aktivita savého hmyzu a roztočů s následnými nekrózami pletiv za účasti mykóz – *Fusarium* sp. div., *Cytospora*, *Nectria* (JANKOVSKÝ et al. 2003). Depozice dusíku sice nebyly jediným predispozičním faktorem, důležitými faktory bylo klima a deformace kořenů vzniklé použitím nevhodného nepůvodního sadebního materiálu a chybných technologií výsadby, nicméně byly faktorem významným.

O tom, kolik dusíku bude organismy spotřebováno, rozhoduje řada faktorů. Kromě množství vstupujícího dusíku to je charakter vegetačního pokryvu (druhová skladba, hustota, vývojové stadium), vlastnosti půdy (půdní typ, hloubka půdy...) a klimatické parametry (zejména jejich extrémy). Konstantní také logicky není množství dusíku uvolňovaného dekompozicí opadu pro spotřebu dřevinami – závisí na obsahu dusíku v opadu (a poměru C/N v něm), rychlosti jeho rozkladu (obecně vyšší rychlost v půdách s nižším poměrem C/N) a také na jeho množství.

Atmosférické depozice dusíku na rozsáhlém území Evropy dlouhodobě převyšují

Reakce půd na depozice dusíku

kritickou hodnotu (viz Fig. 82). Při takto vysokém vstupu dusíku do lesního prostředí dochází k zvyšování jeho obsahu v rostlinné živé biomase (s výše popsánými možnými důsledky), a tak i v opadu a následně v půdní organické hmotě. Spolu s nárůstem obsahu dusíku se zároveň snižuje poměr C/N. K tomuto snížení ovšem dochází až za několik let (a to i při vysokém vstupu dusíku).

Jak bylo již zmíněno, lesní půdy reagují na depozici dusíku pod různými porosty různě – důležitou roli hrají zejména druhová skladba, vývojové stádium lesa či historie hospodaření (dříve uplatňované způsoby hospodaření a jejich důsledky). Modelově si lze představit tři možné způsoby reakce na zvýšený vstup dusíku (MAGILL et al. 1997 in HRUŠKA, CIENCIALA 2001):

1. dojde ke snížení poměru C/N beze změny objemu celkové půdní organické hmoty;
2. dojde ke zvýšení objemu půdní organické hmoty beze změny poměru C/N;
3. dojde ke snížení poměru C/N půd a zároveň i zvýšení objemu půdní organické hmoty.

K nárůstu množství organické hmoty přitom může dojít nejen vlivem zvýšené produkce (a tím i zvýšeného množství opadu), ale také vlivem zhoršení stavu humusu způsobeného vstupem acidifikujících látek (zhoršení rozkladu organické hmoty při úbytku bazických kationtů).

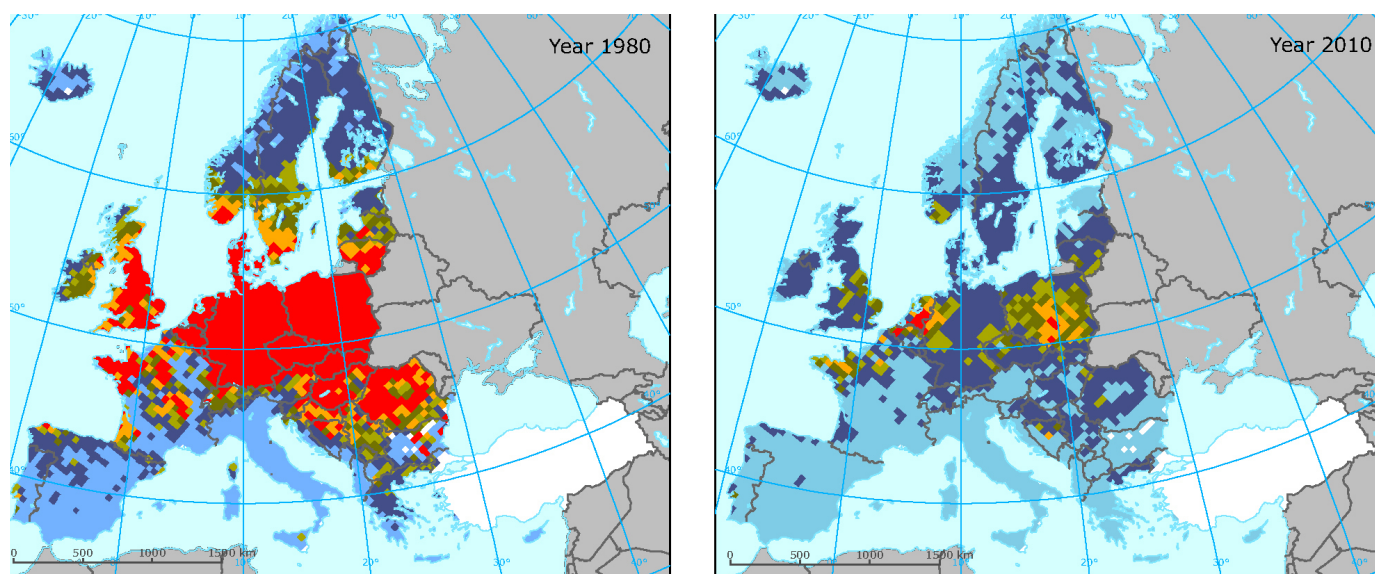
Poměr C/N většinou dobře vypovídá o půdních transformacích dusíku a to proto, že úzce souvisí s rychlostí dekompozice a mineralizace půdní organické hmoty. Změna poměru C/N způsobená zvýšeným vstupem dusíku do půdy potenciálně znamená výraznou změnu v rychlosti mobilizace minerálních forem dusíku (NH_4^+ , NO_3^-) – **urychlení dekompozice a mineralizace**.

Řada literárních pramenů dokládá silnou korelaci poměru C/N s vyplavováním NO_3^- z lesních ekosystémů (NO_3^- je dominantní složkou vyplavovaného dusíku). Poměr C/N v organickém horizontu lesních půd tak může sloužit k indikaci vyplavování NO_3^- a také k poměrně spolehlivému odhadu jeho vyplavovaného množství. Tyto vztahy jsou prokázány pro jehličnaté lesy (HRUŠKA, CIENCIALA 2001). Negativní korelace poměru C/N v organickém horizontu a množství vyplavovaného NO_3^- byla zaznamenána například v šestnácti porostech smrku ztepilého (*Picea abies*) z různých evropských zemí (MATZNER, GROSHOLZ 1997 in HRUŠKA, CIENCIALA 2001). Z výsledků srovnání třiceti tří jehličnatých porostů z jedenácti států Evropy (včetně ČR) pak vyplývá, že v podmínkách s atmosférickou depozicí dusíku nepřevyšující $10 \text{ kg N} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{rok}^{-1}$ je velikost vyplavovaného NO_3^- z porostů zanedbatelná bez ohledu na velikost poměru C/N. **Při depozici nad $10 \text{ kg N} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{rok}^{-1}$ se zvětšuje množství vyplaveného NO_3^- a snižuje poměr C/N v organickém horizontu** (HRUŠKA, CIENCIALA 2001). Kromě toho je více dusíku vyplavováno z těch porostů (s totožným C/N v organickém horizontu), do kterých vstupuje více dusíku atmosférickou depozicí. Velikost poměru C/N v organickém horizontu tak může sloužit k odhadu velikosti výstupu dusíku z jehličnatých lesních porostů, a to do atmosférické depozice dusíku $30 \text{ kg N} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{rok}^{-1}$. V ekosystémech s depozicí nad tuto úroveň je množství vyplavovaného dusíku značně variabilní (DISE et al. 1998 in HRUŠKA, CIENCIALA 2001). Výsledky těchto výzkumů byly použity pro stanovení kritických zátěží (viz níže).

Náchylnější k vyplavování dusíku se zdají být jehličnaté ekosystémy – jejich retenční kapacita vůči vstupujícímu dusíku je tedy pravděpodobně menší. Různé jsou také růstové reakce na stejná množství vstupujícího dusíku. Zatímco listnaté porosty pod vlivem vysokého vstupu dusíku zpravidla zvyšují intenzitu růstu, jehličnany mohou reagovat opačně – k zvýšení růstu může dojít v důsledku vyloučení vysokého

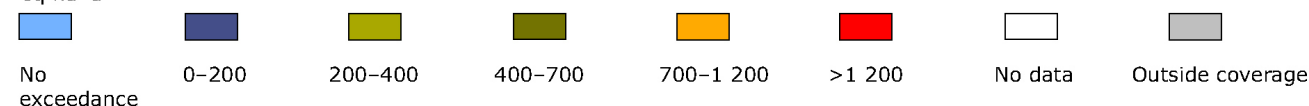
vstupu dusíku (EMMETT et al. 1998). Mírně zvýšení depozice pak i u jedličnatých dřevin (zejména při dostatku dostupné vody) může vést k zvýšenému růstu stromů, jak bylo pozorováno například ve Skandinávii (HRUŠKA, CIENCIALA 2001).

Další faktorem, který může ovlivňovat retenční schopnost porostů, je jejich stáří. Sledováním intenzity vyplavování NO_3^- z různých starých lesních porostů se zjistilo, že u středně starých lze předpokládat nejvyšší schopnost retence dusíku, zatímco v raných a pozdních vývojových stádiích je schopnost retence nižší (VITOUSEK, REINERS 1979 in HRUŠKA, CIENCIALA 2001).



Exceedance of critical loads of acidity

$\text{eq ha}^{-1}\text{a}^{-1}$



Na základě vyhodnocení dat z více než sta jehličnatých lesních porostů Evropy byly stanoveny indikační hodnoty poměru C/N v organickém horizontu půd pro stanovení rizika vyplavování NO_3^- z ekosystému (GUNDERSEN et al. 1998 in HRUŠKA, CIENCIALA 2001) – **pro poměr C/N nižší než 25 je riziko vyplavování NO_3^- považováno za vysoké, při poměru nad 30 pak za nízké.** Podobnou hodnotu uvádí i EMMETT et al. (1998) – za kritický považují C/N v organickém horizontu cca 24. Při poměru C/N vyšším než 24 se vyplavuje z ekosystému méně než 10 % množství vstupujícího dusíku, při poměru nižším než 24 výrazně více (EMMETT et al. 1998 in HRUŠKA, CIENCIALA 2001). Hodnoty poměru C/N v organickém horizontu pod 25 jsou přitom v České republice zcela běžné, z třiceti tří vybraných monitorovacích ploch zařazených do evropské monitorovací sítě ICP Forests (Level I) byly hodnoty C/N pod 25 zjištěny na dvaceti sedmi plochách, na třinácti z těchto ploch byl poměr C/N nižší než 20 (MZe, VÚLHM 2004).

Vliv dusíkatých a sírných depozic na společenstva a jejich stanoviště je v Evropě plošně posuzován prostřednictvím kritických zátěží („critical loads“). **Kritická zátěž je definována jako nejvyšší dávka znečišťující látky, která ještě nezpůsobí chemické změny, jež by měly dlouhodobé škodlivé účinky na strukturu a funkci ekosystému** (NILSSON, GRENFELT 1988).

Fig. 82 Překročení kritických acidifikačních zátěží (společně síra + dusík) v Evropě v roce 1980 a 2010. Uváděno v jednotce ekvivalent na hektar za rok ($\text{eq}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{rok}^{-1}$), 1 ekvivalent odpovídá 1 g vodíkových iontů.

Zdroj: EEA (European Environment Agency) – www.eea.europa.eu.

Kritická acidifikační a eutrofizační zátěž

Koncept kritických zátěží je oficiální metodou výpočtu imisních zátěží platných v rámci Úmluvy o dálkovém přenosu znečišťování ovzduší přes hranice států (CLRTAP, viz kapitola 4.1.1) a slouží Evropské komisi k posouzení vlivu imisí na ekosystémy a k stanovení strategií snižování emisí.

Pro dusík je podle současných poznatků pro středoevropské lesy (míněno dřeviny těchto lesů) kritickou zátěží zhruba 10 kg N/ha/rok. Jde o hodnotu orientační, pro jednotlivé citlivé druhy rostlin je nižší. Např. švédské zdroje nově udávají pro brusinku jako typický indikátor eutrofizace boreálních lesů hodnotu kritické zátěže pouze 6 kg N/ha/rok. Za přirozenou depozici (tj. bez vlivu člověka) se přitom považuje depozice cca 0,1 až 0,7 kg N/ha/rok (GALLOWAY et al. 1996 in HRUŠKA, CIENCIALA 2001). Průměrná hodnota celkové depozice dusíku je v ČR v současnosti zhruba 10 až 20 kg N/ha/rok (HRUŠKA et al. 2009). Hodnoty kritické zátěže pro lesní ekosystémy, jsou tak v ČR výrazně překračovány, v Evropě společně s Polskem a Německem nejvýrazněji (viz Fig. 82). K nejvyššímu překročení dochází v severních horstvech od Krušných hor až po Jeseníky (HRUŠKA et al. 2009).

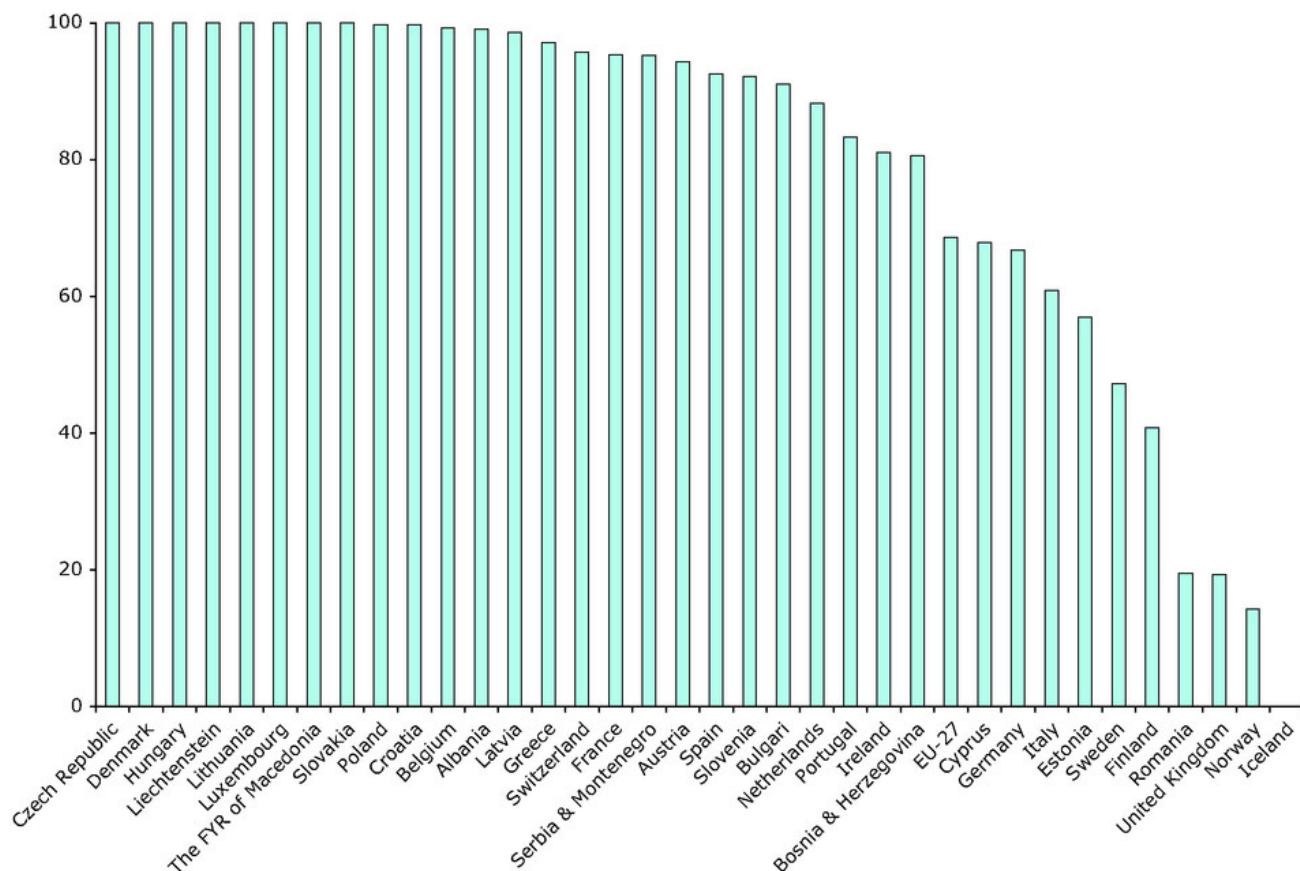


Fig. 83 Procento rozlohy ekosystémů s rizikem eutrofizace – členské země EEA a spolupracující země v roce 2010 pro aktuální legislativní (CLE) scénář. Stanoveno na základě dat o překračování kritických zátěží z podzimu roku 2007. Zdroj: EEA – www.eea.europa.eu.

Česká republika také patří společně s dalšími sedmi zeměmi Evropy k zemím, které mají 100 % území ohroženo eutrofizací – dle dat European Environment Agency (EEA), viz Fig. 83. Acidifikací je pak podle údajů stejné instituce znatelně ohrožena přibližně čtvrtina území ČR pokrytého přírodními ekosystémy – v roce 2000 to bylo 28 %, v roce 2010 pak 22 % (data EEA, viz též HETTELINGH et al. 2008).

V podmínkách mírného podnebného pásu mají téměř všechny druhy lesních dřevin ektomykorrhizu. Výše popsané výrazné změny půdního prostředí vyvolané vysokými imisními zátěžemi jsou pro symbiotické vztahy významným rizikovým faktorem.

Význam ektomykorrhiz pro dřeviny je nezpochybnitelný. Houboví symbionti získají od dřevin fixovaný uhlík, dřevinám pak zprostředkovávají příjem živin, chrání jejich kořenový systém před mikrobiálními patogeny a zvyšují jejich odolnost vůči suchu (podrobněji viz BOX). **Biomasa, druhová pestrost a funkčnost mykorrhiz jsou proto významným faktorem ovlivňujícím vitalitu a zdravotní stav stromů.** Stav ektomykorrhizního systému v sobě odráží zdravotní stav dřeviny a podmínky ekotopu (půda, klima) – dynamika růstu a vývoje ektomykorrhizních kořínků je logicky řízena stejnými mechanismy jako růst ostatních částí dřeviny, tj. stav nadzemní části stromu se odráží ve stavu kořenů naopak.

Dopady imisní zátěže
na mykorrhizu

EKTOMYKORHIZA

Mykorrhizní symbiózy můžeme rozdělit na dva základní typy – **ektomykorrhizu** a **endomykorrhizu**. Ektomykorrhizní kořínky jsou krátké, větvené, postrádají kořenové vlášení, vyskytují se především v nejsvrchnějších vrstvách půdy – zejména v nadložním humusu a svrchní minerální vrstvě bohaté na živiny (tj. zejména do hloubky 10–30 cm). Symbiotické houby vytváří na těchto kořincích různě tlustý hyfový plášť. Do vnitřku kořínku houba proniká prostorami mezi buňkami primární kůry, kde vytváří tzv. **Hartigovu síť**. Na styku mezi buňkami primární kůry a Hartigovou sítí dochází k výměně metabolitů. Rostlina houbě poskytuje jednoduché sacharidy (které houba mění na vlastní transportní sacharidy), naopak houba rostlině zprostředkovává fosfor a dusík a také vodu. Houba dále vytváří **extramatrikulární mycelium**, kterým prorůstá do půdního prostředí. Celý ektomykorrhizní systém má velký absorpční povrch, větší než jeho alternativa, tj. jemné kořeny bez mykorrhiz s kořenovým vlášením. Buněčné stěny hub navíc mohou zachytit toxické ionty (například kovy), stejně tak mohou omezit přístup patogenů ke kořenům.

Vztahy mezi změnami prostředí, vitalitou či zdravotním stavem dřevin a ektomykorrhizními houbami fungují obousměrně. Změna fotosyntézy a následně akumulace jejích produktů mohou vést ke změnám druhové skladby či kvantity ektomykorrhizních hub a následně i vitality stromu. Stejně tak změny v půdě (jakkoliv vyvolané) mohou ovlivnit ektomykorrhizy a jejich změna pak příjem živin dřevinou a následně tak i její fotosyntetickou aktivitu a vitalitu (LEAKE 2001; KERNAGHAN 2005; CUDLÍN et al. 2007).

Snížení pH, snížení poměru Bc/Al i zvýšení vstupu dusíku do půdy jsou faktory, u kterých lze odůvodněně předpokládat, že mohou ektomykorrhizy negativně ovlivňovat. **Zejména dusíkaté depozice jsou vzhledem k výrazným dopadům na množství a dostupnost živin považovány za významný faktor ovlivňující druhovou skladbu i množství ektomykorrhiz** (ARNOLDS 1991). Mechanismy tohoto působení nejsou dosud zcela jasné. Hlavní hypotézou je, že zvýšený vstup dusíku ovlivňuje alokaci uhlíku u obou partnerů symbiotického vztahu. Na jedné straně může být pro houby k dispozici méně uhlíku, protože ho rostliny více spotřebují na stavbu svého těla při vyšším, dusíkem podmíněném, růstu. Na druhé straně zvýšená spotřeba sacharidů pro asimilaci dusíku v houbách samotných může vést k snížení množství uhlíku použitelného pro růst hub. Tato hypotéza vysvětluje to, proč byl v řadě případů pozorován úbytek plodnic ektomykorrhizních hub, ale nebyl pozorován úbytek dřevokazných hub, které nejsou odkázané na sacharidy poskytnuté přímo živými rostlinnými buňkami (PETER et al. 2008).

Dalším očekávaným mechanismem vlivu imisí na symbiotický vztah dřevin a hub je vliv acidifikace a s ním spojeného vymývání bazických živin na množství a distribuci

jemných kořenů. **Pokles poměru Ca/Al může vést jak k snížení počtu jemných kořenů**, tak k jejich postupnému přesunu do příhodnějších (méně acidifikací a vymýváním ovlivněných) podpovrchových vrstev. Tato změna sebou přináší změnu ohrožení suchem (ztráta profityce z drobných srážek, které neproniknou hlouběji profilem) a zvýšení ohrožení některými látkami kumulujícími se v půdě (těžké kovy, cizorodé organické látky).

Výsledky dosavadních výzkumů však nejsou tak jednoznačné, jak bychom mohli očekávat. Zvýšený vstup dusíku do půdy či acidifikace půdy jsou v početné řadě studií či přehledových pracích doloženy jako výrazné negativní faktory vedoucí k snížení množství plodnic ektomykorhizních hub (např. FELLNER, PEŠKOVÁ 1995; ILLESKOV et al. 1998, 2001, 2002; LEPŠOVÁ 2001; PETER et al. 2008) či ke změnám architektury a množství jemných kořenů (např. KÅRÉN, NYLUND 1997; LEPŠOVÁ 2001; CUDLÍN et al. 2007). Komplikovanější je však vliv na druhovou skladbu a biomasu mycelií těchto hub v půdě – vztah mezi počtem plodnic a biomasou mycelií totiž rozhodně není přímočarý. Obecně se zdá, že zatímco ke změnám v celkovém počtu plodnic a v zastoupení jednotlivých druhů mezi nimi dochází i při relativně malých navýšeních vstupů dusíku, v kořenové sféře se za stejných podmínek často odehrávají jen velmi malé či žádné změny mykorhiz (např. RYGIEWICZ et al., 1997; PETER et al. 2008; CUDLÍN et al. 2007). V některých případech nedošlo k negativním změnám mykorhiz ani v situacích, kdy depozice vedly k znatelnému snížení biomasy jemných kořenů, jako například při výzkumu v jihozápadním Švédsku na plochách hnojených síranem amonným (KÅRÉN, NYLUND 1997). Aplikace dusíkatého hnojiva tam vedla k redukcí jemných kořenů na 49 %, ke změnám četnosti mykorhiz však nedošlo.

Mnohé z dosavadních studií byly provedeny jako polní pokusy, kdy byl dusík do půdy dodáván jednorázově (a to spíše ve větším množství), tedy nikoliv tak, jak to je v případě antropogenních dusíkatých depozic (kde jde o nižší, ale dlouhodobé vstupy). Ze studií pracujících v podmínkách kontinuálního přísunu dusíku, lze zmínit práce LILLESKOVA et al. (1998), kteří zjišťovali změny mykorhiz v blízkosti výrazného dlouhodobě emitujícího zdroje NH_3 a došli k závěru, že za těchto podmínek k redukcí počtu ektomykorhizních druhů dochází, a to v místech s nejvyšším vstupem dusíku (blíže zdroji).

Vliv depozic na zooodafon

Atmosférické polutanty vstupující do půdy výrazně mění životní podmínky pro všechny organismy žijící v půdě, ovlivněny jsou tedy nejen houby, ale také půdní živočichové. Tento vliv může být přímý a nepřímý. Při přímém působení je látka vstupující do půdního prostředí pro půdní živočichy toxická (vede tak přímo k zvýšení jejich mortality), při nepřímém působení může vstupující látka vyvolávat například vyšší uplatnění některých patogenů (vede k jejich namnožení), po kterém opět dojde k snížení abundance půdních živočichů. Nepřímým působením jsou také efekty, které nejsou vyvolány přímo polutantem, nýbrž změnou v půdním prostředí tímto polutantem iniciovanou. Významné snížení abundance půdních živočichů vede k narušení důležitých půdotvorných funkcí – rozkladu mrtvé organické hmoty, tvorby mikrostruktury půdy (pórovitost) a v důsledku toho také koloběhu živin a jejich dostupnosti pro dřeviny.

Půdní živočichové jsou většinou živočichy stenoionními, tj. výrazné změny pH půdy nejsou schopné zvládnout. S postupující acidifikací půdy mizí tedy druhy bazofilní, neutrofilní (pokud jde o půdy, kde původně byly) a následně i acidotolerantní druhy s užší ekologickou valencí nesahající k tak nízkým hodnotám pH. Ochuzené společenstvo je druhově chudší a je tvořeno pouze acidofilními druhy a druhy tolerantními nízké hodnoty pH. Pokud navíc dojde k úpravě půdního chemismu vápněním (viz kapitola 5.4.2), pak tento zásah negativně působí na zůstalé vyhraněné druhy a

dochází tak k dalšímu snížení diverzity a abundance půdního zoedafonu. Úbytek byl při poklesu pH zjištěn u hlístic, roupic, žížal (celá řada studií, viz RUSEK 2001). U roztočů vede snížení pH k širokému spektru reakcí (široká skupina s různými ekologickými nároky) – některé druhy početně narůstají, jiné mizí, další vykazují vysokou toleranci ke změnám pH a na acidifikaci výrazněji nereagují. Obdobná je situace i u chvostoskoků, kteří jsou početně i druhově nejbohatší skupinou mezofauny (RUSEK 2001).

Jak bylo výše naznačeno, imisní polutanty zvyšují parazitaci půdních bezobratlých prvky, parazitace v desítkách procent (napadena bývá i nadpoloviční většina populace) byla v některých případech zjištěna u roupic, žížal, roztočů i chvostoskoků (RUSEK 2001).

Dlouhodobá imisní zátěž vyžaduje, aby zejména v nejvíce ohrožených lokalitách (porostech), byly modifikovány a to často velmi výrazně obnovní i pěstební postupy, upravována dřevinná skladba, obmýtlí či obnovní doba. Proto, aby tato opatření mohla být plánována a realizována, bylo potřebné vytvořit rámec, v kterém by změny hospodaření mohly být efektivně naplňovány.

Pásma ohrožení

Table 11 Zařazení stromů do stupňů poškození

Stupeň poškození jednoho stromu	Popis poškození	Defoliace koruny v %
0	Nepoškozený strom	0
1	Slabě poškozený strom	1-25
2	Středně poškozený strom	26-50
3	Silně poškozený strom	51-75
4	Odumírající strom	76-100
5	Odumřelý strom	100

Table 12 Zařazení porostů do stupňů poškození

Stupeň poškození porostu	Popis poškození	Stupeň poškození jednoho stromu			
		0	1	2 a víc	3 a víc
		Max. podíl z celkového počtu stromů v %			
0	Nepoškozený porost	100		0	
0/I	Porost s prvními symptomy poškození	99	20		0
I	Slabě poškozený porost				32 nebo 5*
II	Středně poškozený porost				84 nebo 30*
IIIa	Silně poškozený porost				50
IIIb	Velmi silně poškozený porost				70
IV	Odumírající nebo odumřelý porost				100

* Pro zařazení do stupně poškození stačí dosažení jedné z uvedených hodnot.

Dle lesního zákona Zákon č. 289/1995 Sb. (§ 10, odst. 1) se proto **lesy pod vlivem imisí zařazují do čtyř pásem ohrožení**. Vymezení pásem ohrožení lesních porostů imisemi (dále jen „pásma ohrožení“) bylo stanoveno vyhláškou Ministerstvo zemědělství ČR č. 78/1996 Sb. Pásma ohrožení v ní je definováno jako území s obdobnou dynamikou zhoršování zdravotního stavu lesních porostů charakterizované stupněm

poškození těchto porostů imisemi. Stupeň poškození lesního porostu je určen podílem středně a silně poškozených stromů z celkového počtu stromů v lesním porostu (viz Tab. 11 a 12).

Podle dynamiky zhoršování zdravotního stavu se lesy zařazují do těchto pásem ohrožení:

- **do pásma ohrožení A** se zařadí lesní pozemky s porosty s výrazným imisním zatížením, kde poškození dospělého smrkového porostu se zvýší průměrně o jeden stupeň během pěti let;
- **do pásma ohrožení B** se zařadí lesní pozemky s porosty s výrazným imisním zatížením v příznivějších podmínkách, kde poškození dospělého smrkového porostu se zvýší průměrně o jeden stupeň během šesti až deseti let;
- **do pásma ohrožení C** se zařadí lesní pozemky s porosty s imisním zatížením, kde poškození dospělého smrkového porostu se zvýší průměrně o jeden stupeň během jedenácti až patnácti let;
- **do pásma ohrožení D** se zařadí lesní pozemky s porosty s nižším imisním zatížením, kde poškození dospělého smrkového porostu se zvýší průměrně o jeden stupeň během šestnácti až dvaceti let. Do tohoto pásma se zahrnují i takové lesní pozemky s porosty, kde je vliv imisí patrný, ale dynamiku zhoršování zdravotního stavu lesních porostů zatím nelze přesně definovat.

V oblastech, **kde se v okruhu dvou kilometrů smrkové porosty nevyskytují**, se tyto lesy zařazují do pásem ohrožení **podle rychlosti rozpadu dospělých borových porostů nebo listnatých porostů**, přičemž:

- do **pásma ohrožení A** se zařadí lesní pozemky s porosty, kde v dospělých borových nebo listnatých porostech ročně odumře více než 20 % původního počtu stromů;
- do **pásma ohrožení B** se zařadí lesní pozemky s porosty, kde v dospělých borových porostech ročně odumře 10 až 20 % původního počtu stromů; v dospělých listnatých porostech ročně odumře 5 až 20 % původního počtu stromů;
- do **pásma ohrožení C** se zařadí lesní pozemky s porosty, kde v dospělých borových porostech ročně odumře 2 až 10 % původního počtu stromů; v dospělých listnatých porostech ročně odumře 2 až 5 % stromů;
- do **pásma ohrožení D** se zařadí lesní pozemky s porosty, kde v dospělých borových nebo listnatých porostech ročně odumře do 2 % původního počtu stromů.

Pásma ohrožení jsou zakreslována do lesnických map v souvislém zobrazení.

To, že jsou pásma ohrožení vylišována podle stavu lesa, tj. podle důsledku, nikoliv podle příčiny, má své výhody i nevýhody. Výhodou je zřejmý vztah ke stavu lesa, tj. podchycení naléhavosti realizace opatření pro jeho zlepšení. Stav lesa je ovšem výsledkem působení nejen imisí, ale samozřejmě také řady dalších faktorů abiotických, biotických i antropogenních. Patří k nim i hospodářské faktory, jako jsou způsob hospodaření (současný i minulý), původ a kvalita reprodukčního materiálu, úroveň ochranné prevence atd. Nevýhoda takto pojaté klasifikace je z hlediska realizace potřebného tlaku na změny hospodaření (realizaci adaptačních opatření) zřejmě: negativní důsledky chyb v hospodaření jsou slučovány či dokonce zaměňovány s působením imisí a tak mohou zastírány či bagatelizovány.

Jedním z pokusů, jak změnit dosavadní způsob vymezení pásem ohrožení a nahradit jej systémem, který hodnotí ohrožení na základě měřitelných veličin přímo souvisejících s rizikem ohrožení lokalit imisemi, je rajonizace ČR podle oblastí různého stupně narušení půd (HRUŠKA, CIENCIALA 2001).

Základní rajonizaci je možné dle potřeby doplňovat o další vrstvy potřebné pro rozhodování například o prioritách managementu. Jako příklad takových vrstev lze uvést aktuální stav lesů nebo aktuální stav půd. Rajonizace byla vytvořena v prostředí GIS a byly vzaty v úvahu jak přirozené vlastnosti prostředí (klima, geologické a půdní vlastnosti), tak složky antropogenní (velikost atmosférické depozice síry a dusíku). Výsledkem je rajonizace do čtyř základních skupin klasifikovaných jako zóny (Fig. 84):

- **zóna extrémního narušení půd** – cca 2 % plochy ČR, území s velmi vysokou citlivostí půd a velmi vysokou nebo vysokou depozicí (Jizerské hory, Krkonoše, západ Krušných hor, vrcholové části Orlických hor, Jeseníků a Králického Sněžníku) nebo s vysokou citlivostí půd a velmi vysokou depozicí (východ Krušných hor);
- **zóna silného narušení půd** – cca 12 % plochy ČR, území s velmi citlivými půdami, nízkou depozicí (J, JZ, Z Čechy) nebo s citlivými půdami a vysokou až střední depozicí (Moravskoslezské Beskydy, Rychlebské hory, Šluknovský výběžek, Lužické hory, Labské pískovce, nižší partie Jeseníků a Orlických hor, Broumovské stěny, Adršpach);
- **zóna středního narušení půd** – cca 53 % plochy ČR, území s malou citlivostí a nízkou až střední depozicí (Českomoravská a Drahanská vysočina, Nízký Jeseník, hornatiny J. Čech) nebo s citlivými půdami a velmi nízkou depozicí (Brdy mimo nejvyšších partií, Český les);
- **zóna mírného narušení půd** – cca 32 % plochy ČR, území s odolnými půdami a se střední depozicí (nížinné oblasti, střední polohy Z. Čech).

- Mírně narušené půdy
- Středně narušené půdy
- Silně narušené půdy
- Extrémně narušené půdy

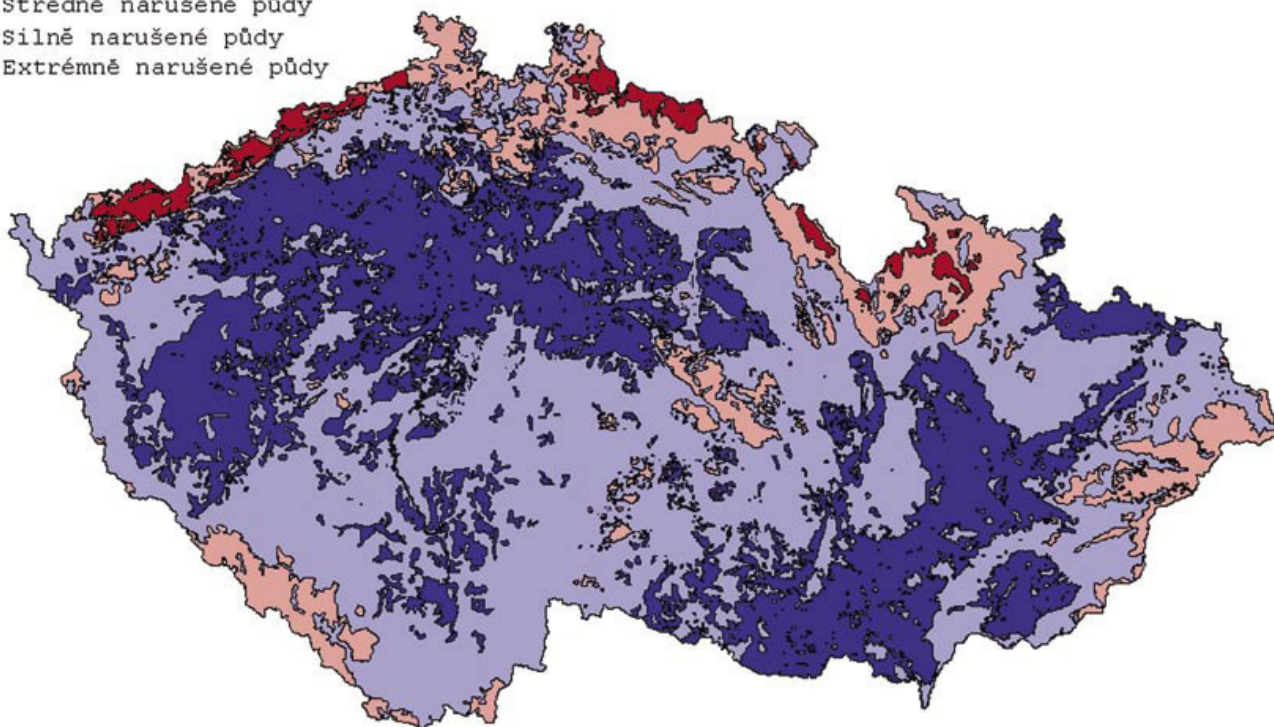


Fig. 84 Vymezení zón narušení půd (HRUŠKA, CIENCIALA 2001).

Usnesení vlády ČR 22/2004 Sb. schválilo „Návrh komplexního a systémového řešení směřujícího k zastavení degradace lesních půd vlivem imisí“ a uložilo ministrům životního prostředí a zemědělství ve spolupráci s místopředsedou vlády a ministrem

Zonace ohrožení lesů

financí zajistit realizaci souboru opatření uvedených v tomto materiálu. Tento nový přístup tak byl de facto schválen jako základní perspektiva nahrazující pásma ohrožení lesů pod vlivem imisí.

Na zonaci půd dle citlivosti a míry zátěže depozicemi navázal projekt řešený týmem odborníků ÚHÚL a ČGS s účastí obou zřizovatelů MŽP a MZe ČR, jehož cílem je vytvořit komplexnější **zonaci ohrožení lesů (ZOL)**. Cílem této zonace lesů není jen vymezení porostů vystavených ekologickým stresům, ale také získání podkladů pro budoucí nástroje na širokou podporu šetrnějších způsobů pěstování lesa. Podklady pro ZOL by měly tvořit informace o zdravotním stavu lesů z družicových snímků a dále kombinace pozemních dat o stanovišti a klimatu. Zóny ohrožení lesa by pak měly odlišit území přirozeně citlivá na působení různých stresů, území chronicky postižená chřadnutím, ale i území zasažená akutním hynutím lesů (SAMEC et al. 2008).

V projektu zonace ohrožených lesů jsou uplatňovány vícerozměrné procedury hodnocení zdravotního stavu lesů, který je sledován jako spojení stavu stanoviště (půdy, klimatu a depozice) a lesního porostu (podle taxačních ukazatelů, dřevinné skladby a defoliace). ZOL je navržena jako prostředek nahrazující stávající pásma ohrožení lesů pod vlivem imisí v souladu s poznatky o acidifikaci a nutriční degradaci půd. Jedním ze zaměření ZOL je vytvořit nástroj na podporu zájmů ochrany lesa, pěstování lesa a ochrany životního prostředí pomocí široké preference biologických přístupů k managementu krajiny. Snahou zástupců všech zúčastněných institucí je nové vylíšení ZOL tak, aby jednotlivé zóny zahrnuly dosavadní oblasti s dlouhodobým působením imisí i nové oblasti chřadnutí lesů vlivem projevů klimatické změny (SAMEC et al. 2008).

Náhrady imisních škod

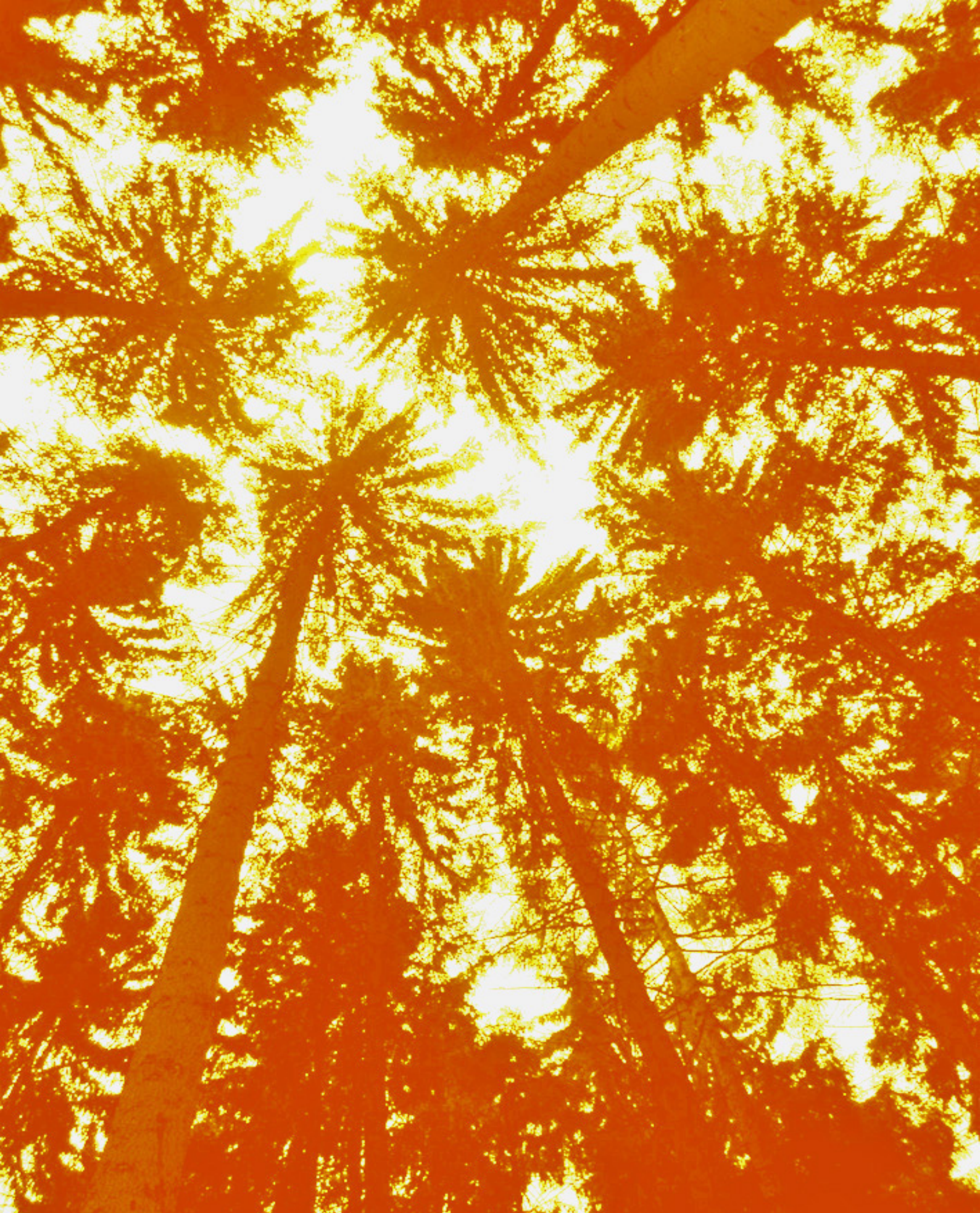
S problematikou zonace ohrožení lesů a s nutnými či potřebnými hospodářskými opatřeními v lesích ovlivněných imisemi souvisí také otázka náhrad škod. Stávající systém totiž má svá úskalí, která přímo souvisí s výše uvedenými problémy vykazování imisních nahodilých těžeb a s rajonizací ohrožení.

Vyčíslení a náhrady škod jsou upraveny lesním zákonem č. 289/1995 Sb., vyhláškami č. 81/1996 Sb. „O způsobu výpočtu újmy nebo škody způsobené na produkčních funkcích lesa“, č. 55/1999 Sb. „O způsobu výpočtu výše újmy nebo škody způsobené na lesích“, č. 78/1996 Sb., „O stanovení pásem ohrožení lesa pod vlivem imisí“, metodickým pokynem odboru ochrany ovzduší MŽP ČR k výpočtu znečištění ovzduší z bodových a mobilních zdrojů – SYMOS 97“ a věstníkem MŽP ČR, ročník 1998, částka 3. (používán pro Stanovení podílu na celkové škodě na lesních porostech způsobené provozováním zdrojů znečišťování ovzduší od roku 1998 Lesy ČR s. p.). Do problematiky také zasahuje zákon č. 389/1991 „O státní správě ochrany ovzduší a poplatcích za jeho znečišťování“.

Základním problémem postupu, který je těmito předpisy zaveden, je určování příčinné souvislosti mezi konkrétním zdrojem produkujícím emise a zjištěnou škodou na lesních porostech. Tato souvislost prokazovaná pomocí **rozptylových studií** je napadnutelná a je také provozovateli zdrojů znečišťování opakovaně napadána. Soudní spory týkající se náhrad škod jsou komplikovanými a dlouhými, celý postup je náročný (časově i finančně) pro obě strany sporu – dnes je právě z těchto důvodů prakticky výhradním účastníkem z vlastníků či správců lesa státní podnik Lesy ČR. Stejně tak jsou tyto spory zatěžující pro provozovatele zdroje znečištění a pro soudnictví jako takové. Kromě výše již komentované synergie působení různých stresových faktorů je při prokazování souvislosti mezi produkcí konkrétního zdroje v konkrétním období a pozorovanou škodou diskutabilní, jak se na této škodě podílí zátěž z minulých let či desetiletí, respektive zda emise v daném období způsobily zjištěné uhynutí stromů. Komplikované je zohlednění podílu mobilních zdrojů emisí a dálkového transportu

znečišťujících látek. Kromě těchto objektivních úskalí jsou pak v samotných soudních sporech využívány další účelové argumenty či obstrukce. Výsledkem je každopádně to, že je celý systém nefunkční a neplní cíle, které by měl mít – kompenzovat negativní dopady znečištění ovzduší vlastníků lesa, umožnit jim hospodaření, které tuto zátěž a s ní spojená rizika zohlední a k tomuto hospodaření je také motivovat.

Řešením by mohl být systém, který místo ***náhrad škod bude pracovat s finančními příspěvky*** udílenými například právě s využitím výše zmíněné rajonizace (zonace půd či lépe zonace ohrožení lesů). Příspěvky by mohly být vypláceny například prostřednictvím Státního fondu životního prostředí (SFŽP). Systém založený na poplatcích za znečišťování a příspěvcích na hospodaření stanovených na základě zonace a dalších objektivních kritérií by byl jak procesně jednodušším, tak pravděpodobně výrazně efektivnějším. Ostatně příspěvky na hospodaření jsou jako finanční nástroj péče o lesy ovlivněné imisemi efektivně používány již dnes. Kraje vyplácí příspěvky na hospodaření v lesích – obnovu lesů poškozených imisemi, a to ze státního, respektive krajského rozpočtu dle každoročně schvalovaných „Zásad pro poskytování finančních příspěvků na hospodaření v lesích“. V letech 2007–2013 pak byla obnova lesů poškozených imisemi také financována Operačním programem Životní prostředí (OP ŽP).



4.2 OXIDAČNÍ STRES – PŮSOBENÍ PŘÍZEMNÍHO OZONU NA ROSTLINY

4.2.1 Působení ozonu na dřeviny a jejich porosty

Výskytu fotooxidantů s ozonem jako hlavní složkou se v souvislosti s účinky na vegetaci věnuje v Evropě pozornost od osmdesátých let dvacátého století (vznik přízemního ozonu je popsán v kapitole 1.1.2.). Ozon je absorbován stomaty listů a způsobuje narušení oxidací proteinových a lipidových složek buněčných membrán a rozpad enzymů s klíčovou rolí ve fyziologických procesech rostlin (FREDERICKSEN et al. 1996). Již ve dvacátých letech upozorňoval STOKLASA (1923), že ozon může způsobovat fyziologická, či skrytá poškození ještě dříve, než se objeví viditelné symptomy. V posledních přibližně třiceti letech opakovaně pozorovaná oxidační poškození dřevin souvisí se zvýšenou koncentrací volných radikálů a jiných chemických látek v důsledku znečištění atmosféry (viz kapitola 4.1). Nejdůležitější kyslíkaté radikály (iniciované zejména fotochemickými reakcemi při nadbytečném množství záření) mohou vyvolat fotooxidaci fotosyntetických pigmentů, zvláště pak chlorofylu; dioxid vodíku pak i v nízkých koncentracích inhibuje v chloroplastech fixaci CO₂.

Koncentrace troposférického (přízemního) ozonu za posledních sto let několikanásobně vzrostly (HŮNOVÁ, NOVÁK 2001). V předindustriální době se koncentrace přízemního ozonu pohybovaly v rozsahu 20–30 μg.m⁻³, dnes jsou dvakrát až třikrát vyšší a trend nárůstu trvá. Předpokládá se, že v roce 2100 bude negativnímu vlivu ozonu vystaveno 49 % lesních ekosystémů na Zemi (PERCY, FERRETTI 2004).

V roce 1988 přijala Ekonomická komise Spojených národů pro Evropu (UNECE) koncepci kritických úrovní. **Kritické úrovně byly definovány jako koncentrace znečišťujících látek, při jejichž překročení dochází podle současných znalostí k přímým negativním účinkům na receptory, jako jsou rostliny, ekosystémy nebo materiály** (UNECE, 1988). Při následujících pracovních zasedáních UNECE byl přijat a rozpracován expoziční index AOT40. **Expoziční index AOT40** („accumulated exposure over a threshold of 40 ppb“) se spočítá jako **suma rozdílů mezi hodinovými koncentracemi v ppb a 40 ppb pro každou hodinu, kdy koncentrace překročí hodnotu 40 ppb** (80 μg.m⁻³.h). Používají se hodinové hodnoty změřené každý den mezi 8.00 a 20.00 SEČ, AOT40 je vypočtený z hodinových hodnot v letním období od 1. 5. do 31. 7. Platným evropským **imisním limitem z hlediska hodnocení ochrany vegetace je 18 000 μg.m⁻³.h v průměru za 5 let.**

V Evropě i v České republice docházelo v první dekádě dvacátého prvního století opakovaně k překračování tohoto limitu na poměrně rozsáhlých plochách (Fig. 85, 86). Na začátku další dekády došlo v České republice ke zlepšení situace (Fig. 85). Měření je v ČR realizováno na 37 venkovských a předměstských stanicích.

Pro lesní dřeviny byla v literatuře jako riziková většinou udávána hodnota AOT40 10 ppm.h (tj. 10 000 ppb.h) za období celé vegetační sezóny (HŮNOVÁ, NOVÁK 2001). Kumulace koncentrací pouze v denních hodinách (viz výše výpočet AOT40) má za cíl vyloučit z výpočtu zvýšené koncentrace v období, kdy jsou průduchy zavřené. V této otázce však neexistuje soulad mezi různými autory a k plné uzavřenosti průduchů v nočním období zřejmě nedochází u všech druhů dřevin, jak dokazuje na příkladu několika studií (viz dále) NOVOTNÝ (2008). Například MATYSSEK et al. (1997) doporučují výpočet indexu pro 24 hodin denně. Stejně tak kritická hodnota 10 ppm.h, která

Koncentrace ozonu,
expoziční index AOT 40

ppb („parts per billion“), tzn. částice na miliardu (1 „americký“ billion = 1000 milionů) = poměr počtu molekul plynu a celkového počtu molekul suchého vzduchu.

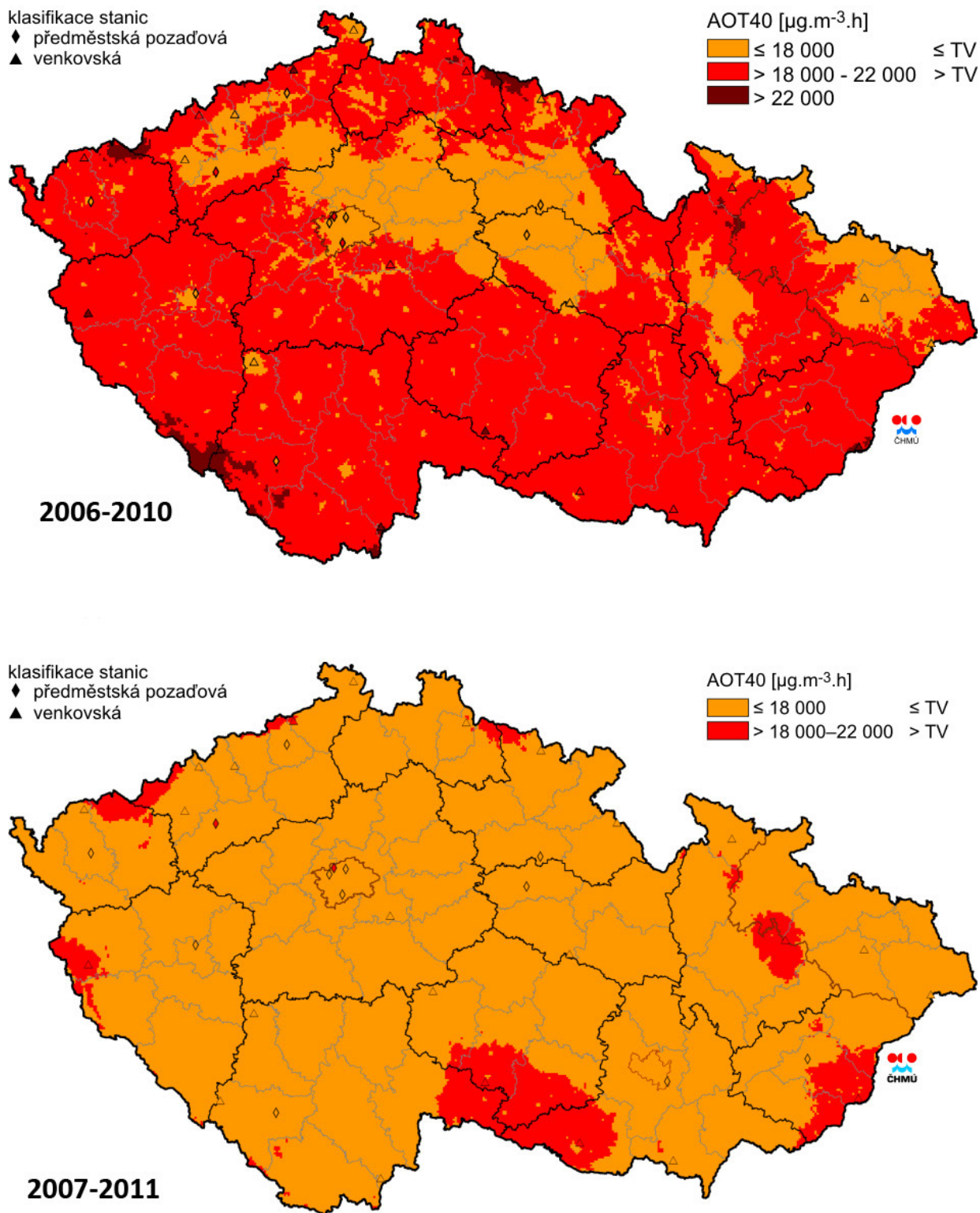


Fig. 85 Pole hodnot expozičního indexu AOT40, ČR, průměry za pět let. Zdroj: ČHMÚ.

vychází z hranice, při které docházelo k 10 % úbytku biomasy u mladých rostlin buku ve fumigačních pokusech, je pouze orientační. U smrku může být podle KARLSSONA et al. (2005) přírůstek na výčetní základně negativně ovlivněn ozonem již od ročních hodnot 3–9 ppm.h AOT40. V experimentu BRAUNOVÉ et al. (1999) byla redukce růstu o 22,5 % pozorována pro každých 10 ppm.h v intervalu AOT40 mezi 10 a 40 ppm.h. Pro průměrnou dávku AOT40 to bylo 35,1 % (17,8–47,3%) pro 10 ppm.h v intervalu mezi 10 a 25 ppm.h (BRAUN et al. 1999). U buku v Bavorsku (BAUMGARTEN et al. 2000) byl pozorován vznik vizuálních symptomů poškození při 3–7 ppm.h.

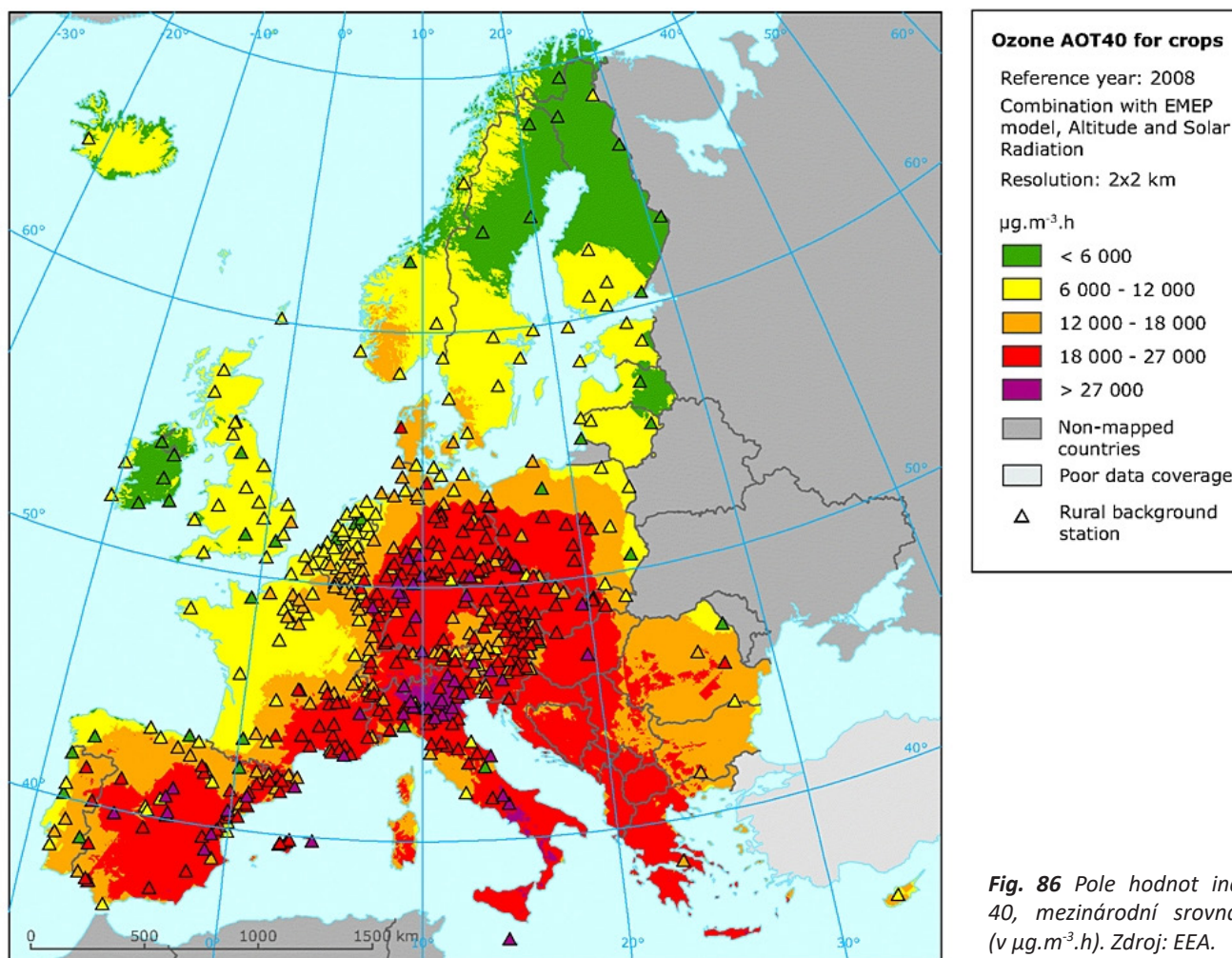


Fig. 86 Pole hodnot indexu AOT 40, mezinárodní srovnání, 2008 (v $\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}\cdot\text{h}$). Zdroj: EEA.

Koncept založený na indexu AOT40 je tedy nutným zjednodušením. Je to prostředek k ochraně nejcitlivější vegetace za nejméně příznivých podmínek – nemůže sloužit jako parametr relativního rizika poškození vegetace v různých oblastech Evropy. Odezva rostlin na ozon je navíc spojena spíše s interními koncentracemi ozonu, případně tokem ozonu do rostliny přes průduchy, než s „externí“ zátěží ozonem. Epizody vysokých koncentrací ozonu jsou kromě toho často spojeny s faktory, které vedou ke snížení toku ozonu do rostliny – jako je např. vysoký vláhový půdní deficit. Dalšími nevýhodami limitních hodnot pro AOT je, že: 1) byly odvozeny pouze pro velmi málo rostlinných druhů, 2) citlivost indexu je vysoká na malé variace ve vstupních datech,

3) zakládá se na měření koncentrací ozonu mimo rostlinné porosty (NOVOTNÝ 2008 dle TUOVINEN 2000; HŮNOVÁ, NOVÁK 2001).

Druhá úroveň kritických limitů, která by umožňovala predikci a kvantifikaci poškození se zakládá na přímém toku ozonu do intracelulárních prostorů rostlin. Tok ozonu do rostlinné složky ekosystému lze určit na základě koncentrace ozonu v ovzduší, celkového atmosférického odporu porostu, odporu laminární vrstvy asimilačních orgánů a odporu průduchů. Právě modelování odporu, respektive vodivosti průduchů je poměrně náročné, neboť vyžaduje parametrizaci řady faktorů jako je druhově specifická maximální a minimální vodivost průduchů, fenologická fáze, tok fotonů, teplota listů či deficit půdní vláhy. Některé z realizovaných studií (např. EMBERSON et al 2000) zjistily, že oblasti s nejvyšší zátěží ozonem definovanou podle AOT40 jsou jiné než oblasti s nejvyšší zátěží podle výpočtu toku ozonu. V některých letech index AOT40 v oblasti střední Evropy nadhodnocoval riziko poškození rostlin ozonem oproti modelování toků ozonu (NOVOTNÝ 2008).

Vliv ozonu na dřeviny jejich porosty

Přes výše zmíněné problémy v hodnocení zátěže ozonem, lze považovat za v současnosti doložené, že **současné koncentrace přízemního ozonu v ovzduší v Evropě mohou vést k nezanedbatelným vlivům na vegetaci, včetně viditelných poškození listů** (BRACE et al. 1999), k **snížení přírůstu lesních dřevin** (CHAPPELKA et al. 1985) **či výnosu plodin** (HEYES et al. 2007), **a také mění citlivost rostlin na působení dalších abiotických i biotických stresových faktorů** (KRAUSE 1983).

Výzkumy z poslední doby ukazují, že vzrůstající koncentrace přízemního ozonu nemá negativní vliv pouze na dřevní produkci – ročně se může snížit i o více než 10 % (CHEVONE et al. 1986), viz též BOX –, ale může také vyvolat nestabilitu lesních ekosystémů vedoucí k jejich nižší adaptabilitě vůči působícím či očekávaným stresovým faktorům (KRAUSE 1983). Dlouhodobé stresové působení ozonu na stromy může negativně ovlivňovat funkce lesních ekosystémů, zejména ve vztahu k vodní a energetické bilanci či ochraně půdy proti erozi, dále může snižovat rostlinný pokryv suchých oblastí a zhoršovat estetický vzhled krajiny (LÖVBLAD et al. 2000).

STUDIE O VLIVU OZONU NA PRODUKCI LESŮ (NOVOTNÝ 2008)

PEARSON, MANSFIELD (1994) došli k závěru, že trvalé vystavení dřevin účinkům zvýšených koncentrací přízemního ozonu má negativní vliv na dlouhodobou produkci. Ve studii BRAUNOVÉ et al. (1999) byl ozon jedním ze čtyř významných faktorů, který vysvětloval 32 % variability přírůstu dospělých bukových porostů ve Švýcarsku. Dalšími z těchto faktorů byla saturace půd bázemi, depozice dusíku a kyselá depozice. Ve studii OLLINGERA et al (1997) prováděné na severovýchodě USA v 64 porostech byl zjištěn pokles v ročním přírůstu sušiny o 3–16 %; pokles produkce lesních porostů byl odhadnut na 3–22 %, přičemž pokles přírůstu byl výraznější v blízkosti městských oblastí v jižní části zkoumaného regionu a v místech, kde porosty nebyly stresovány nedostatkem vláhy. KARLSSON et al. (2005) odhadli, že v letech 1993–2003 zvýšené koncentrace ozonu způsobily snížení růstu lesa o 2,2 % a snížení ekonomické návratnosti lesní produkce o 2,6 %. Při extrapolaci na Švédsko je roční potenciální ztráta na lesní produkci 56 milionů euro (v cenách z roku 2004), **roční ztrátu na produkci dřeva pro EU lze odhadnout na 361 milionů eur ročně**. KARLSSON et al. (2006) dále dokládají, že v jižním Švédsku je ozon po výčetní základem, teplotě a vlhkostním režimu půdy čtvrtým nejvýznamnějším faktorem, který ovlivňuje přírůst dospělých smrkových porostů. WIPFLER et al. (2005) odhadli, že stres působený současnými koncentracemi ozonu může způsobovat potenciální ztrátu na tloušťkovém přírůstu vzrostlých smrků až ve výši 22 %. SKÄRBY et al. (2004) uvádějí možnost 6 % redukce růstu smrku při současné úrovni zatížení ozonem.

Jedny z nejdůležitějších dopadů na rostlinná společenstva mohou spočívat ve změnách jejich druhové skladby a ve ztrátě biodiverzity, zvláště pak v oblastech s vysokým počtem endemických druhů, u nichž není prozkoumána citlivost k působení ozonu. Ozon může negativně ovlivňovat také symbiotické vztahy dřevin; negativní vliv ozonu

na kolonizaci kořenů borovic *Pinus haertwegii* a *Pinus leiophylla* ektomykorhizními houbami a na jejich přirozenou obnovu udávají z Mexika DE BAUER, HERNANDEZ-TEJEDA (2007).

Intenzita škodlivých jevů je poměrně vysoká v řadě smrkových porostů vrcholových částí pohoří s vysokými koncentracemi ozonu, kde v důsledku intenzivního záření dochází k urychlené fotooxidaci chlorofylu, ochuzování půd živinami, k relativně vysoké depozici dusíku z atmosféry a k zeslabování mrazuvzdornosti smrků.

Oxidační (oxidativní) stres může být kromě přízemního ozonu způsoben dalšími faktory. Mezi ně patří např. nízké teploty, vysoká intenzita slunečního záření, účinky UVB záření nebo sucho. Mechanizmy, kterými se rostliny oxidačnímu stresu brání, jsou však pro různé původce tohoto typu stresu obdobné. **Typickou obrannou antioxidační reakcí je tvorba etylénu, polyamidů a flavonoidů, probíhá tvorba stresových proteinů** (EVANS, MILLER 1972). Vliv ozonu je přitom kumulativní, úroveň reakce tedy závisí nejen na intenzitě, ale také na délce trvání stresu.

Účinky ozonu na vegetaci jsou v rozsahu od zjevného poškození k jemným změnám buněčné biochemie a celkové fyziologie rostlin. Bez ohledu na organizační úroveň, na které je pozorována odezva (od molekulární úrovně po úroveň celé rostliny), ovlivňuje fytoxicita ozonu fyziologické procesy, které způsobí změny buněčných struktur a funkcí. **Odlišná odezva rostlin na působení ozonu souvisí se změnami v podmínkách prostředí a v genetické výbavě.** Tyto faktory podmiňují způsoby odezvy rostlin na působení ozonu, doba bezprostřední odezvy je různá dle fyziologického stavu rostliny. Odezvu rostlin můžeme vidět jako vyvrcholení posloupnosti biochemických a fyziologických procesů, počínajících příjmem ozonu a končících poškozením rostliny (TINGEY, TAYLOR 1982). Kvantifikace příjmu ozonu rostlinou zůstává i přes řadu modelů stomatálního toku stále nejistou (EMBERSON 2007). Velmi perspektivní metodou pro přesnější stanovení stomatální vodivosti koruny pro vodní páru (a tudíž i pro další stopové plyny, jako je O_3 , NH_3 , NO_x) se zdá měření transpiračního toku ve stromech (KÖSTNER et al. 2008).

Pokud koncentrace ozonu převyšuje obrannou kapacitu rostlin, dochází k narušení transportních cest a iontové homeostázy buněk (SKÄRBY et al. 1998). Při popisu odezvy je důležité si uvědomit, že ozon a ostatní vzdušné polutantů působí synergicky. Doložit obecnější platnost fyziologických odezvy zjištěných v jednotlivých studiích může být komplikované, viz BOX na str. 186. Na buněčné úrovni dochází k narušení distribuce proteinů a nukleových kyselin, k destrukci buněk mezofylu (EVANS, MILLER 1972), snižuje se množství chlorofylu, čímž dochází k poklesu fotosyntézy (MIKKELSEN, RO-POULSEN 1994). Dále může docházet například ke kondenzaci a vysrážení fenolických látek, plazmolýze buněk a narušování buněčných struktur (GÜNTHARDT-GOERG et al. 2000). Vysoké koncentrace ozonu a dalších fotooxidantů mohou poškodit buněčné membrány a učinit je propustnějšími pro kationy (PRINZ et al. 1982), dochází k rychlejšímu vymývání Mg a Ca (KRAUSE et al. 1983). Snižování obsahu chlorofylu a, b po působení ozonu, výraznější u starších jehlic než u mladších, zjistil HAVRANEK (1990).

Řada autorů (například prostřednictvím zakuřovacích pokusů se semenáčky dřevin) dokládá pokles intenzity či efektivnosti fotosyntézy a souvisejících procesů – stomatální vodivosti pro CO_2 , obsahu chlorofylu.

Při průniku ozonu do vnitřních struktur listů je jedním z obranných mechanismů zapojení některých specializovaných enzymů a enzymatických systémů, které zajišťují přeměnu vzniklých chemických sloučenin (hydroxylového radikálu, superoxidového aniontu) na peroxid vodíku a jeho další rozklad (GLOSER, PRÁŠIL 1998). Při těchto

Reakce rostlin na oxidační stres

Fyziologické odezvy

peroxidačních pochodech se v buňkách hromadí metabolity, které je možné využít k biochemické indikaci oxidačního stresu vyvolaného přízemním ozonem (UHLÍŘOVÁ 1991). Jedním z peroxidačních produktů, který se v buňkách hromadí, je malondialdehyd (MDA), který je dobře znám jako produkt peroxidace lipidů. Slibnými biochemickými ukazateli pro působení ozonu jsou změny obsahu fenolických látek, například proanthocyanidinu (VOLLENWEIDER et al. 2003). Jako možný indikátor působení ozonu byl testován také obsah sacharidů (BRAUN et al. 2004). Žádný z těchto faktorů se neukázal jako specifický a obecně použitelný indikátor poškození ozonem.

STUDIE VĚNOVANÉ SOUVISLOSTEM PŮSOBNÍ OZONU A KYSELÝCH DEPOZIC

Jedna z hypotéz vysvětluje vztah mezi ozonem a kyselou depozicí tak, že ozon způsobuje urychlené vyplavování pohyblivých kationtů z listů, a tím nepříznivě ovlivňuje integritu membrán. Ztráta těchto minerálů může způsobit deficit živin ve stromech (PRINZ et al. 1982). Tuto teorii podporují výzkumy KRAUSE et al. (1983), kteří popsali vymývání NH_4^+ , Mg^{2+} , Ca^{2+} , K^+ a NO_3^- u sazenic smrku ztepilého. Vymývání signifikantně vzrůstalo, když byly stromy vystaveny spolupůsobení ozonu a simulovaného kyselého zamlžování. Podobná sledování byla popsána SKEFFINGTONEM a ROBERTSEM (1985) u borovice lesní. Podle BROWNA a ROBERTSE (1988) však v těchto výsledcích mohou být nepřesnosti, způsobené produkcí N_2O_5 jako prekurzoru tvorby ozonu, protože ti autoři použili vzduch procházející elektrickou výbojkou generující ozon. Když Brown a Roberts použili k produkci ozonu čistý kyslík, bez výskytu kontaminantů, nebylo u smrku ztepilého zjištěno signifikantní množství živin vyplavených z listů. Toto zjištění dokládá důležitost vnímání komplexu stanovištních podmínek, které působí na zdravotní stav dřevin.

Pokusy s liliovníkem tulipánokvětým (*Liriodendron tulipifera*), jasanem americkým (*Fraxinus americana*), sekvojovcem obrovským (*Sequoiadendron giganteum*) a břízou papírovitou (*Betula papyrifera*) ukázaly, že při expozici ozonem za spolupůsobení simulovaných kyselých srážek (mlhy) existuje signifikantní vztah – zpomaluje se růst při vzrůstající aciditě srážek, a to především u *Betula papyrifera* (KEANE, MANNING 1989).

Morfologické a anatomické odezvy

I u morfologických či anatomických změn je problematické najít takové, které lze dát do jednoznačné souvislosti s ozonem. Jedním z často využívaných markerů imisního poškození je množství a struktura epikutikulárních vosků, které ochraňují povrch listů a jehlic. Degradace vosků je ovlivněna řadou přírodních i antropogenních stresorů. Přes jejich poměrně uniformní chemické složení jsou považovány za citlivý indikátor změn zdravotního stavu lesních porostů (CAPE, PERCY 1998). MATYSSEK et al. (1997) zaznamenali nárůst degradace vosků u smrku s věkem jehlic a s transparentí koruny. Tato tendence byla zřetelnější na výše položené lokalitě s vyšší zátěží ozonem. Produkce vosků však může být narušena také vlivem ultrafialového (UVB) záření (GORDON, PERCY 1999) – to následně vede k zvýšení citlivosti rostlin vůči působení ozonu.

Další metodou, pomocí které lze, přes nespecifičnost oxidativních reakcí vyvolaných působením ozonu, toto poškození identifikovat, jsou změny na mikroskopické úrovni. Jedná se o charakteristickou kombinaci mikroskopických změn způsobenou oxidativním stresem při vyloučení biotického poškození rostlin (VOLLENWEIDER et al. 2003; KIVIMÄENPÄÄ et al. 2004). Změny se vytvářejí v asimilačním mezofylu, občas se rozšiřují do epidermis, struktura vodivých pletiv zůstává nezměněna. Více poškozené obvykle bývají ty buňky, které jsou více vystavené slunečnímu záření. KIVIMÄENPÄÄ et al. (2005) uvádějí jako charakteristickou kombinaci symptomů: 1) redukovanou velikost chloroplastů, 2) vyšší elektronovou hustotu stromatu a 3) lokalizaci těchto změn především ve vnějším mezofylu a na svrchní straně jehlic. Objevují se také změny buněčné stěny, které se ovšem mohou vyskytnout i při stresu suchem či působením těžkých kovů. Viditelné tečkování palisádových buněk u listnatých dřevin ukazují na hypersenzitivní reakci, okolní tkáň vykazuje příznaky zrychleného stárnutí buněk

a oxidativního stresu (PELL et al. 1997).

Oxidační stres může dále způsobit trvalé poškození krycích a mezofylových pletiv. V mezofylu byly pozorovány časté autonomní zóny atrofovaných buněk s ojediněle sníženou osmotickou aktivitou, opakovaně je přerušena kontinuita buněčných seskupení a lokálně se vyskytuje hypertrofie plně turgescentních buněk. Tyto buňky s mrtvým buněčným obsahem, ale neporušenými buněčnými stěnami se někdy označují jako „zhroucené buňky“ (EVANS, FITZGERALD 1993), či „buňky ve tvaru kosti“.

V substomatárním prostoru průduchů mohou být zjištěny kavity a narušení asymetrie svěřacích buněk. U mrtvých buněk se nevyskytuje jádro a jsou barevně zřetelně odlišeny od živých.

Při odumírání buněk svrchního mezofylu se poškození začne výrazněji projevovat i viditelnými a poměrně specifickými symptomy. Viditelné poškození jehlic a listů je tak snadno zjistitelným dokladem působení ozonu v terénu. Mezi hlavní příznaky patří změny zbarvení asimilačních orgánů (listů, jehlic) a vznik nekrotizace, přičemž tyto viditelné příznaky negativního vlivu ozonu se na zasažených listech objevují řádově za několik týdnů až měsíců po příjmu ozonu (EVANS, MILLER 1972).

U listnatých dřevin se viditelné poškození v důsledku negativního působení zvýšených koncentrací přízemního ozonu projevuje nejčastěji ve formě **nepravidelných chlorotických, červených nebo červenohnědých skvrn nebo dochází k plošnému bronzovému zbarvení listů**. Charakteristické je poškození listové (interveniální) plochy, žilnatina bývá zasažena pouze výjimečně. Zpočátku se poškození objevuje na vyvinutých, středně starých a starších listech, teprve později nebo při velké zátěži i na listech mladších (tzv. „age effect“), přičemž tyto symptomy se vyvíjejí více méně rovnoměrně po celé ploše listů, nikoli pouze na okrajích nebo kumulovaně v určité části listu.

U jehličnatých dřevin se na jehlicích objevují **bezbarvé, žlutavé nebo až zelenožluté bodové chlorózy, které nejsou ostře ohraničené** – tím se liší např. od vpichů po sání hmyzu (ARBAUGH et al. 1998; DALSTEIN et al. 2002; SANZ et al. 2000). Skvrnitost u jehličnanů ukazuje pozoruhodné strukturální podobnosti s poškozením tečkováním u listnatých stromů. Tyto podobnosti jsou výraznější u skupin mrtvých buněk s porušeným buněčným obsahem, které jsou většinou lokalizovány pod epidermální vrstvou exponované strany. Tyto bodové chlorózy mohou při intenzivním nebo dlouhodobém působení přejít do vybělených plošek až nekrotizace na větší ploše jehlic. Vzhledem ke kumulaci některých buněčných produktů v jehlicích jsou četnější opět na starších ročních jehlicích (tzv. „age effect“). Zpočátku se nacházejí na svrchní, později i na spodní straně jehlic.

Poškození vyvolané účinky ozonu se vyznačuje některými specifiky, pomocí kterých ho lze odlišit od symptomů vyvolaných jiným typem stresu. Mezi hlavní patří fakt, že **k výraznějšímu poškození dochází na osluněných částech rostlin**. Zastíněné části listů nebo větví zůstávají zelené, s minimem příznaků nebo bez viditelných příznaků poškození (tzv. „shade effect“). Jen výjimečně dochází k poškození listů i při jeho zastínění (VOLLENWEIDER et al. 2003). Symptomy se rozvíjejí nejvíce na osluněných větvích a na lokalitách orientovaných ke slunci (jih, jihozápad), zpočátku pouze na svrchní straně listů, při silném poškození mohou být skvrny, chlorózy nebo nekrotizace patrné i na spodní straně listů. Poškození postupuje od špičky jehlice k bázi a zvětšuje se se stářím jehlice. Chronické poškození ozonem se může projevovat i tvorbou menších jehlic (listů) nebo výhonů (KELLER 1981).

Zvýšené koncentrace ozonu vznikají při slunečném počasí. Viditelné poškození stromů, větví a listů ozonem nastává až po období slunečného počasí, bez ohledu na

Pozorovatelné příznaky poškození ozonem

stav výživy stromů (MAURER et al. 1997; GUNTHARDT-GOERG, MCQUATTIE 1998). Pokud k periodickému působení zvýšených koncentrací ozonu dochází častěji ve stádiu tvorby listů, může dojít k aklimatizaci a také k poklesu citlivosti na další zvýšené koncentrace (GUNTHARDT-GOERG et al. 1993).

Pro hodnocení poškození ozonu na lesních dřevinách byly publikovány obrazové příručky (BRACE et al. 1999; HARTMAN et al. 1995; INNES et al. 2001); při vlastním hodnocení je však nutno vždy postupovat s vysokou obezřetností a se znalostí lokálních poměrů. Viditelné symptomy a jejich rozvoj probíhají na dřevinách obecně v různých směrech, pro ozon je typické, že intenzita symptomů stoupá směrem vzhůru. Pro sledování výskytu symptomů poškození asimilačního aparátu v terénu je nutná jejich správná identifikace. Východiska hodnocení poškození listů přízemním ozonem jsou uvedena v materiálu ICP Forests s názvem „Submanual for the Assessment of Ozone Injury on European Forest Ecosystems“ (2002), který byl připraven Pracovní skupinou kvality ovzduší v roce 2000. V podstatě se jedná o vizuální hodnocení poškozené plochy listu v procentech vůči celkové ploše (absolutní) listu. Termíny hodnocení listnatých dřevin a bylin jsou stanoveny dle metodologie ICP Forests od začátku července do září, ve středním či pozdním létě. Pro hodnocení jehličnatých dřevin je stanoveno období od října do února následujícího roku.

smrk ztepilý

U smrku ztepilého (*Picea abies*) ozon způsobuje světle zelené nebo žlutavé zbarvení či bronzovění typické pro svrchní letorosty a boční strany jehlic začínající od letorostů (větviček) a hrotů jehlic ve svrchní plně osluněné části koruny. Tyto symptomy jsou iniciovány po dobu depozičního toku ozonu, ale symptomy se rozvíjejí převážně od září. Světle zelené až nažloutlé skvrny, nebo takto zbarvené celé jehlice, které se často objevují na druhých ročních větvích, mohou však ve skutečnosti být způsobeny biotickými faktory (houbové patogeny, mšice a roztoči), viz BOX, pro spolehlivou interpretaci by měly být prováděny dodatkové mikroskopické testy. Kvůli této skutečnosti je smrk ztepilý kontroverzní dřevinou z hlediska účinků ozonu a je zřídka zmiňován. Makroskopické poškození je obtížně zjistitelné, protože odumřelé buňky jsou skryty v poměrně celistvých pletivech jehlic kosodélníkového uspořádání. Podobné světle zelené až žlutavé skvrny byly zjištěny na jehlicích modřínu opadavého (*Larix decidua*).

SYMPTOMY JINÉHO PŮVODU, KTERÉ MOHOU BÝT OMYLEM PŘISUZOVÁNY ÚČINKŮM OZONU (INNES et al. 2001)

V protikladu k rozptýleným symptomům způsobeným ozonem, nebo změnám ve zbarvení jehlic, jsou skvrny a body biotického původu přerušované (diskrétní). Bílé body jsou způsobeny prázdnými buňkami mezofylu a ukazují stopy savého hmyzu, zatímco hnědavé tečky působené roztoči jsou doprovázeny pavučinkami (blankami), larvami či vajíčky, které mohou být pozorovány lupou. Ohraničené nespojitě hnědé nekrotické skvrny z houbových infekcí se nezřídka dostávají na konci vegetační sezóny, když dozrávají šišky. Stále však není zcela prokázáno, zda může poškození ozonem v časném létě vyvolat aktivitu endofytických hub. Jarní poškození stromů na mrazem postihovaných stanovištích (jako jsou porostní stěny či porostní okraje) vede k červenohnědým nekrotickým částem jehlic, které jsou jasně odděleny od zeleně zbarvených pletiv. Takzvaná „mrazová kropenatost“ byla nalezena v jarním období na druhých ročních větvích jehlic a interpretována jako výsledek silného ozáření jehlic překrytých ledem. Tato domněnka nebyla experimentálně ověřena a symptomy se podobají poškození hmyzem na letošních (aktuálních) ročních větvích jehlic. Nevyváženost živin vede ke žloutnutí celých jehlic letorostů a částečně i starších jehlic. Akutní stres vede k červenohnědým nekrotickým jehlic, a to zpočátku na starších jehlicích.

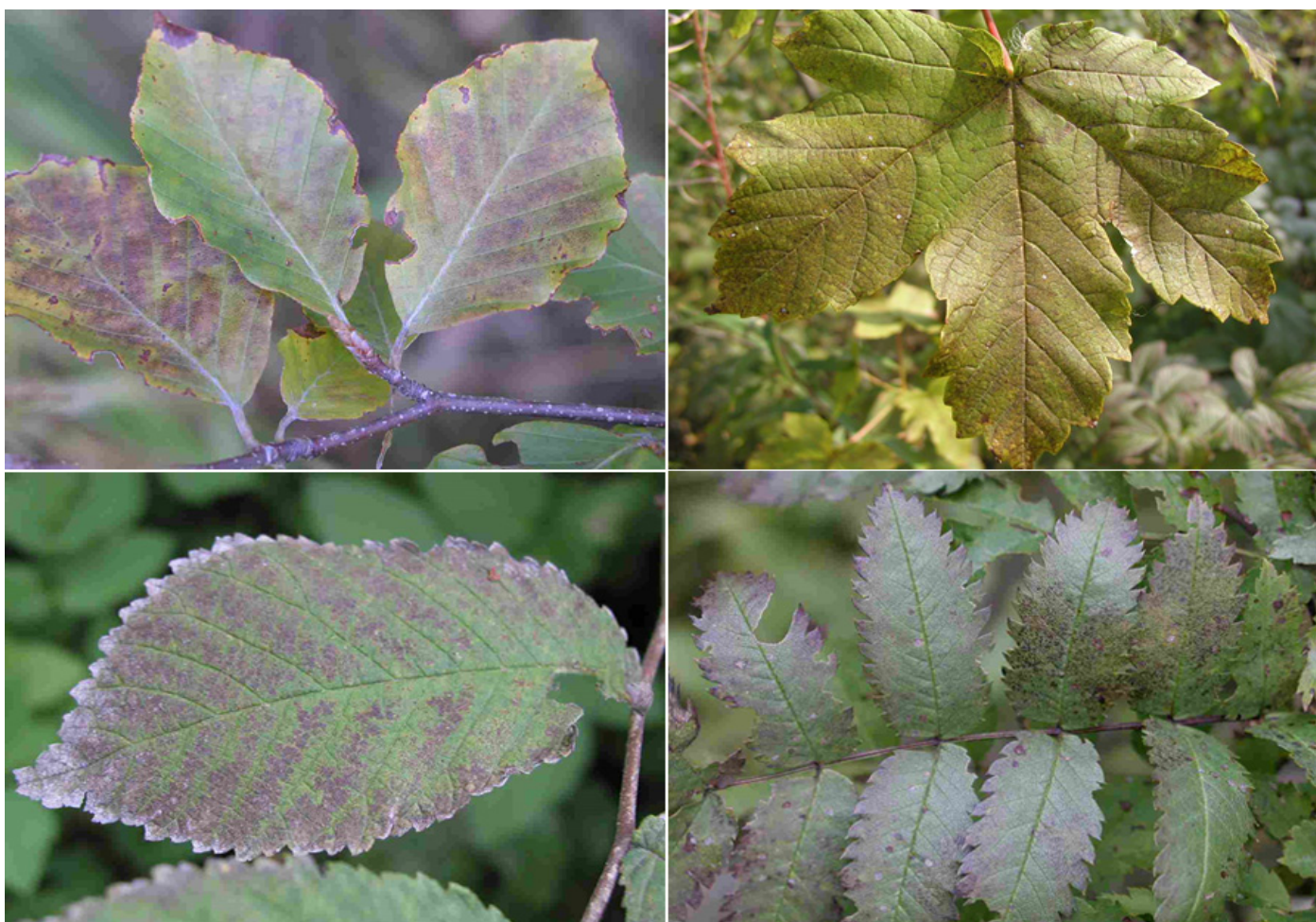
buk lesní, habr obecný

U buku lesního (*Fagus sylvatica*) ozon vyvolává světle zelené rozptýlené tečky v mezižebních polích listů, které se dále rozvíjejí do světle zelené barvy listu – světle zelená či žlutozelená diskolorace listů nebo bronzovění na svrchní straně listů v horní části koruny vystavené plnému slunečnímu záření. Podobné symptomy jsou i na

habru obecném (*Carpinus betulus*). Diskolorace způsobená ozonem vzrůstá s věkem listů, ale chybí na listech ležících ve stínu ostatních listů. Časně tečkování může být také určováno jako šedé proužky mezi bočními žilkami nebo při pohledu lupou jako černé tečky. Se vzrůstajícími dávkami ozonu a věkem listů se objevují nekrotické skvrny. Na listech ve stínu se mohou objevit nekrotické tečky bez chlorózu ke konci vegetačního období, ale před podzimním zbarvením, které je v čistém prostředí (nízké koncentrace ozonu) stejnoměrné bez těchto malých nekrotických teček.

U jasanu ztepilého (*Fraxinus excelsior*) ozon způsobuje světle zelené rozptýlené tečky v mezižebních polích listů (po době jednoho až dvou měsíců s hodnotou AOT40 v denních hodinách 4–7,5 ppb.h). Iničiální tečky se rozvíjejí ve světle zelené skvrny, které později přechází v hnědé skvrny. Nekrotické tečkování se někdy šíří od okrajů listů, rozvíjí se do nekrotických a vede k diskoloraci s nekrotickými skvrnami, které nevyjadají jako brzké podzimní zbarvení vyskytující se při nízkých dávkách ozonu.

jasan ztepilý,
jeřáb ptačí



Na listech jeřábu ptačího (*Sorbus aucuparia*) se rozvíjejí symptomy podobné zde popsaným symptomům u jasanu ztepilého.

U javoru klenu (*Acer pseudoplatanus*) ozon vyvolává světle zelené rozptýlené tečky v mezižebních polích listů. Iničiální tečky se rozvíjejí ve světle zeleně zbarvené plochy (diskolorace celých listů), které se často rozvíjejí od okrajů listů po uplynutí

Fig. 87 Barevné změny – symptomy poškození ozonem na listech buku lesního (*Fagus sylvatica*), javoru klenu (*Acer pseudoplatanus*), jilmu horského (*Ulmus glabra*) a jeřábu ptačího (*Sorbus aucuparia*).
Foto: D. Kuňák.

javor klen

doby větší než dva měsíce s hodnotou AOT40 okolo 18 ppb.h. Žilky zůstávají tmavěji zelené. Typické jsou také nekrózy postupující od okrajů listů, nebo tečkování listů. V protikladu při diskoloraci způsobené kontaminací půdy těžkými kovy je typický původ žloutnutí od báze listu.

třešeň ptačí,
střemcha pozdní

U třešně ptačí (*Prunus avium*) ozon způsobuje chlorózy starších listů ve spodní části koruny, chlorózy se přitom nevyskytují v okolí žilnatiny listů. Některé listy začínou na okrajích červenat, na některých jsou poblíž okrajů hnědé či hnědofialové fleky. Množství doprovodných symptomů zahrnuje hlavně červenání a nekrózy listů, vzrůstající chlorózy a postupnou defoliaci, zvláště listů nižších částí korun mladých kmenů. Zčervenání listů může prudce narůst během několika málo dnů – symptomy se pravděpodobně přidružují při epizodách vysokých koncentrací ozonu. Třešeň je z hlediska bioindikace ozonu problematická pro velké množství různých symptomů, které lze pozorovat. Při pokusu bylo pozorováno zřetelné zmírnění symptomů a defoliace v situaci, kdy rostliny byly dlouhodobě pěstovány v prostředí se vzduchem filtrovaným přes aktivní uhlí. Citlivějším růžovitým druhem je střemcha pozdní (*Prunus serotina*), kterou lze pro její citlivost a snadno viditelné symptomy (červené skvrny) používat jako bioindikátor ozonu. Symptomy na třešni ptačí jsou méně nápadné, a také citlivost je nižší než u střemchy.

lípa malolistá

U lípy malolisté (*Tilia cordata*) ozon způsobuje na svrchním jemném povrchu listů tmavě pigmentované tečky na starších listech. Často bývá také zaznamenán předčasný opad listů. Při silném poškození jsou nápadné tmavě zbarvené skvrny v místech mezi hlavní žilnatinou listů na svrchní straně listů, žilnatina nabývá v místech silného poškození žlutavého zbarvení.

jilm horský

U jilmu horského (*Ulmus glabra*) ozon způsobuje temně rudé tečkování v mezižilních částech listů, tyto symptomy byly pozorovány na starších listech. Při vyšší zátěži či na konci vegetační doby se zbarvení mění na tmavohnědé, okraje listů mohou být zbarveny šedě až bíle. Tečkování nepostihuje spodní stranu listu.

vrba jíva

U vrby jívy (*Salix caprea*) ozon způsobuje červené skvrny v místech mezi hlavní žilnatinou, střední poškození se projevuje červenými skvrnkami, při silném poškození se skvrny slévají v rezavě hnědé plochy až charakteru nekrotických skvrn. Hlavní žilnatina listů si zachovává zelenou barvu i při silném poškození ostatní plochy listu.

4.2.2 Synergické působení ozonu a CO₂ na lesní dřeviny

Ozonový stres je velmi významným faktorem, který ovlivňuje cyklus uhlíku v lesních ekosystémech, a to zejména v boreálních lesích (KASURINEN et al. 2004). Vzhledem k nárůstu koncentrací CO₂ (viz dále kapitola 4.3.1) je pak podstatnou otázkou, zda, a pokud ano, pak jak se vzájemně ovlivňují efekty působení ozonu a zvýšeného obsahu CO₂. V posledních letech byla publikována řada modelových studií, které se těmito problémy z různých úhlů pohledu zabývají, v následujícím textu vám několik z nich představíme.

Z hlediska primárních metabolitů není doložen žádný vliv ozonu na celkovou koncentraci sacharidů a živin v listech, v kombinaci s oxidem uhličitým však ozon koncentraci sacharidů zvyšuje a koncentraci živin snižuje (VALKAMA et al. 2007). Podle těchto autorů režim zvýšeného ozónu neovlivnil hladiny cukru a škrobu v monokultuře buku, ale výrazně zvýšil hladiny cukrů v listech buku ve smíšené kultuře se smrkem. Ve smrkových jehlicích byla tendence zvýšení obsahu cukrů v obou typech kultur.

Hladina rozpustných aminosloučenin a nestrukturálních proteinů v listech buku nebyla kombinovaným účinkem ozónu a oxidu uhličitého ovlivněna, ale v jehličí smrku byla tímto působením výrazně zvýšena (LIU et al., 2005). Účinek je ovšem vždy závislý na konkrétní situaci – při každém složení atmosféry v experimentu, se v daném typu porostu (zastoupení smrku a buku) měnil jiným způsobem primární metabolismus listů smrku a buku. Co se týče sekundárních metabolitů, v reakci na působení samotného ozónu se koncentrace fenolů a terpenů výrazně zvýšila. Při kombinovaném účinku ozónu a oxidu uhličitého byl nárůst koncentrace fenolů nižší, naopak u terpenů byl kombinovaný účinek mnohem silnější (VALKAMA et al. 2007).

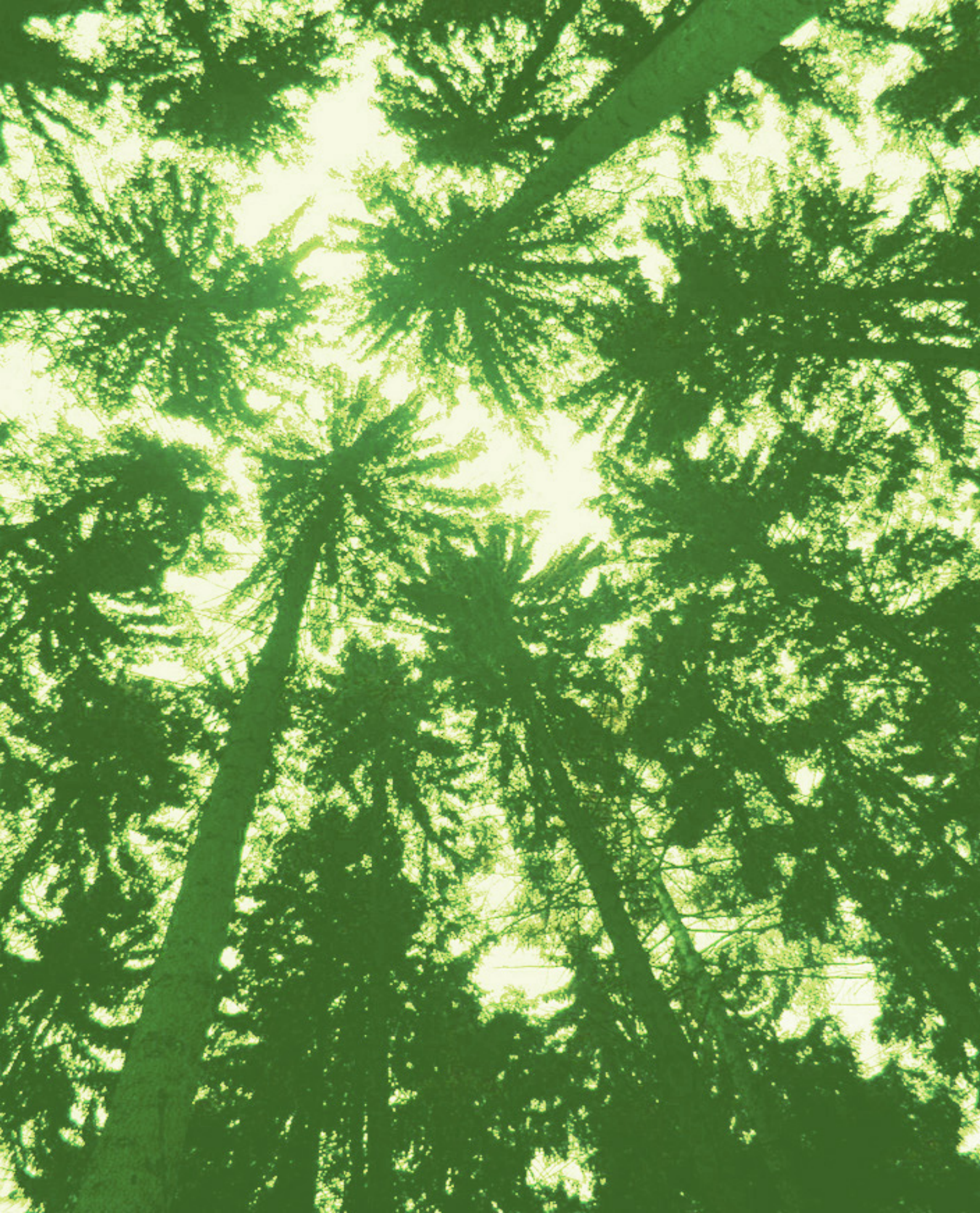
V současné době není zřejmé, jak bude nárůst atmosférického oxidu uhličitého a ozónu měnit poptávku rostlin po dusíku a získávání dusíku rostlinami z půdy, jakož i zásoby mikrobiálního dusíku v půdní organické hmotě. Dle výzkumů ZAKA et al. (2007) snížily zvýšené koncentrace ozónu množství izotopu N-15 (-15 %) a půdního dusíku (-29 %) v porostech topolu osika (*Populus tremola tremuloides*) i v jeho smíšeném porostu s břízou papírovitou (*Betula papyrifera*). Tato reakce vyplývá z nižší rychlosti fotosyntézy, ze snižování růstu a z existence menších kořenových systémů, které získávají méně půdního dusíku. Ani oxid uhličitý, ani ozon nezměnily množství využití půdního dusíku nebo izotopu N-15 na úrovni lesa z mikrobiální biomasy, nebo půdní organické hmoty. Kromě toho ZAK et al. (2007) nezaznamenal žádné interakce mezi oxidem uhličitým a ozonem ve vztahu k množství dusíku nebo izotopu N-15 v žádném společném ekosystému, což by naznačovalo, že by ozon mohl mít negativní vliv bez ohledu na koncentrace oxidu uhličitého.

Dle DABRAHA et al. (2008) může mít zvýšená koncentrace oxidu uhličitého pozitivní vliv na reprodukci a regeneraci lesních dřevin, zatímco ozon bude mít pravděpodobně vliv negativní. Dokládá to studii, ve které zvýšený obsah oxidu uhličitého ve vzduchu zvýšil počty kvetoucích stromů břízy papírovité (*Betula papyrifera*) i množství květů, zvýšila se také hmotnost semen a jejich klíčivost. Díky vlivu ozónu se rovněž zvýšil počet kvetoucích stromů, ale snižovala se hmotnost semen a klíčivost. V kombinovaném ošetření (zvýšený $\text{CO}_2 + \text{O}_3$) se snížila váha semen (20 %), zatímco klíčivost nebyla ovlivněna.

Zvýšená koncentrace ozónu může vézt v některých případech ke zvýšení lákavosti listů pro herbivorní hmyz, zvýšené koncentrace oxidu uhličitého však mohou tento efekt zmírnit (VALKAMA et al. 2007).

KOZOVIČ et al. (2005) zjistili, že smrk při růstu těžil ze zvýšených koncentrací oxidu uhličitého, zatímco buk trpěl zvýšenou koncentrací ozónu. Buk pěstovaný v bioklimaboxech v různých kombinacích kultivačních režimů a zakuřování ozónem a oxidem uhličitým měl sníženou rezistenci, pokud rostl ve směsi se smrkem. Po dvou sezónách se u buku projevila významná redukce listové transpirace, přírůstu biomasy a objemu koruny ve srovnání se sazenicemi pěstovanými v monokultuře. Schopnost mladých stromů reagovat na atmosférické ošetření se lišila mezi druhy a byla ovládána typem konkurence: smrkový porost těžil ze zvýšené koncentrace CO_2 , zatímco bukové porosty trpěly zvýšenou koncentrací ozónu. Z toho autoři odvodili, že: 1) pokud je buk negativně ovlivněn zvýšenou koncentrací ozónu, je jeho konkurenceschopnost lepší než u smrku; 2) že smrk těží z nárůstu dostupnosti zdroje oxidu uhličitého ve smíšené kultuře a 3) že reakce rostlin na oxid uhličitý a ozon závisí na typu kompetice (vnitro i mezidruhové).

KOZOVIČ et al. (2005) upozorňují, že znalosti o reakci rostlin na zvýšené koncentrace oxidu uhličitého a ozónu byly získány u rostlin v monokulturách, a že by tedy neměly být přenášeny do podmínek, kde je důležitou mezidruhová kompetice.



4.3 KLIMATICKÉ ZMĚNY A JEJICH DOPADY NA DŘEVINY A LESNÍ EKOSYSTÉMY

4.3.1 Příčiny a scénáře klimatických změn

Klimatický systém je velmi složitý nelineární systém, ve kterém jsou probíhající procesy vzájemně propojeny složitými vazbami. V jejich důsledku se mohou jednotlivé procesy zesilovat (kladné zpětné vazby) nebo zeslabovat (záporné zpětné vazby). V důsledku kladných zpětných vazeb vzrůstá nestabilita klimatického systému, záporné zpětné vazby stabilitu naopak zvyšují. I nepatrný zásah do systému může proto vyvolat řetězovou reakci a přerůst do výrazně větších rozměrů.

Úplný klimatický systém se skládá z pěti hlavních složek: atmosféry, oceánů, kryosféry, litosféry a biosféry. Všechny složky jsou heterogenními termo-hydrodynamickými otevřenými systémy. Můžeme je popsat jejich chemickým složením, termodynamickými a mechanickými stavy. Atmosféra se vyznačuje rychlými změnami a reakcemi na působící vnější síly (např. sluneční záření) i na přenosy energie a hmoty mezi svými subsystémy (např. uvolňování latentního tepla při vypadávání srážek v atmosféře). Odezva na působící vnější síly nebo na vzájemné reakce je velmi krátká; – v nejspodnějších vrstvách atmosféry jde o minuty až hodiny, ve volné atmosféře o týdny až měsíce. Procesy v oceánech mají výrazně větší setrvačnost (podle hloubky měsíce až století) a u pevninských ledovců se odezva může pohybovat v řádu několika století až miliónů let. Na základě těchto rozdílů v dynamice lze klimatický systém rozdělit na proměnlivou tzv. vnitřní část a pomalu se měnící vnější systém. Budou-li nás zajímat časové horizonty měsíců, potom se vnitřní systém bude skládat z atmosféry a vnější systém budou tvořit oceány, ledovce, zemský povrch, biosféra. U časových horizontů od měsíců po několik desetiletí musíme již do vnitřního systému zahrnout kromě atmosféry také oceány, mořský led a biosféru.

Klima můžeme definovat jako průměrný stav vnitřního klimatického systému, který je v rovnováze s vnějším systémem. Klima popisujeme průměrnými hodnotami základních klimatických prvků a charakteristik a také mírou jejich variability.

V průběhu celé geologické historie se klima měnilo relativně málo. I tyto relativně malé změny však vedly k významným změnám v biotě. Od holocénu je pak klima velmi stabilní, tato stabilita je důležitou podmínkou rozvoje lidské kultury a civilizace. Z těchto důvodů je otázka současných antropogenně ovlivněných změn klimatu otázkou, které je věnována velká pozornost a budí řadu různých emocí.

Samotný klíčový pojem klimatická změna či klimatické změny (množné číslo lépe vystihuje, že jde o různé změny, různě se uplatňující v různých částech planety) je používán ve dvou odlišných vymezeních. V pojetí **Mezinárodního panelu pro klimatické změny** („Intergovernmental Panel on Climate Change“ – IPCC) **změna klimatu znamená jakoukoli změnu klimatu v průběhu času, zapříčiněnou přirozenou variabilitou či způsobenou činností člověka.** Toto užití termínu se liší od definice v **Rámcové úmluvě OSN o změně klimatu** („United Nations Framework Convention on Climate Change“ – UNFCCC), kde je **klimatická změna chápána pouze jako změna klimatu, která je přímo či nepřímo způsobena činnostmi člověka měnícími složení globální atmosféry a je přidavkem k přirozené variabilitě pozorované v průběhu srovnatelných časových úseků.**

Klimatický systém,
klima, klimatická
změna – definice

IPCC – seskupení vědců z celého světa zabývající se zejména poznáním podstaty změny klimatu a hodnocením jejich environmentálních a sociálních důsledků. Založeno v roce 1988 z iniciativy OSN ve spolupráci se Světovou WMO a UNEP. První hodnotící zpráva IPCC byla vydána v roce 1990.

UNFCCC – přijata na Konferenci OSN o životním prostředí a rozvoji v Rio de Janeiru v roce 1992. Úmluva poskytuje rámec mezinárodním vyjednáváním o možném řešení problémů spojených s probíhající změnou klimatu. K říjnu 2009 byla ratifikována 194 státy.

Přirozené příčiny
klimatických změn

Otázka podílu člověka a přirozených příčin na pozorovaných a očekávaných klimatických změnách je jedním ze základních témat sporů, které se kolem klimatických změn odehrávají.

Přirozenými příčinami klimatických změn jsou **změny ve sluneční aktivitě** a další kosmické příčiny (**pohyb Sluneční soustavy Galaxií, změny oběžné dráhy Země kolem Slunce**), **vliv sopečné činnosti** a **interakce mezi oceánem a atmosférou**.

Pohyb Sluneční soustavy Galaxií ovlivňuje klima v dlouhodobém horizontu v řádu stovek milionů let. Změny oběžné dráhy Země hrají roli v kratších, ale přitom stále ještě velmi dlouhých časových horizontech – výstřednost dráhy Země, sklon její osy a její stáčení se mění v horizontu desetitisíců let. Předpokládá se, že změny oběžné dráhy Země jsou jedním z faktorů vzniku dob ledových v posledních dvou milionech let.

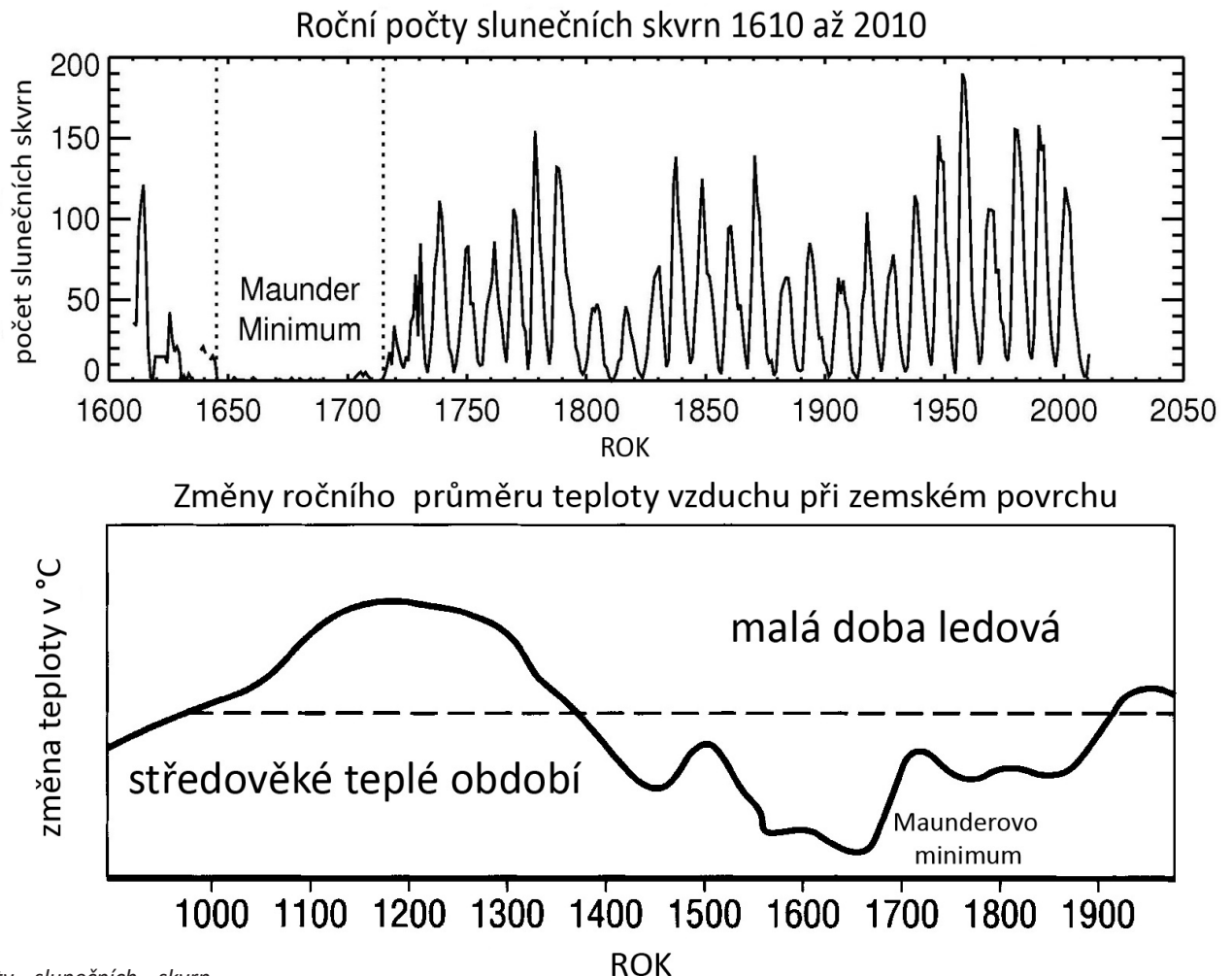


Fig. 88 Počty slunečních skvrn v období 1610–2010 (zdroj: NASA) a změny ročního globálního průměru teploty vzduchu při zemském povrchu během posledních cca tisíc let. Přerušovaná čára = úroveň počátku 20. století (zdroj: IPCC).

Slunce, jako každá hvězda, mění svou velikost i teplotu – mírně roste jak jeho velikost, tak výkon (za dobu existence Země o cca 25 %). Jedná se ovšem opět o změny významné v horizontu stovek milionů let. Z pohledu časových horizontů, které nás primárně zajímají, je podstatnější cykličnost sluneční aktivity spojená s existencí tzv. slunečních skvrn. **Sluneční skvrny** jsou zjednodušeně poruchami magnetického pole Slunce. V době, kdy je slunečních skvrn více, září Slunce silněji a naopak. **Základní cyklus sluneční aktivity je jedenáctiletý**; v jeho minimu se na Slunci nenacházejí

prakticky žádné skvrny, zatímco v době maxima se permanentně vyskytuje několik skvrn. Všechny jedenáctileté cykly nejsou stejně intenzivní – **silnější a slabší cykly se střídají s periodou přibližně devadesátí let**. Kromě toho došlo několikrát k výpadku cyklu (skvrny se neobjevily nebo jen v mimořádně slabé intenzitě), takže Slunce zůstalo na desítky let v útlumu.

Předpokládáme, že tyto anomálie ovlivnily opakovaně klima. Například v letech 1638–1715 došlo k utlumení sluneční aktivity (menší počet skvrn). Toto období je známé jako tzv. **Maunderovo minimum** a spadá do období, které klimatologové označují jako tzv. **malou dobu ledovou**. Lze ji vymezit přibližně patnáctým až devatenáctým stoletím. Toto období bylo celkově teplotně podprůměrné, v jeho rámci se však střídala teplejší i chladnější období s řadou regionálních rozdílů, jednou z nejnižších jeho částí byla druhá polovina sedmnáctého a začátek osmnáctého století (viz Fig. 88).

Sopečná činnost může mít na klima vliv krátkodobý i dlouhodobější. Sopečný materiál vede ke vzniku aerosolů, které klima ochlazují (v řádu měsíců nebo několika let), sopky však uvolňují také skleníkové plyny (více níže), které oteplují klima v řádu desítek let. Vulkanismus je přitom změnami klimatu zpětně ovlivňován – je vyšší při teplejším klimatu, který urychluje erozi a způsobuje nadlehčování zemské kůry. Zvýšení četnosti erupcí může vyvolat další oteplení (pozitivní zpětná vazba).

V dlouhodobém měřítku (řádu milionů let) je klima ovlivňováno také vývojem kontinentů a horstev – deskovou tektonikou se posouvá poloha kontinentů, spolu s tím se mění i mořské proudy a proudění vzduchu.

Současné globální klima (a jeho příznivost pro život téměř na celé Zemi) je dáno obrovskou výměnou tepla mezi rovníkem a póly. Tato výměna je zajišťována atmosférickým a oceánským prouděním – oceány jsou propojeny systémem teplých a studených proudů, které jsou funkčně propojeny s pohyby vzdušných mas. Změna v chodu klimatu může prostřednictvím těchto proudů ovlivnit rozsáhlé oblasti či dokonce celé globální klima. A naopak proměnlivost interakce atmosféra oceán může být příčinou klimatického výkyvu.

Pro Evropu je hlavním mechanismem krátkodobějších klimatických změn interakce atmosféry a oceánu označená jako Severoatlantická oscilace („North Atlantic oscillation“ – NAO). Počasí v Evropě ovlivňuje zejména v zimě. Oscilace je určována rozdílem tlaku nad Azorami (tlaková výše) a Islandem (tlaková níže) a povrchovou teplotou Atlantického oceánu. Od Azor proudí teplé a vlhké vzdušné masy k Islandu. Na cestě je tento oceánický vzduch strháván Coriolisovými silami směrem k východu a jihovýchodu. V severní polovině Evropy tak vzniká proudění, které v zimě sice přináší sníh, ale ne silné mrazy. Pokud je tlakový gradient malý, dochází k zpomalení pohybu vzdušných mas a počasí ve střední a východní Evropě začíná ovlivňovat sibiřská tlaková výše – začínají se uplatňovat východní větry a s nimi příliv suchého mrazivého vzduchu (například holomrazy v zimách 1995/96 či 1996/97). NAO kolísá v cyklu cca 30–50 let, základem kolísání jeho aktivity je především mořské proudění – hlavní roli hrají zejména chladné vody Norské pánve. Od jejich množství se odvíjí teplota vody v severním Atlantiku, ta potom ovlivňuje tlakový gradient mezi Azory a Islandem (teplejší voda vede k zeslabení gradientu, studenější k zesílení). Během těchto cyklů se v jednotlivých evropských oblastech mění chod teplot a srážek i četnost klimatických extrémů.

Některé části severní polokoule a podstatná část polokoule jižní jsou ovlivňovány další interakcí mezi atmosférou a oceánem označovanou ENSO („El Niño – South Oscillation“). El Niño je oceánickou složkou tohoto jevu – dochází ke změnám teploty

Severoatlantická
oscilace

Coriolisova síla je setrvačná síla působící na tělesa, která se pohybují v rotující neinerciální vztažené soustavě tak, že se mění jejich vzdálenost od osy otáčení. **Coriolisův efekt** je pak viditelné odchylování přímočaře se pohybujících objektů od přímého směru. Na severní polokouli se díky tomuto efektu otáčejí tlakové níže doleva a tlakové výše doprava, na jižní opačně. Coriolisova síla má vliv i na mořské proudy – ovlivňuje jejich směr.

El Niño

vody a její cirkulace (viz níže), jižní oscilace pak složkou atmosférickou – dochází ke změnám cirkulace v atmosféře, včetně změny intenzity rovníkových pasátů. Ve východním Pacifiku je voda při hladině chladná, v západní části je teplá. Jde o důsledek proudění v oceánu (studený Peruánský mořský proud) i v atmosféře. Chladnější voda z východního Pacifiku je potom unášena na západ a zároveň ohřívána sluncem. Podobná je situace u vzdušných mas, v rovníkové části převažují výstupné proudy (nad teplou vodou) doprovázené srážkami (Indonésie, severní Austrálie), ve východní části převažují sestupné proudy, které doprovází sucho. Taková je situace při průměrné intenzitě jihovýchodních pasátů. Pokud východní pasáty v rovníkovém Pacifiku z nějakého důvodu zeslábnou, dojde zároveň k zeslábnutí transportu vody směrem na západ. Teplá voda v západním Pacifiku tak není doplňována další teplou vodou a začne se ochlazovat, voda ve středním a východním Pacifiku se naopak začne oteplovat. To vede k zeslábnutí výstupných pohybů vzduchu nad západním Pacifikem i sestupných pohybů nad východním Pacifikem (teplotní rozdíly mezi východním a západním Pacifikem se sníží), což má za následek další slábnutí pasátů. Vzniká tak kruh příčin a důsledků, které se vzájemně zesilují a podporují. Jev může dokonce vést až k obrácení směru pasátů i mořského proudu podél rovníku. **Nejvýznamnějším důsledkem El Niña je změna úhrnů srážek:** silný růst srážek v centrálním Pacifiku, jižní Indii, na Srí Lance, na východě rovníkové Afriky a v úzké pobřežní zóně Peru a Ekvádoru a zároveň výrazné sucho v západním Pacifiku, v Indonésii, v Austrálii, jihovýchodní Africe a na severovýchodě Jižní Ameriky. El Niño se většinou opakuje po třech až sedmi letech, trvání jednotlivých tzv. „epizod“ je většinou jeden až dva roky. Posledních cca dvacet let lze pozorovat zesílení jevu, a to zejména ve středním Pacifiku. Toto zesílení je dáváno do souvislosti s antropogenními změnami klimatu, jednoznačně tato souvislost prokázána není, stejně tak může jít o důsledek přirozeného kolísání klimatu.

Z antropogenních příčin klimatických změn jsou nejvýznamnější **emise skleníkových plynů**, z dalších lze jmenovat **člověkem podmíněné změny v koncentraci troposférického a stratosférického ozonu, emise aerosolů (prach...), změny albeda povrchu** (změny využívání krajiny, znečištění sněhového či ledového povrchu prachem).

Globální koncentrace oxidu uhličitého, metanu a oxidu dusného v atmosféře se během posledních přibližně tři sta let následkem lidské činnosti výrazně zvýšily a nyní jsou mnohem vyšší než hodnoty z preindustriální doby (stanovené analýzou ledových vrtných jader pro období několika tisíc let). Globální navýšení koncentrace oxidu uhličitého je způsobeno především používáním fosilních paliv a změnami využívání půdy a krajiny, zatímco koncentrace metanu a oxidu dusného rostou hlavně v důsledku zemědělské činnosti.

Hodnota globální koncentrace oxidu uhličitého v atmosféře se zvýšila z přibližně 280 ppm v preindustriálním období na 379 ppm v roce 2005. Koncentrace oxidu uhličitého v atmosféře v roce 2005 vysoce převýšila přirozený rozsah hodnot za posledních 650 000 let (180 až 300 ppm), stanovený z ledových vývrtů. Roční emise fosilního oxidu uhličitého se zvýšily z průměrných 6,4 [6,0 až 6,8] Gt C (23,5 [22,0 až 25,0] Gt CO₂) za rok v devadesátých letech dvacátého století na 7,2 [6,9 až 7,5] Gt C (26,4 [25,3 až 27,5] Gt CO₂) za rok v letech 2000–2005. Emise oxidu uhličitého spojené se změnou využívání půdy se v průběhu devadesátých let dvacátého století odhadují na 1,6 [0,5 až 2,7] Gt C (5,9 [1,8 až 9,9] Gt CO₂) za rok; tyto odhady jsou zatíženy značnou mírou neurčitostí (IPCC 2007).

Globální koncentrace metanu v atmosféře se zvýšila z přibližně 715 ppb v preindustriální době na 1732 ppb na počátku devadesátých let dvacátého století a v roce 2005 dosáhla již 1774 ppb. Koncentrace metanu v atmosféře v roce 2005 vysoce

Antropogenní příčiny klimatických změn

Skleníkové plyny jsou sloučeniny, které propouštějí krátkovlnné záření a naopak pohlcují dlouhovlnné záření, tj. propouštějí záření Slunce směrem k Zemi a pohlcují zpětné záření. Jde o vodní páru, oxid uhličitý, metan, oxid dusný, freony a různé vzácné plyny. Odhaduje se, že v současnosti skleníkové plyny zvyšují teplotu Země asi o přibližně 33 °C oproti stavu, kdyby nebyly žádné, tj. vytváří podmínky pro život, jak ho známe.

převýšila přirozený rozsah hodnot za posledních 650 000 let (320 až 790 ppb), stanovený z ledových vývrtů. Rychlost nárůstu se od počátku devadesátých let dvacátého století snížila, což odpovídá téměř konstantním hodnotám celkových emisí (souhrn antropogenních i přirozených zdrojů) během tohoto období. Je velmi pravděpodobné, že zaznamenané zvýšení koncentrace metanu je důsledkem vlivů činnosti člověka, zejména zemědělství a využívání fosilních paliv, ale relativní příspěvky z různých typů zdrojů nejsou přesně stanoveny (IPCC 2007).

Globální koncentrace oxidu dusného se zvýšila z preindustriální hodnoty přibližně 270 ppb na 319 ppb v roce 2005. Rychlost nárůstu je od roku 1980 přibližně konstantní. Více než třetina všech emisí oxidu dusného je antropogenního původu, zejména důsledkem zemědělské činnosti (IPCC 2007).

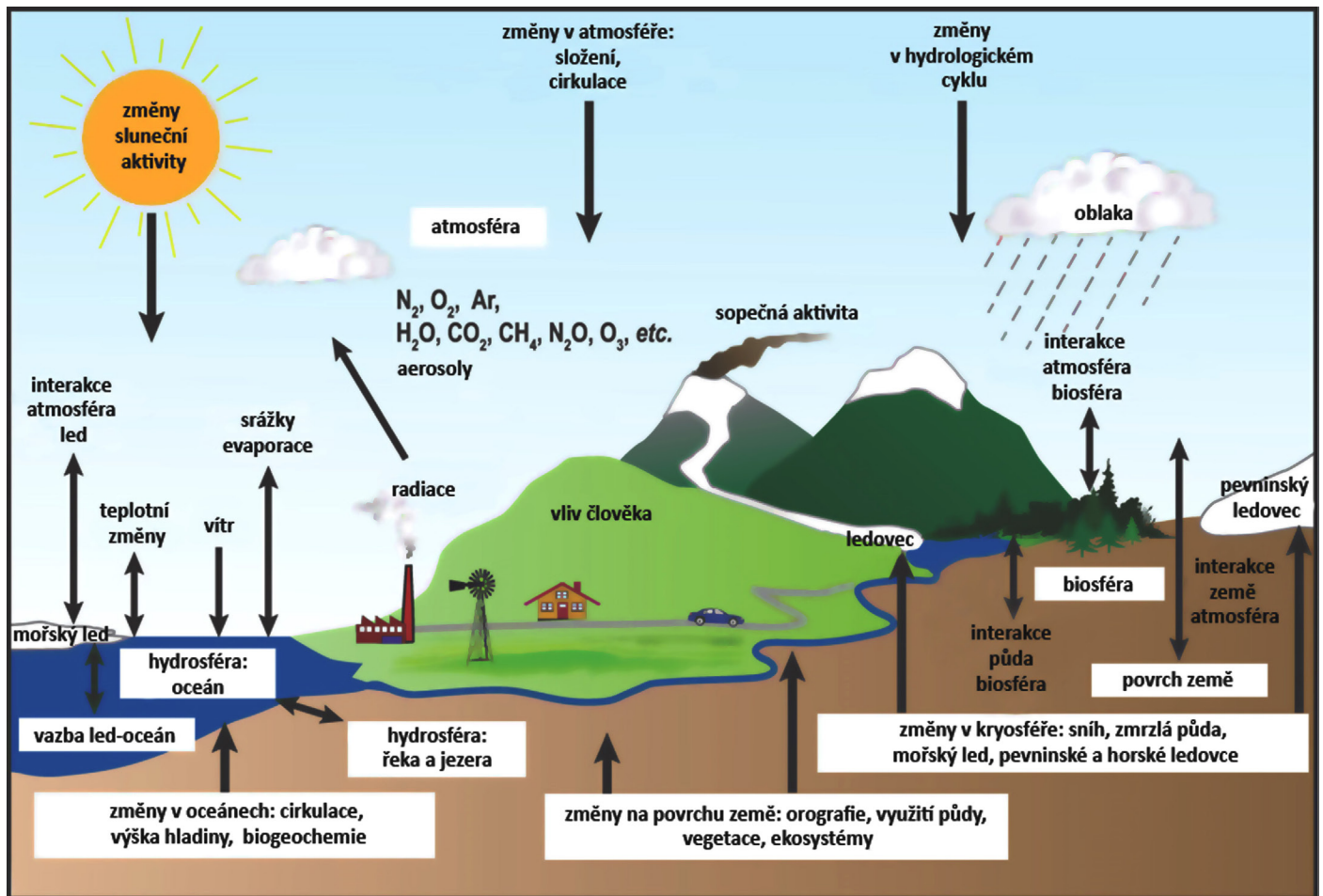


Fig. 89 Interakce mezi složkami klimatického systému, antropogenní vlivy na klimatický systém. Zdroj: IPCC.

Od padesátých let dvacátého století, kdy se objevily první studie prezentující názor, že dochází ke klimatickým změnám způsobeným člověkem, respektive zejména k tzv. globálnímu oteplování, probíhá diskuze o tom, zda lze tyto změny na základě klimatických měření vůbec doložit a pokud ano, jsou-li vyvolány (či spoluvyvolány) člověkem. Prvním problémem byl rozsah pozorovaných změn – změny teploty o řádově $0,5\text{ }^{\circ}\text{C}$ (viz níže) odpovídají hodnotám, které jsou zároveň doloženy jako běžné lokální či meziroční výkyvy, při jejich interpretaci je tedy třeba postupovat velmi opatrně.

Dalším tématem diskuzí byla námitka proti způsobu získávání dat – většina

Lze z dostupných dat doložit změnu globální teploty?

meteorologických stanic, zejména těch s dlouhou řadou měření je ve městech a silně urbanizovaných oblastech, kde působí efekt tepelného ostrova („urban heat island effect“), tj. oteplování vlivem vysokého podílu nevegetačních povrchů (nižší albedo) a vyzařování tepla (odpadní teplo...). Existují ovšem jednoduché i sofistikované způsoby, jak tento vliv ze souborů dat odfiltrovat a současné klimatické modely těchto postupů používají. Pro celé dvacáté století máme navíc k dispozici dostatek záznamů z oblastí s kvalitními neovlivněnými údaji – trendy z těchto stanic potvrzují, že se klima mění. Klimatická data jsou také zpochybňována z hlediska rozmístění na planetě – většina měření je z pozemních meteorologických stanic, což není reprezentativní z hlediska zemského povrchu (75 % povrchu Země tvoří moře a oceány). I tento problém lze dnes z velké míry překlenout a to z dalších zdrojů dat (viz níže). No a konečně může být předmětem diskusí vlastní výpočet globální teploty, kterou lze vypočítat přinejmenším dvěma postupy reprezentovanými NASA („National Aeronautics and Space Administration“) a NOAA („National Oceanic and Atmospheric Administration“). V klimatologii se obecně častěji používají data NOAA.

Podíl člověka na klimatických změnách

Ke konci devadesátých let dvacátého století již ve vědeckých kruzích převládal názor, že klimatická změna nastává a člověk se na ni podílí, tento názor byl ovšem do značné míry názorem a priori. Vědci s IPCC měli navíc tendenci uvádět spíše extrémní prognózy. Prognózy byly následně korigovány, spolu s tím se objevila zpochybnění jejich věrohodnosti, která měla svou odezvu v médiích i v politice (zejména ve velmi komplikovaných jednáních o tzv. Kjótském protokolu – zásadním dokumentu Rámcové úmluvy OSN o změně klimatu). Je třeba také dodat, že vědci z IPCC nejsou jedinou platformou či týmem dokládající klimatické změny. Lze zmínit například Projekt ACACIA – studii vědců sdružených pod Norwichskou univerzitou na téma klimatické budoucnosti Evropy (PARRY et al. 2000, výsledky viz níže).

Přesvědčivé důkazy o probíhajících klimatických změnách pak přišly teprve s počátkem nového tisíciletí. Byly umožněny kombinací různých metod – družicová sledování, klasická přístrojová měření, dendrochronologie, sledování korálů, sedimentů, ledu.

Je zřejmé, že se na Zemi během dvacátého století oteplilo nejvíce a nejrychleji za posledních 500 let (viz níže). Sporné zůstává, jak výrazně se na oteplení projevuje člověk (tedy podíl, nikoliv zda vůbec). Zjednodušeně řečeno se podle dosavadních analýz dá většina klimatické variability **před rokem 1960 vysvětlit změnami sluneční aktivity slunce. Po roce 1980 naopak dominují korelace se skleníkovými plyny**, různé modely kvantifikují podíl emisí skleníkových plynů na oteplení a klimatickém variabilitě v rozmezí 30–60 %.

Radiační působení

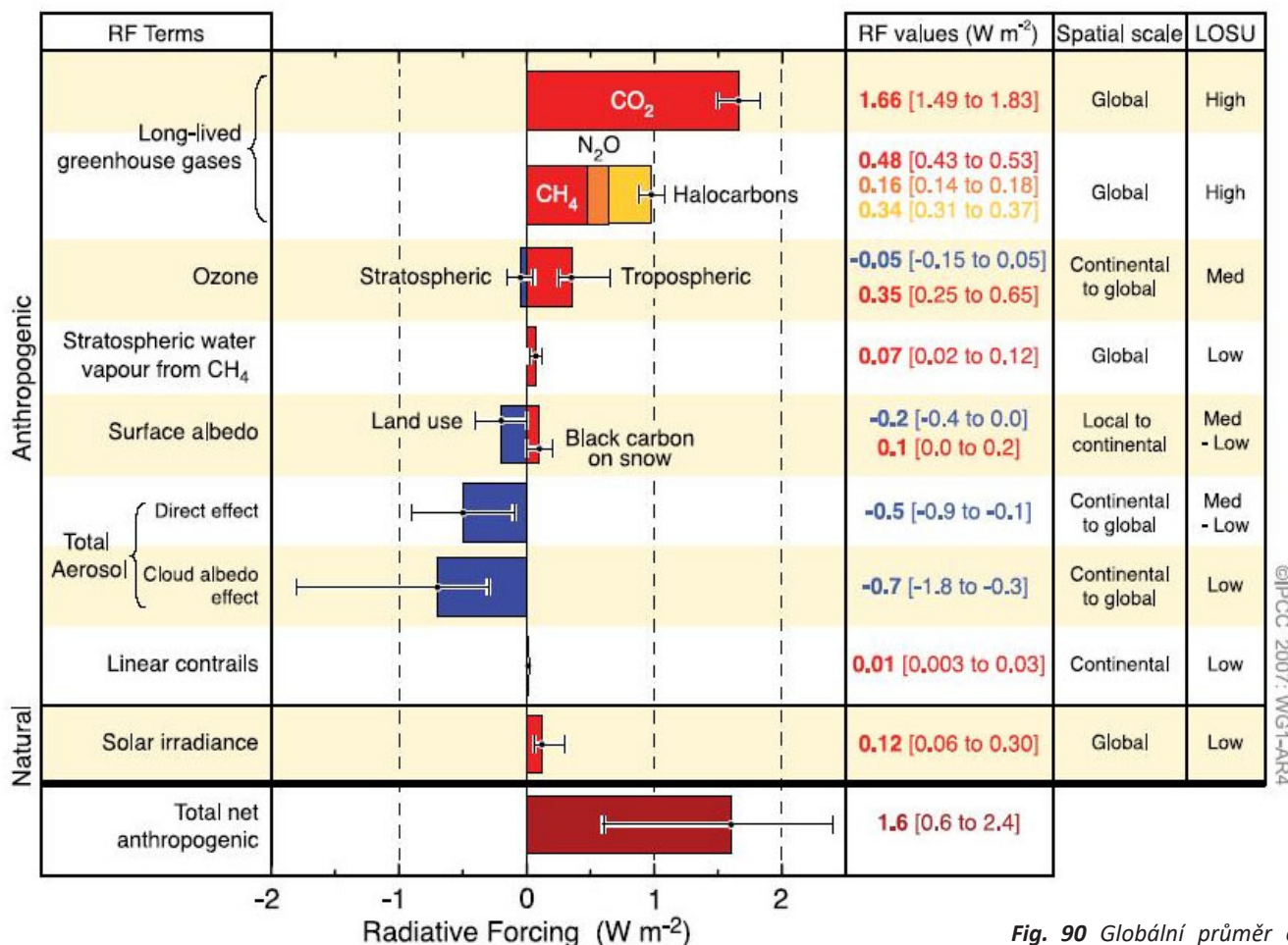
„**Radiative**“ protože jde o faktory měnící rovnováhu mezi dopadajícím slunečním zářením a vyzařovaným infračerveným zářením; „**forcing**“ protože jde o posun od normálu. Je-li RF kladné, narůstá energie, vede to k oteplení systému. Je-li RF záporné, energie je ztracena, systém se ochlazuje.

Srovnání antropogenních a přírodních faktorů vyvolávajících klimatické změny umožňuje charakteristika nazvaná **radiační působení („radiative forcing“ – RF)**. RF je vyjádřen jako **míra energetické změny na jednotkovou plochu Země měřeno ve svrchní vrstvě atmosféry** (ve Watech na metr čtvereční). RF je tedy mírou vlivu, který má určitý faktor na změnu rovnováhy mezi přichozím a odchozím zářením v systému zemské atmosféry a slouží jako ukazatel důležitosti daného faktoru coby potenciálního mechanismu změny klimatu.

Globální kalkulace RF byla publikována ve Čtvrté hodnotící zprávě IPCC (IPCC 2007). V této zprávě jsou hodnoty radiačního působení uváděny pro rok 2005 ve srovnání s preindustriálními podmínkami definovanými pro rok 1750 (viz dále text a Fig. 90).

Kombinované radiační působení dané zvýšením koncentrací oxidu uhličitého, metanu a oxidu dusného je +2,30 [+2,07 až +2,53] W.m⁻² a je velmi pravděpodobné, že rychlost nárůstu během průmyslové éry je nejvyšší za více než 10000 let. Radiační

působení oxidu uhličitého vzrostlo od roku 1995 do roku 2005 o 20 %, což je největší změna za desetiletí v posledních nejméně dvě stě letech.



Antropogenní aerosolové příspěvky (síraný, organický uhlík, saze, dusičnany, prach atd.) způsobují ochlazování s celkovým přímým radiačním působením v hodnotě -0,5 [-0,9 až -0,1] $W\cdot m^{-2}$ a nepřímým radiačním působením prostřednictvím albedo oblaků v hodnotě -0,7 [-1,8 až -0,3] $W\cdot m^{-2}$. Tato radiační působení jsou nyní lépe prozkoumána než dříve díky kvalitnějším družicovým, pozemním a in situ měřením a díky komplexnějšímu využití modelů, přesto však zůstávají rozhodující neurčitostí radiačního působení. Aerosoly také ovlivňují životnost oblačnosti a srážky.

Důležité antropogenní faktory, které přispívají k radiačnímu působení, pocházejí z několika dalších zdrojů. Změny troposférického ozonu způsobené emisemi chemických látek formujících troposférický ozon (oxidy dusíku, oxid uhelnatý, uhlovodíky) přispívají +0,35 [+0,25 až +0,65] $W\cdot m^{-2}$. Přímé radiační působení způsobené změnami halogenovaných uhlovodíků je +0,34 [+0,31 až +0,37] $W\cdot m^{-2}$. Změny albeda zemského povrchu způsobené změnami jeho pokryvu a ukládáním částic sazí na povrch sněhu vyvolávají radiační působení v hodnotách -0,2 [-0,4 až 0,0] a +0,1 [0,0 až +0,2] $W\cdot m^{-2}$. Další vlivy o velikosti nižší než $\pm 0,1\ W\cdot m^{-2}$ viz Fig. 90.

Odhadované radiační působení zapříčiněné změnou intenzity slunečního záření od roku 1750 činí +0,12 [+0,06 až +0,30] $W\cdot m^{-2}$.

Fig. 90 Globální průměr odhadů radiačního působení (RF) a rozsahy neurčitostí v roce 2005 pro antropogenní skleníkové plyny s dlouhou životností a další důležité činitele a mechanismy: ozon, stratosférická vodní pára z CH_4 , přímé i nepřímé albedo povrchu, působení aerosolů, kondenzační pruhy (za letadly) a intenzita slunečního záření. Kromě hodnot RF je uveden geografický rozsah působení („spatial scale“) a odhadovaný stupeň vědeckého pochopení (LOSU). Zobrazena je také výsledná bilance antropogenního radiačního působení a její neurčitost (sčítány jsou asymetrické odhady neurčitostí, tj. nejde o prostý součet).

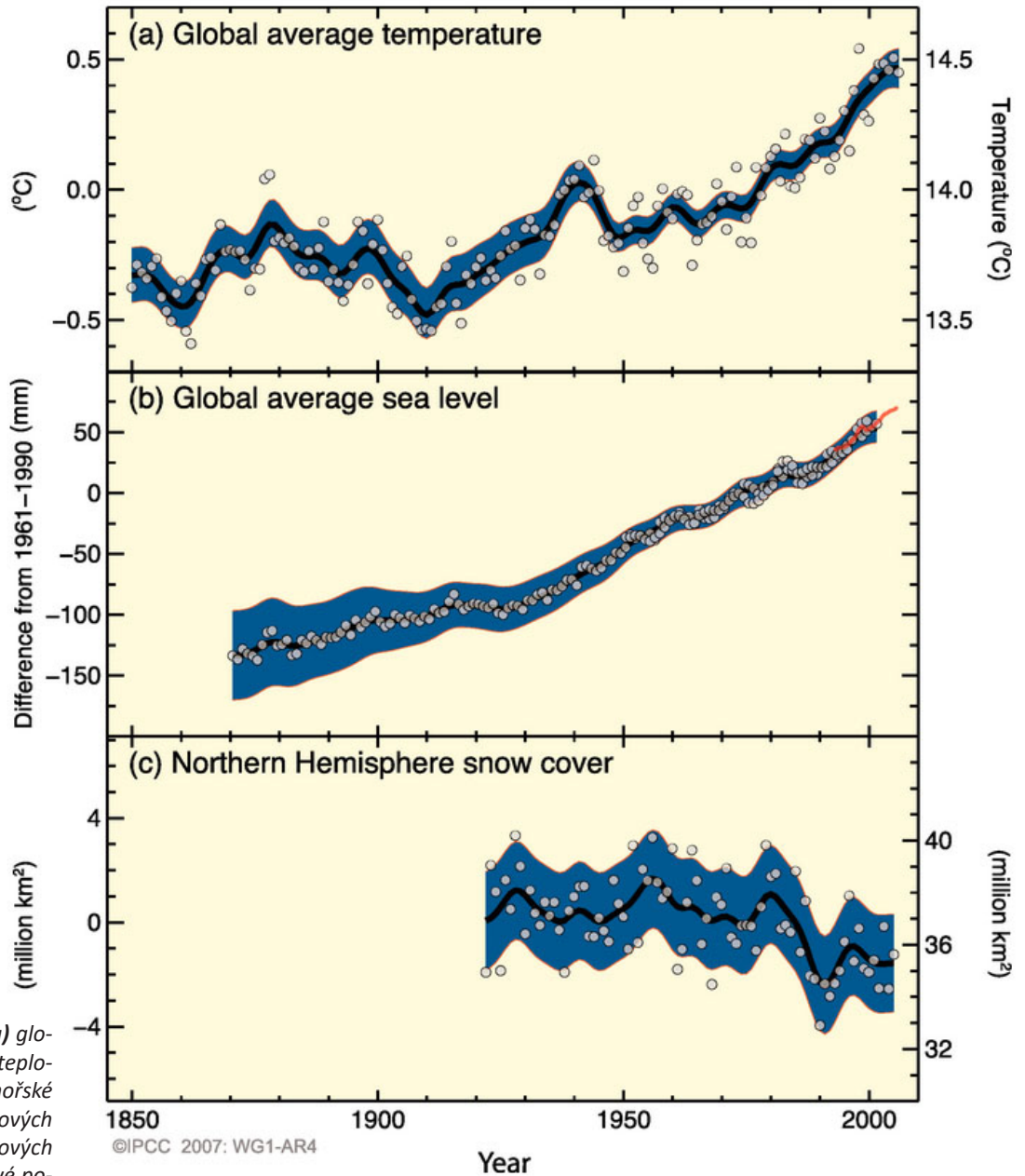


Fig. 91 Pozorované změny (a) globální průměrné povrchové teploty; (b) globální průměrné mořské hladiny podle údajů z přílivových vodočtů (modře) a z družicových měření (červeně) a (c) sněhové pokrývky severní polokoule v období od března do dubna. Všechny změny jsou vztaženy k odpovídajícím průměrům za normálové období let 1961–1990. Křivky zobrazují desetileté průměrné hodnoty, zatímco kolečka označují roční hodnoty. Vystínovaná pole představují intervaly neurčitosti odhadované z komplexní analýzy známých neurčitostí (a, b) a z časových řad (c). Zdroj: IPCC.

Z výsledků pozorování průměrných globálních průměrných teplot vzduchu a oceánů, doloženého tání sněhu a ledu a zvyšování globální průměrné výšky mořské hladiny, jak jsou uvedeny ve Čtvrté hodnotící zprávě IPCC (IPCC 2007), je zřejmé, že se klimatický systém otepluje (viz Fig. 91). Jedenáct z posledních dvanácti let (1995–2006 kromě roku 1996) se řadí mezi dvanáct nejteplejších let v záznamech o přístrojových pozorováních globální teploty povrchu (od roku 1850). Aktualizovaný stoletý lineární trend (1906–2005) s nárůstem $0,74\text{ °C}$ [$0,56\text{ °C}$ až $0,92\text{ °C}$] je vyšší než trend za období let 1901–2000 (Třetí hodnotící zpráva IPCC), kdy to bylo $0,6\text{ °C}$ [$0,4\text{ °C}$ až $0,8\text{ °C}$]. Lineární trend oteplování za posledních 50 let ($0,13\text{ °C}$ [$0,10\text{ °C}$ až $0,16\text{ °C}$] za desetiletí) je téměř dvojnásobný ve srovnání s posledním stoletým trendem. **Celkový nárůst teploty mezi obdobími 1850–1899 a 2001–2005 je $0,76\text{ °C}$ [$0,57\text{ °C}$ až $0,95\text{ °C}$].**

Projevy městských tepelných ostrovů lokálně existují, ale na tyto hodnoty mají zanedbatelný vliv (vyčíslen na méně než 0,006 °C za desetiletí nad pevninou a nula nad oceány). Pozorování od roku 1961 ukazují, že průměrná globální teplota oceánů se zvýšila do hloubky minimálně 3000 m a že oceány absorbují více než 80 % tepla dodaného do klimatického systému. Toto oteplení způsobuje zvýšení objemu mořské vody a tím přispívá ke zvýšení mořské hladiny (viz Tab. 13).

Na základě paleoklimatologických studií lze konstatovat, že průměrné teploty na severní polokouli byly v průběhu druhé poloviny dvacátého století velmi pravděpodobně vyšší než v průběhu jakéhokoliv jiného padesátiletého období za posledních 500 let a pravděpodobně nejvyšší za posledních nejméně 1300 let (IPCC 2007).

Globální průměrná výška mořské hladiny se v období 1961 až 2003 zvyšovala průměrnou rychlostí 1,8 [1,3 až 2,3] mm za rok. V období let 1993 až 2003 byl nárůst rychlejší, asi 3,1 [2,4 až 3,8] mm za rok. Není jisté, zda rychlejší nárůst v období 1993–2003 odráží variabilitu mezi jednotlivými dekadami či dlouhodobější trend. Existuje vysoká jistota, že rychlost pozorovaného zvýšení mořské hladiny od devatenáctého do dvacátého století vzrostla. Celkové zvýšení mořské hladiny ve dvacátém století se odhaduje na 0,17 [0,12 až 0,22] m (IPCC 2007).

Table 13 Pozorovaná míra zvýšení mořské hladiny a odhady příspěvků jednotlivých zdrojů. Údaje do roku 1993 pochází z přílivových vodočtů a po roce 1993 z družicových měření výšek hladiny. Zdroj: IPCC, 2007.

Zdroj nárůstu hladiny moře	Rychlost zvyšování mořské hladiny (mm za rok)	
	1961–2003	1993–2003
tepelná roztažnost	0,42 ± 0,12	1,6 ± 0,5
ledovce a ledové čepice	0,50 ± 0,18	0,77 ± 0,22
Grónský ledový štít	0,05 ± 0,12	0,21 ± 0,07
Antarktický ledový štít	0,14 ± 0,41	0,21 ± 0,35
součet jednotlivých klimatických příspěvků ke zvyšování mořské hladiny	1,1 ± 0,5	2,8 ± 0,7
celkové pozorované zvýšení mořské hladiny	1,8 ± 0,5	3,1 ± 0,7
rozdíl (pozorované minus součet odhadovaných klimatických příspěvků)	0,7 ± 0,7	0,3 ± 1,0

Průměrný obsah vodní páry v atmosféře se nad pevninou a oceánem i v horní troposféře přinejmenším od osmdesátých let dvacátého století zvýšil. Tento nárůst je v zásadě v souladu s vyšší schopností teplého vzduchu udržet vodní páru.

V celkových srážkách lze pozorovat rozdílné trendy v různých regionech. Srážky se zvýšily na územích severně od 30°N a to v období 1901–2005. Globálně ovšem překoná tento nárůst úbytek v rovníkových oblastech (zejména mezi 10°S a 10°N po 1976/1977). V oblasti od 10°N do 30°N se srážky zvýšily v období 1901 až 1950, ale klesaly po roce 1970. Znatelně vlhčími se staly oblasti: východ Severní a Jižní Ameriky, severní Evropa, severní a střední Asie. Znatelně suššími se staly oblasti: Středomoří, Sahel (pás stepí a savan na jihu Sahary), jižní Afrika a části jižní Asie. Pro Evropu jde tedy o nárůst úhrnů srážek ve Skandinávii a pokles v jižní Evropě, pro střední Evropu

Změny teploty

Změny výšky mořské hladiny

Změny srážek

včetně ČR není prokazatelný žádný trend ročních a sezónních srážek (TOLASZ et al. 2007). **Pravděpodobně se zvyšuje počet a intenzita extrémních srážek** (viz Tab. 14). Ve srážkoměrné síti ČHMÚ nebyl pro extrémní srážky zatím zjištěn prokazatelný trend, některé naměřené jednodenní srážky jsou však velmi vydatné a přesahují 150 mm. Změna rozložení srážek v roce je patrná z analýzy četnosti tzv. „very wet days“ a to zejména z nárůstu jejich podílu na celkové roční srážce – tento trend indikuje možný výskyt povodní i sucha, globálně došlo k vzestupu této charakteristiky v devadesátých letech dvacátého století. Že dochází ke změnám v distribuci srážek, naznačují také změny průtoků v našich řekách. Zatímco průměrné roční průtoky nevykazují žádný významný trend, u jarních odtoků je patrný pokles (KUBÁT 2007).

Další podstatné klimatické trendy shrnuje Tab. 14.

Table 14 Současné trendy, hodnocení lidského vlivu na tyto trendy a projekce jevů spojených s extrémními povětrnostními jevy, jejichž trend byl pozorován koncem 20. století. Zdroj: IPCC, 2007.

Jev a směr trendu	Pravděpodobnost výskytu trendu koncem 20. století (typicky po roce 1960)	Pravděpodobnost antropogenního příspěvku k pozorovanému trendu	Pravděpodobnost trendů v budoucnosti založená na projekcích pro 21. století s použitím scénářů SRES
Teplejší a méně časté chladné dny a noci ve většině pevninských oblastí.	<i>Velmi pravděpodobné</i>	<i>Pravděpodobné</i>	<i>Prakticky jisté</i>
Teplejší a častější horké dny a noci ve většině pevninských oblastí.	<i>Velmi pravděpodobné</i>	<i>Pravděpodobné (noci)</i>	<i>Prakticky jisté</i>
Teplé periody / vlny vysokých teplot. Zvýšení četnosti ve většině pevninských oblastí.	<i>Pravděpodobné</i>	<i>Spíše pravděpodobné</i>	<i>Velmi pravděpodobné</i>
Epizody silných srážek. Zvýšení četnosti (či podílu silného deště na celkovém množství srážek) ve většině pevninských oblastí.	<i>Pravděpodobné</i>	<i>Spíše pravděpodobné</i>	<i>Velmi pravděpodobné</i>
Zvětšení plochy zasažené suchem.	<i>Pravděpodobné v mnoha oblastech od 70. let 20. století</i>	<i>Spíše pravděpodobné</i>	<i>Pravděpodobné</i>
Zvýšení aktivity intenzivních tropických cyklón.	<i>Pravděpodobné v některých oblastech od roku 1970</i>	<i>Spíše pravděpodobné</i>	<i>Pravděpodobné</i>
Zvýšený výskyt extrémně vysoké mořské hladiny (vyjma tsunami).	<i>Pravděpodobné</i>	<i>Spíše pravděpodobné</i>	<i>Pravděpodobné</i>

Pro řadu emisních scénářů SRES (scénáře IPCC, viz BOX) se v příštích dvou desetiletích projektuje oteplení o 0,2 °C. **I kdyby zůstaly koncentrace všech skleníkových plynů a aerosolů konstantní na úrovni roku 2000, lze očekávat oteplení o přibližně 0,1 °C za desetiletí.**

Pokračování produkce emisí skleníkových plynů v současné či vyšší míře by podle IPCC v průběhu 21. století způsobilo další oteplování a vyvolalo by v globálním klimatickém systému mnoho změn, které by velmi pravděpodobně byly větší než změny pozorované ve dvacátém století. Při modelovém srovnání období 2090–2099

Očekávané klimatické změny dle IPCC

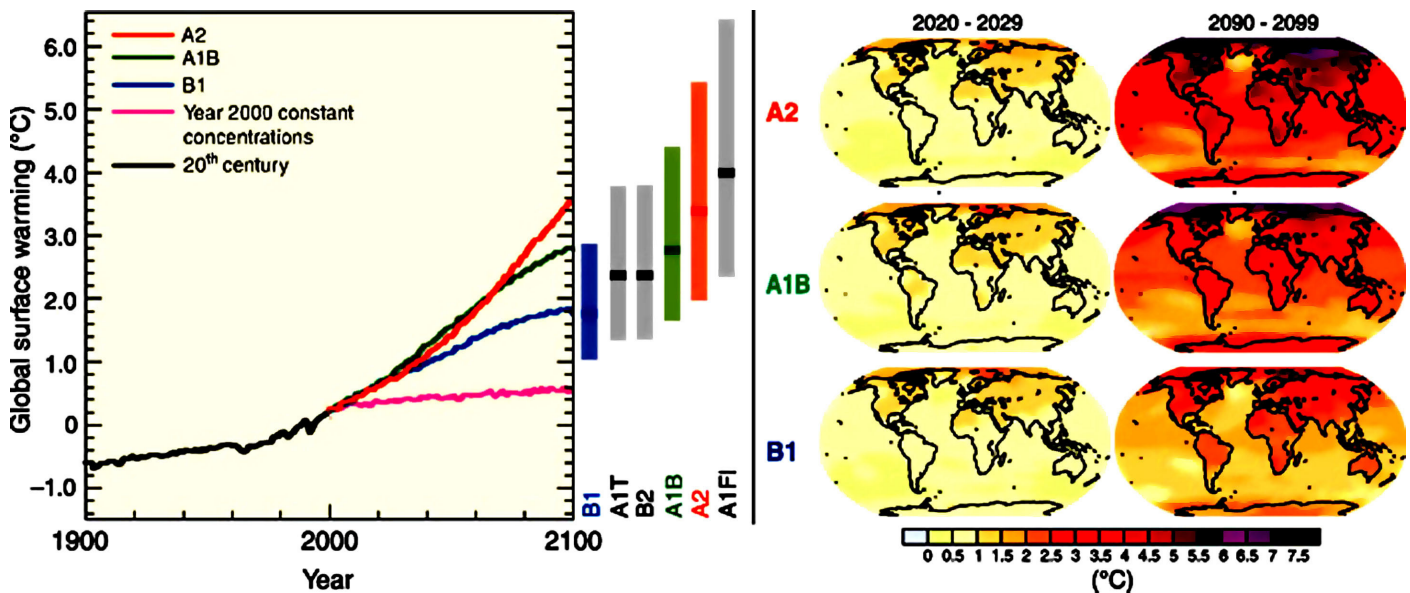


Fig. 92 Vybrané scénáře očekávaného globálního oteplení povrchu a distribuce teplotních změn na Zemi. Plné čáry představují globální průměry oteplení povrchu podle více modelů (ve srovnání s obdobím 1980–1999) pro scénáře A2, A1B a B1 znázorněné jako pokračování simulací 20. století. Šedé sloupce na pravé straně znázorňují nejlepší odhad (plná čára v každém sloupečku) a pravděpodobný rozsah odhadovaný pro šest scénářů SRES. Zdroj: IPCC, 2007.

SRES SCÉNÁŘE VÝVOJE KLIMATU DLE IPCC

V rámci Zvláštní zprávy IPCC o emisních scénářích z roku 2000 („Special Report on Emission Scenarios“ – SRES) bylo definováno několik scénářů vývoje společnosti a pro ně pak modelován vývoj klimatu pro dvacáté první století. Tematická linie skupiny **scénářů A1** popisuje budoucí svět s velmi rychlým ekonomickým růstem, kde globální počet obyvatel dosáhne maxima v polovině století a poté klesá, a kde jsou rychle zaváděny nové a výkonnější technologie. Skupina scénářů A1 se dělí do tří podskupin, které popisují různý směr technologických změn v energetice. Tři podskupiny A1 se liší svým důrazem na technologie: intenzivní využívání energie z fosilních zdrojů (A1FI), nefosilní zdroje energie (A1T) a vyvážená kombinace všech zdrojů (A1B). Tematická linie skupiny **scénářů A2** popisuje velmi různorodý svět. Důležitým hlavním znakem je soběstačnost a zachování lokálních identit.

Tematická linie **skupiny scénářů B1** popisuje svět s trendem sblížení, s počtem obyvatel dosahujícím maxima v polovině století a dále klesajícím jako u skupiny A1, ale s rychlými změnami ekonomické struktury s vývojem směrem ke službám a informační ekonomice, se snižující se materiálovou náročností a zaváděním čistých a úsporných technologií. Tematická linie **skupiny scénářů B2** popisuje svět, ve kterém je důraz kladen na lokální řešení ekonomické, sociální a ekologické udržitelnosti. Je to svět, v němž globální počet obyvatel nadále roste, nicméně pomaleji než u skupiny A2, svět se středním tempem ekonomického rozvoje a vývojem v technologiích, který je pomalejší a různorodější než v případě skupin A1 a B1.

Přibližné ekvivalentní koncentrace CO₂ odpovídající vypočtenému radiačnímu působení zapříčiněnému antropogenními skleníkovými plyny a aerosoly v roce 2100 jsou pro ilustrační markerové scénáře SRES B1, A1T, B2, A1T, A2 a A1FI zhruba 600, 700, 800, 850, 1250 a 1550 ppm. Scénáře B1, A1B a A2 byly předmětem mezimodelových srovnávacích studií, z kterých je citováno v tomto textu.

s obdobím 1980–1999 je i v případě, že by nedošlo ke změně koncentrací skleníkových plynů aerosolů, očekáván nárůst 0,6 °C (pravděpodobný rozsah 0,3–0,9 °C), tzv. nejlepší odhad pro minimální scénář (B1) je 1,8 °C (pravděpodobný rozsah je 1,1 °C až 2,9 °C) a nejlepší odhad pro maximální scénář (A1FI) je 4,0 °C (pravděpodobný rozsah je 2,4 °C až 5,8 °C).

Modelové projekce ukazují zmenšení rozsahu sněhové pokrývky. U většiny oblastí věčně zmrzlé půdy se projektuje rozsáhlé tání do větších hloubek. Projekce dle všech scénářů SRES dále ukazují, že se objem mořského ledu v Arktidě i Antarktidě zmenší. Podle některých scénářů mořský led v pozdním létě v Arktidě ke konci dvacátého prvního století téměř úplně vymizí.

Je velmi pravděpodobné, že se budou stále častěji vyskytovat extrémní povětrnostní jevy jako velká horka, vlny vysokých teplot a silné srážky. Podle řady modelů je dále pravděpodobné, že tropické cyklóny (tajfuny a orkány) budou v budoucnu intenzivnější, s vyššími maximy rychlosti větru a silnějšími srážkami, a to vlivem pokračujícího nárůstu povrchových teplot tropických moří. Nárůst podílu velmi intenzivních bouří je v některých oblastech v období od roku 1970 daleko vyšší než ukazují současné modely. Projekce také ukazují posun drah vntropických cyklón směrem k pólům, což bude mít za následek změny charakteru atmosférické cirkulace, srážek a teplot jako pokračování rozložení trendů pozorovaných v posledních padesáti letech. Množství srážek se velmi pravděpodobně zvýší ve vyšších zeměpisných šířkách, zatímco se pravděpodobně sníží ve většině subtropických pevninských regionů (až o 20 % v roce 2100 pro scénář A1B), čímž budou pokračovat nyní pozorované trendy (změny srážek viz též dále projekt ACACIA).

Pro Evropu lze při prognóze vývoje klimatu vycházet ze zjištění výše zmíněného projektu ACACIA („A Concerted Action Towards A Comprehensive Climate Impacts and Adaptations Assessment for the European Union“), který se zabýval klimatickými změnami, jejich dopady a potenciálními adaptacemi v Evropě do roku 2080 (PARRY et al. 2000). Zpráva projektu vychází z pěti klimatických a čtyř sociálních modelů. Oteplování podle ní pravděpodobně poroste o 0,1 až 0,4 °C za desetiletí. Nejvíce se v Evropě bude oteplovat v jižní Evropě, hlavně ve Španělsku, Itálii a Řecku, znatelné oteplení je však očekáváno také ve Finsku a západním Rusku, nejméně se bude oteplovat na pobřeží Atlantiku. Očekává se oteplení zejména v zimě, zároveň jsou však očekávána vlny letních veder.

U srážek je opět očekáván znatelný rozdíl mezi severem a jihem Evropy. Na severu lze očekávat nárůst srážkových úhrnů, na jihu snížení. Hranice mezi nárůstem a snížením je neurčitá. Silné srážky lze očekávat častěji a s větší intenzitou (viz Tab. 15).

Table 15 Zjištěné a očekávané změny srážek dle projektu Acacia (PARRY et al. 2000)

	roční srážky ve 20. století	roční srážky v 21. století	extrémy v 21. století
Severní Evropa	+ 10 až 40 %	+1 až 2 % za dekádu zimní i letní	intenzivní srážky
Střední Evropa	malé zvýšení – západ malé snížení – východ	změny malé, nejasné	intenzivní srážky, sucho
Jižní Evropa	- 20 %	- 5 % za dekádu	intenzivní srážky, extrémní sucho

Očekávané klimatické změny v Evropě a v ČR

Změny v distribuci srážek pravděpodobně povedou k dalším hydrologickým změnám. ***Lze očekávat nárůsty maximálních říčních průtoků a zvýšení rizika přívalových povodní v severní a střední Evropě a v alpské oblasti.***

Podle hydrologických modelů pro ČR (KUBÁT 2007) se sníží celoroční odtok ve všech povodích – v jarních, letních a podzimních měsících výrazně poklesne, v zimních měsících poklesne méně výrazně nebo vzroste (přerušení zimy vloženými obdobími tání). Kromě zimních měsíců poklesnou velmi podstatně minimální průtoky. Podle regionálních klimatických modelů pro ČR je možné či pravděpodobné zvýšení velikosti i četnosti zimních povodní a zvýšení výskytu lokálních přívalových povodní. Naopak méně výrazné by mohly být jarní povodně (navíc posunuty blíže k zimě), četnost i rozsah podzimních povodní by se také mohli snížit (po suchém létě).

4.3.2 Klimatické změny ve vztahu k lesním ekosystémům a hospodaření v nich

Podle klimatických podmínek lze evropské lesy rozdělit na boreální, atlantické (vlhké temperátní), kontinentální (suché temperátní) a mediteránní. V každé z těchto oblastí lze očekávat jiné dopady výše popsaných klimatických změn (JANOUSH 2002). V boreální oblasti lze změny ve struktuře a druhové skladbě porostů lesních dřevin očekávat zejména ve zranitelných nejsevernějších oblastech. Kromě negativních dopadů je pravděpodobné, že v boreálních lesích dojde k nárůstu produkce dřevní hmoty díky vyšší teplotě a komfortním srážkám, a to podle některých odhadů poměrně znatelně (podle projektu ACACIA by to mohlo být do roku 2080 až o 70 %) – i přes rizika, která takové zvýšení produkce může mít, je možné očekávat vyšší výnosy lesního hospodářství.

V atlantické oblasti budou ohroženy zejména lesy v pobřežních oblastech a na písčinych půdách (nízká retenční schopnost). Lze tu totiž předpokládat změny v distribuci srážek – vyšší četnost letních přísušků či celkově suchých vegetačních období. Vyšší výskyt extrémních projevů počasí, včetně silných větrů pravděpodobně povede k vyššímu ohrožení mechanické stability, i v tomto případě jsou silněji ohrožena písčité stanoviště.

Také v kontinentální oblasti lze za nejvýznamnější riziko považovat jarní a letní sucha a to zejména v nížinných oblastech Německa, Polska, České republiky, Slovenska a severní Francie (JANOUSH 2002). Predispozice suchem navíc může vést k častějšímu či intenzivnějšímu ataku hmyzích škůdců (zejména kambioxylofágů, ale v některých případech i defoliátorů, viz níže), stejně jako k zvýšenému výskytu houbových chorob (zejména vaskulárních mykóz a chorob asimilačního aparátu). V souvislosti se suchem a častějšími epizodami tropických teplot je očekáváno zvýšené nebezpečí vzniku lesních požárů a jejich komplikovanější lokalizace a hašení. Synergicky s těmito faktory se může uplatnit přetrvávající depoziční zátěž. I v kontinentální části Evropy bude pravděpodobně docházet častěji k poškození lesů extrémními jevy – prudkými bouřkami s bořivým větrem (včetně tornád) s přívalovými srážkami či s krupobitím, častější přechody výrazných front spojené se silným větrem, častější laviny, silná půdní eroze a sesuvy.

V mediteránní oblasti je ohrožena samotná existence lesů a dalších dřevinných porostů. Důvodem je zejména snížení již tak nízkých letních srážek (viz výše) – lze očekávat, že se voda stane faktorem limitující převážnou část dřevin v míře vedoucí

Vliv na evropské lesy

k zániku jejich porostů v některých oblastech či lokalitách. Za nejzranitelnější je možné považovat lesy v pobřežních oblastech ve vyšších nadmořských výškách (například v Itálii). Spolu se suchem a extrémními teplotami je nutné pochopitelně očekávat i častější a rozsáhlejší vegetační požáry.

Dopady na lesy v ČR

Pro podmínky České republiky se lze na možné dopady změn klimatu na lesy podívat detailněji. Problematika je dlouhodobě systematicky řešena, byla součástí výzkumů a prognóz Národního klimatického programu ČR (VINŠ et al. 1996), je součástí dalších významných výzkumných projektů a programů, například v rámci Centra výzkumu globální změny AV ČR, v. v. i.

Očekávané či možné vlivy, které by se mohly týkat území ČR lze obecně rozdělit do několika oblastí:

- vliv na lesní půdy;
- vliv na druhovou skladbu a vegetační stupňovitost;
- vliv na fotosyntézu (na produkci) a vodní provoz dřevin;
- vliv na mechanickou a ekologickou stabilitu;
- vliv na výskyt hmyzích škůdců a houbových chorob.

Vliv na lesní půdy

Výraznější vliv klimatických změn na lesní prostředí, respektive především na lesní půdy je v časovém horizontu výše prezentovaných scénářů málo pravděpodobný. Obecně by k tomuto vlivu mohlo dojít přímým působením změn ve složení atmosféry na půdní prostředí (zejména zvýšení obsahu CO_2 v půdních pórech s následnými změnami v druhové skladbě a vitalitě půdní flóry a fauny), nepřímým působením klimatických změn (zejména nárůstu teplot) na půdní procesy (např. změny rychlosti dekompozice) a konečně různými interakcemi mezi působícími faktory.

Klimatické změny by mohly ovlivnit především organickou půdní hmotu. Čistá primární produkce obvykle roste se vzrůstajícími teplotami a zvýšeným obsahem CO_2 v atmosféře, což vede k větším návratům uhlíku do půdy. Zvýšení teploty také silně stimuluje rychlost dekompozice, a to až k situacím, kdy dekompozice převýší čistou primární produkci a dojde ke snížení organického podílu půdy. Tento efekt lze očekávat zejména v chladných regionech Evropy, kde je v současnosti dekompozice pomalá. Určující pro rychlost dekompozice mohou být srážky – zpomalený rozklad organické hmoty a utlumení koloběhu látek můžeme očekávat tam, kde srážky znatelněji poklesnou. Naopak urychlení koloběhu látek je pravděpodobné tam, kde bude v půdě dostatečná vlhkost a zároveň dojde k zvýšení teploty.

U našich lesních půd budou v nejbližších desetiletích pravděpodobně významnější změny v koncentracích vzdušných polutantů SO_2 , NO_x , NH_3 a změny kyselých depozic než změny klimatu – ty pak budou ovlivňovat zejména vývoj v humusové vrstvě (VINŠ et al. 1996).

Vliv na druhovou skladbu

Očekávaným důsledkem změn klimatu jsou změny dřevinné skladby. Areály lesních dřevin jsou v podstatě definovány klimaticky, stejně tak jsou klimatické charakteristiky důležitými parametry spoludefinujícími lesní vegetační stupně. V případě oteplení, změny ročních úhrnů srážek (nebo úhrnů v klíčových obdobích vegetačních sezón) a změn distribuce srážek (zejména výskyt přísušků) dojde k významné změně podmínek pro dřeviny a lze tak očekávat na jedné straně rozsáhlé zdravotní problémy některých druhů v podmínkách na okraji jejich ekologických amplitud, na druhé straně pak šíření těchto či jiných druhů do oblastí, které se díky změně klimatu staly pro tyto druhů příhodnými.

Sofistikovaná simulace vlivu klimatických změn na dřeviny je komplikovaná, je potřebné použít fyziologické a procesní modely, kterými lze modelovat reakci stromů na jednotlivé parametry. Výsledky procesních modelů jsou jen částečně ověřitelné

empirickými daty (např. měřením evapotranspirace a bilance CO₂). Dalším krokem je potom parametrizování výsledků v růstových modelech, například pomocí dat z dendrochronologického výzkumu. Teprve takto kalibrované růstové modely nám mohou poskytnout kvalitní prognózy možných změn v růstu a druhové skladbě lesů (KUPKA 2002).

Šíření a ústup dřevin nelze v podmínkách střední Evropy v krátkém časovém horizontu (menším než obmýtlí porostů) očekávat na velkých plochách – dřeviny mají obecně limitovány migrační schopnosti, středoevropská krajina je vertikálně i horizontálně velmi členitá, navíc značně fragmentalizovaná. Větší posuny lze očekávat v souvislejších lesnatých krajinách jako například v Severní Americe. PRASAD a IVERSON (1999) podle modelů pro východní část Spojených států očekávají posun téměř poloviny dřevin ze zahrnutých osmdesáti druhů na sever o až cca 100 km, u několika dřevin pak dokonce posun větší než 250 km, zároveň s tím jsou pochopitelně očekávány změny zastoupení jednotlivých druhů.

Pro území ČR je pravděpodobnější, že budeme pozorovat spíše **opakované epizody plošného chřadnutí či odumírání lesa tvořeného druhy ocitnuvšími se mimo svou ekologickou valenci**, než posuny druhů o desítky či stovky kilometrů (nebo stovky výškových metrů). Plocha porostů rostoucích mimo vhodné podmínky přitom může být již poměrně brzy velmi rozsáhlá. Lze to demonstrovat studií, která se věnovala modelování posunu vegetačních stupňů v ČR v případě, že bychom omezily jejich vymezení na vymezení klimatické (viz BOX a Fig. 93).

SCÉNÁŘ ZMĚN VEGETAČNÍ STUPŇOVITOSTI NA ÚZEMÍ ČR (dle KOPECKÁ, BUČEK 1999 a BUČEK, VLČKOVÁ et al. 2009)

Scénář změn vegetační stupňovitosti vycházel z regionálního scénáře klimatických změn v ČR (KALVOVÁ, BRÁZDIL 1993). Tento scénář byl založen na zdvojnásobení koncentrací skleníkových plynů v ovzduší oproti předindustriálnímu období do roku 2030. Pro tvorbu scénáře byl vypracován model založený na prognostické metodě prostorových analogií – nedynamický statický korelativní model vycházející ze vztahu mezi současným klimatem a vegetačními typy a předpokladu, že tento vztah zůstane zachován.

Pomocí digitalizace map izolinií průměrné roční teploty a průměrných ročních srážek na území České republiky v letech 1961–1990 byly definičním bodům přiřazeny charakteristiky současného klimatu. Definiční body byly zařazeny do současných vegetačních stupňů podle disponibilních map vegetační stupňovitosti. V dalším kroku byly definičním bodům určeny klimatické charakteristiky prognózované pro rok 2030 a jim odpovídající vegetační stupeň. Jako vztahový ukazatel byl použit Langův dešťový faktor (poměr ročního úhrnu srážek v mm k průměrné roční teplotě ve °C).

Důsledky klimatických změn by se podle tohoto modelu nejvíce projevil v biocénózách normální hydrické řady. Došlo by k zlepšením podmínek pro xerothermofilní ponticko-panonskou biotu, především S-strategie. **Rozsah území s podmínkami současného 1. dubového a 2. bukodubového stupně by se zvýšil ze současných cca 15 % na cca 46 % v roce 2030** (z toho 29 % 1. stupeň). Ve stejném časovém horizontu by došlo k výraznému omezení plochy území s podmínkami vhodnými pro existenci druhů středoevropských listnatých lesů, neboť **plocha území s klimatickými charakteristikami 3. dubobukového, 4. bukového a 5. jedlobukového vegetačního stupně by se v součtu snížila ze současných cca 80 % na cca 52 %**. **Plocha území vhodného pro horské druhy boreálního rozšíření (6.–8. stupeň) by poklesla na pouhých 1,2 %** (tj. přibližně na třetinu současné plochy), viz Fig. 93.

Podle tohoto modelu (KOPECKÁ, BUČEK 1999) by se podíl ploch lesní půdy s klimatickými podmínkami zcela nevhodnými pro pěstování smrku ztepilého (1. a 2. stupeň) zvýšil z cca 6 % na téměř 32 % v roce 2030. Podíl ploch s podmínkami nepříznivými (3. lvs) by narostl z cca 14 % na cca 28 %, podíl ploch s příznivými podmínkami (4. lvs) pak poklesl ze současných téměř 42 % na téměř 27 % a podíl ploch s velmi příznivými podmínkami (5.–7. lvs.) by se snížil z cca 37 % na cca 13 % plochy lesní půdy v roce

Vliv na stávající
smrkové porosty

2030. Vzhledem k současnému zastoupení smrku (v roce 2011 necelých 52 %) a poměrně běžnému výskytu smrkových porostů v dnešním 3. a 4. lesním vegetačním stupni (které se klimaticky posunou na velké části plochy do 2., respektive 3. stupně) je zřejmé, že na rozsáhlých plochách lze očekávat klimatické podmínky zcela mimo ekologické nároky smrku. Ohrožovat jeho zdravotní stav budou v těchto podmínkách jarní a letní přísušky (nárůst teploty a zároveň s nimi nerovnoměrná distribuce srážek). Rizikovým dále bude očekávané prodloužení období s teplotou v noci pod bodem mrazu a ve dne nad ním (a to i výrazně – ohrožení vytranspirováním, viz kapitola 5.1.2) a prodloužení vegetační doby (riziko pozdní lignifikace a následného poškození mrazem). Vhodná délka vegetační doby pro smrk je pro území ČR odhadována na 120–130 dní. V současné době je délka vegetační doby ve 4. stupni přibližně 140–150 dní. Při očekávané změně klimatu dojde díky zvýšení teplot také k prodloužení vegetační doby, v roce 2030 by potom mohla být v podmínkách dosavadního 4. stupně až o 10–15 dní delší.

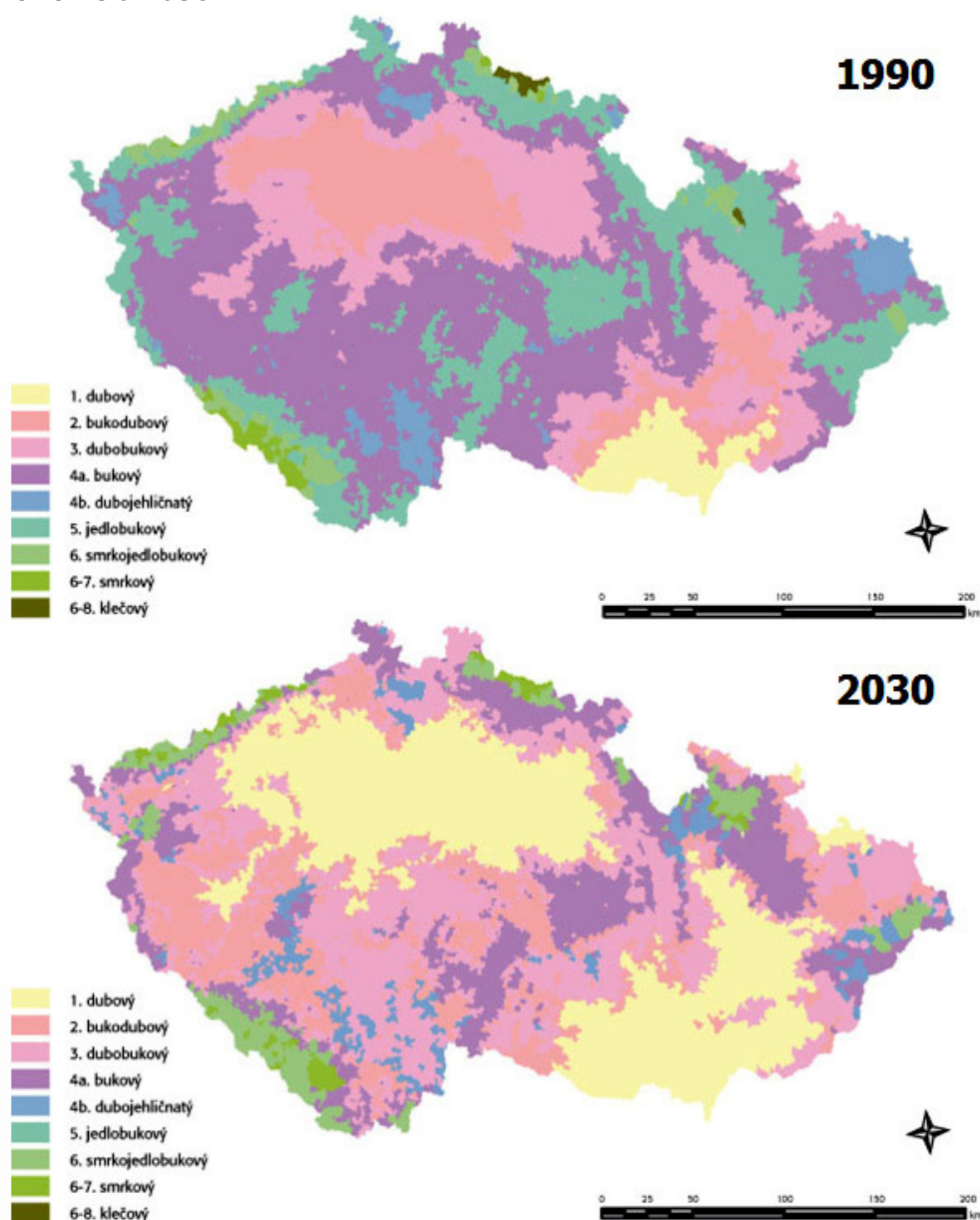
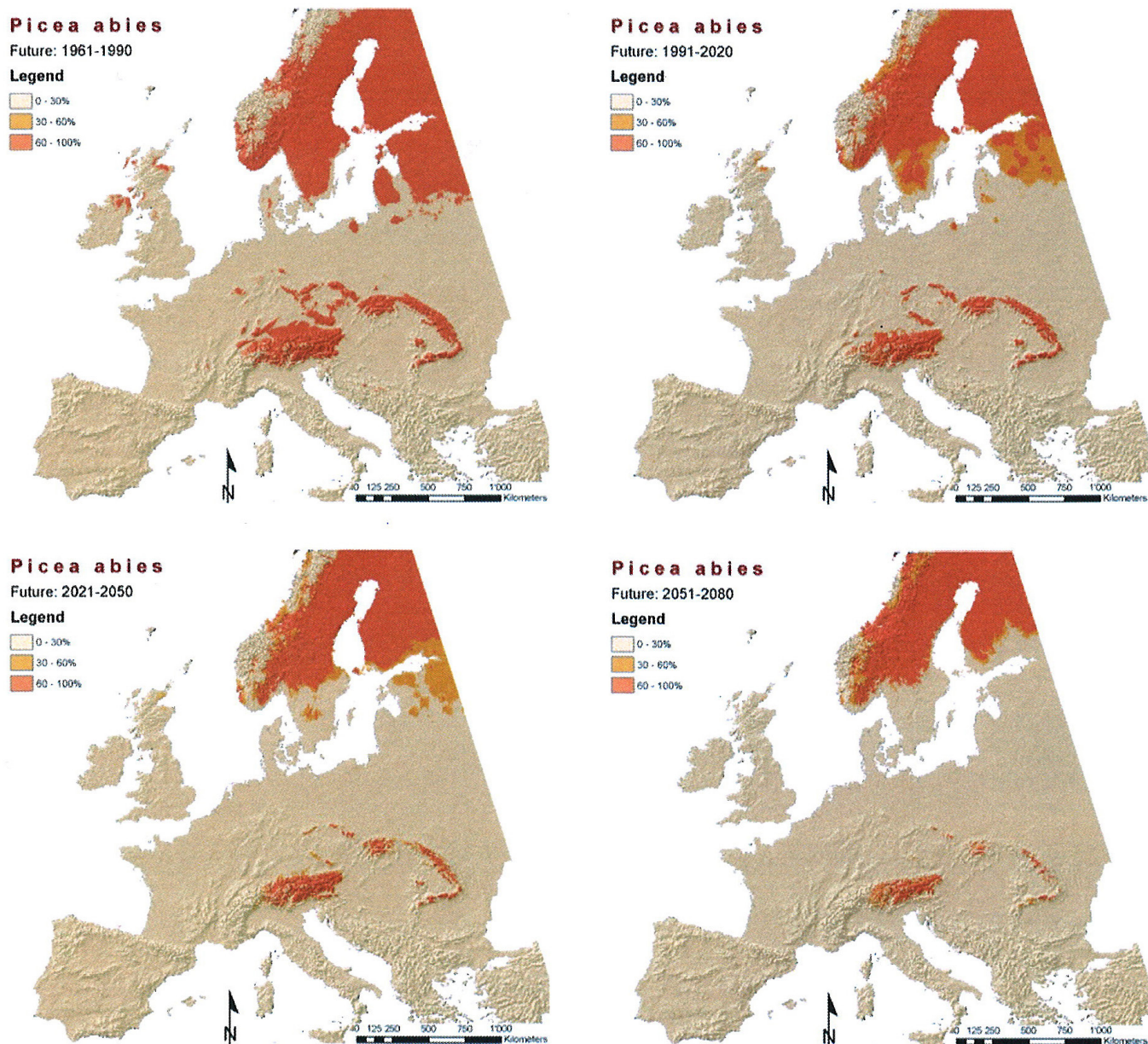


Fig. 93 Vegetační stupně v ČR v roce 1990 a jejich výskyt v roce 2030 dle modelu KOPECKÁ, BUČEK (1999).

Snížení rozlohy lesa vhodné pro pěstování smrku ve střední Evropě uvádí i další autoři (HANEWINKEL et al. 2010; FITZGERALD, LINDNER 2013, viz Fig. 94). Ústup smrku a zvýšení zastoupení listnatých dřevin je očekáváno dokonce i v boreálních a boreonemorálních lesích (KOCA et al. 2006).



Je zřejmé, že zejména v podmínkách stávajících středních poloh bude potřebné či nutné rozšířit druhové spektrum dřevin v hospodářských lesích. Větší počet druhů vytváří obecně předpoklad pro širší uplatnění přírodních adaptačních procesů a tak i pro celkově vyšší odolnost porostů. Bohatší druhová skladba také zlepšuje možnosti náhrady toho druhu dřeviny, pro který aktuálně nebudou vhodné podmínky, bude chřadnout či z jiných důvodů z porostů ustupovat. Otázkou zůstává, se kterými dřevinami bude vhodné lesnický pracovat jako s hlavními porostotvornými dřevinami

Fig. 94 Soubor modelových změn vhodnosti lokalit pro pěstování smrku ztepilého *Picea abies* v Evropě při použití klimatického modelu 6RCM, scénáře A1B (IPCC) a kalibrace z 6 statistických modelů. Výstup z projektu MOTIVE – Models for Adaptive forest Management (FITZGERALD, LINDNER 2013).

Možné vlivy na buk lesní

místo smrku ztepilého. Vzhledem k vysoké reprodukční schopnosti i relativně široké ekologické valenci se logicky nabízí zejména buk lesní (*Fagus sylvatica*).

Pro úvahy o jeho zastoupení v cílové dřevinné skladbě je ovšem třeba brát v úvahu možná rizika, která jsou s jeho pěstováním spojena při uvažovaných klimatických změnách. Vliv zvýšeného CO₂ na buk lze prozatím hodnotit jako nejistý, objevují se studie dokládající navýšení růstu nadzemní i podzemní biomasy (např. MEDLYN et al. 2001), jiné studie ovšem takový nárůst nepředpokládají nebo uvádí podmíněnost růstové reakce charakterem substrátu, složením porostní směsi apod. (EGLI, KÖRNER 1997; SPINNLER et al. 2002; KÖRNER et al. 2005; KOZOVITS 2005), podobně různorodé poznatky lze nalézt pro očekávané reakce na zvýšené koncentrace CO₂ u většiny dalších dřevin. MEDLYN et al. (2001) a KÖRNER (2003) uvádí možnost snížení LAI v dospělosti, v důsledku kterého by buk lesní mohl ztratit základní konkurenční výhodu, tj. potlačování konkurenčních druhů zastíněním. Výsledkem by mohly být problémy s jeho uplatněním v roli hlavní porostní dřeviny na kyselých substrátech. Na druhé straně některé práce ze Skandinávie potvrzují obecnou představu, že vlivem klimatických změn může docházet k většímu uplatnění buku lesního ve smíšených porostech se smrkem ztepilým díky jeho vyšší odolnosti vůči abiotickým i biotickým stresorům doprovázejícím změny klimatu a díky zvýšené konkurenční schopnosti se smrkem ztepilým (BOLTE et al. 2009). Vzhledem k zmíněným rozdílům ve výsledcích studií, lze konstatovat, že reakce na klimatické změny mohou být různé u různých ekotypů buku lesního, rozdíly mohou být nejen mezi buky z různých geografických oblastí ale i z různých nadmořských výšek tj. vegetačních stupňů. Výsledky modelování růstových reakcí buku lesního (MÁTYÁS et al. 2008) naznačují, že ve středních zeměpisných šířkách a na severu Evropy by mohly klimatické změny vést k navýšení produkce buku lesního. Ve stresujících podmínkách (zejména na sušších stanovištích) je předpovězena růstová deprese a ztráta vitality buku. Platnost těchto předpokladů potvrzují studie rekapitulující reakci buku na suché a teplé epizody dokládající jeho poměrně vysokou citlivost (CIAIS et al. 2005; FRIEDRICHS et al. 2009). Na straně druhé ovšem například DITTMAR et al. (2003) na základě hodnocení letokruhů předpokládají, že buk lesní má vysokou resilienci a bude schopný zvládat období se sníženou dostupností vody. Zda dokáže zvýšený vstup CO₂ alespoň částečně kompenzovat důsledky vodního stresu, je zatím neznámo.

Další rizika pěstování buku lesního jsou spojena s biotickými faktory. Od devadesátých let se v Evropě objevují zprávy o prezenci hub rodu *Phytophthora* (*Phytophthora citricola*, *P. cambivora*, *P. cactorum*) na bucích (např. WERRES 1995; SCHMITZ et al. 2007). Výskyt na chřadnoucích bucích je spojován s klimatickými extrémny, jak tomu bylo například v Bavorsku po velmi vlhkém roce 2002 a extrémně suchém roku 2003 (JUNG 2004, 2009). Zvýšenou citlivost kořenů na *Phytophthora citricola* při zvýšeném CO₂ zjistili FLEISCHMANN et al. (2010). Obecně se předpokládá, že aktivita houbových a bakteriálních patogenů (zejména „sugar-dependent parasites“), stejně jako některých hmyzích škůdců (zejména savého hmyzu) bude se zvýšením koncentrace CO₂ a s ní související klimatickou změnou narůstat (např. MANNING, TIEDEMANN, 1995, viz též níže), v dílčích studiích se ovšem objevují i závěry dokládající snížení aktivity některých biotických činitelů na buku. HENN et al. (2000) například konstatují snížený žír bekyně velkohlavé (*Lymantria dispar*) v podmínkách zvýšeného CO₂. Změny vyvolané nárůstem CO₂ se mohou týkat nejen intenzity žíru herbivorů související s kvalitou potravy, ale také růstu jejich larev či potravních preferencí (HÄTTENSCHWILER, SCHAFELLNER 2004). Změna potravních preferencí (tj. změna intenzit poškození jednotlivých dřevin) může významně ovlivnit konkurenční vztahy v porostních směsích.

Celkově nelze jednoznačně říci, zda navýšení CO_2 a změny klimatu z něho vyplývající povedou k celkovému zvýšení vlivu biotických stresorů buku či spíše k změnám uplatnění jednotlivých druhů (skupin druhů) škůdců a patogenů. Sumární vliv na zdravotní stav je velmi komplikované předpovídat (CHAKRABORTY et al., 2000; GARRETT et al., 2006).

Cílové zastoupení buku by mělo zvažovat rizika zohlednit, na druhou stranu je však zřejmé, že v případě výrazného snížení zastoupení smrku bude v produkčních lesích (především z pěstebních důvodů) komplikované vyhnout určitému navýšení podílu buku.

Z lesnického pohledu je důležitou otázkou nejen zdravotní stav lesních porostů, ale také jejich produkce a její kvalita a bezpečnost. Z pohledu jednoduché matematiky by zvýšení obsahu CO_2 (jako jednoho ze základních vstupů) mělo vést k vyšší intenzitě fotosyntézy (pozitivní aklimace) spojené se zvýšeným využitím absorbované energie ve fotochemických reakcích a tak i k vyšší produkci. Tak tomu také pravděpodobně v řadě případů bude, zejména pokud půjde o krátkodobé navýšení koncentrace CO_2 . V tomto jednoduchém sledu příčin a následků povede více dostupného CO_2 k vyšší rychlosti fotosyntézy, k větší účinnosti využití záření, k zvýšení rychlosti fixace uhlíku a následně tak i k navýšení produkce. Důsledkem mohou být také vyšší účinnost využití vody a nižší transpirace, což by mohlo vést k vyšší odolnosti vůči suchu. Řada těchto pozitivních dopadů je však v delším časovém měřítku doložena především u zemědělských plodin, u dřevin k nim může, ale také nemusí dojít, opakovaně jsou v odborných studiích uváděny scénáře, v kterých dochází po určité době k propadu intenzity fotosyntézy.

Výsledný vliv zvýšení koncentrace CO_2 a teploty na tvorbu biomasy je obecně závislý na množství dostupných živin, zejména dusíku, na dostupnosti vody a dostupnosti světla (ozáření). Může se pohybovat v amplitudě od žádného efektu na přírůst (to může nastat například při deficitu vody), přes zvýšený nárůst kořenů i letorostů až po změnu poměru nárůstu letorostů a kořenů ve prospěch jednoho nebo druhého, a to vždy v souladu s principem rovnováhy mezi potenciálem dřeviny asimilovat a potenciálem kořenového systému dřeviny dodávat živiny. Počáteční stimulace fotosyntézy působením zvýšené koncentrace CO_2 tak může klesat či mizet v časové periodě týdnů či měsíců, tento jev je označován pojmem **aklimační deprese**.

Reakce na zvýšené koncentrace CO_2 budou rozdílné u jednotlivých druhů dřevin, zatímco u některých druhů se zdá, že výsledkem bude pouze zisk (navýšení intenzity fotosyntézy), jako například u topolů (KALINA 2005), u jiných, jako je například smrk ztepilý, lze aklimační depresi očekávat (MAREK et al. 1995; URBAN, MAREK 1999). Rozdíly v reakcích mohou být i mezi jednotlivými částmi stromu. Jinak reagují na zvýšení CO_2 stinné a slunné jehlice – u smrku ztepilého byla u slunných častěji zjištěna aklimační deprese, zatímco u stinných v nižších korunových patrech spíše stimulace asimilace CO_2 a zvýšená kapacita fotosyntézy při saturační koncentraci CO_2 (KALINA 2005). Reakce má také sezónní dynamiku – aklimační deprese se objevovala hlavně na konci vegetační sezóny, v jarním období byla častější stimulace fotosyntézy (URBAN et al. 2003). Důležité může být také množství dopadajícího záření – u smrku byla aklimační deprese pozorována zejména při vysoké ozáření, klíčová se ukázala nezářivá disipace ve světlosběrných komplexech PS II (KURASOVÁ et al. 2003). Dlouhodobé vystavení zvýšené koncentrace CO_2 přitom může zvyšovat náchylnost smrku ke stresu z vysoké ozáření (ŠPUNDA et al. 1998).

Mechanismy a příčiny aklimační deprese jsou dosud stále upřesňovány a diskutovány. Jedna z hypotéz předpokládá, že rychlost produkce asimilátů přesáhne kapacitu

Vliv zvýšení
koncentrace CO_2
na fotosyntézu

jejich využití v sinku, jako další důvody jsou uváděny snížení aktivity nebo množství enzymu Rubisco, redistribuce či snížení koncentrace anorganického fosfátu, pokles obsahu dusíku v listech a další možné příčiny (viz BOX).

Řada autorů existenci aklimační deprese odmítá, a to na základě pokusů, kdy zvýšená rychlost fotosyntézy vlivem vyšší koncentrace CO_2 trvala dlouhodobě (např. SAXE et al. 1998).

MOŽNÉ MECHANISMY A PŘÍČINY AKLIMACE FOTOSYNTÉZY

(podle URBAN 2003 a MAREK et al. 2011)

- 1) **Změny poměru zdroj / úložiště CO_2 v rostlinách** (MAREK et al. 2011) – v časovém horizontu dnů až týdnů se reakce fotosyntézy a růstu stávají závislými na schopnosti rostliny vytvářet nová uhlíková úložiště, respektive zvětšit úložnou kapacitu či rychlost růstu stávajících (nárůst listové plochy, sekundární letorosty atd.), chybí-li úložiště, dochází k urychlení a prohloubení aklimační deprese.
- 2) **Redistribuce či snížení koncentrace anorganického fosfátu** – vyšší rychlost fotosyntézy vede ke zvýšené akumulaci fosforylových produktů Calvinova cyklu, což následně vede k redistribuci anorganického fosfátu mezi vnitřním prostorem chloroplastů a cytosolem, tím je limitována syntéza ATP (MAREK et al. 2011).
- 3) **Snížená aktivita nebo množství enzymu Rubisco** (KALINA 2005; MAREK et al. 2011).
- 4) **Mechanické poškození tylakoidů v důsledku nadměrné akumulace škrobu** (MAREK et al. 2011) – v časovém horizontu hodin až dnů může docházet k hromadění škrobových zrn v chloroplastech, mohou zastiňovat světlosběrné komplexy a jejich reakční centra a tím snižovat efektivitu zachytu kvant slunečního záření. Řada autorů považuje tento typ deprese za extrémní, zvyšování množství škrobu je naopak považováno za důležitý uhlíkový sink.
- 5) **Inhibice transkripce fotosyntetických genů** (MAREK et al. 2011) – zvýšená akumulace volných sacharidů, respektive nízký poměr obsahu N a C v listech vedou k snížení genové exprese významných proteinů podílejících se na karboxylaci, případně proteinů zapojených do transportu elektronů přes tylakoidní membránu.
- 6) **Minerální výživa, efekt dusíku** (MAREK et al. 2011) – stav minerální výživy N ovlivňuje znatelně existenci a sílu aklimační deprese, nedostatek N prohlubuje aklimační depresi.
- 7) **Změny v struktuře světlosběrných komplexů** (MAREK et al. 2011) – deprese může být spojena s poklesem obsahu chlorofylů, může dojít k vyšší přítomnosti neaktivních reakčních center fotosystému II a zmenšení světlosběrných komplexů.

Vliv na produkci lesních porostů

Přesné prognózy pravděpodobně nebudeme schopni modelovat, na rychlost fotosyntézy působí komplex faktorů ve vzájemných komplikovaných interakcích. Optimistické scénáře zvýšení produkce dřevní hmoty tak mohou, ale také nemusí být naplněny, rozdíl lze očekávat mezi jednotlivými regiony i druhy lesních dřevin. I tam, kde dojde k zvýšení produkce, nemusí to znamenat nárůst ekonomický, a to zejména u smrku. Rychlejší růst pravděpodobně povede k nižší hustotě dřeva smrku a tím i k zhoršení kvality produkce. Zároveň s tím dojde k snížení mechanické stability a tak k nárůstu rizika zničení porostu větrem, sněhem a námrazou, tj. dojde k snížení bezpečnosti produkce a k nárůstu nákladů s ní spojených. Změny v produkci dřevin se navíc budou lišit v souvislosti s nadmořskou výškou a s ní spojenými růstovými podmínkami. Například u smrku můžeme v nižších vegetačních stupních očekávat pokles produkce v desítkách procent, zatímco ve vyšších nadmořských výškách (kde v současnosti růst limituje nízká teplota) je pravděpodobný nárůst produkce ve srovnatelných intencích (HLÁSNÝ 2012).

Celkově lze v Evropě očekávat zvýšení celkové zásoby dřeva v boreálním regionu (Fig. 95), zároveň s ním může dojít k posunu poměru množství dřeva ve prospěch listnatých druhů na úkor jehličnanů (Finsko, Estonsko, Norsko). Stejný posun se očekává i v atlantickém regionu (např. Dánsko), někde se očekává snížení kvality dřeva způsobené vyšší rychlostí růstu (např. ve Velké Británii). V Británii se počítá s vyšší rychlostí

růstu jehličnatých lesů v severní části země, zatímco v jižních částech země se kvůli letním suchům sníží rychlost růstu tvrdého vysoce kvalitního dřeva. V kontinentálním regionu může také vzrůst zásoba dřeva listnatých dřevin na úkor jehličnatých (např. v Rakousku). Očekává se i nárůst zásoby dřeva pionýrských dřevin s krátkým životním cyklem spolu s nárůstem zásoby slabších sortimentů (např. Česká republika). Počítá se s poklesem komerční hodnoty produkce dřeva ve švýcarských Alpách. Lokálně může dojít k přechodnému nárůstu těžby dřeva ze smrkových lesů při jejich nahrazování lépe adaptovanými smíšenými porosty. Pravděpodobně také dojde k celkovému narušení trhů se dřívím (JANOŠ 2002).

Tam, kde lze vzrůst produktivity lesů reálně očekávat, tj. v severní a částečně západní Evropě, by tento nárůst mohl pomoci k ochotě k hospodaření na principech trvale udržitelného rozvoje a také k rozšiřování plochy lesů (JANOŠ 2002).

change in NPP

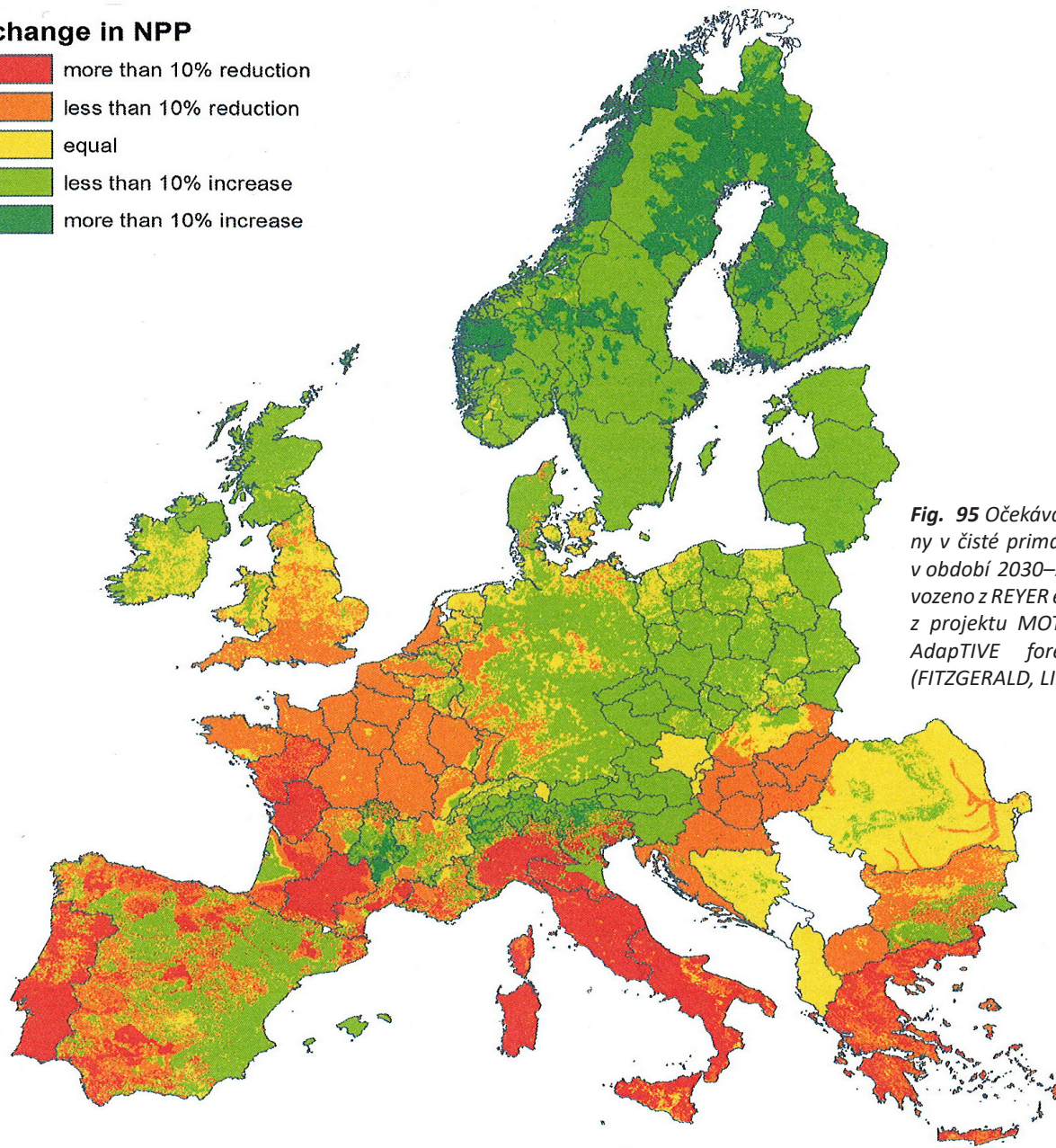
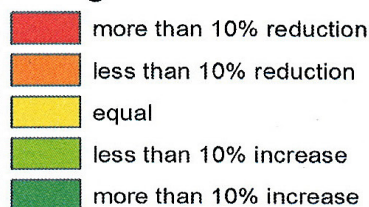


Fig. 95 Očekávané průměrné změny v čisté primární produkci (NPP) v období 2030–2070 (na km²), odvozeno z REYER et al. (2012). Výstup z projektu MOTIVE – MOdels for AdapTIVE forest Management (FITZGERALD, LINDNER 2013).

Vliv na výskyt hmyzích škůdců a houbových chorob

Při růstu ve změněných podmínkách je pro rostliny znatelně komplikovanější (fyziologicky i energeticky) odolávat působení biotických stresorů. Obranné reakce (viz kapitola 1.1.4) jsou významnou energetickou zátěží – je odhadováno, že zhruba třetina až dvě třetiny hrubé primární produkce je spotřebováno pro obranné účely. Při synergickému působení abiotických (zejména klimatických), antropogenních (imise, krajinné změny, nepřiměřené či podmínkám neodpovídající způsoby hospodaření, nevhodná druhová či věková skladba porostů, stejnorodost porostů) a biotických (zejména primárních) stresových faktorů lze očekávat zvýšení predispozice k biotickým poškozením a onemocněním.

Lze očekávat:

- změny v četnosti, délce a případně i v průběhu gradací (a tím i v abundanci populací);
- zkrácení délky trvání generací hmyzích škůdců, zvýšení jejich počtu a v důsledku toho celkové změny populační dynamiky (opět včetně změn abundance);
- změny v areálech rozšíření, tj. např. posuny v rámci kontinentů, ale i transkontinentální přesuny a introdukce populací hmyzích škůdců a houbových chorob, migraci lze u nás očekávat především severním směrem a do výše položených oblastí, spolu s tím bude narůstat i riziko zavlečení nových a karanténních druhů organismů;
- změny chování stávajících patogenů v důsledku změny fyziologických procesů hostitelů i patogenů (například urychlení metabolismu houbových patogenů a dřevních hub při vyšších teplotách) a vlivem zvýšené predispozice hostitelů.

Očekávané zvýšení teploty ve vegetační sezóně a častější období přísušků či sucha budou obecně vytvářet příznivé podmínky pro gradace populací hmyzu, a to zejména polyvoltinních druhů. Lze také očekávat, že některé monovoltinní druhy se stanou druhy bivoltinními. Při vyšší teplotě bude na jaře dříve začínat aktivita zimujících jedinců, bude se **zkracovat doba vývoje jedné generace a tak zároveň zvyšovat počet generací**. S narůstající teplotou dojde navíc k prodloužení vegetační doby a tak i období, v kterém může vývoj škůdců probíhat – důsledkem bude opět zvýšení počtu generací (dokončení vývoje generace, jejíž vývoj byl dříve ukončen nevhodnými klimatickými podmínkami). Snáze tak bude moci dojít k strmým gradacím, které mohou mít zejména u kambioxylofágních škůdců výrazné destruktivní účinky. Mezi takové druhy patří četní zástupci kůrovcovitých brouků, u nás zejména lýkožrout smrkový (*Ips typographus*), lýkožrout severský (*Ips duplicatus*) nebo lýkožrout lesklý (*Pityogenes chalcographus*).

Přínejmenším v některých regionech mírného pásma severní polokoule lze častější a výraznější gradace očekávat i u některých listožravých druhů hmyzích škůdců. Například u píďalky tmavoskvrnáče (*Bupalus pinarius*) v porostech sibiřské tajgy lze očekávat (na základě modelování, které bralo v úvahu 100 různých scénářů klimatické změny), že při vzestupu teploty o 2–4 °C výrazně vzroste riziko epidemické gradace tohoto škůdce (ISAEV et al. 1997). Důležitým faktorem ovlivňující gradace přitom nebude jen teplota, ale také srážky. Při hodnocení modelů dopadu vzrůstu teploty a srážek na potenciální plošný rozsah žíru obaleče *Choristoneura occidentalis* a bekyně velkohlavé (*Lymantria dispar*) v podmínkách USA bylo konstatováno, že u obou druhů dojde ke zvýšení plochy a rizika žírů v případě současného zvýšení teploty o 2 °C a zvýšení srážek o 0,5 mm za den. V případě zvýšení teploty a snížení srážek by naopak došlo ke zmenšení plochy žírem zasažené oblasti (WILLIAMS, LIEBHOLD 1995).

Průběh gradace je ovlivňován zpětnými vazbami na oponenty, parazitoidy a zejména choroby. Je možné, že alespoň v některých případech klimatická změna pozitivně

Vliv na vznik a průběh gradací

Polyvoltinní organismus se vyvíjí a rozmnožuje během jednoho roku v několika po sobě následujících generacích. **Bivoltinní** má dvě a monovoltinní jednu generaci ročně.

ovlivní početnost a aktivitu těchto organismů (může např. dojít k vyšší promořenosti hmyzích populací chorobami) a gradace jimi budou dříve brzděny. Případné mírnější zimy, pokud budou dostatečně vlhké, mohou mít významný vliv na infekci přezimujících stádií hmyzu entomopatogenními houbami a ovlivnit tak dynamiku populací škůdců v dalším roce. Odhadnout rozsah změn působení těchto zpětných vazeb je však komplikované.

Dalším z faktorů, který může výrazně ovlivnit gradace hmyzu, respektive zejména defoliátorů je nutriční hodnota přijímané potravy. Klimatické změny mohou vést ke **změnám nutričních hodnot** rostlinných pletiv a to jak k jejich snížení, tak zvýšení, v závislosti na druhu rostliny a konkrétních podmínkách. Stejně tak může dojít ke změnám složení potravy, tj. k snížení či zvýšení obsahu některých látek – může přitom jít o látky konzumenty vyhledávané, stejně jako o nestravitelné či toxické. Snížení nutričních hodnot by na jedné straně mohlo vést k zvýšení úmrtnosti larev, na druhé straně pak k zvýšení objemu konzumované potravy (např. v závislosti na pohyblivosti jedinců). Zvýšení nutriční hodnoty by mohlo na jedné straně zvýšit atraktivitu dřeviny (pro polyfágní druhy) a tak i intenzitu jejího napadení, na druhé straně pak vést k nižší spotřebě potravy, tj. k menšímu žíru. Příklady doložených reakcí viz BOX.

Vliv na kvalitu
potravy fytofágů

PŘÍKLADY ZMĚNY KVALITY POTRAVY PŘI ZVÝŠENÉM OBSAHU CO₂ A NÁSLEDNÉ REAKCE KONZUMENTŮ

V literatuře lze nalézt studie dokládající různé druhy změn kvality potravy a jejich různé důsledky pro populace konzumentů. Například studie věnovaná dubu letnímu (*Quercus robur*) konstatovala, že zvýšení teploty o 3 °C snižuje nutriční hodnotu listu redukcí vázaného dusíku a zvyšuje koncentraci taninu (DURY et al. 1998). Zdvojnásobená koncentrace CO₂ současně zvyšovala celkové množství obsažených fenolů a zároveň redukovala tloušťku listů. Přesto však ve vývoji housenek píďalky podzimní (*Operophtera brumata*) nebyly shledány rozdíly mezi jedinci krmenými listy dubu pěstovaného za běžných podmínek a za podmínek zvýšené teploty a dvojnásobné koncentrace CO₂ (BUSE et al. 1998). U buku a klenu (WATT et al. 1996) byly se změnou koncentrace CO₂ zjištěny jen nevýznamné zvýšení obsahu dusíku a nevýznamné snížení obsahu fenolických sloučenin v asimilačním aparátu bez vlivu na housenky píďalek podzimních. V pletivech javoru klenu (*Acer pseudoplatanus*) bylo při dvojnásobné koncentraci CO₂ sníženo množství rozpustných aminokyselin. Nebyly však zjištěny žádné rozdíly ve vývoji populací mšic *Drepanosiphum platanoidis*, *Periphyllus testudinaceus* a *Ossiannilssonola callosa* (DOCHERTY et al. 1997). Podobné závěry byly konstatovány i v případě buku a *Rhynchaenus fagi* (DOCHERTY et al. 1996). Naproti tomu HENN et al. (2000) konstatovali snížený žír bekyně velkohlavé (*Lymantria dispar*) na buku lesním (*Fagus sylvatica*) při změněném chemismu listů v podmínkách zvýšeného CO₂.

Fyziologická odezva rostlin na stres suchem spočívající ve zvýšení koncentrace sacharidů v listových pletivech zvyšuje riziko poškození savým hmyzem a minovači jako jsou například klíněnky z rodu *Phyllonorycter* nebo molovky z rodu *Argyresthia*.

Měníci se klima umožní nejen změny ve způsobu života původních škůdců a patogenů, ale také **imigraci nových škodlivých druhů**. Půjde přitom jednak o druhy z teplejších oblastí Evropy a jejich posun severním směrem na naše území, jednak o aklimatizaci a rozšíření zavlečených druhů – může jít přitom jak o druhy zcela nově zavlečené, tak o druhy k jejichž transportu na naše území opakovaně dochází, ale zatím se neuplatnily (jejich uplatnění umožní právě změny klimatu a s nimi související změny v odolnosti dřevin).

Příkladem rychle se šířícího škůdce, jehož šíření je dáváno do souvislosti s klimatem (teplé devadesáté roky), je klíněnka jírovcová (*Cameraria ohridella*). První zmínky o ní publikovali SIMOVA–TOŠIČ, FILEV (1985), jako areál výskytu uvádí oblasti východně a severovýchodně od Ochridského jezera v Makedonii. Druh byl pak popsán v roce 1986 (DESCHKA, DIMIC` 1986). V následujících letech došlo k expanzi do střední Evropy.

Šíření nových
škůdců a chorob

V roce 1990 byl výskyt zaznamenán v Linci. V roce 1992 byl výskyt hlášen z Dolního Rakouska (HOLZSCHUH, KREHAN 1992). Ve stejném roce začíná masový výskyt na jírovcích v severní Itálii, v roce 1993 je výskyt zjištěn také v Budapešti a na Slovensku (Ivanka pri Dunaji). V létě 1993 byly zjištěny kalamitní výskyty klíněnky jírovcové na jižní Moravě v ČR (LAŠTŮVKA et al. 1999), ve stejném roce způsobila kalamitu v jižním Německu a také v Rakousku (NOVÁKOVÁ 1997). Do roku 1998 dosáhl areál výskytu klíněnky jírovcové jižního Polska, Švýcarska, Německa (JANKOVSKÝ 2000). Po roce 2000 se klíněnka rozšířila západně dále do Francie, východně na Ukrajinu a severně po roce 2005 na jih Anglie, Švédsko a do Litvy.

Zejména pro sever Evropy mohou být **rozhodujícími pro šíření druhů zimní teploty umožňující přezimování a tak i etablování druhu v nové oblasti**. Například u hřebenule borové (*Neodiprion sertifer*) je kritická teplota pro přežití vajíček $-36\text{ }^{\circ}\text{C}$. Mortalita vajíček v důsledku dosažení těchto minimálních teplot je jedním z faktorů absence gradací v severní části Skandinávie. Při očekávaném zvýšení zimních teplot by došlo ke zvýšení rizika žírů v těchto oblastech (VIRTANEN et al. 1995). Zvýšení zimních teplot může ovšem k šíření druhů vést nejen na severu, i v našich podmínkách nebo v podmínkách jižní Evropy lze očekávat rozšíření oblasti druhů limitovaných minimálními teplotami, a to do vyšších nadmořských výšek. Příkladem je pozorované šíření bourovčíka jižního (*Thaumtopoea pityocampa*) v Itálii (BENIGNI, BATTISTI 1999).

Změny fyziologických procesů stromů mohou **zvýšit jejich náchylnost k rozvoji vaskulárních mykóz**, které se pak mohou uplatnit ztelně více než doposud a stát se velmi závažným mortalitním faktorem – a to jak druhy již u nás známé, tak druhy nové rozšířené přirozeně nebo se sadebním materiálem. Jde například o houby rodů *Ceratocystis*, *Ophiostoma*, *Verticillium*. S potenciálním oteplením hrozí zavlečení nových patogenních druhů a virulentních kmenů na naše území (viz dále níže). Řada druhů, dosud považovaných za endofyty, se může na oslabených hostitelích aktivizovat a stát se mortalitním faktorem. Symptomy vaskulárního onemocnění je možno v současnosti najít prakticky u všech našich listnatých i jehličnatých dřevin – jasanů, lip, javorů, dubů, olší aj. Spojení s klimatickými změnami je prozatím spekulativní, zřejmá je však spojitost s poruchou vodního režimu a především s nedostatkem vody a teplotními extrémy (JANKOVSKÝ 2000).

Podobně jako v případě vaskulárních mykóz je v posledních letech stále zřetelnější **zvýšená frekvence výskytu korních nekróz**. Jako významný predispoziční faktor se uplatňuje mimo jiné extrémní teplota a rovněž zvýšená insolace přehřívající povrch borky. Citlivé jsou dřeviny s tenkou borkou, především pak buk. Poškození kambialní zóny je rovněž úzce spojeno s aktivitou savého hmyzu (JANKOVSKÝ 2000). Mezi patogeny kambialní zóny, jejichž zvýšené uplatnění v důsledku klimatických změn je možné, patří houby z rodů *Phytophthora*, *Nectria*, *Fusarium*, *Valsa*, *Cytospora* atd.

Řada patogenních, resp. potencionálně patogenních organismů je **specializována na nevyzrálá pletiva vyvíjejících se letorostů**. Epizody epidemií inicializovaných klimatickými faktory (sucho, dlouho ležící sněhová pokrývka, prudký jarní nárůst teplot, časný či pozdní mráz) byly pozorovány například u hub *Brunchorstia pinea* (teleomorfa *Ascocalyx abietina*), *Sirococcus strobilinus* či *Sphaeropsis sapinea* (JANKOVSKÝ 2000).

Příhodné podmínky mohou nastat i pro šíření chorob jehlic a listů, a to zejména:

- padlí – například padlí dubové (*Microsphaera alphitoides*) na dubech nebo na bucích, habrech, břízách *Phyllactinia guttata*, *Discula betulina* aj.;
- listových skvrnitostí – například na lípách *Apiognomonina tiliae*, na habrech *Asteroma carpini*;

Rozvoj houbových chorob

Vaskulární mykózy jsou houbové choroby vaskulárního systému (vodivých a zpevňovacích pletiv), tj. extracelulární patogeni xylému (označované též jako tracheomykózy) a floému.

- sypavek – jak obvyklých druhů jako jsou sypavka borová (*Lophodermium pinastri*) či *L. seditiosum*, tak nových karanténních druhů jako jsou například švýcarská sypavka douglasky (*Phaeocryptopus gaeumannii*) na douglasce;
- rzí – například *Melampsora* spp. či *Melampsoridium* spp.

Především u jehličnanů pak mohou zejména sypavky způsobit výrazné hospodářské ztráty a rovněž omezit pěstování určité dřeviny v některé z oblastí. Rovněž hrozí zavlečení nových druhů a virulentních kmenů z jižně položených oblastí (JANKOVSKÝ 2000).

Na jedné straně bude klimatickými změnami více či méně ovlivněn stav lesů, na druhé straně však mohou plošná výměra lesů a jejich stav znatelně ovlivnit intenzitu dopadů antropogenních emisí CO₂ na ekosystémy i lidskou společnost, a to prostřednictvím své **významné role v uhlíkové bilanci krajiny**.

Dynamika vývoje přírůstu biomasy porostu či jednotlivých stromů má typický průběh. Například pro biomasu asimilačního aparátu u jehličnanů je typický strmý nárůst v první polovině a pozvolný pokles v druhé polovině růstové sezóny. K výraznějšímu poklesu množství celkové nadzemní biomasy dochází v zimě, a to včetně důsledků poškození korun stromů mokřím sněhem, námrazou či větrem. Kromě toho způsobují samozřejmě pokles v biomase pěstební zásahy.

Charakteristický je také denní chod produkce. V průběhu jasného dne je těžiště produkce v horní osluněné části koruny. Za zataženého dne se hlavní těžiště potenciálního úložiště uhlíku přesouvá do nižších stromových pater. Již brzy ráno jsou produkční potenciály mezi horní osluněnou a střední přechodovou částí vyrovnány a následně se těžiště přesouvá do střední přechodové části, kde přetrvává do pozdních odpoledních hodin (MAREK et al. 2011).

Výsledná uhlíková bilance lesa je v našich podmínkách výrazně kladná. Les je tedy uhlíkovým „sinkem“, tj. územím ukládající uhlík.

Lesy a krajina se v podmínkách ČR podílejí (cca v posledním desetiletí) **na snížení emisí uhlíku v průměru cca o 5 %** (konkrétní číselná data o uhlíkové bilanci a zásobách uhlíku viz BOX). Kromě lesů se na fixaci podílí také trvalé travnaté porosty, ostatní kategorie využití země představují zdroje emisí skleníkových plynů. Evropské lesy souhrnně jsou podle současných odhadů schopny zpětně poutat 40 až 700 mil. t C za rok, což odpovídá 20 % celkových emisí CO₂ vyprodukovaných v zemích Evropské unie. Celosvětový potenciál uhlíkového sinku suchozemské vegetace se odhaduje na 60 až 87 Gt C (tj. 1,2 až 1,7 Gt C za rok), což však představuje pouze 7–15 % předpokládaných emisí fosilních paliv v období let 2000 až 2050 (IPCC, 2000).

Pracovníci Mezinárodní agentury pro energii (IEA) se pokusili vypočítat, kolik nově založené lesní plochy je potřebné k zpětné absorpci CO₂ uvolněného během 30 let z tepelné elektrárny o výkonu 30 MW, jejíž roční produkce CO₂ se pohybuje mezi 85 a 150 tis. tun v závislosti na druhu fosilního paliva. Z výpočtů vyplývá, že by bylo zapotřebí asi 10 až 18 tisíc hektarů nově založeného lesa komerčního typu (běžný hospodářský les), nebo asi 5 tisíc hektarů nově založeného lesa dále pěstovaného s ohledem na uhlíkový sink. Za těchto okolností by absorpce uvolněného CO₂ trvala v rozmezí 40–80 let (IEA, 2001).

V souvislosti s klimatickými změnami, s požadavky na zvýšení biodiverzity a ekologické stability lesů je cílem lesního hospodaření v ČR změna dřevinné skladby – tyto změny lze obecně charakterizovat snížením zastoupení smrku a borovice a nárůstem zastoupení jedle a listnatých dřevin (viz výše). Klíčovou otázkou z hlediska funkce lesa jako fixátora uhlíku je, jak se tyto změny projeví v uhlíkové bilanci lesů. S dosažením cílových skladeb lze v důsledku poklesu podílu jehličnanů očekávat propad objemu

Lesy jako fixátory
uhlíku

Vliv změn dřevinné
skladby na
uhlíkový sink

hroubí v řádu několika procent. Propad by měl být vyvážen vyšší bezpečností produkce. Pokles objemové zásoby by měl být v biomase a ve vázaném uhlíku plně kompenzován vyšší hustotou dřeva listnatých dřevin, jejichž podíl se zvyšuje. Zároveň by se měla zvýšit i statická a ekologická stabilita a tím i stabilita uhlíku uloženého v lese. Změna dřevinné skladby by pravděpodobně neměla vést k významnější změně zásoby uhlíku vázaného v lesních půdách, ale lze očekávat přesun z citlivých humusových vrstev do stabilnějších svrchních minerálních vrstev, tj. omezení emisí uhlíku z lesní půdy (MAREK et al. 2011).

UHLÍKOVÁ BILANCE A ZÁSoby UHLÍKU V LESÍCH MODELOVÉHO ÚZEMÍ NOVOHRADSKA A CELÉ ČR (dle MAREK et al. 2011)

Při dosazení hodnot heterotrofní respirace pro temperátní les podle MALHI et al. (1999) by byla pro modelové území Novohradská výsledná uhlíková bilance cca kolem 4,2 t C ha⁻¹ rok⁻¹ (viz Fig. 96). Při dosazení jiných hodnot uváděných v literatuře by mohla klesnout na hodnoty kolem cca 3,2 t C ha⁻¹ rok⁻¹. Tyto odhady zahrnují jak odhad produkce bylinného patra, tak i roční těžby.

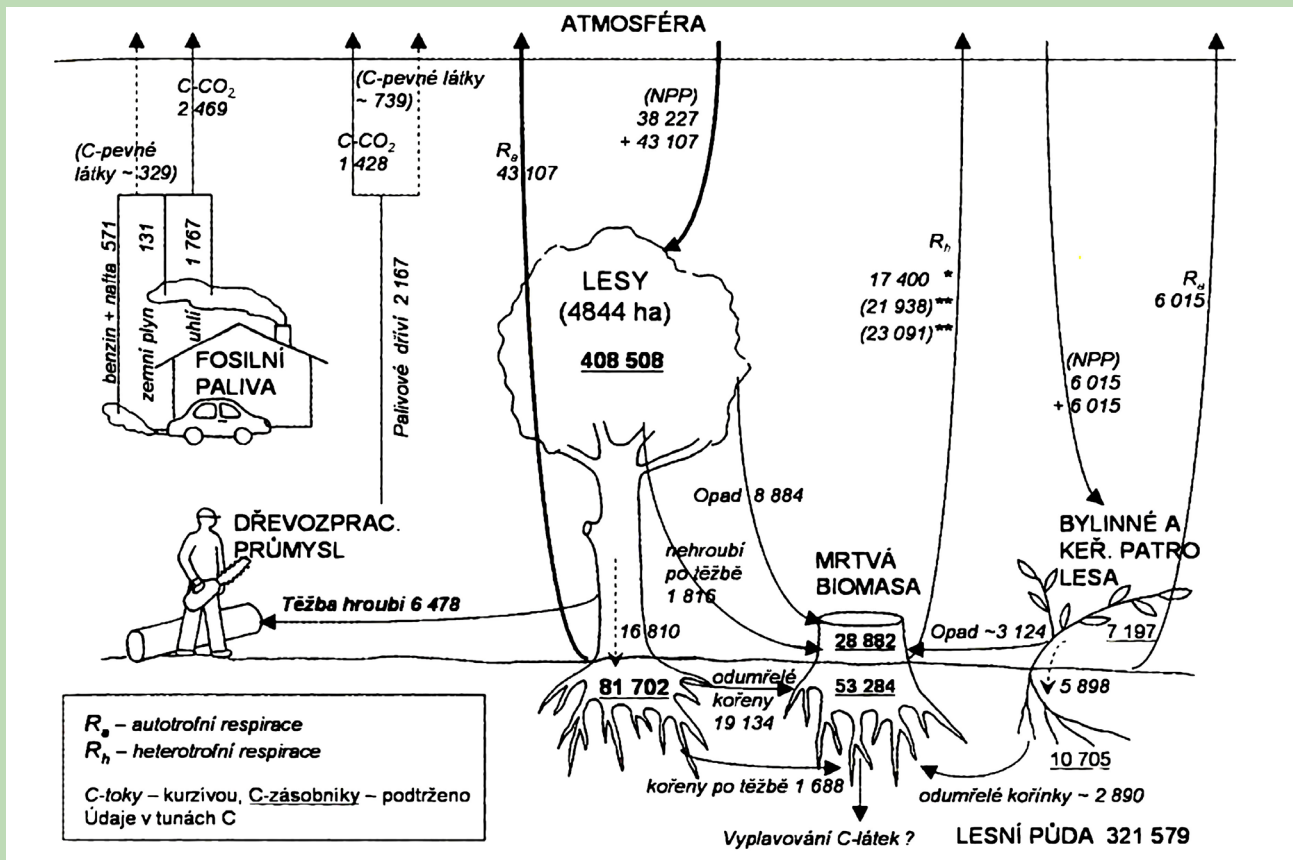


Fig. 96 Schéma koloběhu uhlíku na zájmovém lesnatém území Novohradská v roce 2005 (MAREK et al., 2011).

Co se týče zásob uhlíku, byly provedeny propočty pro základní typy stanovišť a pro jednotlivé přírodní lesní oblasti (PLO) ČR. V lesních ekosystémech ČR je na převládajících HS průměrná zásoba uhlíku v biomase (včetně podzemní části) 95,4 t C ha⁻¹, v půdě do 30 cm) 62,1 t C ha⁻¹, tj. celkem v průměrně 157,5 t C ha⁻¹. Nejnížší zásoby uhlíku v biomase lesních porostů byly vy počteny pro PLO 1 – Krušné hory a to 47 t C ha⁻¹. Jde o důsledek rozpadu smrkových porostů v sedmdesátých a osmdesátých letech a současné změně dřevinné skladby. Nejvyšší zásoby uhlíku byly zjištěny pro lesní porosty PLO 3 – Karlovarská vrchovina a to 122 t C ha⁻¹. Tato oblast zahrnuje zejména lesní porosty Slavkovského lesa na různorodém geologickém podkladu s vhodnou věkovou skladbou dřevin a malým vlivem kalamičních jevů.

V souvislosti se změnami lesního hospodářství vynucenými vyšší pravděpodobností rozpadu porostů vlivem biotických i abiotických faktorů je často zmiňováno jako vhodné či nutné snížení obmýtí (zejména u smrkových lesních porostů). Z hlediska uhlíkové bilance lze konstatovat, že snížení obmýtí by se pravděpodobně negativně promítlo na výši zásob uhlíku v lese (MAREK et al. 2011).

Z výše uvedeného přehledu možných či očekávaných dopadů klimatických změn na hospodaření v lesích je zřejmé, že narůstá nutnost změn v managementu lesů. Řada z nich byla již komentována či zmíněna v předchozím textu, přesto je zde rekapitulujeme a doplníme. Jde tedy zejména o:

Shrnutí lesnických adaptačních opatření

- **snížení obmýtí či flexibilní obmýtí** – větší stresová zátěž vede k rychlejšímu stárnutí a k vyššímu riziku rozpadu porostů; snížení obmýtí může ztráty omezit, umožní také vyšší flexibilitu pro potřebné rekonstrukce dřevinného složení, na druhou stranu je třeba zohlednit dopady na uhlíkový sink;
- **změny druhové skladby** – obecně směřování k bohatší dřevinné skladbě, která by vedla k vyšší biodiverzitě, k vyšší schopnosti adaptace na změny a k nižšímu riziku plošných rozpadů lesa;
- **větší využití přirozené obnovy** – přirozená obnova umožňuje širší uplatnění přírodních adaptačních procesů (vyšší vnitrodruhová konkurence v náletech oproti výsadbám);
- **zvýšení strukturní bohatosti lesa** – vyšší vertikální a horizontální rozrůzněnost by měly vést k vyšší odolnosti vůči biotickým a abiotickým stresorům;
- **změny výchovy** – častější výchovné zásahy tam, kde porosty rychleji porostou, větší důraz na zdravotní výběr v silně stresovaných porostech, změny intenzit a periodicit zásahů ve vztahu k hospodaření s vodou v porostech;
- **šlechtění nových odolných genotypů či hybridů, podpora lokálních odolných fenotypů** – s využitím mnohopopulačních šlechtitelských systémů či nových genetických poznatků, cílem je například vyšší tolerance vůči suchu;
- **intenzivnější protipožární opatření, precizace systémů požární ochrany** – riziko požárů bude narůstat zejména na jihu Evropy, ale lze ho ve zvýšené míře očekávat i v ČR.



4.4 LESNÍ POŽÁRY

4.4.1 Vznik, příčiny lesních požárů a jejich likvidace

Oheň je v mnoha terestrických ekosystémech podstatným faktorem určujícím jejich základní atributy, druhovou skladbu i rozmanitost porostů, ovlivňuje energetické pochody a biochemické cykly, částečně i globální uhlíkový cyklus. V řadě ekosystémů je však oheň procesem nepřirozeným, který vede k vegetační destrukci a k dlouhodobé degradaci poškozené lokality. V mnoha na oheň citlivých, nicméně však přirozeně málo ohrožovaných, oblastech, například ve vlhkých tropech, zranitelnost výrazně narůstá vlivem civilizačního rozvoje (nárůstu populace) a s ním související snahou o využití půdy, často bohužel velmi extenzivní.

V evropských podmínkách jsou zcela převažujícími příčinami požáru (viz níže) aktivity člověka, proto jsou lesní požáry chápány jako antropogenní a nikoliv abiotický faktor.

Lesním požárem je oheň, který vypukne a šíří se v lese či na jiných lesních pozemcích nebo vypukne na nelesních pozemcích a šíří se do lesa či na jiné lesní pozemky. Lesní požár je jedním ze dvou základních typů tzv. neřízených vegetačních požárů („wildfire“). V Severní Americe a Euroasii shoří ročně 5 až 20 milionů hektarů lesa, v nejzranitelnější evropské oblasti – Středozeří je to ročně zpravidla více než půl milionu hektarů lesů a dalších dřevinných porostů.

Druhým typem neřízených vegetačních požárů jsou požáry tropických trav, křovin a savan – v řadě oblastí se periodicky opakují požáry během období sucha, a to v různých intervalech od jednoho do čtyř let. Oblast savan, potencionálně vystavená nebezpečí požáru, se odhaduje celosvětově na cca 100 milionů hektarů.

Klíčovými pojmy při popisu požáru jsou fronta (čelo) požáru a rychlost šíření. **Fronta (čelo) požáru** je část oblasti požáru, kde se udržuje nepřetržitě plamenné hoření, nespálený materiál se tu setká s aktivními plameny, nebo jde o kouřící přechod mezi nespáleným a spáleným materiálem. Fronta požáru (čelo) je tedy ta část obvodu požáru, kde v daném okamžiku probíhá jeho šíření. Vegetační požáry se mohou šířit velmi rychle, pokud se šíří plochami se souvislým hořlavým pokryvem. **Rychlost šíření** může být běžně až 10 kilometrů za hodinu v lese a až 20 kilometrů za hodinu v travinných porostech, za silnějšího větru či při jiných podmínkách podporujících šíření (např. příhodný reliéf) může ještě narůstat.

Prostor, který požár ovlivňuje, lze rozdělit na následující tři pásma.

- **Pásmo hoření** – prostor, ve kterém probíhá vlastní hoření. Zahrnuje v sobě objem par a plynů, ohraničených povrchem plamene a povrchem hořící látky, ze kterého páry a plyny vystupují. Teplota v pásmu hoření dosahuje nejvyšších hodnot, u dřeva až 1000°C.
- **Pásmo přípravy** – navazuje bezprostředně na pásmo hoření a nejsou-li zde prováděna opatření, tak postupně přechází v pásmo hoření. Jeho vnější hranice je obvykle vymezena působností sálavého tepla – radiací.
- **Pásmo zakouření** – část prostoru v blízkosti pásma hoření, ve kterém dochází k pohybu kouřových plynů v koncentracích životu nebo zdraví nebezpečných, nebo bránících činnosti hasičů sníženou viditelností či teplotou nad 60°C. Nebezpečnost pásma zakouření je také v rychlosti jeho pohybu, který je ovlivněn způsobem výměny plynů na místě požáru. Pásmo zakouření je závislé na mnoha faktorech, především na podmínkách výměny plynů na požářišti. Může

Definice lesního požáru a jeho částí

být velmi rozsáhlé, zasahovat i za hranice pásma přípravy a toxicitou zplodin hoření bezprostředně ohrožovat životy a zdraví osob ve větší vzdálenosti od pásma hoření. Svou vysokou teplotou může urychlovat šíření požáru a v neposlední řadě vážně poškozuje stavební konstrukce.

Vznik požáru se odvíjí od celé řady podmínek, primárně to je od zápalnosti a hořlavosti porostů. **Zápalnost** je dána teplotou vznícení, závisí na dalších faktorech, jako jsou vlhkost, tvar předmětů, atd. Nezápalnější je v lese obecně suchá tráva, zápalnější jsou jehličnaté dřeviny (obsah pryskyřic) než listnaté. Nezápalnější jsou mladé zabuřené porosty, nejméně zápalné pak zapojené porosty ve středním věku zcela nebo téměř bez podrostu. **Hořlavost** je schopnost se po zapálení dokonale okysličit (vyhořet) při dokonalém přísunu vzduchu. Dle zápalnosti a hořlavosti lze lesní lokality rozdělit na lokality:

- **velmi těžko zápalné a hořlavé** – například plně zapojené tyčoviny, starší listnaté porosty, staré jehličnaté porosty s listnatým podrostem, vlhké lužní lesy;
- **lehko zápalné, těžko hořlavé** – například výmladkový les v předjaří, staré zabuřené porosty na jaře;
- **těžko zápalné, lehko hořlavé, těžce uhasitelné** – například stejnověké unifikované porosty, dvouetážové jehličnaté porosty, výběrný les;
- **lehko zápalné i hořlavé** – například mezernaté porosty na vřesovištích, jehličnaté kultury s trávou či vřesem.

Základní rozdělení lesních požárů lze vymezit dle toho, která část lesa hoří:

- **pozemní požár** – hoří půdní kryt, požár se šíří do všech stran, plameny mohou vyšlehovat až do výšky cca 3 či 4 metrů (zejména tam, kde leží na zemi suché větve či těžební zbytky), ničí nálet dřevin a kultury, starší stromy většinou odolávají, postiženy mohou být zejména tenkokoré dřeviny (buk, habr, mladší jedle);
- **korunový požár** – hoří koruny stromů i půdní kryt, tj. celý porost, převážně vzniká od pozemního požáru, rychle se šíří, horkým vzduchem unášený hořící materiál (šišky, drobné větvičky) může zapalovat sousední porosty, postižena je většina stromů, odolávat mohou jen některé zvláště velké stromy s velmi silnou borkou;
- **podzemní požár** – vzniká od pozemního požáru, nejčastěji na rašeliništích, hoří organický substrát, kořeny dřevin, šíří se pomalu (převážně jen několik metrů denně), hoří zpravidla velmi dlouho (týdny, měsíce), opětovně od něj může znovu vznikat pozemní a následně i korunový požár;
- **požár dutého stromu** – postihuje jednotlivé stromy, požár zasahuje hnilobou zasažené dřevo, které dobře hoří i díky efektu komínu v dutém stromu, jeho nebezpečnost spočívá především v možnosti vzniku následného pozemního požáru, častý v oblastech s pastvou dobytka v lese (dnes u nás v podstatě neexistující typ, lze se s ním potkat například na Ukrajině či na Balkánu, kde je dosud běžná lesní pastva).

Podle rozlohy lze lesní požáry v našich podmínkách dělit na:

- **malé požáry** – lesní požáry o rychlosti šíření požáru do 2 km/h s hořící plochou do jednoho aru; k jejich likvidaci stačí několik osob nebo jedna hasičská jednotka;
- **střední požáry** – lesní požáry rychlosti šíření do 5 km/h s hořící plochou do 5 ha;
- **velké požáry** – lesní požáry o rychlosti šíření požáru nad 5 km/h s hořící plochou nad 5 ha.

Základní rozdělení
lesních požárů

Lesní požáry
dle rozlohy

Vznik lesních požárů a jejich rozsah a průběh ovlivňují v našich podmínkách zejména následující faktory:

Klimatické podmínky a stav přízemní vegetace – obecně lze říci, že nejvyšší nebezpečí vzniku lesních požárů nastává při trvání suchého, teplého počasí s absencí dešťových srážek v době, kdy se v porostech nachází suchá travinná vegetace. Tyto podmínky většinou nastávají na jaře po rozpuštění sněhové pokrývky v období trvajícím přibližně do konce května. Navíc po skončení zimy narůstá intenzita aktivit v přírodě, včetně nebezpečných aktivit (viz Příčiny lesních požárů, str. 224).

Důležitým faktorem je vítr, respektive jeho rychlost a humidita. Intenzivní vítr, zejména je-li suchý, vysušuje porosty a usnadňuje tak vznik požáru, při vysokých rychlostech větru se požár snáze (vítr unáší hořící větve) a rychleji šíří a obtížněji hasí. V našich podmínkách nejsou kombinace sucha a extrémních rychlostí větru příliš časté, pro přímořské země je taková letní klimatická situace mnohem běžnější a vznikají při ní nejrozsáhlejší požáry – například při rozsáhlých lesních požárech v Řecku v roce 2007 byla rychlost větru 50–70 km/h (BASSI, KETTUNEN 2008).

Existuje celá řada postupů, jak na základě klimatických charakteristik stanovovat riziko vzniku požáru, aktuálně v Evropě například „Fire Weather Index“ (FWI) používaný Evropským systémem informací o lesních požárech – EFFIS (viz dále v kapitole 4.4.2). Základními parametry jsou u většiny indexů, včetně FWI, vlhkost a teplota vzduchu – na nich je závislá také vlhkost přízemní vegetace, která je rozhodující pro vznik pozemního požáru (zápalnost) i pro jeho rozhoření (hořlavost), tj. obecně pro vznik lesního požáru. Jako určitou základní prahovou hodnotu lze chápat vlhkost vzduchu 30 % – při vlhkosti pod tuto hodnotu je četnost požárů obvykle zřetelně vyšší, při hodnotách nad 60 % je naopak riziko vzniku požáru již jen malé (PFEFFER et al. 1961).

Z přízemní vegetace patří mezi snadno hořlavé druhy kostřavy (*Festuca* spp.), smilky (*Nardus* spp.), smělky (*Koeleria* spp.), při vyschnutí (zejména tedy stařina na jaře) pak obecně všechny traviny, velmi snadno dojde k zapálení a hoření u vřesu obecného (*Calluna vulgaris*), při proschnutí jsou vysoce hořlavé také mechy, zejména rašeliníky (*Sphagnum* spp.).

V souvislosti s probíhajícími i očekávanými klimatickými změnami, lze pro některé regiony očekávat nárůst četnosti požárů, respektive zlepšení klimatických podmínek pro jejich vznik. Klimatická data z posledních dvou desetiletí ukazují v řadě regionů nárůst četnosti výskytu extrémně vysokých teplot a zároveň častější a delší období s nízkými či nulovými srážkami. Nejvýrazněji by podobné změny mohly v Evropě ovlivnit mediteránní oblast, kde jednak lze tento charakter počasí nejvíce očekávat, jednak v ní je obecně riziko vzniku požáru vysoké. V České republice by mohla z těchto důvodů narůstat především četnost požárů v některých nejohroženějších regionech jako je například Českosaské Švýcarsko či oblast tzv. Moravské Sahary. V obou těchto oblastech ostatně k velkým lesním požárům v posledních letech došlo – v Českosaském Švýcarsku v roce 2006 v okolí Jetřichovic na Děčínsku (cca 20 ha), na Moravské Sahaře v roce 2012 na Hodonínsku (cca 200 ha). Výrazný vliv extrémně suchého a teplého jara a léta na četnost požárů lze v ČR demonstrovat vysokým množstvím požárů v roce 2003, kdy došlo k více než dvojnásobku průměrného ročního počtu požárů (podrobněji v kapitole 4.4.2).

Přírodně-porostní poměry – vyšší riziko vzniku požáru je zejména u nejmladších věkových stupňů porostů a monokultur jehličnatých dřevin, u borovice vyšší než u smrku. Různověké porosty znamenají vyšší riziko přechodu od požáru pozemního ke korunovému. Naopak střídání stejnověkových porostních skupin výrazně různého věku s vyšším zakmeněním a s nezavětvenými čistými kmeny zpomaluje šíření požárů.

Čistota povrchu půdy beze zbytků dřeva, podrostu či nárostu lesních dřevin významně snižuje riziko vzniku, šíření a náročnosti hašení lesního požáru. Větší riziko je obecně na vysýchavých stanovištích. Kryt lesního podrostu ovšem na druhou stranu v plné vegetaci zvyšuje vlhkost půdy a působí tak retardačně na vznik a šíření požárů (ŠIŠÁK 2007). Více jsou ohroženy porosty na svazích (zejména prudkých) než porosty na rovinách. Na svazích slunných expozic (JV, J, JZ) mohou porosty lépe vysychat, často mají také nižší zakmenění, vyšší pokryvnost travního či bylinného podrostu (brzy zasychajícího). V případě vzniku požáru pak horký vzduch stoupá po svahu, vysušuje porost a jeho podrost, snadno také dochází k zapálení unášenými úlomky větví či dalším materiálem. Těžší hořící materiál se naopak může gravitačně snadno dostávat do porostu níže na svahu a zapalovat ho. Nepřímo ovlivňuje riziko vzniku požáru i parametry požárů také geologické podloží. Na některých horninách, jako jsou vápence či čediče, vznikají převážně suchomilná společenstva s nižším zápojem a často s travinným podrostem, v řadě těchto porostů je významně zastoupena dobře hořlavá borovice.

Z našich druhů dřevin patří mezi snadno hořlavé druhy borovice lesní (*Pinus sylvestris*) a další borovice pro svůj vysoký obsah pryskyřic, smrk ztepilý (*Picea abies*), jalovec obecný (*Juniperus communis*) s hořlavými silicemi, mladé duby zimní (*Quercus petraea*) a buky lesní (*Fagus sylvatica*), na kterých suché listí zůstává často až do jara. Naopak mezi nesnadno hořlavé patří z jehličnanů zejména jedle bělokorá (*Abies alba*), které zřídka opadávají suché větve a opad tvoří kompaktní nesnadno hořlavou vrstvu. Z listnáčů sem patří většina druhů, zejména druhy s větším, po opadu se rychle rozkládajícím listovím.

Nadmořská výška – vyšší nadmořská výška je obecně spojená s vyšší vzdušnou a půdní vlhkostí což vede k nižší frekvenci vzniku požáru. Například na majetku LČR s. p. způsobilý požár na rozsáhlých horských lesních závodech Harrachov, Vrchlabí, Horní Maršov, Vimperk, Kašperské Hory, Prachatice a Kladská v období let 1993–2007 škodu ve výši 1 143 tisíc Kč, což bylo jen 0,62 % celkových škod (TOMÁŠEK 2007).

Způsob hospodaření v lese – aktivní pravidelné obhospodařování lesů, zejména udržování rozdělovacích linií (průseky a cesty) a jejich čistota, snižuje riziko šíření požárů. Důležité jsou technologie používané při obhospodařování lesů, např. omezení úklidu klestu pálením. Vliv může mít i hospodářský způsob. Racionální a únosná síť lesních cest snižuje riziko šíření lesních požárů a umožňuje relativně dobrou dostupnost lesních porostů pro rychlý zásah těžké hasičské techniky (ŠIŠÁK 2007).

Návštěvnost – na jedné straně se zvyšuje riziko vzniku lesních požárů vlivem chování návštěvníků (kouření, rozdělávání ohně a jiné nebezpečné aktivity), na druhé straně však může vyšší návštěvnost přispět k rychlému objevení požáru a zvyšovat účinnost hasebních zásahů. Podle dostupných údajů jsou návštěvníci lesa (turisté, sběrači hub...) převažujícími původci požárů (viz Příčiny lesních požárů, str. 224). K oblastem nejpostiženějším lesními požáry tak patří lesy v turisticky atraktivních oblastech, jako je Frýdeckomístecko, Brněnsko, Křivoklátsko, Teplicko a Liberecko.

Pro základní kategorizaci příčin požárů je nevhodnější použít mezinárodní kategorie používané Evropským systémem informací o lesních požárech (EFFIS), o EFFIS podrobně informujeme v kapitole 4.4.2. Příčiny lesních požárů v Evropě jsou dále podrobně analyzovány ve studii „Forest fires: causes and contributing factors in Europe“ (BASSI, KETTUNEN 2008). Podle EFFIS je vykazováno šest hlavních kategorií příčin lesních požárů (EFFIS 2012), které se dále dělí na množství subkategorií (Fig. 97). Hlavními kategoriemi jsou:

- **neznámé příčiny** – příčina nebyla nalezena (nelze určit, nebo nebylo šetření prováděno);

- **přírodní (přirozené) příčiny** – požáry vzniklé z přírodních příčin bez jakékoliv účasti člověka;
- **havárie** – požáry neúmyslně či nepřímo způsobené člověkem bez užití ohně;
- **nedbalost** – požáry neúmyslně způsobené člověkem užitím ohně či žhavých předmětů;
- **úmysl** – požáry úmyslně způsobené člověkem užitím ohně;
- **opětovné rozhoření** – opětovné rozhoření předchozího požáru od skrytého ohně či od popela.

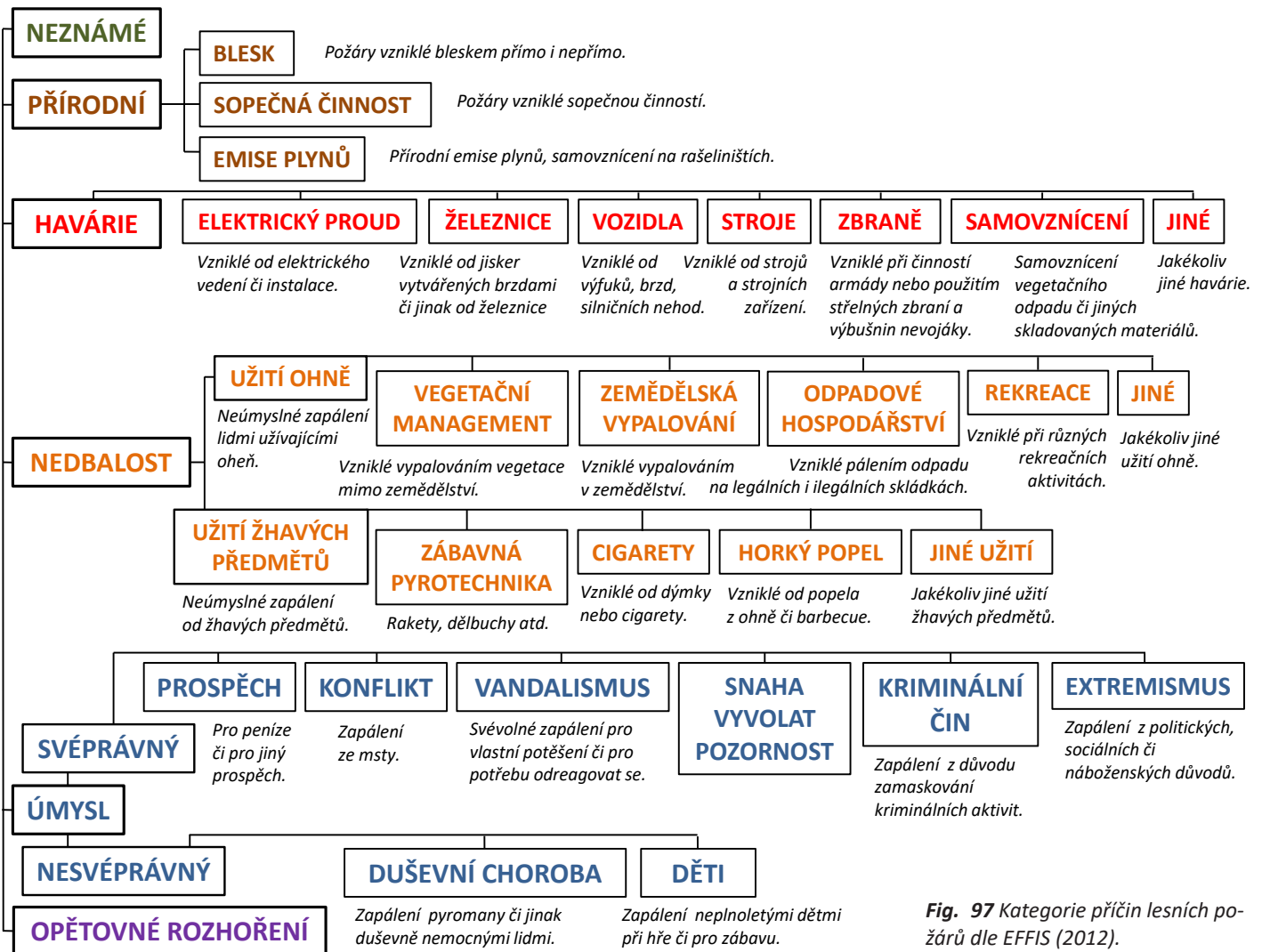


Fig. 97 Kategorie příčin lesních požárů dle EFFIS (2012).

Zdroj: forest.jrc.ec.europa.eu

Většinou příčinami lesních požárů v České republice jsou dlouhodobě nedbalostní příčiny, tj. zejména neopatrnost a nedbalost návštěvníků lesa či pracovníků v lesním hospodářství. PFEFFER et al. (1961) uvádí pro rok 1934 jako hlavní příčinu lesních požárů v Čechách a na Moravě nedbalost chodců s 55 % z celkového počtu požárů, dalších 6 % požárů bylo způsobeno turistikou, celkově 63 % lesních požárů bylo v tomto roce způsobené nedbalostními příčinami. Studie z devadesátých let dvacátého století a začátku století jednadvacátého obsahují velmi podobná čísla. FRANCL

Příčiny lesních požárů v ČR

(2007) uvádí pro období 2000–2006 59 % požárů způsobených nedbalostními příčinami, v průzkumu JANKOVSKÉ a KULY (2011) zpracovávajícím data z období 1992–2004 to bylo cca 60 %.

Výrazný pokles zaznamenaly za posledních osmdesát let lesní požáry způsobené železnicí. V roce 1934 bylo v Čechách a na Moravě železnicí způsobeno 21 % požárů (PFEFFER et al. 1961). Změna technické úrovně železnice přispěla k radikálnímu poklesu podílu požárů především v sedmdesátých letech, a to z 19,6 % v letech 1974–1978 na 4,4 % v navazujícím pětiletém období a na pouhé 1 % lesních požárů se 4 % velikosti vyhořelé plochy v období 1992–2004, k zapálení přitom došlo převážně z důvodů technické závady při brzdění (JANKOVSKÁ, KULA 2011).

Dlouhodobě stabilní a zároveň zcela minoritní je v ČR podíl požárů způsobených bleskem, na rozdíl od jiných evropských a mimoevropských regionů (viz níže). PFEFFER et al. (1961) neuvádí pro rok 1934 žádný požár v Čechách a na Moravě způsobený bleskem, dále cituje data z blíže nespecifikované literatury uvádějící dlouhodobý podíl požárů vyvolaných bleskem pro sousední Bavorsko 0,7 %, JANKOVSKÁ a KULA (2011) udávají pro období 1992–2004 podíl 1,4 %, FRANCL (2007) pro období 2000–2006 1,1 %. Podíl požárů způsobených bleskem narůstá v oblastech s nízkou intenzitou nebezpečných aktivit člověka v lesích (nižší hustota osídlení, nižší návštěvnost) a to zejména pokud jde o území, v kterém může snadno dojít k rozhoření pozemního požáru od požáru stromu (zásoba zápalného a hořlavého materiálu). Nižší frekvence přítomnosti člověka zároveň umožňuje rozhoření požárů na větší plochy vzhledem k jejich pozdnímu objevení. V územích jako je Skandinávie či Kanada tak může být podíl požárů způsobených bleskem v desítkách procent či je blesk dokonce většinou příčinou. PFEFFER et al. (1961) uvádí pro oblast za polárním kruhem až 90 % podíl požárů způsobených bleskem, v Kanadě tento podíl v některých letech přesahuje 80 % (dle dat „Canadian Interagency Forest Fire Centre“ – CIFFC), z Austrálie je v různých pramenech uváděn podíl kolem 25 %. V České republice je vyšší podíl požárů bleskem zaznamenáván převážně v regionech s vyšší lesnatostí, jako jsou okresy Jindřichův Hradec – 8,2 % požárů bleskem v období 1992–2004, Třebíč – 7,7 % či Jihlava, Trutnov a Žďár nad Sázavou – 4,1 % (JANKOVSKÁ, KULA 2011).

Podle zmíněného průzkumu JANKOVSKÉ a KULY (2011) byly hlavními příčinami u 15 985 lesních požárů v období 1992–2004 zakládání ohňů (cca 22 % požárů a stejně tak velký podíl z celkové vyhořelé plochy), kouření (cca 22 % požárů, cca 17 % plochy) hospodaření v lese (cca 10 % požárů, téměř 12 % plochy) a aktivity dětí do 15 let (téměř 5 % požárů, cca 3 % plochy). Přibližně 30 % lesních požárů zůstalo neobjasněno (šetření o příčině nebylo prováděno, nebo nebylo možné příčinu stanovit). Úmysl nebo nemoc způsobily v letech 1992–2004 celkem 550 požárů (3,4 %) s vyhořelou plochou 165 ha (2,1 %). Patří sem především žhářství – zapálení hromad těžebního odpadu, trávy, krmelců pro zvěř apod.

Podle již výše citovaného průzkumu FRANCLA (2007) pokrývajícího období 2000–2006 byly nejčastější nedbalostní příčiny (59 %) – kouření, zakládání ohňů v přírodě, vypalování porostů nebo používání otevřeného ohně k osvětlování, rozehrívání apod. Další významnou skupinou byly příčiny, kde hrál úlohu úmysl nebo kde se na vzniku požáru podílely děti do 15 let (8 %). Neobjasněných zůstalo 29 % požárů.

JANKOVSKÁ a KULA (2011) vyhodnotili také data a denní doby vzniku lesních požárů, zjištěná data z období 1992–2004 pak porovnávali s daty ze sedmdesátých let. Lesní požáry vznikají nejvíce ve dvou obdobích – na jaře (zejména duben) a v prázdninových měsících (červenec a srpen). Podíl jarních (duben) lesních požárů se snižoval – z 39 % (1974–1978) přes 27 % (1979–1983) až k 19 % (1992–2004). Narůstal naopak

podíl lesních požárů v druhém významném období a to v červenci a srpnu. Z hlediska týdne byla bilance poměrně vyrovnaná, větší frekvence je o víkendu a v pondělí (důsledek víkendových aktivit), nižší uvnitř týdne.

Změnilo se také rozložení výskytu lesních požárů v průběhu dne. V letech 1974–1983 se nejvíce lesních požárů objevilo mezi 11–15 hodinou (62 % v období 1974–1978 a 54 % v období 1979–1983), v letech 1992–2004 poklesl podíl lesních požárů vzniklých v této čtyřhodinovce na 38 % a těžiště výskytu se posunulo do pozdějších odpoledních hodin, a to mezi 13 a 17 hodinu. Posun může souviset se změnou životního stylu (pozdější konec pracovní doby, celkový přesun aktivního období i během víkendu do odpoledních hodin) a úbytkem požárů vzniklých činnostmi lesního personálu (např. útlum pálení klestu). Největší vyhořelá plocha byla vázána k požárům vzniklým mezi 12 a 13 hodinou (0,99 ha/požár) a mezi 13 a 14 hodinou (0,72 ha/požár) – důvodem může být nejmenší vlhkost hořlavého materiálu vytvářející předpoklad pro rychlé rozhoření požáru.

Nejméně často docházelo k lesním požárům v ranních hodinách, především mezi 1 a 3 hodinou noční; z hlediska roku pak bylo nejméně požárů v období říjen až únor.

Vzhledem k výše popsané struktuře příčin lesních požárů jsou některé nejrizikovější aktivity omezeny či zakázány legislativou a to s hrozbou poměrně významných sankcí. Je **zakázáno vypalování porostů** fyzickými osobami – § 17 odst. 3 písm. f) zákona o požární ochraně č. 133/1985 Sb. Pokud fyzická osoba vypaluje porosty, dopustí se přestupku podle § 78 odst. 1 písm. s) zákona o požární ochraně a za tento přestupek jí může příslušný orgán hasičského záchranného sboru, vykonávající státní požární dozor, uložit pokutu až do výše 25 000 Kč. Zákaz vypalování porostů pro právnické osoby a podnikající fyzické osoby je uveden v § 5 odst. 2 zákona o požární ochraně: „Právnické a podnikající fyzické osoby nesmí vypalovat porosty. Při spalování hořlavých látek na volném prostranství jsou povinny, se zřetelem na rozsah této činnosti, stanovit opatření proti vzniku a šíření požáru. Spalování hořlavých látek na volném prostranství včetně navrhovaných opatření jsou povinny předem oznámit územně příslušnému hasičskému záchrannému sboru kraje, který může stanovit další podmínky pro tuto činnost, popřípadě může takovou činnost zakázat.“ Při porušení této povinnosti se dopustí právnická nebo podnikající fyzická osoba správního deliktu podle § 76 odst. 2 písm. n) zákona o požární ochraně. Za tento správní delikt jim může být uložena pokuta až do výše 500 000 Kč. Zákaz vypalování uvádělo i dřívější znění zákona o myslivosti (č. 23/1962 Sb.), kde se v § 22 uvádělo, že na honebních pozemcích je po celý rok zakázáno vypalovat křoviny, trávu, plevel a suchý rákos. V platném znění zákona o myslivosti již toto ustanovení není (ustanovení dublovalo ustanovení zákona o požární ochraně).

V § 20 odst. 1 zákona č. 289/1995 Sb., o lesích a o změně a doplnění některých zákonů (lesní zákon), ve znění pozdějších předpisů se **zakazuje kouřit v lese, rozdělávat nebo udržovat otevřené ohně a tábořit mimo vyhrazená místa a také odhazovat hořící nebo doutnající předměty**. V odst. 2 téhož paragrafu zákona č. 289/1995 Sb. se zakazuje rozdělávat a udržovat otevřené ohně do vzdálenosti 50 m od okraje lesa.

Za zmínku také stojí ustanovení § 78 odst. 1 písm. p) zákona o požární ochraně, kdy se přestupku na úseku požární ochrany dopustí ten, kdo zanedbá z hlediska požární ochrany dohled nad osobami, které nemohou posoudit následky svého jednání. Další ustanovení tohoto paragrafu uvádí, že přestupku se dopustí i ten, kdo způsobí svým jednáním požár, nejde-li o trestný čin, nebo také ten, kdo nedodrží zásady požární bezpečnosti při používání otevřeného ohně nebo jiného zdroje zapálení.

Prevence – legislativní opatření

Způsoby likvidace lesních požárů

Další legislativní opatření mohou pak být zakotveny ve vnitřních předpisech krajů (nařízení, vyhláška hejtmána...), obcí či organizací působících v lesnictví. V období déletrvajícího sucha, tj. zvýšeného nebezpečí požáru, může například místně příslušný orgán státní správy lesů (krajský úřad, obecní úřad obce s rozšířenou působností, obec s rozšířenou působností) vydat z důvodu ochrany lesa nebo v zájmu ochrany bezpečnosti a zdraví osob rozhodnutí o dočasném omezení nebo vyloučení (zákazu) vstupu do lesa. Požárně nejnebezpečnější z lesnických činností je pálení klestu. U státního podniku Lesy ČR s. p. je proto v období od 1. 3. do 31. 10., kdy je největší nebezpečí vzniku požáru, pálení klestu zakázáno.

Ze zákona o požární ochraně vyplývá **všeobecná ohlašovací povinnost** – každý, kdo zpozoruje požár má povinnost ho uhasit, není-li to možné potom jakkoliv oznámit ohlašovně požáru nebo jiné zainteresované složce (Policie, obecní úřad, lesní správa...), popřípadě jinak zajistit ohlášení. Likvidace lesních požárů je náročnou a složitou činností, která se jen zřídka obejde bez hasičů. Vzhledem k uvedeným specifickým rysům lesních požárů je možno se zřetelem na konkrétní situaci zvolit různé taktické postupy jejich hašení.

Hašení malých lesních požárů je obecně možno provést obklíčením za předpokladu, že máme dostatek hasebních sil a prostředků, které rozmístíme po celém obvodu požářiště s cílem zastavit šíření požáru a provést jeho lokalizaci s následnou likvidací. Malé pozemní požáry můžeme v některých případech uhasit použitím jednoduchého nářadí a prostředků. Základní postup hašení je v tomto případě následující: v řadě šikmo proti směru šíření utloukat oheň do stran, hořící materiál vmetat do ohně, možný je zához minerální zeminou a samozřejmě ulévání a postřikováním vodou, je-li k dispozici. Detailní postup hašení závisí na velikosti, rychlosti šíření, počtu osob a prostředků pro zásah. Pozemní požár dále lze, je-li to důvodné, zastavovat izolačními příkopy – ty se vytváří před čelem postupujícího požáru. Odstraní se vše hořlavé z pruhu o šíři asi 1 m, a to až na minerální vrstvu, odstraněný materiál se hází směrem k požářišti, u větších požárů je možné, respektive nutné vytvářet izolační příkop mechanizačně.

Hašení středně velkých a velkých lesních požárů je realizováno vždy hasičským záchranným sborem. Je ho možno provést formou obchvatu – hlavní hasební síly a prostředky soustředí na křídlech, stranách nebo bocích požáru s cílem zabránit šíření požáru tím, že křídla postupují proti sobě a trychtýřovitě ve tvaru klínu zužují požářiště ve směru šíření požáru až do jeho likvidace. V některých případech za předpokladu dostatku hasebních sil a prostředků lze využít k hašení lesních požárů způsob frontální – zvolíme jako hlavní směr útoku frontální útok proti směru šíření požáru (musíme si ale uvědomit, že hašení bude komplikovat postupující požár, sálavá teplota a hustý kouř) nebo po směru šíření požáru (z týlu).

Při korunových požárech je asistence lesního personálu potřebná především pro realizaci lokalizace izolačním odsekem. Izolační odsek je pruh v šíři 10–20 m (dle intenzity požáru, síly větru, sklonitosti terénu, výšky a struktury porostu), který je vykácen v dostatečné vzdálenosti před čelem požáru, popřípadě po jeho bocích a má zastavit postup požáru. Pro rychlost a efektivitu využíváme pro odseky cest a linií rozdělení lesa, které rozšiřujeme. Stromy kácíme směrem k požáru, tj. tak aby nezůstávaly hořlavé koruny na odseku či za ním, v mladších porostech je třeba stromy odvětvit či vyklidit. **Při likvidaci rozsáhlých či jinak komplikovaných lesních požárů** je pak vhodné kombinovat pozemní hašení s hašením vzdušným, resp. leteckým (pomocí letecké hasičské služby, viz kapitola 4.4.2).

Důležité je dostatečně dlouhé **střežení požářiště**. To by měla realizovat hlídka vyba-vená hasičím nářadím, velikost hlídky je nutné stanovit dle povahy a velikosti požáru.

Hlídková činnost by měla být ukončena až po úplném vyhasnutí požáru, podle okolností zpravidla po 1–3 dnech, zejména u podzemních požárů však může jít o období výrazně delší.

4.4.2 Evidence, prognóza, ochrana

Informace o výskytu lesních požárů v České republice jsou shromažďovány Generálním ředitelstvím Hasičského záchranného sboru České republiky (GŘ HZS). Pravidelně jsou součástí tzv. Zelené zprávy, tj. Zprávy o stavu lesa a lesního hospodářství zveřejňované každoročně MZe ČR (viz kapitola 3.3.2).

V ČR vzniklo v období 2001–2012 celkem 10 433 požárů s celkovou přímou škodou 264,4 milionů Kč (viz Tab. 16). Přímou škodou způsobenou požárem se rozumí vlastní škoda na majetku způsobená ohněm – většinou účetní hodnota, bez ohledu na další náklady spojené s vyčištěním lesního pozemku, vysázením nového porostu apod. Průměrná škoda způsobená lesními požáry v tomto období činila 25 343 Kč. Počty požárů v lesích jsou výrazně ovlivněny klimatickými podmínkami, proto bylo nejvíce požárů (1712) v suchém roce 2003, stejně tak se projevilo suché jaro 2011 a 2012. V suchém roce 2003 měly požáry také nejvyšší průměrnou rozlohu (viz Tab. 16). Nejméně požárů (476) bylo zaznamenáno v roce 2001. **Většina lesních požárů je u nás malé či střední velikosti, velké požáry nad 5 ha jsou výjimečné.** Nejrozsáhlejší lesní požár v tomto období hořel na konci května 2012 v lokalitě Moravská Sahara mezi Bzencem, Strážnicí a Ratíškovici. Zachvátil 174 hektarů lesních porostů. Poškozeno a zničeno bylo 24 tisíc m³ dřeva, přímá škoda na porostu byla 27,7 milionů Kč. Zasahovaly cca 1500 hasičů z celkem 207 hasičských jednotek, včetně tří letadel a tří vrtulníků, hašení trvalo několik dní.

Evidence lesních požárů v ČR

Table 16 Lesní požáry v České republice 2001–2012. Zdroj: GŘ HZS ČR.

	2001	2002	2003	2004	2005	2006	2007	2008	2009	2010	2011	2012
škoda (mil. Kč)	6,6	27,2	38,0	32,1	21,1	22,5	24,0	14,9	19,7	4,7	7,1	46,2
počet požárů	476	569	1712	846	626	679	847	504	556	732	1337	1549
rozloha (ha)	87	179	1236	335	226	405	316	86	178	205	337	634
prům. rozloha	0,2	0,3	0,7	0,4	0,4	0,6	0,4	0,2	0,3	0,3	0,3	0,4
zraněno osob	11	10	38	23	13	17	22	10	21	12	27	30

Odhad celkových škod způsobených požárem je poměrně složitý, relativně jednoduše lze stanovit pouze přímé ekonomické ztráty. Vyčíslení musí vycházet z toho, co bylo zničeno či poškozeno, zda jsou ztráty pouze na přírůstu nebo zda byly některé stromy zcela zničeny, do vyčíslení by měly být zahrnuty i případné ztráty na zvěři apod. Do kalkulace škod je možné zahrnout také náklady na mimořádná hospodářská opatření v důsledku požáru.

Škoda ze snížení kvality lesního porostu (přímá škoda) způsobená poškozením stromů požárem, se vypočte (vyhláška MZe ČR č.55/1999 Sb.) podle vzorce:

S9.2 = Hlpa . (1 – Ks)

Kde S9.2 = škoda ze snížení kvality lesního porostu způsobená poškozením stromů požárem, provozem střelnic, imisemi apod., Hlpa = hodnota lesního porostu v roce poškození = tabulková hodnota Thlpa upravená koeficienty, Ks = koeficient, který se určí jako podíl realizovaného a obvyklého zpeněžení v čase a místě poškození.

Sledování požárů
u Lesů ČR s. p.

Dlouhodobé sledování a vyhodnocování lesních požárů probíhá také u Lesů České republiky, s. p. Od vzniku podniku v roce 1992 jsou na všech lesních správách a poleších evidovány kompletní údaje o požárech a poškozeném lese. Z těchto statistik vyplývá, že na vznik požárů mají největší vliv klimatické podmínky, stav přízemní vegetace (největší riziko je při suchém, teplém počasí s absencí dešťových srážek v době, kdy se v porostech nachází suchá vegetace trav) a atraktivnost lokality z hlediska návštěvnosti. Stěžejní pro požární ochranu je proto prevence, zejména opakované kampaně apelující na bezpečné chování veřejnosti v lesích v rizikových obdobích a zajištění hlídkové činnosti, která umožní včasný objev požáru a jeho lokalizaci a uhašení dříve, než se nebezpečně rozhoří.

Hlídková činnost

Včasné zjištění a hašení požáru je základním pilířem požární ochrany. Podle zákona č. 133/1985 Sb., o požární ochraně, právnické a podnikající fyzické osoby plní povinnosti na úseku požární ochrany ve všech prostorách, které užívají k provozování činnosti (§ 2, odst. 2). Vlastníci nebo uživatelé lesů v souvislých lesních porostech o celkové výměře vyšší než 50 ha jsou povinni zabezpečit v době zvýšeného nebezpečí vzniku požáru opatření pro včasné zjištění požáru v lesích a proti jeho rozšíření pomocí hlídkové činnosti s potřebným množstvím sil a prostředků požární ochrany (§ 7 odst. 2), pokud tak neučiní Ministerstvo zemědělství podle lesního zákona.

Letecká hasičská
služba

Pro zajištění včasného zjištění požáru byla zřízena Letecká hasičská služba (LHS). LHS je službou vlastníkům lesů, zabezpečovanou Ministerstvem zemědělství ve smyslu ustanovení § 46 odst. 1 písm. g), i) zákona č. 289/1995 Sb., o lesích a o změně a doplnění některých zákonů (lesní zákon), ve znění pozdějších předpisů. Je zajišťována ve všech lesích na území ČR s výjimkou lesů v působnosti Ministerstva obrany a Ministerstva životního prostředí v návaznosti na ustanovení § 5 a § 7 odst. 2 zákona č. 133/1985 Sb., o požární ochraně, ve znění pozdějších předpisů.

Leteckou hasičskou službou se rozumí systém, v jehož rámci je prostřednictvím leteckých provozovatelů a jimi určeného personálu a letadly zabezpečováno provádění letů určených pro včasné zjištění požárů v lesích, k zabránění jejich rozšíření a pro hašení lesních požárů.

Provádění letecké hlídkové činnosti a hašení lesních požárů v hlavní sezóně lesních požárů je umožněno díky existenci „Dohody o spolupráci při zajišťování letecké hasičské služby“ mezi Ministerstvem vnitra a Ministerstvem zemědělství a „Smlouvy o zajišťování letecké hasičské služby“ mezi Ministerstvem zemědělství a soukromým leteckým provozovatelem na základě uskutečněné veřejné soutěže o návrh. Žádost o pomoc při leteckém hašení lesních požárů lze také uplatnit celoročně a celorepublikově na operačním a informačním středisku GŘ HZS, které má pravomoc vyzvat Policii ČR leteckou službu k poskytnutí vrtulníku vybaveného závěsným zařízením k odhozu hasební látky.

Území České republiky se pro účely LHS člení na pracovní sektory LHS tří kategorií A, B a C (viz Fig. 98). Kategorie každého pracovního sektoru LHS stanovuje MZe v dohodě s GŘ HZS podle nebezpečí vzniku požáru a možné výše škod, způsobených lesními požáry. Ve spolupráci GŘ HZS s Ministerstvem zemědělství byla v roce v únoru 2012 novelizována „**Směrnice pro hlídkovou činnost a hašení lesních požárů v rámci systému Letecké hasičské služby**“ s platností od 1. 1. 2013.

V rámci LHS se provádějí následující činnosti:

- hlídkové lety za účelem zjištění lesních požárů s případným využitím k rekonstrukci zdravotního stavu lesních porostů, zejména výskytu hmyzích škůdců;
- lety za účelem ověření lesního požáru – určení místa nahlášeného požáru, podávání informací o průběhu zdlavání lesního požáru jednotkami PO, navedení jednotek PO k místu požáru;
- lety za účelem hašení lesních požárů (dále jen „hasební lety“).



Fig. 98 Mapa územního vymezení pracovních sektorů LHS. A – území s vyšším výskytem lesních ekosystémů s vyšším rizikem lesních požárů; B – území s nižším výskytem lesních ekosystémů s vyšším rizikem lesních požárů; C – území s výskytem lesních ekosystémů s nižším rizikem lesních požárů. Zdroj: SMĚRNICE pro hlídkovou činnost a hašení lesních požárů v rámci systému LHS, 2012.

Hlídkové lety jsou prováděny na základě vyžádání příslušným zaměstnancem Lesů ČR s. p., nebo Ministerstva zemědělství. Vyžadovány jsou podle podmínek, které by mohly usnadnit vznik nebo šíření požáru (meteorologické podmínky, stav vegetace, zvýšená návštěvnost lesů). Ověřovací lety nařizují krajská operační a informační střediska HZS (OPIS) pokud je potřeba prověřit nahlášený požár. Používají se neupravená letadla bez požární výbavy. Pokud OPIS usoudí, že bude třeba současně provést i hasební zásah, vyžádá si rovnou letoun s potřebným vybavením. Hasební lety slouží k samotné likvidaci požáru. Může si je vyžádat každý velitel zásahu, nebo OPIS GŘ HZS (přes něj se vyžadují i všechny lety u PČR LS). Velitel zásahu nemůže žádat letadlo přímo, ale přes OPIS kraje. OPIS má tak neustále přehled o použitých silách a prostředcích a v případě souběhu více žádostí určuje jeho pracovník prioritu jednotlivým požadavkům. Letecká technika se používá zejména u těch požárů, které jsou v terénu nepřístupném, nebo špatně dosažitelném kolovou technikou.

Letecké hašení

Hasiči používají leteckou techniku k vlastnímu hašení požáru, k zabránění opětovného vzniku požáru (dohašování), nebo k zamezení šíření požáru (shoz před frontou požáru). Pro efektivní letecké hašení je třeba provádět shozy hasiva v krátkých intervalech (obvyčejně 5 minut). Velitel zásahu po domluvě s pilotem proto musí nedaleko požáru vybrat vhodnou přistávací plochu (vybírání jí letecký personál LHS, často jde o dráhy pro práškovací letouny). Na ní musí čekat nejméně dvě plné cisterny a další vozy HZS kyvadlově dopravující vodu tak, aby po přistání letoun nečekal zbytečně na zemi. U vrtulníků je situace jednodušší, nalézají-li se v okolí (nejlépe do 10 km) vhodná vodní plocha. Jako hasivo se používá čistá voda, nebo voda s přísadkou smáčedla (pěnidla). To snižuje povrchové napětí vody a zvyšuje hasební účinek. Při jeho použití dochází k úspoře vody o 30 až 50 % (PORKÁT, 2007).

Vlastní shoz z letounu probíhá při rychlosti 140 až 160 km/h ve výšce 20 až 60 metrů nad terénem. Při malé výšce hrozí zranění hasičů proudem vody, její kinetická energie ale zvyšuje účinnost hašení. Při velké výšce se zase část vody zachytí v korunách stromů. Přesný postup proto závisí na konkrétních podmínkách. Vrtulníky v málo zalesněném terénu létají rychlostí 100 až 120 km/h ve výšce 30–50 metrů, v hustě zalesněném prostředí pak při rychlosti 40–60 km/h ve výšce 20–30 metrů. Množství vody shozené na plochu 1 m², závisí na rychlosti a výšce letu, terénu a zalesnění. U letadel se pohybuje mezi 1,5 až 4 l, u vrtulníku při optimálních podmínkách činí až 9 litrů (PORKÁT, 2007).

Před vlastním hašením provádí pilot kontrolní oblet požáru a okolí. Při něm sleduje rozsah a směr šíření požáru, překážky v daném prostoru (dráty, stožáry...) a možná ohrožení osob a majetku. Hašení se provádí zásadně ve dne. Problémem je dým v prostoru požáru, který znesnadňuje rozpoznávání překážek a může snížit účinnost motorů (PORKÁT, 2007).

Lesy ČR, s. p. plní při zajištění hlídkové činnosti následující úkoly (podle „Směrnice pro hlídkovou činnost a hašení lesních požárů v rámci systému Letecké hasičské služby“):

- provádí hlídkovou činnost prostřednictvím pozemního personálu (dále jen „pověření zaměstnanci Lesů ČR, s. p.“),
- pro jednotlivé pracovní sektory LHS určuje své pověřené zaměstnance.

Pověření zaměstnanci Lesů ČR, s. p. plní následující úkoly:

- vyžadují hlídkové lety podle čl. 5 odst. 1 písm. a) této směrnice,
- určují trasy hlídkových letů ve spolupráci s leteckým provozovatelem a koordinujícími HZS krajů,
- provádějí kontroly zajištění systému LHS na stanicích LHS v souladu s pověřením MZe (čl. 18 této směrnice).

Pouze výjimečně při trvání vysokého požárního nebezpečí (nejčastěji v dubnu až květnu či v srpnu), je organizována hlídková činnost pozemní formou. Dle zvážení vedoucího příslušné organizační jednotky mohou zaměstnanci provádět hlídkovou činnost přímo v terénu nebo držet pohotovost, a to zejména na místech uváděných jako ohlašovny požárů.

V současnosti je v ČR snaha (zejména u LČR s. p.) najít nové možnosti v zabezpečení lesních porostů proti požárům. Jednou z nich je monitorovací systém, který je schopen zjišťovat požár už v jeho počáteční fázi, tedy v době, kdy je hasební zásah nejsnadnější a škody nejnižší. Systém se jmenuje FIRE WATCH a LČR s. p. podnikají přípravné kroky k jeho zkušebnímu provozu v oblasti vymezené Teplicemi a Libercem, která byla vybrána z důvodu častého vzniku požárů lesa (TOMÁŠEK 2007). Pokud se systém osvědčí, bude použit k pokrytí státních lesů spravovaných LČR s. p. v celé

FIRE WATCH

České republice. Systém by přitom ve sledovaném území monitoroval všechny lesy, tedy i lesy jiných vlastníků.

Základní princip tohoto systému je jednoduchý: na věži je umístěn otáčející se snímač, který je schopen monitorovat území o poloměru cca 20 km. Signál ze 3–5 snímačů je veden na pracoviště, kde obsluha na monitoru vyhledává vznik kouře. Místo, kde byl kouř zaznamenán, systém automaticky přiděluje zeměpisné souřadnice a vyznačuje ho na mapě, přičemž stálé zdroje kouře může obsluha ze sledování vyřadit. V případě zjištění kouře obsluha provede předem připravená opatření, počínající ověřením místa předpokládaného vzniku a končící hašením požáru. Počet snímačů závisí na velikosti sledovaného území a na jeho konfiguraci. Systém vznikl v Německu, od roku 2000 ho používá lesní správa Brandenburg. Tato lesní správa hospodaří v oblasti s písčitém podložím, kde jsou z důvodu rychlého odtoku povrchové vody lesní porosty náchylné ke vzniku požárů. Požární ochranu zde v minulosti řešili hlídkováním zaměstnanců ze speciálně za tímto účelem vybudovaných věží. V současné době jsou na věžích umístěny snímače FIRE WATCH, díky kterým podle údajů lesní správy poklesly škody požárem na 15 % původního rozsahu.

V Evropě jsou lesní požáry monitorovány **Evropským systémem informací o lesních požárech (European Forest Fire Information System – EFFIS)**. Tento systém zřídily Společné výzkumné středisko (Joint Research Centre – JRC) a Generální ředitelství pro životní prostředí (Directorate General for Environment – DG ENV), obě instituce spadají pod Evropskou komisi. Od roku 2003 je činnost EFFIS legislativně upravena Nařízením Evropské rady a Parlamentu (EC) č. 2152/2003 (Forest Focus) o monitoringu lesů a interaktivním působení environmentálních faktorů. Východiskem budování EFFIS byla iniciativa Evropské komise z roku 1997, kdy byla na její podnět vytvořena výzkumná skupina zabývající se vývojem a implementací moderních metod diagnostiky ohrožení lesů EU požáry a identifikací rozlohy ploch postižených požáry.

Hlavní evidenční činnost EFFIS probíhá od let 2003–2004, od roku 2007 běží **„The fire danger forecast module of EFFIS“ – modul, který na základě meteorologických dat, respektive předpovědi počasí prognózuje riziko vzniku požáru**. Po pětileté zkušební fázi, během které byly využívány různé metodik zjišťování požární nebezpečnosti (rizik vzniku požáru), nakonec v roce 2007 EFFIS síť přijala **„Fire Weather Index“ (FWI)** vyvinutý v Kanadě. Původní FWI algoritmy byly přitom mírně modifikovány, tak aby se lépe hodily pro vyjádření rozdílů mezi délkou dne v zemích EU v gradientu od Středomoří k severským zemím. Základní klimatické charakteristiky, které vstupují do algoritmu výpočtu denních hodnot FWI, jsou:

- relativní vlhkost vzduchu (zejména je důležité minimum);
- teplota vzduchu (zejména je důležitá maximální teplota);
- úhrn srážek za 24 hodin;
- rychlost větru.

Z nich je potom kalkulováno šest standardních komponentů, viz Fig. 99. Výsledné celkové nebezpečí vzniku požáru je pak mapované v pěti třídách: velmi nízké, nízké, středně, vysoké, velmi vysoké.

Mapy a data o míře nebezpečí vzniku požáru a aktuální požární situaci lze najít v aplikaci **„Current situation“** – <http://effis.jrc.ec.europa.eu/current-situation>. Tato aplikace poskytuje rychlý přístup ke klíčovým informacím pro monitoring vývoje rizika vzniku požárů v Evropě včetně předpovědi rizika výskytu požárů na šest dní dopředu, aktuálních mapových podkladů týkajících se existujících požárů (zejména těch nad 50 ha) a denně aktualizovaných satelitních dat (MODIS) – k dispozici je posledních sedm dní.

Evropský monitoring
a prognóza požárů

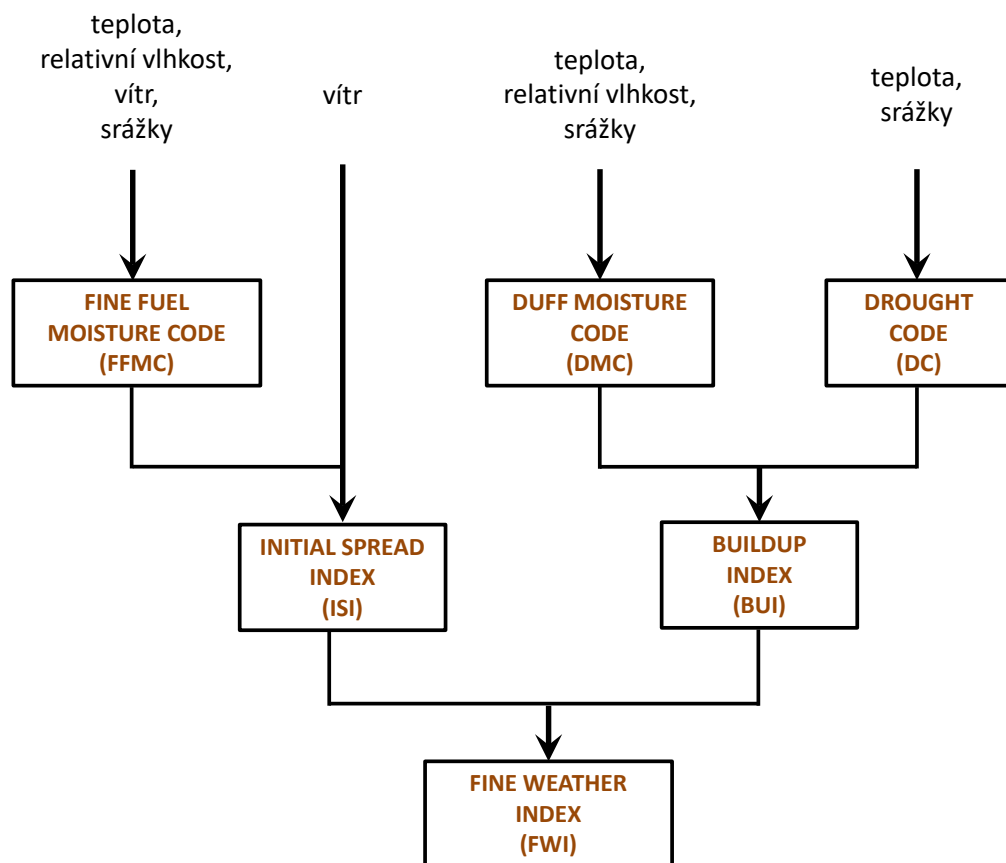


Fig. 99 Algoritmus stanovení „Fire Weather Index“.

Zdroj: <http://cwfis.cfs.nrcan.gc.ca/background/summary/fwi>.

V aplikaci „Fire History“ jsou k dispozici data o výskytu požárů v evropských zemích, respektive o třech hlavních parametrech: počtu požárů, vyhořelé ploše a průměrné velikosti požáru, a to v některých případech od roku 1980 (například Portugalsko), u většiny zemí pak cca od zmíněných let 2003 či 2004 – <http://forest.jrc.ec.europa.eu/effis/applications/fire-history/>. Souhrnně zpracované informace o požárech jsou pak součástí ročních zpráv „Forest Fires in Europe“ vydávaných od roku 2001, které jsou volně k dispozici na webu EFFIS.

Nejdelší série dostupných dat o lesních požárech je k dispozici z pěti jižních zemí („Southern Members States“) – Portugalska, Španělska, Francie, Itálie a Řecka, které jsou požáry nejčastěji postihovány. Největší vyhořelá plocha vznikla v těchto zemích v roce 1985 – téměř 1 milion hektarů. Ve stejném roce byla i nejvyšší průměrná velikost požáru, a to více než 21 hektarů. Nejvíce požárů pak vzniklo v roce 2005 – více než 75 tisíc požárů. V poslední dekádě se v těchto zemích změnil trend vývoje, předchozí trend nárůstu počtu požárů byl nahrazen poklesem. Důvodem může být pozitivní efekt veřejných informačních kampaní uskutečněných v těchto zemích a zlepšení prevence i hasičských kapacit.

Vlastník lesa je povinen provádět preventivní opatření proti vzniku lesních požárů podle zvláštních předpisů (§ 32 odst. 1 lesního zákona č. 289/1995 Sb.).

Kromě výše uvedených legislativních opatření, informačních kampaní zaměřených na veřejnost a její bezpečné chování v lesích a proškolení lesního personálu v požární ochraně lze realizovat řadu lesohospodářských opatření. Na obecné rovině půjde o opatření, která povedou k snížení zápalnosti a hořlavosti porostů, budou bránit

Opatření proti vzniku
a šíření požárů

Monday 22nd of November 2010

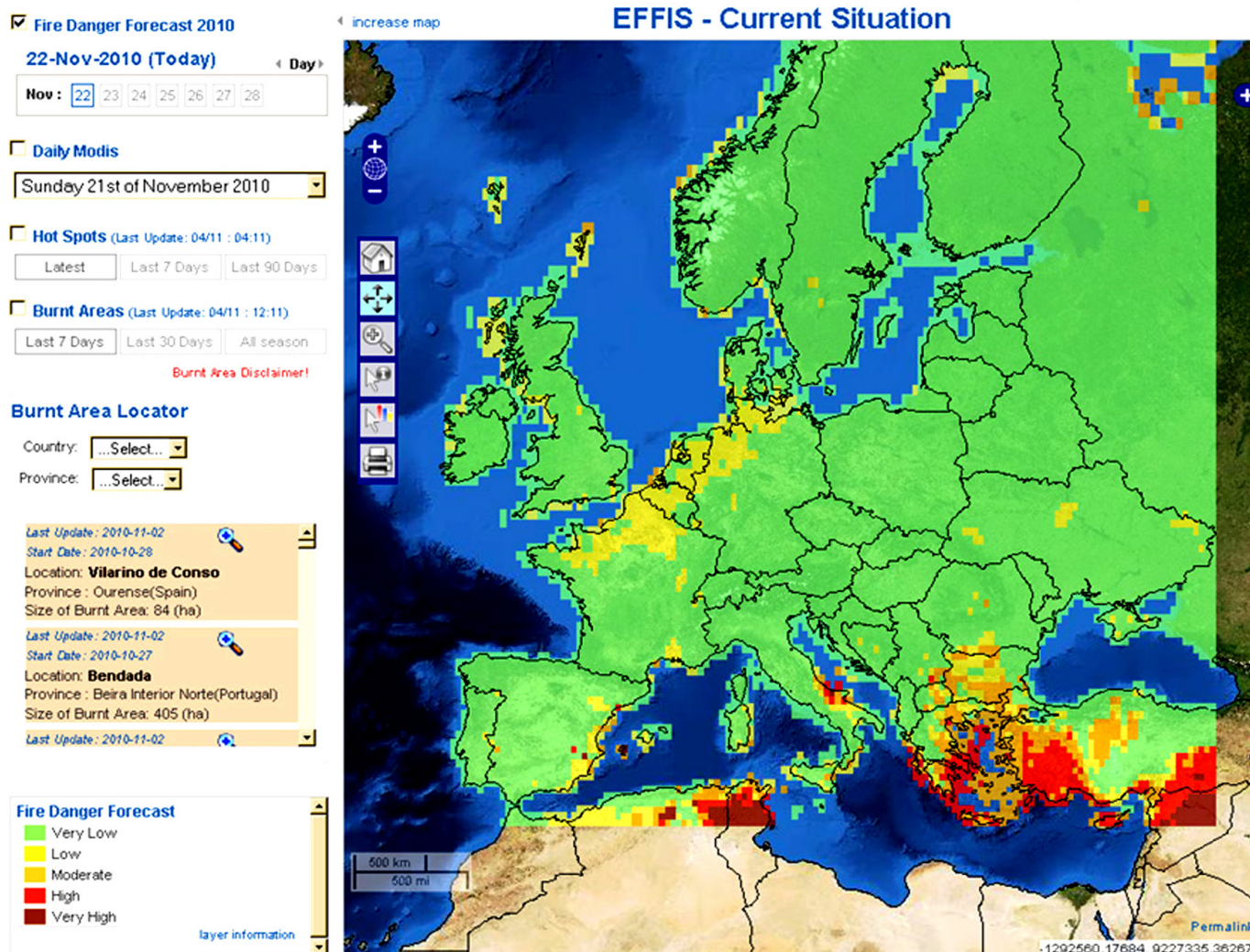


Fig. 100 EFFIS modul „Current Situation“ – <http://effis.jrc.ec.europa.eu/current-situation>.

šíření požáru nebo povedou k usnadnění jejich hašení.

Na požárně nejrizikovějších místech (např. kolem železnic na výrazně suchých lokalitách) lze udržovat **izolační pruhy** (pruh zbavený vegetačního krytu a hrabanky). Pro dlouhodobou ochranu lokalit se zvýšeným rizikem požáru mohou být zakládány pásy z hůře hořlavých dřevin. Tyto pásy by měly být 20–50 m široké, vhodnými dřevinami jsou například lípy (*Tilia* spp.), javory (*Acer* spp.), jasany (*Fraxinus* spp.), olše (*Alnus* spp.). Pásy by měly postupně vytvořit ochranný systém, který by zamezil šíření požáru z místa jeho pravděpodobného vzniku (jako jsou železnice, chatové osady, veřejná tábořiště apod.) a to zejména do lehce zápalných a hořlavých porostů.

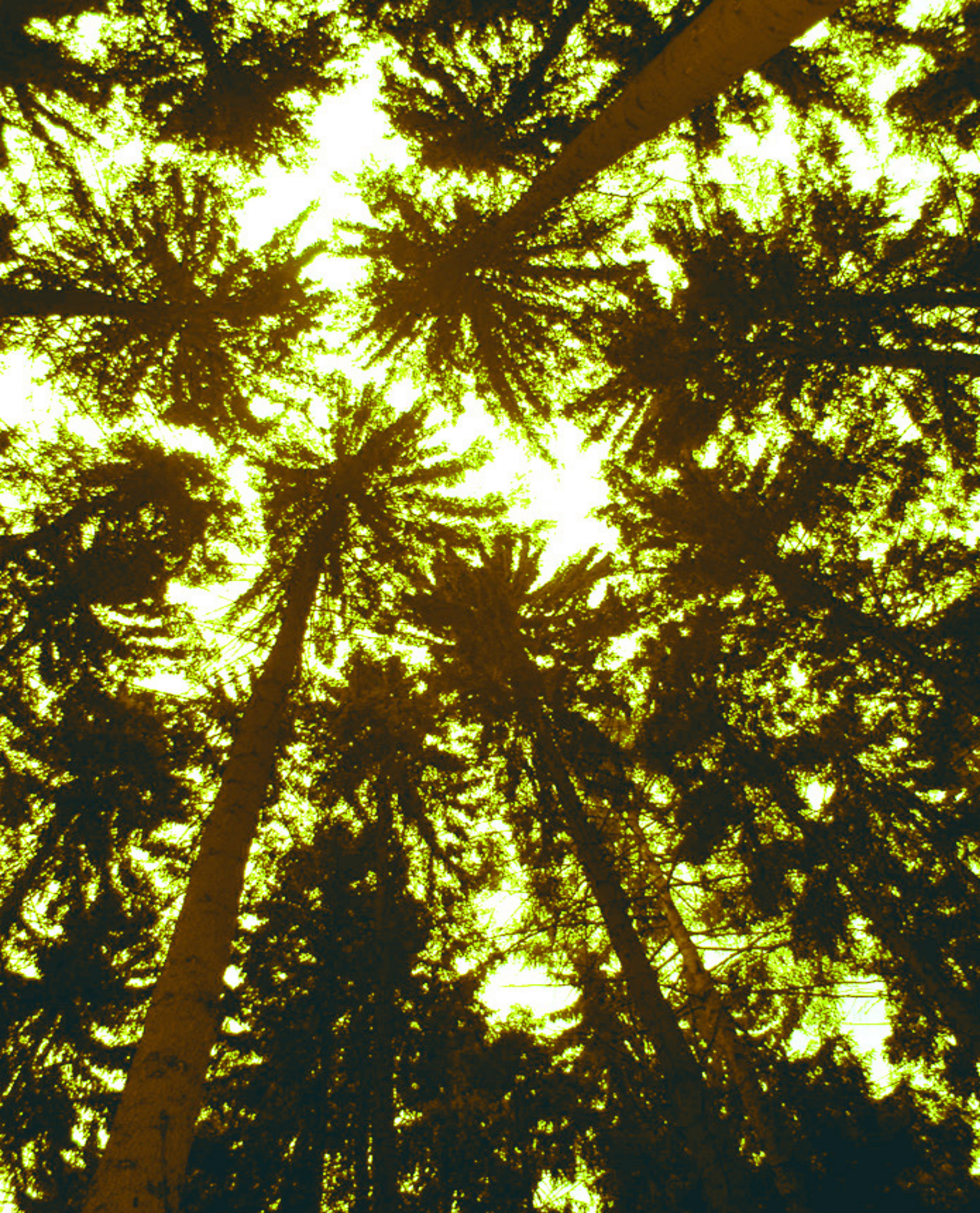
Tam, kde existují větší kompaktní stejnověké jehličnaté porosty, je z důvodu prevence šíření korunových požárů a z důvodu možnosti jejich lokalizace nutné **kvalitní rozdělení lesa**. Oddělení by v požárně exponovaných oblastech měla být malá, plán obnovy lesa by měl zohlednit požární ochranu – mladé porosty (zejména jehličnanů) mají vyšší zápalnost a hořlavost. Důležitá je odpovídající cestní síť, její hustota a technické parametry cest by měly umožnit dostupnost ohrožených částí majetku pro jednotky požární ochrany.

Hospodářská opatření
 v poškozených
 porostech

V požárem zničených porostech je důležité **zpevnění půdy**. Tam, kde je významně narušen půdotvorný substrát (zejména na vápencích, andezitech, čedičích), je nutné zabránit erozi. Nejjednodušším řešením je ponechat padlé ne zcela shořelé stromy, popřípadě skácet další a situovat je napříč spádnici. Nepostačuje-li, potom je třeba volit zpevnění obvyklými kamennými prvky či zpevňovacími sítěmi apod. Ve zcela shořelých porostech je dále nutné co nejdříve realizovat obnovu lesa, a to nejlépe s využitím obalovaných sazenic

V poškozených porostech je důležitá **opakovaná kontrola zdravotního stavu**. Dřeviny s hladkou kůrou špatně snáší přehřátí a postupně odumírají. Oslabením po požáru se obecně zvyšuje riziko napadení podkorním hmyzem – například na borovici lýkohubem *Myelophilus piniperda*, na modřínu lýkožroutem *Ips cembrae*, zvyšuje se také riziko uplatnění dřevokazných hub. Smrk je po požáru ve zvýšené míře napadán podkorním hmyzem a odumírá zpravidla v souvislosti s ním, jedle odumírá zpravidla bez ataku hmyzu, buk je výjimečně napaden hmyzem, téměř vždy však houbami. Dřeviny s hrubou borkou (borovice, modřín...) mají vysokou odolnost vůči požáru. Pro prevenci přemnožení hmyzích škůdců je nutné odstraňovat poškozené stromy. Pokud je poškození porostu takové, že dojde k jeho znatelnému proředění či z něj zůstane jen zbytek o malé rozloze je bezprostředním úkolem připravit obnovy porostu. Zbytku porostu je vhodné, je-li to možné, využít pro zlepšení podmínek pro zalesnění či pro přirozenou obnovu.





ABIOTICKÝ STRES A POŠKOZENÍ

5

5.1 VODNÍ STRES

5.1.1 Stres z nadbytku vody

Extrémně vydatné dešťové srážky mohou vést k přímým i nepřímým vlivům na dřeviny. Nasycení půdního profilu vodou vede ke snížení fyziologické aktivity kořenů. Vlivem zamokření se stává pro kořenovou respiraci (zejména pro oxidační fosforylaci) **limitním nedostatek kyslíku**. Při částečném nedostatku kyslíku, tzv. **hypoxii**, je proces oxidační fosforylace omezen, při **anoxii** dochází k úplnému nedostatku kyslíku a proces oxidační fosforylace je inhibován. Při nedostatku kyslíku dochází v rostlinných buňkách ke změnám metabolismu, hromadí se toxiny. Snižuje se produkce NADPH a ATP, aktivní přenašeči iontů minerální výživy jsou bez energie a tak se snižuje schopnost rostliny přijímat minerální živiny. Za vzniklých anaerobních podmínek odumírají (poměrně náhle) parenchymatické buňky kořenového vlášení (asfyxie), následně jsou stejně postiženy i kořeny vyššího řádu, postupně tak dochází k zřetelné redukci kořenové sorpční plochy. Rostliny žloutnou, trvale vadnou. V konečném důsledku je snížena mechanická stabilita stromů, při delší době zamokření stromy jednotlivě či skupinovitě odumírají.

Kromě přímých fyziologických účinků má hypoxie vliv na chemismus půdy a mikrobiální složky rhizosféry. Aerobní mikroorganismy po vyčerpání kyslíku přechází do klidové fáze nebo odumírají. V půdě se hromadí rozpuštěný CO_2 produkovaný při anaerobní glykolýze v kořenech a pH půd většinou roste. Vlivem redukčního prostředí a činností anaerobních mikroorganismů dochází k uvolnění Fe^{2+} a Mn^{2+} . Vzniklé železnaté a manganaté ionty mohou být ve vyšších koncentracích toxické, Fe^{2+} navíc váže fosfátové ionty do nerozpustných solí (MARSCHNER 1995). Rozklad i asimilace v anaerobních podmínkách probíhají velmi pomalu, podílí se totiž na nich prakticky výhradně jen anaerobní bakterie. Jejich činností pak vznikají sloučeniny, které při normálních podmínkách nevznikají a mají toxické účinky, například organické kyseliny typu kyseliny octové či mléčné. Při hypoxii bývá významně porušen koloběh dusíku v půdě – je zpomalena mineralizace dusíku, což způsobuje, že většina dostupného dusíku je ve formě amonných iontů, které nemohou být vlivem nedostatku O_2 dále oxidovány. Ve vyšších koncentracích mohou být amonné ionty pro rostliny toxické. Kromě toho může při zaplavení dojít k denitrifikaci, při níž se z půdy uvolňuje plynný dusík a jeho oxidy.

Kromě výše popsaného působení nadbytku vody v půdě na fyziologii rostlin, mohou vydatné srážky vést k **přímým mechanickým nevratným poškozením dřevin** či jejich stanovišť. Prudký déšť může způsobit potlučení květů či náletu semenáčků, spláchnutí pylu nebo vyplavení semene. Extrémní odtok při přívalových deštích vede často k rozsáhlé erozi či sesuvům půdy se zřejmými důsledky pro zdravotní stav a stabilitu porostů. Při vzniku povodní mohou být stromy také významně mechanicky poškozeny unášenými předměty či ledovými krami. Vzniklé rány jsou vstupní branou

Účinky nadbytku vody

Oxidační fosforylace je proces fosforylace ADP na ATP enzymem ATP-syntetázou. Děj probíhá v mitochondriích v návaznosti na děje v dýchacím řetězci. Využívána je při ní energie uvolněná při redoxních pochodech přes membránové komplexy.

Možná poškození

pro infekci dřevokaznými houbami i výchozím místem pro atak dřevokazného hmyzu (například zástupců hrbohlavců či červotočů). Pokud dojde k záplavám v zimě, může led vznikající na hladině rozlivu menší stromky lámat či vytrhovat, pokud je s vodou nesen velké množství bahna, mohou jím být malé stromky zaneseny.



Fig. 101 Porost se sesuvem půdy po přívalem dešti, Gírová, Slezské Beskydy 2010. Foto: R. Mrkva.

Dřeviny měkkého luhu (především vrby) vydrží i velmi dlouhé zaplavení vodou (měsíce), dřeviny tvrdého luhu (jasany *Fraxinus excelsior* a *Fraxinus angustifolia*, jilmy *Ulmus minor* a *Ulmus laevis*, dub letní *Quercus robur*) mají tuto odolnost výrazně menší, k výraznějším poškozením zpravidla dochází při zatopení delším než měsíc.

5.1.2 Stres z nedostatku vody

Vodní bilance ve vztahu ke dřevině

Nízké srážky, zejména ve vegetačním období, společně s vysokými teplotami (a případně dalšími podmínkami, jako je např. nízká vzdušná vlhkost) vedou ke vzniku vodního deficitu, tj. stavu, kdy rostlina více vody vydává, než přijímá.

Vodní deficit obecně vzniká při jakékoli nerovnováze ve vodní bilanci rostlin, tj. v jakékoliv situaci, kdy **rychlost transpirace (E) je vyšší než rychlost absorpce (A)**. Vysoká rychlost transpirace může přitom být způsobena nízkou vlhkostí vzduchu, vysokou teplotou, vysokou ozářeností, silným větrem. Nízká rychlost absorpce může

být dána nedostatkem vody v půdě (nejčastěji), ale také vysokou koncentrací solí či nízkou teplotou půdy.

Významným ukazatelem disponibilní vody v půdě je tzv. **bod vadnutí**. Vyjadřuje stav, kdy rostlina vypaří více vody, než přijme. Bod vadnutí závisí na klimatických činitelích (na vzdušné vlhkosti a na pohybu a teplotě vzduchu), na typu půdy i na charakteru (druhu) rostliny. Pokud jsou zavlaženy, obnoví rostliny následně v pletivech turgor. **Bod trvalého vadnutí** je dán množstvím vody v půdě, při němž rostlina vadne a turgor již po zpřístupnění vody neobnoví. Kromě půdních podmínek je dán i druhem rostliny. V zemědělství a pedologii se považuje za konvenční normu bodu trvalého vadnutí vodní potenciál půdy $-1,5$ MPa, obecně mohou hodnoty u jednotlivých rostlin ležet mezi -1 a -4 MPa (LARCHER 2001).

Vodní stres z nedostatku vody lze definovat jako stav, kdy jsou dřeviny omezovány ve využití sluneční energie na transpiraci z důvodu omezené zásoby půdní vody. K malým vodním stresům vyvolávajícím u lesních dřevin omezení například ve využití sluneční energie v procesu fotosyntézy a transpirace dochází poměrně často, například za jasných letních dnů v poledních hodinách. Následkem sníženého vodního potenciálu v listoví se přivírají průduchové štěrbin, takže listy nejenže snižují příjem CO_2 fotosyntézou, ale zároveň brání dál účinnému ochlazení svého těla, které je dopadající sluneční energií dále ohříváno. K ochlazení povrchu stromů tak dochází převážně zjevným vyzařováním tepelné energie, které je nedostatečné a rostlina se přehřívá. Při nedostatku dostupné vody se u dřevin přestane nejdříve objevovat odpolední nárůst transpirace (po zmíněné polední depresi), následně se průduchy otevírají jen ráno, aby nakonec ustala stomatární transpirace úplně – rostliny nadále transpirují již jen kutikulárně.

Odolnost vůči nedostatku dostupné vody je dána schopností oddálit vysušení, respektive udržet na přijatelné úrovni vodní potenciál protoplazmy a schopností snášet vysušení protoplazmy bez poškození (viz odolnost dle Levitta, kapitola 1.1.1). Vysušení může být oddalováno zlepšením příjmu vody z půdy, snížením ztrát vody – zvýšením difúzního odporu či zmenšením transpirujícího povrchu, vysokou účinností vedení vody a vytvářením zásob vody v pletivech (LARCHER 1988). Zvýšení difúzního odporu dosahují rostliny zmíněným včasným uzavíráním průduchů a účinnou kutikulární ochranou. Rostlina také reaguje tvorbou látek zvyšujících osmotický tlak jako je kyselina abscisová – ta je jedním z mediátorů exprese genů pro stresové proteiny (viz kapitola 1.1.3). Regulací genové aktivity se reguluje také tvorba enzymů a strukturálních proteinů, nepřímo pak dalších metabolitů. Strukturálními adaptacemi jsou úpravy počtu a velikosti průduchů (menší, hustěji po ploše), zesílení kutikuly, voskové povlaky či husté pokrytí povrchu chlupy. Zmenšení transpirujícího povrchu je dosahováno skládáním či svinováním listů (viz kapitola 2.2.2), či částečným či úplným opadem asimilačního aparátu.

V podmínkách nedostatku vody logicky klesá v dřevině vodní potenciál. U smrku ztepilého (*Picea abies*) a buku lesního (*Fagus sylvatica*) klesá v podmínkách velmi silného stresu z nedostatku vody vodní potenciál listů na hodnoty pod -4 MPa, u borovice lesní (*Pinus sylvestris*) až na hranici -10 MPa (STŘELCOVÁ et al. 2011).

Obecně patří mezi odolné dřeviny s dlouhým křovitým hlavním kořenem umožňujícím příjem vody ze spodních vrstev půdy. I tyto dřeviny mohou však být při delších deficitech vody (kdy dochází k velkým poklesům hladiny podzemní vody) poškozovány a to dokonce za určitých okolností výrazněji než dřeviny mělkokořenicí. Pokud totiž není období zcela beze srážek, ale padající srážky jsou jen slabé, pak zvlaží pouze svrchní část půdy a hladina podzemní vody přitom dále klesá – ze srážek mohou

Vodní potenciál se rovná rozdílu volné energie na jednotku objemu matričně vázané (nebo tlak vyrovnávající nebo osmoticky poutané) vody a na jednotku objemu čisté vody (LARCHER 1988). Rostliny mohou snižovat vodní potenciál kořenů pro zajištění potřebného rozdílu (pro příjem vody) v potenciálu kořenů a půdy. U dřevin je hranicí pro toto snížení hodnota cca -3 MPa. Poklesne-li vodní potenciál půdy v okolí kořenů pod tuto hodnotu, mohou dřeviny získat vodu, jen pokud je doplňována tokem z půdních prostor mimo dosah kořenů.

Vodní stres

Odolnost dřevin vůči nedostatku vody

Definice sucha

alespoň částečně profitovat dřeviny s množstvím kořenů ve svrchní vrstvě půdy, nikoliv však hlubokořenní dřeviny. Dřevinami odolnými vůči suchu jsou v našich podmínkách zejména dřeviny pocházející z teplých oblastí s limitovanými srážkami jako je dub pýřitý (*Quercus pubescens*), jeřáb břek (*Sorbus torminalis*) či habr (*Carpinus betulus*). Z našich jehličnanů je díky hlubokému kořenění relativně odolný modřín opadavý (*Larix decidua*).

Situace nedostatku vody pro rostliny je obvykle označována termínem sucho. Je to označení terminologicky poněkud problematické, protože v různých kontextech je tento pojem chápán různě. WILHITE a GLANTZ (1985) uvádějí více než sto padesát publikovaných definic sucha. V zásadě lze rozlišit čtyři základní druhy sucha:

- **Meteorologické (atmosférické) sucho** – obvykle se hodnotí na základě odchylky srážek od normálu pro určité časové období.
- **Hydrologické sucho** – vyjadřuje se pomocí deficitů povrchových a podpovrchových zásob vody.
- **Fyziologické (zemědělské, agronomické) sucho** – vztahuje se k potřebám půdní vláhy konkrétních rostlin v určitém čase.
- **Socio-ekonomické sucho** – definice spojující sucho s ekonomickou teorií nabídky a poptávky.

Meteorologické sucho je obvykle primární příčinou nedostatku vody pro rostliny. Kvůli nedostatku vody v půdě se postupně objevuje sucho fyziologické. Pokud deficit srážek nadále pokračuje, vzniká hydrologické sucho, vztahující se k zásobám povrchových vod. Sucho hydrologické je definované pro povrchové toky určitým počtem za sebou jdoucích dní, týdnů, měsíců i roků s výskytem relativně velmi nízkých průtoků vzhledem k dlouhodobým měsíčním či ročním normálům. Vyskytuje se zpravidla ke konci déle trvajících období meteorologického sucha. Obdobných kritérií lze použít i pro stavy hladin podzemních vod a vydatnost pramenů. Sucho hydrologické se často vlivem retardačních účinků vyskytuje i v době, kdy již meteorologické sucho odeznělo. Naopak při výskytu meteorologického sucha se ještě nemusí projevovat sucho hydrologické. Existují i jiná vymezení, například TATE, GUSTARD (2000) rozlišují sucho klimatologické, agrometeorologické, sucho z pohledu stavu vody v řekách a z hlediska stavů podzemních vod.

Stres z nedostatku vody je stresem způsobeným fyziologickým suchem. K fyziologickému suchu přitom může dojít i v situacích, kdy z pohledu meteorologického či hydrologického sucha není. Typickým příkladem je zimní či časně jarní fyziologické sucho, které běžně vzniká za situace, kdy jsou normální srážky, vody je v půdě dostatek, ale dřeviny nejsou schopné vodu přijímat. Při dlouhém zimním mrazivém období je voda zmrzlá v půdě a z velké části i v kořenech a stonku. Větévky stromů nechráněné sněhem však dále ztrácejí vodu – obsah vody v rostlině se stále snižuje. Ještě výraznější deficit může nastat při náhlých a výrazných zimních oblevách nebo při prudkém nástupu jara. Pokud teploty náhle vystoupají výrazně nad 0°C a je jasné počasí, jsou větve stromů znatelně ohřívány, což vede k relativně silné transpiraci. Ztráty vody přitom z půdy ještě nemohou být doplněny – půda je při povrchu zmrzlá nebo velmi chladná cca do 2 °C. Příjem vody z půdy je limitován jednak nedostatečnou aktivitou dýchání kořenů a jednak odporem pohybu vody v půdě. Vodní bilance stromů se tak stává zápornou a obsah vody v pletivech se snižuje pod únosnou míru. Důsledkem této ztráty vody je nekontrolované smrštění parenchymatických buněk, nasátí vzduchu a odumírání buněk provázené oxidací fenolických látek včetně ligninu. Tato situace a z ní vznikající poškození jsou často označovány jako „*fyziologická sypavka*“ (podle symptomu – zreznutí a osypání jehlic).

Z pohledu délky trvání rozlišuje CRITCHFIELD (1984): a) **stálé sucho** spojené s aridními podnebími; b) **sezónní sucho**, které se vyskytuje v podobě zřetelných každoročních období suchého počasí; c) **sucho způsobené proměnlivostí srážek**. Obecně je jako sucho vhodné označovat pouze dlouhá období nedostatku vody. Pro kratší (v řádech dnů či týdnů) suchá období, která jsou podmíněna časově omezeným výskytem atmosférického sucha, půdními poměry, zvýšenou vláhovou náročností určitých rostlin a kombinací těchto příčin je přesnějším označením **přísušek**.



Absence univerzální definice sucha vede k tomu, že je v některých případech obtížné rozhodnout, zda se sucho vyskytuje či nikoliv. Pro stanovení začátku, konce a intenzity sucha existuje celá řada objektivních metod. Do výpočtu indexů sucha vstupují různé faktory jako srážky, teplota, evapotranspirace, půdní vláhá, odtok, zásoby sněhu a vody v řekách a nádržích atd. Definice vycházející výhradně ze srážek vymezují meteorologické sucho. Tyto definice obvykle obsahují vyjádření odchylky srážek od normálu pro určité časové období. Kombinací teplot a srážek dostáváme vymezení sucha podle indexů, které v sobě mají obsažen určitý odhad evapotranspirace, která je v poměrně těsném vztahu ke globálnímu záření a tedy i teplotě. Některé indexy tak porovnávají množství srážek a potenciální evapotranspiraci, tedy maximálně možný

Fig. 102 Fyziologická sypavka – vytranspirování douglasky. Foto: L. Jankovský.

Monitoring sucha

výpar za předpokladu dostatečného množství vody k vypařování (BLINKA 2004), tyto indexy již mohou být relevantní pro monitoring stresu suchem.

Prostorové hodnocení výskytu a intenzity sucha v lesních ekosystémech je zatím odkázané na použití a modifikaci klimatických (meteorologických) či agronomických indexů či modelů. Jedním z takových modelů je agrometeorologický model AVISO provozovaný ČHMÚ. AVISO vyhodnocuje aktuální vláhový deficit (AVD) travního porostu a další agrometeorologické charakteristiky. AVD přitom charakterizuje skutečné množství půdní vody v mm, které chybí k nasycení příslušného druhu půdy pokrytého travním porostem v daném stádiu na hodnotu polní vodní kapacity (RVK). RVK je půdní vlhkost, respektive maximální množství vody, které je daná půda v přirozeném strukturním uložení schopna trvaleji zadržet po nadměrném zavlažení vlastními silami téměř v rovnovážném stavu. Travnatý vypařující povrch je však ve srovnání s lesem nekomplikovaným systémem. Pro potřeby vymezení rizikových lesních oblastí a stanovení aktuálního rizika projevů sucha v lesích by bylo nutné modifikovat tento model pro les, což je komplikovaný krok. V současnosti je pro lesní ekosystémy použitelný jen jako obecná informace o míře deficitu vody v dané oblasti, bez jakéhokoliv zohlednění specifík lesního prostředí, mezoklimatu a mikroklimatu.

PŘÍKLADY KLIMATICKÝCH CHARAKTERISTIK A INDEXŮ SUCHA

Z bilančních metod se běžně používají klimadiagramy dle WALTERA a LEITHA (1960). Nejjednodušším indexem pak je dešťový faktor – vyjadřuje podmínky přirozeného zavlažení krajiny, a to vztahem mezi atmosférickými srážkami a teplotou vzduchu. Nejznámější je **Langův dešťový faktor** (LANG 1915) definovaný jako poměr průměrného roční úhrn srážek v mm a průměrné roční teploty vzduchu v °C. Z komplexnějších indexů sucha patří mezi běžnější (zejména USA) používané například **Palmerův index PDSI** ("Palmer's Drought Severity Index"). PDSI umožňuje kvantifikaci sucha na rozsáhlém území s rozdílnými pedologickými a klimatickými poměry, zohledňuje jak klimatické charakteristiky dané oblasti, tak i její základní pedologické hydrolimity. Algoritmus výpočtu předpokládá, že: I) doplnění (spotřeba) vláh ve spodním horizontu nastává až tehdy, je-li nasycen (vyčerpán) horizont svrchní; II) ztráta vody evapotranspirací nastává tehdy, převyšuje-li ve výpočtovém období srážky; III) ztráta vody evapotranspirací ve svrchním horizontu je rovna potenciální; IV) ztráta vody ve spodním horizontu je funkcí počátečního obsahu vody v tomto horizontu, potenciální evapotranspirace a využitelné vodní kapacity obou horizontů; V) odtok (průsak) vody nastává tehdy a jen tehdy, je-li v obou horizontech dosaženo jejich využitelné vodní kapacity (LITSCHMANN et al. 2001).

Dalším obdobně formulovaným a z PSDI odvozeným indexem (PALMER 1968) je **CMI ("Crop Moisture Index")**. Pracuje s týdenními úhrny srážek a průměrnou teplotou v souvislosti s modelem hydrologické bilance. Je používán k indikaci krátkodobých such, není vhodný pro indikaci dlouhodobého sucha. Je vytvořen tak, aby odrážel vliv počasí na rostliny. Normální hodnoty jsou kolem nuly, kladné hodnoty označují období vlhka a záporné hodnoty označují období vlhka.

Jednodušším indexem je **Standardizovaný srážkový index SPI**. Je založen jen na úhrnu srážek – vyjadřuje kvantifikaci srážkového deficitu ve vícerozměrném časovém měřítku, proto je počítán pro různé časové úseky. SPI není schopen určit oblasti, které jsou více náchylné k suchu než jiné, také neumí identifikovat oblasti s nízkými sezónními srážkami. Nevýhodou je také potřebné množství dat, obecně jsou doporučovány alespoň 30leté řady.

Různé lesní typy, respektive soubory lesních typů (reprezentující různé stanovištní růstové podmínky) nejsou deficitem srážek postihovány stejně. Pro rámcové vymezení ohrožení meteorologickým suchem lze tedy použít typizaci navrženou BAGÁREM et al. (2001), respektive BAGÁREM (2003) třídící lesní typy (soubory lesních typů) na základě vlastností stanoviště (půdních vlastností, hydrického režimu), do tří skupin: (1) malé potenciální ohrožení; (2) silné potenciální ohrožení; (3) velmi silné potenciální ohrožení suchem. Takto vymezené stupně potenciálního ohrožení suchem by mohly sloužit jako základ pro diferencovaný přístup hospodaření, tj. mohly by se například promítnout do návrhu směrnic hospodaření pro jednotlivé hospodářské

soubory. Jakkoliv jde jen o hrubé vymezení rizika, z pohledu očekávaného vývoje distribuce srážek se jeví jako potřebný začátek snahy o změny lesnického managementu, změny, které by reflektovaly potřebu efektivního hospodaření s vodou v krajině.

Stejně tak, jako nejsou deficitem srážek postiženy stejně různá stanoviště, nejsou stejně postiženy jednotlivé druhy dřevin (viz výše). Z hlediska interpretace jsou tak pro zjištění dopadů na dřeviny a jejich společenstva vhodnější komplexnější modely kvantifikace sucha – **modely vodní bilance lesního ekosystému** (například ČERMÁK, PRAX 2001). Dosavadní nevýhodou těchto modelů je jejich relativně velká složitost spojená s vysokými nároky na jejich parametrizaci na základě individuálních stanovištních podmínek. Jsou tak většinou využitelné jen na experimentálních výzkumných plochách, kde je možné pro jejich parametrizaci získávat potřebná klimatická, fyziologická či půdní data.

Sucho vede primárně ke ztrátám na produkci v lesnictví a zemědělství – s tím následně souvisí celá řada dalších ekonomických, environmentálních a sociálních dopadů. Je tedy pochopitelné, že o suchých obdobích existuje velké množství historických záznamů. Ostatně už v Kosmově kronice se k roku 1091 uvádí: „A v zimě nebylo sněhu ani deště.“

Kompletní přehled suchých období v českých zemích je geografy a klimatologů zpracováván a bude v nejbližší době publikován. V následujících odstavcích zmíníme některá výrazná suchá období od 16. století do současnosti, tak jak je pro Moravu a Slezsko zdokumentovali BRÁZDIL, KIRCHNER et al. (2007), z části čerpáme také z prací DRLIČKY (2004) a MOŽNÉHO (2004).

Větší počet historických záznamů dokládá sucho v roce 1540, alespoň v některých regionech pak zřejmě pokračovalo i v následujících letech, suchá byla i některá z předchozích let. Záznamy konstatují, že od konce března do Vánoc tohoto roku přešlo jen zřídka, vyschly mnohé prameny a toky, neurodilo se obilí ani jiné plodiny. Sucho v tomto roce postihlo větší část (zejména Střední) Evropy, zprávy o projevech sucha jsou doloženy například ze Švýcarska či Polska.

Další výrazné sucho bylo na Moravě v roce 1585, a to od konce dubna do srpna. Opět je zmiňována neúroda obilí, nedostatek píce, následná drahota, vysychání toků – podle Jana Štelcara Želetavského bylo tak málo vody, že bylo možné ve Valašském Meziříčí přejít řeku Bečvu. Obdobná situace, tj. suchá léta spojená s neúrodou byla v letech 1590 a 1599.

V roce 1603 přišlo výrazné sucho v první polovině vegetační sezóny, od jara do žní prakticky nepršelo. V roce 1616 sucho trvalo od května až do Vánoc. V roce 1623 bylo vlivem suchého léta a podzimu tak málo vody v řekách, že Lev Burián Berka z Dubé (moravský místogubernátor) nařídil brněnskému, olomouckému a hradištskému kraji vypouštění vody z rybníků do řeky Moravy (mimo jiné z důvodu obrany země před vpádem z Uher). Další letní sucha byla v letech 1637, 1638, 1681, 1686 a 1687. Početné jsou záznamy dokládající sucho v roce 1718. V řadě regionů trvalo už od zimy, například ve Staré Vodě na jaře poprvé přešlo až 14. května a od jara do podzimu „napočítali stěží pět dešťů“. Na Břeclavsku dokonce na čas vyschla Dyje. Sucho pak pokračovalo i v roce 1719, doprovázené bylo opět značnou neúrodou umocněnou navíc hojným výskytem škůdců – farní matrika Moravského Berouna konstatuje, že „zelí bylo na podzim zničeno housenkami“. Stav vody v řekách byl nadále silně podnormální – například v Hranicích bylo možné přejít řeku Bečvu.

V roce 1726 po zimě s dlouho ležícím sněhem (i v nižších polohách až do března) téměř nepršelo až do srpna. Další sucho trvající většinu jara a léta je doloženo v letech 1746 a postihlo pravděpodobně větší část Střední Evropy, zprávy o něm jsou kromě

Vodní bilance je dána rozdílem mezi rychlostí příjmu vody a rychlostí její ztráty, tj. rovná se rozdílu mezi absorpcí vody a transpirací. Osciluje mezi kladnými a zápornými hodnotami, má své denní i sezónní kolísání. Ve dne mají rostliny obvykle bilanci zápornou, obsah vody se obnovuje večer či v noci.

Zaznamenané
epizody sucha

Moravy a Čech také z Rakouska. K letům 1779, 1790 a 1794 jsou zaznamenána suchá jara.

V devatenáctém století jsou již k dispozici nejen historické záznamy, ale také přístrojová měření. Výraznější sucha jsou doložena z let 1806, 1808, 1811, 1817, 1827 (zejména červenec s úhrnem srážek v Brně pouhý 1 mm), 1832, 1835, 1840 (v obou případech velmi suchý celý rok), 1841, 1863 (celoroční sucho), 1893–1894. V delších časových měřících byly suché dekády 1835–1845 a 1855–1875, s vrcholy v období podzim 1855 až jaro 1859 a podzim 1861 až podzim 1866 (BRÁZDIL, KIRCHNER et al. 2007).

Ve dvacátém století byla znatelná sucha v letech 1918, 1921–1922, 1935, 1947 – dle MOŽNÉHO (2004) šlo o 500leté sucho, 1951, 1963, 1976, 1983. Specifická byla situace v devadesátých letech, dekáda 1991–2000 byla velmi teplou, zároveň byly na jejím začátku dlouhodobě podnormální srážky, období od února 1989 do června 1997 je pro brněnská měření nejdelší souvislou suchou epizodou (BRÁZDIL, KIRCHNER et al. 2007) dle hodnot Palmerova indexu sucha (viz BOX na str. 244). Extrimitou sice tato perioda nepředčila výše zmíněná období devatenáctého století, ale zejména na dřevinnou vegetaci byly dopady právě vlivem délky jejího trvání výrazné (viz monitoring stavu lesa v kapitole 3.1.3).

V první desetiletí jedenadvacátého století pak byl suchým především rok 2003 a

PŘÍKLAD DOPADŮ SUCHA NA RŮST DŘEVIN – ODEZVA RADIÁLNÍHO RŮSTU ALPSKÝCH JEHLIČNANŮ NA HORKOU A SUCHOU EPIZODU V ROCE 2003 (PICHLER, OBERHUBER 2007)

Studie sledovala reakci radiálního růstu borovice lesní (*Pinus sylvestris* L.) a smrku ztepilého (*Picea abies* (L.) Kras.) na extrémní horko a sucho v roce 2003 v Tyrolských Alpách (polohy kolem cca 750 m n. m.). Studie zjistila zejména, že: (i) radiální růst v roce 2003 byl nejvíce snížen u potlačených jedinců borovic pěstovaných na aridním stanovišti a u dominantních smrků pěstovaných na mírně suchých stanovištích; (ii) medián snížení ročních přírůstků byl 35 % ve srovnání s předešlými roky (1998–2002), pokles byl způsoben brzkým zastavením kambiální aktivity – poklesem šířky části letokruhu tvořené letním dřevem; (iii) nejvýznamnějším faktorem ovlivňujícím (korelujícím) s radiálním růstem obou druhů byly srážky od dubna do června. Dále byl růst obou druhů limitován horkem v pozdním jaru a v létě.

Komfortní jarní srážky prospívají mykorhizám spojeným s jemnými kořeny i růstu těchto kořenů ve svrchní vrstvě půdy, zatímco výrazné sucho ve stejném období může zapříčinit inhibici růstu kořenů nebo dokonce poškození mykorhiz v povrchové části (KRAMER 1983). Vysvětlením propadu růstu mohou být také změny v alokaci uhlíku během sucha v části kořenového systému zajišťující adekvátní dodávku vody (ČERMÁK et al. 1993). Vysoká teplota v interakci s vysokou radiací mohou intenzivně zvýšit evaporaci, která následně sníží půdní vlhkost ve svrchní vrstvě půdy a dále omezí dostupnost vody během období nízkých jarních srážek.

to v podstatě celoevropsky. Podle MOŽNÉHO (2004) šlo o 150leté sucho. Extrémně nízké srážky v únoru byly počátkem kritického deficitu vody v půdě, nedostatek srážek pokračoval v jarních měsících a po většinu vegetační sezóny, extrémně zejména v červnu a srpnu. Zároveň byly znatelně nadprůměrné teploty (zejména v květnu, červnu a srpnu) což společně s nižší vlhkostí vzduchu vedlo k intenzivnímu vysychání půdy. Hodnoty potenciální evapotranspirace byly v průběhu roku 2003 podstatně vyšší, než je jejich dlouhodobý průměr 1992–2002 a naopak vlhkost půdy byla zákonitě nižší než zmíněný dlouhodobý průměr. S tím souvisí i vyšší výskyt počtu dní, kdy aktuální deficit dosáhl či překročil hodnotu kritického vláhového deficitu (TOLASZ et al. 2004).

Odolnost vůči suchu je založena na dvou základních schopnostech: zachovávat si hydratovaný stav (oddálit vysušení) a vyschnout bez poškození (snášet vysušení). Dřeviny snášejí vysušení velmi málo, jejich odolnost je tedy dána především

Odolnost vůči suchu

schopností vyhnout se vysušení. Ta je zajištěna:

- **morfologickými změnami** – úprava množství listové plochy a jejího rozložení, zesílení povrchových pletiv;
- **fyzilogickými změnami** – zvýšená aktivita kořenového systému, průduchové regulace;
- **osmotickými adaptacemi** – akumulace osmoticky aktivních látek (glukosa, bílkoviny, ionty, organické látky) vedoucí k snížení osmotického potenciálu a tím i k zvýšenému toku vody do buněk – k zachování buněčného turgoru.



Projevy sucha jsou sice poměrně početné, nicméně z velké části nespecifické. Jsou pozorovatelné již od buněčné úrovně (kondenzace jaderného chromatinu, zvětšování vakuol). Mezi nejvýznamnější symptomy patří inhibice růstu (podrobně viz kapitola 1.3.2) a to jak prodlužovacího růstu listů či jehlic, tak radiálního růstu kmene, nárůst specifické listové hmotnosti, přivírání průduchů (důsledkem je omezení přístupu CO₂ pro fotosyntézu), stáčení, zavádání, žloutnutí či zasychání listových čepelí (od špičky a obvodu, někdy rychleji prostorem interkostálních polí, tj. kolem žilnatiny zůstává list zelený), celková redukce listové plochy (opad listů a jehlic), praskliny na kmeni či větvích, změny v ploše a architektuře kořenového systému – na jedné straně snaha o jeho rozvoj pro zajištění větší absorpční plochy pro příjem vody, na straně druhé zavádání či mechanické roztrhání kořenů v důsledku objemových změn v půdě apod.

Fig. 103 Projevy sucha na listech javoru. Foto: L. Jankovský.

Projevy poškození

Nedostatek vody může omezovat produkci semen, jak například zjistili u smrku ztepilého MENCUCCINI et al. (1995).

V extrémně suchých letech (v Evropě například období 1993–1995 či rok 2003) může v důsledku vodního deficitu docházet k výraznému odumírání stromů včetně rozpadů porostů – nahodilé těžby vyvolané suchem v ČR za roky 1993–1995 přesáhly 4,2 mil. m³.

Praskliny kmene

Častým (alespoň minimálně v posledním desetiletí) a zatím literaturou poněkud opomíjeným poškozením vyvolaných suchem jsou praskliny kmene, zejména na jeho bázi, následně často doprovázené nekrotizací lýka.

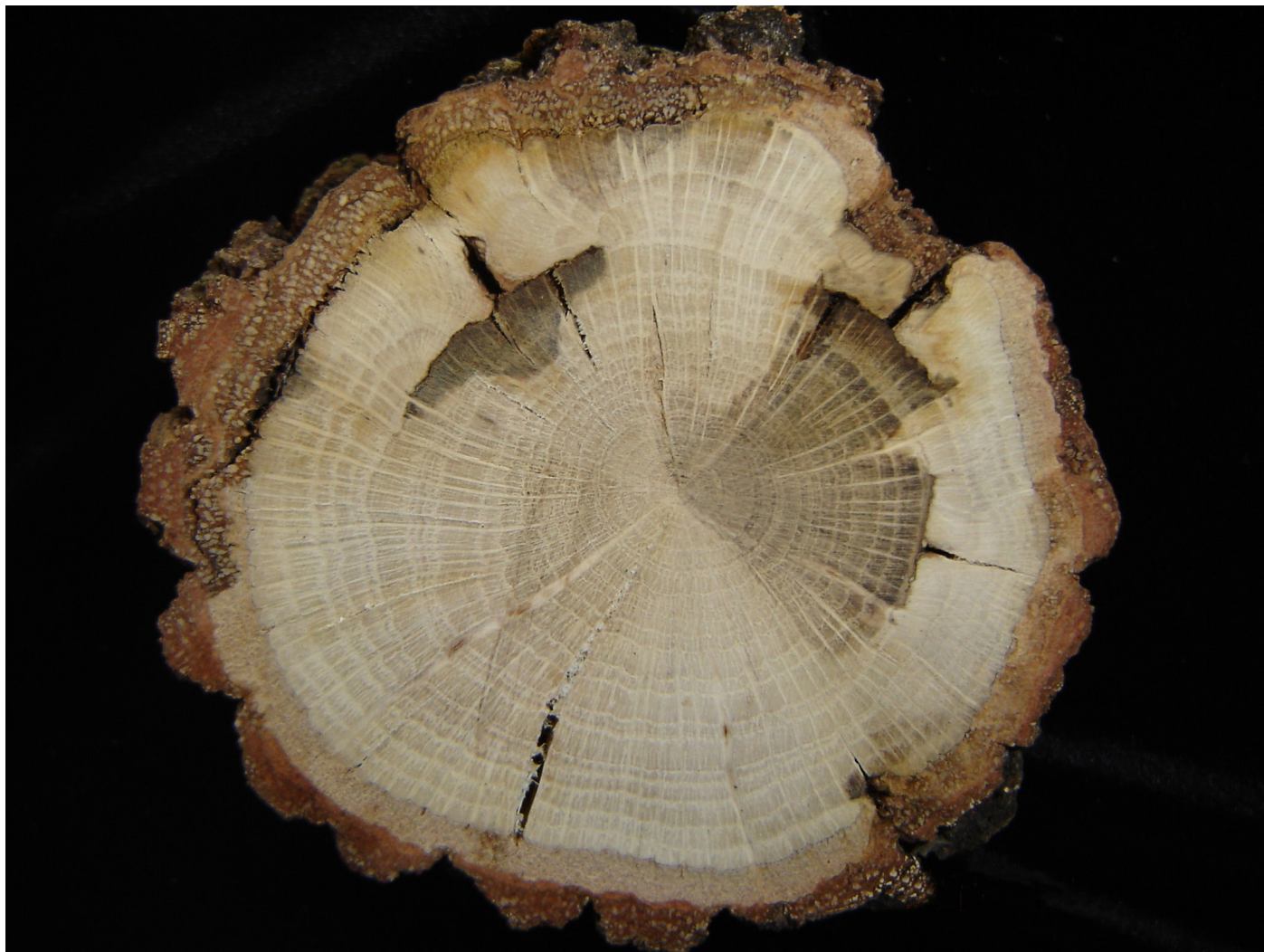


Fig. 104 Praskliny suchem na příčném řezu. V důsledku pronikání infekce v místě závalu vzniká obraz písmene T (T-choroba). Foto: R. Mrkva.

Detailně se jejich vzniku a výskytu věnovali MRKVA a RIEDL (2010). Podle nich jsou příčinami těchto prasklin nedostatek disponibilní vody v půdě a zdravotní stav kořenového systému či konkrétního kořene. Funkčnost kořenů ovlivňuje, zda a v jaké míře může dojít k zásobení vodivých pletiv daného segmentu běle a následně i asimilačního aparátu stromu vodou.

K prasknutí kůry (lýka) podle těchto autorů dochází v místě podprahového zásobení vodivých pletiv, v situaci, kdy se ve zbylé funkční části objem a tudíž i obvod lýka normálně zvětšují. Praskliny mohou být různě hluboké, pokud však postihují pouze

kůru a nezasahují až do lýka a kambiální zóny, nedochází k jejich infikování, může se však objevit lahvovité rozšíření báze stromu. Při hlubších ranách může dojít k infikování odkrytých živých pletiv lýka a kambia patogeny, dosud identifikovanými jako houby *Ophiostoma* spp., nebo houbami, souhrnně označenými jako patogeny vaskulárních pletiv (MRKVA, JANKOVSKÝ 1996). Rozvoj infekce a rozsah poškození pletiv odvisí od predispozice hostitele, ovlivněné v první řadě abiotickými vnějšími faktory, v daném případě suchem. Roli hraje pravděpodobně také to, v kterém období roku k deficitu vody došlo a jak dlouho trval.

Postižená část kambiální zóny je po seříznutí vrstvy kůry viditelná jako oválná hnědá skvrna s koncentricky se šířícími, odlišně intenzivně zbarvenými zónami. Na příčném řezu je patrný různě velký výsek zahnědlého, postiženého lýka a kambia, který se podle roku vzniku praskliny nachází různě hluboko ve dřevě. Může být zcela zarostlý novými letokruhy (nejdříve druhým rokem), obvykle se však rána zaceluje delší dobu. Letokruhy postupně postižené místo zavalují, přičemž infekce z postiženého lýka prorůstá v místě styku závalů pouze jako úzký proužek. Tak vzniká obrazec podobný písmenu T (odtud označení T–choroba), viz fig. 104. Pod napadeným kambiem se vytváří tmavě zbarvená výseč dřeva postiženého enzymy a toxiny produkovanými houbou. Lze předpokládat, že v této části dřeva jsou neprůchodné či hůře průchodné vodivé dráhy, tj. omezen či znemožněn vodní provoz. V případě napadení většího úseku na obvodu lýka k zavalení rány vůbec nedojde – odkryté dřevo pak může být napadeno běžnými dřevokaznými houbami či xylofágním hmyzem, tak jak je to i u jiných ran.

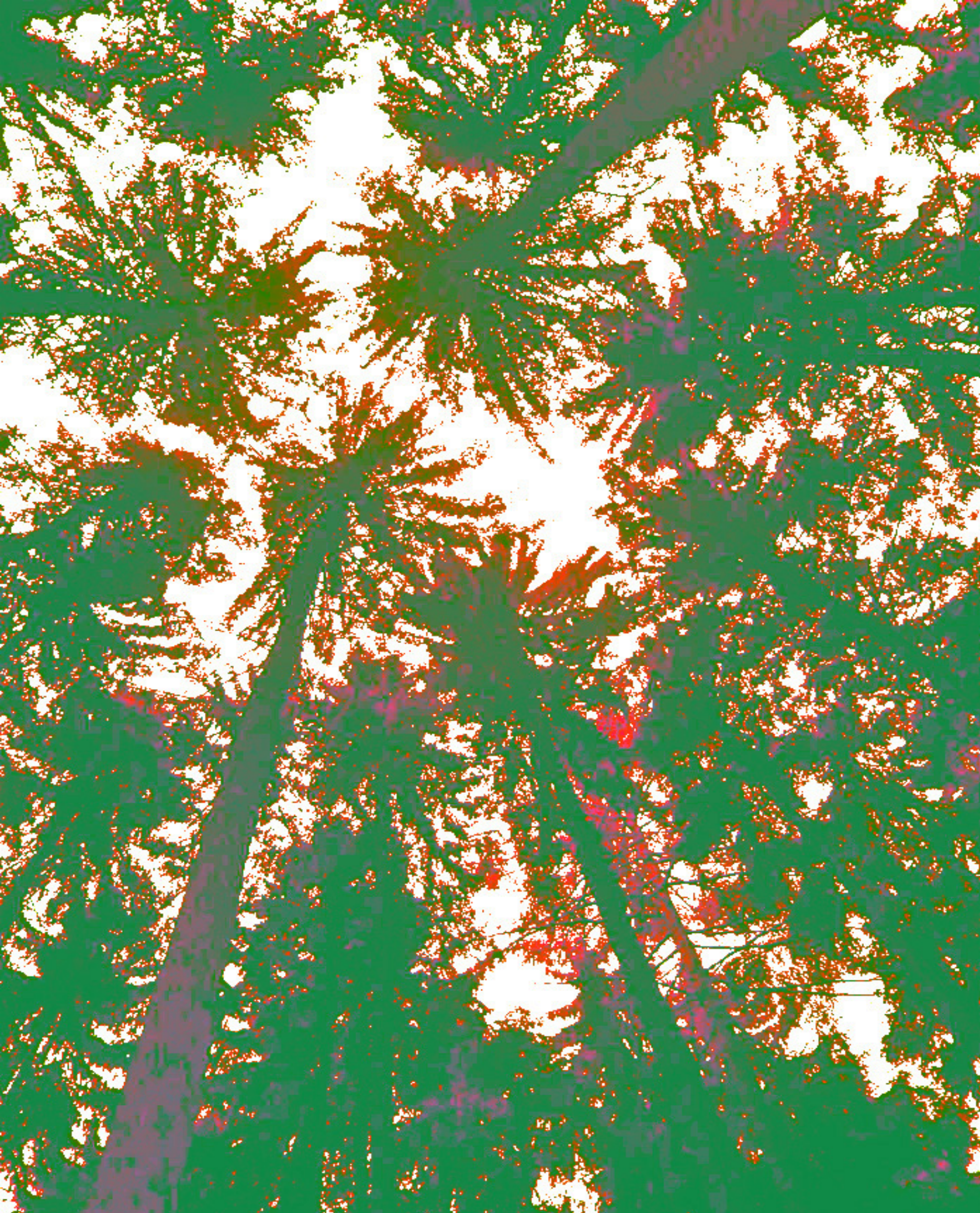
Stres z nedostatku vody je zřejmou predispozicí pro další stresory – dochází k atakům kambiofágního a xylofágního hmyzu (například zástupci rodů *Hylocoetus* a *Xyleborus*), znatelněji se uplatňují některé z houbových chorob. Po výraznějších přísuších, především v jarních a časně letních měsících, lze očekávat například napadení vaskulárními mykózami (*Ceratocystis* spp., *Ophiostoma* spp. etc.), patogeny kambiální zóny (např. zástupci rodů *Fusarium*, *Nectria*, *Phytophthora*), klimatické výkyvy (nejen nedostatek vody, ale také teplotní) ovlivňují také výskyt chorob asimilačního aparátu (např. sypavky, *Brunchorstia pinea*).

Nedostatek vody více limituje mladé jedince, k vadnutí a odumírání u nich může docházet v krátké době. Sucho či přísušek jsou jednou z nejčastějších příčin nezdaru obnovy lesa. U dospělých stromů může být poškození suchem chronické, projevující se s odstupem a trvajícím v řádu let. Nejrizikovější je pro dřeviny nedostatek vody v období tvorby orgánů a zásob rezervních látek, tj. zejména v období od dubna do září.

V podmínkách ČR jsou nejvíce ohroženy dřeviny v nejnižších polohách, kde jsou vysoké průměrné teploty a nízké srážkové úhrny, nejvýraznější takovou oblastí je jižní Morava. Dále jsou ohrožena území tzv. srážkových stínů, tj. území na závětrné straně pohoří, kde srážky vypadávají na návětrné straně. Nejvýraznější srážkový stín je v ČR oblasti pod Krušnými horami na Žatecku, Podřipsku či Rakovnicku, kde je roční úhrn srážek pod 500 mm, místy dokonce jen kolem 300 mm.

Následné dopady sucha

Ohrožené dřeviny
a lokality



5.2 TEPLOTNÍ STRES

Teplota je jedním z hlavních faktorů prostředí ovlivňujících funkční stav rostlin. Většina rostlin vykazuje stabilní fotosyntetickou aktivitu v poměrně širokém rozpětí cca 10–35 °C. Tato stabilita je druhově specifická, závislá na okolních podmínkách i na fázi vývoje. Jako stresový faktor mohou působit vysoké teploty (zpravidla nad zmiňovaných cca 35 °C), teploty v rozsahu 0–10 °C (chladový „chilling“ stres) a teploty pod bodem mrazu (mrazový stres).

5.2.1 Nízké teploty

Chladový stres u našich dřevin v podstatě nenalezneme, týká se zejména subtropických a tropických rostlin. V reakci na nízké nemrazové teploty (0–10 °C) se nejdříve objevují nespecifické symptomy poškození (barevné a tvarové změny, opad asimilačního aparátu...), potom následuje pokles fotosyntetické aktivity (změny metabolických procesů, pokles aktivity enzymů, změna fluidity thylakoidní membrány, pokles toku cytoplazmy apod.), klesá transpirace (zavírání průduchů nebo pokles vodního potenciálu), zvyšuje se akumulace cukrů a škrobu v chloroplastech. Citlivost vůči chladu přitom výrazně závisí na denním rytmu – za tmy je vyšší než na slabém světle. Ve tmě jsou zřejmě produkovány toxické metabolity, které jsou degradovatelné světlem, nebo je za světla produkován nějaký ochranný faktor.

V podmínkách střední Evropy, tj. mírného podnebného pásu a kontinentálního klimata, jsou teploty pod bodem mrazem přirozenou součástí období zimního vegetačního klidu dřevin. Dřeviny nejsou v tomto období běžným mrazem poškozovány, k poškození dochází pouze při extrémních mrazech, zejména při absenci sněhové pokrývky (holomrazy). Při holomrazech sníh snižuje působení mrazu, navíc dochází ke ztrátě vody odpařováním z nezakrytých větví bez možnosti jejího doplnění (voda je zmrzlá, tj. nedostupná), negativní vliv je tak zesilován suchem. Teploty, při kterých v tzv. vlastním odpočinkovém období (hlavní fáze vegetačního klidu) dochází k poškození dřevin, jsou závislé jak na individuální a druhové odolnosti dřevin, tak na vnějších podmínkách – vlhkost vzduchu, délka expozice, dynamika teplot... Obecně lze říci, že významnější poškození dospělých stromů lze očekávat, pokud je více dní teplota cca -20 °C či nižší. Dřeviny v odpočinkovém období nereagují na mírné dny s vyššími teplotami (pokud nejsou výrazně vyšší, viz níže), tj. nezvyšuje se aktivita jejich pupenů a nejsou proto poškozovány následnými nízkými teplotami. V období vegetačního klidu jsou nejvíce nebezpečné epizody holomrazu, pokud přijdou po předchozím výrazně teplejším období (několik dní s teplotami kolem +10 °C či více) – za těchto situací může k významnému poškození dojít i při méně silných mrazech.

Nejrizikovějšími obdobími jsou pro dřeviny v našich podmínkách mrazy přicházející ve vegetačním období, tzv. **vegetační mrazy**. Jde o mrazy v pozdním podzimu či na přelomu podzimu a zimy – **časné mrazy** a o mrazy na jaře (v dubnu, v květnu) či během léta – **pozdní mrazy**. V obou případech mohou být dřeviny znatelně poškozovány již teplotami těsně pod bodem mrazu.

Vegetační mrazy mohou být tří typů. **Advektivní vegetační mrazy** vznikají přísunem chladného vzduchu při změně celkové povětrnostní situace. **Radiační vegetační mrazy** vznikají jako následek vyzařování ze zemského povrchu zejména za jasné noci. **Smíšené vegetační mrazy** se tvoří přísunem relativně suchého, studeného vzduchu,

Chilling stres

Stres mrazem

který se dále prochladí vyzařováním z půdy, nad níž se stabilizoval. Mohou být jak časnými podzimními mrazy, tak pozdními jarními mrazy. Charakteristické jsou zvláště za přízemních inverzí teploty vzduchu. Podle teploty povrchu půdy lze rozlišovat:

- slabé vegetační mrazy: 0 až -2 °C
- silné vegetační mrazy: -2,1 až -4,0 °C
- velmi silné vegetační mrazy: pod -4 °C

Účinky mrazu

Poškození rostlin mrazem je obvykle spojeno s tvorbou ledu, poškozením buněk ledovými krystalky, a mrazovou dehydratací buněk. Nejčastěji dochází k tvorbě ledu v apoplastu, tedy především v buněčných stěnách a xylemu. Voda v apoplastu začíná běžně mrznout při teplotách -1 až -3 °C, v závislosti na obsahu látek, které snižují bod tuhnutí. Pokud nejsou přítomna vhodná krystalizační jádra, zůstává voda v apoplastu v tekutém podchlazeném stavu (v krajním případě až do teploty -38 °C). I druhy, které jsou v zimním období vysoce odolné (např. naše jehličnany) utrpí mimo zimní období vážná poškození při náhlém poklesu teplot pod -3 až -4 °C (GLOSER 1998; BALCAR, ŠPULÁK 2006).

Prvním účinkem mrazu je zastavení pohybu protoplazmy, které je přímo závislé na energii dodávané dýcháním a na dostupnosti vysokoenergetických fosfátů. Při poklesu pod cca -5 °C je inhibována asimilace CO₂, snižuje se rychlost fotosyntézy. Dochází k poškození chloroplastů. V konečném stadiu se porušuje polopropustnost membrán, takže selhávají buněčné struktury (thylakoidy plastidů) a buněčná plazma uniká do mezibuněčného prostoru.

Odolnost vůči mrazu

Odolnost rostlin vůči mrazu je druhově i individuálně specifická. Obecně jsou na mraz citlivější mladí jedinci, zranitelné jsou zejména semenáče. Membrány jsou přitom citlivější než samotné proteiny. Na odolnosti celé rostliny se podílí různé mechanismy:

- **izolace některých částí rostliny** – promrzání brání silná kůra či sněhová pokrývka, krátkodobě jsou chráněny vnitřní části koruny, kde dochází ke zpoždění promrzání;
- **zpožděné tvoření ledu v pletivech** – rozpuštěné látky a jiné složky poutající vodu snižují bod mrazu, nebo dochází k podchlazení vody na teplotu nižší než bod mrazu bez jejího zmrznutí (většinou krátkodobé), tvorbu ledu oddaluje také snížený obsah volné vody (semena);
- **schopnost tolerovat zamrznutí** – díky postupnému otužování klesá objem vody v buňkách, vakuola se dělí na několik vakuol, ve vakuolách se akumulují osmoticky aktivní látky (jednoduché cukry, oligosacharidy, dusíkaté sloučeniny, některé aminokyseliny) popřípadě se projevují ještě další adaptace, které umožní buňkám vydržet odčerpání vody při tvorbě ledu.

Výraznou roli mají v odolnosti vůči mrazu specifické proteiny indukované nízkou teplotou. Většinou jde o proteiny s vyšší molekulovou hmotností. Jde například o glykoproteiny či silně hydrofobní proteiny mající vysokou schopnost chránit enzymy před denaturací. Nízkou teplotou je indukována exprese řady genů (viz kapitola 1.1.3), které umožňují syntézu odolnějších enzymů či výše zmíněných proteinů. V cytoplazmě se tak například hromadí kryoprotektany, které stabilizují struktury membrán a chrání je před konformačními změnami a denaturací. Specifické účinky mají tzv. protimrazové proteiny („antifreeze proteins – AFPs“) či led strukturující proteiny („ice structuring proteins – ISPs“), které se vytvářejí v apoplastu mrazuvzdorných rostlin po indukci nízkou teplotou. Vytvářejí se převážně u rostlin (a také hub, bakterií i některých obratlovců) dlouhodobě či trvale rostoucích v podmínkách teplot pod bodem mrazu, jejich tvorba je nicméně doložena i u některých dřevin, včetně u nás rostoucích druhů, jako

je broskvoň *Prunus persica* (YUAN-ZHEN et al. 2005). Tyto proteiny mají schopnost přilnout na povrch vznikajících ledových krystalků a omezovat přístup dalších molekul vody, účinně tak zpomalují růst krystalků. Brání také rekrystalizaci ledu, při které přednostně rostou velké krystaly ledu na úkor malých. Při vzniku velkých krystalů narůstá nebezpečí poškození buněčné stěny a plazmatické membrány (BLÁHA et al. 2003).

Mráz může způsobit přímá i nepřímá poškození dřevin. Z přímých jde především o odumření pletiv pupenů, listů či jehlic, kůry i lýka, o mrazové kýly či praskliny (trhliny). Mezi nepřímá poškození patří poškození vyplývající z promrznutí půdy, například tzv. fyziologická sypavka (viz kapitola 5.1.2) nebo padání semenáčků vlivem opakovaného mrznutí a rozmrznutí povrchové vrstvy půdy (viz níže).

Poškození mrazem



Fig. 105 Mrazové praskliny – dub cer (*Quercus cerris*) na Lednicku. Foto: R. Mrkva.

Časné mrazy

Časné mrazy postihují před koncem vegetačního období dřeviny zejména ve středních a vyšších polohách při průniku studeného severského vzduchu. Poškození je tedy často plošné, postihující rozsáhlejší oblast. Časné mrazy poškozují mladé či jánské výhony, které ještě nezdřevnatěly, ohroženy jsou i výmladky v pařezinách, zejména vytvořené po pozdní seči. Časný mráz může také způsobit předčasný opad listů. Poškození vzniklá časným mrazem nejsou tak závažná jak při zimním promrzání či při pozdních mrazech, neprovádí se proti nim žádná obranná ani ochranná opatření.

Zimní mrazy

Zimní mrazy poškozují pletiva kůry a lýka, dochází k odumírání větví a výhonů, vznikají mrazové praskliny, mrazové kýly. Poklesnou-li teploty na dlouhou dobu pod $-20\text{ }^{\circ}\text{C}$, může dojít k promrznutí korun listnáčů i jehličnanů. U listnáčů se promrznutí projeví až při rašení, kdy část větví nevyraší či vyraší a usychá později během léta. U jehličnanů se objevuje žloutnutí, reznutí či hnědnutí jehlic, a to zejména nejmladších ročníků, následně mohou jehlice opadávat. K poškození dochází především na osluněné straně větví a koruny. U buku a některých jiných dřevin může vlivem mrazu také vznikat tmavé mrazové jádro.

Mrazové praskliny (trhliny) vznikají v zimním období při velké teplotní amplitudě (rozdílu teploty během dne a noci), kdy v důsledku rychlého smrštění povrchového pláště dřeva dojde k hlubokému prasknutí kmene. Vytvářejí se nejčastěji na osluněné jižní a jihozápadní straně, kde jsou teplotní rozdíly největší. Mezi zranitelné dřeviny patří duby (*Quercus* spp.), buk lesní (*Fagus sylvatica*), jilmy (*Ulmus* spp.), habr (*Carpinus betulus*), jedle (*Abies* spp.), topoly (*Populus* spp.). Na silnějších kmenech stromů s širokými dřeňovými paprsky (např. duby, topoly, jilmy) mají praskliny formu **mrazové kýly**. Nejdříve dojde roztržení kmene, často až ke dřeni, na jaře se rána uzavírá a zarůstá novým letokruhem. Dojde-li v zimě znovu k obnovení rány, vzniká postupně podél trhliny hojivé pletivo v podobě lišty.

Komplikované může být odlišení mrazových prasklin a prasklin vzniklých suchem (viz kapitola 5.1.2). Na rozdíl od výsušných zasahují mrazové praskliny radiálně až do jádrového dřeva a jsou dlouhé někdy i několik metrů. Významným rozdílem je skutečnost, že prasklina, a to i v oblasti kambia, není většinou infikována, a proto se na jaře zcela sevře a přeroste novým letokruhem. V následujících letech v tomto místě kmen a tím i hojivý kalus často opětovně praskají, během vegetace se znovu a znovu zacelují, podél praskliny tak vzniká typický výše zmíněný kýlovitý zával. Jednoduchým rozlišovacím znakem na řezu pak je fakt, že tyto praskliny protínají letokruhy (MRKVA, RIEDL 2010).

Holomrazy mohou vézt k **vytahování a následnému omrzání sazenic**. Přes den roztátá půda v noci zmrznutím nabývá na objemu a zdvihá povrch i se sazenicemi, přes den opět půda klesá, ale sazenice zůstávají povytaženy a omrzají v oblasti kořenů či kořenového krčku.

Prevence poškození zimním mrazem spočívá především ve výsadbě odolných druhů či ekotypů a fenotypů dřevin na ohrožené lokality (zejména horské lokality). Ve školkách pak lze škody zmírňovat odvodňováním, ponecháním plevele na záhonech od podzimu, přikrýváním záhonů, například geotextiliemi.

Pozdní mrazy

Pozdní mrazy jsou místního charakteru, nejčastěji k nim dochází v **mrazových kotlinách**, kam v noci stéká chladný vzduch (je těžší než teplejší vzduch). Větší nebezpečí pozdních mrazů je v blízkosti mokřin či stojatých vod. V mrazových kotlinách opakovaně zmrznou postranní výhonky a tak se vytváří typické kuželovité formy, jaké lze v přírodě najít např. na slatích v NP Šumava. Častější poškození pozdními mrazy lze zaznamenat na jižních a jihovýchodních expozicích, kde dřeviny dříve raší. Nejvíce ohrožena je vegetace v přízemní vrstvě do cca 1 m. Pozdní mrazy do $-3\text{ }^{\circ}\text{C}$ či $-5\text{ }^{\circ}\text{C}$

poškozuje zejména rozvíjející se pupeny, výhonky či květy. Poškozené části vadnou, hnědnou, černají a odumřelé odpadávají. Při menším mrazovém poškození květů (kdy nedojde k jejich odumření a opadu) mohou být následně semena hluchá.

Mezi citlivé dřeviny patří např. jasaný (*Fraxinus* spp.), duby (*Quercus* spp.), buk lesní (*Fagus sylvatica*), jedle (*Abies* spp.), trnovník akát (*Robinia pseudoacacia*), ořešáky (*Juglans* spp.), douglaska tisolistá (*Pseudotsuga menziesii*). Relativně odolné jsou naopak někteří zástupci borovic (*Pinus* spp.), olší (*Alnus* spp.), bříz (*Betula* spp.), jilmů (*Ulmus* spp.), habr (*Carpinus betulus*), topol osika (*Populus tremula*), či jeřáb ptačí (*Sorbus aucuparia*).



Fig. 106 Poškození rašícího dubu pozdním mrazem, Mohelno 2007. Foto: R. Mrkva.

Ve vyšších horských polohách jsou pozdní mrazy jedním z podstatných faktorů limitujících obnovu lesa. Poškozuje zvláště stinné a polostinné cílové dřeviny, na extrémních stanovištích však i další dřeviny, jako jsou smrk ztepilý (*Picea abies*) a smrk pichlavý (*Picea pungens*). Obnova lesa na lokalitách postihovaných teplotními stresi vyžaduje specifická pěstební opatření umožňující novým výsadbám překonat kritické období, kdy jsou rašící stromky malého věku poškozovány přízemní vrstvou podchlazeného vzduchu (BALCAR, ŠPULÁK 2006). Větší nebezpečí poškození pozdním



Fig. 107 Opakované poškození jedle bělokoré (*Abies alba*) zimním a pozdním mrazem, Českomoravská vrchovina 2008. Foto: P. Čermák.

mrazem je jednoznačně při holosečném hospodaření – na pasekách dřeviny dříve raší a také dochází k většímu nočnímu vyzařování – než při clonných způsobech nebo v nízkém lese.

Prevence vzniku škod způsobených pozdními mrazy na lesních dřevinách spočívá především v pěstebních opatřeních. Na ohrožených místech je třeba zalesňovat odolnými dřevinami, kopečkovou sazbou, zamokřené mrazové polohy před zalesňováním odvodnit. Stagnaci studeného vzduchu lze snížit prosvětlovacím zásahem do sousedního porostu, který brání odtoku vzduchu. Ve vysloveně mrazových kotlinách je třeba se zcela vyvarovat holých sečí. Výrazná omezení se pak pochopitelně týkají lesních školek. V ohrožených polohách by školka buď vůbec neměla být, nebo jen malá, mezi staršími porosty. Riziko poškození dřevin ve školce lze snížit omezením hnojení dusíkatými hnojivy (vyhnojené sazenice více trpí mrazem), zakrýváním (např. chvojím, geotextilií...), popřípadě při očekávaném mrazu zakuřováním.

5.2.2 Vysoké teploty

Citlivost různých životních pochodů vůči teplotě je různá. Při vysokých teplotách vzduchu se mění vlastnosti protoplazmy, struktura membrán, zastavuje se pohyb protoplazmy. Při teplotách nad 35 °C v našich podmínkách zpravidla dochází k poklesu účinnosti fixace CO₂. Primární příčina inaktivace fixace CO₂ není známa, lze předpokládat, že je způsobena inhibicí primárních fotochemických reakcí. Při silnějších teplotních stresech přispívají k poklesu fixace také změny komplexu vyvíjejícího kyslík – OEC, fotosystému PS II a fosforylace, což jsou primární procesy thylakoidní membrány chloroplastu. Inaktivace OEC bývá vysvětlována uvolňováním funkčního Mn z komplexu OEC. Vzhledem k tomu, že existují ochranné mechanismy dané přítomností některých aniontů, nemusí být poškození OEC nevratné, pokud teplota nepřekročí určitou mez (zpravidla kolem 45 °C). Působením vyšších teplot dochází také ke strukturálním změnám v thylakoidních membránách chloroplastů. Byl zaznamenán pokles podílu granálních útvarů, změny v lipid-proteinové interakci, fázová separace a změny ve složení lipidů (při teplotách 45–50 °C).

Horko způsobuje poškození membrán a především denaturaci bílkovin. I v případě, že jen některé termolabilní systémy ztrácejí svou aktivitu, takže se desorganizuje metabolismus nukleonových kyselin a bílkovin, mohou buňky nakonec odumřít. Rozpustné dusíkaté sloučeniny se pak hromadí v tak vysoké koncentraci, že unikají z buňky; kromě toho se tvoří toxické produkty rozkladu, které už nemohou být zneškodňovány metabolickými procesy (LARCHER 1988).

Odolnost vůči horku se skládá z tolerance horka (odolnosti protoplazmy k dehydrataci) a z vyhýbání se horku (stínění, odraz záření, tepelná izolace, ochlazování při transpiraci). Také u horka, stejně jako u chladu, má odolnost charakteristický roční průběh, i když ne tak výrazný. Rostliny reagují na teplotní stres způsobený vysokými teplotami poměrně rychle, při nárůstu teploty dokáží během několika hodin zvýšit svou odolnost, při ochlazení vymizí zvýšená odolnost za několik dní. Vysokou citlivost dřeviny vykazují zejména v období největšího růstu (LARCHER 1988).

Stejně jako u mrazových teplot jsou pro zvýšení odolnosti při vysokých teplotách indukovány specifické proteiny. Jde zejména o bílkoviny teplotního šoku („heat shock protein“ – HSP), které napomáhají udržet správné prostorové uspořádání buněčných proteinů tím, že zabraňují změnám jejich molekulární struktury, čímž je chrání před denaturací a ztrátou funkčnosti (CUDLÍN 2009), viz též kapitola 1.1.3.

Nejčastějším viditelným poškozením horkem je u dospělých dřevin **korní spála**. Objevuje se na dřevinách s hladkou kůrou zejména při vystavení náhlému přímému oslunění spojenému s vysokými teplotami (například na nově vzniklých porostních stěnách) – teploty mohou na povrchu kůry přesahovat 50 °C. Vlivem těchto extrémních podmínek dochází k odumírání kůry na osluněné jižní či jihozápadní straně kmeny – kůra popraská, zasychá, později se odlupuje a v pruzích opadáva. Obnažené dřevo praská a následně bývá postiženo hnilobami nebo napadáno hmyzími škůdci, jako jsou tesaříkovití brouci (*Cerambycidae*) či pilořitky (*Siricidae*). Mezi nejčastěji postižené dřeviny patří u nás například buk lesní (*Fagus sylvatica*), javory (*Acer spp.*), habr (*Carpinus betulus*), smrky (*Picea spp.*), jedle (*Abies spp.*) a borovice vejmutovka (*Pinus strobus*). Častěji se korní spály objevují u starších stromů.

Vysoké teploty mohou způsobovat výrazné škody také při výsadbách či ve školkách, kde může vlivem přehřátí půdního povrchu docházet k poškození kořenového krčku a následnému **podlamování či odumírání semenáčků** – například u smrku ztepilého (*Picea abies*), či u jedlí (*Abies spp.*).

Účinky vysokých teplot

Poškození horkem



5.3 MECHANICKÁ POŠKOZENÍ DŘEVIN VĚTREM, SNĚHEM, NÁMRAZOU A KRUPOBITÍM

5.3.1 Charakteristika původců a popis škodlivých účinků

Vítr je prudký pohyb vzdušných mas z míst vyššího atmosférického tlaku (chladnější těžší vzduch) do míst s nižším atmosférickým tlakem (teplejší lehčí vzduch). Termínem bořivý vítr jsou označovány větry, které mají destruktivní účinky na lesní dřeviny a jejich porosty. Takový charakter mohou mít v našich klimatických a geografických podmínkách: silný stálý vítr, nárazový vítr, přepadové větry, větrné bouře, smrště a tornáda. Silné větrné poryvy zasahující větší území vznikají nejčastěji v zimním a jarním období při přechodu výraznějších front – při takových situacích vznikly například polomy v letech 1990, 2007 či 2008, viz kapitola 5.3.2. **Přepadové (katabatické) větry** vznikají v horách za výrazných teplotních a tlakových rozdílů mezi oběma stranami hřebene. Těžký studený vzduch přetéká přes hřeben, nabírá rychlost díky gravitaci a často i díky nízkému tlaku vzduchu za hřebenem – vítr tak může dosahovat velmi destruktivních účinků a to zejména ve střední a dolní části svahu. Tyto větry vznikají nejčastěji v letním období, při vyšších teplotách vzduchu však mohou vznikat i během podzimu (např. Tatranská bóra v roce 2004, viz Fig. 108 a BOX).

Bořivý vítr – vznik, klasifikace

Katabatický vítr – odvozeno z řeckého katabatikós = jdoucí (tekoucí) dolů

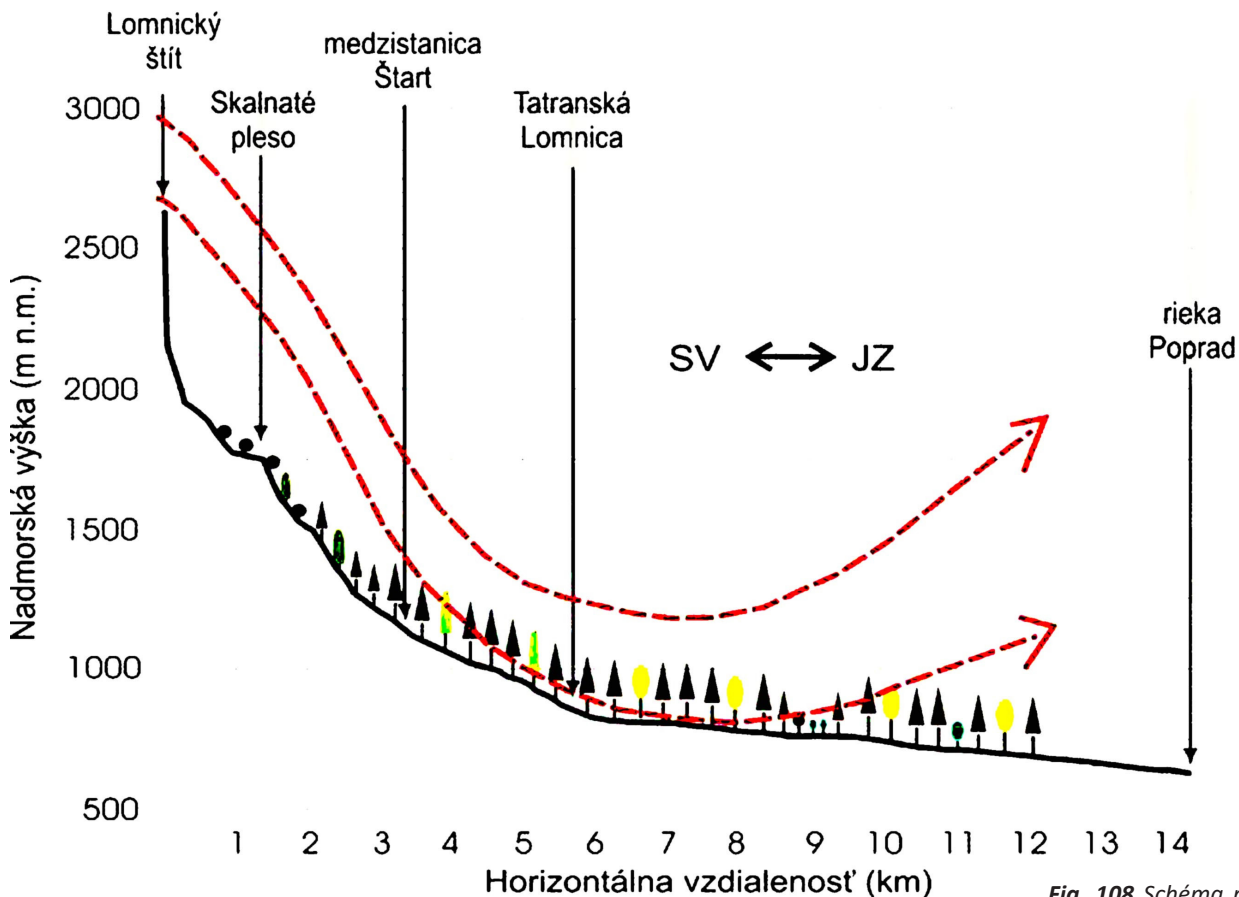


Fig. 108 Schéma profilu tatranské bory. Zdroj: www.lesytanap.sk.

VZNIK TATRANSKÉ BÓRY V ROCE 2004 – PŘÍKLAD PŘEPADOVÉHO VĚTRU (dle HERBER, MAREŠOVÁ, TRÁVNÍČEK 2007)

V roce 2004 byl poměrně teplý podzim – ještě začátkem listopadu odpolední teploty dosahovaly hodnoty 16°C. Změna vývoje počasí nastala s příchodem tlakové výše s polárním vzduchem od severozápadu. Frontální systém, který se vytvořil na styku s tlakovou níží postupující z jihozápadu provázely silné víchřice v Německu a Polsku. Meteorologové předpokládali přechod fronty přes slovenské území v odpoledních hodinách 19. listopadu 2004, rychlost frontu provázejících větrů odhadovali na cca 100 km/hod. V dopoledních hodinách byl ještě postup fronty klidný, byl ovšem zaznamenán vysoký pokles tlaku vzduchu, svědčící o přechodu středu tlakové níže v bezprostřední blízkosti Tater. V poledne se situace ovšem změnila, vznikla samostatná cyklóna mezi Českem a Polskem, která rychlostí 100 km/hod postupovala na východ. Způsobila nahromadění polárního vzduchu před bariérou tatranského masivu. Současně s tím v Podtatranské kotlině vznikala brázda nízkého tlaku, čímž vznikl mimořádný tlakový gradient. Kolem 14 hodiny pronikl do Podtatranské kotliny od západu silný studený vítr, který vytlačil teplejší vzduch do výšky 1 200 m n. m. Teplota na svazích Tater ve výšce 1 200–1 500 m n. m. tak stoupla o 0,2 až 0,3°C a vítr změnil svůj směr na JV. O hodinu a půl později se studený vítr začal převalovat přes horská sedla rychlostí až 170 km/hod (Fig. 109). Tento těžký studený vítr ještě dále nabíral rychlost při sestupu do kotliny nejen díky orografickému zesílení, ale i nasávajícímu efektu nízkého tlaku v kotlině. Průnik studené vzduchové masy do tatranského podhůří ulehčoval i relativně teplý vzduch vytlačený z kotliny. Vítr S a SZ směru tak měl silný nárazový charakter dosahující až síly orkánu.



Fig. 109 Rozsáhlá holina polomu po Tatranské bóře z listopadu 2004, stav v roce 2006. Foto: R. Mrkva.

Větrné bouře a smrště, respektive tornáda vznikají většinou v letním období a ovlivňují zpravidla výrazně menší území. Vznikají v důsledku atmosférické konvekce – jde o proces, při kterém zahřátý vzduch začne v důsledku Archimédovy síly stoupat vzhůru, vznikají oblaka typu cumulus a pokud má stoupající „bublina“ teplého vzduchu dostatek energie pak i cumulonimbus (tzv. bouřkový mrak) s následnou konvektivní bouří. Typická doba života jedné „bouřkové buňky“ je kolem 30 až 50 minut – po této době buňka zaniká. Většina konvektivních bouří je tvořena více buňkami v různém

vývojovém stádiu, bouře jako celek tak může existovat po dobu až několika hodin. Existují však také bouře tvořené jedinou buňkou a přitom s dobou trvání několik hodin. Takové bouře silně rotují kolem své vertikální osy a bývají tak doprovázeny extrémními jevy včetně tornád. Tornádo je silně rotující vír (se zhruba vertikální osou), vyskytující se pod spodní základnou konvektivních bouří, vír, který se během své existence alespoň jednou dotkne zemského povrchu a je dostatečně silný, aby na něm mohl způsobit hmotné škody.

Síla větru se projevuje tlakem, který vítr působí na plochu (kmene, koruny). V současnosti existuje celá řada výpočtových i přístrojových postupů jak posoudit zda zatížení větrem způsobuje (či způsobí) kritickou deformaci dřevních vláken kmene či kořenového systému. O celkové pevnosti a stabilitě každopádně rozhodují nejen síla, respektive rychlost větru, ale také vlastnosti prostředí (kotvení stromu) a stromů samotných (rozměry, tvar, pevnost...). Nelze tedy paušálně stanovit intenzitu větru, při které dojde k bořivému účinku. U větrů nad cca 18 m.s⁻¹ (čerstvý víchř=gale dle Beaufortovy stupnice, viz Tab. 17) však lze předpokládat, že bude (v různé míře) k prolamování korun, vývrátům a zlomům docházet.

Francis Beaufort (1774–1857) v letech 1805–1808 sestavil stupnici pro odhad síly větru na moři, v roce 1833 ji přijalo jako oficiální britské námořnictvo. V roce 1935 přijala mezinárodní konference upravenou formu tohoto kódování pro výměnu meteorologických údajů. Dnešní podobu stupnice získala v roce 1946, kdy International Meteorological Committee rozšířil počet stupňů na 17 (z původních 12 stupňů) a definoval stupně rozsahem rychlostí větru měřených ve výšce 10 metrů nad povrchem.

Table 17 Beaufortova stupnice rychlosti větru

stupeň	rychlost větru		tlak větru v kg/m ²	slovní označení		znaky na souši
	m/s	km/h		anglické	české	
0	< 0,5	< 1	0	calm	bezvětrí	kouř stoupá svisle vzhůru
1	~ 1,25	1–5	0–0,1	light air	vánek	kouř už nestoupá úplně svisle, korouhev nereaguje
2	~ 3	6–11	0,2–0,6	light breeze	větrík	vítr je cítit ve tváři, listí šelestí, korouhev se pohybuje
3	~ 5	12–19	0,7–1,8	gentle breeze	slabý vítr	listy a větvičky v pohybu, vítr napíná prapory
4	~ 7	20–28	1,9–3,9	moderate breeze	mírný vítr	vítr zvedá prach a papíry, pohybuje větvičkami a slabšími větvemi
5	~ 9,5	29–39	4,0–7,2	fresh breeze	čerstvý vítr	hýbe listnatými keři, malé stromky se ohýbají
6	~ 12	40–49	7,3–11,9	strong breeze	silný vítr	pohybuje silnějšími větvemi, telegrafní dráty sviští, nesnadné je používat deštník
7	~ 14,5	50–61	12,0–18,3	"high wind, moderate gale, near gale"	mírný víchř	pohybuje celými stromy, chůze proti větru obtížná
8	~ 17,5	62–74	18,4–26,8	"gale, fresh gale"	čerstvý víchř	láme větve, vzpřímená chůze proti větru je již nemožná
9	~ 21	75–88	26,9–37,3	strong gale	silný víchř	menší škody na stavbách
10	~ 24,5	89–102	37,4–50,5	storm, whole gale	plný víchř	na pevnině se vyskytuje zřídka, vyvrací stromy a ničí domy
11	~ 29	103–114	50,6–66,5	violent storm	vichřice	rozsáhlé zpusťování plochy
12–17	> 30	> 117	66,6 a více	hurricane	orkán	ničivé účinky odnáší domy, pohybuje těžkými hmotami

Typy poškození stromů větrem

Vítr způsobuje široké spektrum mechanických poškození – dochází k ulamování větví či vrcholů, ke korunovým, podkorunovým i kmenovým zlomům, k přetrhání kořenů, k vývrátům. Poškození je v porostech zpravidla skupinové či plošné – padající stromy poškozují či strhávají další stromy ve směru větru.

Charakter polomu bude odviset od vlastností porostů a stanoviště (viz kapitola 5.3.3) a také **od typu větrného poryvu**. Při větrných poryvech typu vichřice budou polomy (tvořené zlomy i vývraty) zpravidla plošné a budou zasahovat větší území. Při přepadových větrech budou stromy zlomeny či vyvráceny v pruzích na závětrné straně, ve směru po spádnicí, zpravidla s nižším poškozením či bez poškození na návětrné straně, polom má místní charakter. Při větrných smrštích budou polomy skupinové či plošné, půjde především o různé druhy zlomů, jen zřídka o vývraty. Mění se směr a intenzita větru při bouřích mohou vést ke vzniku drobnějších prolámaných skupin nepravidelného tvaru, stromy často leží různým směrem. U tornád vznikají pásy zcela destruovaného porostu o šířce odpovídající velikosti tornáda a délce dané rychlostí jeho postupu a době kontaktu s porostem. Dřeviny jsou zlomeny v různých výškách, na pahýlech je patrné ukroucení odlomených částí, které mohou ležet daleko od zbylých torz.

Poškození stromů sněhem

Padá-li za teplot blízkých 0°C sníh, jsou vločky obvykle velké o vyšší specifické váze, sníh dobře drží na větvích, při poklesu teploty může k podkladu přimrzat. Větší množství zachyceného **mokrého sněhu** pak způsobuje **ohýbání stromů** z důvodu přetížení korun a následné **zlomení vršku, prolámaní koruny či dokonce lámání kmene** (při velmi silném sněhovém závěsu). Na rozmoklých půdách se stromy přetížené sněhem vyvracejí. Kromě proředění či rozpadu porostu jsou důsledky mokrého sněhu: bajonetový růst smrku, vlnovité zprohýbání horní části kmene borovice a infekce poškozených stromů v místech zlomů dřevokaznými houbami. Prolámané porosty jsou náchylnější k napadení podkorním hmyzem a k větrným polomům. Na částech stromu, které zůstaly delší dobu pod sněhovým pokryvem, se mohou uplatnit houby a plísně, kterým takové prostředí vyhovuje (např. přípletka černá *Herpotrichia nigra*). Suchý sypký sníh nevytváří v korunách větší zátěž, je-li však jeho padání spojeno se silnějšími větrnými poryvy, může dojít k poškození větví a jehlic ošleháním krystalky sněhu.

Poškození stromů lavinami

Při nahromadění sněhu ve vysokohorských polohách dochází k náhlému uvolnění a následnému rychlému sesuvu sněhové hmoty. Pokud jde o sesuv po dráze delší než 50 m a minimálním objemu 1000 metrů krychlových je označován jako lavina. Zjednodušeně jde o takový sesuv sněhu, který ohrožuje lidský život. Sesuvy menších rozměrů označujeme jako sněhové splazy.

Lavina přeráží a láme kmene stromů, odírá kůru z okrajových stromů. V případě těžšího mokrého sněhu či větších lavin dochází k úplné destrukci porostu a k rozsáhlým poškozením prostředí (stržení balvanů, půdy). Nahromaděný sníh se udrží dlouho do léta – sekundárně tak dochází k zničení mladých stromků pohřbených pod masou sněhu. Pomalu tající masa sněhu vede k zpoždění vegetace kolem závěru laviny, mohou také vzniknout dočasná jezírka vody. Zároveň se mohou objevit četná nepřímá poškození, vítr destruuje nově vzniklé porostní stěny či zbylé osamoceně stojící stromy. Poškozené stromy jsou napadány kůrovci, zejména lýkožroutem smrkovým (*Ips typographus*). Lavinové průrvy zarůstají bylinnou vegetací s komplikovanou obnovou lesa.

V Čechách se laviny objevují v Krkonoších (Obří důl, Kotelní jámy, Labský důl, Dlouhý důl, Modrý důl, údolí Bílého Labe), v Jeseníkách (Velký a Malý Kotel, Sněžná kotlina) a na Králickém Sněžníku. K rozsáhlým lavinám dochází na Slovensku ve Vysokých a Nízkých Tatrách či ve Velké a Malé Fatře (viz Fig. 110 a BOX)

LAVINA V ŽIARSKEJ DOLINE 25. 3. 2009

Jde o zatím největší slovenskou lavinu. Podle měření pracovníků Ústavu geoinformačních technologií LDF Mendelu v Brně a Střediska lavínové prevence byla plocha laviny po 3 týdnech od jejího pádu 28 ha. Výška sněhové masy byla až 20 m. Celkové množství sněhu akumulovaného v lavině bylo 1,89 milionů metrů krychlových, pokud by byl sníh na ploše laviny rovnoměrně rozložený, dosahoval by výšky 6 m. Poslední sníh z této obrovské masy sněhu roztál až v červnu 2011. Podrobnější informace lze získat na: http://hiking.sk/hk/autor/6296/pavol_gavlak.html a <http://www.laviny.sk/>



Fig. 110 Polom po lavině v Žiarskej doline 25. 3. 2009, stav z května 2009. Foto: P. Gavlák.

Les je lavinou destruován, zároveň však může mít významný protilavinový účinek omezující škody na životech a majetku. Nezbytnými podmínkami je vhodnost ekotypu dřeviny, její dobrý zdravotní stav a odpovídající struktura porostu, zejména jeho dostatečná hustota. Porost s počtem alespoň 1000 stromů na hektar stabilizuje sněhovou pokrývku a zabraňuje odtrhu lavin, i při menším počtu stromů může les zabránit vzniku deskových a základových lavin a značně omezit vznik lavin sypkého sněhu. Čím větší je sklon svahu, tím menší je stabilita sněhové pokrývky a tím je také nezbytný větší počet stromů na ploše. Dostatečná mechanická stabilita je zajištěna až při dosažení patřičných tloušťek kmenů, bezpečné statické působení lesa lze předpokládat při průměrech kmene přes 20 cm (samozřejmě je vše závislé na druhu dřeviny a dalších okolnostech). Nejstabilnější budou porosty bohatě strukturované – víceetážové, smíšené a různověké. Obecně nejvhodnější dřeviny s vysokým protilavinovým účinkem jsou modřín opadavý (*Larix decidua*), borovice limba (*Pinus cembra*), javor klen (*Acer*

Protilavinové
účinky lesa

pseudoplatanus), jeřáb ptačí (*Sorbus aucuparia*) a na vlhčích polohách, kde nejsou vhodné podmínky pro předchozí dřeviny, pak vrby (*Salix* spp.) a olše zelená (*Alnus altobetula*). Smrk ztepilý (*Picea abies*) je vhodný z hlediska dosažitelných hustot porostu, bohatosti větvení, nevýhodou je jeho mělké kořenění. Protilavinový účinek borovice kosodřeviny (*Pinus mugo*) je sporný, na jednu stranu brání většímu poškození půdy (je schopná přežít pohyb laviny), na druhé straně přispívá k nadržení sněhu a tak i k většímu ničivému účinku lavin – zejména na jaře po pádu tzv. základových lavin, kdy dochází k sesunu veškerého naakumulovaného množství sněhu působením vody stékající po podloží (mokrý polehlá kosodřevina) při jarnímu tání sněhu.

Vznik ledových povlaků, terminologie

Dalším typem srážek, které mohou mechanicky působit na dřeviny jsou horizontální srážky, které na dřevinách vytváří ledové povlaky. Pod souhrnným označením námraza se pro potřeby monitoringu poškození skrývají dva různé meteorologické jevy – **ledovka a námraza**. Ledovka se tvoří za bezvětří z mlhy nebo deště na kmenech a větvích ochlazených pod bod mrazu. Námraza se tvoří z mlhy zanesené větrem, namrzá proti směru převládajících větrů na koruny a kmeny stromů ochlazené pod bod mrazu. V dřívější literatuře nejsou zpravidla jednotlivé druhy ledových povlaků jasně odlišeny a kromě výše jmenovaných se používaly také termíny omrznutí, ledůvka nebo ledovatka.



Fig. 111 Porostní stěna s dvojáky po zlomech způsobených námrazou, Novoměstsko 2008. Foto: P. Čermák.

Námrazy nejčastěji vznikají při teplotách povrchu stromů mírně pod bodem mrazu, tj. cca 0°C až -4°C, teplotách vzduchu mírně nad bod mrazu, tj. cca 0°C až 5°C a vysoké vzdušné vlhkosti od 100 % do cca 70 %. Při žádném či velmi nízkém proudění je nutná vlhkost kolem 100 %, při vyšším proudění (ovšem nikoliv silném, při něm námrazy nevznikají vůbec) stačí k namrznutí nižší vlhkost vzduchu.

Při námrazách jsou poškozovány jehličnany i listnáče. Zpravidla převládají zlomy nad vývraty, nejčastěji jde o vrcholové, korunové zlomy a kmenové zlomy v podkorunové části. Zejména u listnáčů (nejčastěji bříza) mohou být stromy také výrazně ohýbány. V porostech vznikají skupinové polomy (malé skupiny i větší celky), běžné jsou zlomy v pruzích (zejména na okrajích porostů), méně často jsou polomy tvořeny jednotlivými zlomy. Námrazy také často vedou k prolamování korun, tj. k odlamování jednotlivých větví, vzniklé rány pak mohou být vstupní branou pro dřevokazné houby, stromy se silně prolámanými korunami následně ztrácí na přírůstu (menší plocha asimilačních orgánů), při delších či opakovaných námrazách může dojít k poškození pupenů. Opakovaně námrazou poškozené porosty jsou nápadně četným výskytem dvojáků a vícetřetáků (Fig. 111).

V kombinaci se znečištěním ovzduší pak může kyselá námraza se zvýšeným obsahem síranů přímo poškozovat jehlice (LOMSKÝ et al. 1996) – dojde k narušení voskové vrstvy na povrchu jehlic, následně se potom vyluhují živiny, zejména vápník, draslík a hořčík. Například během podzimu a zimy 1995/1996 bylo v několika případech naměřeno pH oblačné vody a námrazy nižší než 3 a koncentrace síranů desetinásobně vyšší než mezní koncentrace, při které dochází k poškození jehličí (KREJČÍ 2001).

Dalším poškozením vznikajícím od ledových útvarů, ale ve zcela odlišných situacích, je poškození kroupami. Krupobití přichází zejména v období velkých veder, kdy náhle pronikají proudy studeného vzduchu do nižších vrstev atmosféry. Hmotnost krup může být od několika gramů do několika desítek gramů – od hmotnosti se bude odvíjet intenzita mechanického účinku na dřeviny. Kroupy stloukají či poškozují listy, květy i plody, urážejí slabší větvičky, na silnějších otloukají kůru (u dřevin s hladkou tenkou kůrou jako je buk či habr může být poškozena i běl). Pokud je zničena výrazná část asimilačního aparátu má to pochopitelně dopad na vitalitu stromu, časté je následně napadení hmyzem (lýkohubové, smoláci i lýkožrouti). Největší škody jsou ve školkách či nových výsadbách. Mezi ohrožené dřeviny lze zařadit např. borovice (*Pinus* spp.), smrk ztepilý (*Picea abies*), duby (*Quercus* spp.), buk lesní (*Fagus sylvatica*), olše (*Alnus* spp.), topoly (*Populus* spp.).

Typy poškození
stromů námrazou

Poškození stromů
krupobitím

5.3.2 Významné kalamity v českých lesích

Škody větrem jsou velmi nápadné, zasahují často velká území a jsou často spojeny i se škodami na různých typech staveb a s dalšími škodami. Písemné záznamy uvádějící přímé škody větrem na stromech a lesích proto mnohonásobně převažují svým počtem zprávy o škodách způsobených dalšími činiteli. Řadu zpráv ze středověkých kronik uvádí BLÁHOVÁ (1992), zprávy o škodách větrem byly v období dvanáctého až sedmnáctého století nalezeny k létům 1119, 1134, 1139, 1253, 1264, 1281, 1334, 1390, 1412, 1492, 1522, 1526, před rokem 1558 (z jiných pramenů je pravděpodobné, že šlo o přelom let 1555 a 1556), 1605, 1609 a 1612. Zajímavou je zpráva vyšehradského kanovníka z roku 1139 o návratu vojska knížete Soběslava – sedm lidí bylo při vichřici v pohraničním lese zabito pádem stromů. Vichřice z let 1555/1556 a 1612 (28. 12.) měly pravděpodobně charakter stoletých polomů, velkého rozsahu byly zřejmě i polomy z let 1134, 1264 a 1412, neboť prameny píšou o vichřicích „po celém světě“, respektive „po celé české zemi“ (BRÁZDIL et al. 2004).

Dle dostupných a věrohodných pramenů byla pravděpodobně největší větrnou kalamitou naší historie kalamita z 20.–21. 12. 1740. Tento tzv. „Tomášův vítr“ postihl

Větrné kalamity
ve 12. až 19. století

nejen České země, ale i Rakousko, Francii, Německo, Španělsko – je pravděpodobné, že šlo o polomy plošně větší, než byly kalamity po orkánech Vivian, Wiebke, Lothar či Kyrill, které Evropou prošly v posledních dvaceti letech. Zápisy klatovské rodiny Šebestovy dokonce uvádějí, že „hrozný vítr třetí díl lesů v České zemi zporážel“ (BRÁZDIL et al. 2004). To potvrzují i údaje k roku 1749 uvádějící pro panské lesy v Čechách 291 tisíc ha lesa a 359 tisíc ha porostlin a mýtin (KOUBA 2006).



Fig. 112 Polom s vývraty a zlomy po orkánu Kyrill na Českomoravské vrchovině, 2007. Foto: P. Čermák.

Osmnácté a devatenácté století byla celkově období s vysokou frekvencí bořivých větrů, BRÁZDIL et al. (2004) na základě pramenů dokládají opakované silné větry na přelomu 16. a 17. století a zejména pak v letech 1770–1830. V tomto období došlo například k dvěma rozsáhlým polomům v Jeseníkách v letech 1821 a 1833 – cca 400 tisíc m³. V roce 1833 byly větry s parametry vichřice hned několikrát 1., 16. a 25. července, 6. –7. a 24. –25. srpna, 1.–3., 7., 12. a 20. září, 2. –5., 8. a 27. –28. listopadu, 9. –11. prosince (BRÁZDIL et al. 2004), největší destrukční účinek pak měly další dvě prosincové vichřice 18.–19. a 30.–31., polomy byly zaznamenány i v roce 1834 a 1836 na Šumavě (ZAHRADNÍK 2008). Další velké polomy v devatenáctém století byly v letech 1868 a v navazujících letech 1869, 1870 (především Šumava a Jeseníky ale i jinde v Čechách, téměř 700 tisíc hektarů a více než 5 miliónu m³ dřeva), 1871–1874 (PFEFFER et al. 1961).

Ve dvacátém a jednadvacátém století byly rozsáhlé větrné polomy na území tehdejšího Československa zaznamenány v letech (podle PFEFFER et al. 1961 a ZAHRADNÍK 2008): 1917–1918 (Šumava, cca 200 tisíc m³), 1925 (Vysoké Tatry, cca 125 tisíc m³), 1928–1929 (Čechy a Morava, cca 3 milióny m³), 1930 (vítr a sníh, Čechy a Morava,

přes 5 milionů m³), 1939–1943 (vítr a sníh, Čechy a Morava, cca 10 milionů m³ podle PFEFFERA, ZAHRADNÍK uvádí méně, cca necelé 4 miliony m³), 1945–1949 (jižní, západní a střední Čechy, cca 2,5 milionu m³), 1953–1955 (Čechy a Morava, cca 3,5 milionů m³), 1967 (přes 3 miliony m³), 1976 (Čechy a Morava, přes 5 milionů m³), 1984–1985 (Čechy a Morava, přes 10 milionů m³), 1990 (zejména orkán Wiebke, střední Evropa, v ČR cca téměř 9 milionů m³), 2007 (zejména orkán Kyrill, střední Evropa, v ČR cca v ročním souhrnu téměř 10 milionů m³), 2008 (Čechy a východní Morava, v ročním souhrnu cca téměř 5 milionů m³).

V roce 2007 došlo v průběhu roku k více významným větrným poryvům, nejvýraznější byly lednové. První silný vítr přišel ve dnech 11. a 12. ledna (na Sněžce v Krkonoších 50 m.s⁻¹), další extrémní vítr – orkán Kyrill prošel Evropou 18. a 19. ledna (maximální naměřená rychlost na Sněžce v Krkonoších 60 m.s⁻¹). Vichřice poškodila lesní porosty na území celé ČR a v části Evropy (Německo, Rakousko, Slovensko, Polsko) – cca 50–55 milionů m³. V roce 2008 zasáhla v březnu, konkrétně 1. až 2. března Českou republiku vichřice Emma. Maximální rychlosti větru byly nižší než při orkánu Kyrill (na Sněžce v Krkonoších 47 m.s⁻¹) čemuž odpovídají i nižší škody – zasaženy byly především jižní a západní Čechy, padly cca necelé 2 miliony m³.



Fig. 113 Sněhový polom, Třeboňsko 2006. Foto: R. Mrkva.

Historické zprávy o sněhových kalamitách jsou méně časté, spíše než na způsobené škody se záznamy v starých kronikách soustředily na výšku sněhové pokrývky a problémy s tím spojené. Extrémní výška sněhu je například uváděna k roku 1655 pro Kostelec u Jihlavy: „tolik sněhu, že lidé mohli vylézat ven pouze střechami“. Ještě větší pokrývka je komentována k roku 1784 – „Šebestovi z Klatov mají místy až 7,1 m

sněhu“ (obojí BRÁZDIL 2005).

Rozsáhlejší sněhové polomy jsou doloženy (a odhadován či určen jejich rozsah) až od devatenáctého století, například z let: 1867–1868 (více území v Čechách a na Moravě, odhad až 6 milionů m³), 1879 a 1888 (Beskydy), 1897 (více území v Čechách a na Moravě, odhad až 6 milionů m³), 1907 (více území v Čechách a na Moravě, odhad až 6 milionů m³), 1930 (více území v Čechách a na Moravě, spolu s větrem, cca 6 milionů m³), 1939–1942 (více území v Čechách a na Moravě, spolu s větrem, cca 10 milionů m³), 1958–59 (zejména jižní Čechy, cca 750 tisíc m³), 1980 (více území v Čechách a na Moravě, cca 3,4 milionů m³), 2006 (více území v Čechách a na Moravě, cca 2 miliony m³).

Námrazové kalamity

U námraz, respektive ledových povlaků je situace podobná jako u sněhu, ve starých historických záznamech jsou zmiňovány nahodile, většinou bez vazby na škodu způsobenou v lesích. První nepříliš konkrétní zprávy o škodách námrazou pochází z 16. století. V 19. století jsou doloženy škody ledovkou z Děčínska z roku 1819 a z let 1874–1876 z více pohoří v Čechách (VICENA 2003). Ve 20. století jsou uváděny významnější námrazové polomy v letech 1903–1904 a 1904–1905 (Českomoravská vrchovina a západní Čechy), 1908 (Českomoravská vrchovina), 1911 (Beskydy, cca 400 tisíc m³), 1916, 1924 a 1927 (vše Českomoravská vrchovina), 1929–1930 (jižní Čechy, západní Morava), 1932–1934 (Čechy a Morava, cca 1,5 milionů m³), 1937 (Morava), 1947 a 1948 (Českomoravská vrchovina), 1949 a 1953 (Jižní Čechy), 1963 (jižní Čechy, Českomoravská vrchovina, jižní Morava), 1965 (Českomoravská vrchovina), 1968–1969 (Šumava, jižní Morava), 1972 (Brdy, Krušné hory, Českomoravská vrchovina), 1974–1975 (Českomoravská vrchovina, jižní a východní Čechy, cca 800 tisíc m³), 1977–1978 (Krušné hory, Jizerské hory), 1982 (střední Čechy), 1995–1996 (Čechy a Morava, cca 2,4 milionů m³).

5.3.3 Faktory ovlivňující poškození

Roční doba a počasí

Roční doba a počasí určují frekvenci výskytu destabilizujících jevů a ovlivňují pevnost ukotvení stromu. Velké přesuny vzdušných mas spojené s bořivým větrem jsou časté na jaře a na podzim, smršťe a větrné bouře přichází obvykle v létě (viz 5.3.1). Mokřý sníh padá nejčastěji na konci podzimu či začátku zimy, nebo při přechodu teplejších front v zimním období. Ve stejných obdobích vznikají zpravidla také námrazy.

Ukotvení stromu v půdě je výrazně snižováno nasycením půdy vodou – to je zpravidla největší v období jarního tání či podzimních dešťů. Naopak promrzání svrchních vrstev půdy zlepšuje ukotvení.

Stanoviště

Stanoviště ovlivňuje pravděpodobnost vzniku poškození i jeho výši, a to reliéfem a vlastnostmi půdy (skeletnatost, nasycenost vodou, půdní druh). Bořivý účinek větru může být umocňován či naopak brzděn členitostí terénu. Větší ohrožení lze očekávat na koncích dlouhých údolí orientovaných po směru větru a na návětrných stranách, kde mohou být škody několikanásobně větší než na závětrné straně. Znatelný vliv může mít sklon svahu – při větrech typu vichřice jsou škody na prudších svazích menší než na svazích mírných (SCHÜTZ et al. 2006), při větrech přepadových bude mít vítr na prudkých svazích větší zrychlení a zejména v dolních částech svahů tak bude docházet k vysokému poškození porostů. Charakter půdního substrátu může snižovat i zvyšovat stabilitu stromů. Menší stabilitu mají stromy na zamokřených lokalitách či na písčitéch půdách. Naopak vyšší stabilitu vykazují stromy na jílovitých půdách a na

skeletnatých či balvanitých půdách (držení kořenů kameny). Na druhou stranu na jílovitých půdách mohou i hluboko kořenicí dřeviny vytvářet mělké talířovité kořenové systémy a trpět tak podobně jako smrk vývraty.

Vítr se uplatňuje v nížinných, pahorkatinných i horských polohách. Vyšší škody (zejména při vichřicích či orkánech) lze očekávat především ve středních nadmořských výškách od cca 400 metrů nad mořem do cca 1000 metrů nad mořem, kde vítr často dosahuje vysokých rychlostí a porosty mají druhové složení (převaha smrku ztepilého) i další parametry (hustota porostu, velikost stromů atd., viz níže) příznivé pro vznik polomu.

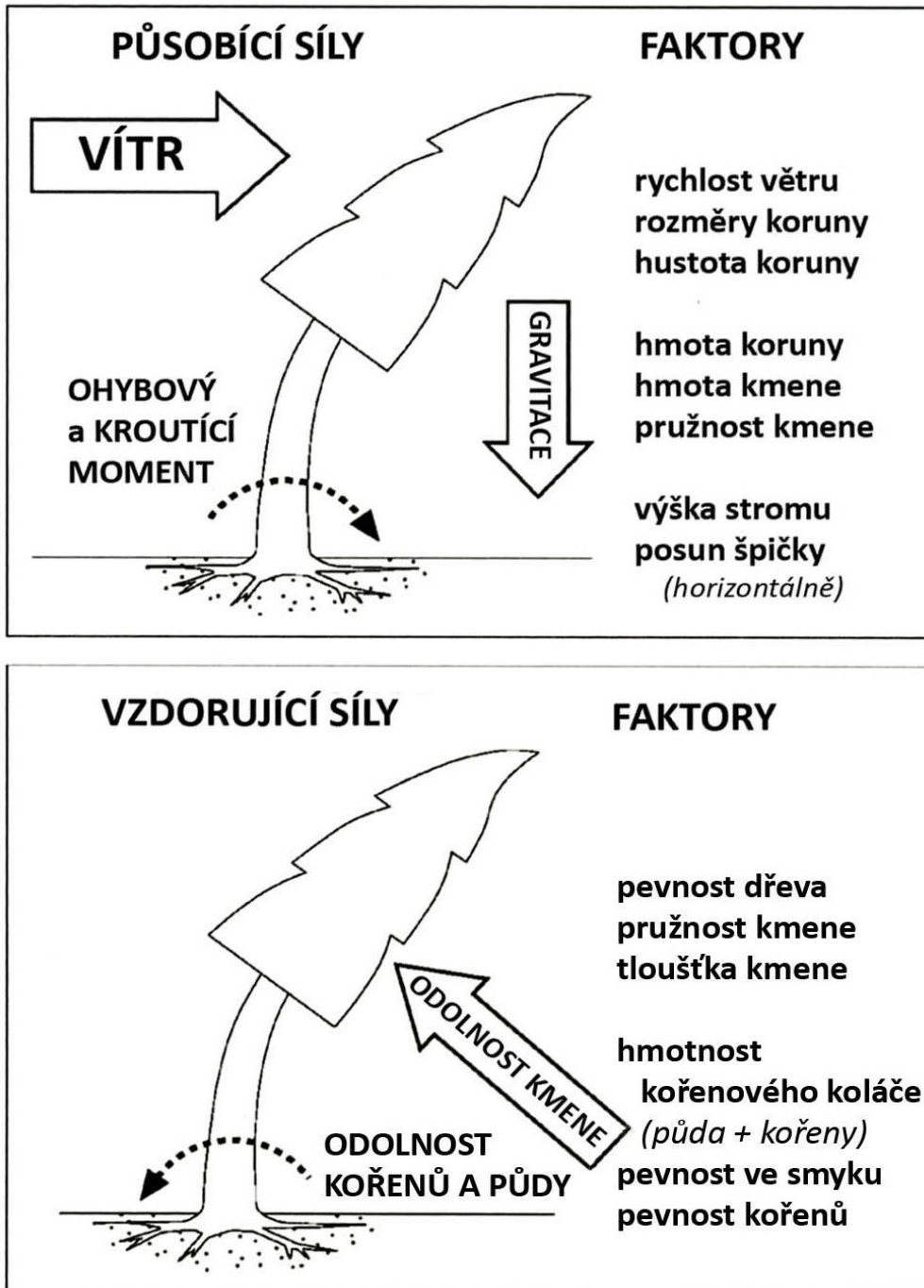


Fig. 114 Mechanismy působení větru na dřeviny a jejich odolnosti vůči tomuto působení, dle PELTOLA 2006.

Druh a věk dřeviny

Sněhem jsou dřeviny nejčastěji poškozovány ve středních nadmořských výškách (cca 400 až 700 metrů nad mořem), kde je vysoká četnost srážek s mokrým sněhem, při větru pak na závětrných místech (návěje). Polomy vznikají podobně jako u větru spíše na mírnějších než na strmých svazích. Námrazami jsou nejvíce ohroženy podhorské a nižší horské polohy (cca 600 až 900 metrů nad mořem), více jsou poškozovány porosty na svazích a hřebenech, kde jsou zachycovány teplejší proudy mlh z údolí.

Druh dřeviny a její věk ovlivňuje stabilitu prostřednictvím pevnosti a křehkosti dřeva či druhem podmíněné architektury stromu. Větretem jsou nejvíce ohroženy druhy, které mají krátkou, hustou, vysoko nasazenou korunu, mělkokořenicí dřeviny nebo dřeviny s křehkým dřevem, jako jsou smrk ztepilý (*Picea abies*), jedle bělokorá (*Abies alba*), topoly (*Populus* spp.), bříza bělokorá (*Betula pendula*) či olše lepkavá (*Alnus glutinosa*). Mokřím sněhem jsou ohroženy především jehličnany (koruny zachytí více sněhu), zejména borovice lesní (*Pinus sylvestris*), borovice blatka (*Pinus uncinata*) a smrk ztepilý (*Picea abies*) – znatelněji ekotypy s hřebenitým či ježovitým větvením. Z listnáčů jsou často poškozováni buk lesní (*Fagus sylvatica*) a duby (*Quercus* spp.), tj. druhy které dlouho do zimy drží suché listí a zachycují tak větší množství sněhu než ostatní listnáče a pak také rychle rostoucí křehčí dřeviny jako jsou topoly (*Populus* spp.), u kterých často sníh ulamuje vrcholky či větve nebo bříza bělokorá (*Betula pendula*). Námrazami trpí z našich dřevin nejvíce borovice lesní (*Pinus sylvestris*) – rozlámání korun a smrk ztepilý (*Picea abies*) – vrcholkové polomy. Z listnáčů jsou pak nejvíce ohroženy olše (*Alnus* spp.), buk lesní (*Fagus sylvatica*) a v některých lokalitách také dub zimní (*Quercus petraea*).

Druhová skladba porostu bude logicky výrazně ovlivňovat rozsah polomu. **Znatelné zvýšení stability porostu nestabilní dřeviny (zejména smrku ztepilého) může přinést již relativně malý podíl stabilních dřevin.** SCHÜTZ et al. (2006) uvádí na základě zkušeností z polomu po orkánu Lothar ve Švýcarsku, že již příměs 10 % listnatých nebo jehličnatých větruodolných dřevin (konkrétně šlo o douglasku tisolistou /*Pseudotsuga menziesii*/) může statisticky významně snížit riziko destrukce porostu větrem, pokud půdní podmínky umožňují jejich kvalitní ukotvení. Výrazné zvýšení stability pak lze očekávat při zastoupení větruodolných dřevin 40 % a více. Příměs stabilní dřeviny (např. buku) ve smrkovém porostu je významná i z hlediska odolnosti vůči sněhu – pokud je dřevina přimíšena rovnoměrně, způsobuje přerušení souvislé sněhové vrstvy ležící v korunách a umožňuje také ohýbání sousedních smrků a tím opad sněhu z jejich korun.

Mezi odolné dřeviny vůči mechanickému poškození patří z jehličnanů modřín opadavý (*Larix decidua*) a borovice limba (*Pinus cembra*), v obou případech jde o odolnost jak vůči větru, tak sněhu a námraze. Jedle bělokorá (*Abies alba*) je odolnou dřevinou vůči působení sněhu a námraz. Z listnáčů jsou obecně mechanicky odolné javory (*Acer* spp.), habr (*Carpinus betulus*), jasany (*Fraxinus* spp.) či jilmy (*Ulmus* spp.). Větru dobře odolávají také duby (*Quercus* spp.) či buky lesní (*Fagus sylvatica*).

Z hlediska věku jsou větrem poškozovány nejvíce starší porosty, u smrku jde především o porosty nad 80 let. Sněhem jsou nejvíce postihovány stejnověké slabě probírané porosty I., II. a III. věkové tříd, tj. do 60 let. U jednotlivých druhů se přitom věk největšího ohrožení bude mírně lišit – u borovice je to cca 30–50 let, u smrku 40–60 let. U námraz může k rozsáhlejším vážným poškozením docházet u všech věkových kategorií. Narůstající průměrný věk porostů v České republice, respektive zastoupení věkových tříd nad 80 let věku (v roce 2011 bylo již téměř 20 % porostů starších 100 let) je tak s vysokou pravděpodobností jednou z podstatných příčin nárůstu škod větrem na konci dvacátého a na začátku tohoto století (viz kapitola 3.3.1.)

Architektura nadzemní části stromu je dána zejména druhem dřeviny, ekotypem, produkčními stanovištními podmínkami, hustotou a strukturou porostu. Obecně lze říci, že poškození větrem a stejně tak sněhem roste s porostní výškou, s rostoucím hmotnostním poměrem mezi korunou a kmenem, s klesajícím průměrem kmene a klesající sbíhavostí (CAMERON 2002).

Důležitou roli hraje také **tvar a hustota koruny**. Při delší koruně (jak tomu je například u horských ekotypů smrku) je její těžiště níže a proto také dochází k menšímu namáhání kmene větrem než u stromů s vysoko nasazenou korunou. U borovice lesní jsou zranitelnější ekotypy s širší hustší a zpravidla také výše nasazenou korunou (zejména nížinné borovice) – při větru působí na koruny větší síla, zachycují také více sněhu v koruně. Stejně tak případné zahoustnutí koruny při nahrazování poškozených primárních větví sekundárními (u smrku) nebo zahoustlý zploštělý tvar vrcholu koruny vlivem zpomalení či zastavení výškového přírůstu (například tzv. čapí hnízda u jedle) zhoršují stabilitu stromu.

KÔNOPKA a KÔNOPKA (2003) z Národního lesnického centra, Lesnického výzkumného ústavu vo Zvolene vypracovali kritéria statické stability porostů na základě statických vlastností nejohroženější dřeviny, tzn. smrku. Vycházeli z poznatku, že se statické vlastnosti této dřeviny mění v návaznosti na podmínky, v kterých porostu rostou. Vylíšili čtyři stupně statické stability lesních porostů (1. výborný, 2. dobrý, 3. vyhovující, 4. nevyhovující) platné pro všechny mechanicky působící škodlivé činitele (vítr, sníh, námraza). Jako ukazatele statické stability lesních porostů v 4. až 6. lesním vegetačním stupni použili podíl délky koruny z celkové výšky stromů ("korunovost") vyjádřenou v procentech (Fig. 115) a štíhlostní kvocient $h/d1.3$. V lesních porostech v 7. lesním vegetačním stupni jako ukazatel statické stability pak použili již jen štíhlostní kvocient cílových smrků v závislosti k jejich střední tloušťce.

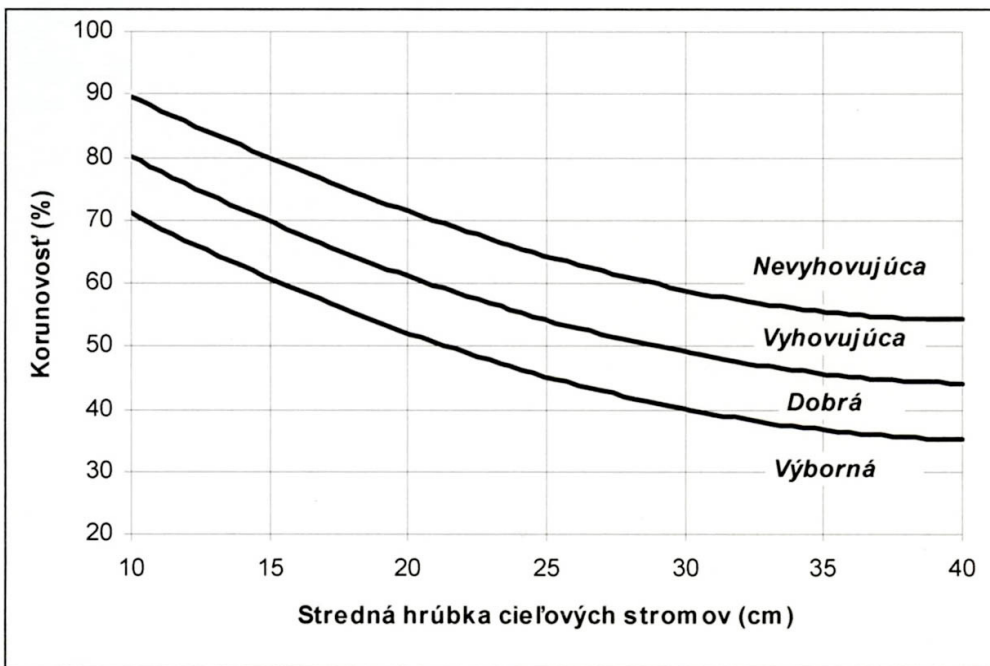


Fig. 115 Grafikony statické stability smrkových porostů v 4. 5. a 6. lesním vegetačním stupni podle střední tloušťky a korunovosti cílových stromů (vyjádřené v procentech, nezávisle na bonitě) dle KÔNOPKA, KÔNOPKA (2003).

Tradičními rozměrovými parametry používanými pro lesnické posouzení stability stromů, zejména smrku ztepilého jsou podíl délky koruny z celkové výšky stromů („korunovost“) vyjádřená v procentech (např. KÔNOPKA, KÔNOPKA 2003), viz BOX a Fig. 115, a **štíhlostní kvocient** $h/d1.3$ (kde h je výška stromu, d výčetní tloušťka). Se

štíhlostním kvocientem jako jedním ze základních parametrů posouzení rizika vzniku polomu pracuje také model WINDARC (LEKEŠ, DANDUL 1999, 2000), viz kapitola 5.3.4. Modely výchovy zaměřené na tvorbu porostů s nízkým štíhlostním kvocientem doporučuje pro douglasku tisolistou (*Pseudotsuga menziesii*) SCHELHAAS (2007), pro smrk ztepilý (*Picea abies*) pak například SLODIČÁK, NOVÁK (2006). SCHELHAAS (2007) doporučuje dva typy modelů výchovy – pěstování porostů s nízkou hustotou bez probírek nebo pěstování různověkého porostu, v kterém jsou odstraňovány stromy s nejvyššími hodnotami štíhlostního kvocientu.

Obecně lze konstatovat, že **u smrku hodnota štíhlostního kvocientu vyšší než 100 implikuje nízkou stabilitu porostů**, někteří autoři (např. KŮNOPKA et al. 1987, NAVRATIL 1995) uvádí jako kritickou hodnotu již 90, zejména ve vztahu k poškození sněhem v mladých porostech. VICENA et al. (1979) uvádí jako optimální hodnotu štíhlostního kvocientu 79 a jako akceptovatelné maximum 83. Detailní studie z 85 slovenských výzkumných ploch (KŮNOPKA, 1999) definovala třídy statické stability smrkových porostů na základě hodnot štíhlostního kvocientu následujícím způsobem:

- výborná stabilita $h/d_{1.3} \leq 82$,
- dobrá stabilita $h/d_{1.3} = 83-92$,
- uspokojivá stabilita $h/d_{1.3} = 93-101$,
- nedostatečná stabilita $h/d_{1.3} \geq 102$.

Stejně jako architektura koruny ovlivňuje stabilitu stromu také architektura kořenů. Je dána zejména druhem dřeviny, ekotypem, stanovištními podmínkami (např. skeletnatost, výška hladiny podzemní vody a její kolísání v průběhu roku atd.) a zdravotním stavem. V literatuře je uvedena řada rozměrových parametrů kořenového systému, které lze použít pro stanovení stability stromu, například **vertikální poloměr kořenového balu, jeho šířka a povrch, početnost kořenů jednotlivých tloušťkových tříd** (viz např. ŠTOFKO, KODRÍK 2008). U smrku ztepilého (*Picea abies*) jako mělce kořenící dřeviny je podstatná celková velikost kořenového koláče – pro kotvení je podstatný jak jeho tvar, tak jeho hmotnost. Široký kořenový koláč s mnoha horizontálními bočními kořeny a dostatečným počtem vertikálně rostoucích kořenů, zejména s dostatečným poloměrem na návětrné straně stromu dokáže zajistit relativně vysokou stabilitu i mělkého kořenového systému (SMIT et al. 2000, ŠTOFKO, KODRÍK 2008).

Dalším významným faktorem je rozčlenění a uspořádání porostů – umístění průseků, orientace porostních stěn, umístění obnovních prvků, kvalita porostních pláštěů atd. Větrm jsou ohrožené především velké homogenní stejnověké porosty smrčin, zranitelné jsou stěny náhle uvolněných porostů se strmou stěnou na návětrné straně, zvýšené ohrožení je také v místě náseků, kde vítr proudí vyšší rychlostí, či tam, kde návětrné stěny tvoří pravý nebo ostrý úhel (Fig. 116). Rozdíly v dopadech větru mezi jednotlivými tvary a směry porostních okrajů mohou být přitom relativně výrazné (DUPONT, BRUNET 2008).

Porosty méně stabilních dřevin (zejména smrkové porosty) by měly být od mládí vychovávány tak, aby v profilu se **proti směru převládajícího větru stupňovitě**, pozvolna stupňovitě zdvihaly a na straně závětrné klesaly. Čím více se tvar za sebou řazených porostů přibližuje tvaru proudnicovému, tím menším tlakem na něj působí vítr a tím menší je riziko vzniku polomu. Dále je třeba, aby porosty (zejména menší velikosti) na sebe navazovaly tak, aby se vzájemně kryly proti účinky větru a vytvářely zmíněné stupňovité profily (Fig. 117, 118). Pokud není dostatečná mechanická stabilita zajištěna výchovou a vhodným přiřazováním porostů k sobě, je možné zlepšit uspořádání porostů dodatečně realizací odpovídajících zpevňujících prvků – odluk, rozluk a závor.

Architektura kořenů

Rozčlenění a uspořádání porostů

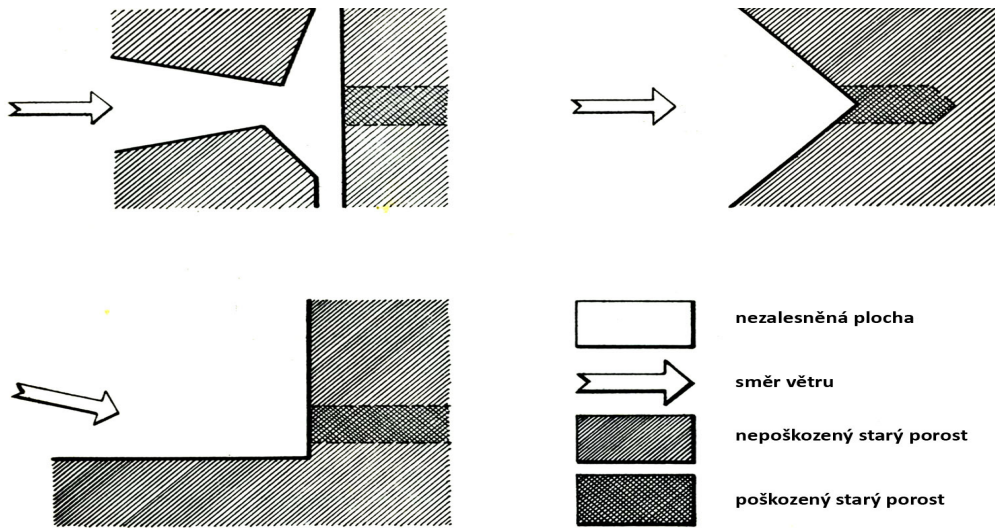


Fig. 116 Větem ohrožená místa vzhledem k vzájemné poloze porostů (FORST et al. 1970 dle KORFA).

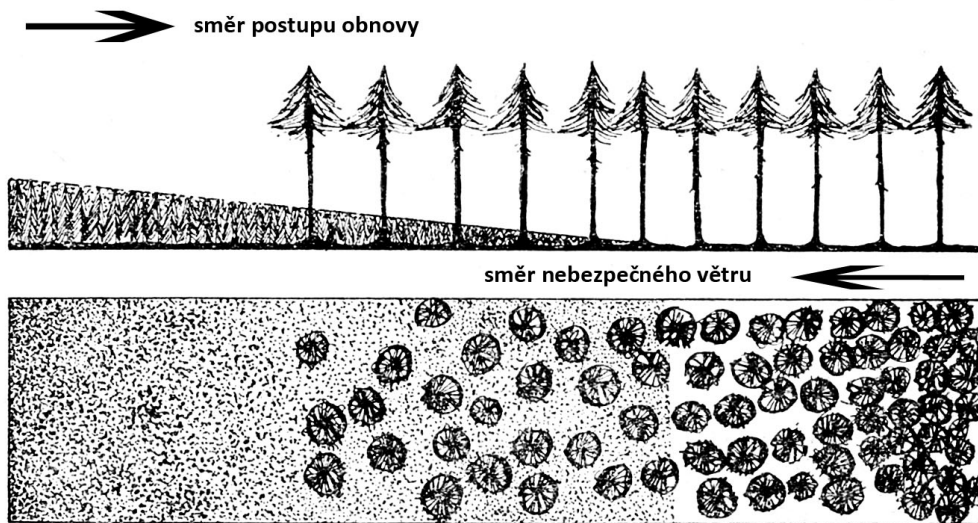


Fig. 117 Směr postupu obnovy proti směru převládajícího větru (VICENA 1964).

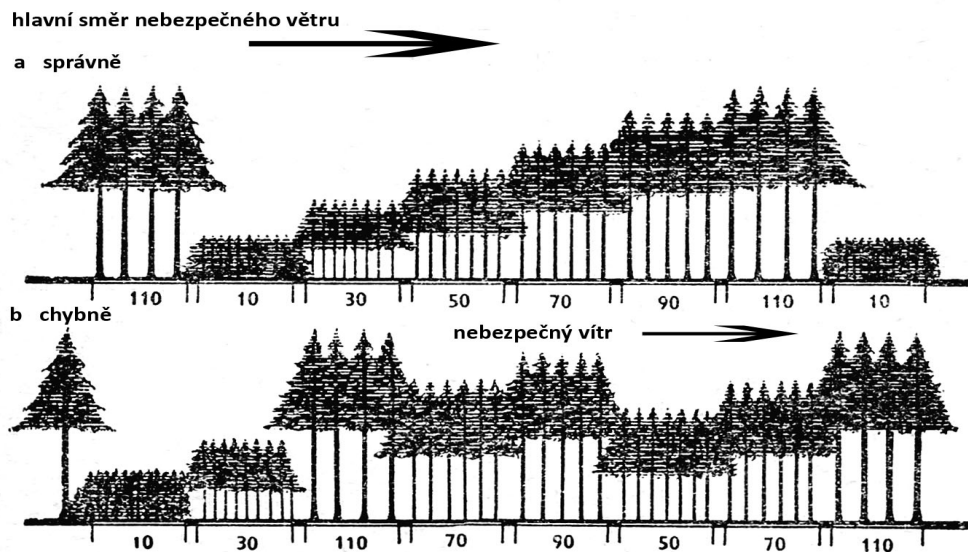


Fig. 118 Správný a chybný sled věkových stupňů z hlediska stability porostů (VICENA 1964).

Odluka je pás vykácený na okraji starého porostu ve směru k mladému porostu za účelem podpory vertikálního zápoje tohoto mladého porostu. **Rozluka** je pruh o šířce cca výšky okolních stromů vykácený uvnitř porostu, lze ji založit, dokud koruna ještě přesahuje polovinu kmene. **Závora** je zpevňující pruh uvnitř porostu situovaný kolmo na směr převládajícího větru vytvořený včasnými silnými probírkami – stromy mají díky této výchově stabilnější architekturu.

Vliv na rychlost větru a jeho bořivý účinek má také vertikální struktura porostu. Uvnitř víceetážových porostů je rychlost větru o 10–40 % menší (VICENA 1964).

Zakmenění, zápoj

Dalším **rizikem souvisejícím s hospodařením je náhlé snížení zakmenění či zápoje**. Při proředění porostu vzniknou nové nepevné porostní stěny, zvýší se prostupnost porostu a tím narůstá riziko polomů jak větrných, tak námrazových (lepší přístup vlhkého vzduchu do nitra porostu a tak vyšší namrzání ledu) a z části i sněhových (viz níže). Proředění je nebezpečné bez ohledu na to, zda vzniklo úmyslnými nebo nahodilými těžbami. Míru tohoto vlivu lze doložit z konkrétních průzkumů. VICENA (2002) uvádí, že proředění z plného zakmenění při těžbě 10 % zásoby vedlo k větrným polomům v průměrné výši cca 7 m³/ha, při těžbě nad 30 % zásoby však již k 90 m³/ha.

Pokud jsou v porostu ve vyšší míře ponechány stojící souše (např. v rámci bezzásahového režimu) mohou krátkodobě snížit riziko polomu, stojící souše jsou ovšem cca pětikrát méně odolné než živé zdravé stromy, a tak z porostů vystavených větru zpravidla rychle vypadávají.

Kromě proředění vzniklých nechtěně vlivem škodlivých činitelů dochází k cíleným proředěním při výchovných těžbách. Základní otázkou při plánování probírek musí být, zda povedou k podpoře obou složek stability – individuální i skupinové, respektive zda zlepšení jedné složky nevede k zhoršení druhé. Probírka může vést na jedné straně k zlepšení individuální stability (zlepšení štíhlostního kvocientu, vznik delší koruny...), na druhé straně dojde k snížení skupinové stability – v těsném zápoji brání sousední stromy výkyvu stromu a zvyšují tak jeho odolnost vůči větru (těsný zápoj je ovšem na druhou stranu rizikový z hlediska sněhu, viz níže). Důležitá je včasná realizace probírek a jejich odpovídající intenzita (viz např. SLODIČÁK, NOVÁK 2006). Cílem je umožnit dostatečné a **včasné zvýšení individuální stability při co nejmenším, respektive co nejkratší dobu trvajícím narušení skupinové stability**. Pozdní probírky jsou často odůvodňovány provozními a ekonomickými příčinami. Časné probírky by však měly být chápány ne jako nákladová či organizační zátěž, ale jako investice do budoucí kvality kmene, investice bez rizik pro stabilitu (CAMERON 2002). Jejich větší nákladovost by měla být vyrovnána lepším zpeněžením a také samozřejmě menšími ekonomickými ztrátami způsobenými polomy.

V případě poškození mokrým sněhem je jedním z hlavních rizikových faktorů vysoký korunový zápoj – koruny stromu vytvoří souvislou vrstvu, na které může ležet větší sněhová zátěž. Ohroženy jsou tedy především stejnověké jehličnaté porosty se zanedbanou výchovou, tj. přehoustlé a přeštíhlené. Při silném probírkovém zásahu v původně velmi hustém porostu může dojít k sněhovým polomům zcela destruujiícím porost z důvodu nízkého štíhlostního kvocientu, tj. nízké stability těchto stromů a vysoké zátěže sněhem (zachycení sněhu i v dolní části koruny vzhledem k prostupnosti porostu). I ve vztahu k mokrému sněhu je proto třeba probírky realizovat včas.

Zdravotní stav

Dalším velmi významným faktorem stability je zdravotní stav stromů, zejména jejich **napadení hnilobami**. Stromy napadené hnilobami mají logicky menší pevnost kmene, v případě napadení kořenů pak sníženou pevnost kořenů a celkově horší kotvení. Tyto skutečnosti potvrzují například rakouská šetření (STEYER, TOMICZEK 1998), při kterých byly pokusně lámány stromy s výčetní tloušťkou 20–36 cm. K vyvrácení a

zlomení bylo u stromů s nahnilými kořeny potřeba momentu o 39 % menšího než u stromů zdravých a také potřebná tažná síla byla u stromů s nahnilými kořeny o více než 1/3 menší.

NAPADENÍ SMRKU ZTEPILÉHO HNILOBOU PEVNÍKU KRVAVĚJÍCÍHO (*Stereum sanguinolentum*)
(DLE ČERMÁK, JANKOVSKÝ 2006)

Hniloba pevníku proniká do stromu skrze poranění vzniklá loupáním či ohryzem do kmenů. Na základě dosavadních poznatků z podmínek ČR lze předpokládat, že znatelný vliv velikosti rány na průnik hniloby a její šíření bývá patrný zejména u menších ran. U větších ran se míra uplatnění hniloby pravděpodobně již výrazně nezvyšuje. Kromě velikosti rány na povrchu hraje roli i její hloubka. K infekci pevníkem dochází ve větší míře v kmenech, kde bylo poškozeno i dřevo, oproti kmenům, kde byla poškozena jen kůra (PAWSEY, STANKOVICOVA 1974). K infekci dojde s vysokou pravděpodobností hned v prvních letech po vzniku poškození, může k ní ovšem dojít kdykoliv v období, kdy není rána zavalena, hluboké rány se přitom hojí jen velmi pomalu. Napadeno bývá běžně 40–100 % mechanicky poškozených stromů. Hniloba se rychle vertikálně šíří, zejména v prvních pěti letech po infekci, kdy dosahuje rychlost šíření hodnot desítek cm/rok, celkově byly zjištěny rychlosti postupu kmenem od několika cm/rok až po cca 80 cm/rok. Pevník tak hnilobou zcela znehodnocuje většinou minimálně 2–3 spodní metry dřeva, v řadě případů ovšem vystoupá i daleko výše, do výšky 5–6 m, zjištěné maximum bylo 8 m.



Mechanická stabilita stromu je více ohrožována obvodovými hnilobami (ranovými) než hnilobami středovými. Středové hniloby do kmene vstupují zpravidla od kořenů a postupují různě vysoko kmenem středem stromu. Vysoko kmenem vystupují například kořenovník vrstevnatý (*Heterobasidion annosum*) či hnědák Schweinitzův (*Phaeolus schweinitzii*), v bázi stromu a v kořenech se uplatňují například václavky (*Armillaria* spp.) či dúbkatec smrkový (*Onnia circinata*). K obvodové hnilobě dochází u stromů, do kterých houba pronikla přes poranění kmene a šíří se od rány vertikálním i horizontálním směrem. Nejčastějším a z hlediska četnosti a míry vlivu na stabilitu stromů nejvýznamnějším takovým druhem je pevník krvavějící (*Stereum*

Fig. 119 Loupáním a následnou hnilobou pevníku krvavějícího poškozený porost, Křtiny 2003. Foto: P. Čermák.

sanguinolentum), viz BOX.

Vlivu hnilob na únosnost napadených stromů se věnoval opakovaně Vicena (shrnuto VICENA 2002), včetně řady modelových výpočtů. Namáhání středových hnilobou zasažených stromů počítal jako namáhání mezikruhového průřezu, jehož vnitřní část je dutá (vyhnilá) a stabilitu udržuje vnější kruhová část obvodu. Hniloba středu kmene ovlivňovala průřezový modul zpočátku nepatrně. Za stavu, kdy byla hnilobou zasažena středová polovina plochy průřezu, bylo zachováno ještě 92 % původní únosnosti. Tam, kde hniloba rozložila střed kmene v rozsahu 70 % plochy, bylo zachováno ještě 75 % původní únosnosti. Teprve pak únosnost rychle klesala. Směr větru přitom nemá u středové hniloby žádný význam. U obvodových hnilob hraje směr větru ve vztahu k místu napadení hnilobou naopak podstatnou roli. Působí-li vítr kolmo na směr šíření hniloby, je průřez namáhán příznivěji a stromy jsou o 20–48 % méně ohroženy ve srovnání se stavem, kdy vítr působí ve směru šíření hniloby. Tj. například v případě, kdy byla hnilobou zasažena celá polovina průřezové plochy, byla únosnost průřezu 50 % nebo také jen 24 % oproti původní v závislosti na směru větru. Celkově je snížení únosnosti při šíření hniloby od rány na obvodu znatelně vyšší než při nezasažené obvodové části. Celkově lze konstatovat, že při zasažení plochy průřezu cca z 80 % je vznik zlomu vysoce pravděpodobný (VICENA 2001).

Klimatické změny – výsledky některých odborných studií signalizují, že by se riziko polomů ve Střední Evropě (především v jehličnatých lesích) mohlo během 21. století zvýšit. Například PANFEROV et al. (2009) modeloval riziko vzniku větrných polomů pro smrkové a borové porosty v oblasti Solling v Německu při různých scénářích rozvoje společnosti a od toho se odvíjející inetzity klimatických změn (dle IPCC).

Klimatické změny

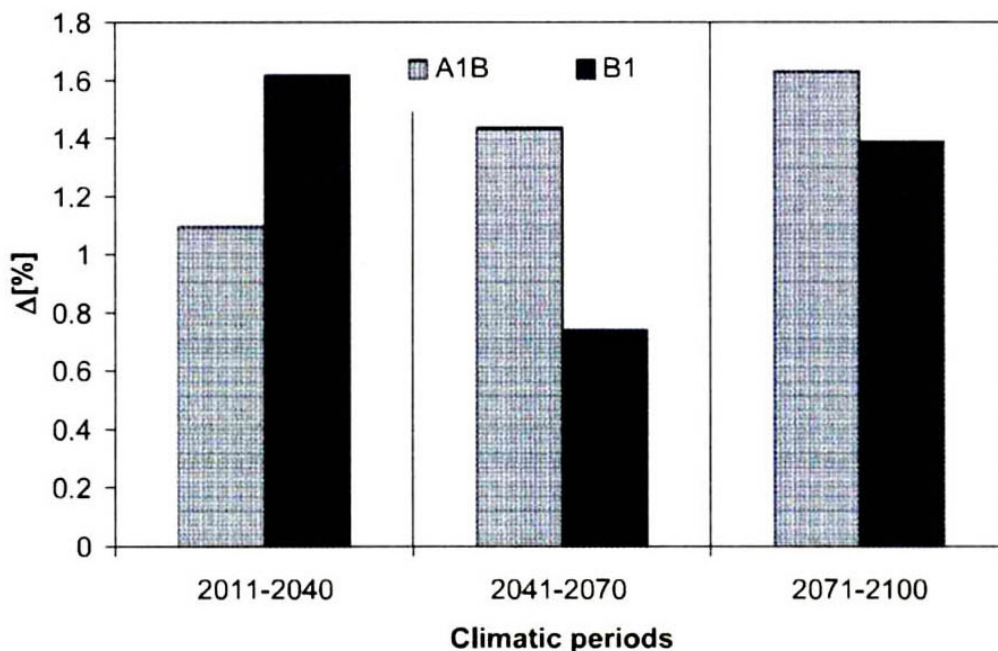


Fig. 120 Očekávané změny v ročních průměrech V_{max} – průměrné denní maximální rychlosti větru v porovnání s obdobím 1981–2011 pro dva scénáře vývoje (A1B, B1) dle PANFEROV et al. (2009).

Při použití A1B scénáře (získávání energie z fosilních paliv a jiných zdrojů v rovnováze) je pravděpodobnosti poškození vyšší než při B1 scénáři (rychlý růst ekonomiky spolu s technologickým pokrokem, který klade důraz na ekologická a globální řešení problémů) – při něm by v období 2041–2070 mohlo být riziko dokonce nižší než v současnosti (Fig. 120). Pro smrkové porosty je při stejném klimatu a půdních podmínkách

riziko poškození vyšší než pro borovice (u stejně starých porostů). Rozsah škody a umístění polomů pak budou nadále záviset na kombinaci místních podnebných a stanovištních faktorů, na zastoupení jednotlivých druhů dřevin, jejich věku a horizontální i vertikální struktuře porostů.

Strategie lesnického managementu ve vztahu k větru, ale i dalším abiotickým faktorům by v současných podmínkách probíhajících klimatických změn měla obecně směřovat především k podpoře diverzity (druhové i genetické), podpoře původních genotypů a fenotypů, k vytváření pestré vertikální i horizontální struktury porostů. V obnově lesa by měla být prioritně či na některých stanovištích dokonce výhradně využívána přirozená obnova, při které se může dostatečně uplatnit vnitrodruhová i mezidruhová konkurence s výsledným vyselektováním odolných fenotypů. Měly by být využívány takové hospodářské způsoby, které umožňují permanentní přirozenou obnovu pod porostem, a podporují tak opět proces adaptace (les maloplošně výběrný a příbuzné hospodářské způsoby). Možnost uplatnění přirozené obnovy je spojena s redukcí přemnožené zvěře a s celkovými změnami v managementu populací zvěře, zejména zvěře spárkaté. Bez těchto změn bude uplatnění přirozené obnovy v některých lokalitách nemožné.

Management pro
zvýšení stability

5.3.4 Možnosti predikce výskytu a stanovení rizika uplatnění

Pro efektivní realizaci ochranných opatření je účelné vylíšit části lesního majetku s vyšším rizikem vzniku škod. V nich jsou potom prioritně prováděna potřebná opatření, jako je například realizace výše zmíněných zpevňujících prvků. Lze použít jednoduchých klasifikací (viz níže) i sofistikovaných postupů využívající databáze klimatických dat, digitální model terénu atd. Pro potřeby plánování krátkodobých hospodářských aktivit, zajištění bezpečnosti práce apod. je důležité předpovídat aktuální ohrožení extrémními klimatickými jevy jako jsou silný vítr, námrazy či silné sněhové srážky.

K rámcovému vymezení rizika větrných polomů lze použít například dílčích stupnic z klasifikace WINDARC (LEKEŠ, DANDUL 1999), popřípadě celé této klasifikace. Klasifikace zohledňuje ohroženost dle edafických kategorií (Tab. 17), terénní exponovanost (matematický model TEREX) – obojí dohromady tvoří tzv. trvalé riziko ohrožení (PERMEX) – a nakonec jsou brány v úvahu porostní charakteristiky (zastoupení smrku – Tab. 18, střední výška – Tab. 19, věk – Tab. 20, štíhlostní kvocient – Tab. 21), které se skládají v tzv. model rizika ohrožení dle charakteru lesních porostů.

Syntetický model rizika polomů WINDARC představuje potom závěrečnou fázi v určení potenciálního rizika výskytu polomů. V tomto modelu se spojuje parciální model rizika ohrožení dle charakteru lesních porostů s modelem trvalého ohrožení PERMEX pomocí algoritmu, který přiřazuje každému parametru určitou váhu, přičemž parciální model ohrožení dle charakteru porostů obsahuje podobně jako klasifikace PERMEX pět stupňů ohrožení. Výsledkem syntézy je klasifikace WINDARC, která obsahuje devět stupňů rizika polomů. Každá část porostů zkoumaného území je potom charakterizována podle míry rizika polomů odpovídajícím stupněm této klasifikace.

Studie zaměřené na horské podmínky naznačují, že stupnice pro některé parametry, například pro štíhlostní kvocient, by měly pro přesnější vymezení rizik zohledňovat, o jaké lesní vegetační stupně se jedná, průběh hodnot těchto parametrů je jiný v nižších polohách a jiný v polohách horských (KONŮPKA, KONŮPKA 2003).

Klasifikace rizika
větrných polomů

Pro simulace škod větrem či stanovení rizika vzniku polomu lze také použít širěji pojatých modelů či klasifikací, například ForGEM – Forest Genetics, Ecology and Management (např. SCHELHAAS et al. 2007).

Table 17 Riziko ohrožení jednotlivých stanovišť větrným polomem (z klasifikace WINDARC)

stupeň rizika ohrožení	edafická kategorie, slt
1 – riziko nízké	X, Z, Y, M, 9K, C, J
5 – riziko střední	1-8 K, N, I, F, 1-4A, 8A, U
9 – riziko vysoké	S, B, H, D, 5-7A, L, V, O, P, Q, T, G, R

Table 18 Riziko ohrožení porostů větrným polomem dle zastoupení *Picea abies* (z klasifikace WINDARC)

stupeň rizika ohrožení	zastoupení smrku v porostní skupině (%)
1 – riziko velmi nízké	0–40
3 – riziko nízké	41–59
5 – riziko střední	60–69
7 – riziko vysoké	70–89
9 – riziko velmi vysoké	90–100

Table 19 Riziko ohrožení porostů větrným polomem dle střední výšky *Picea abies* (z klasifikace WINDARC)

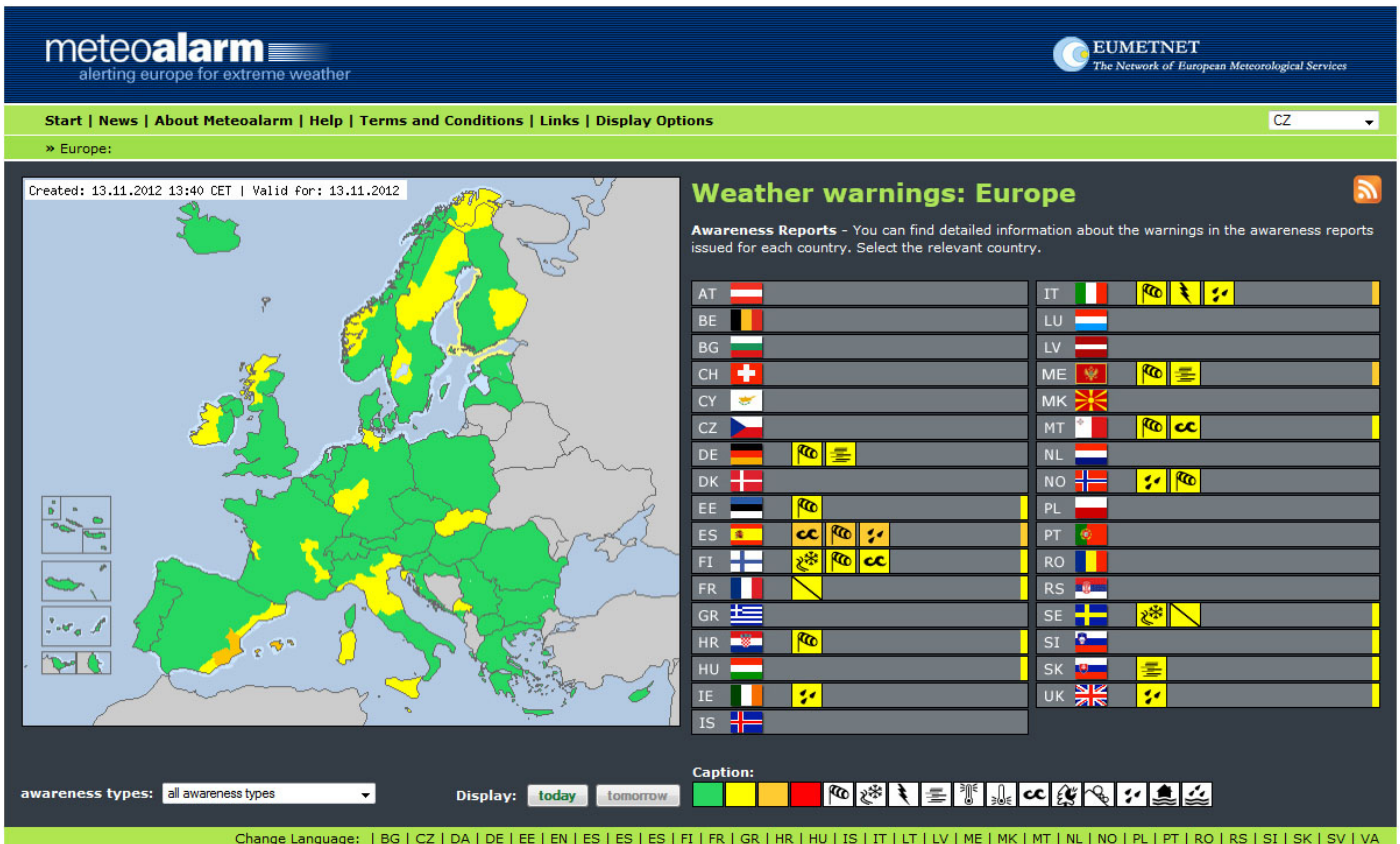
stupeň rizika ohrožení	střední výška smrku v porostní skupině (m)
1 – riziko nízké	0–10
5 – riziko střední	11–22
9 – riziko vysoké	23 a více

Table 20 Riziko ohrožení porostů větrným polomem dle věku porostní skupiny (z klasifikace WINDARC)

stupeň rizika ohrožení	věk porostní skupiny
1 – riziko velmi nízké	0–39
3 – riziko nízké	40–59
5 – riziko střední	60–79
7 – riziko vysoké	80–119
9 – riziko velmi vysoké	120 a více

Table 21 Riziko ohrožení porostů větrným polomem dle štíhlostního kvocientu *Picea abies* (z klasifikace WINDARC)

stupeň rizika ohrožení	štíhlostní kvocient smrku
1 – riziko nízké	0,89 a méně
5 – riziko střední	0,90–0,99
9 – riziko vysoké	1,00 a více



Predikce výskytu námraz a jiných extrémních klimatických jevů a jejich dopadů na lesní porosty je komplikovaná. Relativně dobře lze předpovídat možnost výskytu těchto jevů v horizontu cca 24–48 hodin (bez stanovení intenzity a očekávaných dopadů). Dlouhodobé předpovědi jsou v podstatě nemožné. V současnosti u nás existuje model predikce extrémních jevů počasí (námraz, vichřic, blesků) MEDARD-NORA vyvinutý pro potřeby energetiky, základní výstražnou službu pak provozuje Český hydrometeorologický ústav (ČHMÚ) v rámci Systému integrované výstražné služby (SIVS). SIVS je společně poskytovaná výstražná služba ČHMÚ a Odboru hydrometeorologického zabezpečení Vojenského geografického a hydrometeorologického úřadu pro území ČR v oblasti operativní meteorologie a hydrologie. Výstražná informace pro účely SIVS je informace, která se vydává na nebezpečné meteorologické a hydrologické prvky a jevy. Ke každému se na základě míry jeho intenzity přiřazuje jeden ze 3 stupňů nebezpečí. Přitom se bere do úvahy i úroveň pozornosti, kterou je třeba předpovídané situaci věnovat, možných škod, rozsahu postiženého území, příp. i ohrožení životů. V rámci SIVS může být výstražná

Fig. 121 Webová aplikace predikce extrémních klimatických jevů Meteoalarm. <http://www.meteoalarm.eu>.

Predikce extrémních klimatických jevů

informace vydána na celkem 31 nebezpečných jevů, rozdělených do 8 skupin – teplota, vítr, sníh, námraza, bouřka, déšť, povodeň, požáry. Výstraha ČHMÚ se vydává, jestliže je předpovídán kterýkoliv z nebezpečných jevů dle kritérií SIVS, nebo jestliže se tento jev již vyskytuje a je předpoklad jeho dalšího trvání. Výstrahy jsou zveřejňovány na webu ČHMÚ – <http://www.chmi.cz>.

Od roku 2008 lze rámcové 48hodinové předpovědi výskytu extrémních jevů, které pro Českou republiku vychází právě z dat SIVS, najít na webových stránkách **METEALARM** – <http://www.meteoalarm.eu> (Fig. 121). Tento web poskytuje grafickou informaci o stupni možného nebezpečí vyvolaného meteorologickými jevy v oblasti Evropy. Stránka je společnou iniciativou členů EUMETNET – Sdružení evropských národních meteorologických služeb (NMS) pod řízením národní meteorologické služby Rakouska ZAMG (Zentralanstalt für Meteorologie und Geodynamik) jako zástupce přispívajících NMS zastávajících roli partnerů Meteoalarmu. Úroveň pohotovosti je uváděna v jednotném systému s jasnými vazbami mezi meteorologickými jevy, možnými následky a doporučeným způsobem chování v zájmu minimalizace škod. Limitní hodnoty meteorologických prvků se pro různé stupně nebezpečí liší region od regionu, např. sněžení v Alpách způsobí menší škody než sněžení v Lisabonu. Meteoalarm slouží také jako portál pro národní výstražné systémy: kliknutím na logo jednotlivých národních meteorologických služeb se dostanete na příslušnou internetovou stránku s dalšími regionálními informacemi.

MOŽNOST VYUŽITÍ MAP NÁMRAZOVÝCH OBLASTÍ DLE EGÚ (VICENA 2000)

V roce 1998 byla realizována studie MZe „Vyhodnocení námrazové polomové kalamity ze zimy 1995/1996 na Českomoravské vysočině“, a to na Lesní správě Jihlava, polesí Zlatomlýn (dříve Kněžice, Chaloupky) a Černé lesy. Na celé LS Jihlava vzniklo v zimě 1995/1996 celkem 241 000 m³ námrazových polomů. Vybraná souvislá část uvedených dvou polesí měří 759 ha a napadlo na ní 34 723 m³ polomů.

Energetický ústav Brno (EGÚ) vypracoval pro potřeby energetiky mapy námrazových oblastí, a to podle hmotnosti námrazků ve výšce 10 m nad zemí. Data o škodách byla porovnávána se zařazením jednotlivých porostů do různých oblastí ohrožení námrazou dle EGÚ. Nejvyšší ohrožení námrazou (8–12 kg/m) vykazovala návětrná strana a vrchol Babí hory, nejnižší položená místa (Malý kříž) patřila do oblasti s námrazou 2–3 kg/m. Oblast s dlouhodobým výskytem námrazků 2–3 kg/m měla relativně méně polomů (29,03 m³/ha) a zůstalo v ní nepoškozeno 48 % všech porostů. Oblast s dlouhodobým výskytem námrazků v rozsahu 3–5 kg/m měla již polomů 38,81 m³/ha a bylo v ní poškozeno 80 % všech porostů. Oblast s námrazky 5–8 kg/m měla polomů 50,73 m³/ha a oblast s námrazky 8–12 kg/m byla postižena nejvíce, a to jak intenzitou polomů (52,32 m³/ha), tak i tím, že bylo poškozeno 82 % všech porostů. Oba ukazatele dokumentují, že rozsah a intenzita polomů stoupají zřetelně podle hmotností námrazků uvedených na mapách námrazových oblastí. Ukazatele byly přepočteny metodou regresní analýzy, jejich věrohodnost a použitelnost pro lesní hospodářství je u obou ukazatelů dokumentována vysokými hodnotami koeficientů korelace 0,94 a 0,88.

Možnosti aplikace v lesnictví

Uvedené předpovědní výstražné služby mají použití pro obecná varování. V lesnictví se nabízí možnost výrazněji využívat podrobnější data pořizovaná pro účely prevence škod v energetice, kromě výše zmíněného modelu MEDARD-NORA jde zejména o mapy námrazových oblastí, viz BOX. Pro určité oblasti, jako jsou části Českomoravské vysočiny, Krušných hor, Jizerských hor, Orlických hor, Kralického Sněžníku, Českého lesa, ale také části Brd a Slavkovského lesa, kde je námraza významným škodlivým činitelem, by mohlo být účelné vytvořit zvláštní hospodářské soubory nebo podsoubory, v nichž by měly být uplatňovány odlišné pěstební a ochranné postupy, spočívající na zásadách vnější i vnitřní prostorové úpravy (velikost porostů, směr otevírání porostů, zakmenění, textury) i použití odolných dřevin a způsobech výchovy. Místa, která jsou námrazou často postihována lze, jak ukazuje v BOXu citovaná studie z LS Jihlava, dobře odvodit z námrazových map EGÚ.





5.4 DALŠÍ ABIOTICKÉ STRESORY A POŠKOZENÍ

5.4.1 Poškození bleskem

Blesk je silný přírodní elektrostatický výboj produkovaný během bouřky. Jde o výboj trvající řádově jen desetiny či setiny sekundy o proudu několika desítek či set tisíc ampér. Teplota v dráze blesku dosahuje průměrně 20 000 °C, v určitých místech až 35 000 °C.

Poměrně málo zasažených stromů blesk úplně porazí nebo rozlomí. V těchto případech však hrozí další škody způsobené úlomky stromů, které mohou být vymrštěny do vzdálenosti desítek metrů. Po úderu blesku do stromu způsobí vysoká teplota odpaření vody z lýka, přičemž náhlý vznik páry potrhá pletiva, kůru, dokonce i dřevo stromu. Blesk vertikálně procházející kmenem od vrcholu k oddenku může vyštípnout úzký pruh kůry, lýka povrchu běli, často jsou však zasažené stromy bez viditelného poškození. Blesk může projít stromem až do země nebo projít jen jeho částí, pak ho opustit a zasáhnou vedlejší vodivější strom či objekt včetně zvířat či lidí. Tento jev se nazývá postranní blesk. V případě horizontálních korunových výbojů dochází k přenosu indukční energie přes větve a v profilu kmene koruny se vytváří 1–2 m široké silné zasmolení (KULA, ZĄBECKI 2007).

Blesk zasahuje stromy ve starých, ale i v mladých porostech. Poškozována bývá většina druhů dřevin, nejvíce stromy s dobře vodivými pletivy či s široce rozvětveným a hlubokým kořenovým systémem (kulový kořen vstupující do vlhčích vrstev půdy), v našich podmínkách například duby (*Quercus* spp.), jasany (*Fraxinus* spp.), topoly (*Populus* spp.), trnovník akát (*Robinia pseudoacacia*), modřín opadavý (*Larix decidua*), smrk ztepilý (*Pinus sylvestris*), jedle bělokorá (*Abies alba*), a borovice lesní (*Pinus sylvestris*), z okrasných dřevin pak zejména liliovník tulipánokvětý (*Liriodendron tulipifera*) (SMILEY et al. 2004). Méně jsou poškozovány stromy, u kterých se rychle smáčí kůra, jako jsou např. buk lesní (*Fagus sylvatica*), habr (*Carpinus betulus*), javory (*Acer* spp.), jeřáby (*Sorbus* spp.) či jírovce (*Aesculus* spp.).

Riziko zasažení bleskem také ovlivňuje pozice a velikost stromu. Mezi stromy, které se považují za **náchylnější k zásahu bleskem, patří nejvyšší stromy ve skupině, stromy rostoucí osamoceně nebo v malých skupinách, stromy na okraji lesa nebo lemující ulice** (SMILEY et al. 2004). Ze stanovištních podmínek ovlivňují ohrožení bleskem nadmořská výška – více jsou ohroženy v hřebenových a vrcholkových partiích nebo na svahu orientovaném proti přicházející bouři, blízkost vody – více ohroženy jsou stromy u vody a chemismus půd a geologického podloží – vyšší ohrožení na stanovištích se zvýšeným podílem rud.

Struktura, hloubka a vlhkost půdy pak rozhodují o schopnosti rozptýlit či uzemnit elektrický náboj (a tím také o přenosu na další stromy, viz níže). Vlhká půda je vodivější než suchá. Písčité, hlinitopísčité a šterkovité půdy hůře udržují vlhkost, proto je obvykle sušší a méně vodivá.

Kromě přímého zásahu bleskem může k poškození dojít i nepřímo v tzv. **bleskových kolech**, kdy jsou stromy kolem zasaženého stromu poškozeny přenosem výboje přes kořeny. Tyto stromy zpravidla chřadnou a odumírají v průběhu 1–3 let, buď v důsledku fyziologických poškození, nebo z důvodu následného útoku chorob a škůdců, zejména kůrovcovitých brouků.

Blesková kola s více než jedním zasaženým stromem vznikají u nás nejčastěji v zapojených smrkových porostech. Živé stromy na okraji bleskového kola mají poškozené

Účinky blesku,
rizikové faktory

Poškození bleskem

kořeny na straně přivrácené ke středu kola. Po zásahu blesku dochází na stromu k fyziologickým poruchám, je narušen vodní režim, poškozen kořenový systém, vzniká charakteristické zapaření lýka, nastupuje proces jeho fermentace, nastávají změny ve složení monoterpenů, v tvorbě cukrů především sacharózy, volatilních látek a v chemickém složení pryskyřice, čímž se omezuje její repelentní účinek a toxicita a mění se celkově atraktivita a napadení hmyzem. ***Snižuje se práh obranného potenciálu a hrozí tak nástup podkorního a dřevokazného hmyzu.***



Fig. 122 Zcela zničené buky a dub po zásahu bleskem, PR Coufava 2010. Foto: D. Palovčíková.

Synuzie kůrovců na těchto stromech má typickou skladbu – jde o specifickou reakci kambioxylofágů na specifické podmínky, které tyto stromy nabízejí, skladba synuzie je odlišná od fauny stromů oslabených imisním stresem či suchem nebo poškozené požárem. Smrky zasažené bleskem jsou vysoce atraktivní pro lýkohuba obecného (*Hylurgops palliatus*), lýkohuba matného (*Polygraphus poligraphus*), lýkožrouta lesklého (*Pityogenes chalcographus*), dřevokaze čárkovaného (*Trypodendron lineatum*), tesaříky (*Isarthron* spp.). Hrozí především nebezpečí tvorby kůrovcových bleskových kol lýkožrouta lesklého a lýkohuba matného, které doprovází v menším rozsahu lýkožrout smrkový (*Ips typographus*) a lýkožrout menší (*Ips amitinus*) (KULA, ZĄBECKI 2007).

S bleskem je také spojeno riziko vzniku lesního požáru. Na rozdíl od boreálních a subalpinských lesů, kde může blesk být většinou příčinou lesních požárů (viz kapitola 4.4.1) vzniká ve středoevropských podmínkách od blesku pouhé cca 1 % lesních požárů.

V lesních porostech, stejně jako v rozptýlené zeleni ve volné krajině nemáme možnost stromy chránit před poškozením bleskem, v arboristické praxi lze instalovat systém protibleskové ochrany (SMILEY et al. 2004). Sestává z měděného vodiče vedoucího od vrcholu stromu do zemnicí soustavy umístěné mimo kmen stromu.

Ochrana proti poškození bleskem

5.4.2 Poruchy minerální výživy

Anorganické živiny jsou rostlinami přijímány a včleňovány do uhlíkového skeletu, který je důležitý pro růst a vývoj rostliny. Tato konverze minerálních živin do uhlovodíků, tuků a aminokyselin se nazývá **asimilace živin**. U řady složek jde o komplikované řetězce biochemických reakcí, u jiných zvláště u makro- a mikroživin ve formě kationtů, zahrnuje jejich asimilace vznik komplexů s organickými látkami. Metabolická aktivita, tvorba organických energeticky bohatých látek je závislá na látkové výměně uhlíku, vodíku a kyslíku. Vedle těchto prvků, které tvoří 90–96 % hmotnosti sušiny, jsou v rostlinách přítomny ostatní pro její existenci velmi důležité látky. Vstupují do rostliny jako ionty, rozpouštějí se v jejím vodném prostředí a následně jsou jimi dále využívány. V zásadě jsou prvky děleny na makroelementy a mikroelementy, označované také jako **prvky makrobiogenní** a **mikrobiogenní**. Makrobiogenní prvky mají pro rostliny zásadní význam jako biologické molekuly či jako molekulové komplexy. Dusík, síra a fosfor jsou například součástí aminokyselin, nukleotidů a proteinů obecně. Železo je součástí ferredoxinu, hemů a enzymů vůbec. Hořčík je součástí chlorofylu. Draslík je důležitý především jako volný kation. Vápník je důležitým prvkem protoplazmy. Negativní vliv na rostliny mohou mít nedostatky živin i jejich nadbytky, častější jsou u volně rostoucích dřevin jednoznačně poškození vzniklá vlivem nedostatků.

Nedostatek některé složky výživy nebo (vlivem jejího nízkého obsahu nebo nepříznivého poměru složek) je označován pojmem **minerální deficience**. Deficience přitom může být jak stresem abiotickým, tak antropogenním (viz níže a kapitola 4.1). U dřevin jde zejména o **deficience dusíku, hořčíku, draslíku, fosforu či vápníku a o kalciozu, tj. nadbytkem vápníku omezený příjem železa**. K minerální deficienci mohou vézt různé důvody. Nízká koncentrace prvku v půdě může být způsobena jeho nízkým obsahem v matečné hornině, extrémními půdními podmínkami (stagnující voda, nízká teplota půdy) ovlivňujícími nepříznivě mineralizaci živin z biomasy, odnosem opadu na exponovaných stanovištích. Sekundárně může být deficit (zejména deficit bazických kationtů) výsledkem dlouhého či intenzivního vyluhování způsobeného například kyselou atmosférickou depozicí dusíku či síry, tj. důsledky imisní zátěže (viz opět kapitola 4.1).

Další antropogenní příčinou nedostatku některých živin u lesních dřevin (například hořčíku) je **těžba dřeva a následný odvoz biomasy z lesního ekosystému**. Výrazné to je v případě, kdy je odvážena veškerá biomasa včetně seštěpkovaných zbytků těžebního odpadu, a to ihned po těžbě, tj. biomasa je odvezena včetně jehličí. Historicky bylo takovým významným vlivem ochuzujícím lesní půdy hrabání steliva. U porostů s dlouhodobou těžbou hrabanky byly pozorovány výrazné dopady na stav a koloběh živin a následné změny v charakteru jak porostu samého, tak jeho podrostu. V těchto porostech zcela podrost vymizel či byl plošně a druhově omezen na druhy, jako jsou vřes obecný (*Calluna vulgaris*) či brusnice brusinka (*Vaccinium vitis-idae*), chyběl nálet dřevin, pokud se objevil, odumíral, koruny byly prosvětlené se zkrácenými jehlicemi či zmenšenými listy, zpomalen byl výškový i tloušťkový přírůst, strom byly častěji

Příčiny deficience živin

napadány některými kambioxylofágními i listožravými škůdci (PFEFFER et al. 1961).

Zhoršený příjem rostlinou nemusí být dán jen nízkým obsahem v půdě, může být vyvolán antagonismem či kompeticí s jiným prvkem při příjmu. U hořčíku může jít například o kompetici s K^+ , NH_4^+ , Ca_2^+ , Mn_2^+ , H^+ . Ve velmi degradovaných půdách v imisních oblastech může způsobit antagonismus s hořčíkem zvýšená dostupnost manganu, hliníku nebo železa (SEMELOVÁ, VACEK 2012).

Symptomy poruchy výživy jsou ve většině případů poměrně nespecifické s možností záměny s řadou jiných faktorů a to abiotických i biotických. Jednoznačně lze deficienci potvrdit pouze analýzou chemického složení asimilačního aparátu. Přes vysokou míru nespecifičnosti projevů se v následujícím textu pokusíme nejčastější deficiencie popsat, včetně výčtu symptomů.

Nedostatek hořčíku

U lesních dřevin je dlouhodobě velká pozornost věnována deficiencím vápníku a hořčíku a to především v souvislosti s progresivním odumíráním lesa po epizodě s vysokými koncentracemi oxidu siřičitého ve Střední Evropě v sedmdesátých a osmdesátých letech. V České republice byly projevy deficitu hořčíku postupně v průběhu uplynulých čtyřiceti let popsány na Šumavě, v Krušných horách, v Jizerských horách, Lužických horách, Orlických horách, na Králickém Sněžníku, v Českém lese, ve Slezských Beskydech.



Fig. 123 *Symptomy nedostatku hořčíku na smrku ztepilém. Foto: P. Čermák.*

Hořčík zasahuje do celé řady metabolických procesů. V chlorofylu je součástí porfyriového jádra, ale také se podílí na utváření gran a světlosběrných pigmentů, účastní se syntézy bílkovin a je aktivátorem celé řady enzymatických reakcí (PEP-karboxylasa,

RUBISCO a více než deset dalších enzymů). Při deficitu jsou nejdříve ochuzeny jiné metabolické procesy rostliny a až poté chlorofyl, kde je vázáno přibližně 20 % rostlinného hořčíku. K typickému hořčíkovému žloutnutí (viz níže a Fig. 123) proto předchází metabolický rozvrat, který je následně často doprovázen nekrotizací pletiv a defoliací (SEMELOVÁ, VACEK 2012).

Základním symptomem nedostatku hořčíku je žloutnutí listů a jehlic – světle žlutá chloróza začíná od špičky jehlic, nejdříve žloutnou starší ročníky jehlic, nejvýrazněji je postižena spodní a střední část koruny, výrazněji žloutne jehličí, které je přímo vystaveno slunečnímu záření. Později zbarvení jehlic přechází zejména na špičkách v oranžovou až červenohnědou barvu. Po diskoloraci dochází následně k defoliaci – opadávají starší diskolorované jehlice. U listnáčů žloutnou zejména interkostální pole – žilky zůstávají zeleně lemované, žloutnutí postupuje spíše od středu čepele listu, v interkostálních polích se mohou objevovat skvrnitě hnědé nekrózy.

Deficience hořčíku vede ke kumulaci sacharidů v asimilačních orgánech (z důvodu omezení transportu v lýku), tento fakt může vyvolat vyšší atraktivitu jehlic a listů pro savý hmyz.

Další živinou, s jejímž nedostatkem se u lesních dřevin lze setkat, je vápník. Má významnou úlohu při tvorbě buněčné stěny. Střední lamela je složena především z pektátů vápenatého a hořečnatého. Má dále význam pro strukturu membrán, větší množství vápníku bývá uloženo ve vakuole ve formě solí: šfavelanu, uhličitanu, síranu nebo fosforečnanu. V cytoplasmě je koncentrace Ca_2^+ vždy velmi nízká, ale má tam významnou regulační úlohu jako posel zprostředkující účinek hormonů nebo signálů z prostředí (ŠETLÍK et al. 1998).

Základním symptomem nedostatku vápníku je stejně jako u hořčíku chloróza, zpravidla doplněná nekrotizací na listech, jehlicích a pupenech. Příznaky se na rozdíl od hořčíku projevují nejprve na mladých tkáních – žloutnutí, ohýbání špiček listů, nekrózy listových špiček a okrajů, nekróza vrcholových pupenů.

Vzhledem k tomu, jaké funkce v rostlinách vápník a jeho sloučeniny v rostlinách plní, ovlivňuje jeho nedostatek negativně odolnost dřevin vůči stresu (zhoršený přenos signálů) a zvyšuje jejich citlivost na sucho (zrychlení respirace, zvýšená propustnost membrán). Nedostatek vápníku také zhoršuje odolnost rostlin vůči nízkému pH.

Nejčastějším opatření směřujícím k úpravě půdních vlastností, včetně pH a deficience hořčíku a vápníku je **letecké vápnění a hnojení lesních porostů**. Při velkoplošných zásazích, kterým letecké vápnění a hnojení bezesporu je, je třeba brát vždy v úvahu, že půdní prostředí v lesích může být velmi heterogenní – i na velmi malých územích se mohou střídát velmi vyhraněné půdní typy s výrazně diferencovanými trofickými podmínkami, dokládají to například průzkumy realizované v Beskydech (VAVŘÍČEK, BETUŠOVÁ 1996; VAVŘÍČEK 2001; MLČOUŠEK et al. 2008; TUREK et al. 2009). Tato diferenciací se v celkových charakterech půdních profilů může projevovat ztlačněji, než je patrné na složení či stavu porostů a výrazně ovlivňuje výslednou reakci půd a porostů na vápnění a hnojení.

V interpretacích stavu půdního prostředí a z nich vyplývajících názorech na opatření směřující k plošné úpravě půd, tj. k hnojení a vápnění, se jednotlivé autorské týmy velmi často výrazně liší (FORMÁNEK, VRÁNOVÁ 2003) a to i v případě, že se jedná o stejné území. U smrku ztepilého (*Picea abies*), jehož porosty jsou převážně ošetřovány, konstatuje řada autorů zvýšení obsahu Ca, Mg a eventuelně i P, K v půdě či v jehlicích na vápněných či hnojených plochách ve srovnání s neošetřenými či zlepšení zdravotního stavu ošetřených porostů (snížení či vymizení žloutnutí, snížení defoliace) a to s různým časovým odstupem od aplikace v různých evropských lokalitách

Nedostatek vápníku

Vápnění a hnojení
lesa – limity a rizika

(např. IRGESLEV 1999; IRGESLEV, HALBÄCKEN, 1999; BONNEAU et al. 2000; ROSBERG et al. 2006; PODRÁZSKÝ, VACEK 2003; KULHAVÝ et al. 2009). Na druhou stranu některé studie z Německa (HUBER et al. 2006a, 2006b) či Skandinávie (NILSEN, 2001; SIKSTRÖM 1997, 2002, 2005) zjistily, že vápnění ve střednědobém či dlouhodobém měřítku nemělo žádný či mělo jen malý vliv na obsahy živin v jehlicích smrku nebo na jeho výživu jako takovou. HUBER et al. (2006b) konstatují, že zvýšení obsahu Ca po vápnění nemělo fyziologickou odezvu. V případě P byla dvacet let po vápnění koncentrace v jehlicích dokonce nižší než před vápněním.

PŘÍKLAD STUDIE SLEDUJÍCÍ DLOUHODOBÉ ÚČINKY VÁPŇNĚNÍ – MORAVSKOSLEZSKÉ BESKYDY

Absence výraznějšího zlepšení půdních vlastností a kvality výživy byla zjištěna i při dlouhodobých pozorování (18 let) vápněných ploch v Moravskoslezských Beskydech. V organominerálních (humusových) horizontech A, eventuálně v horizontech E, nebyl prokázán výrazný rozdíl mezi výchozími a průběžnými hodnotami výměnné půdní reakce (VAVŘÍČEK, BETUŠOVÁ 1996). Ve vyšších polohách flyšového pásma se výměnná půdní reakce z původní průměrné hodnoty 2,74 pH/KCl v roce 1983 zvýšila na hodnotu 3,00 pH/KCl v roce 1994. V dalším období v letech 1996 a 1997 docházelo opět k poklesu na hodnoty 2,82 pH/KCl. Výrazně vzrostl obsah přístupného hořčíku. Pětinásobná hodnota oproti původnímu stavu v roce 1988 (229 mg.kg⁻¹) se ovšem v dalších letech významně snížila na hodnoty cca 100 mg.kg⁻¹ Mg. Obsah hořčíku v půdě, hodnoty půdní reakce, a s tím související obsah vápníku, ani množství aplikovaného vápence neměly signifikantní vliv na růst, vývoj a zdravotní stav smrkových porostů. Vždy rozhodovaly rozdílné charakteristiky stanoviště definované souborem lesních typů a půdním typem (např. skeletnatost).

Pozitivní dopady dodání vápníku či hořčíku do půdy, jako je zlepšení bazické saturace, mohou být doprovázeny negativními dopady, například změnou dynamiky dusíku v kyselých půdách pod smrkovými porosty (FORMÁNEK, VRÁNOVÁ 2003). Zásahem náhle a výrazně měníme prostředí silně stresovaných dřevin, je tedy zcela pochopitelné, že to přináší rizika. Krátkodobý značně vysoký obsah Mg a luxusní výživa s výrazným nepoměrem k obsahu draslíku mohou, vzhledem k významnému antagonismu tohoto dvojjalenního prvku, vést k deficitní výživě draslíkem (VAVŘÍČEK 1998, 2001). Můžeme také očekávat negativní důsledky homogenizace půdního prostředí či zrychlení rozkladu surového humusu. Leteckým vápněním jsou ovlivněny víceméně pouze horizonty nadložního surového humusu vytvářející zvláště ve vyšších polohách specifické humusové formy. Jako mechanický a pufrovací nárazník zabraňuje humusová vrstva většímu vlivu povrchově aplikovaného vápence na změny parametrů v organominerálních horizontech A (VAVŘÍČEK, BETUŠOVÁ 1996). Z těchto důvodů pak dochází k podstatně výraznějšímu růstu a rozvoji kořenového systému ve zmíněných svrchních organických vrstvách. Tento stimulační vliv se vzhledem k intenzitě působení klimatických stresorů může negativně projevit na zdravotním stavu takto ošetřených porostů (VAVŘÍČEK 2001). Porosty mohou častěji a silněji reagovat na přísušky, výrazné změny teplot atd. Intenzivnější růst jemných kořínků v nadložním humusu bývá navíc doprovázen snížením jemného prokořenění smrku v minerální půdě (FORMÁNEK, VRÁNOVÁ 2003).

Výše uvedené lze shrnout: **trvalejší zlepšení půdních podmínek po realizaci vápnění či hnojení není možné očekávat a priori, bez nejistot lze kalkulovat pouze s krátkodobým zlepšením stavu přístupných živin.** Dále je třeba konstatovat, že regradace půd by neměla spočívat jen v úpravách pH a dodání chybějících živin, nýbrž by měla cílit na obnovu cyklů zásoby humusu. K tomu je potřebné realizovat spíše změny hospodaření než zásahy typu hnojení či vápnění.

Rozhodování o případných realizacích vápnění a hnojení je komplikované, provádí

ho řada nejistot, z poměrně velké části je pak založeno na subjektivním odhadu nejistých budoucích benefitů na straně jedné a rizik na straně druhé, a to jak rizik vyplývajících z realizace vápnění a hnojení, tak z jejich nerealizace. Pokud je meliorační zásah zvažován či plánován, pak pro zajištění příznivých účinků a zabránění nežádoucím negativním dopadům je nutno dodržovat tyto zásady (PODRÁZSKÝ, VACEK 2003):

- meliorační opatření je nutno projektovat na základě pečlivé přípravy, je nutno vyhodnotit detailně stav lesních půd a stav výživy cílových lesních dřevin;
- pro provedení hodnocení podmínek výživy (stav půd) a stavu výživy využívat standardní metodiky půdních a listových rozborů;
- aplikace vápnění a látek založených na karbonátech vápníku a hořčíku realizovat pouze mimo oblasti podzolů a půd s výrazným podílem organické hmoty na pedogenezi (rašeliny, sutě, horské humusové podzoly);
- zásahy provádět v relativně vitálních porostech, dokonale kryjících půdu;
- ošetřované porosty mohou vykazovat poškození, nikoli však letální.

V České republice byla plošná letecká vápnění a hnojení lesních porostů v posledních dvaceti letech opakovaně realizována v pohořích s výskytem žloutnutí smrkových porostů. V letech 2000–2004 byly z prostředků MZe ČR vápněny porosty v Krušných a Orlických horách. V roce 2003 Lesy České republiky, s. p. z vlastních zdrojů provedly vápnění v oblasti Jizerských hor (Lesní správa Frýdlant v Čechách) a v oblasti Suchého vrchu (Lesní správa Lanškroun). V roce 2004 Lesy České republiky, s. p. realizovaly hnojení lesních porostů v Jizerských horách na Lesní správě Frýdlant v Čechách.

K vápnění byl používán vápnitý dolomit s vysokým obsahem hořčíku – minimální obsah $MgCO_3$ 36,5 %, minimální obsah $MgCO_3 + CaCO_3$ je 80 %. V roce 2000 probíhalo vápnění dolomitem zrnitostí frakce do 4 mm, od roku 2001 se zrnitostí do 2 mm s maximálním podílem do 5 % nad 2 mm a do 35 % nad 1 mm. Při hnojení bylo používáno hořečnaté hnojivo Silvamix Mg o dávce $300 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1}$.

S nedostatkem hořčíku a vápníku či s výše uvedenými opatřeními proti němu mohou souviset problémy s draslíkem. Nadbytek hořčíku či vápníku (po hnojení či vápnění) může vést k nedostatečnému příjmu draslíku, naopak nadbytek draslíku může vést k poruchám příjmu hořčíku či vápníku. Draslík je hlavním kationtem řídícím osmotický potenciál rostlinných buněk – vyrovnává toky jiných iontů. Účastní se tak řady životně důležitých pohybů, jako je například zavírání průduchů. Dále je aktivátorem celé řady (okolo 40) enzymů v energetickém metabolismu a při proteosyntéze. Pro rostliny je tedy nezbytným prvkem (ŠETLÍK et al. 1998).

Draselný ion je pohyblivý a příznaky deficiencie se tak nejdříve projevují na starých listech a jehlicích. U jehličnanů se objevuje **bledožluté zbarvení přecházející postupně přes červenohnědé ve fialově hnědé až černavé zbarvení**, které postupuje od špiček jehlic. Poškozené jehlice předčasně opadávají. U listnáčů žloutnutí postupuje od okrajů listů (na rozdíl od deficiencie hořčíku), později se objevují hnědé zasychající nekrózy na okrajích a špičkách, dochází k zprohýbání listové čepele či ke svinování špiček a okrajů listů. Výhony nedostatečně dřevnatí a při silnějším nedostatku draslíku odumírají. Asimilační orgány mohou být zmenšené.

Nedostatek draslíku může vést snížení odolnosti k vodnímu stresu, k mrazu či k některým houbovým infekcím.

Další bazickou živinou, která může být lesním dřevinám k dispozici v podnormálních množstvích, je fosfor. Fosfor je součástí základních sloučenin rostlinných těl, nukleových kyselin a fosfolipidů v membránách, je ústředním činidlem v energetickém metabolismu rostliny a tím i ve většině syntéz, propojuje anabolické a katabolické reakce (ŠETLÍK et al. 1998).

Vápnění a hnojení
lesa v ČR

Nedostatek draslíku

Nedostatek fosforu

Fosfor je velmi silně vázán v půdách a v biotě. To zvláště platí pro lesní půdy s nízkými hodnotami pH. Na půdách s nízkými obsahy přístupného fosforu je pro výživu dřevin velmi důležitý kvalitní rozvoj mykorhiz. Ty umožňují jednak zvýšení sorpčního povrchu kořenových systémů, jednak přímý odběr fosforu z minerálů, kde je pro rostliny v nepřístupných formách. Trvající poměrně vysoké depozice dusíku vedou mimo jiné k redukci kořenové biomasy, mykorhiz a mikrobiální aktivity v lesních půdách a mohou tak negativně ovlivňovat příjem fosforu. Nízké obsahy fosforu v jehličí smrku ztepilého a v minerální půdě (prozatím bez symptomů deficiencie) byly v poslední době zjištěny například v Lužických a Jizerských horách (LOMSKÝ et al. 2011). Na těchto či obdobných plochách mohou **při pokračující acidifikaci lesních půd a zvýšené depozici dusíku v dohledné době být s krytím příjmu fosforu vážné problémy.**

Nedostatek fosforu je obvykle vizuálně obtížně rozeznatelný. Listy mívají **tmavozelené až modrozelené zbarvení, které se později může měnit na fialově červené až měďnatě hnědé** (zejména na spodní straně), povrch je matný, kožovitý. Na okrajích listů se někdy objevuje žlutohnědé až červenohnědé zbarvení ve tvaru půlměsíce, později od špičky zasychají. U jehličnanů dochází k zasychání špiček jehlic, objevují se nekrotické skvrny. Jehlice a listy mohou předčasně opadávat. Podobně jako u dusíku či draslíku se vizuální symptomy projevují nejdříve u starších asimilačních orgánů.

Případný nadbytek fosforu může vést k poruchám příjmu hořčíku či vápníku.

U dusíku se lze u volně rostoucích dřevin potkat jak s jeho nedostatkem, tak nadbytkem. Dlouhodobě antropogenně zvýšené atmosférické depozice dusíku (viz kapitola 4.1) mohou vést na některých lesních půdách k výrazným změnám poměru uhlíku k dusíku (C/N) a tak i ke změně rychlosti imobilizace minerálních forem dusíku (NH_4^+ a NO_3^-) v důsledku zvýšené dekompozice a mineralizace organické hmoty (HOFMEISTER 2001).

Přísun dusíku je přitom v řadě oblastí Evropy včetně České republiky opravdu vysoký. Podle současných poznatků je pro středoevropské jehličnaté lesy kritickou zátěží depozice zhruba 10 kg dusíku na hektar za rok. Průměrná hodnota celkové depozice dusíku se v České republice v současnosti pohybuje v rozmezí 10–20 kg dusíku na hektar za rok, kritická zátěž dusíku je přitom překročena na velké části území (HRUŠKA, OULEHLE 2008). **Nadbytek dusíku vede**, mimo jiné, také **k zvýšení rychlosti růstu dřevin** se všemi důsledky z toho vyplývajícími – k pozdní lignifikaci dlouhých výhonů s následným poškozením mrazem, k zvýšení rizika mechanického poškození větrem, sněhem a námrazou či k nárůstu atraktivity pro patogeny a škůdce.

Dusík je součástí základních sloučenin, z nichž živá hmota sestává, např. bílkovin a nukleových kyselin. Patří k pohyblivým prvkům, jeho nedostatek se tedy projevuje nejdříve na starších částech rostliny. Prvním příznakem deficiencie je většinou **chloróza (žloutnutí) a opad starších listů**, naznačující přesun dusíku do mladších částí rostliny. **Při delším nedostatku** mohou být rostliny **zakrslé, listy či jehlice zmenšené, stonky pak nápadně zděvnatělé**. Jde o důsledky relativního nadbytku sacharidů, právě tak jako syntéza anthokyanů (bezdusíkatá barviva), které u některých rostlin zbarvují temně červeně či fialově řapíky listů a stonky. Při nadbytku dusíku jsou naopak listy velké, tmavě zelené.

Při alkalické reakci půdy, například po silném vápnění, mohou mít rostliny problémy s příjmem železa. Objevuje se chloróza označovaná vzhledem k roli vápníku někdy také jako **kalcióza**. **Vlivem nadbytku vápníku dojde totiž k omezení či zablokování příjmu železa** s následnými níže popsány příznaky deficiencie. Dalším příčinou deficiencie železa může být jeho interakce s jinými kovy, například hliníkem (k ní dochází naopak na půdách kyselých).

Nedostatek
a nadbytek dusíku

Nedostatek železa

Železo je součástí významných enzymů rostlinného energetického metabolismu (cytochromoxidasa, peroxidasy, katalasa), jakož i přenašečů elektronů ve fotosyntetických i v respiračních řetězcích – cytochromů a bílkovin se sírou vázaným železem (např. feredoxinů). Je součástí enzymů fixace dusíku a redukce nitrátů a má také významnou úlohu při syntéze chlorofylu (ŠETLÍK et al. 1998).

Základním projevem deficiencie je u jehličnanů **výrazné žloutnutí jehlic začínající ve spodní části koruny** a u nejmladšího ročníku jehlic (velmi malý pohyb železa a jeho pomalá distribuce v rostlině). U některých druhů dřevin, jako je například modřín opadavý (*Larix decidua*) může být zbarvení jehlic až bělavé. U listnáčů je zbarvení nejdříve zelenožluté, později bledožluté, primárně jsou opět postiženy mladé listy, žilnatina často zůstává v první fázi poškození zelená. Později (zejména při silné deficienci) celé listy zežloutnou či zesvětlají na barvu slonoviny, někdy mezi žilnatinou zhnědnou, zkroutí se a opadají.



Fig. 124 Kalcioza na magnólii.
Foto: D. Palovčíková.

Obdobné symptomy může mít nedostatek manganu, je však výrazně méně častý než nedostatek železa (mangan je na rozdíl od železa mikrobiogenním prvkem). I u manganu je primárním symptomem chloróza mezi žilnatinou listů. U některých rostlin se přitom příznaky objevují nejdříve na mladších listech, u jiných rostlin je tomu naopak. V případě nedostatku manganu se navíc objevují tmavé nekrotické skvrny.

Nedostatek manganu

Nadbytek síry

Posledním makrobiogenním prvkem, se kterým mohou být při výživě rostlin problémy, je síra. Ve většině půd je dostatek síranů a projevy deficiencie síry jsou u rostlin velmi řídké (zpravidla se objevují v jiných oblastech světa). Především v imisně zatížených oblastech se však mohou objevit negativní důsledky nadbytku síry v půdě. Dlouhodobě jsou vyšší obsahy síry v půdě doloženy například z Beskyd (BARSZCZ, 1990; BARSZCZ, MAŁEK 2008). ***Při výraznějším nadbytku síry se může zastavit růst listů – listy jsou malé s namodralým odstínem.*** Vzhledem k příčinám však patří tato porucha mezi antropogenní stresory (viz kapitola 4.1).



LITERATURA

- AAKALA, T., KUULUVAINEN, T. 2011. Summer droughts depress radial growth of *Picea abies* in pristine taiga of the Arkhangelsk province, northwestern Russia. *Dendrochronologia* 29(2): 67–75.
- AAMLID, D., TØRSETH, K., VENN, K., STUANES, A. O., SOLBERG, S., HYLEN, G., CHRISTOPHERSEN, N., FRAMSTAD, E. 2000. Changes of forest health in Norwegian boreal forests during 15 years. *Forest Ecology Management* 127: 103–118.
- ABER, J. D., MAGILL, A., MCNUTTY, S., BOONE, R., NADELHOFFER, K., DOWS, M., HALLET, R. 1995. Forest biogeochemistry and primary production altered by nitrogen saturation. *Water, Air and Soil pollution* 85: 1665–1670.
- AFFOLTER, P., BÜNTGEN, U., ESPER, J., RIGLING, A., WEBER, P., LUTERBACHER, J., FRANK, D. 2010. Inner Alpine conifer response to 20th century drought swings. *European Journal of Forest Research*, 129: 289–298.
- ALLEN, E. 2001. Forest health assessment in Canada. *Ecosystem Health* 7: 28–34.
- ANDĚL, P. 2000. Bioindikční hodnocení vývoje imisní zátěže v Krkonoších pomocí lišejníků. *Opera Corcontica* 37: 21–29.
- ANDREASSEN, K., SOLBERG, S., TVEITO, O. E., LYSTAD, S. L. 2006. Regional differences in climatic responses of Norway spruce (*Picea abies* L. Karst) growth in Norway. *Forest Ecology and Management* 222: 211–221.
- ARBAUGH, M. J., MILLER, P. R., CARROLL, J.J. et al. 1998. Relationships of ozone exposure to pine injury in the Sierra Nevada and San Bernardino Mountains of California, USA. *Environmental Pollution*, 101: 291–301.
- ARNOLDS, E. 1991. Decline of ectomycorrhizal fungi in Europe. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 35: 209–244.
- AUCLAIR, A. N. D., WORREST, R. C., LACHANCE, D., MARTIN, H. C. 1992. Climatic perturbation as a general mechanism of forest dieback. In: MANION, P.D., LACHANCE, D. (eds.), *Forest Decline Concepts*. APS Press, St. Paul, Minnesota: 38–58.
- BAGÁR, R. 2003. Potencionální ohrožení suchem podle souborů lesních typů. In: ROŽNOVSKÝ, J., LITSCHMANN, T. (eds.): *Seminář „Mikroklima porostů“*, Brno, 26. března 2003: 115–119, www.cbks.cz/sbornik03/prispevky/Bagar.pdf
- BAGÁR, R., KLIMÁNEK, M., KLIMÁNKOVÁ, Z. 2001. Sucho, nezdar zalesnění a nahodilé těžby v Jihomoravském regionu. In: ROŽNOVSKÝ, J., JANOUŠ, D. (eds.): *Sucho, hodnocení a predikce. Pracovní seminář*, Brno 19. 11. 2001, <http://www.chmi.cz/meteo/CBKS/sucho01/BagarSucho.pdf>
- BALCAR, V., ŠPULÁK, O. 2006. Poškození dřevin pozdním mrazem a krycí efekt lesních porostů při obnově lesa v Jizerských horách. In: JURÁSEK, A., NOVÁK, J., SLODIČÁK, M. (eds.): *Stabilizace funkcí lesa v biotopech narušených antropogenní činností*, VÚLHM VS Opočno: 399–407.
- BARRETT, G. W., DYNE, G. M. VAN, ODUM, E. P. 1976. Stress ecology. *Bio Science* 26: 192–194.
- BARSZCZ, J., MAŁEK, S. 2008. Stability of Norway spruce (*Picea abies* [L.] Karst.) stands in the Beskid Śląski and Beskid Żywiecki Mts. from the aspect of their nutrition status. *Journal of Forests Science*, 54, 2: 41–48.
- BASSI, S., KETTUNEN, M. 2008. Forest fires: causes and contributing factors in Europe. *Study of European Parliament's Committee on the Environment, Public Health and Food Safety*, 56 pp.
- BAUMGARTEN, M., WERNER, H., HÄBERLE, K. H., EMBERSON, L. D., FABIAN, P., MATYSSEK, R. 2000. Seasonal ozone response of mature beech trees (*Fagus sylvatica*) at high altitude in the Bavarian forest (Germany) in comparison with young beech grown in the field and in phytotrons. *Environmental Pollution*, 109: 431–442.
- BEDNARZ, Z., JAROSZEWICK, B., PTAK, J., SZWAGRZYK, J. 1997. Dendrochronology of the Norway spruce (*Picea abies* (L.) Karst.) from the Babia Góra National Park, Poland In: ROLLAND, CH., LEMPÉIÈRE, G. 2004. Effects of climate on radial growth of Norway spruce and interaction with attacks by the bark beetle *Dendroctonus micans* (Kug., Coleoptera: Scolytidae): a dendroecological study in the French Massif Central. *Forest Ecology and Management* 201: 89–104.
- BENIGNI, M., BATTISTI, A. 1999. Variazioni climatiche e processionaria del pino: adattamenti di un defoliatore a condizioni ambientali mutevoli. *Italia Forestale e Montana*, 54(2): 76–86.
- BERGH, J., LINDER, S. 1999. Effects of soil warming during spring on photosynthetic recovery in boreal Norway spruce stands. *Global Change Biology*, 5(3): 245–253.
- BINKLEY, D., HÖGBERG, P. 1997. Does atmospheric deposition on nitrogen threaten Swedish forests? *Forest Ecology and management* 92: 119–152.
- BLÁHA, L., BOCKOVÁ, R., HNILIČKA, F., HNILIČKOVÁ, H., HOLUBEC, V., MÖLLEROVÁ, J., ŠTOLCOVÁ, J., ZIEGLEROVÁ, J. 2003. Rostlina a stres. *VÚRV Praha*, 156 pp.
- BLÁHOVÁ, M. 1992. Natur und Naturerscheinungen. Ihre Zusammenhänge in der böhmischen Geschichtschreibung der Přemysliden. In: *Mensch und Natur*. Hrsg. A. Zimmermann, *Miscellanea Mediaevalia* 21/2 (Veröffentlichungen des Thomas-Institut der Universität zu Köln), Berlin–New York : 831–850.
- BLINKA, P. 2004. Klimatologické hodnocení sucha a suchých období na území ČR v letech 1876–2003. In: ROŽNOVSKÝ, J., LITSCHMANN, T. (eds.): *Extrémní počasí a podnebí*, Sborník z konference, Brno, 11. března 2004, CD, nestránkováno.

- BOLTE, A., HILBRIG, L., GRUNDMANN, B., KAMPF, F., BRUNET, J., ROLOFF, A. 2009. Climate change impacts on stand structure and competitive interactions in a southern Swedish spruce–beech forest. *European Journal of Forest Research*, doi 10.1007/s10342-009-0323-1.
- BONNEAU, M., LANDMANN, G., NYS, C. 1990. Fertilization of declining conifer stands in the Vosges and in the French Ardennes. *Water, Air and Soil Pollution* 54: 577–594.
- BOURIAUD, O., POPA, I. 2009. Comparative dendroclimatic study of Scots pine, Norway spruce and silver fir in the Vrancea Range, Eastern Carpathian Mountains. *Trees* 23: 95–106.
- BRACE, S., PETERSON, D. L., BOWERS, D. 1999. A guide to ozone injury in vascular plants of the Pacific Northwest. USDA Forest Service Pacific Northwest Research station. General Technical Report PNW-GTR-446.
- BRANG, P. (eds) 1998. Sanasilva-Bericht 1997. Gesundheit und Gefährdung des Schweizer Waldeseine Zwischenbilanz nach 15 Jahren Waldschadenforschung. *Berichte der Eidg. Forschungsanstalt für Wald, Schnee und Landschaft, Birmensdorf*.
- BRAUN, G. 1977. Über Ursachender Immissionsresistenz bei Fichte und Folgerungen für die Resistenzzüchtung. *Forstwissenschaftliches Centralblatt* 96(1): 62–67.
- BRAUN, S., RIHM, B., SCHINDLER C., FLÜCKIGER, W. 1999. Growth of mature beech in relation to ozone and nitrogen deposition: an epidemiological approach. *Water, Air and Soil Pollution*, 116: 357–364.
- BRAUN, S., ZUGMAIER, U., TOMAS, V., FLÜCKIGER, W. 2004. Carbohydrate concentrations in different plant parts of young beech and spruce along a gradient of ozone pollution. *Atmospheric Environment*, 38: 2399–2407.
- BRÁZDIL, R., DOBROVOLNÝ, P., ŠTEKL, J., KOTYZA, O., VALÁŠEK, H., JEŽ, J. 2004. History of Weather and Climate in the Czech Lands VI: Strong winds. Masarykova Universita, Brno, 378 pp.
- BRÁZDIL, R., KIRCHNER, K. et al. 2007. Vybrané přírodní extrémny a jejich dopady na Moravě a ve Slezsku. MU Brno, ČHMÚ, Ústav geoniky AV ČR, v.v.i., Brno – Praha – Ostrava, 432 pp.
- BROWN, K. A., ROBERTS, T. M. 1988. Effects of ozone on foliar leaching in Norway spruce (*Picea abies* [L] Karst) confounding factors due to NO_x production during ozone generation. *Environmental Pollution*, 55: 55–73.
- BUČEK, A., VLČKOVÁ, V. 2009. Scénář změn vegetační stupňovitosti na území České republiky: deset let poté. *Ochrana přírody* 64 (zvláštní číslo věnované změnám klimatu): 8–11.
- BÜCHEL, K., MALSKIES, S., MAYER, M., FENNING, T. M., GERSHENZON, J., HILKER, M., MEINERS, T. 2011. How plants give early herbivore alert: Volatile terpenoids attract parasitoids to egg-infested elms. *Basic and Applied Ecology*, 12: 403–412.
- BŮNTGEN, U., FRANK, D. C., KACZKA, R. J., VERSTEGE, A., ZWIJACZ-KOZINA, T., ESPER, J. 2007. Growth responses to climate in a multi-species tree-ring network in the Western Carpathian Tatra Mountains, Poland and Slovakia. *Tree Physiology* 27: 689–702.
- BUSE, A., GOOD, J. E. G., DURY, S., PERRINS, C. M. 1998. Effects of elevated temperature and carbon dioxide on the nutritional quality of leaves of oak (*Quercus robur* L.) as food for the winter moth (*Operophtera brumata* L.). *Functional-Ecology*, 12(5): 742–749.
- CAPE, J. N., PERCY, K. E. 1998. Use of needle epicuticular wax chemical composition in the early diagnosis of Norway spruce (*Picea abies* (L.) Karst.) decline in Europe. *Chemosphere*, 36: 895–900.
- CAMERON, A. D. 2002. Importance of early selective thinning in the development of long-term stand stability and improved log quality: A review. *Forestry*, 75(1): 25–35.
- CANNON, W. B. 1915. Bodily changes in pain, hunger, fear and rage: An account of recent researches into the function of emotional excitement. Appleton, New York.
- CANNON, W. B. 1932. The wisdom of the body. Kegan Paul London.
- CECCATO, P., FLASSE, S., TARANTOLA, S., JACQUEMOUD, S., GREGOIRE, J. M. 2001. Detecting Vegetation Leaf Water Content Using Reflectance in the Optical Domain. *Remote Sensing of Environment* 77: 22–33.
- CIAIS, P., REICHSTEIN, M., VIOVY, N., GRANIER, A., OGÉE, J., ALLARD, V., AUBINET, M., BUCHMANN, N., BERNHOFER, C., CARRARA, A., CHEVALLIER, F., DE NOBLET, N., FRIEND, D., FRIEDLINGSTEIN, P., GRÜN WALD, T., HEINESCH, B., KERONEN, P., KNOHL, A., KRINNER, G., LOUSTAU, D., MANCA, G., MATTEUCCI, G., MIGLIETTA, F., OURCIVAL J. M., PAPAIE, D., PILEGAARD, K., RAMBAL, S., SEUFERT, G., SOUSSANA, J.F., SANZ, M. J., SCHULZE, E. D., VESALA, T., VALENTINI, R. 2005. Europe-wide reduction in primary productivity caused by the heat and drought in 2003. *Nature*, 437: 529–533.
- CLARK, J., KJELGRAN, R., HUSHAGEN, J., FIORE, J. 1992. Cambial Electrical Resistance Does Not Assess Vitality of Individual Sweet Gum Trees. *Journal of Arboriculture* 18(1): 1–5.
- CLEMENTS, F. E. 1916. Plant succession. An analysis of the development of vegetation. Carnegie Inst., Washington.
- COOKE, R. C., WHIPPS, J. M. 1980. The evolution of modes of nutrition in fungi parasitic on terrestrial plants. *Biological Reviews of the Cambridge Philosophical Society*, 55(3): 341–362.
- CORDELIER, S., DE RUFFRAY, P., FRITIG, B., KAUFFMANN, S. 2003. Biological and molecular comparison between localized and

- systemic acquired resistance induced in tobacco by a *Phytophthora megasperma* glycoprotein elicitor. *Plant Mol. Biol.* 51: 109–118.
- COSTANZA, R., D'AGRE, R., DE GROOT, R., FARBER, S., GRASSO, M., HANNON, B., NAEEM, S., LIMBURG, K., PARUELO, J., O'NEILL, R.V., RASKIN, R., SUTTON, P., VAN DEN BELT, M. 1997. The value of the world's ecosystem services and natural capital. *Nature* 387: 253–260.
- CRITCHFIELD, H. J. 1983. *General Climatology*. Englewood Cliffs, NJ, Prentice-Hall, Inc., 4. edition. 453 pp.
- CUDLÍN, P. 2003. The long-term effect of acidification on the condition and structure of Norway spruce foliage. In: HRUŠKA, J., CIENCIALA, E. (eds.) Long-term acidification and nutrient degradation of forest soils – limiting factors of forestry today. MZe, ČGÚ, IFER: 131–137.
- CUDLÍN, P. 2009. Vliv globální změny na horské smrkové ekosystémy. Habilitační práce. Depon. LDF MENDELU v Brně, 86 pp.
- CUDLÍN, P., KIELISZEWSKA-ROKICKA, B., RUDAWSKA, M., GREBENC, T., ALBERTON, O., LEHTO, T., BAKKER, M. R., BØRJA, I., KONŮPKA, B., LESKI, T., KRAIGHER, H., KUYPER, T. W. 2007. Fine roots and ectomycorrhizas as indicators of environmental change. *Plant Biosystems*, 141(3): 406–425.
- CUDLÍN, P., LUKEŠ, P., HANUŠ, J., KAPLAN, V., MÜLLEROVÁ, T., HAVLÍČEK, F., MORAVEC, I., VAČKÁŘOVÁ, T., JANKOVSKÝ, L., ČERMÁK, P., ŽID, T. 2011. Možnosti využití informací získaných z DPZ pro odhad pravděpodobnosti rozpadu smrkových porostů v podmínkách klimatické změny. Výzkumná zpráva, deponováno CzechGlobe v.v.i.
- CUDLÍN, P., MORAVEC, I., HAVLÍČEK, F. 2004. Poznámky k náletu lýkožrouta smrkového na porostní stěny v okolí Březníku na Šumavě. Nebezpečí kůrovce v roce 2004 (Sborník referátů), 12. 2. 2004, Praha – Novotného lávka, 61–65.
- CUDLÍN, P., NOVOTNÝ, R., CHMELÍKOVÁ, E. 2000. Crown structure transformation and response of Norway spruce forests to multiple stress impact. In: KLIMO E., HAGER H., KULHAVÝ J. (eds.), *Spruce monocultures in Central Europe – Problems and prospects*, *EFI Proc.*, 33: 103–112.
- CUDLÍN, P., NOVOTNÝ, R., MORAVEC, I., CHMELÍKOVÁ, E. 2001. Retrospective evaluation of the response of montane forest ecosystems to multiple stress. *Ekologia (Bratislava)* 20: 108–124.
- ČERNÝ, A. 1976. *Lesnická fytopatologie*, Praha.
- ČERMÁK, J., PRAX, A. 2001. Water balance of Southern Moravian floodplain forest under natural and modified soil water regimes and its ecological consequences. *Annals of Forest Science* 58: 15–29.
- ČERMÁK, P., JANKOVSKÝ, L. 2006. Škody ohryzem, loupáním a následnými hnilobami. *Lesnická práce*, edice *Folia Forestalia Bohemica*, svazek 1, 52 pp.
- DARBAH, J. N. T., KUBISKE, M. E., NELSON, N., OKSANEN, E., VAPAAVUORI, E., KAMOSKY, D. F. 2008. Effects of decadal exposure to interacting elevated CO₂ and/or O₃ on paper birch (*Betula papyrifera*) reproduction. Conference Information: 22nd Biannual Meeting of the IUFRO Research Group 7 01 Impacts of Air Pollution and Climate Change on Forest Ecosystems, SEP 10-16, 2006 Riverside, CA, Environmental Pollution, 155: 446–452.
- DALSTEIN, L., VOLLENWEIDER, P., VAS, N., GÜNTHARDT-GOERG, M. S. 2002. L'ozone et les conifères du Sud-Est de la France. *Forêt Méd.* 23: 105–116.
- DAVIS, D. D., GERHOLD, H. 1976. Selection of trees for tolerance of air pollutants. *U.S. For. Serv. Gen. Tech. Rep. NE.* 22: 61–66.
- DAY, M. E., GREENWOOD, M. S., WHITE, A. S. 2001. Age-related changes in foliar morphology and physiology in red spruce and their influence on declining photosynthetic rates and productivity with tree age. *Tree Physiology* 21: 1195–1204.
- DE MARTONNE, E. 1941. Nouvelle carte mondiale de l'indice s'aridité. *Météorology* 1941: 3–26.
- DESCHKA, G., DIMIC, N. 1986. *Cameraria ohridella* n.sp. aus Mazedonien, Jugoslawien (Lepidoptera, Lithocolletidae). *Acta Entom. Jugosl.* 22: 11–23.
- DE WIT H. A., MULDER, J., NYGAARD, P. H., AAMLID, D. 2000. Testing the aluminium toxicity hypothesis: a field manipulation experiment in mature spruce forest in Norway. In: *Acid Rain 2000*: 164. 6th International Conference on Acidic Deposition. Abstract Book
- DEVRIES, W., KLAP, J.M., ERISMAN, J.W. 2000. Effects of environmental stress on forest crown condition in Europe, Part I: Hypotheses and approach to the study. *Earth and Environmental Science* 119: 108–124.
- DĚTINSKÝ, R. 1996. Využití epifytických lišejníků pro bioindikaci znečištění ovzduší na Šumavě. *Silva Gabréta* 1: 51–69.
- DISE, N. B., MATZNER, E., GUNDERSEN, P. 1998. Synthesis of nitrogen pools and fluxes from European forest ecosystems. *Water, Air and Soil Pollution* 105: 143–154.
- DITTMAR, C., ZECH, W., ELLING, W. 2003. Growth variations of Common beech (*Fagus sylvatica* L.) under different environmental conditions in Europe – a dendroecological study. *Forest Ecology and Management*, 173: 63–78.
- DOBBERTIN, M., BRANG, P. 2001. Crown defoliation improves tree mortality models. *Forest Ecology and Management* 141: 271–284.

- 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.
- DOCHERTY, M., HURST, D. K., HOLOPAINEN, J. K., WHITTAKER, J. B., LEA, P. J., WATT, A. D. 1996. Carbon dioxide-induced changes in beech foliage cause female beech weevil larvae to feed in a compensatory manner. *Global-Change-Biology*, 2(4): 335–341.
- DOCHERTY, M., WADE, F. A., HURST, D. K., WHITTAKER, J. B., LEA, P. J. 1997. Responses of tree sap-feeding herbivores to elevated CO₂. *Global-Change-Biology*, 3(1): 51–59.
- DRLIČKA, R. 2004. Sucha na Moravě a ve Slezsku. Diplomová práce, deponována na PF MU Brno, 60 pp.
- DURY, S. J., GOOD, J. E. G., PERRINS, C. M., BUSE, A., KAYE, T. 1998. The effects of increasing CO₂ and temperature on oak leaf palatability and the implications for herbivorous insects. *Global-Change-Biology* 4(1): 55–61.
- ECKMÜLLNER, O., STERBA, H. 2000. Crown condition, needle mass and sapwood area relationships of Norway spruce (*Picea abies*). *Canadian Journal of Forest Research* 30: 1646–1656.
- EGLI, P., KÖRNER, C. 1997. Growth responses to elevated CO₂ and soil quality in beech-spruce model ecosystems. *Acta Oecologica*, 18(3): 343–349.
- EFFIS 2012. New fire causes classification scheme adopted for the European Fire Database. http://forest.jrc.ec.europa.eu/media/cms_page_media/82/Fire%20Causes%20classification%20scheme.pdf
- EICHHORN, J., SZEPELI, A., FERRETTI, M., DURRANT, D., ROSKAMS, P. 2004. Visual Assessment of Crown Condition. In: UN/ECE, Manual on Methods and Criteria for Harmonized Sampling, Assessment, Monitoring and Analysis of the Effects of Air Pollution on Forests. Federal Research Centre for Forestry and Forest Products, Hamburg.
- EICHHORN, J., ROSKAMS, P., FERRETTI, M., MUES, V., SZEPELI, A., DURRANT, D. 2010. Visual Assessment of Crown Condition and Damaging Agents. 49 pp. Manual Part IV. In: Manual on methods and criteria for harmonized sampling, assessment, monitoring and analysis of the effects of air pollution on forests. UNECE ICP Forests Programme Co-ordinating Centre, Hamburg. [<http://www.icp-forests.org/Manual.htm>]
- EMBERSON, L. D., BÜKER, P., ASHMORE, M. R. 2007. Assessing the risk cause by ground level ozone to European forest trees: A case study in pine, beech and oak across different climate regions. *Environmental pollution*, 147: 454–456.
- EMBERSON, L. D., ASHMORE, M. D., CAMBRIDGE, H. M., SIMPSON, D., TUOVINEN, J. P. 2000. Modelling stomatal ozone flux across Europe. *Environmental pollution*, 109: 403–413.
- EMMETT, B. A., BOXMAN, D., BREDEMEIER, M., GUNDERSEN, P., KJONAAS, O. J., MOLDAN, F., SCHLEPPI, P., TIETEMA, A., WRIGHT, R. F. 1998. Predicting the effects of atmospheric nitrogen deposition in conifer stands. evidence from the NITREX ecosystem scale experiments. *Ecosystem* 1: 352–360.
- EVANS, L. S., FITZGERALD, G. A. 1993. Histological effects of ozone on slash pine (*Pinus elliotivar densa*). *Environmental and Experimental Botany*, 33: 505–513.
- EVANS, L. S., MILLER, P. R. 1972. Ozone damage to ponderosa pine: a histological and histochemical appraisal. *American Journal of Botany*, 59: 297–304.
- FELIKSIK, E. 1972. Dendroclimatic studies on spruce (*Picea excelsa* L.): Part I. Studies of spruce in Gasienicowy Forest in the Tatra Mountains. *Acta Agraria et Silvestria, Series Silvestris* 12: 39–70.
- FELIKSIK, E. 1993. Wpływ klimatu na wielkość przyrostów radialnych lasotwórczych gatunków, występujących na terenie leśnictwa Bukowiec. *Acta Agraria et Silvestria, Series Silvestris* 31: 39–46.
- FELIKSIK, E., WILCZYŃSKI, S. 2009. The Effect of Climate on Tree-Ring Chronologies of Native and Nonnative Tree Species Growing Under Homogenous Site Conditions. *Geochronometria* 33: 49–57.
- FELIKSIK, E., WILCZYŃSKI, S., WAŁECKA, M. 1994. Klimatyczne uwarunkowania przyrostów kambialnych świerka pospolitego (*Picea abies* Karst) w leśnictwie Pierściec. *Acta Agrarie et Silvestria. Series Silvestris* 32: 53–59.
- FELLNER, R., PEŠKOVA, V. 1995. Effects of industrial pollutants on ectomycorrhizal relationships in temperate forests. *Can. J. Bot.* 73 (suppl.): 1310–1315.
- FENN, M., POTH, M., ABER, J., BARON, J., BORMANN, B., JOHNSON, D., LEMLY, D., MCNUTTY, S., RYAN, D., STOTTLEMYER, R. 1998. Nitrogen excess in North American ecosystems. Predisposing factors, ecosystem responses and management strategies. *Ecological Applications* 8: 706–733.
- FERRY, B. W., BADDELEY, M. S., HAWKSWORTH, D. L. (eds.) 1973. *Air Pollution and Lichens*. Athlone Press of the University of London, London.
- FITZGERALD, J., LINDNER, M. (eds.) 2013. *Adapting to climate change in European forests – Results of the MOTIVE project*. Pensoft Publishers, Sofia, 108 pp.
- FLEISCHMANN, F., RAIDL, S., OŚWALD, W. F. 2010. Changes in susceptibility of beech (*Fagus sylvatica*) seedlings towards *Phytophthora citricola* under the influence of elevated atmospheric CO₂ and nitrogen fertilization. *Environmental Pollution*, 15: 1051–1060.

- FORMAN, R. T. T., GORDON, M. 1993. Krajinná ekologie. Academia, Praha, 583 pp.
- FORMÁNEK, P., VRÁNOVÁ, V. 2003. A contribution of the effect of liming on forest soils: review of literature. *Journal of Forests Science*, 49(4): 182–190.
- FORST, P., DOLEJŠ, K., HENDRYCH, V., KUČERA, V., KUDLER, J. 1970. Ochrana lesů. SZN Praha. 423 pp.
- FRANCL, R. 2007. Lesní požáry v České republice s pohledu hasičů. *Lesnická práce* 86(8). <http://www.silvarium.cz/lesnicka-prace-c-08-07/lesni-pozary-v-ceske-republice-z-pohledu-hasicu>
- FRANK, D., ESPER, J. 2005. Characterization and climate response patterns of a high-elevation, multi-species tree-ring network in the European Alps. *Dendrochronologia*, 22: 107–121.
- FRANZ, E. H. 1981. A general formulation of stress phenomena in ecological systems In: BARRETT, G. W., ROSENBERG, R. (eds.): *Stress effects on natural ecosystems*. John Wiley&Sons, Chichester, New York, Brisbane, Toronto: 49–54.
- FREDICKSEN, T. S., SKELLY, J. M., STEINER, K. C., KOLB, T. E., KOUTERICK, K. B. 1996. Size-mediated foliar response to ozone in Black cherry trees. *Environmental Pollution*, 91.
- FRIEDRICH, D. A., TROUET, V., BÜNTGEN, U., FRANK, D.C., ESPER, J., NEUWIRTH, B., LÖFFLER, J. 2009. Species-specific climate sensitivity of tree growth in Central-West Germany. *Trees*, 23(4): 729–739.
- FRITTS, H. C. 1976. *Tree ring and climate*. Academic Press. London, New York, San Francisco, 567 pp.
- GARRETT, K. A., DENDY, S. P., FRANK, E. E., ROUSE, M. N., TRAVERS, S. E. 2006. Climate change effects on plant disease: genomes to ecosystems. *Annual Review of Phytopathology*, 44: 489–509.
- GÄUMANN, E. A. 1946. *Pflanzliche Infektionslehre*, Birkhäuser Verlag, Basel.
- GEHRING, M. 2004. *Methoden zur Vitalitätsbeurteilung von Bäumen. Vergleichende Untersuchungen mit visuellen, nadelanalytischen und bioelektrischen Verfahren*. Diss. No. 15341, ETH Zürich. In: 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.
- GITELSON, A. A., MERZLYAK, M. N., CHIVKUNOVA, O. B. 2001. Optical Properties and Nondestructive Estimation of Anthocyanin Content in Plant Leaves. *Photochemistry and Photobiology* 71: 38–45.
- GLOSER, J., PRÁŠIL, I. 1998. Fyziologie stresu. In: PROCHÁZKA, S., MACHÁČKOVÁ, I., KREKULE, J., ŠEBÁNEK, J. A. KOL.: *Fyziologie rostlin*. Academia Praha, 1998: 412–431.
- GLOSER, J. 1998. *Fyziologie rostlin*. Skriptum, Masarykova univerzita, Brno, 157 pp.
- GORDON, D. C., PERCY, K. E. 1999. Effect of UV-B dose on biosynthesis of epicuticular waxes in blue spruce (*Picea pungens* Engelm.) primary needles: preliminary investigation. *Water, Air, and Soil Pollution*, 116: 429–436.
- GRABAŘOVÁ, S., MARTINKOVÁ, M. 2000. Changes of Norway spruce (*Picea abies* /L./ Karst.) growth characteristics under the impact of drought. *Ekológia (Bratislava)* 19, Supplement 1/2000: 81–103.
- GRABAŘOVÁ, S., MARTINKOVÁ, M. 2001. Changes in mineral nutrition of Norway spruce (*Picea abies* /L./ Karst.) under the impact of drought. *Ekológia (Bratislava)* 20, Supplement 1/2001: 46–60.
- GRIME, J. P. 1981. *Plant strategies and vegetation processes*. 2nd edition, John Willey & sons, Chichester – New York – Brisbane – Toronto.
- GRUBER, F. 1994. Morphology of coniferous trees: Possible effects of soil acidification on the morphology of Norway spruce and silver fir. In: GODBOLD, D.L., HÜTTERMANN, A. (eds.). *Effects of acid rain on forest processes*, Wiley-Liss, New York, 265–324.
- GUNDERSEN, P., CALLESEN, I., DE VRIES, W. 1998. Nitrate leaching in forest ecosystems is related to forest floor C/N ratios. *Environmental Pollution*, 102: 403–407.
- GÜNTHARDT-GOERG M. S., MCQUATTIE C. J. 1998. *Betula pendula*: Responses to ozone in leaf, stem, and root cells. In: TSEKOS, I., MOUSTAKAS, M. (eds.), *Proc. First Balkan Bot. Congr.*, Kluwer, Dordrecht: 427–430.
- GÜNTHARDT-GOERG, M. S., MCQUATTIE, C. J., MAURER, S., FREY, B. 2000. Visible and microscopic injury in leaves of five deciduous tree species related to current critical ozone levels. *Environmental Pollution* 109: 489–500.
- HALL, J.L. 2002. Cellular mechanism for heavy metal detoxification and tolerance. *Journal of Experimental Botany* 53: 1–11.
- HANEWINKEL, M., HUMMEL, S., CULLMANN, D. A. 2010. Modeling and economic evaluation of forest biome shifts under climate change in Southwest Germany. *Forest Ecology and Management*, 259(4): 710–719.
- HART, J. J., WELCH, R. M., NORVELL, W. A., KOCHIAN, L. V. 2002. Transport interactions between cadmium and zinc in roots of bread and durum wheat seedlings. *Physiologia Plantarum* 116(1): 73–78.
- HARTMAN, G., NIENHAUS, F., BUTIN, H. 1998. *Farbatlas Waldschäden, Diagnose von Baumkrankheiten*. Stuttgart, Ulmer.
- HAVLÍČEK, F., MORAVEC, I., CUDLÍN, P. 2000. Vliv zdravotního stavu smrku ztepilého na první sezónní nálet lýkožrouta smrkového. In: PODRÁZSKÝ V., VACEK S., ULBRICHTOVÁ I. (eds.), *Monitoring, výzkum a management ekosystémů Národního parku Šumava*, Sborník z celostátní konference, *Lesnická práce*, Kostelec nad Černými lesy, 66–69.
- HAVRANEK, W. M., PFEIFHOFER, H., GRILL, D. 1990. Pigmentgehalte und Gaswechsel von Tief-und Hochlagenfichten nach

- chronischer Ozonbelastung.- Forstw. Cbl. 109: 200–209.
- HAWKSWORTH, D. L., ROSE, F. 1970. Qualitative scale for estimating sulphur dioxide air pollution in England and Wales using epiphytic lichens. *Nature* 227(5254): 145–148.
- HAYES, F., JONES, M. L. M., MILLS, G., ASHMORE, M. 2007. Meta-analysis of the relative sensitivity of semi-natural vegetation species to ozone. *Environmental Pollution* 146: 754–762.
- HÄTTENSCHWILER, S., SCHAFELLNER, C. 2004. Gypsy moth feeding in the canopy of a CO₂-enriched mature forest. *Global Change Biology*, 10(11): 1899–1908.
- HEIL, M., BOSTOCK, R. M. 2002. Induced systemic resistance (ISR) against pathogens in the context of induced plant defences. *Ann. Bot.* 89 (5): 503–512.
- HEIM, A. 2001. Chelating organic substances in roots and root exudates and their potential role in aluminium resistance of Norway spruce (*Picea abies* [L.] Karst.). ETH Zurich, Dissertation ETH Nr. 13807.
- HEIM, A., BRUNNER, I., FREY, B., FROSSARD, E., LUSTER, J. 2001. Root exudation, organic acids, and element distribution in roots of Norway spruce seedlings treated with aluminium in hydroponics. *J. Plant Nutr. Soil Sci.* 164: 519–526.
- HEIM, A., BRUNNER, I., FROSSARD, E., LUSTER, J. 2003. Aluminum Effects on *Picea abies* at Low Solution Concentrations. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 67: 895–898.
- HEIM, A., LUSTER, J., BRUNNER, I., FREY, B., FROSSARD, E. 1999. Effects of aluminium treatment on Norway spruce roots: Aluminium binding forms, element distribution, and release of organic substances. *Plant Soil* 216: 103–116.
- HENN, M., SCHOPF, R., FLEISCHMANN, F., OßWALD, W. 2000. Einfluss von CO₂ und N auf die Nahrungsqualität der Buche (*Fagus sylvatica*) für den Schwammspinner (*Lymantria dispar*, Lymantriidae, Lepidoptera). *Mitteilungen der Deutschen Gesellschaft für Allgemeine und Angewandte Entomologie*, 13: 433–436.
- HERBER, V., MAREŠOVÁ, L., TRÁVNÍČEK, J. 2007. Případová studie – Vichřice a lesní kalamita v Tatrách http://www.herber.webz.cz/www_slovakia/case_studies/vichrice.html
- HETTELINGH, J. P., POSCH, M., SLOOTWEG, J. (eds.) 2008. Critical load, dynamic modelling and impact assessment in Europa: CCE Status Report 2008, Netherlands Environmental Assessment Agency.
- HLÁSNÝ, T. 2012. Jak může ovlivnit změna klimatu smrkové porosty v ČR? *Lesnická práce* 91(1).
- HLÁSNÝ, T., BUCHTA, T., KONŮPKA, M., KOREŇ, M., BARKA, I. 2011. Hodnotenie vplyvu sucha na porasty duba cerového s využitím satelitných záznamov MODIS. In: STŘELECOVÁ, K., SITKOVÁ, Z., KURJAK, D., KMEŤ, J. (eds.) 2011. Stres suchom a lesné porasty. TU Zvolen, Národné lesnícke centrum – Lesnícky výskumný ústav Zvolen, Ústav ekológie lesa SAV vo Zvolene: 233–238.
- HOFMEISTER, J. 2001. Vliv sloučenin dusíku na lesní ekosystémy. In: HRUŠKA, J., CIENCIALA, E., 2001. Dlouhodobá acidifikace a nutriční degradace lesních půd – limitující faktor současného lesnictví. *MŽP ČR*: 24–32.
- HOLLING, C. S. 1973. Resilience and stability of ecological systems. *Ann. Rev. Ecol. Syst.* 4: 1–23.
- HOLUŠA, O. 2000. Lesní geobiocenózy Přírodní rezervace Palkovické hůrky (Podbeskydský bioregion, Česká republika). *Sbor. Přírodov. klubu v Uh. Hradišti*, 5: 82–109.
- HOLUŠA, O., HOLUŠA, J., st. 2008. Characteristics of 3rd (*Quercus-fageta* s. lat.) and 4th (*Fageta abietis* s. lat.) vegetation tiers of north-eastern Moravia and Silesia (Czech Republic). *Journal of Forest Science* 54: 439–451.
- HOLUŠA, O., ZOUHAR, V. 2012. Lesnická typologie – základní pojmy, účel a díla. *Lesnická práce* 91(4): 30–31.
- HOLZSCHUH, C., KREHAN, H. 1992. Blattschädling an Roßkastanie. *Forstschutz Aktuell* 9/10: 15–16.
- HRUŠKA, J., KROPÁČEK, J. 2005. Kyselý déšť stále s námi – zdroje, mechanismy, účinky, minulost a budoucnost. *MŽP ČR*, edice PLANETA XII(5), 24 pp.
- HRUŠKA, J., OULEHLE, F. 2008. Dusík v lesních ekosystémech. *Zrcadlo proměn. Vesmír* 87(12): 866.
- HRUŠKA, J., OULEHLE, F., KRÁM, P., SKOŘEPOVÁ, I. 2009. Účinky kyselého deště na lesní a vodní ekosystémy. 2. Vliv depozic síry a dusíku na půdy a lesy. *Živa* 57(3): 141–144.
- HUBER, C., BAIER, R., GÖTTLEIN, A., WEIS, W. 2006a. Changes in soil, seepage water and needle chemistry between 1984 and 2004 after liming an N-saturated Norway spruce stand at the Höglwald, Germany. *Forest Ecology and Management*, 233, 1: 11–20. ISSN 0378-1127.
- HUBER, C., WEIS, W., GÖTTLEIN, A. 2006b. Tree nutrition of Norway spruce as modified by liming and experimental acidification at the Höglwald site, Germany, from 1982 to 2004. *Annals of Forest Science*, 63, 8: 861–869.
- HŮNOVÁ, I., NOVÁK, V. 2001. Expoziční index AOT40 jako nástroj pro odhad účinku přízemního ozonu na ekosystémy. *Meteorologické zprávy*, 54(3): 65–72.
- HUSTON, D. R. 1992. A host-stress-saprogen model for forest dieback-decline diseases. In: MANION, P.D., LACHANCE, D. (eds.), *Forest Decline Concepts*. APS Press, St. Paul, Minnesota: 3–25.
- CHAKRABORTY, S., TIEDEMANN, A.V., TENG, P. S. 2000. Climate change: potential impact on plant diseases. *Environmental Pollution*, 108: 317–326.

- CHALUPKA, W., GIERTYCH, M., KROLIKOWSKI, Z. 1975. The effect of cone crops on growth in Norway spruce (*Picea abies* (L.) Karst). Arboretum Kornickie 20, 201–212.
- CHAPIN, F. S., MATSON, P. A., MOONEY, H. A. 2002. Principles of terrestrial ecosystem ecology. Springer, New York, Berlin.
- CHAPPELKA, A. H., CHEVONE, B. I., BURK, T. E. 1985. Growth response of yellow poplar (*Liriodendron tulipifera*) seedlings to ozone, sulfur dioxide and simulated acidic precipitation, alone and in combination. Environ. Exp. Bot. 25: 233–244.
- CHEN, Z., KOLB, T. E., CLANCY, K. M. 2001. Mechanisms of Douglas-fir resistance to western spruce budworm defoliation: bud burst phenology, photosynthetic compensation and growth rate. Tree Physiology 21: 1159–1169.
- CHERUBINI, P., FONTANA, G., RIGLING, D., DOBBERTIN, M., BRANG, P., INNES, J. L. 2002. Tree-life history prior to death: two fungal root pathogens affect tree-ring growth differently. Journal of Ecology 90: 839–850.
- CHEVONE, B. I., HERZFELD, D. E., KRUPA, S. V., CHAPPELKA, A. H. 1986. Direct effects of atmospheric sulfate deposition on vegetation. J. Air Pollut. Control Assoc. 36: 813–815.
- INNES, J. L. 1987. Air pollution and forestry. Forestry Commission, Bull. 70, 40 pp.
- INNES, J. L., SKELLY, J. M., SCHAUB, M. 2001. Ozone and broadleaved species. A guide to identification of ozone-induced foliar injury. WSL Birmensdorf, 136 pp.
- IPCC 2007. IPCC Fourth Assessment Report: Climate Change 2007 (AR4). http://www.ipcc.ch/publications_and_data.
- IRGESLEV, M. 1999. Above ground biomass and biomass distribution in a limed and fertilized Norway spruce (*Picea abies*) plantation. Part I. Nutrient concentrations. Forest Ecology and Management, 119: 13–20.
- IRGESLEV, M., HALBÄCKEN, L. 1999. Above ground biomass and biomass distribution in a limed and fertilized Norway spruce (*Picea abies*) plantation. Part II. Accumulation of biomass and nutrients. Forest Ecology and Management, 119: 21–31.
- ISAEV, A. S., OVCHINNIKOVA, T. M., PAL'NIKOVA, E. N., SUKHOVOL'SKII, V. G. 1997. Simulation modelling of the population dynamics of *Bupalus piniarius* in different climatic scenarios. Lesovedenie 4: 40–48.
- JANOUSH, D. 2002. Pravděpodobný dopad klimatické změny na evropské lesy. Lesnická práce 81(2).
- JANOUSH, D., URBAN, O., ACOSTA, M., HAVRÁNKOVÁ, K., POKORNÝ, R., ZVĚŘINOVÁ, Z., KLIMÁNKOVÁ, Z., 2004. Dopad extrémů počasí na tok uhlíku ve smrkovém porostu. In: ROŽNOVSKÝ, J., LITSCHMANN, T. (eds.) Sborník ze semináře „Extrémny počasí a podnebí“, Brno 11. 3. 2004.
- JENÍK, J. 1970. Homeostase krajiny. Acta ecologica natura ac regionis 1–2: 5–7.
- JANKOVSKÁ, Z., KULA, E. 2011. Příčiny lesních požárů v ČR (1992–2004) a jejich vývoj. Lesnická práce 90(4): 18–19.
- JANKOVSKÝ, L. 2000. Rizika aktivizace houbových patogenů a hmyzích škůdců lesních dřevin v souvislosti s předpokládanou klimatickou změnou. Zprávy lesnického výzkumu 4/2000.
- JONER, E. J., BRIONES, R., LEYVAL, C. 2000. Metal-binding capacity of arbuscular mycorrhizal mycelium. Plant Soil 226: 227–234.
- JUNG, T. 2004. Phytophthora schädigt Buchenbestände in ganz Bayern. LWF aktuell, 34: 36–37.
- JUNG, T. 2009. Beech decline in Central Europe driven by the interaction between *Phytophthora* infections and climatic extremes. Forest Pathology, 39(2): 73–94.
- JURA, S. 2000. Teoretický základ pro měření elektrické vodivosti, elektrického odporu a elektrické impedance pletiv živých stromů. Zprávy lesnického výzkumu 2/2000.
- JURSKIS, V. 2006. Eucalypt decline in Australia, and a general concept of tree decline and dieback. Forest Ecology and Management, 215: 1–20.
- JUSTICE, C. O., TOWNSHEND, J. R. G., VERMOTE, E. F., MASUOKA, E., WOLFE, R., SALEOUS, N. et al. 2002. An overview of MODIS land data processing and product status. Remote Sensing of Environment 83: 3–15.
- KALINA, J., 2005. Studium vlivu zvýšené koncentrace CO₂; metodické příspěvky ke studiu fotosyntézy. Habilitační práce, PF Ostravská univerzita v Ostravě. 35 pp.
- KALVOVÁ, J., BRÁZDIL, R. 1993. Změny klimatu In: MOLDAN, B. (ed.). Rizika změny klimatu a strategie jejich snížení. ČHMÚ Praha: 48–91.
- KARLSSON, P. E., ÖRLANDER, G., LANGVALL, O., UDDLING, J., HJORTH, U., WIKLANDER, K., ARESKOU, B., GRENNFELT, P. 2006. Negative impact of ozone on the stem basal area increment of mature Norway spruce in south Sweden. Forest Ecology and Management, 232: 146–151.
- KARLSSON, P. E., PLEIJEL, H., BELHAJ, M., DANIELSSON, H., DAHLIN, B., ANDERSSON, M., HANSSON, M., MUNTHE, J., GRENNFELT, P. 2005. Economic assessment of the negative impacts of ozone on crop yields and forest production. A case study of the estate Östads Säteri in Southwestern Sweden. Ambio, 34(1): 32–40.
- KASURINEN, A., KOKKO-GONZALES, P., RIIKONEN, J. et al. 2004. Soil CO₂ efflux of two silver birch clones exposed to elevated CO₂ and O₃ levels during three growing seasons. Global Change Biology, 10: 1654–1665.
- KAUFMAN, Y. J., TANRE, D. 1996. Strategy for Direct and Indirect Methods for Correcting the Aerosol Effect on Remote Sensing: from AVHRR to EOS-MODIS. Remote Sensing of Environment 55: 65–79.

- KEANE, K. D., MANNING, W. J. 1989. Ozone and acidic precipitation – effects on the growth of mycorrhizal and nonmycorrhizal paper birch and white-pine seedlings. *Phytopathology*, 76: 654–654.
- KELLER, T. 1981. Auswirkungen von Luftverunreinigungen auf Pflanzen. *Berichte Nr. 225*, Januar 1981. Sonderdruck aus *Heizung und Lüftung*, 48(1): 22–24.
- KERNAGHAN, K. 2005. Mycorrhizal diversity: Cause and effect? *Pedobiologia* 49: 511–520.
- KIVIMÄENPÄÄ, M., JÖNSSON, A. M., STJERNQUIST, I., SELLDÉN, G., SUTINEN, S. 2004. The use of light and electron microscopy to assess the impact of ozone on Norway spruce needles. *Environmental Pollution*, 127: 441–453.
- KIVIMÄENPÄÄ, M., SELLDÉN, G., SUTINEN, S. 2005. Ozone-induced changes in the chloroplast structure of conifers needles, and their use in ozone diagnostics. *Environmental Pollution*, 137, 466–475.
- KLAP, J. M., OUDE VOSHAAR, J. H., DE VRIES, W. E., ERISMAN, J. W. 2000. Effects of environmental stress on forest crown condition in Europe. Part IV: Statistical analysis of relationships. *Water Air Soil Pollution*, 119: 387–420.
- KMEŤ, J., KULLA, L., JAKUŠ, R., CUDLÍN, P., LIEURTIER, F. 2005. Analýza vzťahu medzi náletom kambiofágneho hmyzu a fyziologickým oslabením horských smrekových ekosystémov. *Beskydy* 18: 151–159.
- KOCA, D., SMITH, B., SYKES, M. T. 2006. Modelling regional climate change effects on potential natural ecosystems in Sweden. *Meddelanden fran Lunds Universitets Geografiska Institutioner, Avhandlingar*, 162: 35–55.
- KOLARÍK, J., MARTINKOVÁ, M., ČERMÁK, M., GEBAUER, R., ŠPINLEROVÁ, Z., DIENTSBIER, F., HORÁČEK, P., PRAUS, L., CUDLÍN, P., KREJČÍŘÍK, P., REŠ, B., ROMANSKÝ, M., JANKOVSKÝ, L., BERÁNEK, J., ČERMÁK, P., LIČKA, D., WESSOLLY, L. 2005. Péče o dřeviny rostoucí mimo les – II. Metodika ČSOP č. 6. ČSOP Vlašim, 720 pp.
- KONÔPKA, J. 1999. Ohrozenie lesných porastov mechanicky pôsobiacimi abiotickými činiteľmi (Endangerment of forest stands by mechanical abiotic factors, in Slovak). *Lesnícky Časopis—Forestry Journal* 45(1), 51–72 (summary in English).
- KONÔPKA, B., KONÔPKA, J. 2003. Static stability of forest stands in the seventh altitudinal vegetation zone in Slovakia. *Journal of Forest Science*, 49(10): 474–481.
- KONÔPKA, J., PETRÁŠ, R., TOMA, R., 1987. Štíhlostný koeficient hlavných drevín a jeho význam pri statickej stabilite porastov (Coefficient of slenderness in the main forest species and its importance for the static stability of forest stands, in Slovak). *Lesníctví—Forestry* 33(10): 887–904 (summary in English).
- KONŠEL, J. 1931. Stručný nástin tvorby a pěstění lesa v biologickém pojetí. *Knihovna Matice lesnické. Písek, Fr. Podhajský a spol.*, 538 pp.
- KOPECKÁ V., BUČEK A. 1999. Modelování možných důsledků globálních klimatických změn na území České republiky. *Agentura ochrany přírody a krajiny ČR Praha a Mendelova zemědělská a lesnická univerzita Brno*, 27 s.
- KOPROWSKI, M., ZIELSKI, A. 2006. Dendrochronology of Norway spruce (*Picea abies* (L.) Karst.) from two range centres in lowland Poland. *Trees*, 20: 383–390.
- KOUBA, J. 2006. Přírodní kalamity v lesích podle českých kronik 1091–1627. *Lesnická práce* 85(12).
- KOZLOWSKI, T. T., PALLARDY, S. G. 1997. *Growth Control in Woody Plants*. Academic Press, San Diego, 641 pp.
- KOZOVIĆ, A. R., MATYSSEK, R., BLASHKE, H., GÖTTLEIN, A., GRAMS, T. E. E. 2005. Competition increasingly dominates the responsiveness of juvenile beech and spruce to elevated CO₂ and/or O₃ concentrations through two subsequent growing seasons. *Global Change Biology* 11: 1387–1401.
- KOZOVIĆ, A. R., MATYSSEK, R., WINKLER, J. B., GÖTTLEIN, A., BLASCHKE, H., GRAMS, T. E. E. 2005. Aboveground space sequestration determines competitive success in juvenile beech and spruce trees. *New Phytologist*, 167: 181–196.
- KÖSTNER, B., MATYSSEK, R., HEILMEIER, H., CLAUSNITZER, F., NUNN, A. J., EIESSER, G. 2008. Sap flow measurement as a basis for assessing trace-gas exchange of trees. *Flora*, 203: 14–33.
- KÖRNER, C. 2003. Carbon limitation in trees. *Journal of Ecology*, 91: 4–17.
- KÖRNER, C., ASSHOFF, R., BIGNUCOLO, O., HÄTTENSCHWILER, S., KEEL, S. G., PELÁEZ-RIEDL, S., PEPIN, S., SIEGWOLF, R. T. W., ZOTZ, G. 2005. Carbon flux and growth in mature deciduous forest trees exposed to elevated CO₂. *Science*, 309: 1360–1362.
- KOZLOWSKI, T. T. 1980. Responses of shade trees to pollution. *Journal of Arboriculture*, 6(2): 29–40.
- KRAFT, G. 1884. *Beiträge zur Lehre von Durchforstungen, Schlagstellungen und Lichtungshieben*.
- KRAMER, M. G. 1986. Abiotic controls on long-term windthrow disturbance and temperate rain forest dynamics in Southeast Alaska. *Ecology* 82: 2749–2768.
- KRAUSE, C., MORIN, H. 1999. Tree-ring patterns in stems and root systems of black spruce (*Picea mariana*) caused by spruce budworms. *Canadian Journal of Forest Research* 29: 1583–1591.
- KRAUSE, G. H. M., PRINZ, B., JUNG, K. D. 1983. Forest effects in West Germany. In: DAVIS, D.D., MILLER, A.A., DOCHINGER, L. (eds.), *Proceedings of the Symposium Air pollution and the Productivity of the Forest: October 1983, Washington D.C., Izaak Walton League of America: 297–332*.

- KREJČÍ, R. 2001. Poškození smrkového lesa v Krušných horách. Vliv námrazy a změn ve složení emisí elektráren. *Vesmír* 80(10): 576.
- KŘÍSTEK, J. 1994. Hypotézy hynutí lesa. In: POLENO, Z., MORÁVEK, F., SÝKORA, P. (eds.) 1994. *Lesnický naučný slovník I*. Ministerstvo zemědělství ČR, Praha, 744 pp.
- KŘÍSTEK, Š., TUREK, K., RYCHTECKÁ, P., SAMEC, P. 2009. Průzkum zdravotního stavu smrkových porostů v Těšínských Beskydech. Výroční zpráva projektu MŽP VaV SP/2d1/93/07 CzechTerra, ÚHÚL, Frýdek-Místek.
- KUBÁT, J. 2007. Vliv očekávaných klimatických změn na hydrologický režim ČR. Prezentace přednášky na 16. zasedání Českého národního výboru pro omezování následků katastrof (ČNV ONK). <http://pocasi.chmi.cz/katastrofy/zapnv1607.html>
- KŮDELA, V., BARTOŠ, P., ČAČA, Z., DIRLBEK, J., FRIČ, F., LEBEDA, A., ŠEBESTA, J., ULRYCHOVÁ, M., VALÁŠKOVÁ, E., VESELÝ, D. 1989. *Obecná fytopatologie*. Academia, Praha, 388 pp.
- KULHAVÝ, J., MARKOVÁ, I., DRÁPELOVÁ, I., TRUPAROVÁ, S. 2009. The effect of liming on the mineral nutrition of the mountain Norway spruce (*Picea abies* L.) forest. *Journal of Forests Science*, 55, 1: 1–8.
- KUMMEROVÁ, M., ZEŽULKA, S., KRALOVÁ, K., MASAROVÍČOVÁ, E. 2010. Effect of zinc and cadmium on physiological and production characteristics in *Matricaria recutita*. *Biologia Plantarum* 54(2): 308–314.
- KULA, E., ZĄBECKI, W. 2007. Vztah poškození bleskem a kůrovci. *Lesnická práce* 86(7).
- KUPKA, I. 2002. Vliv možných klimatických změn na zastoupení dřevin v našich lesích. *Lesnická práce* 81(1).
- KURASOVÁ, I., KALINA, J., URBAN, O., ŠTROCH, M., ŠPUNDA, V. 2003. Acclimation of two distinct plant species, spring barley and Norway spruce, to combined effect of various irradiance and CO₂ concentration during cultivation in controlled environment. *Photosynthetica* 41: 513–523.
- LANG, R. 1915. Versuch einer exakten Klassifikation der Boden in klimatischer und geologischer Hinsicht, *Int. Mitteil. Bodenk.*, 5: 312–346.
- LARCHER, W. 1988. *Fyziologická ekologie rostlin*. Academia, Praha, 368 pp.
- LARCHER, W. 1995. *Physiological plant ecology. Ecophysiology and stress physiology of functional groups*. Springer-Verlag, Berlin, Heidelberg.
- LARCHER, W. 2001. *Ökophysiologie der Pflanzen*. Ulmer Verlag, Stuttgart.
- LAŠTŮVKA, A. (eds.) 1999. Klíněnka jírovcová. Zvláštní příloha časopisu *Veronika*, 4: 1–12.
- LAVIGNE, M. B., LITTLE, C. H. A., MAJOR, J. E. 2001. Increasing the sink-source balance enhances photosynthetic rate of 1-year-old balsam fir foliage by increasing allocation of mineral nutrients. *Tree Physiology* 21: 417–426.
- LAZARUS, R. S. 1974. Psychological stress and coping in adaptation and illness. *International Journal of Psychiatry in Medicine*, 5: 321–333.
- LE BLANC, F., DE SLOOVER, J. 1970. Relation between industrialization and growth of epiphytic lichens and mosses in Montreal. *Canad. J. Bot.*, Ottawa, 48: 1485–1496.
- LEAKE, J. R. 2001. Is diversity of ECM fungi important for ecosystem function? *New Phytology* 152: 1–3.
- LEKEŠ, V., DANDUL, I. 1999. Klasifikace rizika polomů – WINDARC. *Lesnická práce*, 78(5): 25.
- LEKEŠ, V., DANDUL, I. 2000. Using airflow modelling and spatial analysis for defining wind damage risk classification (WINDARC). *Forest Ecology Management*, 135(1–3): 331–344.
- LEPEDUŠ, H., CESAR, V., LJUBEŠIĆ, N. 2001. Chloroplast ultrastructure and chlorophyll levels in vegetative buds and needles of Norway spruce (*Picea abies* L. Karst.). *Period Biol* 103: 61–65.
- LEPŠOVÁ, A. 2001. Vliv acidifikace a melioračních opatření na ektomykorhizní systémlesních dřevin, především smrku ztepilého. In: HRUŠKA, J., CIENCIALA, E., 2001. *Dlouhodobá acidifikace a nutriční degradace lesních půd – limitující faktor současného lesnictví*. MŽP ČR: 128–135.
- LEVITT, J. 1972. *Responses of Plants to Environmental Stresses*. Academic Press, New York.
- LEVITT, J. 1978. Stress overview and interrelationships. In *Plant Cold Hardiness and Freezing Stress*, (P. H. Li A. Sakai). pp. 3–15. Academic Press, New York.
- LICHTENTHALER, H. K. 1995. Vegetation stress. Based on the International Symposium on Vegetation Stress. Munich-Neuherberg, June 19-21, 1995.
- LICHTENTHALER, H. K. 1997. In vivo chlorophyll fluorescence as tool for stress detection in plants. In: LICHTENTHALER, H. K. (ed.), *Applications of chlorophyll fluorescence of photosynthetic research, stress physiology, hydrology and remote sensing*, Kluwer Academic Publ., London et Dordrecht: 129–142.
- LICHTENTHALER, H. K. 2006. The Stress Concept in Plants: An Introduction. *Annals of the New York Academy of Sciences*, 851: 187–198.
- LILLESKOV, E. A., FAHEY, T. J., HORTON, T. R. 1998. Molecular genetic evidence of decline in belowground ectomycorrhizal diversity

- over an atmospheric nitrogen deposition gradient near Kenai, Alaska. In: AHONEN-JONNARTH, U., DANELL, E., FRANSSON, P., KÅRÉN, O., LINDAHL, B., RANGEL, I., FINLAY, R., eds. Abstracts of the second international conference on mycorrhiza. Uppsala, Sweden: Swedish University of Agricultural Sciences.
- LILLESKOV, E. A., FAHEY, T. J., HORTON, T. R., LOVETT, G. M. 2002. Belowground ECM fungal community change over a nitrogen deposition gradient in Alaska. *Ecology* 83: 104–115.
- LILLESKOV, E. A., FAHEY, T. J., LOVETT, G. M. 2001. ECM fungal aboveground community change over an atmospheric nitrogen deposition gradient. *Ecol Appl* 11: 397–410.
- LITSCHMANN T., KLEMENTOVÁ E., ROŽNOVSKÝ J. 2001. Palmerův index závažnosti sucha a jeho použití v našich podmínkách. Poster. In: Transport vody, chemikálií a energie v systéme pŕoda-rastlina-atmosféra, Bratislava 29. 11. 2001.
- LIU, X. P., GRAMS, T. E. E., MATYSSEK, R., RENNEBERG, H. 2005. Effects of elevated CO₂ and/or O₃ on C-, N-, and S-metabolites in the leaves of juvenile beech and spruce differ between trees grown in monoculture and mixed culture. *Plant Physiology and Biochemistry*, 43: 147–154.
- LOMSKÝ, B. et al., 1996. Poškození lesních porostů v Krušných horách po zimě 1995/1996. *Lesnická práce* 75(9): 325–327.
- LOMSKÝ, B., NOVOTNÝ, R., ŠRÁMEK, V., 2011. Změny ve výživě fosforem v mladých smrkových porostech. *Zprávy lesnického výzkumu* 56(2): 83–93.
- LÖVBLAD, G., KRAUSE, G., SANZ, M., J. 2000. Submanual for the Assessment of Ozone Injury on European Forest Ecosystems, Hamburg.
- LUGO, A. E., MCCORMICK, J. F. 1981. Influence of environmental stressors upon energy flow in a natural terrestrial ecosystem. In: BARRETT, G. W., ROSENBERG, R. (eds.), *Stress effects on natural ecosystems*. John Willey&Sons, Chichester, New York, Brisbane, Toronto: 79–102.
- MAC ARTHUR, R.H., WILSON, E.D. 1967. *The theory of island biogeography*. Princeton University Press, Princeton, New York.
- MAGILL, A., ABER, J., HENDRICKS, J., BOWDEN, R., MELILLO, J., STEUDLER, P. 1997. Biogeochemical response of forest ecosystems to simulated chronic nitrogen deposition. *Ecological Applications* 7: 402–415.
- MAGILL, A. H., ABER, J. D., BERNTSON, G. M., MCDOWELL, W. H., NADELHOFFER, K. J., MELILLO, J. M., STEUDLER, P. 2000. Long-term nitrogen additions and nitrogen saturation in two temperate forests. *Ecosystems* 3: 238–253.
- MACH, K. 2009. Zjišťování vitality dřevin fyzikálními metodami. *Disertační práce*, ČVUT v Praze.
- MÄKINEN, H., NÖJD, P., MIELIKÄINEN, K. 2001. Climatic signal in annual growth variation in damaged and healthy stands of Norway spruce [*Picea abies* (L.) Karst.] in southern Finland. *Trees* 15: 177–185.
- MANDRE, M. 2002. Stress concepts and plants. *Forestry Studies / Metsanduslikud uurimused* XXXVI: 9–16.
- MANION, P.D. 1981. *Tree disease concepts*. Prentice Hall Inc., Englewood Cliffs, NJ. 399 pp.
- MANION, P.D. 1991. *Tree disease concepts*. Prentice Hall Inc., Englewood Cliffs, NJ. 402 pp.
- MANION, P. D. 2003. Evolution of Concepts in Forest Pathology. *Phytopathology* 93: 1052–1055.
- MANION, P.D., LACHANCE, D. 1992. Forest decline concepts: an overview. In: MANION, P.D., LACHANCE, D. (eds.). *Forest Decline Concepts*. APS Press, St. Paul, Minnesota: 181–190.
- MANNING, W. J., TIEDEMANN, A. 1995. Climate change: Potential effects of increased atmospheric carbon dioxide (CO₂), ozone (O₃), and ultraviolet-B (UV-B) radiation on plant diseases. *Environmental Pollution*, 88(2): 219–245.
- MAREK, M. V. et al., 2011. Uhlík v ekosystémech České republiky v mĕnícím se klimatu. *Academia Praha*, 257 pp.
- MAREK, M., KALINA, J., MATOUŠKOVÁ, M. 1995. Response of photosynthetic carbon assimilation of Norway spruce exposed to long-term elevation of CO₂ concentration. *Photosynthetica* 33: 259–268.
- MARGALEF, R. 1963. Diversity and Stability: A Practical Proposal and a Model of Interdependence. In: *Diversity and Stability in Ecological Systems*. Brookhaven Symposia in Biology, 22: 25–38.
- MARSCHNER, H. 1995. *Mineral nutrition of higher plants*. Academic Press, London. Second edition.
- MATTHECK, A. 1991. *Trees – the mechanical design*. Springer Verlag, New York, 121 pp.
- MÁTYÁS, C., BOZIC, G., GÖMÖRY, D., IVANKOVIC, M., RASZTOVITS, E. 2008. Juvenile growth response of European beech (*Fagus sylvatica* L.) to sudden change of climatic environment in SE European trials. *iForest – Biogeosciences and Forestry*, Standard Article – doi: 10.3832/ifor0519-002.
- MATYSSEK, R., HAVRANEK, W. M., WIESER, G., INNES, J. L. 1997. Ozone and the forests in Austria and Switzerland. In: SANDERMANN, H., WELLBURN, A. R., HEATH, R. L. *Forest decline and ozone: a comparison of controlled chamber and field experiments*. Springer Ecological Studies, 127: 95–134.
- MATZNER, E., GROSHOLZ, C. 1997. Relationship between NO₃⁻ output, C/N ratios of the humus layer and N input in central European spruce forest (*Picea abies* Karst.) ecosystems. *Forstwissenschaftliches Centralblatt* 116: 39–44.
- MAURER, S., MATYSSEK, R., GÜNTHARDT-GOERG, M. S., LANDOLT, W., EINIG, W. 1997. Nutrition and the ozone sensitivity of birch (*Betula pendula*). I. Responses at the leaf level. *Trees* 12: 1–10.

- MCCULLOUGH, D., WAGNER, M. 1987. Evaluation of four techniques to assess vigor of water-stressed ponderosa pine. *Canadian Journal of Forest Research* 17: 138–145.
- MCLAUGHLIN, S., PERCY, K. 1999. Forest health in North America: Some perspective on actual potential roles of climate and air pollution. *Water Air Soil Pollution* 116: 115–197.
- MEDLYN, B. E., REY, A., BARTON, C. V. M., FORSTREUTHER, M. 2001. Aboveground growth responses of forest trees to elevated atmospheric CO₂ concentrations. In: KARNOSKY, D. F., CEULEMANS, R., SCARASCIA-MUGNOZZA, G. E., INNES, J. L. (eds) *The impact of carbon dioxide and other greenhouse gases on forest ecosystems*. Wallingford: CAB International, 127–146.
- MENCUCINNI, M., PIUSSI, P., ZANZI, S. A. 1995. Thirty years of seed production in a subalpine Norway spruce forest: patterns of temporal and spatial variation. *Forest Ecology and Management* 76: 109–125.
- MÍCHAL, I. 1992. *Ekologická stabilita*. Veronica pro MŽP ČR, Brno, 244 pp.
- MÍCHAL, I. 1994. *Ekologická stabilita*. 2. vyd. Veronica a MŽP ČR, Brno, 275 pp.
- MÍCHAL, I., BUČEK, A., HUDEC, K., LACINA, J., MACKŮ, J., ŠINDELÁŘ, J. 1992. *Obnova ekologické stability lesů*. Academia, Praha, 172 pp.
- MÍCHAL, I., PETŘÍČEK, V. (eds.) 1999. *Péče o chráněná území II. Lesní společenstva*. Agentura ochrany přírody a krajiny ČR, Praha, 714 pp.
- MIKKELSEN, T. N., RO-POULSEN, H. 1994. Exposure of Norway spruce to ozone increases the sensitivity of current year needles to photoinhibition and desiccation. *New Phytologist* 128: 153–163.
- MIKKELSEN, T. N., RO-POULSEN, H., PILEGAARD, K., HOVMAD, M. F., JENSEN, N.O., CHRISTENSEN, C. S., HUMMELSHOJ, P. 2000. Ozone uptake by an evergreen forest canopy: temporal variation and possible mechanisms. *Environmental Pollution* 109: 423–429.
- MIYAMOTO, Y., GRIESBAUER, H.P., GREEN, D.S. 2010. Growth responses of tree coexisting conifer species to climate across wide geographic and climate ranges in Yukon and British Columbia. *Forest Ecology and Management* 259, 514–523.
- MLČOUŠEK, M., KRÍSTEK, Š., MAŠKA J., RYCHTECKÁ, P., SAMEC, P., TOMEČEK, P., TUREK, K. 2009. *Předběžné výsledky šetření zdravotního stavu lesa v Těšínských Beskydech*. Research report of project Czech terra, 56 pp.
- MORAVEC, J. 1969. Succession of plant communities and soil development. *Folia geobotanica et phytotaxonomica*, 4/2: 133–164.
- MORAVEC, I., CUDLÍN, P., POLÁK, T., HAVLÍČEK, F. 2002. Spruce bark beetle (*Ips typographus* L.) infestation and Norway spruce status. Is there a causal relationship? *Silva Gabreta* 8: 255–264.
- MOŽNÝ, M. 2004. Hodnocení sucha na území ČR v letech 1891–2003. In: ROŽNOVSKÝ, J., LITSCHMANN, T. (eds.): *Extrémy počasí a podnebí*, Sborník z konference, Brno, 11. března 2004, CD, nestránkováno.
- MRKVA, R. 1993. Ochrana lesa: Ekologické pojetí a rozvoj, *Lesnictví – Forestry*, 39(8–9): 357–364.
- MRKVA, R., JANKOVSKÝ, L. 1996. Patogeni vaskulárních pletiv a jejich význam v procesu chřadnutí jehličnatých dřevin. *Lesnická práce* 75(6): 207–209.
- MRKVA, R., RIEDL, V. 2010. Praskliny kůry a poškození kmenů listnatých dřevin. *Lesnická práce* 89(6): 2–5.
- MUELLER-DOMBOIS, D. 1992. A natural dieback theory, cohort senescence as an alternative to the decline disease theory. In: MANION, P.D., LACHANCE, D. (eds.), *Forest Decline Concepts*. APS Press, St. Paul, Minnesota: 26–37.
- MZE ČR, VÚLHM 2004. *Monitoring stavu lesa v České republice 1984–2003*. MZe ČR, VÚLHM, Praha, 432 pp.
- MŽP, ČSÚ, CENIA 2012. *Statistická ročenka životního prostředí ČR*. Praha, 179 pp.
- NAVRATIL, S. 1995. Minimizing wind damage in alternative silviculture systems in boreal mixedwoods. *For. Can. and For. Lands Wildl. Alta. For. Serv. Edmonton, Alta. Canada-Alberta Partnership Agreement in For. Rep. No. 124*.
- NEČAS, O. 1972. *Obecná biologie*, Academia, Praha.
- NEGER, F. W. 1924. *Die Krankheiten Unserer Waldbaume Und Der Wichtigsten Gartengeholze*, Verlag Von Ferdinand Enke, Stuttgart.
- NEUMANN, U., ROHLE, H. 2001. The weather-dependent annual radial increment of Norway Spruce (*Picea abies* [L.] Karst.) in mountainous regions of Saxony. *Fortschrittswissenschaftliches Centralblatt* 120(5): 277–287.
- NILSEN, P. 2001. Fertilization experiments on forest mineral soils: A review of the Norwegian results. *Scandinavian Journal of Forest Research*, 16, 6: 541–554.
- NILSSON, J., GRENDEL, P. (eds.) 1988. *Critical loads for sulphur and nitrogen: Report from a workshop at Skokloster*. Nordic Council of Ministers, MiljNraport 1988: 15.
- NOVÁKOVÁ, P. 1997. *Klíněnka jírovcová (Cameraria ohridella Deschka & Dimić)*. [Dizertační práce]. Praha, Česká zemědělská univerzita, Fakulta agronomická. 131 pp.
- NOVOTNÝ, R. 2008. *Vliv zvýšených koncentrací přízemního ozonu a meteorologických faktorů na stav lesních porostů v České republice*. Disertační práce FLD ČZÚ Praha, 96 pp.
- NYLANDER, W. 1866. Les lichens du Jardin du Luxembourg. *Bull. Soc. Bot. Fr.* 13: 364–372.

- ODUM, E. P. 1971. Fundamentals of ecology. 3rd edition. W. B. Saunders Co., Philadelphia and London. 544 pp.
- ODUM, E. P. 1977. Základy ekologie. Academia, Praha.
- ODUM, E. P., FINN, J. T., FRANZ, E. 1979. Perturbation theory and the subsidy stress gradient. *Bio Science* 29: 349–352.
- OLLINGER, S. V., ABER, J. D., REICH, P. B. 1997. Simulating ozone effects on forest productivity: Interactions among leaf-, canopy-, and stand-level processes. *Ecological Applications*, 7(4): 1237–1251.
- ORESHKIN, D. G., SKOVSGAARD, J. P., VANCLAY, J. K. 1997. Estimating sapling vitality for Scots pine (*Pinus sylvestris* L.) in Russian Karelia. *Forest Ecology Management* 97: 147–153.
- ORWIG, D. A., ABRAMS, M. D. 1997. Variation in radial growth responses to drought among species, site, and canopy strata. *Trees* 11(8): 474–484.
- PAINE, L. A. 1967. Tree hazard control on recreation sites: estimating local budgets. USFS, Pacific Southwest Forest and Range Experiment Station, Research Note PSW-160: 5.
- PARRY, M. L. (ed.) 2000. Assessment of Potential Effects and Adaptation for Climate Change in Europe: The Europe ACACIA Project. Jackson Environment Institute, University of East Anglia, Norwich, United Kingdom, 320 pp.
- PAWSEY, R. G., STANKOVICOVA, L. 1974. Studies of extraction damage decay in crops of *Picea abies* in southern England. II. The development of *Stereum sanguinolentum* following experimental wounding and inoculation. *European Journal of Forest Pathology*, 4(4): 203–214.
- PEARSON, M., MANSFIELD, T. A. 1994. Effects of exposure to ozone and water stress on the following season's growth of beech (*Fagus sylvatica* L.). *New Phytologist*, 126: 511–515.
- PELL, E. J., SCHLAGNHAUFER, C.D., ARTECA, R. N. 1997. Ozone-induced oxidative stress: Mechanisms of action and reaction. *Physiologia Plantarum*, 100: 264–273.
- PELTOLA, H. M. 2006. Mechanical stability of trees under static loads. *American Journal of Botany* 93(10): 1501–1511.
- PERCY, K., FERRETTI, M. 2004. Air pollution and forest health: toward new monitoring concept. *Environmental Pollution*, 130: 113–126.
- PETER, M., AYER, F., EGLI, S. 2008. Nitrogen addition in a Norway spruce stand altered macromycete sporocarp production and below-ground ectomycorrhizal species composition. *New Phytologist* 149(2): DOI: 10.1046/j.1469-8137.2001.00030.x
- PETITCOLAS, V. 1993. Dendroécologie comparée de 4 espèces de conifères en limite forestière altitudinale dans le massif du Taillefer (Alpes du Nord). Rapport DEA, University of Grenoble 1, France, 66 pp.
- PFEFFER, A. et al. 1961. Ochrana lesů, SZN, Praha, 840 pp.
- PICKETT, S. T. A., WHITE, P. S. 1985. Patch Dynamics: A Synthesis. IN: PICKETT, S. T. A., WHITE, P. S. (eds.): The ecology of natural disturbance and patch dynamics: 371–384.
- PICKETT, S. T. A., WU, J., CADENASSO, M. L. 1999. Patch dynamics and the ecology of disturbed ground: A framework for synthesis. In: WALKER, L. R. (ed.), *Ecosystems of disturbed ground*. Elsevier, Amsterdam.
- PICHLER, P., OBERHUBER, W., 2007. Radial growth response of coniferous forest trees in an inner Alpine environment to heat-wave in 2003. *Forest Ecology and Management* 242: 688–699.
- PLAŠIL, P., CUDLÍN, P. 2005. Population dynamics of eight-toothed spruce bark beetle (*Ips typographus* /L./) in the area of national nature reserve Praděd. *Journal of Forest Science* 51: 359–370.
- PODRÁZSKÝ, V., VACEK, S. 2003. Možnosti úpravy žloutnutí lesních dřevin aplikací vápnění a hnojení. *Lesnická práce* 82(4).
- POKORNY, J. D. 1992. Urban tree risk management: a community guide to program design and implementation. St. Paul: USDA Forest Service. http://www.na.fs.fed.us/spfo/pubs/uf/utrm/urban_tree_risk_mgmnt.pdf
- POKORNY, J. D. 2003. Urban Tree Risk Management. A Community Guide to Program Design and Implementation. USDA Forest Service, St. Paul, 204 pp.
- POLÁK, T., CUDLÍN, P., MORAVEC, I., ALBRECHTOVÁ, J. 2004. Proportion of bud development types – new indicator of current tree health status? *Ekologia (Bratislava)* 23, Supplement 2/2004: 113–123.
- POLÁK, T., CUDLÍN, P., MORAVEC, I., ALBRECHTOVÁ, J. 2007. Macroscopic indicators for the retrospective assessment of Norway spruce crown response to stress in the Krkonoše Mountains. *Trees* 21: 23–35.
- PORKÁT, V. 2007. Letecká hasičská služba. Web Požáry.cz, <http://www.pozary.cz/clanek/8884-letecka-hasiccka-sluzba/>
- PRASAD, A. M., IVERSON, L. R. 1999. A Climate Change Atlas for 80 Forest Tree Species of the Eastern United States [database]. <http://www.fs.fed.us/ne/delaware/atlas/index.html>, Northeastern Research Station, USDA Forest Service, Delaware, Ohio.
- PRINZ, B., KRAUSE, H., STRATMANN, H. 1982. Vorläufiger Bericht der Landesanstalt für Immissionsschutz über Untersuchungen zur Aufklärung der Waldschäden in der Bundesrepublik Deutschland.- LIS Berichte 28, Essen.
- RAJDA, V. 1997. Zjišťování vitality stromů. *Lesnická práce* 76(1): 8–10.
- RAJDA, V., FABIÁNEK, P. 1999. Hodnocení vitality lesů elektrodiagnostickou metodou na monitoračních plochách ICP Forests v ČR. *Lesnická práce* 78(7).

- ROBERTS, B. R. 1976. The response of field grown white pine seedlings to different sulphur dioxide environments. *Environmental Pollution* 11(3): 175–180.
- ROLLAND, CH., LEMPÉRIÈRE, G. 2004. Effects of climate on radial growth of Norway spruce and interaction with attacks by the bark beetle *Dendroctonus micans* (Kug., Coleoptera: Scolytidae): a dendroecological study in the French Massif Central. *Forest Ecology and Management* 201: 89–104.
- ROLOFF, A. 1989. In: ROLOFF, A., BÄRTELS, A. 1996. *Gehölze*. Ulmer, Stuttgart, 702 pp.
- ROSEBERG I., FRANK J., STUANES A. O. 2006. Effects of liming and fertilization on tree growth and nutrient cycling in a Scots pine ecosystem in Norway. *Forest Ecology and Management*, 237: 191–207.
- ROSE, C. I., HAWKSWORTH, D. L. 1981. Lichen recolonization in London's cleaner air. *Nature* 289 (5795): 289–292.
- RUSEK, J. 2001. Vliv acidifikace, eutrofizace, lesního hospodaření a vápnění lesních půd na půdní faunu. In: HRUŠKA, J., CIENCIALA, E., 2001. Dlouhodobá acidifikace a nutriční degradace lesních půd – limitující faktor současného lesnictví. MŽP ČR: 139–145.
- RYBNÍČEK, M., ČERMÁK, P., HADAŠ, P., ŽID, T., KOLÁŘ, T. 2012a. Dendrochronological Analysis and Habitual Stress Diagnostic Assessment of Norway Spruce (*Picea abies*) Stands in the Drahany Highlands. *Wood research*, 57(2):189–206
- RYBNÍČEK, M., ČERMÁK, P., KOLÁŘ, T., PŘEMYSLOVSKÁ, E., ŽID, T. 2009. Influence of temperatures and precipitation on radial increment of Orlické hory Mts. spruce stands at altitudes over 800 m a.s.l. *Journal of Forest Science*, 55(6): 257–263.
- RYBNÍČEK, M., ČERMÁK, P., ŽID, T., KOLÁŘ, T. 2010. Radial Growth and Health Condition of Norway Spruce (*Picea abies* (L.) Karst.) Stands in Relation to Climate (Silesian Beskids, Czech Republic). *Geochronometria*, 36(1): 9–16.
- RYBNÍČEK, M., ČERMÁK, P., ŽID, T., KOLÁŘ, T. 2012b. Growth responses of Norway spruce (*Picea abies* (L.) Karst.) to the climate in the south-eastern part of the Českomoravská Upland (Czech Republic). *Geochronometria*, 39(2): 101–109.
- RYBNÍČEK, M., ČERMÁK, P., ŽID, T., KOLÁŘ, T. 2012c. Growth Responses of *Picea abies* to Climate in the Central Part of the Českomoravská Upland (Czech Republic). *Dendrobiology*, 68(1): 21–30.
- RYGIEWICZ, P. T., JOHNSON, M. G., GANIO, L. M., TINGEY, D. T., STORM, M. J. 1997. Lifetime and temporal occurrence of ectomycorrhizae on ponderosa pine (*Pinus ponderosa* Laws.) seedlings grown under varied atmospheric CO₂ and nitrogen levels. *Plant Soil* 189: 275–287.
- THESAMEC, P., MLČOUŠEK, M., HRUŠKA, J., OULEHLE, F., BUCHTA, N., PEXIDR, Z. 2008. Zonace ohrožení lesů stále aktuální. *Lesnická práce* 87(1).
- SANDER, C., ECKSTEIN, D., KYNCL, J., DOBRY, J. 1995. The growth of spruce (*Picea abies* (L.) Karst) in the Krkonose (Giant) Mountains as indicated by ring width and wood intensity. *Annales Des Sciences Forestieres* 52(5): 401–410.
- SANZ, M. J., CALATAYUD, V., CALVO, E. 2000. Spatial pattern of ozone injury in Aleppo pine related to air pollution dynamics in a coastal-mountain region of eastern Spain. *Environmental Pollution* 108: 239–247.
- SAVVA, J., OLEKSYN, J., REICH, P. B., TJOELKER, M. G., VAGANOV, E. A., MODRZYNSKI, J. 2006. Interannual growth response of Norway spruce to climate along an altitudinal gradient in the Tatra Mountains, Poland. *Trees*, 20: 735–746.
- SAXE, H., ELLSWORTH, D.S., HEATH, J. 1998. Tree and forest functioning in an enriched CO₂ atmosphere. *New Phytol.* 139: 395–436.
- SHIGO, A. L. 1986. *A New Tree Biology*. Shigo and Trees Associates, Durham, New Hampshire.
- SCHABERG, P. G., DEHAYES, D. H., HAWLEY, G. J., NIJENSOHN, S. J., 2008. Anthropogenic alterations of genetic diversity within tree populations: Implications for forest ecosystem resilience. *Forest Ecology and Management* 256: 855–862.
- SCHELHAAS, M. J. 2007. The wind stability of different silvicultural systems for Douglas-fir in the Netherlands: a model-based approach. *Forestry*, 81(3): 399–414.
- SCHIER, G. A. 1985. Response of red spruce and balsam fir seedlings to aluminum toxicity in nutrient solutions. *Canadian Journal of Forest Research*, 1985, 15(1): 29–33.
- SCHMITZ, S., ZINI, J., CHANDELIER, A. 2007. Involvement of Phytophthora species in the decline of beech *Fagus sylvatica* in Wallonia (Belgium). *Communications in agricultural and applied biological sciences*, 72(4): 879–885.
- SCHUBERT, R. (ed.) 1985. *Bioindikation in terrestrischen Ökosystemen*. Jena, Gustav Fischer Verlag. 327 pp.
- SCHULZE, E. D., BECK, E., MÜLLER-HOHENSTEIN, K. 2005. *Plant Ecology*. Springer Verlag, Berlin, 702 pp.
- SCHÜTZ, J. P., GÖTZ, M., SCHMID, W., MANDALLAZ, D. 2006. Vulnerability of spruce (*Picea abies*) and beech (*Fagus sylvatica*) forest stands to storms and consequences for silviculture. *European Journal of Forest Research*, 125(3): 291–302.
- SELLERS, P. J. 1985. Canopy Reflectance, Photosynthesis and Transpiration. *International Journal of Remote Sensing* 6: 1335–1372.
- SELYE, H. 1936. A syndrome produced by diverse nocuous agents. *Nature* 138: 32.
- SELYE, H. 1974. *Stress without distress*. J. P. Lippincott, Philadelphia.
- SELYE, H. 1975. Confusion and controversy in the stress field. *Journal of Human Stress* 1(2): 37–44.
- SEMELOVÁ, V., VACEK, S. 2010. Deficit hořčíku v lesních ekosystémech. *Lesnická práce* 89(8).

- SEMORÁDOVÁ, E. 2003. Poškození lesních porostů posypovou solí. *Lesnická práce* 82(1): 25–26.
- SIKSTRÖM, U. 1997. Effects of low-dose liming and nitrogen fertilization on stemwood growth and needle properties of *Picea abies* and *Pinus sylvestris*. *Forest Ecology and Management*, 95, 3: 261–274.
- SIKSTRÖM, U. 2002. Effects of liming and fertilization (N, PK) on stem growth, crown transparency, and needle element concentrations of *Picea abies* stands in southwestern Sweden. *Canadian Journal of Forest Research*, 32: 1717–1727.
- SIKSTRÖM, U. 2005. Pre-harvest soil acidification, liming or N fertilization did not significantly affect the survival and growth of young Norway spruce. *Silva Fennica* 39, 3: 341–349.
- SIMANOV, V. 2011. Vichřice – rostoucí hrozba evropským lesům. *Lesnická práce* 90(9): 42–45.
- SIMOVA–TOŠIČ, D., FILEV, S. 1985. Contribution to the horsechestnut miner (in Serbocroatia). *Zastftabilja*, Belgrade, 36: 235–239
- SINCLAIR, W. A. 1965. Comparison of recent declines of white ash, oaks and sugar maple in north-eastern woodlands. *Cornell Plantations* 20: 62–67.
- SINCLAIR, W. A. 1967. Decline of hardwoods: possible causes. *Proc Int Shade Tree Conf* 42: 17–32.
- SINCLAIR, W. A., HUDLER, G. W. 1988. Tree declines: four concept of causality. *J Arboricult* 14: 29–35.
- SKÄRBY, L., OTTOSSON, S., KARLSSON, P. E., WALLIN, G., SELLDÉN, G., MEDIN, E. L., PLEIJEL, H. 2004. Growth of Norway spruce (*Picea abies*) in relation to different ozone exposure indices: a synthesis. *Atmospheric Environment*, 38: 2225–2236.
- SKÄRBY, L., RO-POULSEN, H., WELLBURN, F. A. M., SHEPPARD, L. J. 1998. Impact of ozone on forests: a European Perspective. *New Phytol*, 139: 109–122.
- SKEFFINTON, R. A., ROBERTS, T. M. 1985. The effects of ozone and acid mists on Scotch pine saplings. *Oecologia* 65: 201–206.
- SKELLY, J. M. 1992. A Closer Look at Forest Decline: A Need for More Accurate Diagnostics. In: MANION, P. D., LACHANCE, D. (eds.). *Forest Decline Concepts*, APS Press, St. Paul, Minnesota: 85–107.
- SLODIČÁK, M., NOVÁK, J. 2006. Silvicultural measures to increase the mechanical stability of pure secondary Norway spruce stands before conversion. *Forest Ecology and Management* 224: 252–257.
- SLUGEŇOVÁ, K., DITMAROVÁ, L., KURJAK, D., VÁLKA, J. 2011. Drought and aluminium as stress actors in Norway spruce (*Picea abies* [L.]Karst) seedlings. *Journal of Forest Science*, 57(12): 547–554.
- SMILEY, E. T., GRAHAM Jr., A. W., CULLEN, S. 2004. Stromy versus blesky. *Zahrada – park – krajina* 3: 13–14.
- SMIT, A. L., BENGOUGH, A. G., ENGELS, C., NOORDWIJK, M., PELLERIN, S., GEIJN, S. C., 2000. *Root Methods – a Handbook*. Berlin, Heidelberg, Springer-Verlag: 587.
- SOLBERG, S. 1999. Crown condition and growth relationships within stands of *Picea abies*. *Scandinavian Journal of Forest Research* 14: 320–327.
- SOLBERG, S., MOSHAUG, E. 1999. Crown condition of Norway spruce: Within stand relationships and competition. *Forestry* 72: 329–336.
- SOLBERG, S., TØRSETH, K. 1997. Crown condition of Norway spruce in relation to sulphur and nitrogen deposition and soil properties in southeast Norway. *Environmental Pollution* 96: 19–27.
- SPINNLER, D., EGLI, P., KÖRNER, C. 2002. Four-year growth dynamics of beech-spruce model ecosystems under CO₂ enrichment on two different forest soils. *Trees*, 16: 423–436.
- STEYER, TOMICZEK 1998 In: VICENA, I. 2002. Hniloby stromů a polomy. *Lesnická práce*, 81(11): 499.
- STOKLASA, J. 1923. *Die Beschädigung der Vegetation durch Rauchgase und Fabriksexhalationen*. Urban and Schwartzenberg Verlag, Berlin und Wien, Germany, 487 pp.
- STOKLASA, M., FABIÁNEK, P. 1998. Dálkový průzkum země a pozemní šetření zdravotního stavu lesů ČR. *Lesnická práce*, 77(10): 368–370.
- STOLINA, M. et al. 1985. *Ochrana lesa. Příroda*, Bratislava. 480 pp.
- STŘELCOVÁ, K., SITKOVÁ, Z., KURJAK, D., KMEŤ, J. (eds.) 2011. *Stres suchom a lesné porasty. Aktuálny stav a výsledky výskumu*. Technická univerzita vo Zvolene, Národné lesnícke centrum – Lesnícky výskumný ústav Zvolen, Ústav ekológie lesa SAV vo Zvolene. 266 pp.
- STREET, H.E., ÖPIK, H. 1986. *The Physiology of Flowering Plants: Their Growth and Development*. Melbourne, Edward Arnold. 279 pp.
- SWERDTFEGER, F. 1970. *Die Waldkrankheiten*, Hamburg – Berlin In STOLINA, M. a kol. 1985. *Ochrana lesa, Příroda*, Bratislava.
- SZUJECKI, A. 1980. *Ekologia owadów leśnych*, Warszawa In STOLINA, M. a kol. 1985. *Ochrana lesa, Příroda*, Bratislava.
- ŠETLÍK, I., SEIDLOVÁ, F., ŠANTRŮČEK, J. 1998. *Fyziologie rostlin*. Biologická fakulta Jihočeské univerzity, skriptum, <http://kebr.prf.jcu.cz/download/lectures/KFR220/>.
- ŠIŠÁK, L. 2007. *Vlivy působící na lesní požáry a sociálně ekonomické škody*. *Lesnická práce* 86(6): <http://www.silvarium.cz/lesnicka-prace-c-06-07/vlivy-pusobici-na-lesni-pozary-a-socialne-ekonomicke-skody>
- ŠPUNDA, V., KALINA, J., ČAJÁNEK, M., PAVLÍČKOVÁ, H., MAREK, V. 1998. Long-term exposure of Norway spruce to elevated CO₂

- concentration induces changes in photosystem II mimicking an adaptation to increased irradiance. *Journal of Plant Physiology* 152: 413–419.
- ŠTOFKO, P., KODRÍK M. 2008. Comparison of the root system architecture between windthrown and undamaged spruces growing in poorly drained sites. *Journal of Forest Science* 54(4): 150–160.
- TANSLEY, A. G. 1929. *The British Isles and their vegetation*. Cambridge University Press, Cambridge.
- TATE, E. L., GUSTARD, A. 2000. Drought definition: a hydrological perspective, In: VOGT J.V., SOMMA, F. *Drought and Drought Mitigation in Europe*. Kluwer Academic Publishers: 23–48.
- TAYLOR, G. E. 1978. Plant and leaf resistance to gaseous air pollution stress. *New Phytology*, 80: 523–534.
- THOMASIUS, H. 1995. *Geschichte, Anliegen und Wege des Waldumbaus in Sachsen*. Studie Neuhoft-Pommern, 54 pp.
- TINGEY, D., TAYLOR, G. 1982. Variation in Plant response to Ozone: A Conceptual Model of Physiological Events. In: *Effects of Gaseous Air Pollution in Agriculture and Horticulture* (edited by M. H. Unsworth, D.P. Ormrod), Butterworth Scientific, London, Boston, Sydney, Wellington, Durban, Toronto.
- TOLASZ, R., ROŽNOVSKÝ, J., VALTER, J., KOHUT, M., KOTT, I. 2004. Hodnocení sucha roku 2003 na území ČR. In: ROŽNOVSKÝ, J., LITSCHMANN, T. (eds.): *Extrémní počasí a podnebí*, Sborník z konference, Brno, 11. března 2004, CD, nestránkováno.
- TOLASZ, R. at al. 2007. *Atlas podnebí Česka*. 1. vyd. Praha – Olomouc: Český hydrometeorologický ústav – Univerzita Palackého v Olomouci, 360 pp.
- TOMÁŠEK, L. 2007. Prevence vzniku lesních požárů u LČR. *Lesnická práce* 86(6): <http://www.silvarium.cz/lesnicka-prace-c-06-07/prevence-vzniku-lesnich-pozaru-u-lcr>
- TUOVINEN, J. 2000. Assessing Vegetation Exposure to Ozone: Properties of the AOT40 Index and Modifications by Deposition Modelling. *Environmental Pollution*, 109: 361–372.
- TUREK, K., RYCHTECKÁ, P., SAMEC, P., KRÍSTEK, Š. 2009. Průzkum zdravotního stavu smrkových porostů v Těšínských Beskydech. Research report of project Czech terra, 74 pp.
- TURNER, M. G. 1987. *Landscape heterogeneity and disturbance*. Springer, New York.
- TÜXEN, R. 1956. Die heutige potentielle natürliche vegetation als Gegenstand der Vegetationskartierung. *Angewandte Pflanzensoziologie Stolzenau/Weser* 13: 5–42.
- UHLÍŘOVÁ, H. 1991. Is it possible to use malondialdehyde content to damage assessment? IUFRO and ICP-Forests workshop on monitoring, Prachatice: 233–235.
- ULRICH, B. 1983. Soil acidity and its relation to acid deposition. In: ULRICH, B., PANKRATH, J. (eds.). *Effects of Accumulation of Air Pollutants in Forest Ecosystems*. Proc. Workshop, 16–19 May, 1982, Gijtingen. Reidel, Dordrecht, The Netherlands: 127–146.
- UNGER, F. 1833. *Die Exantheme der Pflanzen. Und einige mit diesen verwandte Krankheiten der Gewächse, pathogenetisch und nosographisch dargestellt*. C. Gerold, Wien, 422 pp.
- URBAN, O. 2003. Physiological impacts of elevated CO₂ concentration ranging from molecular to whole plant responses. *Photosynthetica* 41: 9–20.
- URBAN, O., MAREK, M. 1999. Seasonal changes of selected parameters of CO₂ fixation biochemistry of Norway spruce under long-term impact of elevated CO₂. *Photosynthetica* 36: 533–545.
- URBAN, O., POKORNÝ, R., KALINÁ, J., MAREK, M. V. 2003. Control mechanisms of photosynthetic capacity under elevated CO₂ concentration: evidence from three experiments with Norway spruce trees. *Photosynthetica* 41: 69–75.
- URBAN, O., ZITOVÁ, M., POKORNÝ, R., TOMÁŠKOVÁ, I., MAREK, M. V. 2011. Podstata a ekofyziologické předpoklady ukládání uhlíku. In: MAREK, M. V. et al. 2011. *Uhlík v ekosystémech České republiky v měnícím se klimatu*. Academia Praha: 51–98.
- VALKAMA, E., KORICHEVA, J., OKSANEN, E. 2007. Effects of elevated O₃, alone and in combination with elevated CO₂, on tree leaf chemistry and insect herbivore performance: a meta-analysis. *Global Change Biology*, 13: 184–201.
- VAN DEUSEN, P. C., REAMS, G. A., AND COOK, E. R. 1991. Possible red spruce decline: contributions of tree-ring analysis. *Journal of Forestry* 89: 20–24.
- VAVŘÍČEK, D. 1998. Možnosti využití mletých bazických horninových mouček v lesnictví. In: *Vliv imisí na lesy a lesní hospodářství Beskyd*, Vol. 11, 89–96.
- VAVŘÍČEK, D. 2001. Some hazards resulting from surface limit of forest ecosystems in higher elevations. In: HRUŠKA, J., CIENCELA, E. (eds.) *Long-term acidification and nutrient degradation of forest soils – limiting factors of forestry today*. MŽP ČR: 128–130.
- VAVŘÍČEK, D., BETUŠOVÁ, M. 1996. Vliv různé dávky povrchového vápnění na jednotlivé složky smrkových ekosystémů v imisních oblastech vyšších poloh Beskyd. In: *Vliv imisí na lesy a lesní hospodářství Beskyd*, 8: 129–132.
- VICENA, I. 1964. *Ochrana proti polomům*. SZN Praha. 180 pp.
- VICENA, I. 2000. *Námrazové mapy*. *Lesnická práce* 79(7).
- VICENA, I. 2001. Hniloby stromů a polomy. *Zprávy lesnického výzkumu – Reports of Forestry Research*, 46(2/2001): 125–127.

- VICENA, I. 2002. Hniloby stromů a polomy. Lesnická práce 81(11): 499.
- VICENA, I. 2003. Námraza v našich lesích. Matice lesnická, s. r. o., Písek. 132 pp.
- VICENA, I., PAŘEZ, J., KONŮPKA, J. 1979. Ochrana lesa proti polomům. SZN Praha, Praha, 244 pp.
- VINŠ, B. et al. 1996. Dopady možné změny klimatu na lesy v České republice. Národní lesnický komitét, 135 pp.
- VINŠ, B. et al. 1997. Impacts of a Potential Climate Change on Forests of the Czech Republic. Praha, Národní lesnický komitét, 142 pp.
- VIRTANEN, T., NEUVONEN, S., NIKULA, A., VARAMA, M., NIEMELA, P., KORPILAHTI, E. 1996. Climate change and the risks of Neodiprion sertifer outbreaks on Scots pine. Special issue on climate change, biodiversity and boreal forest ecosystems: papers selected from the International Boreal Forest Research Association conference held in Joensuu, Finland, 30 July – 5 August, 1995. *Silva-Fennica*, 30(2/3): 169–177.
- VITAS, A. 2004. Tree rings of Norway spruce (*Picea abies* (L.) Karsten) in Lithuania as drought indicators: dendroecological approach. *Polish Journal of Ecology*, 52(2): 201–210.
- VITOUSEK, P. M., REINERS, W. A. 1979. Ecosystem succession and nutrient retention. A hypothesis. *Bioscience*, 25: 376–381.
- VOGELMANN, J. E., ROCK, B. N., MOSS, D. M. 1993. Red Edge Spectral Measurements from Sugar Maple Leaves. *International Journal of Remote Sensing* 14: 1563–1575.
- VOLLENWEIDER P., OTTIGER M., GÜNTHARDT-GOERG M. S. 2003. Validation of leaf ozone symptoms in natural vegetation using microscopical methods. *Environmental Pollution*, 124: 101–118.
- VOLLENWEIDER, P., KELTY, M. J., HOFER, R. M., WOODCOCK, H., 2003. Reduction of stem growth and site dependency of leaf injury in Massachusetts black cherries exhibiting ozone symptoms. *Environmental Pollution*, 125: 467–480.
- WADDINGTON, C. H. 1977. *Tools for Thought*. Basis Books Inc., New York.
- WAGENER, W. W., 1963. *Judging Hazards from Native Trees in California Recreational Areas : A Guide for Professional Foresters*. USFS Research Paper PSWP1: 29.
- WALTER, H., LIETH, H. 1960. *Klimadiagramm-Weltatlas*. Jena, Fischer Verlag.
- WARGO, P. M., AUCLAIR, A. N. D. 2000. Forest declines in response to environmental change. In: MICKLER, R. A., BIRDSEY, R. A., HOM, J. (eds.) *Responses of northern U.S. forests to environmental change*. Ecological studies 139. New York: Springer-Verlag: 117–145.
- WARGO, P. M., BERGDAHL, D. R., TOBI, D. R., OLSON, E. W. 1993. Root vitality and decline of red spruce. *Contrib. Biol. Arborum*, 4.
- WARING, R. H., NEWMAN, K., BELL, J. 1981. Efficiency of tree crowns and stemwood production at different canopy leaf densities. *Forestry* 54: 129–137.
- WARING, R. H. 1987. Characteristics of trees predisposed to die. *BioScience* 37: 569–573.
- WATT, A. D., LINDSAY, E., LEITH, I. D., FRASER, S. M., DOCHERTY, M., HURST, D. K., HARTLEY, S. E., KERSLAKE, J. 1996. The effects of climate change on the winter moth, *Operophtera brumata*, and its status as a pest of broadleaved trees, Sitka spruce and heather. Implications of Global environmental change' for crops in Europe, 1–3 April 1996, Churchill College, Cambridge, UK. *Aspects-of-Applied-Biology*, 45: 307–316.
- WERRES, S. 1995. Influence of the Phytophthora isolate and the seed source on the development of beech (*Fagus sylvatica*) seedling blight. *European Journal of Forest Pathology*, 25: 381–390.
- WESSOLLY, L. 1997 In: WESSOLLY, L., ERB, M. 1998. *Handbuch der Baumstatik und Baumkontrolle (Manual of tree statics and tree control)*. Berlin, Germany: Patzer-Verlag, 270 pp.
- WHEELER, H. 1975. *Plant pathogenesis*. Springer-Verlag, Berlín.
- WILHITE, D. A., GLANTZ, M.H. 1985. Understanding the drought phenomenon: The role of definitions, *Water International* 10: 111–120.
- WILLIAMS, D. W., LIEBHOLD, A. M. 1995. Herbivorous insects and global change: potential changes in the spatial distribution of forest defoliator outbreaks. Terrestrial ecosystem interactions with global change. The First GCTE Science Conference Woods Hole, Massachusetts, USA, 23 - 27 May 1994. *Journal-of-Biogeography* 22: 4–5, 665–671.
- WILLIAMS, D. W., LIEBHOLD, A. M. 1995. Forest defoliators and climate change: potential changes in spatial distribution of outbreaks of western spruce budworm (Lepidoptera: Tortricidae) and gypsy moth (Lepidoptera: Lymantriidae). *Environmental-Entomology* 24: 1–9.
- WIMMER, R., GRABNER, M. 1997. Effects of climate on vertical resin duct density and radial growth of Norway spruce (*Picea abies* (L. Karst.)). *Trees* 11: 271–276.
- WIPFLER, P., SEIFERT, T., HEERDT, C., WERNER, H., PRETZSCH, H. 2005. Growth of adult Norway spruce (*Picea abies* [L.] Karst.) and European beech (*Fagus sylvatica* L.) under free-air ozone fumigation. *Plant Biology*, 7: 611–618.

- WULDE, M. A., FRANKLIN, A. E. 2007. Understanding forest disturbance and spatial pattern. Remote sensing and GIS approaches. Taylor&Francis, Boca Raton, Florida.
- YARWOOD, C. E. 1959. Predisposition. In: HORSFALL, I. J. G., DIMOND A. E. (eds.). 1959. Plant Pathology: An Advanced Treatise. Academic Press, New York: 521–562.
- YUAN-ZHEN, L., SHAN-ZHI, L., ZHI-YI, Z., WEI, Z., WENG-FENG, L. 2006. Plant Antifreeze Proteins and Their Expression Regulatory Mechanism. Forestry Studies in China, 7(1): 46–52.
- ZAHRADNÍK, P. 2008. Kalamity v českých lesích – minulost a současnost. In: Sborník z konference „Fakta a mýty o českém lesním hospodářství“, Praha 24. června 2008: 31–51.
- ZAK, D. R., HOLMES, W. E., PREGITZER, K. S. 2007. Atmospheric CO₂ and O₃ alter the flow of N-15 in developing forest ecosystems. Ecology, 88: 2630–2639.
- ZEMAN, M. 2011. Geobiocenologické charakteristiky jednotek stanovišť „přirozených borů“ v oblasti Třeboňské pánve. [Diplomová práce]. Mendelova Universita v Brně, Lesnická a dřevařská fakulta, 86 pp.
- ZLATNÍK, A. 1959. Přehled slovenských lesů podle skupin lesních typů. Spisy Věd. Labor. Biocenologie a typologie lesa Lesn. fak. VSŽ v Brně, 3: 1–159.

OBSAH

1. STRES A VITALITA STROMU

1.1 Stres, stresor, stresová reakce	7
1.1.1 Historie vzniku a vývoje konceptů stresu	7
1.1.2 Stresory a jejich působení	13
1.1.3 Reakce na stres	21
1.1.4 Obranné reakce rostlin	25
1.2 Dynamika lesních ekosystémů ve vztahu k stanovišti	29
1.2.1 Bionomické strategie druhů	29
1.2.2 Sukcese ekosystémů	33
1.2.3 Závěrečné sukcesní stádium – klimax	41
1.2.4 Vývojové cykly společenstev – vývojové generační cykly	42
1.2.5 Trvalé ekologické podmínky jako predispoziční faktor	44
1.3 Vitalita dřeviny a její sledování	51
1.3.1 Vitalita a její indikátory	51
1.3.2 Radiální růst jako indikátor vitality	56
1.3.3 Zjištění stupně transformace koruny a stanovení adaptačního potenciálu smrku ztepilého	58

2. ONEMOCNĚNÍ, CHŘADNUTÍ

2.1 Zdraví, onemocnění, choroba a související pojmy	67
2.2. Projevy a průběh onemocnění	73
2.2.1 Definice pojmů	73
2.2.2 Přehled symptomů	73
2.3 Parazit, patogen	81
2.3.1 Definice pojmů	81
2.3.2 Formy parazitismu	82
2.3.3 Patogenismus	84
2.4 Chřadnutí lesa – „forest decline“	89
2.4.1 Definice „forest decline“	89
2.4.2 „Decline“ jako přírodní stabilizační proces	94

3. HODNOCENÍ ZDRAVOTNÍHO STAVU STROMU A LESA

3.1 Přístupy k hodnocení stavu stromu a lesa	97
3.1.1 Arboristická hodnocení	97
3.1.2 Systematický monitoring stavu lesa	100
3.1.3 Hlavní výsledky monitoringu stavu lesa dle ICP Forests	106
3.1.4 Hodnocení zdravotního stavu lesa metodou DPZ	111
3.2 Parametry hodnocení stavu stromu	119
3.2.1 Parametry dle ICP Forests	120
3.2.2 Další parametry dle Cudlína et al. (2001)	135
3.3 Další dostupné údaje o stavu lesa	139
3.3.1 Nahodilé těžby	140
3.3.2 Evidence výskytu škodlivých činitelů	144
3.3.3 Oblastní plány rozvoje lesa	150

4. ANTROPOGENNÍ STRES

4.1 Antropogenní imise a jejich působení na les a lesní prostředí	153
4.1.1 Vývoj znečištění ovzduší v ČR	153
4.1.2 Působení polutantů na dřeviny, jejich společenstva a lesní ekosystémy	159
4.2 Oxidační stres – působení přízemního ozonu na rostliny	181
4.2.1 Působení ozonu na dřeviny a jejich porosty	181
4.2.2 Synergické působení ozonu a CO ₂ na lesní dřeviny	190
4.3 Klimatické změny a jejich očekávané dopady na dřeviny a lesní ekosystémy	193
4.3.1 Příčiny a scénáře klimatických změn	193
4.3.2 Klimatické změny ve vztahu k lesním ekosystémům a hospodaření v nich	205
4.4 Lesní požáry	221
4.4.1 Vznik, příčiny lesních požárů a jejich likvidace	221
4.4.2 Evidence, prognóza, ochrana	229

5. ABIOTICKÝ STRES A POŠKOZENÍ

5.1 Vodní stres	239
5.1.1 Stres z nadbytku vody	239
5.1.2 Stres z nedostatku vody	240
5.2 Teplotní stres	251
5.2.1 Stres vyvolaný nízkými teplotami	251
5.2.2 Stres vyvolaný vysokými teplotami	257
5.3 Mechanická poškození dřevin větrem, sněhem, námrazou a krupobitím	259
5.3.1 Charakteristika původců a popis škodlivých účinků	259
5.3.2 Významné kalamity v českých lesích	265
5.3.3 Faktory ovlivňující poškození	268
5.3.4 Možnosti predikce výskytu a stanovení rizika uplatnění	277
5.4 Další abiotické stresory a poškození	283
5.4.1 Poškození bleskem	283
5.4.2 Poruchy minerální výživy	285

LITERATURA	295
----------------------	-----

doc. Ing. Petr Čermák, Ph.D., prof. Ing. Otakar Holuša, Ph.D. et Ph.D.,
doc. RNDr. Pavel Cudlín, CSc., prof. Dr. Ing. Libor Jankovský

OCHRANA DŘEVIN

Obecná ochrana, abiotické a antropogenní stresory

Vydala Lesnická a dřevařská fakulta MENDELUV Brně
Brno 2014

Obálka a grafická úprava Petr Čermák
Autoři fotografií: Pavel Cudlín, Petr Čermák, Pavol Gavlák, Otakar Holuša,
Libor Jankovský, Dalibor Kuňák, Radomír Mrkva, Dagmar Palovčíková
Vydání 1. – 314 str. (124 obr., 21 tab.)

Publikace vznikla v rámci řešení projektu Inovace biologických a lesnických disciplín
pro vyšší konkurenceschopnost InoBio – CZ.1.07/2.2.00/28.0018
Tento projekt je spolufinancován Evropským sociálním fondem a Státním rozpočtem ČR



INVESTICE DO ROZVOJE VZDĚLÁVÁNÍ