

Česká zemědělská univerzita v Praze

Fakulta agrobiologie, potravinových a přírodních zdrojů

Katedra botaniky a fyziologie rostlin



Studium biotického a abiotického poškození listnatých dřevin

Diplomová práce

Autor práce: Bc. Petra Šrůtková

Vedoucí práce: Ing. František Hnilička, Ph.D.

© 2013 ČZU v Praze

Čestné prohlášení

Prohlašuji, že svou diplomovou práci „Studium biotického a abiotického poškození listnatých dřevin“ jsem vypracovala samostatně pod vedením vedoucího diplomové práce a s použitím odborné literatury a dalších informačních zdrojů, které jsou citovány v práci a uvedeny v seznamu literatury na konci práce. Jako autorka uvedené diplomové práce dále prohlašuji, že jsem v souvislosti s jejím vytvořením neporušila autorská práva třetích osob.

V Praze dne 10. 4. 2013

Petra Šrůtková

Poděkování

Děkuji svému školiteli Ing. F. Hnilčkov, Ph.D., za čas věnovaný konzultacím a za podnětné připomínky k práci. Dále děkuji celému svému okolí za trpělivost a podporu.

Souhrn

Negativní vlivy vnějšího prostředí neboli stresory způsobují abnormální stav organismu, který nazýváme stresem. Působení stresorů (biotických, abiotických nebo antropogenních) zpomaluje životní funkce rostliny, může poškodit jednotlivé orgány, případně způsobí až odumření rostliny. Díky vzniku poškození, které zapříčiňují různorodé vlivy prostředí působící obvykle v kombinaci, může dojít v lesním ekosystému k narušení jednotlivců nebo i celých skupin dřevin a tím k prosvětlování lesních porostů, k negativnímu ovlivňování kvality lesních porostů a znehodnocování dřevní biomasy.

Předmětem práce bylo sledování míry poškození listové plochy v průběhu vegetační sezóny roku 2012 u listnatých druhů dřevin v oblasti Rýchor v Krkonošském národním parku. Zkoumanými dřevinami byly: bříza bělokorá, javor klen a buk lesní. Všechny tyto dřeviny se v dané oblasti vyskytují hojně a vzájemně se od sebe liší rozdílnou citlivostí k nepříznivým podmínkám prostředí.

Míra poškození byla hodnocena prostřednictvím obrazové analýzy za pomoci přístroje WinDIAS. Výsledky byly konfrontovány s vlivy abiotických stresorů (zejména teploty a srážek) a znečištění ovzduší (množství imisí SO_2 , NO_x a O_3).

Výsledkem našeho jednovětačnického místního výzkumu bylo, že listnaté dřeviny v dané zájmové lokalitě nebyly žádným stresem významně poškozené. Sledované poškození bylo především zapříčiněno přirozenými zdroji. Z antropogenního znečištění jsme zaznamenali pouze pravděpodobný vliv zvýšených koncentrací přízemního ozonu na rostliny buku a částečně i javoru. Přízemní ozon v dnešní době představuje patrně nejvýznamnější atmosférickou škodlivinu s vlivem na zdraví lesních ekosystémů. I když námi sledovaná lokalita je zařazena do oblasti se zhoršenou kvalitou ovzduší z hlediska překračování imisního limitu právě pro přízemní ozon nedochází k žádnému masivnímu narušování lesních ekosystémů, jako tomu bylo u dřívějšího překračování imisního limitu pro oxid siřičitý.

Klíčová slova:

Stres, listnaté dřeviny, negativní vlivy prostředí, znečištění ovzduší, obrazová analýza

Summary

The negative effects of external environment or stressors cause abnormal condition of the organism, which we call stress. Exposure of stressors (biotic, abiotic and anthropogenic) slows vital functions of plants, also the stressors can damage various organs. There are possibility to causes death of the plant. Due to the damage that cause various environmental influences can usually with others stressors combination, can cause disruption in forest ecosystem to individuals or whole groups of tree species and thus illumination of forest, negatively influencing of forest's quality and degradation of forest and woody biomass.

The object of this study was monitoring extent of damage leaf area during the growing season of 2012 for deciduous tree species in the area of Rýchory in the Krkonoše National Park. Tree species which were examined: silver birch, sycamore maple and European Beech. All of these species in a given area are abundant and mutually differ from each different sensitivity to adverse environmental conditions.

Degree of damage was evaluated by visual analysis with using the device WinDIAS. The results were compared with abiotic factors (mainly temperature and precipitation) and air pollution (the amount of pollutants SO_2 , NO_x and O_3).

The result of our local one vegetation research was that deciduous trees species were not damaged to no stress significantly in interest area. Monitored damage was primarily caused by natural sources. From anthropogenic pollution we registered only the likely impact of elevated concentrations of ground-level ozone on plants of European beech and in a part of maple. Today the ground-level ozone represents the most important atmospheric pollutant with the influence of the health of forest ecosystems. Although the monitored location is included in the deteriorated air quality in terms of exceed the limit value just for ground-level ozone there is no massive disruption of forest ecosystems, as it was in previous years where the limit values of sulfur dioxide are exceeded.

Keywords:

Stress, deciduous trees, negative environmental effects, air pollution, visual analysis

Obsah

1	Úvod	8
2	Cíle práce	9
3	Literární přehled	10
3.1	Rostlina a stres	10
3.1.1	Definice stresu.....	10
3.1.2	Obranné mechanismy rostlin	10
3.1.3	Stresová reakce	11
3.1.4	Stresory	13
3.1.5	Negativní vlivy člověka na rostliny	14
3.2	Základní znečišťující látky ovzduší s vlivem na rostliny.....	16
3.2.1	Oxid siřičitý.....	16
3.2.2	Oxidy dusíku	18
3.2.3	Troposférický ozon	19
3.3	Legislativní úprava.....	22
3.3.1	Problematika ochrany ovzduší.....	22
3.3.2	Problematika ochrany přírody a lesa.....	23
4	Materiál a metody	26
4.1	Metodika pokusu	26
4.1.1	Charakteristika pokusné lokality.....	26
4.1.2	Průběh teploty a srážek v sezóně 2012	29
4.1.3	Ukazatele kvality ovzduší	30
4.2	Rostlinný materiál	31
4.2.1	Buk lesní (<i>Fagus sylvatica</i> L.)	31
4.2.2	Bříza bělokorá (<i>Betula pendula</i> Roth)	32
4.2.3	Javor klen (<i>Acer pseudoplatanus</i> L.)	33

4.3	Měření listové plochy a míry poškození listů	34
4.4	Vyhodnocení výsledků.....	35
5	Výsledky.....	36
6	Diskuse	41
7	Závěr.....	44
	Seznam použité literatury:	45

1 Úvod

Prudký civilizační rozvoj sebou přináší řadu negativních změn do všech složek životního prostředí. K zásadním environmentálním problémům dnešního světa patří otázka snižování biologické rozmanitosti a s tím spojený pokles druhové i genové diverzity všech organismů, dřevin nevyjímaje. Zvyšující se počet ohrožených druhů registruje také naše země. Celosvětově dochází k významnému narušování, a v krajních případech i k úplné devastaci, celých společenstev.

V podmínkách České republiky jsou důležitou složkou životního prostředí lesní porosty. Jejich význam pro stabilizaci a utváření naší krajiny je zcela nezastupitelný. S pokrokem environmentálního myšlení u nás dnes již nikdo nepochybuje, že zeleň je nedílnou a neodmyslitelnou součástí našeho života. Je tedy na nás, abychom dokázali najít rovnováhu mezi průmyslovým rozvojem a zachováním dobrého stavu životního prostředí, včetně udržení zdravých lesů v České republice.

V tomto směru hraje důležitou roli sledování vývoje poškození lesních společenstev, které má vzhledem k průmyslové tradici České republiky dlouholetou tradici. Zdravotní stav dřevin, pozorování a hledání příčin negativních změn, vývoj a ochrana jsou proto v posledních desetiletích předmětem intenzivního zájmu odborného výzkumu.

O malý příspěvek k této problematice usiluje i tato práce, jejímž cílem je mapování vlivů vnějšího prostředí na vybrané druhy listnatých dřevin v oblasti Rýchor v Krkonošském národním parku.

2 Cíle práce

Cílem vegetačního pokusu byla možnost využití přístroje WinDIAS k vyhodnocení působení jednotlivých negativních vlivů vnějšího prostředí na populace listnatých dřevin: břízy bělokoré, buku lesního a javoru klenu v oblasti Rýchor v Krkonošském národním parku a stanovit rozsah poškození listové plochy.

Záměrem vegetačního pokusu bylo nalézt odpovědi na otázky:

1. liší se vnímavost jednotlivých druhů listnatých dřevin k podmínkám prostředí v dané lokalitě?
2. Jak se v rámci jednotlivých druhů vyvíjí poškození v závislosti na čase?
3. Projevuje se na dřevinách působení antropogenních stresorů?

3 Literární přehled

3.1 Rostlina a stres

3.1.1 Definice stresu

Obecný systém fungování stresu se jako první pokusil vysvětlit již ve 30. letech 20. století kanadský endokrinolog Hanse Selye. Základní principy fungování stresu u rostlin byly vymezeny až později a to v 70. letech minulého století. Komplikovanější mechanismus v říši rostlin je dán vyšší mezidruhovou variabilitou i větší heterogenitou vnitřního prostředí ve srovnání s živočichy. Z povahy přisedlého způsobu života rostlin plyne jejich neustálá expozice proměnlivým vlivům vnějšího prostředí (Lichtenthaler, 1996).

Definici fyziologického stresu lze zjednodušeně vyjádřit jako soubor podmínek, které způsobují abnormální změny fyziologických procesů rostliny vedoucích až k jejímu poškození. Za určitých podmínek může být ale tato definice obtížně aplikovatelná, protože se fyziologické procesy mění v závislosti na podmínkách prostředí, které ovšem nemusí mít na rostlinu vždy nutně negativní dopad (Nilsen et al., 1996).

Larcher (2003) vymezuje stres jako stav, při kterém rozpor mezi rostlinnými požadavky a faktory vnějšího prostředí vede k počáteční destabilizaci funkcí, následované normalizací stavu a zlepšení rezistence rostliny. V případě, kdy dojde k překročení hranice tolerance a vyčerpání adaptační kapacity, může dojít k trvalému poškození rostliny, případně k její smrti.

Levittova koncepce stresu vychází z chápání biologického stresu jako faktoru vnějšího prostředí, který je schopný indukovat v rostlině potenciálně škodlivý účinek. Tuto odpověď rostliny na stres nazval termínem „strain“. Strain může být dvojího typu:

- vratný („elastic strain“) – rostlina odolává účinkům vnějšího faktoru,
- permanentní („plastic strain“) – rostlina je nevratně poškozena (Levitt, 1980).

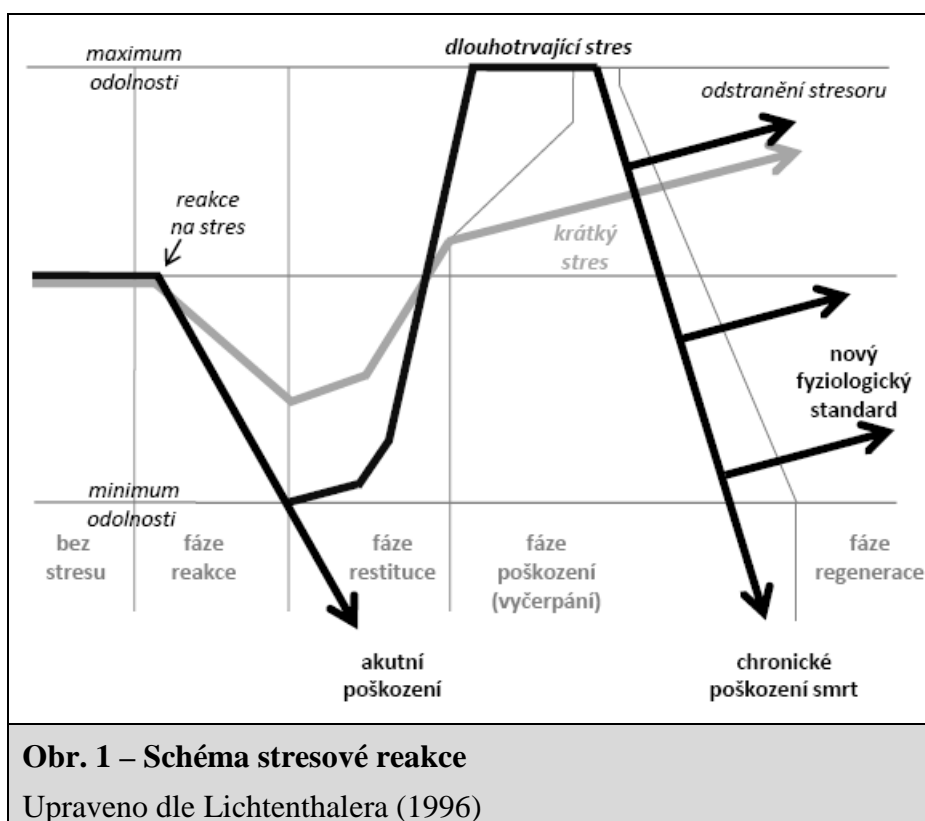
3.1.2 Obranné mechanismy rostlin

Podle Levitta (1980) se rostlina s působením nepříznivého faktoru vnějšího prostředí může vypořádat dvěma taktikami. První z nich je strategie vyhýbání se stresu („stress avoidance“). Většinou se jedná o vyvinutí ochranných struktur, které brání průniku stresového faktoru do vnitřního prostředí rostliny např. silnější kutikula na listech. Tento způsob ochrany je pasivní a z hlediska časového dlouhodobý. Další možností úniku před stresem je vhodné načasování životních cyklů.

Druhým mechanismem je aktivní odolnost („stress tolerance“), která se ještě dále člení na:

- vyhýbání se strainu („strain avoidance“) – rostlina nevykazuje žádné morfologické ani fyziologické změny, přestože je vystavena působení stresu,
- odolnost strainu („strain tolerance“) – při toleranci strainu dochází ke zhoršení fyziologického stavu rostliny, který však rostlina dokáže díky opravným nebo kompenzačním procesům překonat např. nahrazení poškozených výhonů vytvořením výhonů sekundárních.

Negativní účinek stresorů až po jejich proniknutí k plazmatické membráně buněk a do symplastu kompenzují procesy aktivní odolnosti, které spouští řetězovou odpověď na podnět, které bývá označována jako stresová reakce (Nilsen et al., 1996). Schéma stresové reakce je uvedeno na obr. 1.



3.1.3 Stresová reakce

Reakce rostliny na stres v sobě zahrnuje dynamický komplex mnoha reakcí, které na sebe navazují. Průběh reakce rostliny na stres je ovlivněn mnoha faktory, jak ze strany samotné rostliny, tak ze strany působícího stresoru nebo častěji stresorů. U stresoru jsou určujícími znaky především: jeho velikost, rychlost nástupu, doba působení a synergický efekt více stresorů.

U rostliny zase rozhoduje její genotyp, vývojové stádium a fyziologický stav. Stresová reakce je ve své podstatě sledem po sobě jdoucích fází (viz obr. 1) s charakteristickými projevy:

1. **Fáze reakce** (fáze poplachová) – ihned po začátku působení stresorů dochází k narušení buněčných struktur a jejich funkcí. Dochází k poklesu vitality, nastávají projevy typu defoliace nebo barevné změny v koruně. Katabolické procesy rostlinného metabolismu převažují nad anabolickými. Důležitým krokem této fáze je rozpoznání stresoru a předání této informace do celé rostliny.
2. **Fáze obnovy** (fáze restituční, aklimační fáze) – pokračující působení stresorů aktivuje adaptační a opravné mechanismy, které kompenzují degradační vliv stresorů. Kompenzační mechanismy mají za úkol zvýšit odolnost rostliny, aby byla schopná tolerovat působení stresoru.
3. **Fáze vyčerpání** (fáze poškození) – pokud je působení stresorů příliš dlouhé nebo příliš intenzivní, dochází k vyčerpání adaptační kapacity rostliny a nastává buď chronické onemocnění anebo úhyn rostliny. Pokud se ale dostaví ústup stresové zátěže před vyčerpáním adaptačního potenciálu, rostlina přechází do regenerační fáze.
4. **Fáze regenerace** – po odeznění působení stresorů nastává částečná nebo úplná obnova struktur a funkcí rostliny. Je ustanoven nový fyziologický standard (Lichtenthaler, 1996).

Podle úrovně a časového rámce účinkování stresu je možné usuzovat na jeho odezvy na následujících úrovních:

- na úrovni organely a aktivity jejich enzymů – změny ovlivňující funkci organely mohou probíhat ve zlomcích sekund,
- na úrovni buňky či pletiva – reakce se projevuje řádově v hodinách až týdnech,
- na úrovni individua – efekt se projevuje řádově po roce / vegetační sezóně,
- na úrovni společenstva – pomalu se projevující dlouhodobý efekt,
- na úrovni celého ekosystému – sledovatelné často až po desítkách let (Nilsen et al., 1996).

Působení stresu je detekovatelné na všech úrovních v závislosti na jeho intenzitě a délce trvání. Odpověď na stres je nejdříve rozpoznatelná na metabolické úrovni. Pokud stres přetrvává, jsou změny rozpoznatelné na mikroskopické úrovni. V konečné fázi jsou viditelná poškození i na makroskopické úrovni (Orcutt and Nilsen, 2000).

3.1.4 Stresory

Stresory jsou negativní vlivy vnějšího prostředí, které svým působením na rostliny vyvolávají stres. Stresory mohou být původu přirozeného (abiotické a biotické) nebo antropogenního. Podle charakteru procesu je možné stresory dělit:

- fyzikální,
- chemické,
- biologické,
- antropogenní (Nilsen et al., 1996).

Příklady stresorů shrnuje níže uvedená tab. 1.

Tab. 1 – Přehled negativních vlivů prostředí na rostlinu					
Upraveno dle Lichtenthalera (1996)					
Původ	Typ	Proces	Příklady konkrétních stresorů		
Přirozený	Abiotický	Fyzikální	Záření	Nadměrné záření	
				Nedostatečný osvit	
			Teplota	Extrémně vysoké teploty	
				Mráz	
			Vodní režim	Sucho	
				Zamokření	
	Prudký vítr				
	Zvýšení radiace				
	Chemický	Půdní pH			
		Salinita			
	Biotický	Allelopatie			
		Herbivor	Listožravý hmyz		
Vyšší býložravci					
Parazitismus		Patogenní houby, bakterie, viry			
	Savý hmyz				
Antropogenní	Antropogenní	Fyzikální	Zhutňování půd		
		Chemický	Znečištění ovzduší	Imisní působení znečišťujících látek (SO ₂ , NO _x , O ₃ , POPs, těžké kovy, ...)	
				Smog	fotochemický
					průmyslový
			Kyselá dešť		
		Znečištění vod	Eutrofizace		
	Zemědělství	Únik toxických látek do prostředí (herbicidy, pesticidy, insekticidy, ...)			
		Emise NH ₃ z velkochovů hospodářských zvířat			
	Biotický	Biologické invaze			
		Snižování biodiverzity			
Smíšený		Pastva			
		Turistika			
	Změny klimatu				
	Nevhodná hospodářská opatření				

Podle intenzity a průběhu působení stresorů je můžeme rozdělit ještě na akutní a chronické. Protože stresory často působí v různých kombinacích, které zesilují dopady stresu na rostliny, hovoříme potom o násobném působení stresových faktorů („multiple stress impact“) (Mooney, 1991).

3.1.5 Negativní vlivy člověka na rostliny

Člověk negativně ovlivňuje přírodu zejména prostřednictvím zemědělství, průmyslu, urbanizace a dopravy. Bezohlednou lidskou činností dochází k znečišťování všech složek životního prostředí. Člověk také nešetrně využívá a obhospodařuje půdu, v důsledku čehož dochází k její rychlé degradaci a celkové ztrátě živin. Neuváženou prací člověka se vyčerpávají neobnovitelné zdroje energie a surovin. Neustálý rozvoj průmyslu vede k zvyšujícímu se znečištění ovzduší, půdy, vod a intenzivní produkci odpadu. Velké množství odpadu produkuje i naše konzumní společnost (Nilsen et al., 1996).

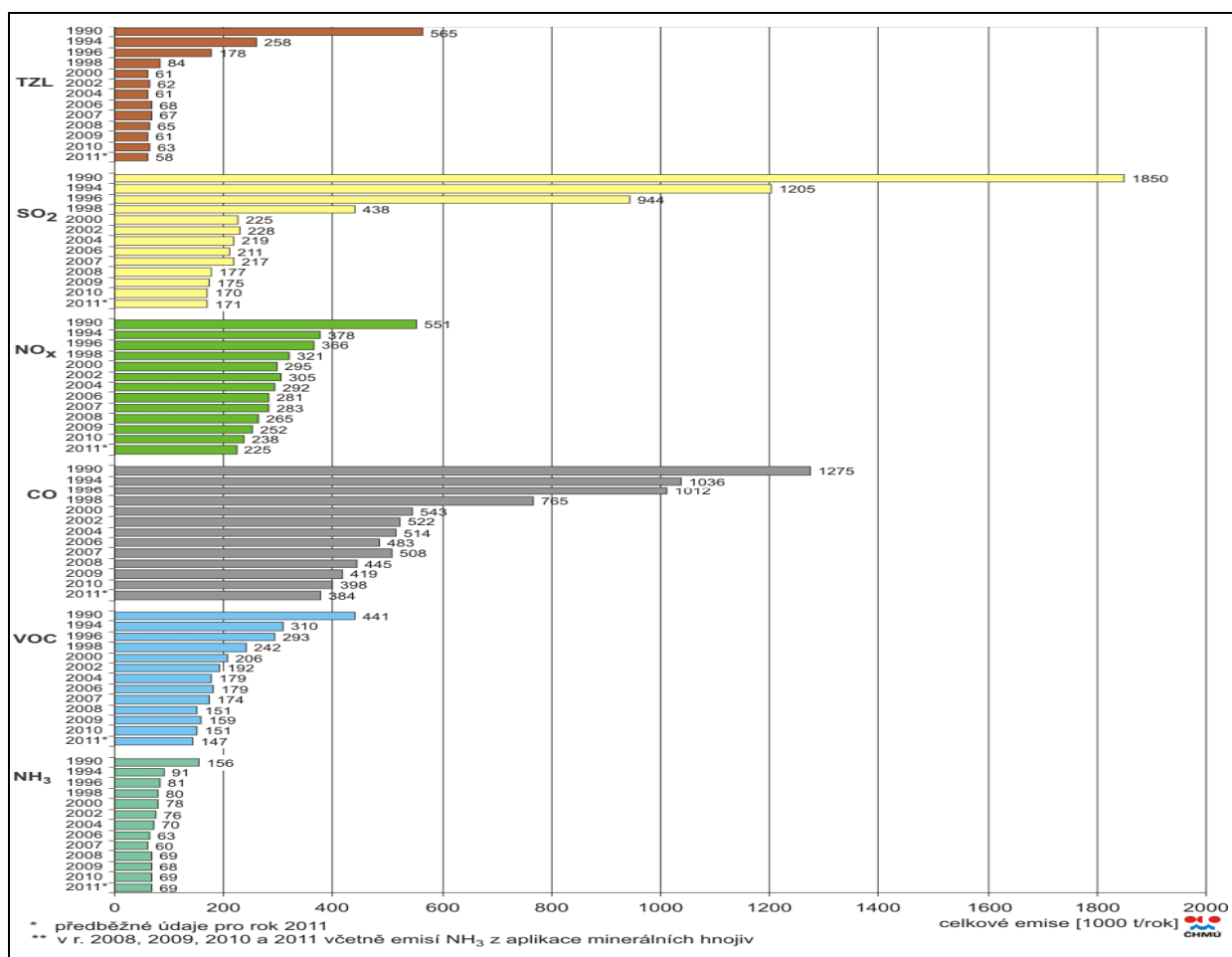
Antropogenní zátěž krajiny je spojována s termínem deteriorizace. Znamená zhoršení nebo poškození životního prostředí. Deteriorizací označujeme proces, jímž je půda nebo celá krajina zbavována svých původních, přírodních vlastností. K narušení původních vlastností dochází v důsledku zejména:

- těžby nerostných surovin (uhlí, rud, rašeliny, stavebních a keramických surovin),
- rozvojem průmyslu,
- rozvojem urbánního prostoru,
- rekreací (Vráblíková et al., 2008).

Při vyšším narušení krajiny dochází k degradaci prostředí, kdy je narušena stabilita přírodních složek a autoregulační schopnost je nízká. Degradované prostředí je charakteristické narušenou stabilitou a přírodní podmínky jsou negativně ovlivňovány člověkem. Ukončením negativního působení je naděje, že u krajiny dojde k její regeneraci a obnově její ekologické rovnováhy. Pokud ovšem negativní vlivy působí dlouhodobě a s vysokou intenzitou, vede toto působení až k devastaci krajiny. To konkrétně znamená znehodnocování a ničení přírodního prostředí. Struktura takové krajiny je zcela přeměněná, přírodní složky jsou zničeny, autoregulace je vyloučena. Devastace je spojena převážně s těžbou nerostných surovin. Při ještě vyšší formě zátěže stav životního prostředí přirovnáváme k ekologické katastrofě, kdy nejsou splněny základní potřeby živého systému a podmínky biologické reprodukce systému zanikají (Vráblíková et al., 2008).

Značným problémem antropogenního původu je také přenos nepůvodních biologických druhů do nových podmínek. Introdukované druhy nemají v novém prostředí žádnou přirozenou konkurenci a v důsledku toho dochází u některých zavlečených druhů k prudkému šíření – invazi. Tyto invazní druhy následně vytlačují, příp. mohou až zcela vyhubit původní druhy, čímž dochází ke snížení biologické diverzity (Pyšek and Richardson, 2008).

Nejvýznamnější antropogenní vliv na přírodu a na lesní ekosystémy má v dnešní době pravděpodobně znečišťování ovzduší a změny klimatu. Na celém světě je tento problém původcem poškození lesních ekosystémů a mizení tropických pralesů (Woo, 2009, Kotova et al, 2000). Imisní zátěž představuje široké spektrum chemických látek antropogenního původu s různými formami působení na živé organismy. Lesní ekosystémy se obecně vyznačují vysokou senzibilitou k imisím některých znečišťujících látek (Conti and Cechetti, 2001). V posledních desetiletích se imise staly nejnebezpečnější škodlivinou v celé střední Evropě. Slodičák (1992) uvádí, že pod vlivem imisí je dnes celé území ČR. Vývoj celkového množství vypuštěných emisí sledovaných znečišťujících látek u nás dokumentuje níže uvedený obr. 2, ze kterého je patrné, že od 90. let ale dochází k postupným poklesům vypuštěných emisí do ovzduší, čímž se celková imisní zátěž na lesní ekosystémy pomalu snižuje.



Obr. 2 – Celkové emise základních druhů látek znečišťujících ovzduší v České republice, 1990–2011 Zdroj: (ČHMÚ, 2013)

3.2 Základní znečišťující látky ovzduší s vlivem na rostliny

3.2.1 Oxid siřičitý

Oxid siřičitý je považován za jeden z nejvýznamnějších plynných polutantů ovlivňujících zdravotní stav lesních porostů, přestože jeho význam za uplynulých dvacet let významně poklesl. Jedná se o bezbarvý, štiplavý plyn setrvávající v atmosféře 3–6 dní, který se do vnějšího ovzduší uvolňuje jako nežádoucí vedlejší produkt spalování fosilních paliv (uhlí, lignit, ropa, zemní plyn) a jako vedlejší produkt průmyslových výrob (hutnictví, produkce kyseliny sírové, celulózy a zpracování ropy. Například v Německu pochází zhruba 70 % atmosférického oxidu siřičitého ze spalování uhlí a lignitu a okolo 16 % ze spalování topného oleje (Ust'ak et al., 2009; Vrabel et al., 2009).

Fytotoxické účinky oxidu siřičitého spočívají v jeho pronikání do rostliny skrz průduchy. Tam se oxid siřičitý dále rozpouští na siřičitanové ionty, které vstupují do chloroplastů, kde ve vyšší koncentraci blokují činnost enzymu Rubisco a tím zpomalují průběh fotosyntézy.

Ohroženy oxidem siřičitým bývají nejvíce neopadavé stromy, převážně jehličnany. Proto je míra hodnocení poškození lesa založena na sledování stupně odlistění asimilačního aparátu poškozených jedinců (Nilsen et al., 1996).

Negativní velkoplošné dopady kyselých dešťů na terestrické a vodní ekosystémy, konstrukční materiály, stavební a kulturní památky atp. souvisí se zvýšenou atmosférickou depozicí kyselinotvorných sloučenin, především oxidy síry a dusíku, amoniak a amonné ionty. V atmosféře prochází oxid siřičitý řadou transformačních procesů, jejichž výsledkem může být kyselina siřičitá a sírová, siřičitany a sírany. Lokální a spíše akutní škody v důsledku průmyslových emisí SO₂ se na našem území objevovaly již počátkem 19. století, ale velkoplošné negativní dopady na lesní ekosystémy byly pozorovány až na přelomu 70. a 80. let minulého století (Vrubel et al., 2009).

Za první odborné prokázání negativního vlivu imisní zátěže na lesní porosty bývá považována práce Stoklasy (1923), který prokázal kouřové škody na lesních porostech v oblasti podkrušnohorských pánví. Rapidní vzestup poškození je patrný zejména ve druhé polovině sedmdesátých let a souvisí s výstavbou vysokých komínů u velkých energetických zdrojů s mnohem větším územním dosahem kouřové vlečky. V letech 1975 až 1985 dosahuje jak znečištění, tak imisní poškození lesních porostů svého vrcholu a dochází k velkoplošnému rozpadu lesních porostů v hřebenových oblastech pohoří ve střední Evropě, zejména na území států tzv. černého trojúhelníku. Zároveň bylo možné pozorovat dramatický pokles druhů a biomasy epifytických lišejníků citlivých na okyselení ovzduší. Vznikaly oblasti, které byly v literatuře označovány jako „lišejníková poušť“ (Suchara, 2010; Vrubel et al., 2009).

Výzkum ČHMÚ, který analyzoval data ze 14 regionálních stanic (Hůnová et al., 2004) ukázal, že mokrá depozice S/SO₄⁻² poklesla v období 1993–2001 o cca 30 % zatímco emise SO₂ ve sledovaném období klesly až o 80 %. Nejvyšší mokrou depozici vykazují horské stanice, mimo jiné i Rýchorská, což je dáno vysokými srážkovými úhrny. Akutní škody ze zvýšené imisní zátěže SO₂ podporují meteorologické faktory, spolupůsobení dalších znečišťujících látek (HF, NO_x) a případný výskyt biotických škodlivých činitelů. Meteorologické podmínky vždy vytvářely rámec pro šíření a kumulaci znečištění a vznik rizikových imisních situací – zejména v zimních obdobích při déletrvajících mrazech spojených s tlakovou výší a inverzními stavy (Vrubel et al., 2009).

V souvislosti s výrazným poklesem emisí SO₂ u nás i v celé Evropě a s daleko nižším poklesem emisí NO_x, je zhruba v poslední dekádě pozorována změna poměru sulfátů a nitrátů a tedy i změněný podíl na acidifikaci atmosférických srážek. Zatímco dříve dominovaly sulfáty,

dnes se stávají důležitějšími nitráty. Tato změna se může projevit i v rozdílném působení atmosférické depozice na vegetaci. Některé práce dokazují, že srážky obsahující vyšší podíl sulfátů jsou toxičtější než srážky o stejném pH, které však mají větší podíl nitrátů (Bell a Treshow, 2002).

Pro působení oxidu siřičitého byly stanoveny různými institucemi limitní hodnoty, při kterých by nemělo docházet k poškození rostlin. Koncept kritických zátěží se stal základem pro mezinárodní program EHK OSN „Mapování kritických zátěží“ (nyní pod názvem mezinárodní program spolupráce pro modelování a mapování kritických zátěží a koncentrací). Cílem tohoto mapovacího programu bylo stanovit úroveň snížení emisí sloučenin do ovzduší pro jednotlivé země, které jsou signatáři Úmluvy o dálkovém znečišťování ovzduší přecházejících hranice států. Výpočet kritických zátěží bere lesní ekosystém jako nejzranitelnější součást krajiny s ohledem na účinky kyselé atmosférické depozice. Jednotlivé hodnoty kritických zátěží shrnuje níže uvedená tab. 2. U dlouhodobých průměrů (za zimní období či za rok) je tato hodnota nastavena pro lesní ekosystémy na $20 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$. Při nižších koncentracích by nemělo docházet k negativnímu ovlivnění ekosystémů a to ani při dlouhodobém působení, přestože přirozené koncentrace oxidu siřičitého by se pohybovaly pouze okolo $1 - 5 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ (Skořepová, 2001).

Tab. 2 – Koncentrace oxidu siřičitého kritické pro vegetaci.		
Zdroj: Ust'ak et al. (2009)		
Druh vegetace	Kritická koncentrace	Časové období
Lišejníky	$10 \mu\text{g}/\text{m}^3$	roční průměr
Lesní ekosystém*	$20 \mu\text{g}/\text{m}^3$	průměr za rok a měsíce říjen-březen
Přirozená vegetace	$20 \mu\text{g}/\text{m}^3$	průměr za rok a měsíce říjen-březen
Polní kultury	$30 \mu\text{g}/\text{m}^3$	průměr za rok a měsíce říjen-březen

* zahrnuje také odezvu přízemní vegetace

3.2.2 Oxidy dusíku

Pod obecným označením oxidy dusíku (NO_x) se jako majoritní škodliviny vyskytují v ovzduší: oxid dusnatý (NO , bezbarvý plyn bez zápachu) a oxid dusičitý (NO_2 , červenohnědý plyn štiplavého zápachu). Dále do této skupiny patří také oxid dusitý (N_2O_3), tetraoxid dusíku (N_2O_4), oxid dusičitý (N_2O_5) a další méně významné oxidy dusíku se vyskytují v menších množstvích a nepředstavují významné riziko (Šváb et al., 2005).

Přírodním zdrojem oxidů dusíku jsou biologické procesy v půdách, kde mikroorganismy produkují oxid dusný (N_2O) a dusík (N_2). Dále můžeme zmínit vznik oxidu dusíku oxidací vzdušného dusíku během výbojů v atmosféře (Šváb et al., 2005).

Podle těchto autorů je dnes stoupající trend antropogenních emisí oxidu dusíku závažným problémem. Hlavním původcem znečištění je doprava. Obecně se jedná především o spalovací procesy. Při spalování ušlechtilých paliv v motorových vozidlech je dosahováno vysoké teploty hoření, a proto zde dochází k oxidaci vzdušného dusíku (N_2) na takzvané vysokoteplotní NO_x . Mezi další možné antropogenní zdroje úniku oxidu dusíku je nutné zařadit veškeré chemické procesy, kde jsou tyto oxidy přítomny a kde může k jejich úniku dojít, např. výroba kyseliny dusičné.

Negativními účinky působení vyšších koncentrací oxidů dusíku jako NO a NO_2 je větší náchylnost k vlivům okolí jako je mráz či plísň. Oxid dusičitý je společně s oxidy síry součástí kyselých dešťů. Důvodem je skutečnost, že oxidy dusíku v ovzduší postupně přecházejí na kyselinu dusičnou, která reaguje s prachovými částicemi a dále s oxidy hořčíku a vápníku či s amoniakem za vzniku tuhých částic, které jsou z atmosféry odstraňovány jednak sedimentací a jednak vymýváním srážkovou činností. Je třeba zdůraznit, že množství dusíku, které se atmosférickou depozicí dostává do půd, již není zanedbatelné ve srovnání s množstvím pocházejícím z průmyslových hnojiv. Dusičnanové ionty, které jsou potom v zeminách a vodách přítomny, vedou k eutrofizaci vod, v důsledku čehož může docházet k úhynu ryb a nežádoucímu nárůstu vodních rostlin (Šváb et al., 2005; Vrabel et al., 2009).

Oxid dusičitý (NO_2) společně s kyslíkem a těkavými organickými látkami (VOC) přispívá ke vzniku troposférického ozonu a vzniku fotochemického smogu. Biologická toxicita NO_2 se zvyšuje v přítomnosti oxidu siřičitého a ozonu. Oxid dusnatý (NO) je jedním ze skleníkových plynů. Kumuluje se v atmosféře a společně s ostatními skleníkovými plyny absorbuje infračervené záření zemského povrchu, které by jinak uniklo do vesmírného prostoru, a přispívá tak ke vzniku skleníkového efektu.

Většina organizací stanovujících imisní limity se shoduje na hodnotě $30 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$. Při nižších hodnotách by neměly být ekosystémy negativně ovlivňovány ani v dlouhodobém horizontu (Vrabel et al., 2009).

3.2.3 Troposférický ozon

Molekula ozonu je složena ze tří atomů kyslíku. Za běžných podmínek jde o bezbarvý plyn, který se stoupající koncentrací získává modrou barvu. Koncentrovaný ozon má tmavě

modrou barvu a pronikavý charakteristický zápach (řecké „ozein“ znamená páchnout). Doba setrvání v troposféře je 3–6 týdnů (Moldanová, 2009).

Téměř 90 % atmosférického ozonu se nachází ve stratosféře ve výšce 12–50 km nad zemským povrchem, přičemž koncentrovaný je zejména ve výškách 20–30 km nad zemským povrchem, kde tvoří tzv. ozonosféru. V této vrstvě stratosférický ozon pohlcuje nebezpečné UV záření, kterému tímto brání při pronikání na zemský povrch. Ostatní ozon se nachází v přízemní troposféře, kde jeho zvýšené koncentrace mohou nepříznivě působit na živé organismy i na různé materiály (Moldanová, 2009).

Ozon, na rozdíl od předešlých popisovaných škodlivin, neemituje žádný stacionární ani mobilní zdroj znečišťování, tedy nelze mluvit o žádném zdroji emisí ozonu, protože vzniká v troposféře radikálovou reakcí z prekurzorů (NO_x , VOC, CH_4 , CO, aj.), kdy atomární kyslík působí na kyslík molekulární. Tato molekula je však nestabilní a snadno se opět rozpadá na molekulu kyslíku a atomární kyslík. Díky přítomnosti atomárního kyslíku má velmi silné oxidační účinky a řadí se tak k nejsilnějším oxidačním činidlům. Vznik ozonu v atmosféře je podmíněn spolupůsobením ultrafialového záření ($\lambda \approx 280\text{--}430\text{ nm}$), proto je také někdy označován za fotochemickou škodlivinu (Moldanová, 2009; Priwitzer et al., 2004).

Do rostliny ozon vstupuje skrz průduchy a již v mezibuněčných prostorech se v kontaktu s vlhkými buněčnými stěnami velmi rychle rozkládá, čímž způsobuje poškození buněčných membrán a narušuje tím metabolismus buněk. Jedním z hlavních škodlivých účinků ozonu je inhibice fotosyntézy přímým snižováním aktivity enzymů fixace CO_2 při němž se rovněž snižuje i obsah chlorofylů (Uhlířová et al., 2003). Zvýšená koncentrace těchto látek vyvolává obrannou antioxidační reakci – tvorbu etylénu, polyaminů a flavonoidů, které jsou také součástí obranných mechanismů. Probíhá také tvorba stresových proteinů obdobných s proteiny tvořenými při napadení rostliny patogeny. Při dlouhodobém působení vyšších koncentrací ozonu dochází již k poškození buněčných součástí a strukturálním změnám jako je např. zvýšení hustoty cytoplazmy, ztmavnutí a zmenšení chloroplastů, zmenšení či absence škrobových zrn, redukce membrán tylakoidů aj. S postupujícím poškozením dochází k plazmolýze jednotlivých buněk a k celkovému narušení buněčných struktur. Epidermální buňky kolabují později než buňky mezofylu. Při odumírání buněk svrchního mezofylu se poškození viditelně projevuje chlorózami a nekrotickými skvrnami na asimilačních orgánech. Následuje předčasné stárnutí a opad (Uhlířová a Kapitola, 2004).

Podle těchto autorů jsou u jehličnatých dřevin na jehlicích patrné bezbarvé (světlé) až žlutavé nebo zelenožluté bodové chlorózy, které nejsou ostře ohraničené a často mají nepravidelný tvar. Četnější jsou na starších ročnících jehlicích, protože účinek ozonu bývá kumulativní a se stářím jehlic symptomů přibývá a zvyšuje se jejich intenzita. Bodové chlorózy mohou při intenzivním nebo dlouhodobém působení přejít do plošek až nekrotických na větší ploše jehlic. Zvýšený výskyt symptomů bývá pozorován na osluněných částech korun (Richardson et al., 2009).

U listnatých dřevin mají vizuální symptomy poškození nejčastěji podobu nepravidelných chlorotických, červených nebo červenohnědých skvrn nebo bronzového zabarvení listů. Charakteristické je poškození interveinálních ploch, kdy žilnatina bývá zasažena jen zcela výjimečně. Viditelné příznaky negativního vlivu ozonu se na zasažených listech objevují řádově i za několik týdnů po příjmu ozonu (Ashmore, 2003; Uhlířová a Kapitola, 2004).

Koncentrace přízemního ozonu vykazují významnou variabilitu, která závisí na mnoha faktorech. Za ideální předpoklady pro vznik fotochemického ozonu se všeobecně pokládá vysoká teplota, vysoká intenzita solární radiace, nízká rychlost větru, nízká relativní vlhkost vzduchu a absence atmosférických srážek. Jedná se o typicky letní škodlivinu s maximálními koncentracemi dosahovanými v období od dubna do září. Posledních dvacet let je zřejmé, že roční cyklus ozonu ve středních zeměpisných šířkách vykazuje dva základní typy sezónního chování. Jde o výskyt jarních maxim (duben-květen), která jsou typická pro oblasti vzdálené od zdrojů emisí, a letních maxim (srpen-září) charakteristických pro obydlené a průmyslové oblasti, která jsou důsledkem lokální fotochemické produkce způsobené dostatkem prekurzorů ozonu (Monks, 2000; Vingarzan, 2004). Woo (2009) konstatuje, že vzduch ve vysoké nadmořské výšce je bohatý na ozon a to by vysvětlovalo, proč dochází k poškození lesů vysoko položených.

Po významném poklesu emisí SO_2 představuje ozon patrně nejvýznamnější atmosférickou škodlivinu, která se může negativně projevat na zdravotním stavu lesních porostů a vegetace obecně (Matyssek and Innes, 1999). Karlsson et al. (2005) odhadují, že v letech 1993–2003 vliv ozonu způsobil snížení růstu lesa o 2,2 % a snížení ekonomické návratnosti lesní produkce o 2,6 % a celkovou roční ztrátu na produkci dřeva pro státy EU odhadli na 361 milionů Eur. Negativní vliv přízemního ozonu na růst rostlin borovice těžké uvádí také např. Momen et al. (2006).

3.3 Legislativní úprava

3.3.1 Problematika ochrany ovzduší

Znečištěné ovzduší dlouhodobě negativně ovlivňuje nejen zdravotní stav lesních porostů v ČR, ale i ostatní složky životního prostředí. Proto je obdobně jako v ostatních vyspělých státech ovzduší předmětem právní ochrany. Protože znečištění ovzduší dalekosáhle přesahuje hranice států a dopadá na celé kontinenty ba např. v podobě klimatických změn na celou planetu, hraje v ochraně této složky životního prostředí zásadní roli mezinárodní právo (Damohorský, 2010).

Prvním mezinárodním nástrojem ochrany ovzduší je Konvence o dálkovém znečišťování ovzduší přecházejícím hranice států (CLRTAP), která byla podepsána v listopadu roku 1979 v Ženevě a v platnost vstoupila v roce 1983. Tehdejší ČSSR ji podepsala a byla pro ni závazná od března roku 1984. Jedná se o obecný, rámcový dokument a konkrétní závazky vyplývají až z celkem 8 protokolů k této úmluvě, které naše republika resp. ČSSR a ČSFR, postupně podepsala a ratifikovala. Z hlediska sledované problematiky jsou významnými protokoly první a druhý protokol o snížení emisí síry, protokol o snížení emisí oxidů dusíku a protokol o omezování acidifikace, eutrofizace a tvorby přízemního ozonu (Damohorský, 2010).

Protokol o snížení emisí síry nebo jejich toků přecházejících hranice států nejméně o 30 % vznikl v Helsinkách v roce 1985 a v platnost vstoupil v září roku 1987, kdy jej ratifikoval i náš stát. Z tohoto protokolu vyplýval pro členské země závazek snížit emise síry nejméně o 30 % ve srovnání s hodnotami z roku 1980 a to do konce roku 1993. Tento závazek jsme splnili v roce 1992, kdy byl zaznamenán pokles emisí síry o celkových 32 % ve srovnání s rokem 1980. Po vyhodnocení výsledků protokolu o snížení síry vznikl v roce 1994 v Oslu Protokol o dalším snížení sloučenin síry. Závazek z něj plynoucí je snížení emisí oxidů síry o 72 % oproti hodnotám roku 1980 a to do roku 2010. K dosažení tohoto cíle byl přijat nový zákon o ochraně ovzduší č. 86/2002 Sb., což byla i jedna z podmínek vstupu země do EU. Také tento cíl byl splněn, protože národní emisní stropy, které jsou jedním z nástrojů k dosažení tohoto cíle, byly v průběhu minulých let (ČHMÚ, 2013; Damohorský, 2010).

Dalším významným protokolem je Protokol o snižování emisí oxidů dusíku nebo jejich přenosů přes hranice států (Sofia, 1988). Smluvní strany tohoto protokolu se zavázaly k provedení takových opatření, aby roční objemy emisí dusíku nejpozději do konce roku 1994 byly shodné s hladinou emisí v roce 1987. Rovněž pro oxidy dusíku byl stanoven závazný emisní strop. Plnění tohoto stropu se ukazuje především díky stálému nárůstu dopravy

a nevýraznému snížení emisí NO_x ze stacionárních zdrojů jako nejproblematictější (ČHMÚ, 2013; Damohorský, 2010).

Nejmladším protokolem k tématu práce je Protokol o omezování acidifikace, eutrofizace a tvorby přízemního ozonu, který vznikl v roce 1999 v Götteborgu. V platnost vstoupil v květnu roku 2005 a ČR ho ratifikovala v srpnu roku 2004. Cílem protokolu je kontrolovat a dále snížit emise síry, oxidů dusíku, amoniaku a těkavých organických sloučenin, které nepříznivě působí na zdraví lidí, přírodní ekosystémy, materiály a zemědělské plodiny následkem acidifikace, eutrofizace a tvorby přízemního ozonu (Damohorský, 2010).

Základním pramenem české právní úpravy je relativně nový zákon č. 201/2012 Sb., O ochraně ovzduší, který je v platnosti od září loňského roku. Nahradil zákon č. 86/2002 Sb., který byl se svými více než dvaceti novelami již značně nepřehledný. Navíc nástroje v tomto zákonu se ukázaly jako nedostatečné či nefunkční, protože nevedly k plnění cílů ochrany ovzduší. Jedním z hlavních problémů bylo každoroční překračování imisních limitů a s tím spojené velké území ČR, které bylo pravidelně vyhodnocováno jako OZKO – oblast se zhoršenou kvalitou ovzduší (Damohorský, 2010, Zákon č. 201/2012 Sb.).

Z těchto a dalších důvodů byl připraven zákon nový, který na rozdíl předcházející právní úpravy neřeší pouze emisní problematiku, ale snaží se o provázání emisní a imisní problematiky a také o individuální přístup ke znečišťovatelům. Dle nové právní úpravy se zdrojům znečišťování ovzduší (oblast emisí) nově stanovují individuální podmínky vždy s ohledem na dopad jejich provozu na kvalitu ovzduší (oblast imisí), která pak určuje účinky ovzduší na receptory (vliv na lidské zdraví, ekosystémy). Novými nástroji jsou také např. kompenzační opatření nebo možnost regulace dopravy v sídlech prostřednictvím zavedení nízkoemisních zón. Větší důraz na problematiku kvality ovzduší v novém zákoně o ochraně ovzduší je patrný i z toho, že oproti předcházející právní úpravě jsou stanoveny imisní limity pro ochranu lidského zdraví a pro ochranu ekosystémů a vegetace přímo v zákoně (nikoliv pouze v provádějícím předpisu, jak tomu bylo v minulosti) a to konkrétně v první příloze zákona č. 201/2012 Sb., o ochraně ovzduší (Damohorský, 2010, Zákon č. 201/2012 Sb.).

3.3.2 Problematika ochrany přírody a lesa

Z hlediska právní ochrany je Národní park Krkonoše jako vysoce hodnotné, přírodovědecky a esteticky bohaté území podle § 14 zákona České národní rady č. 114/1992 Sb. o ochraně přírody a krajiny, předmětem velkoplošné, zvláštní územní ochrany přírody a krajiny. Pro toto území jsou vymezeny základní a bližší podmínky ochrany. Základní podmínky ochrany

jsou společné pro všechny národní parky. Jedná se o soubor zákazů určitých činností uvedených v § 16 výše zmíněného zákona. Bližší ochranné podmínky se vztahují na činnosti a zásahy, které mohou být provedeny jen s předchozím souhlasem orgánu ochrany přírody. Výčet těchto činností obsahuje nařízení vlády České republiky č. 165/1991 Sb. ze dne 20. března 1991, kterým se zřizuje Krkonošský národní park a stanoví podmínky jeho ochrany.

Kromě těchto základních a bližších podmínek ochrany jsou ještě stanoveny další omezující podmínky v návštěvním řádu národního parku, který je vydáván formou opatření obecné povahy Správou národního parku (Damohorský, 2010).

Základním odborným a koncepčním nástrojem ochrany přírody je plán péče. Plán péče na základě údajů o dosavadním vývoji a současném stavu zvláště chráněného území navrhuje opatření na zachování nebo zlepšení stavu předmětu ochrany a na zabezpečení zvláště chráněného území před negativními vlivy okolí v jeho ochranném pásmu. Plán péče slouží jako podklad pro jiné druhy plánovacích dokumentů a pro rozhodování orgánů ochrany přírody. Veškeré využití národních parků musí být podřízeno ochraně jedinečné přírody a musí v souladu s vědeckými a výchovnými cíli a to platí i o lesích na území KRNAP (Damohorský, 2010).

Lesy na území národního parku se vyhlásí za lesy zvláštního určení, pokud svým charakterem nespĺňují kritéria pro vyhlášení za lesy ochranné podle § 7, § 8 zákona č. 289/1995 Sb., ze dne 3. listopadu 1995, O lesích a o změně a doplnění některých zákonů (lesní zákon). V lesích národního parku se hospodaří podle schváleného lesního hospodářského plánu zpracovaného v souladu s posláním národního parku (Damohorský, 2010).

V lesním hospodářském plánu na území 1. zóny se uplatňují jen pěstební a těžební zásahy dohodnuté s orgánem státní ochrany přírody, které zajišťují udržení nebo obnovu samořídících schopností lesního ekosystému při omezeném využití technických prostředků. Je zakázáno používat pesticidy, průmyslová hnojiva a skladovat chemické přípravky jakéhokoliv druhu s výjimkou mimořádných okolností a nepředvídaných škod, kdy je nutno učinit potřebná opatření, ale jen po předchozím souhlasu orgánu státní ochrany přírody (Nařízení vlády České republiky č. 165 ze dne 20. března 1991, kterým se zřizuje Krkonošský národní park a stanoví podmínky jeho ochrany, 1991).

Z výše uvedeného nařízení vlády dále vyplývá, že v lesích na území 2. a 3. zóny se hospodaří podle schváleného lesního hospodářského plánu. Při obnově porostů je nutno zajistit a využívat především přirozenou skladbu dřevin a přirozenou obnovu lesa. Připouští se použití běžné těžební technologie s vyloučením těžkých těžebních strojů.

Lesy pod vlivem imisí netvoří žádnou zvláštní kategorii, ale náleží do výše jmenovaných a jsou zařazeny do čtyř pásem ohrožení podle stupně jejich zatížení imisemi. Pásma ohrožení stanovuje Ministerstvo zemědělství vyhláškou č. 78/1996 Sb., ze dne 18. března 1996, O stanovení pásem ohrožení lesů pod vlivem imisí. Stupeň poškození lesního porostu je určen podílem středně a silně poškozených stromů z celkového počtu stromů v lesním porostu. Děje se tak podle stavu smrku a smrkových porostů, při jejich absenci v okruhu 2 km se použijí porosty borovice nebo porosty listnaté. Ministerstvo zemědělství ve spolupráci s Ministerstvem financí stanovilo způsob výpočtu výše újmy nebo škody způsobené na lesích vyhláškou č. 55/1999 Sb., ze dne 15. března 1999, O způsobu výpočtu výše újmy nebo škody způsobené na lesích. Tato vyhláška se však zabývá pouze poškozením a újmou na dřevoprodukční funkci lesa.

Negativní antropogenní dopady na les upravuje lesní zákon v § 11 – 18, které vymezují základní povinnosti při užívání lesa a vymezují ochranu pozemků určených k plnění funkcí lesa. Dále jsou důležitá ustanovení § 19 – 20, které upravují obecné užívání lesa, a především ustanovení § 32, který ukládá vlastníkům lesa povinnosti v ochraně lesů, a ustanovení § 33, odst. 1, které nařizuje vlastníkům lesů provádět nahodilou těžbu, kterou upřednostňuje před těžbou úmyslnou (Zákon č. 289/1995 Sb.). Další povinnosti v ochraně lesů jsou upraveny prováděcí vyhláškou MZe č. 101/1996 Sb., ze dne 28. března 1996, kterou se stanoví podrobnosti o opatřeních v ochraně lesa a vzor služebního odznaku, zaměřenou především na biotické škůdce a zajištění výkonu strážní služby prostřednictvím lesní stráže.

4 Materiál a metody

4.1 Metodika pokusu

Experiment byl realizován formou plošného lesního pokusu v průběhu jedné vegetace, konkrétně od května do října roku 2012. Za danou dobu bylo uskutečněno celkem 5 odběrů s přibližně 5 týdenním rozestupem. Odběry byly odebírány náhodně v lesním porostu do vzdálenosti 2 000 m celoplošně od Rýchorské boudy ve východních Krkonoších. To přibližně odpovídá zkoumané ploše o rozloze 12,5 km², rozsah oblasti dokumentuje níže položený obr. 3.



Obr. 3 – Satelitní mapa Rýchorské boudy a jejího okolí

Zdroj: (Google, 2013)

4.1.1 Charakteristika pokusné lokality

Pokus byl realizován v lesích v okolí horského hřebene Rýchory, který patří do podcelku Krkonošské rozsochy ve východních Krkonoších. Rozkládá se 4 km jihozápadně od města Žacléře, 10 km severně od Trutnova a 5 km východně od Janských Lázní. Vzorky byly odebírány v okruhu do 2 000 m od Rýchorské boudy. Tato lokalita se nachází přibližně v nadmořské výšce 1 000 m. n. m. Díky botanicky cenným lokalitám je okolí Rýchorské boudy řazeno do I. a II. zóny KRNP. Zvláštní pozornost poutá Dvorský les zvaný také Rýchorský

prales, ve kterém najdeme husté bučiny, zakrslé a pokroucené stromy, vzácné byliny a mech na větvích (Správa KRNAP, 2010).

4.1.1.1 Vodstvo

Krkonošské řeky vznikaly na konci třetihor. Patří podle klimaticko-hydrologické klasifikace řek k tzv. středoevropskému (oderskému) typu, který se vyznačuje jarním průtokovým maximem v době tání sněhu a minimem v lednu a říjnu. Východní Krkonoše a Rýchorý hřeben jsou odvodňovány Úpou a jejími přítoky Zeleným potokem, Malou Úpou a Lysečským potokem (Sýkora, 1983).

4.1.1.2 Geologie

Z geologického hlediska území spadá do krkonoško-jizerského krystalinika, které je vybudováno proterozoickými až paleozoickými krystalickými břidlicemi (zvláště svory, fylity a ortoruly, stáří 600 – 1 000 mil. let), uprostřed nichž se rozkládá žulový masiv tvořící předně vrcholové partie pohoří a značnou část polské strany pohoří (Sýkora, 1983). Na tento žulový masiv jsou vázána nejvýznamnější rudní ložiska oblasti. Z dalších podružných hornin jsou tu křemence a krystalické vápence, které přes podstatně plošně menší rozsah mají význam reliéfový a také pro utváření vegetace (Chaloupský, 1968).

4.1.1.3 Pedologie

V Krkonoších je patrná výrazná výšková půdní stupňovitost od podhorských až po vysokohorské půdy. Hlavním geologickým podložím je krystalinikum nazývané krkonoško-jizerské. Jedná se o podloží poměrně kyselé, půdy jsou zde chudé na minerály. Výjimkou kyselých půd jsou rendziny, které se rozkládají na malých ostrůvcích krystalických vápenců (Správa KRNAP, 2010). Nejrozšířenějším půdním typem na Rýchorách jsou hnědé podzolované půdy, které na vrcholových partiích přechází v alpské půdy. Jde o mrazem modelované půdy (tzv. arktické půdy). Ty můžeme nalézt v Čechách pouze v Krkonoších, jedná se tedy o krkonošské specifikum. Podzolové hnědé půdy se zde mohou vyskytovat v různém stupni oglejení (Boháč, 1969).

4.1.1.4 Klimaticko-orografická charakteristika

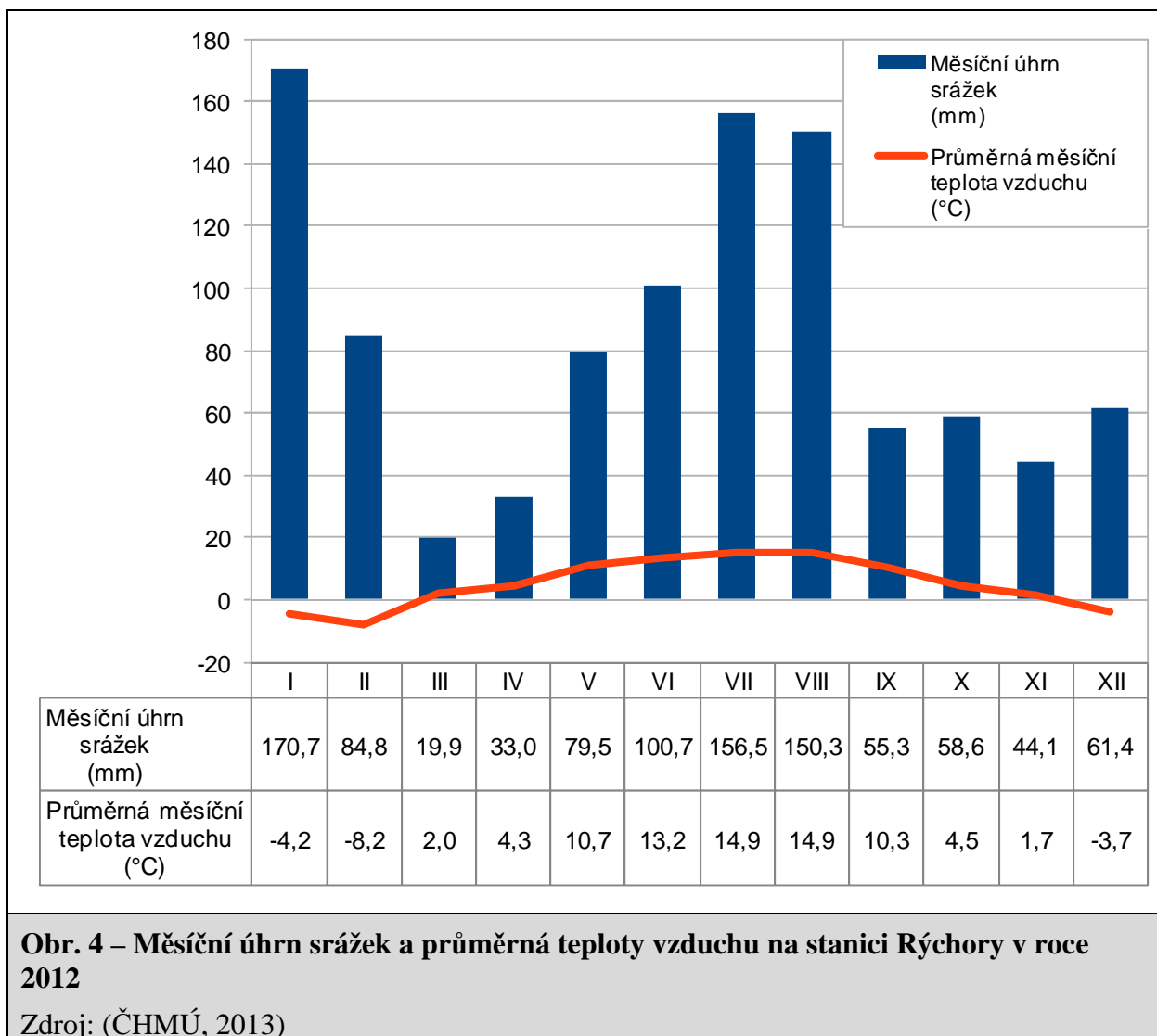
Oblast Rýchor patří do chladné oblasti, C 6 podoblasti podle Quitta (1971). Typické je výrazné střídání ročních období a silná proměnlivost počasí. V celém pohoří převládá vlhké a studené proudění vzduchu od Severního moře a Atlantiku, které způsobuje vysoký úhrn dešťových i sněhových srážek. Na jaře a na podzim se vyskytují časté mlhy. Podnebí je velice

drsné, patří mezi nejchladnější, největrnější a srážkově nejbohatší ve střední Evropě (Správa KRNAP, 2010).

Průměrná roční teplota vzduchu dosahuje 4,7 °C. S každými 100 výškovými metry klesá teplota o 0,5 až 1,0 °C. Průměrný roční úhrn srážek činil 1089,7 mm. Množství srážek závisí na nadmořské výšce a expozici terénu. Se stoupající nadmořskou výškou se zvyšuje i množství srážek. Nejvyšší úhrn srážek je v srpnu a nejnižší v jarních měsících. Velmi významnou formou srážek je sníh. Výška sněhové pokrývky dosahuje v průměru 150 až 200 cm (Vrba a Spusta, 1991).

Pohoří působí jako mohutná překážka proudění vzduchu. V Krkonoších převládají větry západního až jihozápadního směru, časté jsou i vichřice o rychlostech přes 150 km.hod⁻¹. Ve spojitosti se západovýchodní orientací hlavních údolí centrálních Krkonoš zde existuje specifický jev, označovaný jako anemo-orografické systémy, které ovlivňují dlouhodobý vývoj přírodních poměrů Krkonoš. Klimatické poměry na Rýchorách jsou zásadně ovlivňovány anemo-orografickým systémem Úpy (Rýchorský A-O systém). Základem Rýchorského systému je výrazný lokální vítr Úpy, který vzniká v hlubokém údolí Úpy mezi Pecí a Horním Maršovem, vystupuje na hřeben Rýchor a vytváří zde charakteristické jevy vrcholového klimatu (Jeník, 1961). Na návětrných stranách a náhorních plošinách se tvoří vlajkové formy stromů. Ve vrcholových partiích kvůli větru nerostou ani kosodřeviny. Opakem jsou závětrná údolí, kde nacházíme floristicky nejzajímavější území Krkonoš, tzv. zahrádky, kde vedle sebe najdeme růst nížinné i vysokohorské druhy (Správa KRNAP, 2010).

4.1.2 Průběh teploty a srážek v sezóně 2012



Obr. 4 dokumentuje vývoj teploty a množství srážek naměřené meteorologickou stanicí Rýchory (1 001 m. n. m.) během roku 2012. Níže uvedená tabulka č. 3 pak srovnává průměrné měsíční teploty z Rýchor s dlouhodobými normály za období 1960–1991 z meteorologické stanice Labská bouda (1 315 m. n. m.) a tabulka č. 4 urovnává měsíční úhrn srážek s dlouhodobými normály.

Tab. 3 – Vyhodnocení průměrné teploty vzduchu ve vegetační sezóně 2012						
Zdroj: ČHMÚ (2013)						
Měsíc	V	VI	VII	VIII	IX	X
Kategorie	mimořádně teplý	mimořádně teplý	mimořádně teplý	silně teplý	teplý	Teplý

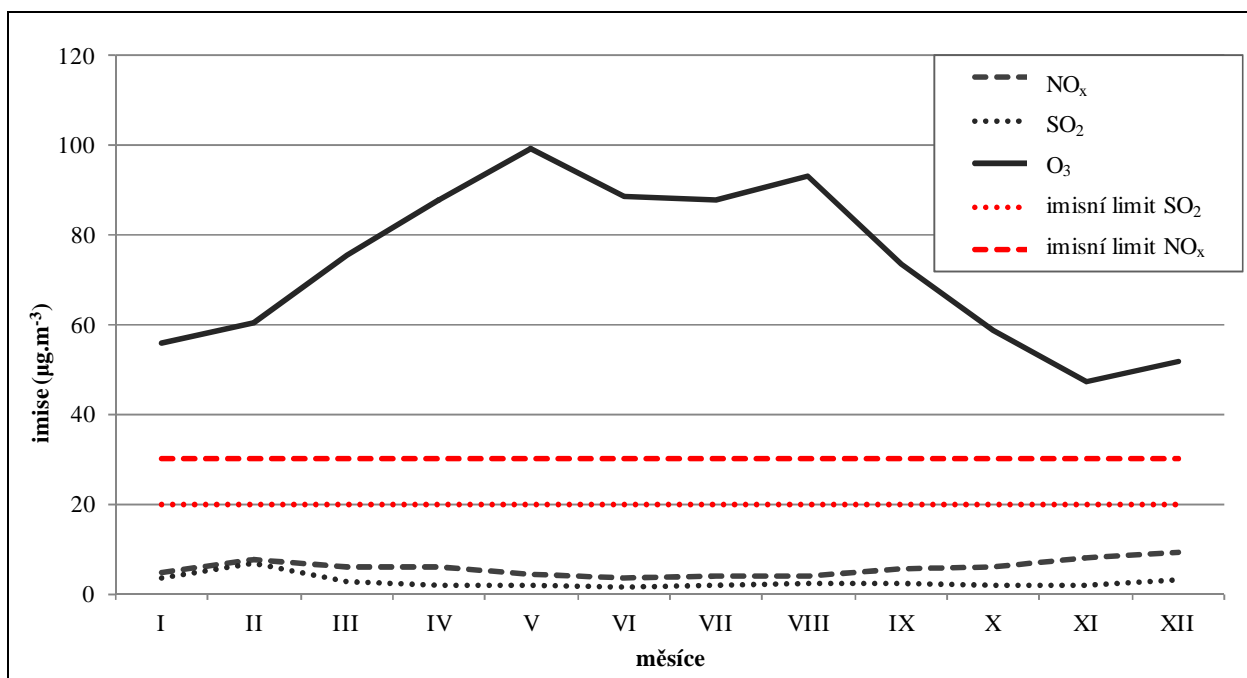
Tab. 4 – Vyhodnocení úhrnu srážek ve vegetační sezóně 2012

Zdroj: ČHMÚ (2013)

Měsíc	V	VI	VII	VIII	IX	X
Kategorie	normální	suchý	normální	normální	suchý	Normální

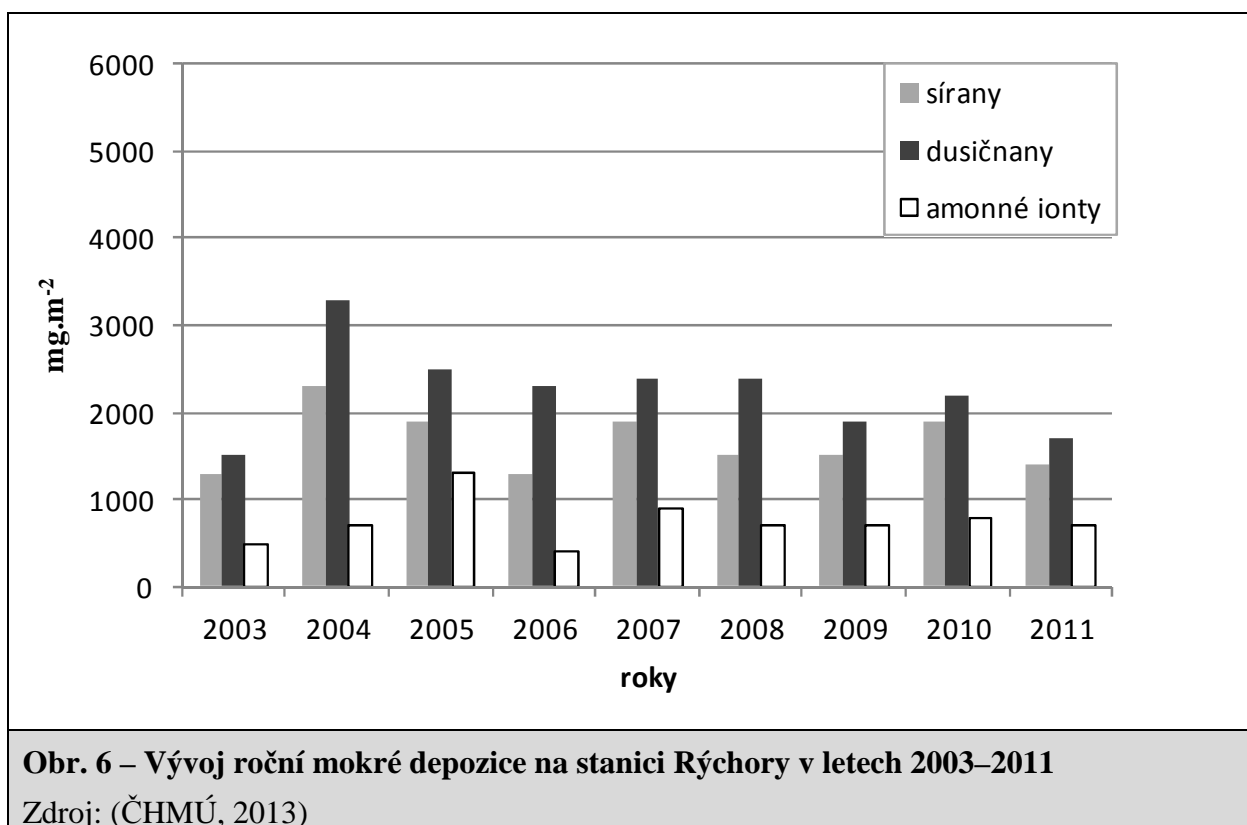
4.1.3 Ukazatele kvality ovzduší

Na Rýchorách je provozována ČHMÚ automatizovaná měřicí stanice typu pozaďová, venkovská. Stanice je zde umístěna právě pro sledování vlivu znečištěného ovzduší na ekosystémy. Automatický měřicí systém měří imise SO_2 , NO_x , O_3 , PM_{10} a doprovodných meteorologických ukazatelů. Průběh množství imisí v jednotlivých měsících roku 2012 ukazuje obr. 5, který nabízí i srovnání hodnot s platnými imisními limity pro SO_2 a NO_x . Ozon v grafu nemá zvýrazněnou hladinu imisního limitu, protože je v jiných jednotkách a proto se do grafu nedal vynést. Druhý obr. 6 dokumentuje vývoj mokré depozice v letech 2003–2011 na Rýchorech.



Obr. 5 – Vývoj znečištění ovzduší na Rýchorech v sezóně 2012 – průběh průměrných měsíčních koncentrací SO_2 , NO_x a O_3

Zdroj: (ČHMÚ, 2013)



4.2 Rostlinný materiál

Dřeviny byly vybírány tak, aby reprezentovaly rozdílné nároky na své životní prostředí – buk lesní s vysokými nároky, opakem je bříza bělokorá, považovaná za pionýrskou, velmi přizpůsobivou dřevinu, a pro srovnání byl vybrán javor klen. Všechny tři druhy se zároveň běžně vyskytují ve sledované oblasti. Podle Vacka et al. (2007) patří tyto vybrané druhy mezi 3 nejčastěji se vyskytující dřeviny v oblasti Krkonoš.

V následujících podkapitolách jsou shrnuty základní biologické vlastnosti a nároky na prostředí sledovaných druhů listnatých dřevin.

4.2.1 Buk lesní (*Fagus sylvatica* L.)

Čeleď: *Fagaceae* – bukovité.

Areál: mediteránní – temperátní s oceánickou tendencí.

Statný, opadavý strom, dorůstající výšky až 50 m. Má štíhlý válcovitý kmen s kuželovitou korunou se silnými větvemi. Kořenový systém je srdcovitý, se silnými všestrannými kořeny. Borka je hladká, šedá, zřídka rozpukaná. Střídavé listy jsou oválné až eliptické, 5–10 cm dlouhé, celokrajné, na okraji zvlněné, zašpičatělé, na bázi zaokrouhlené

až klínovité, v paždí žilek a na okraji listů (hlavně zjara) bělavě pýřité. Květy nepatrné, v jednopohlavním květenství. Samčí květy v paždí listů v dlouze stopkatých svazečcích, samičí květy dvouřadé v červenavé číšce, zevně porostlé dlouze chlupatými, později dřevnatíci výrůstky. Plodem jsou trojhranné oříšky (bukvice) uzavřené po dvou v zdřevnatělé plodní číšce otvírající se čtyřmi chlopněmi (Hecker, 2012).

Ekologie: Buk lesní je dřevina oceánického a suboceánického klimatu s ročními srážkami 800–1 000 mm. Snáší silný zástin. Na příznivých stanovištích buk vytlačuje ostatní dřeviny, vznikají tak čisté bučiny. Má střední nároky na vláhu v půdě. Buk roste téměř na všech druzích hornin; vynechává suché písky, těžké nepropustné jíly, půdy bažinaté a rašelinné. Nejlepší bučiny jsou ovšem na dobrých humózních půdách bohatých vápníkem. V ČR se bučiny dělí na květnaté, vápnomilné, klenové a acidofilní a vyskytují se ve výšce 200–1100 m.

Rozšíření: Dřevina rozšířená v západní, střední a jihovýchodní části evropského kontinentu. V ČR roste téměř po celém území, hlavně v oblasti mezofytika a oreofytika, zřídka také v termofytiku. Květy jsou opylovány větrem, plody rozšiřují ptáci a savci (Pagan a Randuška, 1987).

V Evropě se šířil buk od Balkánu. Na našem území se vyskytoval vzácně v nižších polohách už v období atlantiku. Rozšíření buku pokračuje od 2 500 let př. n. l. Vegetační pás *Fagus-Abies* k nám pronikl od jihozápadu jako klín mezi vegetaci pásu *Picea* v horských polohách a pásu *Quercus-Tilia-Acer* v nižších polohách v podmínkách snižující se horní hranice lesa. Největší rozvoj buku nastává od epiatlantiku po subatlantik, kdy se jeho areál formuje do konečné podoby a jeho zastoupení v lesních porostech je největší. Koncem mladšího subatlantiku už dochází k ovlivnění zastoupení buku v porostech lidskou činností. Nejvýraznější snížení jeho zastoupení je zhruba v posledních 200 letech, kdy původní bučiny nahrazuje smrk, borovice a také modřín (Úředníček et al., 2001).

4.2.2 Bříza bělokorá (*Betula pendula* Roth)

Čeleď: *Betulaceae* – břízovité.

Areál: submediteránní – boreální se suboceánickou tendencí.

Středně vysoký strom s bílým kmenem, později černě rozpraskaným. Maximální výška je 30 m. Opadavý, s nepravidelnou korunou. Krátkověká dřevina, dožívá se max. 150 let. Mělece kořenící. Pupeny špičaté, lesklé, lepkavé, odstávající. Střídavé listy jsou kosočtverečně oválné, 3–6 cm dlouhé, zašpičatělé, dvakrát pilovité, na bázi široce klínovité až uťaté. Na brachyblastech vyrůstají obvykle dva listy. Květy jsou uspořádány v jehnědách, zvlášť samčí – převislé a zvlášť

samičí – menší a zpočátku vzpřímené. Plody jsou nažky, které se rozšiřují anemochorně (Hecker, 2012).

Ekologie: Silně světlomilná pionýrská dřevina s rychlým růstem, časnou plodností a nízkým věkem. Spolu s borovicí a jeřábem zakládají iniciační stadium lesního ekosystému. V takto vzniklém porostu se zmlazují klimaxové náročnější dřeviny.

Kůra obsahuje botulin, který ji zbarvuje bíle, čímž ji chrání před požerky zvěře a také proti přehřívání slunečním zářením. Bílý pigment kůry obsahuje triterpenický pentacyklický steroidní alkohol betulin s antiflogistickými vlastnostmi. Dále obsahuje účinné látky hořčiny, třísloviny, silice, pryskyřice, vitamín C a saponiny.

Jako pionýrská dřevina se vyskytuje se i na extrémních stanovištích, kde ji jiné dřeviny nemohou ohrozit. Jsou to stanoviště s nedostatkem půdní vláhy nebo s nadbytečnou vlhkostí. Převažuje na kyselých horninách. Roste často na půdách písčitých, s vysokým obsahem skeletu i na skalách. Přirozeně je zastoupena v kyselých doubravách, reliktních i písečných borech a na silikátových skalách, druhotně často na pasekách, haldách, výsypkách a na ladem ležících půdách. V hospodářských lesích však bývá často vnímána jako plevelný strom. Její dřevo dobře hoří, kůra hoří i mokrá (Úředníček et al., 2001). Bříza je tolerantní k účinkům průmyslového znečištění, přesto ale můžeme v průmyslových oblastech pozorovat pokles jejich jedinců. V těchto průmyslem narušených oblastech je kyselá půda, ve které se hromadí toxické ionty kovů, jako je hliník, měď, olovo, zinek nebo kadmium. Zvýšené koncentrace těchto prvků mohou způsobit poškození kořenů, nekrózy nebo odumření kořenů, což vede často k poklesu celých lesních porostů (Bojarczuk a Przybyl, 2005).

Rozšíření: Druh má rozsáhlý eurasijský areál zasahující na severu až k polárnímu kruhu, na jihu do Pyrenejí a Apenin a na východě do Ruska k povodí Leny. U nás je hojná od nížin do hor (Pagan a Randuška, 1987).

4.2.3 Javor klen (*Acer pseudoplatanus* L.)

Čeled': *Aceraceae* – javorovité.

Areál: mediteránní – temperátní se suboceánickou tendencí.

Opadavý strom dorůstající 35–40 m výšky, s přímým válcovitým kmenem a košatou korunou. Kůra je zpočátku hladká, později šupinatá a tmavě šedá.

Kořenový systém je srdčitého typu, zasahující do hloubky a upevňuje tak dřevinu i v balvanité půdě. Vstříčné listy jsou dlouze řapíkaté, dlanitě pětičetně laločnaté, 7–20 cm

dlouhé. Zářezy dosahují do poloviny čepele, laloky na okraji dvakrát tupě pilovité. Vespod s chlupatou čepelí. Letorosty zelenošedé, pupeny zeleně zbarvené. Kveté v dubnu až květnu současně s rašením listů. Žlutozelené květy jsou v hroznovitých latách, plody dvounažky s vypouklými semeny, jejich křídla svírají ostrý úhel. Klen opylují mouchy a včely, plody šíří vítr. Kleny se v příhodných podmínkách dožívají maximálně 300 až 400 let (Pagan a Randuška, 1987).

Ekologie: Javor snáší střední zástin. Je náročný na půdní a vzdušnou vlhkost. Často ho nalézáme na vlhkých stanovištích jako prameniště a náplavy říček, nesnáší však stojící vodu a nevydrží záplavy. Typická horská stanoviště kleny jsou s vysokými srážkami nebo vysokou vzdušnou vlhkostí. Roste na hlubokých, humózních půdách. Je významnou součástí suťových lesů s výrazným zastoupením nitrofilní květeny v podrostu. Ve vápencových oblastech roste na úpatí skal na suti, bohatých na splavený humus a dostatečně vlhkých. Klen je dřevinou vlhkého horského klimatu oceánického charakteru.

Rozšíření: Vyskytuje se v celé Evropě, původní výskyt byl soustředěn pravděpodobně jen do vyšších poloh střední Evropy. V Česku roste po celém území, především ve středních a vyšších polohách a zasahuje i do horských poloh do 1 200 m. Porosty s větším zastoupením kleny jsou dnes vzácné; nejčastěji jde o zbytky přirozených pralesových lesů a chráněné lesy (Úředníček et al., 2001).

4.3 Měření listové plochy a míry poškození listů

K určení míry poškození listové plochy byl využit analytický přístroj WinDIAS (Delta-T Devices, 2009), který metodou obrazové analýzy stanoví přesně rozsah zdravé a poškozené části listu. Přístroj umožňuje vysoké barevné rozlišení, které lze využít především ve stresové fyziologii rostlin. Obrázky lze editovat pomocí softwaru v počítači. WinDIAS umí snímky zpracovat do formátu: BMP, JPG a TIF.

Zkoumaný list položíme na posuvný světelný stůl, světla jsou určena pro prosvícení listové plochy, aby byly dobře čitelné barevné rozdíly, se kterými se později pracuje. Než začneme s konkrétním rozbořením, je třeba provést kalibraci, aby dále program uměl správně přepočítat plochu listu a vyčíslit procentický výsledek. Kamerou vyfotíme celý list a s fotografií následně pracujeme v programu WinDIAS 3. Nejprve barevně označíme zdravou, nikterak nepoškozenou plochu listu, pak odlišnou barevnou škálou obarvíme tu část listu, která je jakýmkoli způsobem poškozena ať už bioticky, abioticky či antropogenně. Program dále sám přepočte podíl poškozené a zdravé listové plochy, vše vyčíslí i procenticky. Tento postup

opakuje u každého zkoumaného listu. Výsledky si ukládáme jako soubory TXT do aplikace Excel.

Pro statistické zpracování byly podkladem výsledky naměřené přístrojem WinDIAS, které pomocí obrazové analýzy určují míru poškození listové plochy u listnatých dřevin. Výstupem z této analýzy jsou číselné hodnoty, které určují zdravou plochu listu Primary (Good Leaf) a plochu s viditelným poškozením Secondary (Disease 1). Poškozená plocha se dále přepočítává na procenta - % Diseased. H-Total hodnota vypovídá o celkové, kumulativní ploše zdravého listu a analogicky hodnota D-Total udává kumulativní, celkovou postiženou plochu měřeného listu. Údaj v kolonce % Total vyjadřuje míru poškození listů po zahrnutí kalibrace barev přístrojem.

4.4 Vyhodnocení výsledků

Výsledky byly statisticky vyhodnoceny pomocí programu Microsoft Excel. Pro míru poškození listů byly stanoveny aritmetické průměry, variační rozpětí a směrodatné odchylky jednotlivých odběrů.

Dále byla pomocí programu Excel provedena korelační analýza závislosti mezi množstvím ozonu a teplotou vzduchu ve sledované vegetační sezóně. Na hladině významnosti $\alpha = 0,05$ bylo provedeno testování nulové hypotézy $H_0: \rho = 0$ (mezi zkoumanými veličinami neexistuje závislost). Programem Excel byla určena hodnota výsledného korelačního koeficientu r . Z tabulek byla odečtena kritická hodnota výběrového koeficientu korelace r_k pro stupeň volnosti $f = 250$ a hladinu významnosti $\alpha = 0,05$.

Pokud platí: $r > r_k$ je možné zamítnout nulovou hypotézu H_0 , tzn., je prokázána rostoucí závislost mezi sledovanými veličinami.

5 Výsledky

Podle získaných meteorologických dat z roku 2012 z Rýchorské stanice (viz obrázek č. 4 a tabulky č. 3 a 4) můžeme konstatovat, že naměřené poškození listové plochy souvisí s klimatickými podmínkami. Podle těchto dat byl měsíc květen až srpen vyhodnocen za silně až mimořádně teplý, což potvrzuje tvrzení, že teplota vzduchu je důležitým faktorem vzniku přízemního ozonu.

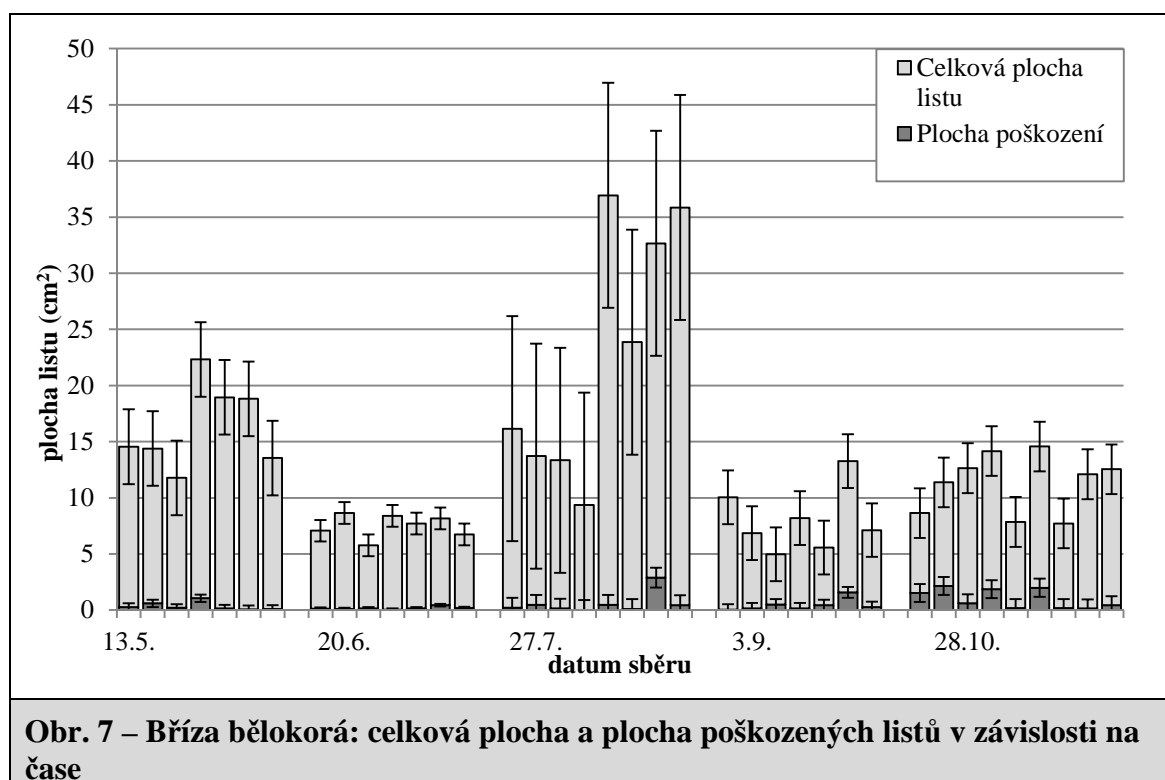
Tab. 5 a 6 shrnují výstupy z přístroje WinDIAS. Obsahují výsledky měření jednotlivých listů během 5 odběrů. V tabulce 5 jsou výsledky vyjádřeny jako procentický podíl poškození listové plochy ku celkové ploše zdravého listu. V tabulce 6 je uveden konkrétní rozsah poškozené plochy listu v cm². Z tabulek vyplývá, že u žádného sledovaného souboru nedošlo k výraznému porušení listové plochy.

Nejvyšší hodnota poškození byla pozorována na celkem 38 % listové plochy. Došlo k němu ve třetím odběru u javoru klenu. U javoru byl zaznamenán také nejvyšší rozptyl v hodnotách sledovaného poškození. Opakem byla bříza, která byla během celé sezóny jednoznačně homogenním souborem bez významných nepravidelností. Hodnoty variačního rozpětí jsou u břízy tedy nejnižší. Nejvyšší průměrné poškození listové plochy za celou sezónu roku 2012 bylo naměřeno u buku. Vrchol poškození u buku se projevil ve dvou vlnách a to v květnu a následně na konci července. Z hlediska časového byla zaregistrována maximální míra poškození listové plochy ve třetím odběru a naopak během druhého odběru bylo poškození téměř mizivé.

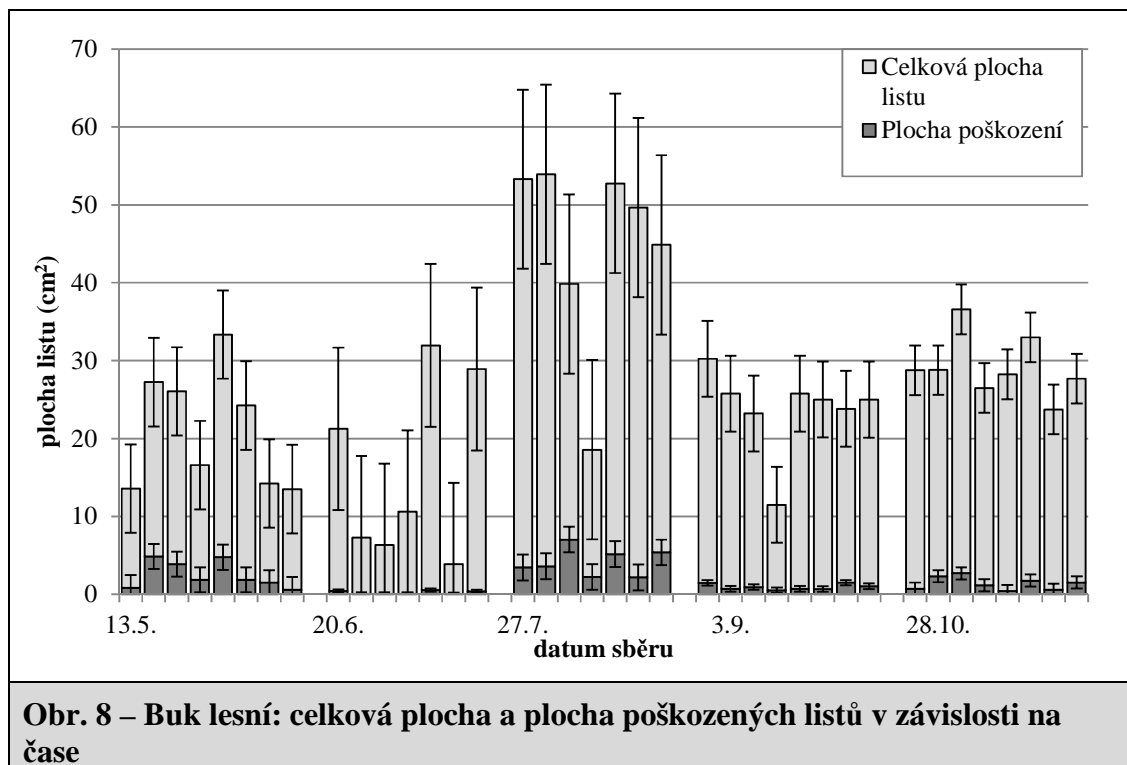
Tab. 5 – Plocha poškození listu (%)															
číslo měření	13.5.			20.6.			27.7.			3.9.			28.10.		
	bříza	javor	Buk	bříza	javor	buk	bříza	javor	buk	bříza	javor	buk	bříza	javor	buk
1	1,9	3,4	6,6	1,9	2,1	4,3	1,3	2,0	6,9	0,4	5,5	5,1	21,1	8,9	2,6
2	4,3	12,7	18,7	1,0	1,1	3,5	3,6	2,3	7,2	2,3	2,4	2,8	23,2	17,5	8,8
3	1,7	2,8	17,4	2,9	1,0	1,9	1,1	9,3	21,4	10,9	1,5	4,2	4,9	6,1	8,0
4	5,0	1,1	12,7	0,5	0,7	2,5	0,0	2,9	13,6	2,0	5,0	4,7	12,5	14,5	4,6
5	0,7	2,8	16,7	1,9	1,7	4,0	1,3	2,5	10,8	8,3	4,6	2,8	2,5	8,2	1,5
6	0,4	2,3	8,4	5,5	0,5	2,6	0,4	0,9	4,6	13,4	1,4	2,8	9,1	3,2	5,6
7	0,8	1,2	11,9	2,6	1,4	0,7	9,7	0,4	13,6	3,9	1,3	6,9	2,4	8,0	2,5
8			4,7				1,3	38,4				4,3	1,2		5,8
9													3,6		
ar. průměr	2,1	3,8	12,1	2,3	1,2	2,8	2,3	7,4	11,2	5,9	3,1	4,2	8,9	9,5	4,9

Tab. 6 – Plocha poškození listu (cm²)																
číslo měření	13.5.			20.6.			27.7.			3.9.			28.10.			
	bříza	javor	Buk	bříza	javor	buk	bříza	javor	buk	bříza	javor	buk	bříza	javor	buk	
1	0,3	3,8	0,8	0,1	2,7	0,4	0,2	3,3	3,5	0	4,2	1,5	1,5	8,2	0,7	
2	0,6	13,9	4,0	0,1	2,3	0,1	0,5	3,7	3,6	0,2	1,9	0,7	2,1	15,0	2,3	
3	0,2	3,1	3,9	0,2	1,4	0,1	0,1	14,9	7,0	0,5	1,1	0,9	0,6	4,7	2,7	
4	1,1	1,2	1,9	0,0	1,9	0,1	0,0	4,7	2,2	0,2	3,2	0,5	1,5	11,0	1,2	
5	0,1	3,2	4,8	0,1	2,2	0,6	0,5	3,6	5,2	0,4	2,5	0,7	0,2	6,8	0,4	
6	0,1	2,5	1,9	0,4	1,4	0,0	0,1	1,5	2,2	1,6	0,8	0,7	1,1	2,7	1,8	
7	0,1	1,4	1,5	0,2	0,4	0,4	2,9	0,6	5,4	0,3	0,7	1,5	0,2	5,9	0,6	
8			0,6				0,4	61,2				1,0	0,1		1,5	
9													0,4			
ar. průměr	0,3	4,2	2,4	0,2	1,7	0,2	0,6	11,7	4,1	0,4	2,0	0,9	0,9	7,8	1,4	
směr. odchylka	0,4	4,4	1,6	0,1	0,8	0,2	0,9	20,5	1,8	0,5	1,3	0,4	0,7	4,1	0,8	
var. rozpětí	1,0	12,7	4,2	0,4	2,4	0,5	2,9	60,6	4,8	1,5	3,5	1,0	2,0	12,3	2,3	

Podkladem pro sestavení obr. č. 7–9 byly hodnoty celkové listové plochy a plochy poškozené. Poškozená plocha listu je značena D-Total, celková plocha listu byla spočtena jako suma hodnot H-Total a D-Total.

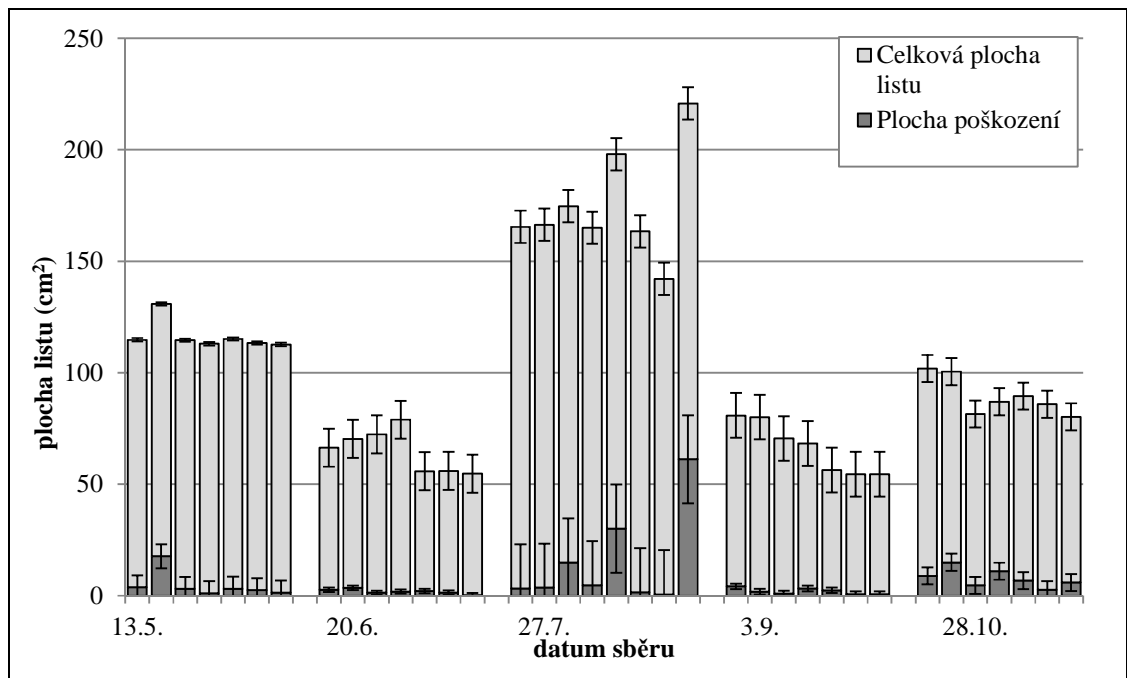


Z obr. 7 lze vyčíst, že poškození u břízy bělokoré bylo nevýznamné. Během prvních tří odběrů průměrné poškození listové plochy oscilovalo okolo pouhých 2 %. Během podzimních odběrů se poškození mírně zvýšilo a maximální průměrné hodnoty dosáhlo v pátém odběru a to 8,9 %.

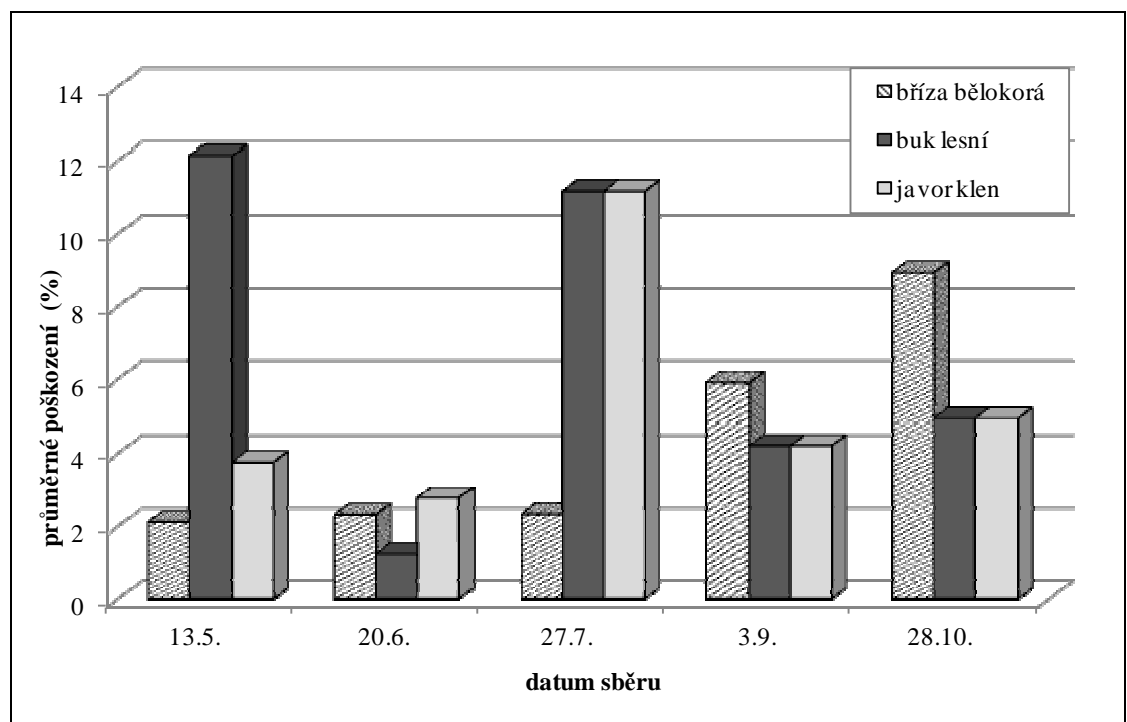


Z obr. 8 vytvořeného pro buk lesní naopak vyplývá, že poškození bylo přítomno již od začátku sezóny a mělo dva vrcholy. První v květnovém odběru, kdy dosahovalo průměrné hodnoty 12,1 % poškození listové plochy a potom ve třetím odběru, kdy bylo zasaženo 11,2 % listů. Ve třetím, červencovém odběru bylo zaznamenáno i maximální poškození buku během sezóny a to na 21,4 % listu.

Poškození listové plochy javoru dokumentuje obr. 9. Během druhého a čtvrtého odběru nebylo zaznamenáno významné poškození. Sledované soubory listů byly vyrovnané a vykazovaly průměrné poškození listu 1,2 % resp. 3,1 %. Celkově výsledky druhého odběru dopadly pro všechny sledované druhy obdobně, bylo popsáno nejnižší průměrné poškození. Ve třetím odběru, v červenci, bylo zaregistrováno nejvyšší průměrné poškození i maximální hodnota poškození během sezóny. Na začátku a konci sezóny se projevovало slabé poškození.



Obr. 9 – Javor klen: celková plocha a plocha poškozených listů v závislosti na čase

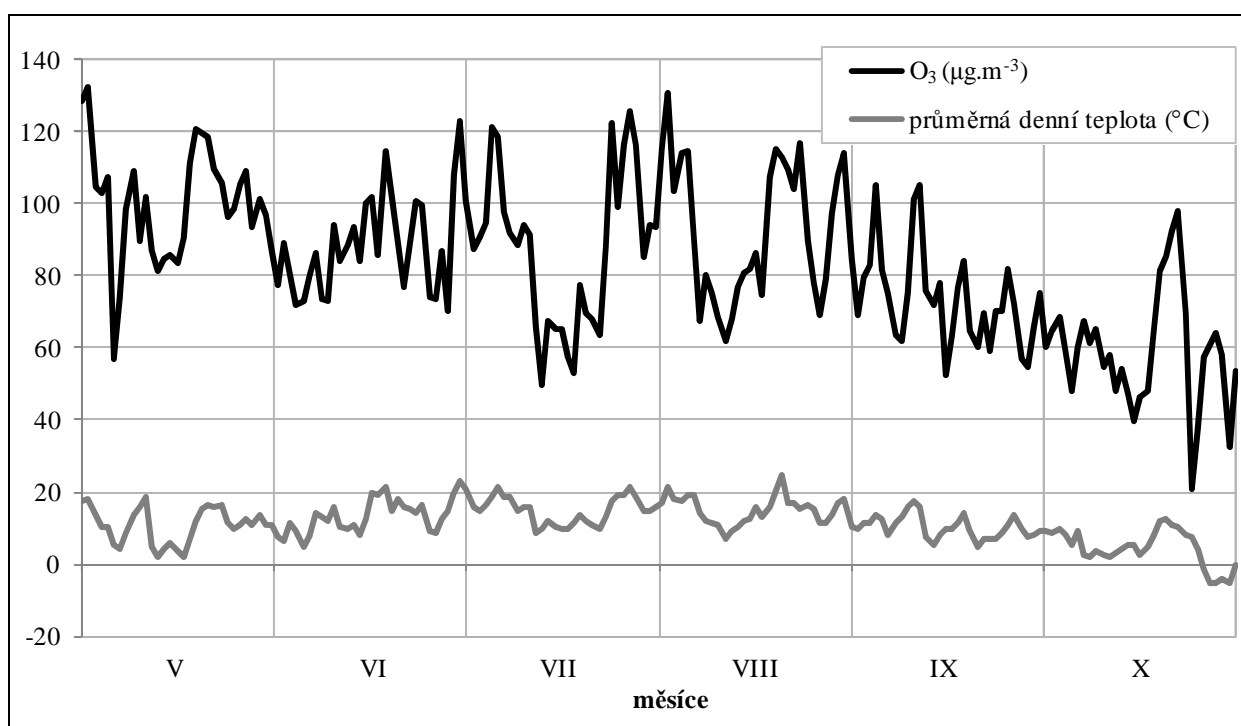


Obr. 10 – Relativní poškození listové plochy během sezóny 2012

Na obr. 10 jsou chronologicky seřazeny hodnoty relativního poškození listové plochy (% Diseased) jednotlivých rostlinných druhů. Z tohoto opět jednoznačně vyplývá, že největší citlivost k životnímu prostředí má buk lesní, následuje javor klen a nejméně na klimatické a imisní podmínky reaguje bříza bělokorá.

Poslední graf na obr. 11 popisuje závislost průběhu denních koncentrací ozonu ($\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$) a průměrných denních teplot vzduchu ($^{\circ}\text{C}$). Je z něho dobře čitelné, že míra koncentrace přízemního ozonu je výrazně ovlivněna teplotou vzduchu a tyto dvě křivky mají obdobný trend.

Výsledkem provedené korelační analýzy závislosti mezi množstvím troposférického ozonu a průměrnou denní teplotou v sezóně 2012 je korelační koeficient $r = 0,72$. Z tabulek byla odečtena kritická hodnota výběrového koeficientu korelace $r_k = 0,104$ pro stupeň volnosti $f = 250$. Platí tedy $r > r_k$ a je možné zamítnout nulovou hypotézu H_0 . Tím je prokázána rostoucí závislost mezi těmito dvěma veličinami.



Obr. 11 – Průběh průměrných denních koncentrací troposférického ozonu a denních teplot vzduchu

Zdroj: (ČHMÚ, 2013)

6 Diskuse

V roce 2012 byla porovnávána závislost míry poškození listové plochy lesních dřevin na podmínkách prostředí, především na klimatických podmínkách a množstvím imisního zatížení.

Pro výzkum byly vybrány následující listnaté dřeviny: bříza bělokorá, javor klen a buk lesní. Všechny tyto rostlinné druhy se ve zkoumané oblasti v okolí Rýchorské boudy ve východních Krkonoších nachází v hojné míře. Buk lesní tvoří 4 %, bříza bělokorá 2 % a javor klen 1 %. Celkem listnaté dřeviny zaujímají 11 % (Vacek et al., 2007). Současně se tyto vybrané dřevinné druhy od sebe liší svou odolností ke znečištění životního prostředí.

Buk lesní je podle Dittmara et al. (2005) velmi citlivý k imisnímu zatížení a současně je netolerantní k jakékoli kontaminaci půdy. Opakem je bříza bělokorá, která patří mezi pionýrské dřeviny, což znamená, že je značně tolerantní na nároky stanovištních podmínek. Proti exhalacím je velmi otužilá, současně ale prokazuje vysokou citlivost na zasolené půdy. Poslední sledovaná dřevina, javor klen, je podle Gregorové (2006) středně citlivá dřevina. Považuje ho za tolerantní k imisím, naopak malou snášenlivost prokazuje při zasolení půd, ale kontaktní působení soli snáší dobře. Oproti tomu Dittmar et al. (2005) uvádí javor klen jako citlivý k imisím.

Dřevinou s nejnižším poškozením listové plochy byla podle očekávání bříza bělokorá, u které se nám potvrdila hypotéza o dřevině odolné k podmínkám prostředí. Do srpna se u ní průměrné procento poškození pohybovalo okolo nevýznamných 2 %. Navíc zvyšující se poškození v závěru sezóny nebylo pravděpodobně vlivem působení vnějších stresorů. Přístroj WinDIAS neumí rozlišit žloutnutí listové plochy vlivem stresu od přirozeného stárnutí. Poslední sběr na konci října byl pod vlivem nastupujícího podzimu. V posledním kvartálu měsíce se již teploty pohybovaly pod bodem mrazu a na listech bylo patrné přirozené stárnutí nikoliv poškození.

Jinak vypadá hodnocení poškození listové plochy u buku lesního. V průběhu sezóny byly zaznamenány dva vrcholy působení stresu a jeho odeznění. První symptomy poškození se projevíly již v pozdně jarním odběru a druhá epizoda zvýšeného poškození listové plochy nastala na konci července. Pokud tuto informaci porovnáme s naměřenou teplotou vzduchu a hodnotami troposférického ozonu, naměřenými v průběhu vegetace, opět se nám potvrdí fakt, že přízemní ozon je závislý na teplotě vzduchu a jeho zvýšené koncentrace dnes způsobují největší škody na lesních ekosystémech, což také dokládá ve své práci Voinikov a kol. (2008).

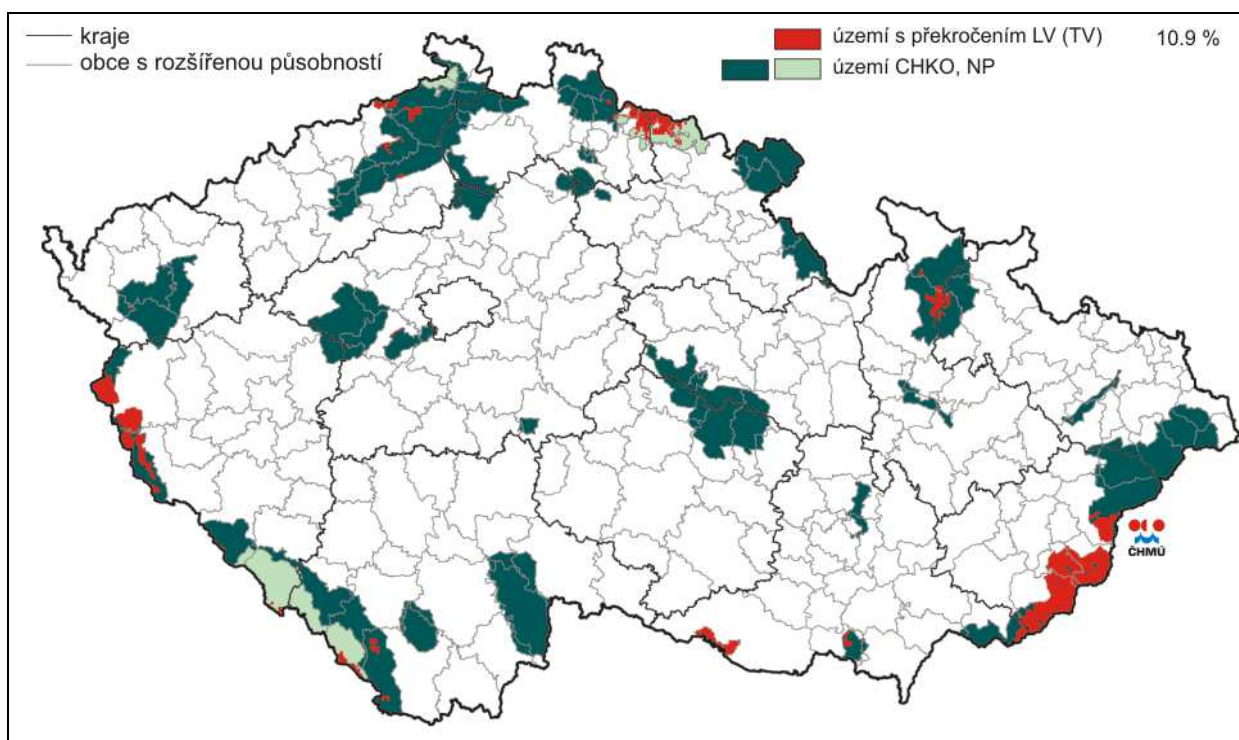
V případě javoru klenu se výsledky pohybují v intervalu mezi dvěma výše hodnocenými dřevinami. Maximální poškození bylo zaregistrováno obdobně jako u buku na konci července, avšak na konci května bylo u javoru zaznamenáno pouze slabé poškození. Od červencového sběru je průměrné procentické poškození listů u javoru stejné jako u buku, viz obr. 10.

Z výsledků poškození listové plochy jednotlivých rostlinných druhů v závislosti na čase, je patrné, že mezi jednotlivými druhy dřevin existuje různá míra citlivosti k různým stresorům. Z výsledků je parné, že v případě buku lesního došlo v průběhu vegetace ke dvěma epizodám zvýšeného stresu. Naopak břízu tyto epizody zcela minuly a poškození lze pozorovat až na konci října, což se dá spíše odůvodnit stárnutím listů a jejich změnou barvy. Poškození u javoru od poloviny vegetační sezóny má stejný trend jako poškození u buku. Na začátku sezóny se u něj také projevilo poškození, ale ve srovnání s bukem velice slabé.

Ve vztahu zkoumání působení nepříznivých antropogenních vlivů na ekosystémy je na obr. 5 zpracováno grafické znázornění průměrných hodnot naměřených imisí SO_2 , NO_x a O_3 v roce 2012 na Rýchorské stanici. Z grafu je čitelné, že celkově nevýznamná množství imisí NO_x a SO_2 , která se pohybují hluboko pod hodnotou imisního limitu pro ochranu vegetace, nemohla nijak významně negativně ovlivnit sledované dřeviny.

Jinak by tomu ovšem mohlo být v případě přízemního ozonu, kdy během vegetační sezóny roku 2012 nastalo opět několik epizod se zvýšenou koncentrací v ovzduší. Oblast Rýchor patří dlouhodobě do oblasti s překročeným imisním limitem přízemního ozonu pro ochranu ekosystému a vegetace viz obr. 12 (ČHMÚ, 2013).

Koncentrace přízemního ozonu vykazují významnou časovou a prostorovou variabilitu, která závisí na mnoha faktorech: zeměpisné poloze, nadmořské výšce, teplotě vzduchu, ročním období a synoptické situaci. Vznik fotochemického ozonu vyžaduje vysokou teplotu, vysokou intenzitu solární radiace, nízkou rychlost větru a nízkou relativní vlhkost a absenci atmosférických srážek (Finlayson-Pitts, Pitts, 2000). Přízemní ozon je škodlivina, která dosahuje maximálních hodnot v období od dubna do září. V posledních desetiletí je zřejmé, že roční cyklus ozonu vykazuje dva základní typy sezónního chování. Jde o výskyt jarních a letních maxim. Jarní maxima jsou měřitelná v období duben – květen. Jsou typická pro oblasti, které jsou vzdálené od zdrojů znečištění ovzduší (Monks, 2000).



Obr. 12 – Mapa oblastí s překročenými imisními limity pro ochranu ekosystému a vegetace na území NP a CHKO v roce 2011

Zdroj: (ČHMÚ, 2013)

Výsledek pokusu je ve shodě s předešlými tvrzeními a je snadno čitelný z obr. 11. Zvýšené koncentrace troposférického ozonu jdou spolu se zvýšenou teplotou vzduchu. Výsledkem korelační analýzy závislosti množství imisí troposférického ozonu na teplotě vzduchu je korelační koeficient $r = 0,72$, který je vyšší než tabulková hodnota výběrového koeficientu korelace r_k na hladině $\alpha=0,05$ a platí-li, že $1 > r > r_k$, potom existuje kladná, rostoucí závislost mezi zkoumanými znaky.

Právě vliv přízemního ozonu může vysvětlit obě epizody zvýšeného poškození u buku, resp. epizodu u javoru. Odezvě na troposférický ozon mohl napomoci chod teplot vzduchu a množství srážek v roce 2012, kdy měsíce květen i červenec byly vyhodnocené jako mimořádně teplé a srážkově běžné. Množství imisí ozonů kulminovalo na přelomu měsíců dubna/května a července/srpna. Po jejich odeznění došlo i ke snížení poškození u buku, resp. v menší míře i u javoru.

Hodnocení závěru sezóny posledním sběrem na konci října bylo už ovlivněno nastupujícím podzimem a projevil se už vliv mrazů.

7 Závěr

Ze získaných výsledků vyplývá:

- 1) Potvrdila se rozdílná citlivost listnatých dřevin k působení stresorů, kdy bříza byla zhodnocena jako dřevina odolná, javor klen středně odolný a buk lesní jako citlivý k vlivu imisí ozonu.
- 2) Byla zaznamenána sezónnost vlivu působení troposférického ozonu, kdy k viditelnému poškození listové plochy došlo ve dvou vlnách, v květnu a na konci července.
- 3) Z výsledků je patrné, že nejzávažnějším problémem znečištění ovzduší současnosti se jeví působení přízemního ozonu na lesní ekosystémy.
- 4) V oblasti dlouhodobě překračovaného imisního limitu pro ochranu ekosystému a vegetace pro tuto znečišťující látku, akutní poškození dřevin pravděpodobně způsobené ozonem není nikterak vysoké.
- 5) Během vegetační sezóny roku 2012 nedošlo k výraznějším škodám na sledovaných listnatých dřevinách.
- 6) Metoda obrazové analýzy WinDIAS je vhodnou pomocnou metodou při určování míry poškození způsobeného libovolnými druhy stresorů.

Seznam použité literatury:

ASHMORE, M. R. (2003). Ozone: Surface Ozone Effects on Vegetation In *Encyclopedia of Atmospheric Sciences*. Editor-in-Chief: J. R. Holton. Oxford. Pages 1663–1671. DOI:

10.1016/B0-12-227090-8/00295-5.

Dostupné z: <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/B0122270908002955>.

BELL, J. N. a M. TRESHOW. (c2002). *Air pollution and plant life*. 2nd ed. New York: J. Wiley. 465 p. ISBN 04-714-9091-1.

BOHÁČ, J. (1969). *Půdy východních Krkonoš*. Opera Corcontica. (6). 13-23. Dostupné také z http://opera.krnap.cz/_pdf/6/OC-6-2.pdf.

BOJARCZUK, K. a K. PRZYBYL. (2005). *Effect of polluted substrates on growth and health of silver birch (Betula pendula Roth.)*. Polish Journal of Environmental studies. 14(5). 677-684 p.

Dostupné z: <http://6csnfn.pjoes.com/pdf/14.5/677-684.pdf>

CONTI, M., E. and G. CECHETTI. (2001). *Biological monitoring: lichens as bioindicators of air pollution assessment – a review*. Environmental Pollution. 114(3). 471-492p. Dostupné také z: <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0269749100002244>

ČESKO. Nařízení vlády č. 165 ze dne 20. března 1991, kterým se zřizuje Krkonošský národní park a stanoví podmínky jeho ochrany. Dostupné z:

<http://www.mzp.cz/www/platnalegislativa.nsf/d79c09c54250df0dc1256e8900296e32/332d1f3202349cbbc125654b004c521a?OpenDocument>.

ČESKO. Vyhláška Ministerstva zemědělství č. 101 ze dne 28. března 1996 o opatřeních k ochraně lesa a vzor služebního odznaku a vzor průkazu lesní stráž. In: 33/1996. Dostupné z:

<http://www->

1.sysnet.cz/projects/env.web/zakon.nsf/2950090f3855381ac1256376006821d8/0a622d54f9a65d56c12568730034c977?OpenDocument.

ČESKO. Vyhláška Ministerstva zemědělství č. 55 ze dne 15. března 1999 o způsobu výpočtu výše újmy nebo škody způsobené na lesích. Dostupné z: http://eagri.cz/public/web/mze/legislativa/pravni-predpisy-mze/tematicky-prehled/Legislativa-MZe_uplna-zneni_Vyhlaska-1999-55-lesnictvi.html.

ČESKO. Vyhláška Ministerstva zemědělství č. 78 ze dne 18. března 1996 o stanovení pásem ohrožení lesů pod vlivem imisí. Dostupné z: <http://www.mzp.cz/www/platnalegislativa.nsf/d79c09c54250df0dc1256e8900296e32/77ae392beece6a81c125654b004fa8a9?OpenDocument>.

ČESKO. Zákon č. 201 ze dne 2. května 2012 o ochraně ovzduší a související předpisy. In: *Sbírka zákonů České republiky*. 2012, částka 69, s. 2786-2841. Dostupný také z: <http://www.tzb-info.cz/pravni-predpisy/zakon-c-201-2012-sb-o-ochrane-ovzdusi>.

ČESKO. Zákon č. 289 ze dne 3. listopadu 1995 o lesích a o změně a doplnění některých zákonů (lesní zákon). In: *Sbírka zákonů České republiky*. 1995, částka 76, s. 3946. Dostupné z: <http://lesnizakon.cz/>.

ČESKO. Zákon č. 114 ze dne 19. února 1992 o ochraně přírody a krajiny. In: *Sbírka zákonů České republiky*. 1992. Částka 028. s. 666-692.

ČHMÚ. (2013). Český hydrometeorologický ústav [online]. [cit. 2013-04-07]. Dostupné z: http://portal.chmi.cz/portal/dt?portal_lang=cs&menu=JSPTabContainer/P1_0_Home.

DAMOHORSKÝ, M. (2010). *Právo životního prostředí*. 3. vyd. Praha: C. H. Beck, xlvii, 629 s. ISBN 978-807-4003-387.

DELTA-T DEVICES. (2009). *WinDIAS*. Version 3. Cambridge.

DITTMAR, C. K. PFAFFELMOSER, T. ROTZER a W. ELLING. (2005). Quantifying ozone uptake and its effects on the stand level of common beech (L.) in Southern Germany. *Environmental Pollution*. roč. 134. č. 1. s. 1-4. ISSN 02697491.

DOI: 10.1016/j.envpol.2004.08.010.

Dostupné z: <http://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0269749104003525>.

FINLAYSON-PITTS, B. J. a J. N PITTS. (2000). *Chemistry of the upper and lower atmosphere: theory, experiments, and applications*. San Diego. Academic Press. 969 p. ISBN 01-225-7060-X.

GOOGLE. Mapy Google [online]. (2013) [cit. 2013-03-09]. Dostupné z: <http://maps.google.cz>

GREGOROVÁ, B. (2006). *Poškození dřevin a jeho příčiny*. Agentura ochrany přírody a krajiny ČR. Praha. 361 s. [132] s. tab. příl. ISBN 80-851-1643-X.

HECKER, U. (2012). *Stromy a keře: klíč ke spolehlivému určování - 3 znaky*. 3. vyd. Editor M. Volf. Čestlice: Rebo. 238 s. ISBN 978-80-255-0594-6.

HŮNOVÁ, I., J. ŠANTROCH a J. OSTATNICKÁ. (2004). *Ambient air quality and deposition trends at rural stations in the Czech Republic during 1993–2001*. Atmospheric Environment [online]. roč. 38. č. 6. s. 887-898 [cit. 2013-04-06]. ISSN 13522310. Dostupné z: <http://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S1352231003009221>.

CHALOUPSKÝ, J., ČERVENKA J., JETEL J., KRÁLÍK F., LÍBALOVÁ J., PÍCHOVÁ E., POKORNÝ J., POŠMOURNÝ K., SEKYRA J., SHRBNÝ O., ŠALANSKÝ K., ŠRÁMEK J., VÁCL, J. (1989) *Geologie Krkonoš a Jizerských hor*. Ústřední ústav geologický v Praze.

CHALOUPSKÝ, J. (1968). Geologická mapa Krkonošského národního parku. 1:50 000, Ústřední ústav geologický v Praze.

JENÍK, J. (1961). *Alpínská vegetace Krkonoš, Kralického Sněžníku a Hrubého Jeseníku*. ČSAV, Praha.

KARLSSON, P. E., H. PLEIJEL, M. BELHAJ, H. DANIELSSON, B. DAHLIN, M. ANDERSSON, M. HANSSON, J. MUNTHE a P. GRENNFELT. (2005). Economic Assessment of the Negative Impacts of Ozone on Crop Yields and Forest Production. A Case Study of the Estate Å stads SÅ rteri in Southwestern Sweden. DOI: 10.1579/0044-7447-34.1.32. Dostupné z: <http://www.bioone.org/doi/abs/10.1579/0044-7447-34.1.32>.

KOTOVA, T. V., I. M. MIKLYAEVA, G. N. OGUREEVA, E. G. SUSLOVA a L. V. SHVERGUNOVA. (2000). *Experience in mapping the ecological state of the plant cover*. Russian Journal of Ecology. 31 (5). 318-323 p. DOI 10.1007/BF02828445.

LARCHER, W. (2003). *Physiological plant ecology: ecophysiology and stress physiology of functional groups*. 4th ed. New York: Springer, 513 p. ISBN 35-404-3516-6.

LEVITT, J. (1980). *Responses of plants to environmental stresses*. 2d ed. New York: Academic Press, 2 v. ISBN 01244550262.

LICHTENTHALER, H. K. (1996). Vegetation Stress: an Introduction to the Stress Concept in Plants. *Journal of Plant Physiology*. roč. 148, 1-2, s. 4-14. ISSN 01761617. DOI: 10.1016/S0176-1617(96)80287-2. Dostupné z: <http://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0176161796802872>.

MATYSSEK, R. a J. L. INNES. (1999). *Forest Growth Responses to the Pollution Climate of the 21st Century: Ozone — A Risk Factor for Trees and Forests in Europe?*. Netherlands: Springer. s. 199-226. Institute of Terrestrial Ecology. ISBN 978-90-481-5328-2.

MOLDANOVÁ, J. (2009). Chemie plynné fáze. In BRANIŠ, Martin a Iva HŮNOVÁ. *Atmosféra a klima: aktuální otázky ochrany ovzduší*. Vyd. 1. V Praze: Karolinum, ISBN 978-80-246-1598-1.

MOMEN, B., J. A. HELMS, R. S. CRIDDLE. (2006). Foliar metabolic heat rate of seedlings and mature trees of *Pinus ponderosa* exposed to acid rain and ozone. DOI: 10.1111/j.1365-3040.1996.tb00410.x. Dostupné z: <http://doi.wiley.com/10.1111/j.1365-3040.1996.tb00410.x>.

MONKS, P. S. (2000). A review of the observations and origins of the spring ozone maximum. *Atmospheric Environment*. roč. 34, č. 21, s. 3545-3561. ISSN 13522310. DOI: 10.1016/S1352-2310(00)00129-1. Dostupné z: <http://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S1352231000001291>.

MOONEY, H. A. (1991). *Response of plants to multiple stresses*. San Diego: Academic Press. 422 p. ISBN 01-250-5355-X.

NILSEN, E. T., D. M. ORCUTT a M. G. HALE. (1996). *The physiology of plants under stress – Abiotic factors*. New York: Wiley. 2 v. ISBN 0-471-17008-9.

ORCUTT, D. M. a E. T. NILSEN. (2000). *The physiology of plants under stress: soil and biotic factors*. USA: John Wiley and sons. 696 p. ISBN 0-471-03152-6

PAGAN, J. a D. RANDUŠKA. (1987). *Atlas dřevín*. Bratislava. Obzor. 1. vyd. 357s.

PRIWITZER, T., ČABOUN, V., PAVLENDOVÁ, H. (2004). Depozícia ozónu a jej vplyv na lesné dreviny. In: Šír Miloslav, Tesař Miroslav (eds.) *Atmosférická depozice 2004*, sborník ze semináře. Praha. ISBN 0-02-01659-9.

PYŠEK, P. a D. M. RICHARDSON. (2008). Invasive Plants. EDITOR-IN-CHIEF SVEN ERIK JØRGENSEN. *Encyclopedia of ecology* [online]. 1st ed. Oxford: Elsevier, s. 2011-2020 [cit. 2013-04-07]. ISBN 978-0-08-045405-4.

QUITT, E. (1971). *Klimatické oblasti Československa*. Geografický ústav ČSAV. Brno : Studia Geographica 16, 20 s.

RICHARDSON, C. J., T. W. SASEK, E. A. FENDICK. (2009). *Implications of physiological responses to chronic air pollution for forest decline in the southeastern United States*. *Environmental Toxicology and chemistry*. 11 (8). 1105-1114 p. DOI: 10.1002/etc.5620110807

SKOŘEPOVÁ, I. (2001). Stanovení kritických zátěží síry a dusíku a hodnot překročení kritických zátěží aktuálními depozicemi na území ČR, In FIALA, J. *Vyhodnocení připravenosti ČR splnit požadavky na kvalitu ovzduší podle směrnic EU a Konvence CLRTAP: VaV/740/2/00*. Praha: ČHMÚ. s. 13.

SLODIČÁK, M. (1992). Stabilizace a rozvoj produkční a mimoprodukčních funkcí lesů pod vlivem průmyslových emisí. In MATĚJKA, K. *Studium horských lesních ekosystémů a jejich poškození v České republice*. Scientific - Pedagogical Publishing. České Budějovice. 992 s.

SPRÁVA KRKONOŠSKÉHO NÁRODNÍHO PARKU. (2010). *Plán péče. Krkonošský národní park a jeho ochranné pásmo (2010–2020) : Část A - rozbor*. 179 s.

- STOKLASA, J. (1923). *Die Beschädigung der vegetation durch Rauchgase und Fabriksexhalation*. Munich : Urban and Schwarzenberg.
- SUCHARA, I. (2010). *Kyselá reakce smrkové kůry a kvalita ovzduší v ČR během posledních dvaceti let*. *Ochrana ovzduší*. 22 (42). 3. s. 28-34.
- SÝKORA, B. (1983). *Krkonošský národní park*. Státní zemědělské nakladatelství. Praha. 380 s.
- ŠVÁB M., MÜLLEROVÁ M., BENEŠ P. (2005). *Informace o látkách zařazených do Integrovaného registru znečišťování*. Vysoká škola chemicko-technologická v Praze, Ústav chemie ochrany prostředí. Zpracováno pro Ministerstvo životního prostředí. Praha.
- UHLÍŘOVÁ, H., HŮNOVÁ, I., NOVOTNÝ, R., LOMSKÝ, B., HORÁLEK, J. (2003). *Oxidační stres v podmínkách horských smrčín*. *Zprávy lesnického výzkumu*, 48. s. 200-205.
- UHLÍŘOVÁ, H., KAPITOLA, P. (eds). (2004). *Poškození lesních dřevin /Damage of forest species/*. Lesnická práce. s. 288.
- ÚRADNÍČEK, L., P. MADĚRA, S. TICHÁ a J. KOBLÍŽEK. (2001). *Dřeviny České republiky*. Matice lesnická. Písek. 334s.
- USŤAK, S., VÁŇA, V., HONZÍK, R., SLEJŠKA, A. (2009). *Kauzální monitoring vlivu imisí na zemědělskou výrobu – 2004–2008 : Výroční zpráva úkolu číslo 9/MCL/2008*. VÚRV. Praha.
- VACEK, S., SIMON, J., MINX, T., PODRÁZSKÝ, V., BALCAR, Z.. (2007). *Struktura a vývoj lesních ekosystémů v Krkonoších*. *Opera corcontica*. 44/2. 415–424. Dostupný také z: <http://opera.krnap.cz/_pdf/44/oc44-47.pdf> .
- VINGARZAN, R. (2004). A review of surface ozone background levels and trends. *Atmospheric Environment* [online]. roč. 38. č. 21. s. 3431-3442 [cit. 2013-04-07]. ISSN 13522310. DOI: 10.1016/j.atmosenv.2004.03.030. Dostupné z: <http://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S1352231004002808>.

VOINIKOV, V. K., V. I. VORONIN, T. A. MIKHAILOVA a A. S. PLESHANOV. (2008). *Baikal region: Complex assessment of weakening of forest ecosystems caused by atmospheric emissions*. Contemporary problems of ecology 1/6. 633-638. DOI: 10.1134/S1995425508060039. Dostupné z: <http://link.springer.com/10.1134/S1995425508060039> .

VRÁBLÍKOVÁ, J. (2008). *Revitalizace antropogenně postižené krajiny v Podkrušnohoří*. Vyd. 1. Ústí nad Labem: Univerzita J.E. Purkyně v Ústí nad Labem, Fakulta životního prostředí, 148 s. ISBN 978-80-7414-085-3.

VRBA, M. a V. SPUSTA. (1991). *Lavinový katastr Krkonoš*. Opera Corcontica. 28. 47-58. Dostupný také z WWW: <<http://opera.krnep.cz>>.

VRUBEL, J., ZAPLETAL, M., BIRGUSOVÁ, E., CHROUST, P., SÁŇKA, M., HON, J. (2009). *Návrh nového systému kompenzace imisních škod vlastníkům lesa*. EKOTOXA s.r.o. Hradec Králové. 86 s. Dostupné z: http://www.lesy.cz/odborne-rady/granty-a-dotace/Documents/imise_kompenzace_skod.

WOO, S. Y. (2009). Forest decline of the world: *A linkage with air pollution and global warming*. African Journal of biotechnology, 8 (25). 7409-7414.