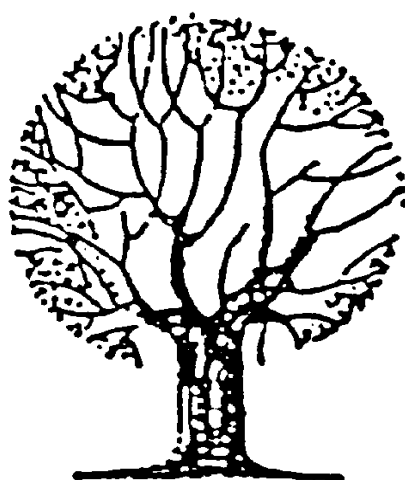




FAKULTA LESNICKÁ A DŘEVAŘSKÁ



Mihi cura futuri

VLIV ZVÝŠENÝCH KONCENTRACÍ PŘÍZEMNÍHO OZONU A METEOROLOGICKÝCH FAKTORŮ NA STAV LESNÍCH POROSTŮ V ČESKÉ REPUBLICE

Disertační práce

Ing. Radek Novotný

Pelhřimov, 2008

Bibliografická identifikace

Jméno a příjmení autora: **Ing. Radek Novotný**

Název disertační práce: **Vliv zvýšených koncentrací přízemního ozonu a meteorologických faktorů na stav lesních porostů v České republice**

Název disertační práce anglicky: **Impact of increased ozone concentration and meteorological factors on the stability of the forest stands in the Czech Republic**

Studijní program: **DSP**

Studijní obor (směr), kombinace oborů: **Pěstování lesa**

Školitel: **Prof. Ing. Vilém Podrázský, CSc.**

Rok obhajoby: 2008

Klíčová slova v češtině: **Přízemní ozon, poškození lesa, symptomy poškození, pasivní dozimetry**

Klíčová slova v angličtině: **Ground level ozone, Forest stands decline, symptoms assessment, passive samplers**

© Radek Novotný, Česká zemědělská univerzita, 2008

Poděkování

Školiteli, Prof. Ing. V. Podrázskému, CSc. za pomoc během studia a za rady a připomínky při zpracování disertační práce.

Ing. V. Šrámkovi, Ph.D. a Doc. RNDr. B. Lomskému, CSc., mým kolegům a nadřízeným, za cenné rady a konzultace a za aktivní podporu při externím doktorském studiu.

Data byla získána a zpracována v rámci projektu NAZV 1G507045 a v rámci mezinárodního programu ICP Forests/Forest Focus.

Prohlášení o autorském podílu

Tato disertační práce je zpracovávána zejména v rámci projektu NAZV 1G57045 “Vliv zvýšených koncentrací ozonu a meteorologických faktorů na stabilitu smrkových a bukových porostů v České republice“, jehož řešitelem je Výzkumný ústav lesního hospodářství a myslivosti, v.v.i. ve Strnadlech. Řešení projektu bylo zahájeno v roce 2005 a je plánováno do konce roku 2008. Odpovědný řešitel projektu je Ing. Vít Šrámek, Ph.D. Autor předkládané práce je členem řešitelského týmu na pracovišti ústavu ve Strnadlech. V rámci tohoto projektu se autor zabývá

- problematikou působení ozonu na rostliny,
- problematikou viditelných příznaků negativního účinku přízemního ozonu na vegetaci – jejich identifikací a hodnocením,
- problematikou dalších markerů vlivu ozonu (MDA),
- částečně problematikou měření koncentrací ozonu a
- zpracováním a analýzou naměřených dat, včetně vícerozměrné statistické analýzy.

Tyto okruhy jsou dominantně zastoupeny v předkládané práci. Další zahrnutá a zmíněná problematika je uvedena na doplnění řešených okruhů a problémů a pro potřeby hodnocení vzájemných vztahů mezi sledovanými parametry.

OBSAH

1. Úvod	7
2. Vliv ozonu na lesní porosty – literární přehled	9
2. 1. Ozon v atmosféře	9
2. 2. Působení ozonu na rostliny	11
2. 3. Citlivost dřevin na zvýšené koncentrace ozonu	13
2. 4. Vizuelní hodnocení poškození ozonem, biochemické a morfologické markery	17
2. 5. Měření ozonu	19
2. 6. Limity a výpočty zátěží	21
3. Cíle práce	27
4. Metodika	28
4. 1. Výběr ploch	28
4. 2. Hodnocení zdravotního stavu	30
4. 3. Hodnocení vizuelního poškození ozonem	30
4. 4. Analýzy MDA	31
4. 5. Analýzy epikutikulárních vosků	32
4. 6. Meteorologické parametry	32
4. 7. Měření koncentrací ozonu pasivními dozimetry	33
4. 8. Modelování koncentrací ozonu z měření sítě AIM	33
5. Výsledky	34
5. 1 Zatížení ozonem na sledovaných plochách	34
5. 1. 1 Měření koncentrací ozonu pasivními dozimetry	34
5. 1. 2 Kontinuální měření koncentrací přízemního ozonu	37
5. 1. 3 Vizuelní symptomy poškození vegetace	40
5. 2 Fyziologické parametry pro stanovení zátěže ozonem	50
5. 2. 1 Obsah malondialdehydu	50
5. 2. 2 Epikutikulární vosky	53
5. 3 Imisní a expoziční limity pro stanovení zátěže a potencionálního ohrožení lesních porostů ozonem	54
5. 4 Vztahy mezi sledovanými parametry	57
5. 4. 1 Vztah mezi obsahem MDA a nadmořskou výškou	57
5. 4. 2 Vztah mezi viditelnými symptomy a nadmořskou výškou	60
5. 4. 3 Vztah mezi koncentrací ozonu a nadmořskou výškou	61
5. 4. 4 Vztah mezi množstvím vosků a nadmořskou výškou	63
5. 4. 5 Vztah mezi koncentrací ozonu, obsahem MDA a množstvím vosků	65
6. Diskuse	69
7. Závěr	73
8. Literatura	75
9. Přílohy disertační práce	84

1. Úvod

Lesy ve střední Evropě byly a v určité míře dosud jsou negativně ovlivňovány znečištěním ovzduší. Tento problém byl nejvýraznější v sedmdesátých a osmdesátých letech dvacátého století, kdy v nejsilněji poškozených oblastech (např. tzv. černý trojúhelník, v ČR představovaný zejména oblastí Krušných a Jizerských hor, Krkonoš a Orlických hor) docházelo k výraznému poškozování a odumírání lesních porostů vlivem přímého působení oxidu siřičitého. V průběhu devadesátých let se díky odsiřování emise SO₂ do atmosféry výrazně snižovaly a v současné době pro vegetaci v České republice nepředstavují přímé, plošně významné ohrožení. Další plynnou škodlivinou s potenciálním dopadem na zdravotní stav lesů jsou oxidy dusíku. I u nich jsou ovšem legislativou stanovené limitní hodnoty pro působení na ekosystémy (zatím) překračovány pouze na asi jednom procentu území ČR. Je tomu tak převážně v průmyslových aglomeracích a v blízkosti liniových zdrojů, kterými jsou dálnice a frekventované silnice první třídy. Vedle kyselých depozic, které stále přispívají k postupné degradaci lesních půd, může být významným imisním faktorem, působícím přímé škody na lesích, ozon, jehož limity jsou pravidelně překračovány na významné části našeho území.

Lze tvrdit, že oproti „klasickým“ plynným škodlivinám je problematika ozonu plná paradoxů. Tento plyn není přímo produkován člověkem – nelze tedy jednoduše redukovat jeho produkci. Negativním jevem je jak úbytek ozonu v ozonosféře (stratosférický ozon), tak jeho nárůst v přízemní vrstvě atmosféry (troposférický ozon). Působení ozonu v rostlinných buňkách nezanechává jednoznačná rezidua, podle kterých by bylo možné odlišit jeho vliv od přirozených oxidačních stresů. Vysoké koncentrace ozonu v atmosféře nemusí nutně znamenat vysokou míru poškození. Jiné typy stresů mohou vliv ozonu jak umocňovat tak oslabovat. Právě z těchto a dalších důvodů není dosud možné jednoznačně stanovit rizika, která zvýšené koncentrace ozonu pro lesy představují, a to i přes velký objem prací věnovaných této problematice v posledních zhruba 30 letech na celém světě.

Z předchozího odstavce je zřejmé, že problematika poškození lesních ekosystémů ozonem je velmi komplikovaná. Na rozdíl od většiny jiných škodlivin u ozonu neexistuje přímá závislost mezi jeho koncentrací v ovzduší a vznikem poškození. Řada skutečností napovídá tomu, že současné imisní limity založené na kumulativním indexu AOT40 představují pouze „potenciální možnost vzniku poškození“ a že reálný vliv ozonu na rostliny je v přírodních

podmínkách často omezen dalšími faktory, které limitují jeho vstup do listů uzavřením průduchů. Na druhou stranu je velmi málo známo o významu dlouhodobého narušování energetické bilance dřevin, které ozon nesporně způsobuje, či o jeho působení na různé složky lesních ekosystémů. Viditelné poškození listů a jehlic tak zdaleka nemusí být tím nejvýznamnějším problémem, který zvýšené koncentrace ozonu způsobují.

2. Vliv ozonu na lesní porosty – literární přehled

2. 1. Ozon v atmosféře

Molekula ozonu je složena ze tří atomů kyslíku. Vzniká při působení atomárního kyslíku na kyslík molekulární. Je to však molekula nestabilní, snadno se opět rozpadá na molekulu kyslíku a atomární kyslík. Díky přítomnosti atomárního kyslíku má velmi silné oxidační účinky a řadí se tak k jedněm z nejsilnějších oxidačních činidel. Ozon je za běžných podmínek bezbarvý plyn, se stoupající koncentrací získává modrou barvu. Koncentrovaný ozon je tmavě modrý a má pronikavý charakteristický zápach (řecké „ozein“ znamená páchnout). Ve zvýšených koncentracích je silně jedovatý. Bod tání ozonu je -193°C , bod varu -112°C , měrná hmotnost ozonu je $2,143 \text{ kg}\cdot\text{m}^{-3}$ (Priwitzer a kol., 2004; Sharp, 1990).

Většina atmosférického ozonu (cca 90%) se nachází ve stratosféře, 12-50 km nad zemským povrchem, přičemž koncentrovaný je zejména ve výškách 20-30 km (ozonosféra). V této vrstvě hraje ozon důležitou roli při pohlcování nebezpečného ultrafialového záření, kterému brání při pronikání na zemský povrch. Jeho úbytek ve stratosféře je tedy nežádoucím a negativním jevem. Zbytek ozonu se nachází v přízemní vrstvě atmosféry – troposféře, kde jeho zvýšené koncentrace mohou nepříznivě působit na živé organismy (rostliny, zvířata i lidi) i na různé materiály (textilie, gumu, kůži, nátěrové hmoty apod.) (Schülerduden, 1998; Sharp, 1990).

Přízemní ozon je v evropském měřítku v současné době považován za nejvýznamnější plynnou škodlivinu ovlivňující zdravotní stav lesů (Ashmore, 2003; Ashmore, 2005; Matyssek, Innes, 1999). Jeho koncentrace za posledních 100 let několikanásobně vzrostly (Krapfenbauer, Holterman, 1993; Hůnová, Novák, 2001). V předindustriální době se koncentrace přízemního ozonu pohybovaly v rozsahu $20\text{-}30 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$, dnes jsou dvakrát až třikrát vyšší a trend nárůstu pokračuje (Priwitzer a kol., 2004). V horských oblastech Švýcarska se od padesátých let dvacátého století koncentrace ozonu téměř zdvojnásobily (Günthardt-Goerg a kol. 2000). Také měření koncentrací ozonu, které probíhá na stanici umístěné na Zugspitze (2962 m.n.m., jižní Německo) od roku 1978 ukazuje mírný nárůst koncentrací a zmenšování sezónních výkyvů (amplitudy) během 90. let (Solberg a kol., 2005).

Předpokládá se, že v roce 2100 bude negativnímu vlivu ozonu vystaveno 49% lesních ekosystémů na Zemi (Percy, Ferretti, 2004).

Přízemní ozon je tzv. sekundární znečišťující látkou. Nemá tedy, na rozdíl od jiných typů škodlivin jako je oxid siřičitý či oxidy dusíku, vlastní významný emisní zdroj v ovzduší. Vzniká fotochemickými reakcemi v atmosféře za spolupůsobení ultrafialového záření ($\lambda \approx 280\text{-}430\text{ nm}$), proto je také někdy označován za fotochemickou škodlivou látku. Prekurzory vzniku ozonu jsou oxidy dusíku (NO_x), oxid uhelnatý (CO), metan (CH_4), těkavé organické látky (VOC – Volatile Organic Compounds) pocházející z antropogenních i přirozených zdrojů, případně aerosoly minerálních nebo ropných olejů, zejména nenasycených, které umožňují vznik peroxyradikálů oxidujících oxid dusnatý na oxid dusičitý. Na reakcích se podílí celá řada dalších složek v atmosféře, klíčovou roli hraje volný radikál $\text{OH}\cdot$. Ozon je nejdůležitějším plynem, který se účastní fotochemických reakcí v atmosféře a je základní složkou tzv. fotochemického smogu (Colbeck, Mackenzie, 1994; Seinfeld, 1996; Warneck, 1988). Jeho podíl ve fotochemickém smogu je až 90%. Dalšími složkami fotochemického smogu jsou např. peroxyacetylnitrát (PAN), peroxybenzoylnitrát (PBN), formaldehyd nebo peroxid vodíku (Stroh, 2004).

Koncentrace přízemního ozonu vykazují významnou časovou a prostorovou variabilitu. Ta závisí na mnoha faktorech: zeměpisné poloze, nadmořské výšce, ročním období, synoptické situaci. Za ideální podmínky pro fotochemický vznik ozonu se všeobecně pokládá vysoká teplota, vysoká intenzita solární radiace, nízká rychlost větru, nízká relativní vlhkost a absence atmosférických srážek (Finlayson-Pitts, Pitts, 2000).

Ozon je typicky letní škodlivinou 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). Meziroční změny koncentrací ozonu způsobené meteorologickými podmínkami jsou v současné době mnohem větší než změny způsobené koncentracemi jeho prekurzorů (Gardner, Dorling, 2000). Roční chod koncentrací ozonu vykazuje minimum v zimním období.

Denní chod koncentrací ozonu je charakteristický minimálními hodnotami před východem slunce a zvyšujícími se koncentracemi v průběhu dne. Špičkové hodnoty O_3 jsou dosahovány

v odpoledních hodinách, obecně mezi 11. a 17. hodinou. Ve městech je denní chod koncentrace ozonu velmi výrazný, protože se zde vyskytuje i dostatek sloučenin, které ozon odbourávají (Sundberg a kol. 2006). V lokalitách vzdálených od zdrojů znečištění a ve vyšších polohách není denní chod tak výrazný, zato se zde vyskytují zvýšené koncentrace delší dobu.

2. 2. Působení ozonu na rostliny

Ozon proniká do rostliny průduchy a již v mezibuněčných prostorech se v kontaktu s vlhkými buněčnými stěnami velmi rychle rozkládá, čímž způsobuje poškození buněčných membrán a narušuje tak metabolismus buněk. Jedním z hlavních škodlivých efektů ozonu je inhibice fotosyntézy přímým snížením aktivity enzymů fixace oxidu uhličitého při čemž se rovněž snižuje i obsah chlorofylů (Uhlířová a kol., 2003).

Průnik ozonu přes plazmatickou membránu je stěží možný (Gloser, Prášil, 1998), ale byly zaznamenány určité reakce s epidermálními buňkami smrkového jehličí a nová tvorba epikutikulárních vosků o změněném složení během fumigace O_3 (Kerfourn, Garrec, 1992). Příjem rostlinami je tedy přímo ovlivněn koncentrací ozonu v ovzduší, vlastnostmi laminární vrstvy asimilačních orgánů a vodivostí průduchů. Jejich uzavření umožňuje rostlinám vyhnout se stresu (Pilegaard a kol., 1995), tento mechanismus je však spouštěn jinými faktory než je zvýšená koncentrace O_3 v ovzduší. Po vstupu ozonu do listu či jehlice dochází k jeho reakci s vodním prostředím apoplastu a rozkladu na velké množství chemických sloučenin, včetně velmi reaktivního hydroxylového radikálu ($OH\bullet$), četných volných organických radikálů, superoxidového aniontu (O_2^-) a peroxidu vodíku (H_2O_2). Tyto sloučeniny negativně ovlivňují mezofylové buňky (Bell, Theshow, 2002).

Zvýšená koncentrace těchto látek vyvolává obrannou antioxidační reakci – tvorbu etylénu, polyaminů a flavonoidů, které jsou také součástí obranných mechanismů. Probíhá také tvorba stresových proteinů, které jsou téměř shodné s proteiny tvořenými při napadení rostliny patogenními organizmy. Již po několika dnech po fumigaci byly zjištěny změny např. u nejmladšího jehličí smrkových sazenic – chloroplasty se kumulovaly v okrajových částech buněk mezofylu, současně došlo k narušení distribuce proteinů a nukleových kyselin a docházelo k destrukci buněk mezofylu (Evans, Miller, 1972). Pokud koncentrace ozonu

převyšuje obrannou kapacitu rostlin, dochází k narušení transportních cest a iontové homeostáze buněk (Skärby a kol., 1998). Výsledkem je snížení množství chlorofylu a ztráta efektivit fotosyntézy, zejména v přímo osluněné části asimilačních orgánů (Mikkelsen, Rø-Poulsen, 1994). Při dlouhodobém působení vyšších koncentrací ozonu dochází již 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 thylakoidů, a zvýšené množství plastoglobulů. Některé rysy se ovšem od běžné senescence odlišují – v tonoplastu se formují vesikuly, obsah vakuol přestává být homogenní a dochází k jeho kondenzaci či k vysrážení fenolických látek. S postupujícím poškozením dochází k plazmolýze jednotlivých buněk a k celkovému narušení buněčných struktur (Günthardt-Goerg a kol. 2000). Epidermální buňky kolabují později, než buňky mezofylu. Při odumírání buněk svrchního mezofylu se poškození viditelně projevuje chlorózami a nekrotickými skvrnami na listech. Následuje předčasné stárnutí a opad asimilačních orgánů.

Toxicita ozonu je výsledkem souboru chemických reakcí, které nejsou specifické a nezanechávají rezidua. Jisté úrovně oxidačního stresu jsou rostliny vystaveny přirozeně, narůstat může i v případě biotického poškození či sucha. Škodlivost ozonu závisí na detoxifikační schopnosti rostliny. Rostliny mají celou řadu mechanismů ochrany před oxidačním působením. Na přímé deaktivaci ozonu se mohou podílet například karotenoidy, zeaxantin a v membránách také α -tokoferol (vitamin E).

Nejuniverzálnější ochranu před poškozením buňky poskytují některé specializované enzymy a enzymatické systémy. K těm patří především superoxidodismutáza (SOD), která katalyzuje přeměnu superoxidového radikálu na peroxid vodíku. Peroxid vodíku je dále rozkládán buď katalázou (především v peroxizomech a glyoxyzomech), nebo askorbátperoxidázou (AP) (v chloroplastech, někdy i v cytozolu). Klíčovou úlohu v antioxidační ochraně hraje pravděpodobně askorbát a glutathion, neboť obou sloučenin bývá zejména v chloroplastech velké množství (Gloser, Prášil, 1998). U antioxidačních systémů jako je kyselina askorbová, apoplastické askorbáty či glutathion bývají zaznamenány denní i sezónní změny. Přeměny kyseliny askorbové jsou rychlé, tvorba může dosáhnout až 7% celkového obsahu za hodinu. Tyto jevy mohou vést i k aklimatizaci na stres ozonem (Haberer a kol., 2006). Rostliny z vyšších poloh mohou mít větší odolnost, neboť jsou adaptovány na vyšší oxidační stres prostředí (nízké teploty, vysoké záření). Koncentrace askorbátů v apoplastu je na hranici lesa o 25% vyšší oproti nadmořské výšce 1000 m n.m.

2. 3. Citlivost dřevin na zvýšené koncentrace ozonu

Jako rostlinný bioindikátor přítomnosti ozonu byl a stále je široce rozšířen zejména kultivar tabáku Bel W3 a to pro svojí vysokou citlivost k přítomnosti ozonu v ovzduší již v nízkých koncentracích na kterou reaguje rychlým rozvojem viditelných nekrotických (Ribas a kol., 1998). Mezi jeho nevýhody patří to, že je teplomilný a jeho velké listy intenzivně transpirují a z těchto důvodů potřebuje pravidelnou a vydatnou závlahu (Keller, Bühlmann, 1987). Proto jsou pro potřeby hodnocení přítomnosti a účinků ozonu v lesních porostech hledány jiné vhodné bioindikátory a to zejména mezi listnatými dřevinami, které jsou vůči ozonu dvakrát citlivější než dřeviny jehličnaté. V experimentech byla prokázána relativně vysoká citlivost třešně *Prunus serotina* (Schaub a kol., 2005), břízy (Skelly a kol., 1998; Townsend, 1974; Pääkkönen a kol. 1998), olše a topolů (Skärby a kol., 1998). U topolů navíc existuje řada klonů s různou citlivostí k ozonu (Keller, Bühlmann, 1987). Za citlivé jsou považovány také jasan, javor klen a buk (Dittmar a kol. 2004). Günthardt-Goerg a kol. (2000) považují habr, jeřáb a jasan za relativně odolné listnáče. V podmínkách střední Evropy je u buků výskyt vizuálních symptomů běžný, u smrků jsou nekrotické jehlic spíše vzácné a vyskytují se pouze v letech s vysokou zátěží ozonem. Z jehličnatých dřevin je relativně citlivější borovice (Matyssek a kol., 1997), naopak jako relativně odolnou označují Grulke a kol. (1996) sekvoji obrovskou. Kromě poškození listů ozon nepříznivě ovlivňuje celkovou energetickou bilanci stromů. Značná část fotosyntetické produkce i rezerv je uvolňována na odstraňování oxidačního stresu a snižuje se tak celková odolnost vůči dalším nepříznivým faktorům (Jones a kol., 2004). Kromě celkového snížení produkce je také blokován např. rozvoj kořenů a ukládání zásobních látek (Lux a kol., 1997), což může vést k poškození dalšími stresovými faktory (Šrámek, 1999). Uddling a kol. (2006) prokázali negativní vliv ozonu na resorpci dusíku z listů břízy před jejich podzimním opadem.

Studie vlivu ozonu na produkci biomasy dřevin byly z velké části prováděny ve fumigačních komorách či v částečně otevřených fumigačních systémech (OTC – open top chamber). Ty prokázaly pokles listové plochy, snížení výškového přírůstu, snížení suché váhy letorostů, snížení celkové biomasy rostlin a také snížení poměru biomasy kořenů k nadzemní části rostlin při reálných koncentracích ozonu v ovzduší. Změny v intenzitě růstu různých částí rostlin mohou způsobit výraznou změnu v architektuře stromů i změny struktury porostu (Pearson, Mansfield, 1994).

Tyto typy experimentů jsou zatíženy několika potenciálními zdroji chyb (Matussek a kol., 1997). V první řadě byla většina z nich pouze krátkodobých s fumigací po jednu až dvě vegetační sezóny a mohla tak opomenout možný efekt „saturace“. Vliv ozonu je totiž pravděpodobně odlišný při mnohaleté (víceleté) chronické zátěži. Při ní může i mírné, ale pravidelné narušování energetické a látkové bilance vést k významnému poškození vitality a ke snížení odolnosti vůči dalším stresorům, jako je působení nízkých teplot nebo tlak biotických škodlivých činitelů.

Dalším nedostatkem je, že ve většině experimentů byly používány z praktických důvodů hlavně sazenice, či mladé rostliny, jejichž reakce se může od dospělých stromů odlišovat (Nunn a kol., 2005). Například Braun a kol. (1999) prokázali vyšší citlivost dospělých buků k ozonu, než by odpovídalo výsledkům s mladými sazenicemi. Rozdílnou fyziologickou a biochemickou odezvu dvouletých a šedesátiletých buků na zvýšené koncentrace ozonu prokázali také Herbinger a kol. (2005). Při měření koncentrací ozonu v dospělých porostech v jihozápadním Švédsku bylo zjištěno, že v zapojených porostech jsou koncentrace ozonu nižší v porovnání s volnou plochou mimo les (Karlsson a kol., 2005).

Nejzávažnější je zřejmě skutečnost, že ve většině případů jsou dřeviny v experimentech stresovány pouze zvýšenými koncentracemi ozonu – vlhkostní režim půdy, výživa a kvalita dalších environmentálních faktorů bývají udržovány v optimálních hodnotách. Pro studium vlivu ozonu je tato skutečnost obzvlášť významná, neboť v uvedených podmínkách dochází k maximálnímu otevření průduchů a tedy minimální rezistenci dřevin vůči vstupu ozonu do asimilačních orgánů. Tento fakt jasně dokládají experimenty, ve kterých byl vliv ozonu kombinován s působením dalších stresových faktorů. Pearson a Mansfield (1994) dokládají u nádobových pokusů s bukem, že ozon nepůsobí s vodním stresem synergicky. Negativní vliv ozonu se výrazněji projevil u zavlažovaných sazenic. Karlsson a kol. (1995) prokázali, že v suchých letech 1993 a 1994 byla redukce celkové biomasy při fumigaci sazenic smrku ozonem 18% u zavlažovaných sazenic, u sazenic vystavených suchu pouze 5%. Přitom i reakce průduchů na sucho je ovlivňována ozonem. Pearson a Mansfield (1993) dokládají, že mladé sazenice buku ovlivněné ozonem vykazovaly o 15% nižší odpor průduchů, než stromy stresované pouze suchem. V reálných podmínkách je ovšem chování průduchů daleko výrazněji ovlivněno mikroklimatickými podmínkami a vodním režimem stromu, než ozonem (Wieser, Havranek, 1996). Redukce vodivosti průduchů při zvýšeném deficitu vodní páry je typická zejména pro lesní porosty v nižších nadmořských výškách (Uhlířová a kol., 2003).

Stribley a Ashmore (2002) při studiu vlivu ozonu na kvalitu korun volně rostoucích bukových porostů v jižní Anglii zjistili, že negativní vliv ozonu bylo možno doložit pouze u porostu s příznivějším vodním režimem půdy. To, že jsou vysoké koncentrace ozonu při současném stresu suchem pro dřeviny poměrně málo nebezpečné, dokládají např. Dittmar a kol. (2004) či Matyssek a kol. (2006) na příkladu roku 2003, kdy se v Bavorsku vyskytovaly vysoké koncentrace ozonu v období výrazného sucha. Poškození se projevilo pouze v Alpské oblasti, kde byly úhrny srážek relativně příznivější. Další příklady uvádějí Matyssek a kol. (1997), kteří dokládají, že v přirozených podmínkách jsou průkazné škody zjišťovány až při daleko vyšší zátěži ozonem, než při fumigačních experimentech. K poškození paradoxně dochází spíše v letech s vlhčím průběhem počasí (a tedy otevřenými průduchy), přestože koncentrace ozonu v ovzduší bývají nižší. Rezistence porostu pro příjem ozonu se extrémně zvyšuje v teplých slunečných dnech, kdy se rostliny zavřením průduchů snaží zamezit ztrátám vody, jak prokázali např. pro dospělý porost douglasky Duyzer a kol. (1995), pro porosty smrku a modřínu Wieser a Havranek (1996) nebo Ollinger a kol. (1997) pro porosty na severovýchodě Spojených států.

Z hlediska studia vlivu ozonu na přírůst ve vyšších nadmořských výškách je určitou komplikací, že meteorologické faktory, které umožňují nárůst vysokých koncentrací O_3 , jsou zároveň příznivé pro růst dřevin (Mortensen a kol., 1996). Působení ozonu tak může být překryto působením příznivých meteorologických podmínek. Další významnou skutečností je, že k působení ozonu dochází v současném období globálně rostoucích koncentrací oxidu uhličitého v atmosféře. CO_2 může do jisté míry redukovat vliv ozonu ovlivněním hustoty a chování průduchů (Paoletti, Grulke, 2005). Zvýšenou fotosyntézu při společné fumigaci O_3 a CO_2 u čtyřletých smrků prokázali např. Eamus a kol. (1990). Grams a kol. (1999) potvrdili ochranný vliv zvýšených koncentrací oxidu uhličitého proti negativnímu vlivu ozonu u bukových semenáčků, Oksanen a kol. (2005) u mladých bříz. Kull a kol. (2005) dokládají, že CO_2 zabraňuje negativnímu vlivu ozonu na listovou plochu bříz. Liu XiPing a kol. (2004) i Kozovits a kol. (2005) pozorovali u smrku příznivější vliv CO_2 při spolupůsobení ozonu než u buku a vyvozují, že poznatky získané pro dřeviny rostoucí v monokulturách se mohou kvůli ovlivnění konkurenceschopnosti odlišovat od reakcí smíšených porostů. Thomas a kol. (2006) dokládají, že u mladých buků současné koncentrace ozonu mohou zvyšovat negativní účinky vysokého vstupu dusíku.

Kvantifikace vlivu ozonu na produkci dospělých stromů je tedy obtížná, přesto tyto pokusy existují. Pearson a Mansfield (1994) dochází k závěru, že trvalé vystavení dřevin účinkům

zvýšených koncentrací přízemního ozonu má negativní vliv na dlouhodobou produkci. Ve studii Braunové a kol. (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. Také ve studii Ollingera a kol. (1997) prováděné na severovýchodě USA v 64 porostech byl potvrzen pokles v ročním přírůstu sušiny o 3-16% a 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.

Např. Karlsson a kol. (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%. 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 a kol. (2006) dokládají, že v jižním Švédsku je ozon po výčetní základně, teplotě a vlhkostním režimu půdy čtvrtým nejvýznamnějším faktorem, který ovlivňuje přírůst dospělých smrkových porostů. Wipfler a kol. (2005) uvádějí, že stres působený současnými koncentracemi ozonu může způsobovat potenciální ztrátu na tloušťkovém přírůstu vzrostlých smrků až ve výši 22%. Skärby a kol. (2004) dokládají možnost 6% redukce růstu smrku při současné úrovni zatížení ozonem.

Naproti tomu Matyssek a kol. (1997) nepovažují ozon za dominující stres pro lesní dřeviny v oblasti Rakouska a Švýcarska, nevylučují však, že zvýšené koncentrace O_3 mohou pro vývoj lesa představovat riziko. Také Wieser a Havranek (1996) nepředpokládají zásadní vliv ozonu na chřadnutí lesních porostů. Ewald (2005) upozorňuje, že poškození smrku v Bavorských Alpách připisované ozonu je nutno hodnotit velmi opatrně a s přihlédnutím k půdnímu chemismu a věku porostů, což jsou zde hlavní faktory ovlivňující zdravotní stav této dřeviny.

Vícekrát zmíněná závislost příjmu ozonu na otevřenosti průduchů v reálných podmínkách potvrzuje zvýšené riziko pro horské lesní ekosystémy. Koncentrace ozonu v těchto lokalitách nedosahují tak vysokých hodnot jako v průmyslových oblastech, mají však vyrovnanější chod a často jsou dlouhodobě zvýšené. Stromy zde navíc nejsou často stresované nedostatkem vláhy a vodivost průduchů je zde vyšší, než v nižších nadmořských výškách (Wieser, Havranek 1995, 1996). Ve vysokých nadmořských výškách není transpirace často primárně ovlivňována dostupností vody, ale především teplotou a zářením – tedy faktory, které přispívají ke vzniku zvýšených koncentrací ozonu (Dittmar a kol. 2005). Na druhou stranu je

pravda, že dřeviny rostoucí v těchto podmínkách mají vyšší přirozenou detoxifikační kapacitu pro oxidativní stres a kratší vegetační období ve kterém ozon přijímají (Wieser a kol. 2000).

2. 4. Vizuální hodnocení poškození ozonem, biochemické a morfologické markery

Poškození ozonem se viditelně projevuje změnami zbarvení asimilačních orgánů (chlorózy, červenání, hnědnutí, černání) a nekrotizací. Viditelné příznaky negativního vlivu ozonu se na zasažených listech objevují řádově za několik týdnů až měsíců po příjmu ozonu (Evans, Miller, 1972; Günthardt-Goerg, Vollenweider, 2003). U listnatých dřevin mají vizuální symptomy poškození nejčastěji podobu nepravidelných chlorotických, červených nebo červenohnědých skvrn nebo bronzového zbarvení listů. Charakteristické je poškození interveniálních ploch, žilnatina je zasažena jen naprosto výjimečně. Nejdříve se poškození objevuje na středně starých a starších listech, teprve později i na mladších. U jehličnatých dřevin jsou na jehlicích patrné bezbarvé až žlutavé nebo zelenožluté bodové chlorózy, které nejsou ostře ohraničené. Četnější jsou na starších ročnících jehlicích. Zvýšený výskyt je možné pozorovat na osluněných částech korun či větví. Bodové chlorózy mohou při intenzivním nebo dlouhodobém působení přejít do plošek až nekrotizací na větší ploše jehlic (Hartman a kol., 1988; Skelly a kol., 1998; Uhlířová, Kapitola, 2004). Tyto vizuální symptomy nejsou jednoznačně specifické pro ozon a mohou být způsobeny i jiným typem stresu. Přesto se poškození způsobená ozonem vyznačují některými typickými rysy. Mezi ně patří zejména již zmíněný fakt, že k výraznějšímu poškození dochází na osluněných částech rostlin. To se projevuje tzv. stínovým efektem – zastíněné části listů zůstávají zelené, bez viditelných příznaků poškození. Symptomy se tak rozvíjejí nejvíce na osluněných větvích, zpočátku pouze na svrchní straně listů, při silném poškození mohou být skvrny, chlorózy nebo nekrotizace patrné i na spodní straně listů. Chronické poškození ozonem se může projevovat i tvorbou menších jehlic (listů) nebo výhonů (Keller, 1981).

Při hodnocení viditelného poškození dospělých stromů a v lesních porostech je zásadním problémem postavení pozorovatele, který nemůže hodnotit svrchní část koruny, kde se viditelné změny projevují nejčastěji. Proto hodnocení ozonu probíhá většinou na přízemní vegetaci, která odráží procesy probíhající v korunové vrstvě a v řadě případů reaguje i citlivěji, než dospělé stromy (Vollenweider a kol., 2003; Manning, Godzik, 2004). Metodika

sledování a hodnocení přízemního poškození byla rozpracována i v síti ploch evropského monitoringu zdravotního stavu lesů ICP Forests (UNECE, 2004). Plošné hodnocení vlivu ozonu na přízemní vegetaci je však komplikováno variabilitou floristického složení v různých podmínkách a také tím, že vyhodnocování symptomů u většiny bylinných druhů nebylo experimentálně testováno (Bussoti, Cozzi, Ferretti, 2006). Kvalita hodnocení tak do jisté míry závisí na zkušenostech pozorovatele (Bussoti a kol. 2006).

Vzhledem k tomu, že oxidativní stress může být způsoben řadou faktorů, neexistuje žádný jednoznačný marker působení ozonu na biochemické bázi. Například smrky z různých lokalit mohou vykazovat zcela odlišné úrovně antioxidantů i při podobné zátěži (Matyssek a kol. 1997). Vliv ozonu je navíc kumulativní, úroveň reakce tedy závisí nejen na intenzitě, ale také na délce trvání stresu. V průběhu posledních dvaceti let byla testována řada morfologických a biochemických markerů, které mohou v různé míře působení ozonu identifikovat.

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). V práci Matysseka a kol. (1997) narůstala u smrku degradace vosků s věkem jehlic a s transparentí koruny. Tato tendence byla zřetelnější na výše položené lokalitě s vyšší zátěží ozonem. Také Bednářová (2006, 2004) poukazuje na postupný úbytek epikutikulárních vosků na jehlicích smrku a na listech břízy ve vyšších nadmořských výškách (nad 800 (850) m.n.m.) a dává to do souvislosti se zvýšenými koncentracemi přízemního ozonu v kombinaci se zhoršenými klimatickými podmínkami. Fumigace mladých smrků ozonem v koncentraci 100 a 300 $\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ po jednu vegetační sezonu ovšem degradaci vosků nevyvolala. To potvrzuje teorii, že epikutikulární vosky jsou k působení chemických látek relativně odolné. Jejich produkce však může být narušena například vlivem ultrafialového (UVB) záření (Gordon, Percy, 1999), což vede k následnému zvýšení citlivosti rostlin vůči působení ozonu.

Přes nespécifičnost oxidativních reakcí lze působení ozonu identifikovat charakteristickou kombinací mikroskopických změn způsobenou oxidativním stresem při vyloučení biotického poškození rostlin (Vollenweider a kol., 2003; Kivimäenpää a kol., 2004). Pro diagnostiku je významný jak cytochemický původ (kombinace projevů hypersenzitivní reakce a stárnutí buněk), tak lokalizace mikroskopických symptomů. Indikativní změny se vytvářejí v asimilačním mezofylu, občas se rozšiřují do epidermis, struktura vodivých pletiv zůstává nezměněná. Poškozené jsou buňky více vystavené osvětlení. Kivimäenpää a kol. (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. Z morfologických markerů lze také uplatnit změny buněčné stěny, které mohou být ovšem indukovány i suchem či působením těžkých kovů.

Při četných peroxidačních pochodech se v buňkách hromadí metabolity, které je možné využít k biochemické indikaci oxidačního stresu vyvolaného přízemním ozonem. Jedním z peroxidačních produktů, které se v buňkách hromadí, je malondialdehyd (MDA). MDA je dobře znám jako produkt peroxidace lipidů, včetně rostlinných (Teige a kol., 1974; Sakaki a kol., 1984). V opakovaných fumigačních experimentech s ozonem aplikovaným vedle oxidu siřičitého na několik druhů dřevin bylo ověřeno, že smrk ztepilý patří k méně citlivým druhům v reakcích na ozon (Pasuthová a kol., 1987), ale i přesto ozonem ovlivněné smrky vykazovaly přibližně 40% zvýšení obsahu MDA v nejmladším ročníku jehličí v porovnání s kontrolou (Uhlířová, Pasuthová, 1993).

Slibnými biochemickými markery pro působení ozonu jsou změny obsahu fenolických látek, například proanthocyanidinu (Vollenweider a kol., 2003).

Možnosti využití obsahu sacharidů jako indikátorů působení ozonu testovali Braun a kol. (2004). U jednoletých semenáčků buku klesala koncentrace monosacharidů v jemných kořincích buku společně s rostoucí zátěží ozonem. U smrku ztepilého vliv ozonu koreloval pouze s koncentrací škrobu v pletivech. U silnějších kořenů a v kmeni obsah škrobu se zvyšujícím se vlivem O₃ klesal, v jehličí stoupal. Obsahy sacharidů však mohou být také významně ovlivněny zvýšenými koncentracemi oxidů dusíku

Goldbold a kol. (1993) testovali jako biochemické markery imisního poškození obsahy chlorofylu, škrobu, prolinu a aktivitu peroxidázy. Žádný z těchto faktorů se neukázal jako specifický a obecně použitelný indikátor poškození ozonem.

2. 5. Měření ozonu

Jedním z prvních vědců, kteří pracovali s pasivními vzorkovači byl švýcarsko-německý profesor chemie Christian Friedrich Schönbein (1799-1868), který je také považován za objevitele ozonu a který dal ozonu jméno podle jeho zápachu (řecké „ozein“). První měření přítomnosti přízemního ozonu bylo uskutečněno v roce 1839 ve Švýcarsku. Tehdy prof.

Schönbein použil papír napuštěný jodidem draselným (Kirchner a kol., 1995, Cox, Malcom, 1999). Tzv. *Schönbeinpapiere* sloužily k prokázání přítomnosti ozonu – jejich barva se měnila z fialové na modrou a k rychlému hodnocení koncentrace ozonu sloužila desetistupňová barevná škála. Tato metoda se během 19. století rozšířila a přinesla řadu výsledků z různých oblastí severní polokoule. Při snaze rekonstruovat na základě těchto dat historickou zátěž ozonem bylo zjištěno, že to je možné pouze v ojedinělých případech a to vzhledem ke značné závislosti výsledků na koncentraci ozonu, vlhkosti vzduchu, rychlosti větru a dalších faktorech (Mühlheims et al., 1988). Po vyvinutí indikátorových papírů Schönbeinem následovaly další metody měření ozonu na bázi chloridu zlatitého nebo síranu manganatého.

V současné době jsou koncentrace ozonu standardně měřeny automatickými analyzátoři s kontinuálním měřením. Referenční metoda stanovená nařízením vlády č. 350/2002 Sb. stanovuje koncentraci ozonu na základě absorpce ultrafialového záření o vlnové délce 254 nm (absorpční fotometrie). V České republice se koncentrace přízemního ozonu měří již od r. 1992 v rámci národní sítě pro monitorování kvality venkovního ovzduší. V současné době měří celkem 72 stanic, z toho 60 stanic spravuje ČHMÚ. Ozon se měří stanicemi automatizovaného imisního monitoringu (AIM). Měření je kontinuální, základní hodnoty jsou 30 minutové průměrné koncentrace. Výsledky měření jsou pravidelně publikovány v podobě datové i zpracované v grafech a mapách v datových a grafických ročenkách ČHMÚ (www.chmi.cz).

Vzhledem k technické i finanční náročnosti kontinuálního měření jsou v řadě studií o vlivu ozonu na vegetaci či lidské zdraví využívána měření prováděná pomocí pasivních samplerů (filtrů, dozimetrů). Pasivní samplery bývají napuštěny sorpčním roztokem, který po dobu expozice (obvykle 1 den až 1 měsíc) reaguje s ozonem a umožňuje následné vyhodnocení celkové dávky či průměrné koncentrace O₃. Jako sorpční látku lze využít například dusitan sodný, který působením ozonu oxiduje na dusičnan. Reakce je lineární v poměrně velkém rozsahu koncentrací (0-3,5 ppm.h) (Krupa, Legge, 2000). Jako reagens je také často využíváno indigo pro svou vysokou reaktivitu a specifickou reakci s ozonem. Některé sorbenty lze využít i pro hodnocení více než jednoho polutantu.

Efektivita pasivních samplerů je výrazně závislá na rychlosti větru. Při zvýšené rychlosti větru se zvyšuje vstup ozonu do filtru a naměřené koncentrace bývají oproti kontinuálnímu měření nadhodnoceny. Tuto nevýhodu lze do jisté míry eliminovat vhodnou konstrukcí a zakrytím dozimetru (Hůnová, 2006). Vlastní sorpční látka bývá chráněna krytem, případně membránou, která je vhodnější než krytí filtru mřížkou. Taktéž vlastní filtr lze chránit krytem.

Při umístění měření pasivními filtry přímo v porostu je lepší soulad s výsledky kontinuálního měření než na volné ploše (Cox, Malcom, 1999).

Pasivní filtry jsou vhodné pro zjišťování prostorové a časové variability O_3 , řádový odhad toků ozonu, případně zmapování rizikových lokalit. Příčinná souvislost poškození a hodnot koncentrací ozonu z pasivních filtrů není příliš dobře zpracována. Nelze hodnotit dynamiku příjmu, pouze průměrnou nebo celkovou dávku (Krupa, Legge, 2000). Základním nedostatkem je absence časového rozlišení koncentrací ozonu, které se pohybuje v intervalu 1 týden až 1 měsíc a neodpovídá definici většiny standardů kvality ovzduší. Přesto existují určité možnosti vyhodnocování expozičních indexů. Metodu výpočtu indexu AOT40 z pasivních samplerů založenou na statistické závislosti mezi kumulativní expozicí a průměrnými koncentracemi s rozložením podle pravděpodobnostní funkce testovala v různých částech Evropy např. Tuovinen (2002). Weilburnův generátor pravděpodobnosti používali pro stanovení hodnocení hodinových koncentrací z měření pasivními samplery Krupa a kol. (2001).

2. 6. Limity a výpočty zátěží

Kritické limity působení ozonu jsou v současné době rozdělovány na dvě úrovně. První úroveň má definovat území, kde lze očekávat negativní působení ozonu na základě koncentrací ozonu v ovzduší, případně na základě odvozených expozičních indexů. Druhá úroveň by měla kvantifikovat negativní vlivy O_3 ve zkoumaném území pro jednotlivé typy ekosystémů, případně pro konkrétní druhy rostlin. Druhá úroveň je v současné době ve stavu zrodu, vyvinuty jsou mechanismy stanovení pouze pro některé, především zemědělské rostliny. Současné kritické limity pro lesy tedy nejsou absolutní, ani definitivní. Jsou založeny na nejlepší dosažené úrovni poznání (Skärby a kol., 1998).

V roce 1988 přijala Ekonomická komise Spojených národů pro Evropu (United Nations Economic Commission for Europe (UN/ECE) koncepci kritických úrovní. Kritické úrovně byly definovány jako „takové koncentrace znečišťujících látek, při jejichž překročení dochází podle současných znalostí k přímým negativním účinkům na receptory, jako rostliny, ekosystémy nebo materiály“ (UN/ECE, 1988). Při následujících pracovních zasedáních – v anglickém Eghamu v roce 1992 (Ashmore, Wilson, 1994), ve švýcarském Bernu v roce

1994 (Fuhrer, Achermann, 1994), ve finském Kuopiu v roce 1996 (Kärenlampi, Skärby, 1996) a ve švýcarském Gerzensee, v roce 1999 (Fuhrer, Achermann, 1999) – byl přijat a rozpracován expoziční index AOT40, definovaný jako kumulativní expozice nad stanovenou prahovou hodnotou za vymezené časové období (**Accumulated Ozone exposure over a Threshold 40 ppb**).

Pro lesy se expoziční index AOT40F počítá pro období 6 měsíců počínaje 1. dubnem tak, že měřené průměrné hodinové koncentrace se porovnávají s prahovou hodnotou 40 ppb ($\approx 80 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$) při standardních podmínkách: teplotě vzduchu 293 K a atmosférickém tlaku 101,3 kPa. Diference mezi měřenými hodnotami vyššími než prahová hodnota a prahovou hodnotou se sčítají. Vyjádřeno matematickým vzorcem:

$$AOT40F = \sum_{i \in V} \sum_{j=1}^n \sum_{k \in D} (c_{ijk} - p),$$

kde

c_{ijk} je koncentrace přízemního ozonu ≥ 40 ppb naměřená v i -tém měsíci, j -tém dni a k -té hodině,

p je prahová hodnota 40 ppb

V je množina měsíců vegetační sezóny

D je množina hodin s „denním světlem“, které jsou definovány jako ty hodiny, ve kterých je střední globální záření větší nebo rovno hodnotě $50 \text{ W}\cdot\text{m}^{-2}$,

n je počet dnů v měsíci.

Za kritickou hodnotu pro ochranu lesů je pokládána hodnota 10 ppm.h za období celé vegetační sezóny (Hůnová, Novák, 2001).

Kumulace koncentrací pouze v denních hodinách má za cíl vyloučit z výpočtu zvýšené koncentrace v období, kdy jsou průduchy zavřené. V této otázce však neexistuje soulad mezi různými autory a plná zavřenost průduchů v nočním období zřejmě neplatí pro všechny druhy dřevin. Například Matyssek a kol. (1997) doporučují výpočet indexu pro 24 hodin denně. Stejně tak kritická hodnota 10 ppm.h, která 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 a kol. (2005) přírůst na výčetní základně negativně ovlivněn

ozonem již od ročních hodnot 3-9 ppm.h AOT40. V experimentu Braunové a kol. (1999) byla redukce růstu o 22,5% pozorována pro každých 10 ppm.h v intervalu mezi AOT40 10 ppm.h a 40 ppm.h. Pro průměrnou dávku AOT 40 je to 35,1% (17,8% – 47,3%) pro 10 ppm.h v intervalu mezi 10 a 25 ppm.h (Braun a kol., 1999). U buku v Bavorsku (Baumgarten a kol., 2000) byl pozorován vznik vizuálních symptomů při 3-7 ppm.h.

Tab. 2.1: Limitní hodnoty pro působení ozonu

Typ limitu	limit	předmět ochrany	charakteristika limitu
nařízení vlády ČR 350/2002	18 000 $\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}\cdot\text{h}$, tj. cca 9 ppm.h	ochrana ekosystémů a vegetace	pětiletý průměr indexu AOT40 vypočteného za období V-VII
UNECE	3 ppm.h	zemědělské plodiny a vegetace	přírodní AOT40 za tři měsíce v denních hodinách
	10 ppm.h	Lesy	AOT40 za šest měsíců v denních hodinách
WHO	5.3 ppm.h	zemědělské plodiny	AOT40 za tři měsíce v denních hodinách
	10 ppm.h	Lesy	AOT40 za šest měsíců v denních hodinách

Koncept založený pro ozon na indexu AOT40 je nutným zjednodušením. Je to prostředek k ochraně nejcitlivější vegetace za nejméně příznivých podmínek – nemůže však sloužit jako parametr relativního rizika poškození vegetace v různých oblastech Evropy. Kritické úrovně indexu AOT40 jsou odvozeny z fumigačních pokusů – to může představovat určitý problém, který byl již blíže popsán v předchozím textu. Odezva rostlin na ozon je spojena spíše s interními koncentracemi ozonu, případně tokem ozonu do rostliny přes průduchy, než s „externí“ zátěží ozonem. Navíc epizody vysokých koncentrací ozonu jsou často spojeny s faktory, které vedou ke snížení toku ozonu do rostliny – jako je např. vysoký vláhový půdní deficit. Wang a kol. (1995) dokládají na pokusech s různými rostlinnými druhy, že výpočet zátěže rostlin pouze na základě vnější koncentrace ozonu a době působení je fyziologicky neopodstatněný a může vést k chybným závěrům. 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 (Grünhage a kol. 2001; 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 těchto faktorů jsou závislé na druhu a věku dřevin. Například dvacetiletý smrk má zhruba čtyřikrát vyšší vodivost průduchů, než smrk o věku 200 let (Wieser a kol. 2000). Další faktory jsou vázány na lokální stanovištní podmínky. Modelováním toku ozonu v Evropském měřítku pro buk a pšenici se zabývali Emberson a kol. (2000). Prokázali, že oblasti s nejvyšší zátěží ozonem definovanou podle AOT40 – zejména Středomoří – jsou jiné než oblasti s nejvyšší zátěží podle výpočtu toku ozonu. V modelovém roce 1994 index AOT40 v oblasti střední Evropy nadhodnocoval riziko poškození rostlin ozonem oproti modelování toků ozonu. Tyto rozdíly byly vyšší u pšenice, než u buku. Simpson a kol. (2003) při analýze citlivosti modelu zjistili, že předpověď depozice ozonu a příjmu průduchy je na některé parametry relativně málo citlivá. Např. chyby v určení teploty listů mohou být kompenzovány opačným efektem ve funkci teploty a deficitu vodní páry. Nízká citlivost na některé parametry (např. dostupnost půdní vláhy) může být dána pouze regionálně. Většina testů modelu toku ozonu vykazovala chybu do 20% – to je mnohem lepší výsledek než u modelování AOT40 – tento efekt je však způsoben limitem 40 ppb a velkou chybou, která vzniká, když se koncentrace ozonu pohybují okolo této hodnoty. Zavedení obdobné limitní koncentrace pro výpočet kumulativního toku ozonu by vedlo ke zvýšení chyby modelů.

Emberson a kol. (2000) testovali také výpočet kumulativního toku ozonu s prahovou hodnotou $1,5 \text{ nmol.m}^{-2}.\text{s}^{-1}$ (obdoba AOT40). Tento postup se osvědčil pro pšenici, pro buk je však limitní hodnota zřejmě příliš vysoká. Obdobně Braun a kol. (2004) testovali výpočet kumulativního toku ozonu pro buk s prahovými hodnotami 1,6 a $3,2 \text{ nmol.m}^{-2}.\text{s}^{-1}$. Vzhledem k tomu, že se jednalo o fumigační experiment s řízenou závlahou, nebyla zátěž definovaná tokem ozonu odlišná od AOT40 a vhodnost jednotlivých způsobů výpočtu nebylo možné posoudit.

Toky ozonu do rostlin lze měřit přímým měřením výměny plynů jednotlivých částí větví uzavřených v kyvetách (např. Wieser, Havranek, 1995), metodou Eddy kovariance (např. Pilegaard a kol., 1995; Ro-Poulsen a kol., 1998; Mikkelsen a kol., 2000; Zeller, 2002) či určením chování průduchů z měření nebo modelování transpiračního proudu (Wieser a kol., 2003; Dittmar a kol., 2005). Každá z nich má určité nevýhody. Měření v kyvetách umožňuje přesné stanovení výměny plynů na úrovni jehlic, ale podceňuje působení laminární vrstvy porostu, které příjem zpomaluje. Metoda Eddy kovariance měří celkovou depozici ozonu, ale neodliší příjem ozonu rostlinami. Zatím není k dispozici mnoho výsledků z měření a neexistuje konsenzus o úrovni toků, které negativně ovlivňují lesní porosty. Dostatečně je však doložena výrazně lepší spolehlivost této metody pro predikci vzniku poškození, než tomu bylo u indexu AOT40.

V experimentu Pilegaard a kol. (1995) se toky ozonu do dvanáctimetrového smrkového porostu v Dánsku pohybovaly v hodnotách od $0,2 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{s}^{-1}$ do $0,6 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{s}^{-1}$ s maximální hodnotou okolo poledne. Rychlost depozice se pohybovala od $3,5$ do $7 \text{mm}\cdot\text{s}^{-1}$ s rychlým nárůstem při soumraku a maximálními hodnotami v ranních hodinách. Neodpovídalo tedy dennímu chodu koncentrací ozonu, ale spíše chování průduchů. Vysoká depozice v noci ovšem indikovala, že zde hrají roli také další významné procesy vedoucí k odbourávání ozonu. Mezi ně může patřit destrukce ozonu na povrchu rostlin a chemické reakce s NO emitovaným z lesní půdy a s terpeny emitovanými dřevinami (Mikkelsen a kol., 2000). Zeller (2002) při měření v Brdech naopak zjistil, že noční toky ozonu byly blízké nule, další zdroje uvádějí hodnoty v rozsahu od $0,2$ do $0,3 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{s}^{-1}$ (např. Ro-Poulsen a kol., 1998). Wieser a kol. (2000) uvádí, že u smrku a borovice limby v horských podmínkách se při nízkém deficitu půdní vláhy průduchy zcela neuzavírají ani v nočních hodinách a tok ozonu do rostliny tak dosahuje 3-15% maximálního toku dosaženého při plném osvětlení. Je ovšem otázkou, nakolik se v tom projevuje destrukce ozonu na kutikule, která byla v této práci zanedbána. Na to, že určitým problémem modelování toku ozonu do ekosystému je neschopnost modelů podchytit nestomatální depozici ozonu upozorňuje také Simpson a kol. (2003). Je možné, že tato složka depozice může v dlouhodobém průměru dosahovat až stejných hodnot jako depozice do rostlin.

Odlišným způsobem řešili problém indexu AOT40 Grünhage a kol. (2001). Navrhli systém „maximálně přípustných koncentrací ozonu“ (MPOC) pro různou intenzitu ochrany rostlin (tab. 3.6.2) Tyto koncentrace se vztahují k laminární vrstvě porostu a představují potenciální riziko – není zahrnuta reakce průduchů.

Tab. 2.2: Maximálně přípustné koncentrace ozonu (MPOC[$\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$]) podle Grünhage a kol. (2001)

Doba expozice (duben-září)	MPOC s maximální ochranou dřevin	MPOC zajišťující extenzivní ochranu funkcí lesa	MPOC při jejichž překročení dochází k poškození stromů
8h	92	164	295
24h	74	130	229
7 dní	50	86	148
30 dní	37	63	108
90 dní	29	50	86
VS	25	43	74

VS – vegetační sezóna, duben-září

3. Cíle práce

Tato disertační práce byla zpracována v rámci projektu NAZV 1G57045 “Vliv zvýšených koncentrací ozonu a meteorologických faktorů na stabilitu smrkových a bukových porostů v České republice“, jehož řešitelem je Výzkumný ústav lesního hospodářství a myslivosti, v.v.i. ve Strnadlech. Řešení projektu bylo zahájeno v roce 2005 a je plánováno do konce roku 2008. Odpovědný řešitel projektu je Ing. Vít Šrámek, Ph.D. Autor předkládané práce je členem řešitelského týmu na pracovišti ústavu ve Strnadlech.

Projekt se opírá o systém ploch v osmi oblastech České republiky, na kterých je pravidelně sledován zdravotní stav lesních dřevin, vizuální symptomy poškození ozonem na hlavních dřevinách (smrk, buk), i dalších druzích stromového, keřového i bylinného patra. V asimilačním aparátu dřevin jsou sledovány obsahy malondialdehydu a množství a kvalita epikutikulárních vosků. Na osmi páteřních plochách jsou měřeny meteorologické parametry (teplota a vlhkost vzduchu, sluneční záření) během vegetační periody.

Cíle disertační práce jsou:

- Zmapovat zatížení ozonem na sledovaných plochách,
- Porovnat a zhodnotit vypovídací schopnost používaných vizuálních a fyziologických parametrů (markerů) pro stanovení zátěže ozonem,
- Zhodnotit vypovídací schopnost imisních a expozičních limitů pro stanovení zátěže a potenciálního ohrožení lesních porostů ozonem,
- Analyzovat vztah mezi pozorovaným poškozením, koncentracemi ozonu, sledovanými parametry (MDA, vosky) a parametry prostředí (zejména nadm. výška porostů).

4. Metodika

V souladu s cíly práce byla navržena metodika řešení. Práce se soustředovala zejména na problematiku parametrů používaných k mapování a hodnocení účinků a vlivu ozonu na lesní ekosystémy – viditelné symptomy poškození, používané fyziologické markery – a jejich vzájemný vztah s charakteristikami pro hodnocení potenciálního rizika přízemního ozonu tak, aby bylo možné analyzovat vztah mezi pozorovaným poškozením, koncentracemi ozonu, meteorologickými parametry a parametry prostředí.

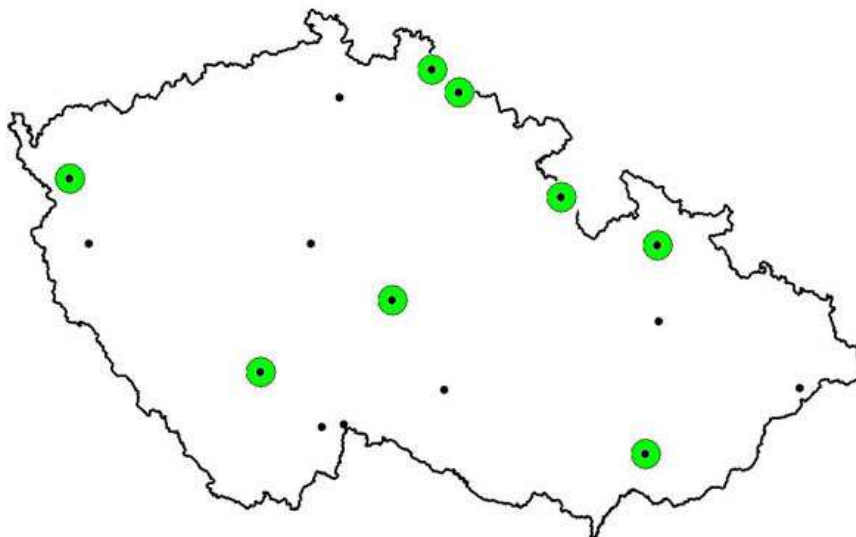
4. 1. Výběr ploch

Disertační práce byla řešena na výzkumných plochách, které jsou součástí sítě ploch založených a sledovaných v rámci mezinárodního monitoringu lesních ekosystémů. Plochy jsou součástí programu ICP Forests/Forest Focus. Pátevní síť tvoří následující plochy:

Název	PLO	dřevina	nadm. výška
Lazy	Karlovarská vrchovina	SM	875 m
Všeteč	Středočeská pahorkatina	BK	615 m
Želivka	Středočeská pahorkatina	SM	440 m
Mísečky	Krkonoše	BK	940 m
Luisino údolí	Orlické hory	SM	930 m
Švýcárna	Hrubý Jeseník	SM	1300 m
Medlovice	Středomoravské Karpaty	BK	350 m
Jizerka	Jizerské hory	SM	950 m

Na obrázku 4.1 je naznačeno rozmístění všech šestnácti ploch intenzivního monitoringu, zeleně jsou zvýrazněny plochy sledované v rámci této práce. Výběr těchto páteřních ploch byl

proveden s ohledem na pokrytí různých stanovištních podmínek, různých regionů ČR a také s ohledem na vybavení ploch měřicí technikou. Podrobné informace o jednotlivých plochách a sledovaných parametrech jsou uvedeny například v ročence programu ICP Forests/Forest Focus (VÚLHM, 2004).



Obr. 4.1 – rozmístění ploch intenzivního monitoringu (úroveň II.)

Ke každé ploše intenzivního monitoringu byla v blízkosti a v obdobných stanovištních podmínkách vybrána párová plocha s odlišnou hlavní dřevinou, tak aby ve dvojicích byla zahrnuta vždy jedna plocha se smrkem a jedna s bukem. Dále byly v průběhu řešení v letech 2005 a 2006 pro každou páteřní a párovou plochu založeny vždy dvě plochy v obdobných stanovištních podmínkách s odlišnou věkovou skladbou, tak aby byly zajištěny výsledky vždy z mladých (10-20 let), středně starých (40-50 let) a dospělých (nad 80 let) porostů a dále byly k páteřním a párovým plochám v horských oblastech (800 m n. m. a více) vybrány vždy dvě satelitní plochy v porostech stejné dřeviny v odlišných nadmořských výškách, tak, aby byly založeny gradienty vhodně charakterizující výškový profil jednotlivých pohoří.

Celkový počet založených a sledovaných ploch je tedy 68.

4. 2. Hodnocení zdravotního stavu

Zdravotní stav je vyjádřen procentem defoliace hodnocených stromů na založených plochách. Defoliace je hodnocena po 5% se zařazením do pěti tříd (tab. 4.1). Na pátečních a párových plochách je každoročně prováděno hodnocení defoliace a diskolorace podle metodiky ICP Forests (UN-ECE, 1998). Tyto parametry jsou hodnoceny vždy u 20 stromů na konci vegetačního období (BK srpen-září, SM říjen-listopad). V případě satelitních ploch proběhlo/je plánováno hodnocení v letech 2005 a 2007 na plochách s různými věkovými stupni a v letech 2006 a 2008 na plochách výškových gradientů.

Tabulka 4.1 – Třídy defoliace

Třída defoliace	Slovní označení	Procento defoliace
0	Žádná nebo slabá	0-10
1	Střední	>10-25
2	Silná	>25-60
3	Velmi silná	>60-99
4	Mrtvý strom	100

4. 3. Hodnocení vizuálního poškození ozonem

Při hodnocení vizuálního poškození dřevin a vegetace v keřovém a bylinném patře bylo postupováno podle metodiky uvedené v manuálu programu ICP Forests (UN-ECE, 2001) upravené v roce 2004 (UN/ECE, 2004) na základě zkušeností z mezinárodních tréninkových kurzů pro hodnocení poškození ozonem, které jsou od roku 2001 pravidelně pořádány pracovní skupinou „ozone visual assessment“ v rámci programu ICP Forests/Forest Focus. Využívána je mimo jiné barevná příručka s fotodokumentací symptomů poškození jednotlivých druhů rostlin ozonem (Innes a kol., 2001) a další fotodokumentace dostupná na internetu.

Hodnocení probíhalo v blízkosti pátečních ploch, kde jsou vytipovány a vyznačeny světlu exponované sběrné stanoviště LESS (light exposed sampling site) pro sledování vlivu ozonu.

Jedná se o stanoviště pokud možno plně vystavená slunečnímu záření, tj. okraje lesa, paseky, louky apod., nejlépe s jižní orientací.

Nově probíhá též aplikace upravené metodiky, kdy se provádí hodnocení na dočasně vyznačených subplochách 2 x 1 m (MINI-LESS), přičemž probíhá kalkulace na kolika procentech subploch byly zjištěny symptomy poškození ozonem. Toto hodnocení není možné z praktických důvodů provádět na všech osmi lokalitách.

Snahou je provádět hodnocení jednak v polovině vegetačního období (červen-červenec) pro zachycení případného jarního efektu účinků ozonu a jednak koncem léta (konec srpna-září), kdy je vliv ozonu nejlépe pozorovatelný. Sledovány jsou jak dřeviny, tak i byliny.

Ve vybraných případech je odhadnuto procento listů, které vykazují symptomy poškození ozonem, vzhledem k celkovému počtu listů a procento zasažené plochy symptomatických listů. Několik listů od každého symptomatického druhu je sbíráno a zakládáno do herbáře. Vizuální šetření je doplněno fotodokumentací. Hodnocení na všech plochách je prováděno podle čtyřbodové stupnice na základě skutečnosti, kolik procent listů jednotlivých druhů bylinného a keřového patra rostoucích na ploše LESS jeví symptomy poškození ozonem:

- 0 – bez poškození
- 1 – symptomy má 1 – 5% listů
- 2 – symptomy má 6 – 50% listů
- 3 – symptomy má více než 50% listů.

Na základě těchto šetření je možné následně pro každou plochu sestavit seznam symptomatických a nesymptomatických druhů se stupněm poškození.

4. 4. Analýzy MDA

Malondialdehyd (MDA) je znám jako produkt peroxidace lipidů, ke které dochází, jsou-li rostliny vystaveny oxidačnímu stresu. Nejedná se o jednoznačný marker pro stanovení zátěže přízemním ozonem, ale v byl v různých experimentech (Pasuthová a kol. 1987, Uhlířová, Pasuthová, 1993) ověřen jako použitelný.

Vzorky asimilačních orgánů (listy buku, jehličí smrku) pro stanovení obsahu malondialdehydu (MDA) byly odebírány na konci vegetační sezony (srpen-září buk, září-říjen smrk). Na pátečních a párových plochách byl odběr vzorků prováděn každoročně, v případě satelitních ploch probíhal odběr vzorků v letech 2005 a 2007 na plochách s různými věkovými stupni a v letech 2006 na plochách výškových gradientů. Analyzovány byly směsné vzorky z 5 až 10 stromů (dle stáří a výšky porostu) pro každou plochu. Odběry byly prováděny z horní třetiny koruny z její osluněné části.

Stanovení MDA je prováděno na pracovišti ústavu spektrofotometricky upravenou metodou dle Heatha a Packera (1968), podrobný popis poskytuje Uhlířová (1991).

4. 5. Analýzy epikutikulárních vosků

Odběry vzorků pro stanovení epikutikulárních vosků probíhaly podle stejného schématu a ve stejných termínech, jako odběry pro stanovení MDA. Kvantitativní analýza epikutikulárních vosků byla prováděna metodikou podle Günthardta a kol. (1994). Analýzy epikutikulárních vosků byly prováděny zakázkově v laboratoři elektronové mikroskopie MZLU Brno na rastrovacím elektronovém mikroskopu SEM Tesla BS 300.

4. 6. Meteorologické parametry

V blízkosti každé páteční plochy je zajištěno měření základních meteorologických faktorů, které významně ovlivňují jak vznik a trvání zvýšených koncentrací ozonu, tak intenzitu jejich působení na rostliny. Na automatických meteorologických stanicích jsou během vegetačního období kontinuálně sledovány následující parametry: globální radiace (Licor LI-200SA), teplota a vlhkost vzduchu (EMS 32A) a množství srážek (MetOne 370). Data jsou měřena v desetiminutových intervalech, ukládány jsou půlhodinové průměry v ústředně MiniCube.

Jedním z parametrů, který může výrazně podpořit negativní působení ozonu a může být příčinou i autonomního oxidativního stresu, je nedostatečné zásobování dřevin vodou. Pro charakteristiku tohoto parametru je na všech pátečních plochách sledována hodnota půdního

vodního potenciálu a teploty půdy v hloubkách 10cm, 30cm a 50cm pomocí snímačů půdního vodního potenciálu a pomocí půdních teplotních čidel firmy EMS Brno.

4. 7. Měření koncentrací ozonu pasivními dozimetry

Pro řešení projektu jsou využívány pasivní samplery (dozimetry, filtry) vyráběné ve Velké Británii firmou GRADKO International Ltd. Filtry umožňují týdenní až měsíční dobu expozice. Pro měření koncentrací ozonu v tomto projektu jsou dozimetry exponovány ve čtyřtýdenních cyklech. Měření probíhá od konce března do začátku listopadu na všech (osmi) páteřních plochách na volném prostranství v blízkosti meteostaničky. Dozimetry jsou umístěny ve výšce cca 1,5 metru nad zemí na dřevěné tyči, shora je dozimetr částečně chráněn plochým talířovým krytem.

Dozimetry pracují na principu oxidace dusitanů na dusičnany. Ocelová mřížka obsahující absorbent je umístěna v horní části trubicového dozimetru. Spodní částí k ní proniká vzduch přes semipermeabilní membránu, která zabraňuje vstupu kondenzované vzdušné vlhkosti. Výrobce udává přesnost měření $\pm 20\%$ a detekční limit $2 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$. Analýzy dozimetrů po jejich expozici a výpočet koncentrace ozonu provádí výrobce (<http://www.gradko.co.uk/>).

4. 8. Modelování koncentrací ozonu z měření sítě AIM

Tato část práce je zajištěna smluvně od Českého hydrometeorologického ústavu a je prováděna v roce 2008, proto její výsledky nejsou součástí předložené disertační práce. Jako vstupní údaje pro hodnocení koncentrací a expozice budou sloužit hodnoty kontinuálního měření vybraných stanic automatizovaného imisního monitoringu ČHMÚ, umístěných mimo města. Jsou připravovány mapy polí koncentrací přízemního ozonu a expozičního indexu AOT40. Dále jsou pro jednotlivé plochy vypočítávány koncentrace ozonu a tyto hodnoty budou porovnány jednak s koncentracemi naměřenými pomocí pasivních filtrů a jednak budou porovnávány s viditelnými symptomy negativních účinků ozonu a s vybranými fyziologickými markery.

5. Výsledky

5. 1 Zatížení ozonem na sledovaných plochách

Aby bylo možné vzájemné srovnání lokalit, probíhalo na všech osmi páteřních plochách měření koncentrací ozonu pomocí pasivních dozimetrů. Expozice probíhala ve čtyřtýdenních intervalech – viz. kap. 5.1.1.

Koncentrace ozonu v přízemní vrstvě atmosféry byly navíc na třech plochách z osmi sledovaných měřeny také pomocí standardní kontinuální měřící metody (fotoabsorbance UV záření) – viz. kap. 5.1.2.

Další metodou sledování zatížení lokalit přízemním ozonem bylo hodnocení vizuálních symptomů poškození na přízemní vegetaci podle metodiky programu ICP Forests/Forest Focus – viz. kap. 5.1.3.

5. 1. 1 Měření koncentrací ozonu pasivními dozimetry

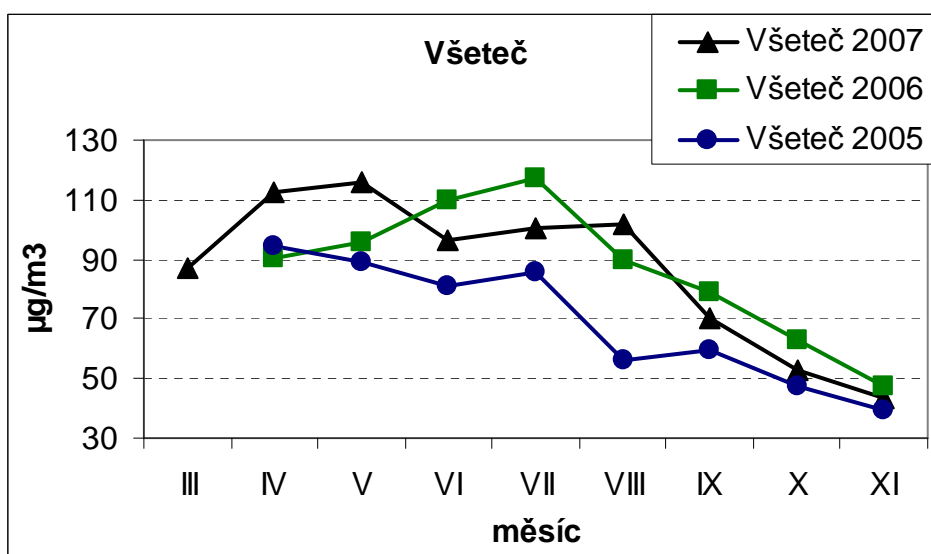
Metoda pasivní dozimetrie byla zvolena pro její jednoduchost a také finanční dostupnost a nezávislost na přívodu elektřiny, což jsou hlavní omezení kontinuální standardní metody. Stejný způsob měření umožňuje srovnání vybraných osmi ploch mezi sebou, jak po stránce naměřených hodnot, tak po stránce ročního chodu koncentrací. Nevýhodou této metody je měření v řádu týdnů a nedojde tak k zachycení krátkodobých epizod vysokých koncentrací ozonu na sledovaných plochách.

Z výsledků měření koncentrací pasivními dozimetry je patrné, že jednotlivé roky se od sebe průběhem koncentrací ozonu odlišují, přičemž průběh koncentrací je v rámci jednoho roku na všech osmi plochách podobný. Liší se samozřejmě v naměřených absolutních hodnotách. Hodnotíme-li průběh a vývoj koncentrací ozonu během měření (během jednotlivých let), pak lze jednotlivé roky charakterizovat takto:

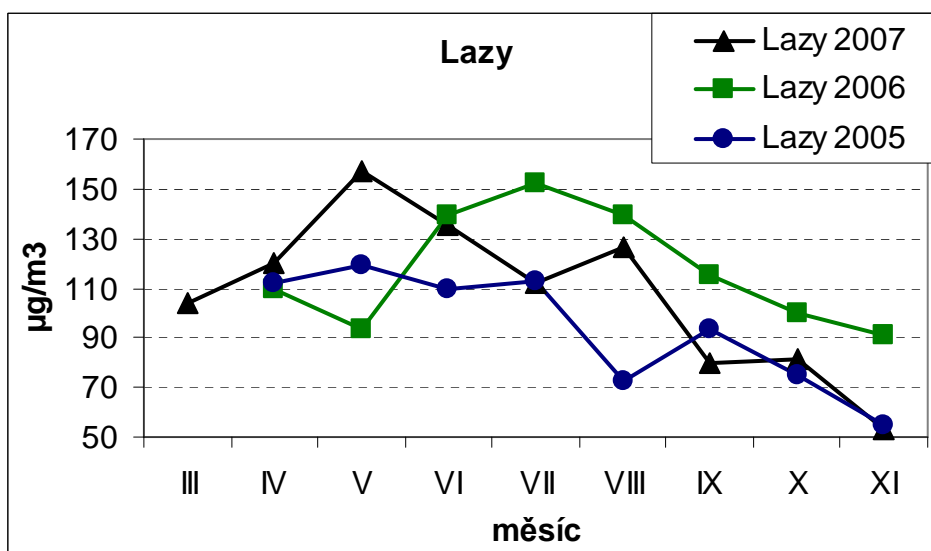
- V roce 2005 bylo jarní maximum dosaženo v průběhu dubna. Zda se vyskytovaly podobné koncentrace již v březnu nelze říci, bohužel v této době měření neprobíhalo. Během celého roku pak docházelo k poklesu koncentrací s nevýrazným zvýšením v červenci.

- V roce 2006 se vyskytovalo výrazné letní maximum v období července, zvýšené koncentrace byly zjištěny v celém období červen – srpen.
- V roce 2007 bylo zaznamenáno jarní maximum v průběhu května, druhé, méně výrazné, letní maximum pak v období červenec – srpen.

Na následujících dvou obrázcích jsou uvedeny pro příklad plochy s typickým průběhem koncentrací v letech 2005 až 2007. Všeteč, 615 m.n.m. (obr. 5.1) a Lazy, 875 m.n.m. (obr. 5.2). Naměřená data ze všech osmi ploch jsou v příloze disertační práce.

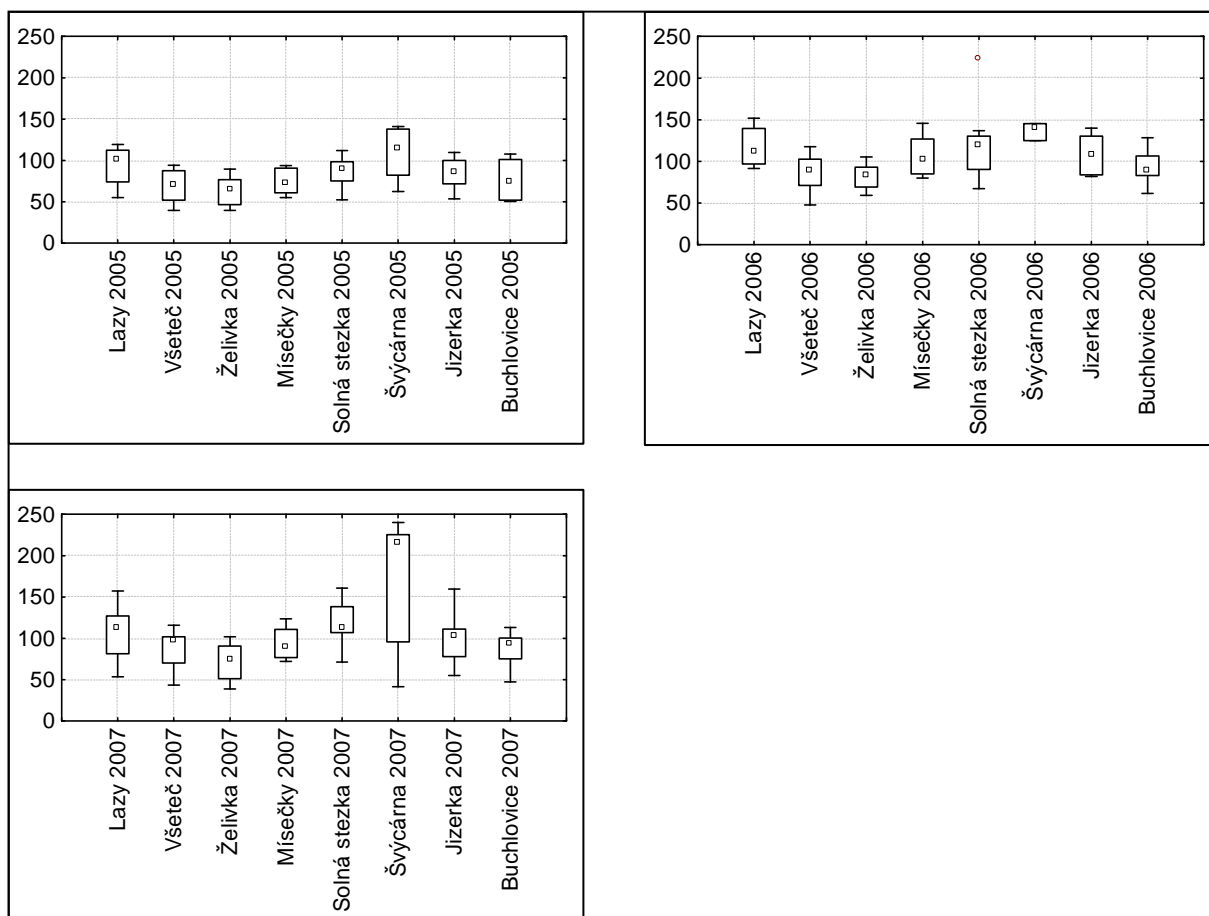


Obr. 5.1 – Koncentrace ozonu na ploše Všeč – měření pasivními dozimetry



Obr. 5.2 – Koncentrace ozonu na ploše Lazy – měření pasivními dozimetry

Na obr. 5.3 je porovnání lokalit v jednotlivých letech. Jako odhad střední hodnoty je použitý medián (čtvereček uvnitř obdélníku), obdélník ohraničuje 50% všech dat – spodní hrana je spodní kvartil, horní hrana horní kvartil, svorky vyznačují rozsah neodlehých hodnot.



Obr. 5.3 – Koncentrace ozonu na hodnocených plochách – měření pasivními dozimetry (medián – kvartily – rozsah neodlehých hodnot)

V roce 2005 bylo nejvyšší zatížení ozonem na Švýcárně, následují lokality Lazy, Solná stezka, Jizerka. Nejnižší zatížení bylo na lokalitě Želivka ve středních Čechách a na ploše Vseteč v Píseckých horách. Srovnatelné hodnoty jsou z poměrně odlišných ploch Mísečky a Buchlovice.

V roce 2006 bylo celkové zatížení ozonem na sledovaných plochách vyšší než v roce 2005. Nejvyšší bylo opět na Švýcárně, následují lokality Solná stezka, Lazy, Mísečky a Jizerka. Na ostatních třech lokalitách, které se nacházejí v nadmořských výškách od 350 do 615 m.n.m. bylo zaznamenáno nižší zatížení přízemním ozonem.

V roce 2007 bylo zatížení ozonem srovnatelné spíše s rokem 2005, ovšem byly zaznamenány nezvykle vysoké hodnoty na ploše Švýcárna. Vysoké zatížení bylo opětovně zaznamenáno na

plochách Solná stezka a Lazy a také na zbylých dvou horských lokalitách – v Krkonoších a v Jizerských horách. Nejnižší zatížení bylo opět na ploše Želivka.

Také sledování vizuálních symptomů na vegetaci, které mohly být vyvolány negativním vlivem přízemního ozonu, potvrzuje vyšší zátěž v horských oblastech – viz. kap. 5.1.3.

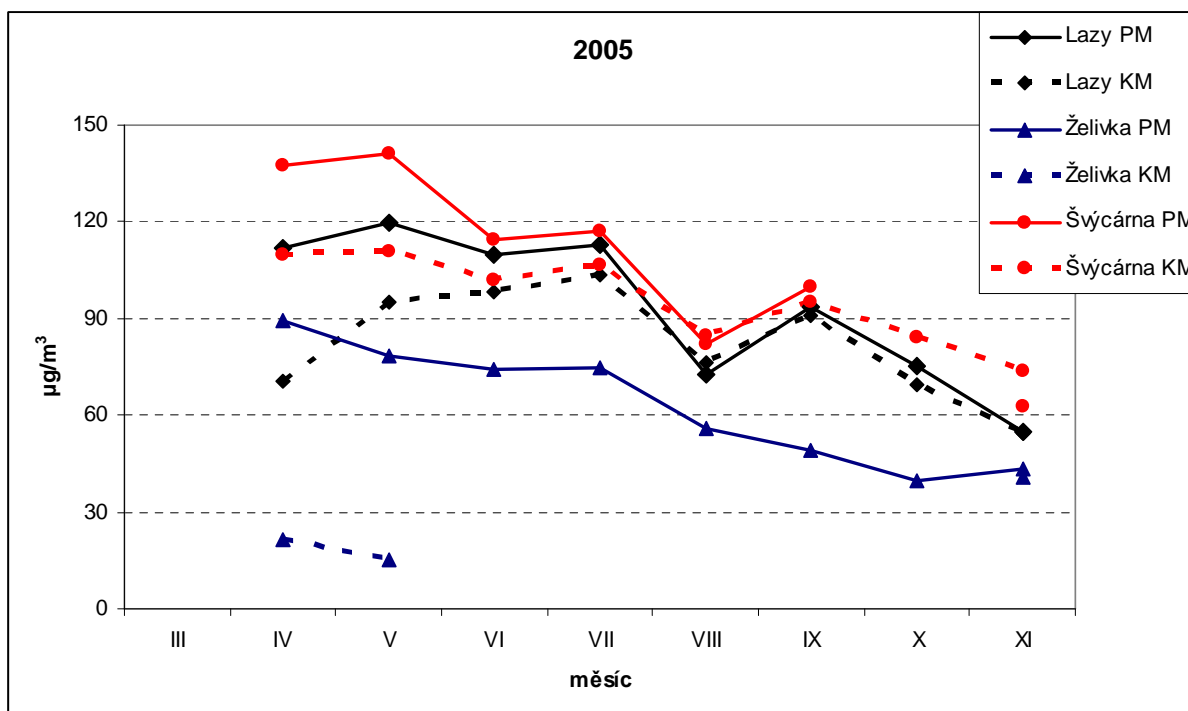
5. 1. 2 Kontinuální měření koncentrací přízemního ozonu

Na plochách Lazy, Želivka a Švýcárna probíhá měření koncentrací ozonu standardní metodou. Jedná se o kontinuální měření. Mezery v datech jsou způsobeny výpadky elektřiny nebo při poruchách měřících přístrojů. Některé výsledky jsou zhodnoceny v publikaci Šrámek a kol. (2007): Měření koncentrací přízemního ozonu pasivními dozimetry pro potřebu monitoringu zdravotního stavu lesů. *Meteorologické zprávy*, **60**, 37-42 (viz příloha).

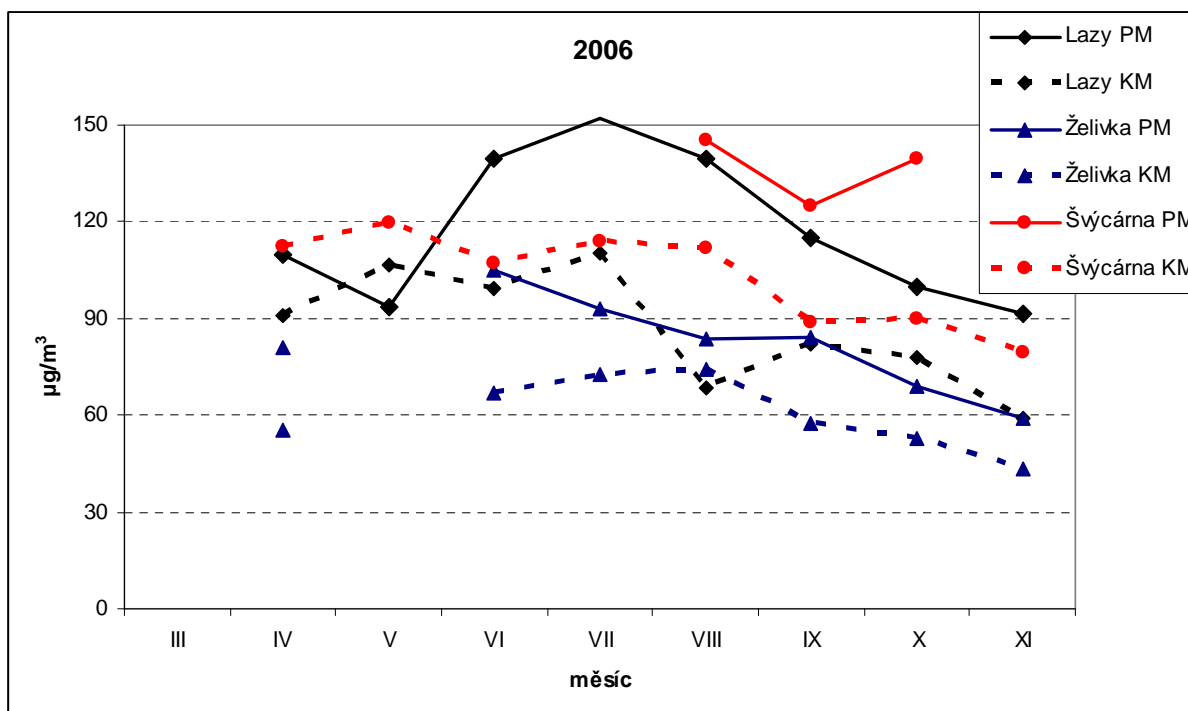
Pro srovnání kontinuálního a pasivního měření byly použity výsledky z uvedených tří ploch (Lazy, Želivka, Švýcárna). Z průměrných denních koncentrací byly vypočítány průměry pro stejná období, ve kterých byly exponovány pasivní dozimetry a tyto hodnoty byly pro názornější srovnání zobrazeny v grafech. Statistické vyhodnocení bylo provedeno pomocí párového t-testu pro závislé vzorky.

V roce 2005 byl zaznamenán velmi podobný průběh koncentrací ozonu na lokalitě Lazy a Švýcárna a to oběma metodami, pasivní i kontinuální. Nižší hodnoty a v podzimním období odlišný průběh koncentrací byl zjištěn na lokalitě Želivka. Výsledky zjištěné pomocí pasivních dozimetrů byly v roce 2005 zpravidla vyšší než hodnoty vypočtené z kontinuálního měření. Nejvyšších hodnot bylo dosaženo hned na počátku měření. Při statistickém vyhodnocení pomocí párového t-testu nebyly zjištěny na hladině $\alpha = 0.05$ významné rozdíly ani na jedné ze tří ploch. Ovšem na lokalitě Želivka nebyl k dispozici dostatek hodnot.

V roce 2006 došlo k zásadnímu výpadku měření pasivními dozimetry na lokalitě Švýcárna, odkud jsou pro porovnání k dispozici pouze hodnoty z období srpen-říjen.



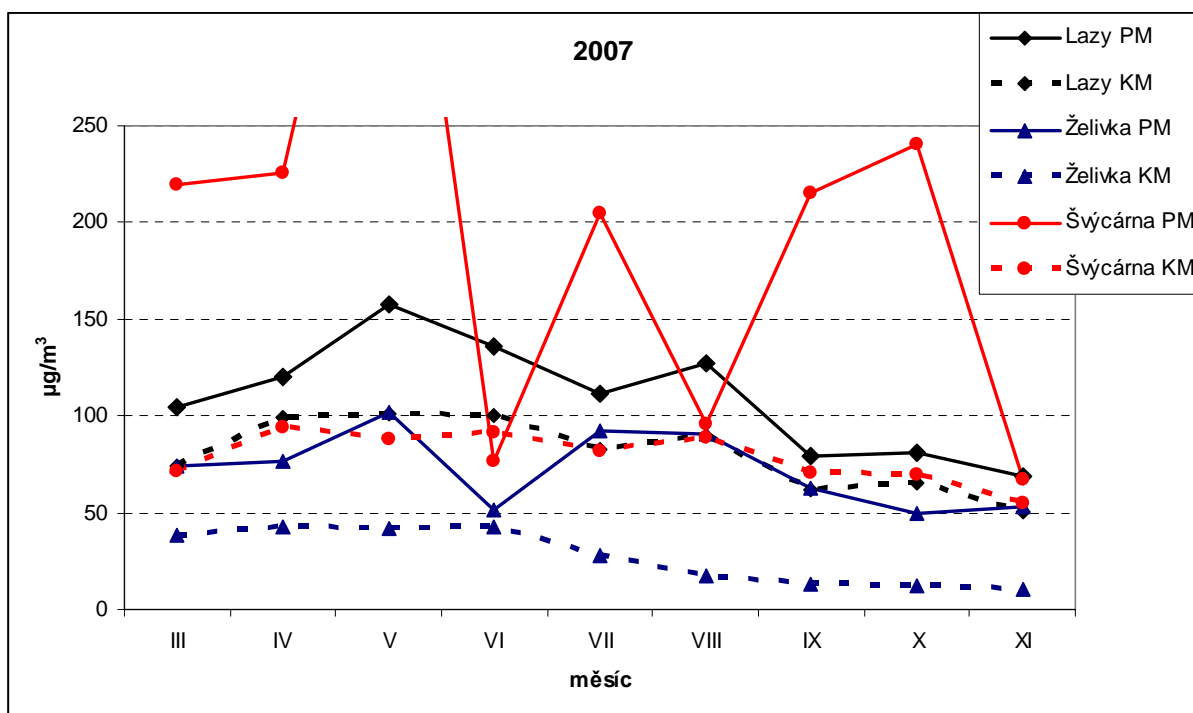
Obr. 5.4 – Grafické porovnání pasivního měření (PM) a kontinuálního měření (KM) v roce 2005



Obr. 5.5 – Grafické porovnání pasivního měření (PM) a kontinuálního měření (KM) v roce 2006

Roční chod koncentrací zjištěný kontinuálními analyzátory byl v roce 2006 shodný na všech třech stanicích. Pouze v srpnu došlo na Lazech k propadu, který nebyl na ostatních dvou

plochách zaznamenán. Nejvyšší hodnoty byly zjištěny v Hrubém Jeseníku na lokalitě Švýcárna, nejnižší ve středních Čechách na lokalitě Želivka. Hodnoty z pasivních dozimetrů Gradko jsou vyšší než hodnoty naměřené standardní metodou. Párový t-test prokázal statisticky významné rozdíly mezi hodnotami z pasivních dozimetrů a z kontinuálních analyzátorů na všech třech lokalitách. Ze Švýcárny byly pro porovnání k dispozici pouze tři hodnoty.



Obr. 5.6 – Grafické porovnání pasivního měření (PM) a kontinuálního měření (KM) v roce 2007

V roce 2007 byl opět zaznamenán shodný roční chod koncentrací na všech stanicích s kontinuálním měření koncentrací přízemního ozonu. Hodnoty ze Slavkovského lesa a z Hrubého Jeseníku jsou srovnatelné, ve středních Čechách byly koncentrace poloviční až čtvrtinové v porovnání s horskými lokalitami. V tomto roce velmi výrazně kolísají hodnoty zjištěné pasivními dozimetry na lokalitě Švýcárna. Nelze bohužel vyloučit vliv špatné manipulace s dozimetry, ať už při instalaci, skladování nebo transportu. Tyto hodnoty je třeba brát s rezervou. I v roce 2007 byly hodnoty naměřené pasivními dozimetry vyšší než hodnoty měřené kontinuální metodou a tyto rozdíly byly na všech třech lokalitách statisticky významné na hladině $\alpha = 0.05$ (viz. tab. 5.1.2.1).

Z dosažených výsledků vyplývá, že při správném zacházení s pasivními dozimetry je tento způsob monitoringu imisní zátěže vhodný pro zachycení prostorové variability ve vybrané lokalitě, pro sledování výškových gradientů nebo vlivu expozice na výskyt měřené sloučeniny. Lze je také využít pro porovnání různých lokalit a sledování trendů a ročních průběhů koncentrací. Při srovnání s hodnotami naměřenými standardní metodou se ukazuje, že hodnoty zjištěné pomocí pasivních dozimetrů jsou řádově o jednotky až desítky procent vyšší a je tedy nutné při hodnocení naměřených koncentrací postupovat s vědomím těchto rozdílů a tedy nejlépe s přihlédnutím ke koncentracím zjištěným na blízké stanici AIM.

Tab. 5.1 – porovnání kontinuálního (KM) a pasivního (PM) měření párovým t-testem pro závislé vzorky

	Průměr	Sm.odch.	N	Rozdíl	Sm.odch. rozdílů	t	sv	p
Lazy PM 07	109.5078	29.09670						
Lazy KM 07	80.3514	18.64416	9	29.15633	12.87616	6.793095	8	0.000139
Lazy PM 06	117.5550	23.25930						
Lazy KM 06	86.8268	18.28819	8	30.72819	23.78324	3.654356	7	0.008131
Lazy PM 05	93.77250	23.67845						
Lazy KM 05	82.28940	17.23779	8	11.48310	14.75972	2.200524	7	0.063682
Želivka PM 07	72.61111	19.61146						
Želivka KM 07	27.45031	13.99142	9	45.16080	19.45900	6.962455	8	0.000117
Želivka PM 06	82.25143	14.99765						
Želivka KM 06	60.40148	11.26872	7	21.84995	9.482143	6.096673	6	0.000887
Želivka PM 05	70.54667	24.03831						
Želivka KM 05	25.84262	13.28733	3	44.70405	36.41332	2.126411	2	0.167337
Švýcárna PM 07	201.0889	120.5076						
Švýcárna KM07	78.9414	12.8563	9	122.1475	118.3495	3.096274	8	0.014749
Švýcárna PM 06	136.5733	10.44514						
Švýcárna KM 06	96.8564	12.80135	3	39.71695	8.792638	7.823792	2	0.015947
Švýcárna PM 05	107.8100	28.59415						
Švýcárna KM 05	97.5397	13.96614	7	10.27026	15.07125	1.802939	6	0.121457

5. 1. 3 Vizuální symptomy poškození vegetace

Hodnocení probíhalo podle metodické příručky Submanual for the assessment of ozone injury on European ecosystems (<http://www.icp-forests.org/Manual.htm>). Stručně je tato metodika popsána v bodě 4.3.

V následujícím textu je uvedeno „popisné“ hodnocení zaznamenaných symptomů poškození přízemní vegetace v letech 2005, 2006 a 2007. Číselné hodnocení je v tabulkové podobě uvedeno v příloze disertační práce.

Mezi pozorované symptomy poškození, které mohou mít příčinu v negativním vlivu přízemního ozonu, patří tvorba drobných teček, které se při silnějším poškození spojují do větších nepravidelných neostře ohraničených skvrn až plošek. Barva je různá podle druhu dřeviny nebo byliny a podle intenzity působení. Mohou se vyskytovat světlé (světle zelené, žlutavé) chlorotické skvrny na jehlicích borovic a smrků, červené nebo hnědé tečky, skvrny až plošky na listech dřevin a bylin. Pro listy buku je typické tzv. bronzování. Charakteristické symptomy poškození jsou uvedeny také v kapitole 2.4, patří mezi ně mimo jiné tzv. age efekt a shade efekt. Klíč pro základní informaci ve formě vývojového diagramu je uveden v obrazové příloze. Obrazová příloha obsahuje i několik ilustračních obrázků poškozené vegetace z ploch sledovaných v rámci této práce.

V roce 2005 proběhlo hodnocení vlivu ozonu na vegetaci na osmi plochách. Nejprve byl zachycen časně letní aspekt koncem června a začátkem července a poté pozdně letní aspekt v září. Na plochách Lazy, Medlovice, Všeteč a Luisino údolí bylo šetření prováděno rovněž podle nové metody na subplochách MINILESS. Příznaky ovlivnění ozónem byly pozorovány na všech plochách, kromě jihočeské plochy Všeteč. Bylo zaznamenáno jen slabé poškození, a to až v pozdně letním aspektu. V časně letním aspektu byly první symptomy u několika druhů pozorovány pouze na ploše Luisino údolí. V řadě případů byly symptomy jen nepatrné na hranici pozorovatelnosti. Největší vliv ozónu byl zjištěn v horských oblastech v Jeseníkách, v Jizerských a Orlických horách a v Krkonoších na plochách Švýcárna, Jizerka, Luisino údolí a Mísečky, což ukazuje na souvislost mezi intenzitou poškození ozónem a nadmořskou výškou.

Lazy

V časně letním aspektu nebyl vliv ozónu na vegetaci pozorován. V září se projevil celkem pouze u sedmi druhů, vesměs velmi slabě. Větší poškození (stupeň 2) bylo zjištěno na pámelníku (*Symphoricarpos albus*), který je každoročně výrazně symptomatickým druhem. Kromě něj bylo poškození pozorováno na druzích *Aegopodium podagraria*, *Cirsium heterophyllum*, *Hypericum maculatum*, *Pimpinella major*, *Rubus idaeus* a *Sanquisorba officinalis*. Podle nové metody nebyly na sedmi vyznačených subplochách MINI-LESS symptomy poškození vůbec zjištěny.

Všeteč

Symptomy poškození ozónem nebyly v roce 2005 vůbec pozorovány ani v časně letním, ani v pozdně letním aspektu.

Želivka

V časně letním aspektu nebyl vliv ozónu na vegetaci pozorován. V září byly pozorovány slabé symptomy poškození na topolu osice (*Populus tremula*) a na krabilici (*Chaerophyllum aromaticum*). Poškození stupně 2 bylo pozorováno na bukové mlazině, hnědnutí listů však bylo zčásti fyziologického původu. Na ostatních druzích nebyly symptomy poškození ozónem pozorovány.

Jizerka

V časně letním aspektu nebyl vliv ozónu na vegetaci pozorován. V pozdně letním aspektu bylo zjištěno 14 symptomatických druhů. Stupeň 2 byl zaznamenán na vrbě (*Salix capraea*) a na bylinách *Galeopsis bifida* a *Polygonum bistorta*. Slabší poškození bylo pozorováno např. u břízy pýřité (*Betula pubescens*) a u bylin *Cirsium heterophyllum*, *Hypericum maculatum*, *Potentilla erecta*, *Ranunculus acer*, *Rubus idaeus*, *Rumex acetosa*, *Senecio hercynicus*, *Tanacetum vulgare* a *Urtica dioica*.

Mísečky

V časně letním aspektu nebyl vliv ozónu na vegetaci pozorován. Při zářijovém šetření byly zjištěny symptomy poškození celkem na 24 druzích, většinou jen stupněm poškození 1. V řadě případů byly symptomy jen nepatrné na hranici pozorovatelnosti. Větší poškození bylo pozorováno pouze na bezu černém (*Sambucus nigra*), kde bylo zasaženo více než 5 % listů – stupeň 2. Z ostatních dřevin bylo zaznamenáno poškození buku, javoru klenu, jasanu, vrby (*Salix aurita*), jeřábu (*Sorbus aucuparia*), třešně ptačí (*Prunus avium*) a bezu červeného (*Sambucus racemosa*). Symptomatickými druhy bylin byly např. *Aegopodium podagraria*, *Alchemilla* sp., *Artemisia vulgaris*, *Cirsium heterophyllum*, *C. oleraceum*, *Gentiana asclepiadea*, *Geranium sylvaticum*, *Hypericum maculatum*, *Petasites albus*, *P. hybridus*, *Pimpinella major*, *Rubus idaeus*, *Tussilago farfara* a *Vaccinium myrtillus*.

Luisino údolí

Symptomy poškození byly zaznamenány na 30 % subplochách MINI-LESS. Symptomatických v tomto roce poměrně hodně. Slabé poškození bylo pozorováno u pěti druhů již v časně letním aspektu (*Hypericum maculatum*, *Plantago major*, *Rubus idaeus*,

Senecio hercynicus, *Scrophularia nodosa*). Vliv ozónu na vegetaci byl v různé míře pozorovatelný u 16 druhů, nejvýrazněji na javoru klenu, maliníku (*Rubus idaeus*) a na třezalce (*Hypericum maculatum*), kde byl dosažen stupeň 2.. V menší míře byly symptomy zaznamenány i na jeřábu (*Sorbus aucuparia*) a na vrbách (*Salix aurita*, *S. pentandra*) a na družích *Cirsium palustre*, *Epilobium angustifolium*, *Fragaria vesca*, *Geranium sylvaticum*, *Pimpinella major*, *Rumex acetosa*, *Scrophularia nodosa*, *Senecio hercynicus*.

Švýcárna

V časně letním aspektu nebyl vliv ozónu na vegetaci pozorován. V září se projevil opět na řadě sledovaných bylin i dřevin (celkem na 20). Nejvyšší procento symptomatických listů (stupeň 2) bylo zaznamenáno na rdesnu (*Polygonum bistorta*) a na borůvce (*Vaccinium myrtillus*), na které je však poškození ozónem doprovázeno i poškozením z jiných příčin. U ostatních druhů bylo procento zasažených listů velmi nízké, v některých případech bylo poškození nepatrné na hranici pozorovatelnosti. Z dřevin byl zjištěn vliv ozónu u vrby (*Salix aurita*) a bezu (*Sambucus racemosa*). Symptomatickými druhy bylin byly *Chaerophyllum aromaticum*, *Cicerbita alpina*, *Epilobium montanum*, *Geranium sylvaticum*, *Heracleum sphondylium*, *Hypericum maculatum*, *Leontodon hispidus*, *Plantago major*, *Potentilla erecta*, *Rubus idaeus*, *Rumex acetosa*, *Senecio hercynicus*, *Taraxacum officinale*, *Tussilago farfara* a *Urtica dioica*.

Medlovice

V časně letním aspektu nebyl vliv ozónu na vegetaci pozorován. V září byl podle nové metody vliv ozónu zaznamenán na celkem třinácti subplochách MINI-LESS, tj. na 46,4 %. Poškození ozónem bylo pozorováno především na sedmi dřevinách, na které je stanoviště LESS velmi bohaté. Nejsilnější poškození (stupeň 2) bylo zaznamenáno na vrbách (*Salix triandra*, *S. viminalis*) a na svídě (*Cornus sanguinea*). Slabší poškození bylo pozorováno u břízy, olše šedé, lísky (*Coryllus avellana*) a krušiny (*Frangula alnus*). Z bylin byl symptomatickým druhem pouze ostružiník (*Rubus fruticosus*).

V roce 2006 bylo vizuální hodnocení vlivu ozónu na vegetaci provedeno na osmi vybraných monitoračních plochách v pozdně letním aspektu v září. Příznaky ovlivnění ozónem byly pozorovány na všech plochách. V řadě případů byly symptomy jen nepatrné na hranici pozorovatelnosti. Na plochách Medlovice a Všeteč bylo podobně jako v minulých letech zaznamenáno jen slabé poškození. Největší vliv ozónu byl zjištěn v horských oblastech

v Jizerských a Orlických horách na plochách Jizerka a Luisino údolí, dále v Jeseníkách na ploše Švýcárna a také na ploše Želivka u Ledče nad Sázavou. Vysoký počet symptomatických druhů byl zaznamenán i na ploše Mísečky v Krkonoších. Existuje zde korelace mezi nadmořskou výškou a mírou poškození ozonem.

Lazy

Poškození ozonem se projevilo celkem pouze u jedenácti druhů, vesměs velmi slabě. Větší poškození (stupeň 2) bylo zjištěno pouze u třezalky (*Hypericum maculatum*). Z dřevin je každoročně jednoznačně symptomatickým druhem pámelník (*Symphoricarpos albus*). Poškození bylo zaznamenáno také na smrku, vrbě (*Salix aurita*) a bezu (*Sambucus racemosa*). Dále bylo poškození pozorováno na družích *Cirsium heterophyllum*, *Hieracium lachenalii*, *Pimpinella major*, *Rubus idaeus*, *Rumex obtusifolius* a *Urtica dioica*.

Podle nové metody byly na deseti vyznačených subplochách MINI-LESS na porostním okraji dlouhém 35 m pozorovány symptomy poškození 30 % subploch.

Všeteč

Symptomy poškození ozonem byly pozorovány pouze u olše lepkavé a buku, a to v nepatrné míře. Podle nové metody byl vliv ozonu zaznamenán na celkem jediné subploše MINI-LESS, tj. na 7,7 %. Na porostním okraji o délky 60 m bylo provedeno hodnocení na třinácti plochách.

Želivka

Na této ploše bylo založeno nové stanoviště LESS, aby bylo ve vzdálenosti do 500 m od pasivního sampleru. Toto stanoviště, které se nachází na zarostlé mezi, je daleko více vystavené slunečnímu záření než původní stanoviště uvnitř pokusného objektu VÚLHM. Poškození ozonem bylo zřetelně zaznamenáno na patnácti družích. Nejvyšší procento zasažených listů (stupeň 2) bylo zjištěno na akátu a na náprstníku (*Digitalis grandiflora*). Symptomy poškození byly zjištěny na celé řadě dřevin – na buku, jasanu, vrbě (*Salix aurita*), lísce, hlohu, třešni, hrušni, trnce, jilmu a osice, nikoli však na smrku. Z bylin byl vliv ozonu zjištěn na družích *Chaerophyllum aromaticum*, *Scrophularia nodosa* a *Fragaria vesca*.

V roce 2006 bylo poprvé provedeno hodnocení také podle nové metody na devíti subplochách MINI-LESS. Poškození ozonem bylo zaznamenáno na 25 % subploch. Hodnocení podle nové metodiky proběhlo na zarostlé mezi o délce 30 m.

Jizerka

Poškození ozonem bylo poměrně značné. Bylo zjištěno 20 symptomatických druhů. Stupeň 2 byl zaznamenán na několika druzích – na topolu (*Populus* sp.) a jeřábu (*Sorbus aucuparia*) a na bylinách *Cirsium heterophyllum*, *Hypericum maculatum*, *Potentilla erecta* a *Polygonum bistorta*. Poškození stupně 1 bylo pozorováno pak u smrku, kleče, střemchy (*Prunus padus*) břízy (*Betula pubescens*, *Betula pendula*) vrb (*Salix capraea*, *S. cinerea*) a u bylin *Alchemilla* sp., *Epilobium angustifolium*, *Heracleum sphondylium*, *Rubus idaeus*, *Rumex acetosa*, *Senecio hercynicus* a *Vaccinium myrtillus*.

Na této ploše není žádný vhodný porostní okraj k uplatnění nové metody.

Mísečky

Vliv ozonu byl relativně slabší, ale počet symptomatických druhů byl vysoký. Symptomy poškození byly pozorovány celkem na 23 druzích, výhradně na stupni poškození 1. V řadě případů byly symptomy slabé, a to jen na několika listech. Některé případy jsou sporné a vyžadují validizaci. Nejvýraznější prokazatelné poškození bylo pozorováno na jeřábu ptačím (*Sorbus aucuparia*), jasanu a na pcháči různolistém (*Cirsium heterophyllum*). Symptomy na buku byly zjištěny především z listů sbíraných v korunách. Z ostatních dřevin bylo zaznamenáno poškození javoru klenu, vrby (*Salix aurita*), třešně ptačí (*Prunus avium*) a bezu červeného (*Sambucus racemosa*). Symptomatickými druhy bylin byly např. *Alchemilla* sp., *Cirsium heterophyllum*, *C. oleraceum*, *Galeopsis bifida*, *Gentiana asclepiadea*, *Geranium sylvaticum*, *Heracleum sphondylium*, *Hypericum maculatum*, *Lupinus polyphyllus*, *Petasites albus*, *P. hybridus*, *Pimpinella major*, *Rubus idaeus*, *Rumex acetosa*, *Tussilago farfara*, *Urtica dioica* a *Vaccinium myrtillus*.

V roce 2006 bylo poprvé provedeno hodnocení také podle nové metody na osmi subplochách MINI-LESS na porostním okraji dlouhém 25 m. Poškození ozonem bylo zaznamenáno na 75% subploch. Většinou se však jednalo jen o jediný druh na subploše.

Luisino údolí

Vliv ozonu na vegetaci byl poměrně značný a dobře pozorovatelný u 19 druhů. Stupně 2 bylo dosaženo hned u několika druhů - u černého rybízu (*Ribes nigrum*), maliníku (*Rubus idaeus*), třezalky (*Hypericum maculatum*) a krtičníku (*Scrophularia nodosa*). Z dalších dřevin byly symptomy zaznamenány i na osice (*Populus tremula*), jeřábu (*Sorbus aucuparia*), na vrbách (*Salix aurita*, *S. pentandra*) a také na jehličnanech smrku a kleči. Dalšími symptomatickými druhy byly byliny *Alchemilla* sp., *Cirsium palustre*, *Fragaria vesca*, *Geranium sylvaticum*,

Pimpinella major, *Potentilla reptans*, *Rumex acetosa*, *Senecio hercynicus*, *Tussilago farfara* a *Vaccinium myrtillus*.

Symptomy poškození byly zaznamenány na všech jedenácti subplochách MINI-LESS hodnocených na 40 m dlouhém porostním okraji, tj. na 100 %, což je podstatně vyšší procento než v roce 2005.

Švýcárna

Vliv ozonu byl slabší než v minulých letech. Příznaky se ale projevíly opět na řadě sledovaných bylin i dřevin (celkem na 20). Procento zasažených listů však bylo většinou velmi nízké, na mnoha jedincích nebylo pozorováno vůbec. V některých případech bylo poškození nepatrné na hranici pozorovatelnosti. Z dřevin bylo zjištěno zřetelné poškození u vrby (*Salix aurita*), osiky (*Populus tremula*) a nově na kleči. Symptomatickými druhy bylin byly druhy *Alchemilla* sp., *Caltha palustris*, *Chaerophyllum aromaticum*, *Cicerbita alpina*, *Crepis paludosa*, *Geranium sylvaticum*, *Heracleum sphondylium*, *Hypericum maculatum*, *Leontodon hispidus*, *Petasites albus*, *Plantago major*, *Polygonum bistorta*, *Potentilla erecta*, *Rumex acetosa*, *Senecio hercynicus*, *Tussilago farfara* a *Vaccinium myrtillus*.

Medlovice

Poškození ozonem bylo pozorováno pouze na čtyřech dřevinách, na které je stanoviště LESS velmi bohaté. Nejsilnější poškození (stupeň 2) bylo zaznamenáno na buku. Je ale pravděpodobné, že na hnědnutí a bronzovatění listů se podílelo i sluneční záření a stres vedrem. Slabší poškození bylo pozorováno na některých listech svídy (*Cornus sanguinea*), lísky (*Coryllus avellana*) a habru (*Carpinus betulus*). Na bylinách nebyly symptomy poškození vůbec zjištěny.

Podle nové metody byl vliv ozonu zaznamenán na celkem jediné subploše MINI-LESS, tj. na 6,25 %. Na porostním okraji o dlouhém 100 m bylo provedeno hodnocení na šestnácti plochách.

V roce 2007 bylo vizuální hodnocení vlivu ozonu na vegetaci provedeno na osmi vybraných monitoračních plochách, stejně jako v předchozím roce to bylo v pozdně letním aspektu v září. Příznaky ovlivnění ozonem byly pozorovány na všech plochách s výjimkou Všetče. V řadě případů byly symptomy jen nepatrné na hranici pozorovatelnosti. Některé sporné případy vyžadují dodatečnou mikroskopickou validaci. Největší vliv ozonu byl zjištěn

v horských oblastech v Krkonoších, v Orlických horách a v Jeseníkách, tj. na plochách Mísečky, Luisino údolí a Švýcárna. Na plochách Jizerka bylo zaznamenáno podstatně menší poškození ozonem než v minulých letech. Plochy Želivka a Medlovice vykázaly jen velmi slabé poškození. Na ploše Lazy byl zaznamenán pouze jediný symptomatický druh a na ploše Všetec nebyl vliv ozonu pozorován vůbec. Korelace mezi nadmořskou výškou a mírou poškození ozonem se každoročně potvrzuje.

Lazy

Poškození ozonem se v roce 2007 projevilo velmi slabě. Celkem bylo na plochách LESS a subplochách MINI-LEES hodnoceno 26 druhů, pouze u pámelníku (*Symphoricarpos albus*) byl zaznamenán stupeň poškození 1. U dalších druhů byly symptomy pouze na hranici rozlišitelnosti, např. *Hypericum maculatum*, *Sambucus racemosa*, *Rubus idaeus* nebo *Rumex obtusifolius*.

Podle nové metody byly na subplochách MINI-LESS na porostním okraji dlouhém 50 m pozorovány slabé symptomy poškození na 50 % subploch.

Všetec

Symptomy poškození ozonem byly pouze na hranici rozlišitelnosti, nebyl zaznamenán ani slabý stupeň poškození 1. Symptomy poškození ozonem nebyly zaznamenány ani na citlivých kultivarech topolu *Populus nigra* a *Populus x euramericana* vysazených v blízkosti sledovaného porostního okraje pro potřeby mezinárodního monitoringu. Podle nové metody nebyl vliv ozonu zaznamenán na žádné subploše MINI-LESS. Na porostním okraji o délky 60 m bylo provedeno hodnocení na třinácti plochách.

Želivka

Poškození ozonem bylo velmi slabé. Příznaky byly zaznamenány na jedenácti druzích, u některých druhů bylo zaznamenáno poškození jen na několika listech. Některé případy jsou sporné, převažuje zde houbová infekce. Symptomy poškození byly zjištěny na celé řadě dřevin – nejzřetelněji na jasanu, trnce (*Prunus spinosa*) a osice (*Populus tremula*), v malé míře i na vrbě (*Salix aurita*), lísce, hlohu a třešni. Poškození buku ani smrku nebylo zaznamenáno. Z bylin byl vliv ozonu pozorován na jednotlivých ojedinělých listech druhů *Chaerophyllum aromaticum*, *Scrophularia nodosa* a *Fragaria vesca*.

V roce 2007 bylo provedeno hodnocení také podle nové metody na devíti subplochách MINI-LESS na zarostlé mezi o délce 30 m. Poškození ozonem bylo zaznamenáno na 11 %

subploch.

Jizerka

V roce 2006 bylo na této lokalitě zaznamenáno poměrně značné poškození ozonem. Stupeň 2 byl zaznamenán hned na několika druzích – na topolu (*Populus* sp.) a jeřábu (*Sorbus aucuparia*) a na bylinách *Cirsium heterophyllum*, *Hypericum maculatum*, *Potentilla erecta*, a *Polygonum bistorta*.

V roce 2007 byla situace odlišná. Stupeň poškození 2 zaznamenán nebyl, stupeň poškození 1 byl pozorován u kontryhele (*Alchemilla* sp.), třezalky (*Hypericum maculatum*), smrku ztepilého (*Picea abies*), kleče (*Pinus mugo*) a vrb (*Salix capraea*, *S. cinerea*). Na druzích silně poškozených v roce 2006, zejména na topolech a jeřábech, převládalo poškození houbovými chorobami, poškození vyvolané ozonem pozorováno nebylo. Mohlo se jednat o překrytí symptomů. Na maliníku (*Rubus idaeus*) bylo zjištěno červenání, které by bylo nutné mikroskopicky ověřit, protože se nejednalo o jednoznačný typický symptom.

Na této ploše není žádný vhodný porostní okraj k uplatnění nové metody. Hodnocení probíhá podle starší metody podél cesty v osadě Jizerka.

Mísečky

Vliv ozonu byl poměrně značný s vysokým počtem symptomatických druhů. Symptomy poškození byly pozorovány celkem na 31 druzích. Nejvýraznější prokazatelné poškození bylo pozorováno na jasanu (*Fraxinus excelsior*) a na bezu černém (*Sambucus nigra*), kde byl dosažen stupeň 2. Z ostatních dřevin bylo zaznamenáno poškození buku, smrku, javoru klenu (*Acer pseudoplatanus*), břízy (*Betula pendula*), vrby (*Salix aurita*, *S. capraea*), třešně ptačí (*Prunus avium*), jeřábu ptačího (*Sorbus aucuparia*) a bezu červeného (*Sambucus racemosa*). Symptomatickými druhy bylin byly např. *Alchemilla* sp., *Cirsium heterophyllum*, *C. oleraceum*, *Gentiana asclepiadea*, *Geranium sylvaticum*, *Heracleum sphondylium*, *Hypericum maculatum*, *Leontodon hispidus*, *Petasites albus*, *P. hybridus*, *Pimpinella major*, *Polygonum bistorta*, *Rubus idaeus*, *Rumex acetosa*, *R. alpinus*, *Tussilago farfara* a *Urtica dioica*.

V roce 2007 bylo provedeno hodnocení také podle nové metody na osmi subplochách MINI-LESS na porostním okraji dlouhém 25 m. Poškození ozonem bylo zaznamenáno na 89 % subploch.

Luisino údolí

Vliv ozonu na vegetaci byl zřetelně pozorován u 14 druhů, což je méně než v předešlém roce. Stupně 2 bylo dosaženo pouze u maliníku (*Rubus idaeus*). Z dřevin byly symptomy prokazatelně zaznamenány na smrku a borovici kleči, v nepatrné míře i na osice (*Populus tremula*). Z bylin byly slabší příznaky zjištěny na družích *Hieracium argillaceum*, *Hypericum maculatum*, *Fragaria vesca*, *Geranium sylvaticum*, *Plantago major*, *Pimpinella major*, *Potentilla erecta*, *Scrophularia nodosa*, *Senecio hercynicus*, *Vaccinium myrtillus*.

Symptomy poškození byly zaznamenány na devíti subplochách MINI-LESS z jedenácti hodnocených na 40 m dlouhém porostním okraji, tj. na 82 %.

Švýcárna

V roce 2007 byla začátkem září v době pozorování většina bylin již zaschlá. Olše zelená byla vyřezána. Příznaky se ale projevíly opět na řadě sledovaných bylin i dřevin (celkem na 22). Silné poškození bylo zjištěno na kleči (stupeň 2). V ostatních případech bylo procento zasažených listů většinou velmi nízké, na mnoha jedincích nebylo pozorováno vůbec. V některých případech bylo poškození nepatrné na hranici pozorovatelnosti. Z dalších dřevin bylo zaznamenáno poškození u vrby (*Salix aurita*, *S. capraea*) a bezu (*Sambucus racemosa*). U bylin byly příznaky poškození ozonem pozorovány u nejzřetelněji u maliníku (*Rubus idaeus*) a u rdesna (*Polygonum bistorta*), v malé míře u druhů *Alchemilla sp.*, *Chaerophyllum hirsutum*, *Epilobium angustifolium*, *Geranium sylvaticum*, *Hypericum maculatum*, *Leontodon hispidus*, *Petasites albus*, *Plantago major*, *Potentilla erecta*, *Rumex acetosa*, *Senecio hercynicus*, *Tussilago farfara* a *Vaccinium myrtillus*.

Nová metoda je těžko použitelná, lesní okraj je tvořen jen smrkem bez zastoupení dalších dřevin. Z bylin se tam vyskytuje jen *Vaccinium myrtillus* a *Polygonum bistorta*, u nichž je vizuální prokazování poškození ozonem slabě symptomatických jedinců bez důkladné mikroskopické validace sporné. U rdesna dochází koncem léta k přirozenému červení a u borůvky se silně projevuje poškození houbovými chorobami, které často překrývá možný vliv ozonu.

Medlovice

Poškození ozonem bylo velmi slabé a bylo pozorováno v minimální míře pouze na osmi družích. Příznaky se projevíly na některých listech svídy (*Cornus sanguinea*), habru (*Carpinus betulus*) a buku a ojedinele i na bylinách druhů *Arctium lappa*, *Artemisia vulgaris*, *Atropa bella-donna*, *Knautia arvensis* a *Rubus fruticosus*.

Podle nové metody byl vliv ozonu zaznamenán na jediné subploše MINI-LESS, tj. na 6,25 % ploch. Na porostním okraji dlouhém 100 m bylo provedeno hodnocení na šestnácti plochách.

5. 2 Fyziologické parametry pro stanovení zátěže ozonem

Z fyziologických parametrů pro stanovení zátěže ozonem byl zjišťován obsah malondialdehydu (MDA) v asimilačním aparátu dřevin a bylo stanoveno množství epikutikulárních vosků na povrchu listů a jehlic lesních dřevin.

5. 2. 1 Obsah malondialdehydu

Obsah MDA (malondialdehydu) není specifickým reziduem po působení ozonu, ale jak již bylo uvedeno v rešeršní části, je možné jej pro charakteristiku zátěže prostředí oxidačním stresem využít. Množství MDA bylo na studijních plochách stanoveno v jehličí smrků a v listech buků v roce 2005 a podruhé v roce 2007. Výsledky provedených analýz jsou uvedeny v tabulce 5.2.

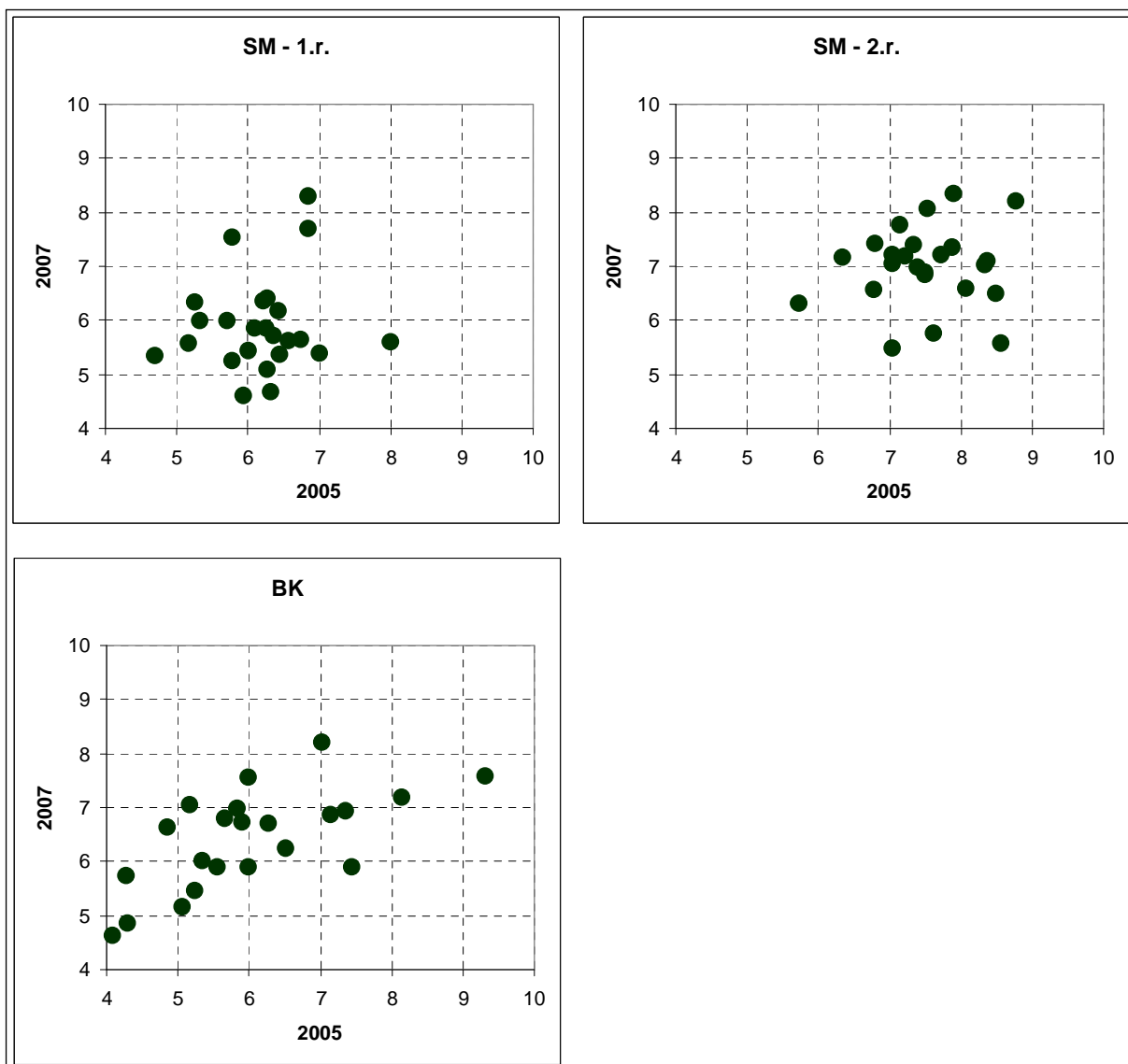
Při porovnání naměřených hodnot z let 2005 a 2007 je vidět, že obsahy MDA jsou mírně vyšší u listů buků v roce 2007. V jehličí smrků jsou zjištěné obsahy MDA nižší, resp. zcela srovnatelné v obou analyzovaných ročnících jehličí z let 2005 a 2007 (obr. 5.7 a 5.8). Při provedení statistického testování (párový t-test) mezi výsledky z let 2005 a 2007 nejsou ani u buků, ani u smrků mezi naměřenými hodnotami žádné statisticky významné rozdíly (při hodnocení na hladině významnosti $\alpha = 0.05$).

Rozdíly byly testovány také mezi prvním a druhým ročníkem smrkového jehličí a to pro výsledky z obou let, kdy proběhly odběry vzorků a jejich analýzy. Zde byly na hladině významnosti $\alpha = 0.05$ zjištěny mezi prvním a druhým ročníkem statisticky významné rozdíly v roce 2005 i v roce 2007.

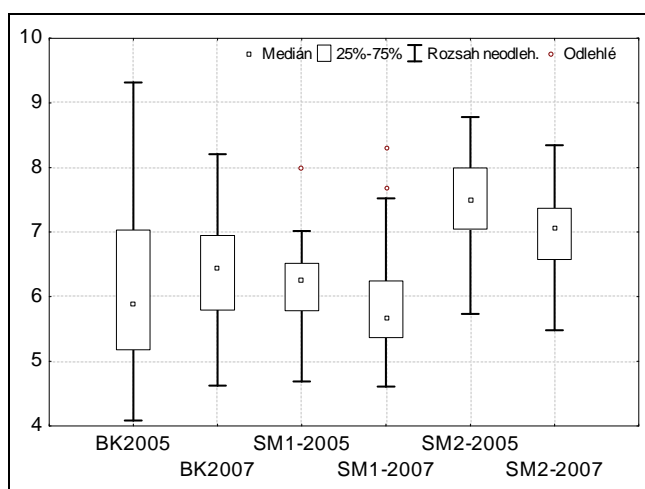
Tab. 5.2 – Obsah MDA v asimilačním aparátu dřevin

Lokalita		BK		nadmořská výška	SM 1. ročník		SM 2. ročník		nadmořská výška
		2005	2007		2005	2007	2005	2007	
Slavkovský les - Lazy	V+	9.315	7.573	840	5.777	7.524	7.224	7.179	870
	Vs	8.150	7.177	820	6.020	5.429	7.346	7.396	820
	V-	7.033	8.205	840	6.453	5.353	7.884	7.345	840
Písecké vrchy - Všeteč	V+	4.854	6.642	598	6.256	5.838	7.490	6.834	548
	Vs	5.067	5.156	540	6.098	5.851	7.044	7.051	540
	V-	4.297	4.849	548	6.217	6.354	7.530	8.062	548
Středočeská pahorkatina - Želivka	V+	5.843	6.967	615	6.576	5.606	7.496	6.890	450
	Vs	5.998	7.555	600	5.179	5.562	6.794	7.406	440
	V-	5.561	5.889	630	5.939	4.611	7.900	8.342	455
Jizerské hory - Jizerka	V+	5.998	5.901	490	6.750	5.632	7.622	5.762	910
	Vs	6.267	6.693	480	7.017	5.384	8.569	5.574	930
	V-	5.180	7.035	460	8.006	5.583	8.366	7.089	880
Krkonoše - Mísečky	V+	7.353	6.931	940	6.844	8.284	8.778	8.210	985
	Vs	7.156	6.870	990	6.270	6.405	8.504	6.491	830
	V-	7.438	5.889	990	5.267	6.323	6.776	6.569	990
Orlické hory - Solná stezka	V+	6.521	6.232	940	5.793	5.247	7.046	5.482	950
	Vs	5.349	6.007	880	4.691	5.339	5.734	6.317	930
	V-	5.660	6.787	910	6.364	5.698	8.339	7.026	890
Jeseníky - Švýčárna	V+	-	5.735	970	6.852	7.686	7.153	7.754	1300
	Vs	-	5.854	970	5.718	5.983	7.385	6.973	960
	V-	5.903	6.728	950	6.427	6.168	8.081	6.589	950
Chřiby - Medlovice	V+	5.236	5.444	325	5.324	5.995	6.348	7.158	330
	Vs	4.284	5.724	285	6.323	4.660	7.050	7.197	315
	V-	4.083	4.625	315	6.268	5.079	7.722	7.209	305

V+ dospělý porost, Vs středně starý porost, V- mladý porost



Obr. 5.7 – Obsah MDA ve vzorcích SM a BK v letech 2005 a 2007



Obr. 5.8 – Krabicové grafy – obsah MDA ve vzorcích SM a BK v letech 2005 a 2007

5. 2. 2 Epikutikulární vosky

Analýzy množství a kvality povrchových voskových vrstev na jehlicích smrku a listech buku probíhají na pracovišti Ústavu ekologie lesa Lesnické a dřevařské fakulty MZLU v Brně. Analýzy byly prováděny na vzorcích z páteřních a párových ploch, tj. celkem z osmi porostů buku a osmi porostů smrku. Kvantitativní analýza byly prováděna podle metodiky Gunthard a kol. (1994), struktura vosků je hodnocena na základě elektrogramů z rastrovacího mikroskopu.

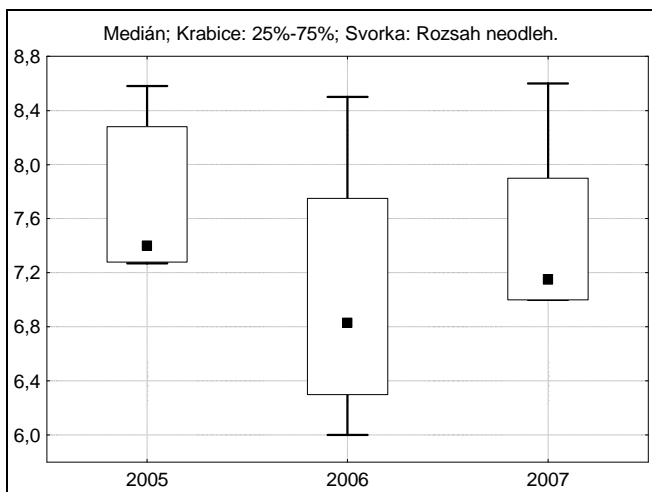
Úbytek vosků na povrchu listů a jehlic bývá provázen i jejich destrukcí. Úbytek a degradaci epikutikulárních vosků lze stanovit pomocí laboratorních metod a tak je možné posoudit poškození asimilačního aparátu i když dosud není vizuálně patrné.

Stejně jako v případě MDA nejsou ani změny ve struktuře a množství vosků specifickým symptomem vyvolávaným výhradně působením přízemního ozonu. Přízemní ozon však patří do skupiny imisních stresorů, které mohou způsobovat degradaci a úbytek voskových ochranných vrstev jehlic a listů. Sledování těchto dvou parametrů je tedy možné porovnávat úroveň zatížení různých oblastí.

V následující tabulce jsou uvedeny výsledky analýz z let 2005-2007 z porostů buku. Výsledky ze smrkových porostů nebyly do odevzdání práce v ucelené podobě k dispozici, nejsou proto v práci obsaženy. Pro odhad střední hodnoty za jednotlivé roky je použitý medián. Nejnižší obsah vosků byl u listů buku zjištěn v roce 2006 ($\tilde{x}_{0,5} = 6,83$), v tomto roce byl zároveň zjištěn největší rozsah naměřených hodnot (obr. 5.9). Naopak nejvyšší obsah byl zjištěn v roce 2005 ($\tilde{x}_{0,5} = 7,40$). Při porovnání jednotlivých let mezi sebou nejsou rozdíly na $\alpha = 0.05$ statisticky významné.

Tab. 5.3 – Množství epikutikulárních vosků v listech BK

místo odběru	porost	nadm. výška	% epikut. vosků		
			2005	2006	2007
Slavkovský les	458C14/2	840		7.00	7.10
Písecké hory	204C11	615		7.20	7.20
Středočeská pahorkatina	329B13	420	8.28	8.30	8.30
Jizerské hory	420B8	480		6.00	7.00
Krkonoše	311A17	940	7.28	6.00	7.50
Orlické hory	29A13/1	870	7.40	6.66	7.00
Jeseníky	323D12	950	7.27	6.60	7.00
Chřiby	207E15	350	8.58	8.50	8.60



Obr. 5.9 – Množství epikutikulárních vosků v listech BK

5. 3 Imisní a expoziční limity pro stanovení zátěže a potencionálního ohrožení lesních porostů ozonem

Problematika imisních a expozičních limitů je podrobněji komentována v kap. 2.6. Tato kapitola by měla být stručným shrnutím dostupných dat získaných z ročenek ČHMÚ, protože vyhodnocení a porovnání naměřené a vypočtené zátěže bude teprve zpracováno.

Působení ozonu je v současné době hodnoceno podle indexu AOT40 (pro lesy AOT40F), což je suma hodinových koncentrací převyšujících 40 ppb vypočítaných většinou pouze pro část dne se slunečním svitem nad $50\text{W}\cdot\text{m}^{-2}$, kdy se předpokládá, že jsou otevřené průduchy rostlin. Limitní hodnota určená UN-ECE jako 10.000 ppb (tab.2.1) byla určena na základě pokusů v otevřených fumigačních komorách (OTC – Open Top Chamber) a představuje úroveň při které dochází k 10% redukcí produkce citlivých dřevin jako je buk či bříza.

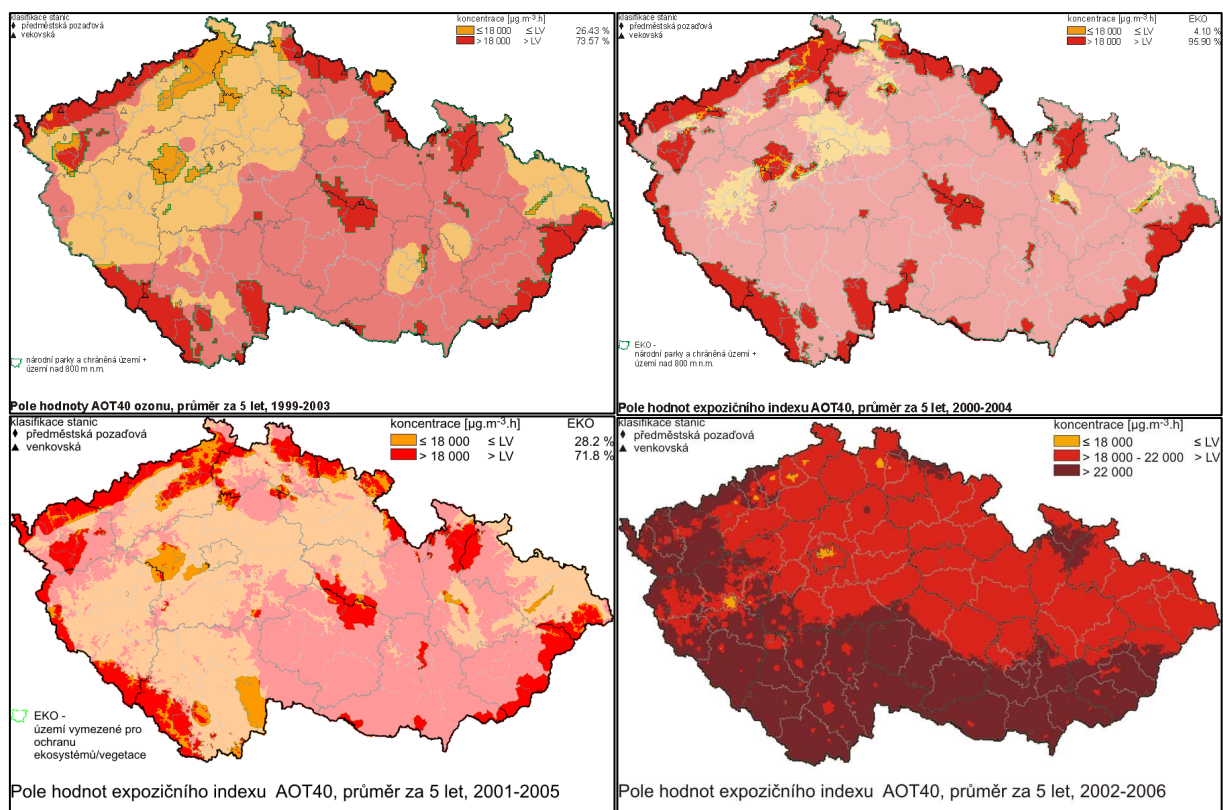
Problémem je, že efekty ozonu na úrovni stromu byly zatím prokázány především v částečně řízených podmínkách a pouze u relativně mladých dřevin. Není tedy jisté, zda reakce dospělých porostů odpovídají dosavadním znalostem a uvedený limit je nutno nahlížet jako maximální míru ochrany rostlin před potenciálním poškozením – nemusí k němu dojít. Index AOT 40 je tedy nutno chápat jako maximální míru rizika, která by odpovídala poškození při plně otevřených stomatech.

Mapy koncentračních polí ozonu a polí indexu AOT40 zpracovává a publikuje v ČR především ČHMÚ v ročenkách znečištění ovzduší. Od roku 2004 jsou mapy polí indexu AOT40 publikovány s hodnotami, které představují průměr za 5 let. Tyto čtyři dostupné mapky jsou na obr. 5.10. Podle údajů ČHMÚ dochází každoročně k překročení limitu pro ochranu vegetace na významné části území České republiky. Z údajů zveřejněných na www.chmi.cz je sestavena tabulka 5.4.

Tab. 5.4 – Překročení limitu AOT40 (%)

rok	území ČR	území pro ochranu vegetace
2001	43	80
2002	57	67
2003	58	63
2004		96*
2005		99*
2006		100*

* změna metodiky výpočtu – průměr za 5 let



Obr. 5.10 – Pole hodnot expozičního limitu AOT40, průměr za 5 let

Tab. 5.5 – Imisní limit pro ochranu ekosystémů (zdroj: ČHMÚ)

Znečišťující látka	Časový interval	Dlouhodobý imisní cíl [$\mu\text{g.m}^{-3}.\text{h}$]	Hodnota cílového imisního limitu k 31.12.2009 [$\mu\text{g.m}^{-3}.\text{h}$]
O₃	AOT40, vypočten z 1h hodnot v období květen–červenec	6 000	18 000 průměr za 5 let

Od roku 2004 podle těchto údajů dochází k překročení limitu AOT40 v podstatě na celém území definovaném v nařízení vlády jako území pro ochranu vegetace. Od tohoto roku je při tvorbě map používán vyšší regresní koeficient, což má za následek nárůst velikosti území s překročením limitů.

Pokud jde o výskyt epizod se zvýšenými koncentracemi ozonu v ovzduší v letech 2005 a 2006 byly zpracovány informace z ročenek ČHMÚ zveřejněné na www.chmi.cz.

Ve vegetačním období roku 2005 nebyly celkově podmínky pro vznik ozonu příliš příznivé, přesto byly zaznamenány epizody s koncentracemi nad $200 \mu\text{g.m}^{-3}$. Epizody se zvýšenými koncentracemi přízemního ozonu byly zaznamenány na konci května, na konci června, v polovině a na konci července. Hranice $200 \mu\text{g.m}^{-3}$ byla překročena při květnové a červencové epizodě.

V roce 2006 byly podmínky pro vznik přízemního ozonu příznivé, epizody se zvýšenými koncentracemi byly zaznamenány zejména v červenci. To odpovídá i měření z lokalit zahrnutých v tomto projektu.

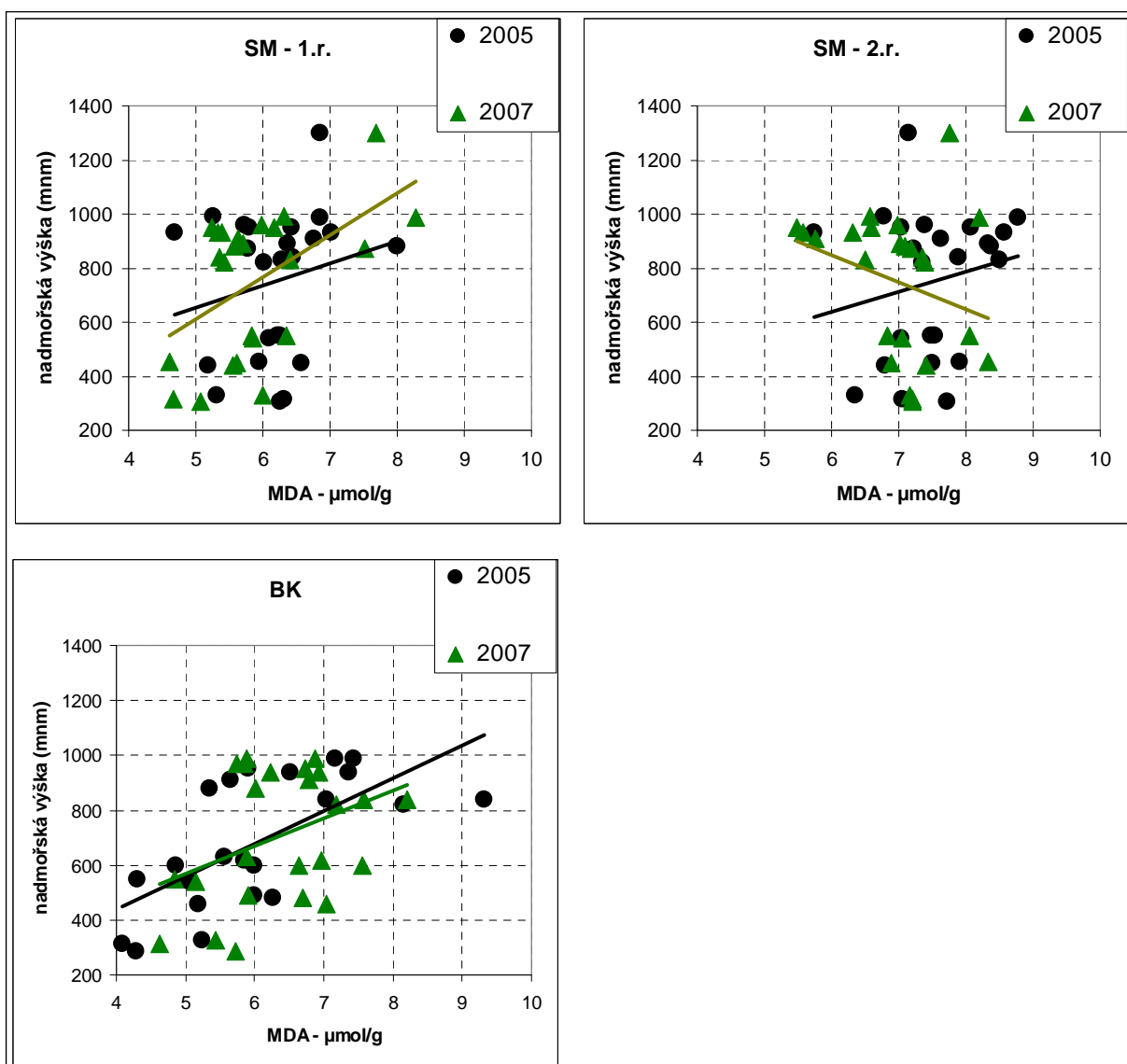
Negativní působení ozonu v reálných podmínkách však zřejmě lépe vyjadřuje koncept depozičních toků ozonu, který zahrnuje i meteorologické parametry ovlivňující otevřenost průduchů a tím příjem této škodliviny do asimilačního aparátu rostlin. Tento koncept je pro lesní porosty na mezinárodní úrovni teprve ve stádiu vývoje a testování.

5. 4 Vztahy mezi sledovanými parametry

5. 4. 1 Vztah mezi obsahem MDA a nadmořskou výškou

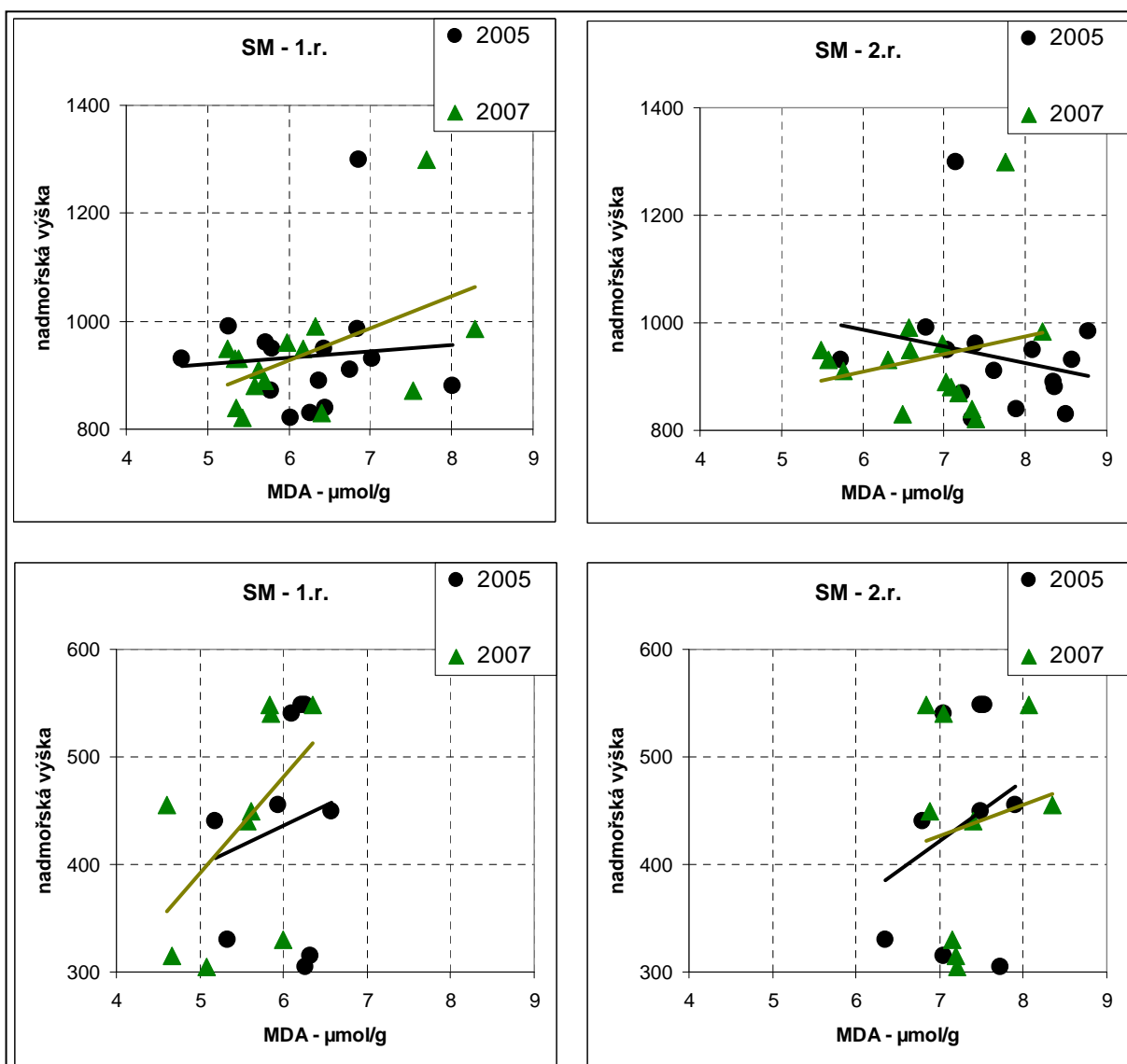
Zdrojová data pro uvedené grafy jsou v tabulce 5.2. Pro grafické vyjádření vztahu mezi obsahem MDA a nadmořskou výškou byl použit klasický x-y bodový graf. Pro lepší srovnatelnost je na grafech zachováno vždy stejné měřítko i rozsah os.

Při hodnocení vztahů mezi obsahem MDA a nadmořskou výškou existuje trend zvyšování koncentrace malondialdehydu při stoupající nadmořské výšce. Tento trend je zřetelnější v porostech buku. V porostech smrku existuje tento trend také. V případě druhého ročníku jehličí vyšel trend s dostupnými daty opačný, než ve všech ostatních případech (obr. 5.11).



Obr. 5.11 – Vztah mezi obsahem MDA a nadmořskou výškou

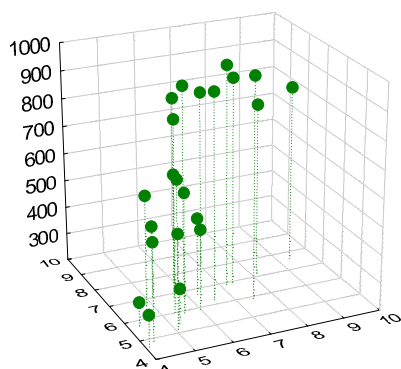
U smrkových porostů je patrné rozdělení ploch do dvou skupin – do 600 m.n.m. a nad 800 m.n.m. Proto je na následujícím obrázku v grafech naznačení trendů provedeno pro tyto dvě skupiny ploch. Je vidět, že se původní trendy vytvořené ze všech dat mírně změní. V roce 2007 ve všech případech obsah MDA s nadmořskou výškou stoupá, v roce 2005 je stoupající trend výraznější u ploch v nižších nadmořských výškách. Ve vyšších nadmořských výškách je trend u jednoletého jehličí nevýrazný, u dvouletého dokonce klesající (obr. 5.12). Dá se tedy říci, že od určité nadmořské výšky (v našem případě od 800 m.n.m.) není obsah MDA již jednoznačně funkcí nadmořské výšky nebo alespoň význam tohoto faktoru není tak markantní. Horské plochy jsou vystavené vyšším koncentracím ozonu a rozdíly v koncentracích přízemního ozonu na sledovaných pěti plochách v nadmořské výšce nad 800 m.n.m. již nevedou k tak výrazným rozdílům v obsahích MDA v jehlicích smrků.



Obr. 5.12 – Vztah mezi obsahem MDA a nadmořskou výškou – rozdělení < 600 m. n. m., > 800 m.n.m.

Statisticky významná korelace mezi nadmořskou výškou a obsahem MDA v listech byla zjištěna u bukových porostů, výrazněji se projevila v roce 2005 ($r = 0.67$) než v roce 2007 ($r = 0.48$). Tato korelace je zobrazena v trojrozměrném grafu na obr. 5.13.

U smrkových porostů byla statisticky významná korelace (0.511) s nadmořskou výškou zjištěna pouze u jednoletého jehličí vzorků odebíraných v roce 2007 (tab. 5.6).



Obr. 5.13: Korelace MDA a nadmořské výšky u porostů BK. Osa x -MDA2005, osa y -MDA2007, osa z -nadmořská výška

Tab. 5.6: Korelace obsahů MDA v listech/jehličí s nadmořskou výškou. Tučně jsou korelace významné na hladině $p < 0.05$

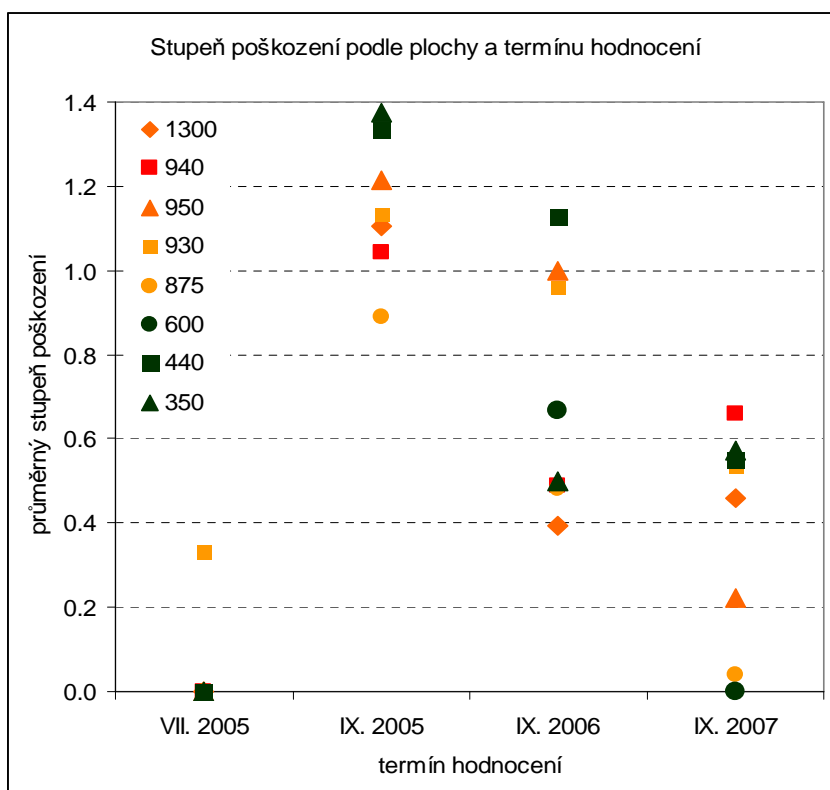
n=22	nadm. výška
BK2005	0.6672 p=0.001
BK2007	0.4802 p=0.024
n=24	nadm. výška
SM1-2005	0.2116 p=0.321
SM1-2007	0.5111 p=0.011
SM2-2005	0.2008 p=0.347
SM2-2007	-0.2725 p=0.198

5. 4. 2 Vztah mezi viditelnými symptomy a nadmořskou výškou

Z výsledků hodnocení viditelných symptomů vyvolaných působením přízemního ozonu na plochách intenzivního monitoringu zařazených v této práci (uvedených v kap. 5.1.3) je zřejmé, že na plochách ve vyšších nadmořských výškách (Švýcárna, Mísečky, Jizerka, Luisino údolí, Lazy) byly ve všech třech hodnocených letech (2005-2007) nalezeny symptomy poškození přízemním ozonem na větším počtu druhů bylinného i keřového patra než na plochách pod 800 (600) m.n.m. Počet druhů rostoucích na jednotlivých plochách se samozřejmě liší a tak pouze podle počtu hodnocených druhů nelze dělat závěry.

Intenzita viditelného poškození zřejmě není jednoznačně pouze funkcí nadmořské výšky, protože i na plochách Buchlovice a Želivka byly v roce 2005 a 2006 zaznamenány druhy se stupněm poškození 2. Pouze na ploše Všeteč nebyl stupeň poškození 2 na hodnoceném porostním okraji u žádného hodnoceného druhu zaznamenán.

Pro grafické vyjádření tohoto vztahu bylo použito zjednodušení v podobě průměrné hodnoty stupně poškození na ploše v každém hodnoceném termínu a tyto průměrné hodnoty jsou zobrazené v grafu na obr. 5.14. Plochy ve vyšších nadmořských výškách jsou světlými barvami, plochy v nižších nadmořských výškách jsou vyznačeny tmavými symboly.



Obr. 5.14 – Vztah mezi stupněm poškození vegetace a nadmořskou výškou

Při tomto způsobu zobrazení vztahu mezi stupněm poškození vegetace a nadmořskou výškou je při všech třech podzimních šetřeních téměř nejvýše plocha Želivka (440 m.n.m.), stejně jako plocha Buchlovice (350 m.n.m.) v roce 2005 a 2007. Plocha Všeteč (600 m.n.m.) neměla v roce 2005 dostatek hodnocení, v roce 2006 byly zhruba v polovině hodnocených ploch a v roce 2007 spolu s plochou Lazy (875 m.n.m.) patřila k plochám s nejmenším stupněm poškození. Přitom na ploše Želivka jsou každoročně naměřeny nejnižší nebo téměř nejnižší koncentrace přízemního ozonu ze sledovaných ploch.

Při terénních šetřeních spojených s hodnocením viditelných symptomů poškození na plochách v různých nadmořských výškách bývá zpravidla snazší nalézt různé projevy poškození a vyšší intenzitu symptomů na horských lokalitách. Ve vyšších nadmořských výškách přitom byly symptomy pozorovatelné na širším spektru druhů bylinného, keřového i stromového patra. Na plochách nižších nadmořských výšek se symptomy vyskytovaly na menším počtu druhů a stupně 2 bylo dosaženo pouze jednotlivě. To je zřejmě také důvod, proč při výpočtu průměrného stupně poškození plochy z nižších poloh dosáhly vyšších hodnot průměrného indexu. Jednotlivě zaznamenané „dvojky“ mohou při nižším počtu symptomatických druhů vést k vyššímu číslu průměrného stupně poškození a tak může dojít k určitému zkreslení výsledků.

5. 4. 3 Vztah mezi koncentrací ozonu a nadmořskou výškou

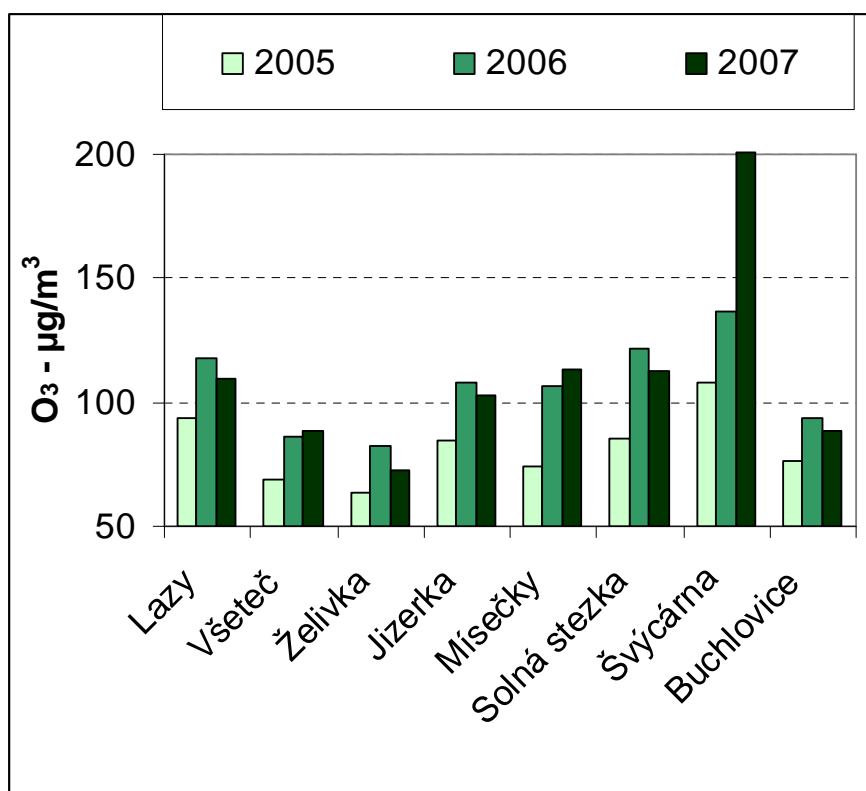
Vstupní data pro zjištění vztahu mezi naměřenými koncentracemi ozonu a nadmořskou výškou jsou v tabulce 5.7. Jedná se o průměr hodnot naměřených během všech 4-týdenních měřících kampaní, které se na dané lokalitě každý rok uskutečnily. Nadmořská výška byla odečtena z turistických map pro místo, na kterém se nachází pasivní dozimetr. Graficky jsou hodnoty a jejich srovnání v letech 2005-2007 uvedeny na obr. 5.15.

V roce 2005 byly průměrné hodnoty nejnižší, roky 2006 a 2007 jsou srovnatelné, vyšší hodnoty byly naměřeny v roce 2006. Extrémní hodnota ze Švýcarska v roce 2007 představuje značně odlehle měření, které je třeba brát s rezervou.

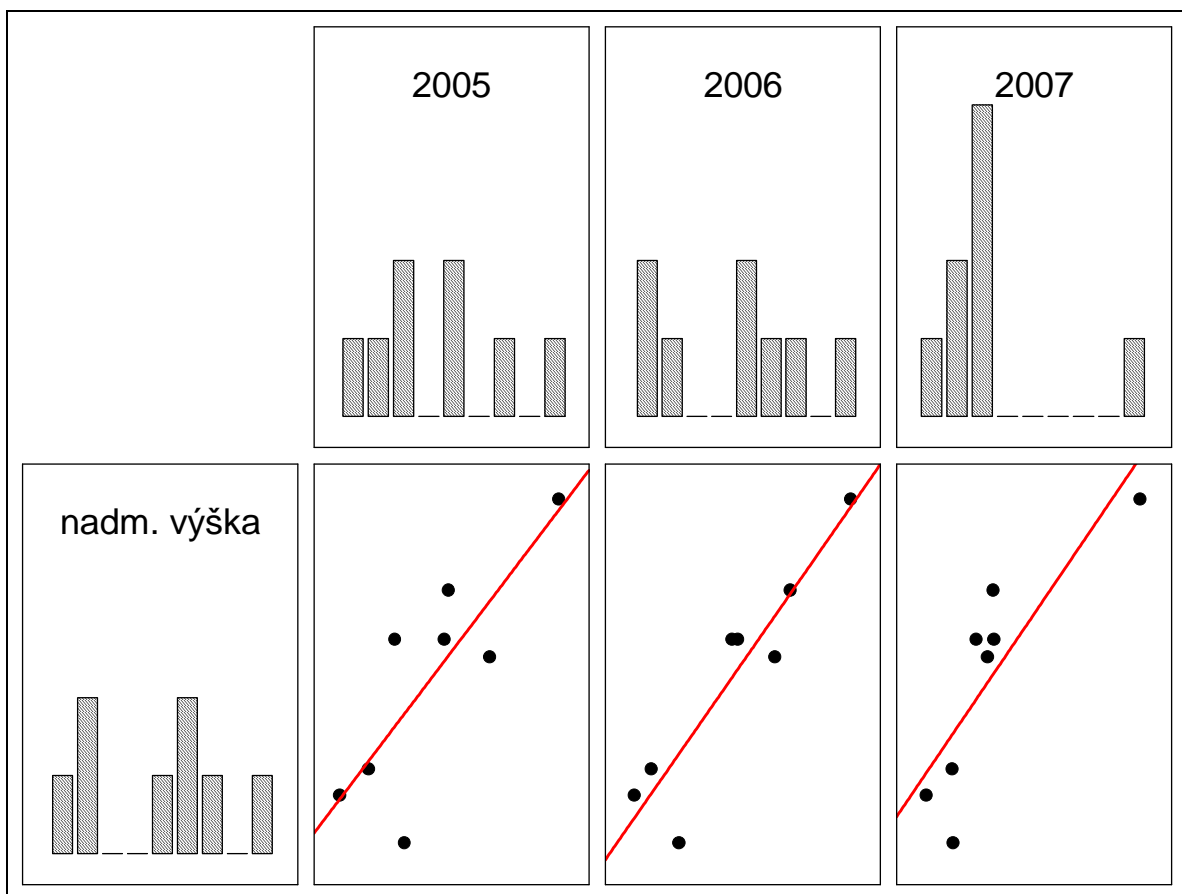
Vztah mezi naměřenými koncentracemi a nadmořskou výškou je na obr. 5.16. Ve všech třech letech byl potvrzen statisticky významný vztah mezi koncentrací ozonu a nadmořskou výškou (tab. 5.8), což potvrzuje dřívější pozorování.

Tab. 5.7 – Vstupní data – průměrné koncentrace ozonu naměřené pasivními dozimetry

lokality	nadm. výška	průměrná koncentrace		
		2005	2006	2007
Lažy	850	93.77	117.56	109.51
Všeteč	530	69.10	86.51	88.24
Želivka	455	63.19	82.25	72.61
Jizerka	900	84.52	108.20	102.55
Mísečky	900	74.43	106.75	113.31
Solná stezka	1040	85.38	121.38	112.85
Švýčárna	1300	107.81	136.57	201.09
Buchlovice	320	76.34	93.51	88.75



Obr. 5.15 – Průměrné koncentrace ozonu naměřené pasivními dozimetry v letech 2005-2007



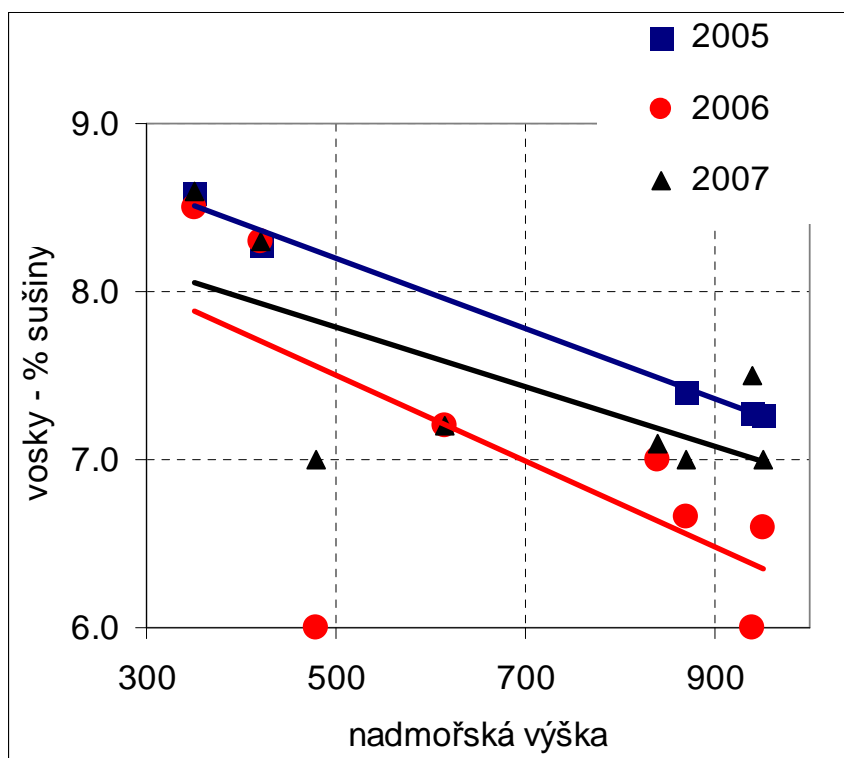
Obr. 5.16 – Korelace mezi nadmořskou výškou a koncentrací ozonu

Tab. 5.8 – Korelace mezi nadmořskou výškou a koncentrací ozonu naměřenou pasivními dozimetry ($\alpha = 0.05$)

	nadm. výška
2005	0,8072 p=0,015
2006	0,9258 p=0,001
2007	0,8359 p=0,010

5. 4. 4 Vztah mezi množstvím vosků a nadmořskou výškou

Množství epikutikulárních vosků bylo zjišťováno v osmi porostech buku a v osmi porostech smrku. Výsledky jsou uvedeny v kap. 5.2.2. Graficky je vztah mezi obsahem vosků na povrchu listů v porostech buku a nadmořskou výškou uveden na obrázku 5.17.



Obr. 5.17 – Vztah mezi obsahem epikutikulárních vosků a nadmořskou výškou v porostech buku

Tab. 5.9 – Korelace mezi obsahem epikutikulárních vosků a nadmořskou výškou v porostech buku (n=5: 2005-2007, n=8: 2006-2007)

n=5	nadm. výška	n=8	nadm. výška
2005	-0.9959 p=0.000	2006	-0.6641 p=0.072
2006	-0.9788 p=0.004	2007	-0.6796 p=0.064
2007	-0.9424 p=0.016		

U vzorků bukových listů byla zjištěna negativní korelace mezi množstvím vosků a nadmořskou výškou. Korelace byly vypočteny jednak pro shodné lokality, ve kterých odběry proběhly ve všech třech letech (pět odběrových míst) a následně byly korelace přepočteny pro roky 2006 a 2007 pro všech osm lokalit, na kterých odběry vzorků bukového listí v těchto dvou letech proběhly (tab. 5.9). V roce 2005 chyběly odběry vzorků z lokalit Lazy, Všeteč a Jizerka.

Při hodnocení pěti lokalit, na kterých odběry proběhly v letech 2005-2007, byla zjištěna velmi těsná korelace s vysokými korelačními koeficienty ve všech třech letech. Po doplnění dat z chybějících lokalit a po přepočtení korelací pro roky 2006 a 2007 nebyla na hladině

významnosti $\alpha = 0.05$ statisticky významná korelace zjištěna. Korelace z let 2006 a 2007 jsou statisticky významné na hladině $\alpha = 0.1$.

5. 4. 5 Vztah mezi koncentrací ozonu, obsahem MDA a množstvím vosků

Předpokládáme-li, že malondialdehyd je produktem vznikajícím při „boji“ dřevin s oxidačním stresem a že koncentrace ozonu může mít negativní vliv na množství epikutikulárních vosků, je třeba zjistit vztahy mezi těmito sledovanými parametry. Vstupní data pro tuto analýzu jsou již uvedena v předchozích kapitolách (tab. 5.2, tab. 5.3, tab. 5.7).

Při korelační analýze jsou vynechány všechny případy s chybějícími daty. To znamená, že tabulka vstupních dat pro analýzu má sice 24 řádků (osm bukových porostů v letech 2005-2007), ale při vynechání řádků s chybějícími daty se počet případů vstupující do analýzy snižuje. Navíc bylo z analýzy odstraněno značně odlehlé měření koncentrací ozonu z lokality Švýcárna. Tato hodnota již byla v předchozím textu vícekrát komentována jako podezřelé měření.

Při analýze všech tří parametrů vstupuje do výpočtu 11 trojic dat. Výsledky korelační analýzy jsou uvedeny v tabulce 5.10 a na obrázku 5.18.

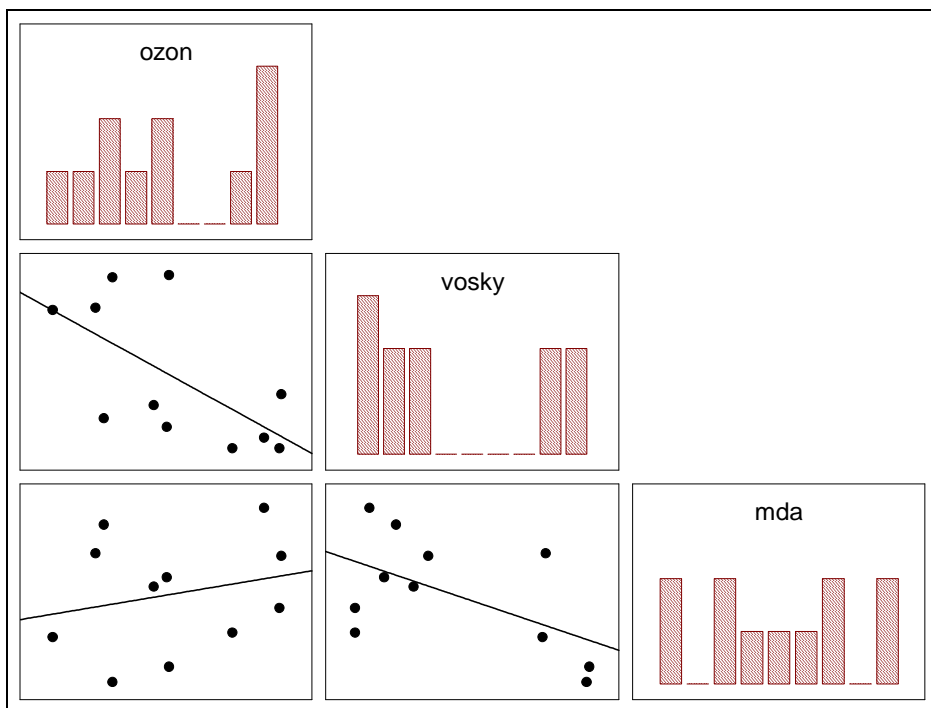
Tab. 5.10 – Korelace mezi parametry

n = 11	ozon	vosky
vosky	-0.6327** p=0.037	
mda	0.2360 p=0.485	-0.5611* p=0.073

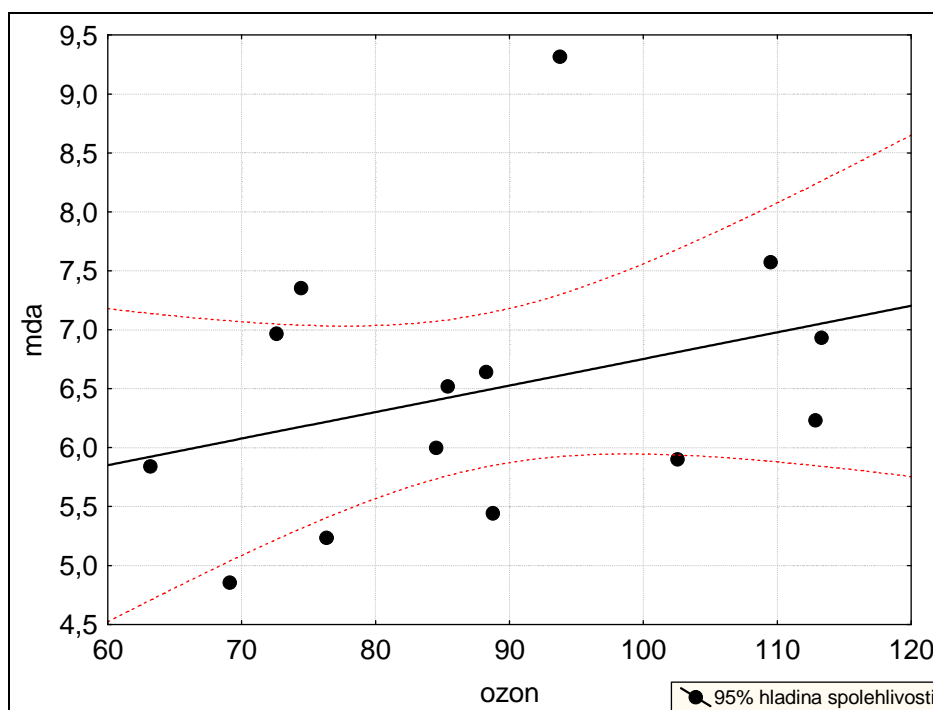
* významné na hladině $\alpha = 0.1$

** významné na hladině $\alpha = 0.05$

Vztah mezi parametry byl vypočten také pro jednotlivé dvojice parametrů tak, aby do analýzy vstupoval větší počet případů. Jedná se o tzv. parciální korelace. Výsledky jsou uvedeny na obrázku 5.19 až 5.21. Vždy se jedná o data z bukových porostů za roky 2005-2007. Důvodem jsou chybějící data o množství epikutikulárních vosků ze smrkových porostů.



Obr. 5.18 – Korelace mezi parametry v bukových porostech v letech 2005-2007 (n = 11)

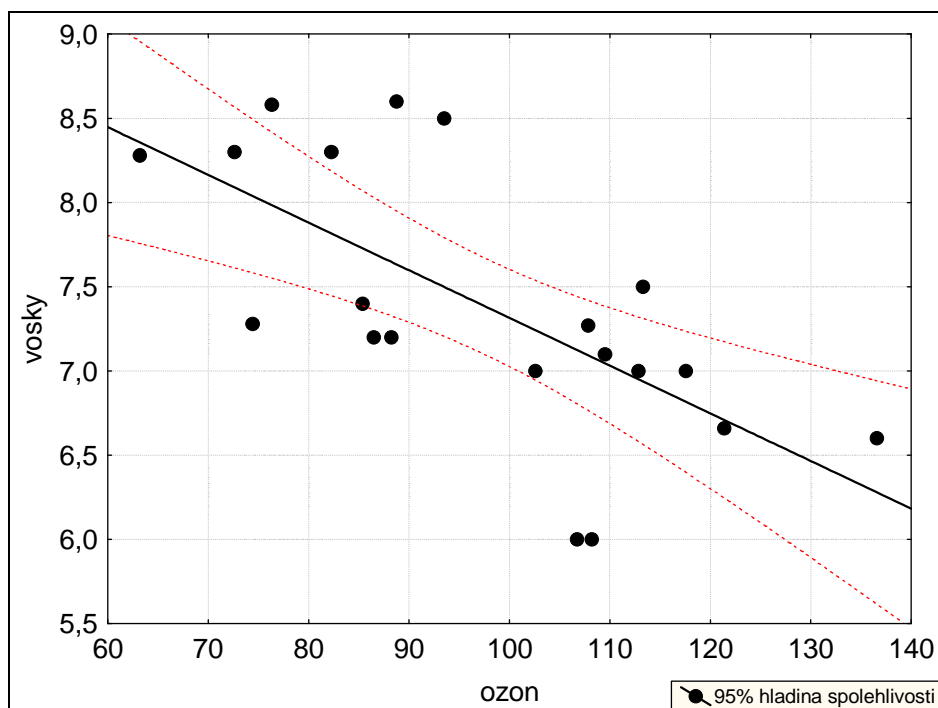


Obr. 5.19 – Vztah mezi koncentrací ozonu ($\mu\text{g.m}^{-3}$) a obsahem MDA ($\mu\text{mol.g}^{-1}$) v bukových porostech v letech 2005-2007 (n = 14)

Výsledky potvrzují možný vliv zvýšených koncentrací ozonu na dřeviny ve smyslu nutnosti zapojit více antioxidační systémy vyrovnávající se s oxidativním stresem, což se projevuje ve

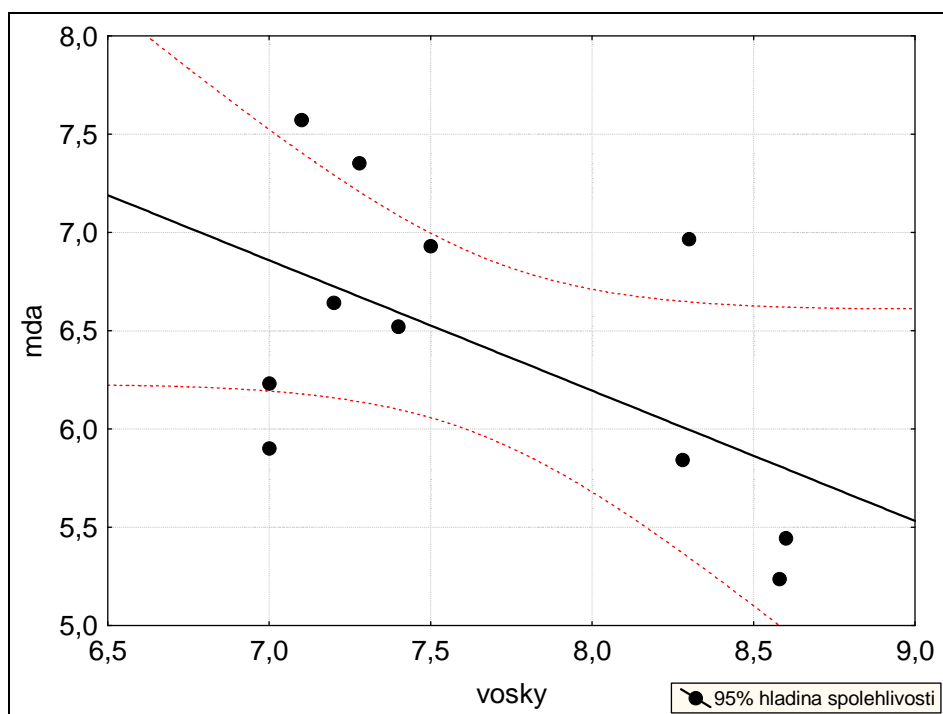
zvýšení obsahu MDA v listech. Jak je vidět z obr. 5.18 a 5.19 je vztah kladný, ovšem není statisticky významný na zvolených hladinách významnosti.

Taktéž množství epikutikulárních vosků může být účinky ozonu ovlivněno – vztah mezi koncentrací ozonu v ovzduší a množstvím vosků na povrchu bukových listů je statisticky významný na hladině $\alpha = 0.05$ (obr. 5.20). Spolupůsobí zde však pravděpodobně i další faktory.



Obr. 5.20 – Vztah mezi koncentrací ozonu ($\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$) a množstvím epikutikulárních vosků (%) v bukových porostech v letech 2005-2007 ($n = 20$)

Jako statisticky významný ($\alpha = 0.1$) se projevil vztah mezi obsahem MDA a množstvím epikutikulárních vosků, alespoň pro data z bukových porostů (obr. 5.21). Uvnitř listů ozon ovlivňuje a poškozuje buněčné struktury, bylo prokázáno např. poškození buněk palisádového parenchymu a uvnitř buněk po dlouhodobém působení ozonu dochází ke strukturálním změnám. Vztah mezi obsahem MDA a vosky zřejmě lépe vysvětluje fakt, že ve vyšších nadmořských výškách jsou vosky více ovlivněny dalšími faktory (vyšší intenzita UV záření, nepříznivé meteorologické podmínky) než pouze zvýšenými koncentracemi ozonu, nicméně jejich spolupůsobení se na množství a kvalitě vosků podílí. Zvýšený oxidační stres ve vyšších nadmořských výškách zase vede ke zvyšování obsahu MDA a tím vzniká vzájemný vztah mezi obsahem MDA v listech (jehlicích) a množstvím epikutikulárních vosků.



Obr. 5.21 – Vztah mezi obsahem MDA ($\mu\text{mol.g}^{-1}$) a množstvím epikutikulárních vosků (%) v bukových porostech v letech 2005-2007 (n = 11)

6. Diskuse

Během řešení projektu a zpracovávání této práce v letech 2005-2007 byla zjištěna/potvrzena závislost koncentrace přízemního ozonu na nadmořské výšce. Překvapivé by bylo spíše opačné zjištění, v tomto případě se však jedná o potvrzení známé skutečnosti. To je uvedeno již v rešeršní části disertační práce a i nově publikované výsledky (Castell, N. a kol., 2008) potvrzují korelaci mezi koncentrací ozonu, nadmořskou výškou a meteorologickými podmínkami.

S tím souvisí také závislost obsahu MDA, jako produktu boje dřevin s oxidačním stresem, na nadmořské výšce. S nadmořskou výškou se také zpravidla mění kvantita a kvalita epikutikulárních vosků na povrchu jehlic a listů. Oba tyto parametry jsou však charakteristikami, které nelze vztáhnout jednoznačně a pouze k přítomnosti a účinkům přízemního ozonu. Oxidativní stres je vyvoláván i dalšími sloučeninami a na voskové struktury jehlic a listů působí kromě ozonu i další znečišťující látky a také nepříznivé meteorologické faktory, jejichž účinky mohou vyvolávat vznik malondialdehydu nebo mohou ovlivňovat kvalitu a kvantitu epikutikulárních vosků (Bednářová, 2004, 2006). Přesto je použití těchto parametrů opodstatněné a vhodně doplňuje prováděná šetření o informace charakterizující zátěž prostředí.

Ke zmapování koncentrací přízemního ozonu a jejich prostorového rozložení lze s výhodou využít metodu pasivní dozimetrie. Mezi její přednosti patří, v porovnání se standardní metodou, nezávislost na zdroji elektřiny a menší finanční náročnost. Dozimetry je možné bez větších problémů umísťovat na paseky, porostní okraje, volné plochy v blízkosti meteorologických stanic a je možné s jejich pomocí mapovat také prostorové rozložení koncentrací nebo výškové gradienty, popř. vliv expozice a dalších parametrů prostředí na přítomnost ozonu.

Pasivní dozimetry umožňují obvykle jedno- až čtyř-týdenní expoziční interval – je-li ve sledované oblasti nebo lokalitě k dispozici ochotný pomocník, pak je týdenní expozice již dostatečně krátké období k zachycení epizod zvýšeného výskytu fotochemického smogu a s tím spojených epizod vysokých koncentrací ozonu v přízemní vrstvě atmosféry. V rámci této práce probíhala expozice ve čtyř-týdenních periodách bez opakování. Při diskusích se zástupci jiných pracovišť je často vznášena námitka nedostatečnosti takového měření – jak vzhledem k délce periody, tak k absenci paralelních měření. Důvodem zvoleného postupu

byly v tomto případě zejména finanční prostředky – měření probíhá od konce února do začátku listopadu na osmi plochách a tak je množství instalovaných dozimetrů poměrně velké. Pro možnost porovnání výsledků získaných z měření pasivními dozimetry probíhalo na třech plochách měření koncentrací přízemního ozonu také standardní metodou. První výsledky byly srovnány a publikovány v roce 2007 v Meteorologických zprávách (viz. publikace v příloze). Tato studie prokázala, že měření pasivními dozimetry obvykle dobře odpovídá zjištěnému ročnímu chodu měřenému na stanici AIM, ale dochází k celkovému posunu hodnot nebo se mohou vyskytovat určité excesivní hodnoty, které se od dat AIM velmi odlišují. Pro doplnění bylo v kap. 5.1.2 provedeno vyhodnocení také pro dvojice AIM/pasivní dozimetr u stanic provozovaných VÚLHM. I v tomto případě byly potvrzeny závěry uvedené v publikaci Šrámka a kol. (2007). Měření pasivními dozimetry poskytuje zpravidla vyšší hodnoty než kontinuální měření a na stanici Švýcárna byly v roce 2007 zaznamenány extrémní hodnoty, jejichž vysvětlení není jednoznačné. Jako jeden z důvodů přichází v úvahu lidský faktor – špatná manipulace s filtry při balení, přepravě, skladování nebo instalaci. Proto je při interpretaci výsledků získaných z měření pasivními dozimetry nutné postupovat s určitou opatrností a doporučuje se přihlídnout k výsledkům měření ze stanic sítě AIM.

Dalším používaným způsobem mapování zátěže lokalit přízemním ozonem je vyhledávání a popis symptomů, které negativní působení ozonu na rostliny vyvolává na jejich asimilačním aparátu. Toto hodnocení probíhalo podle mezinárodní metodiky programu ICP Forests/Forest Focus (UN/ECE, 2004) a to oběma způsoby – jak na plochách LESS, tak na subplochách MINI-LESS na vhodném porostním okraji. Kombinování obou metod bylo používáno z toho důvodu, že ne na všech lokalitách bylo možné podle kritérií aktualizované metodiky nalézt vhodný porostní okraj. Omezení bioindikace vidím zejména v tom, že pro jednoznačné potvrzení příčiny pozorovaného poškození, zvláště u sporných případů, by bylo nutné založit a vybavit pracoviště pro mikroskopickou validaci symptomů. Velmi často jsou v terénu nalezeny vzorky na kterých lze symptomy označit pouze jako „ozone-like“, tedy symptomy pravděpodobně ozonem vyvolané. Jedná se o sporné situace, kdy pozorovaný symptom může být vyvolán např. účinky intenzivního slunečního záření, kdy jde o symptomy v rané fázi nebo se jedná o kombinaci symptomů. Roli hraje i přirozený sklon řady druhů k červení listů a ve druhé polovině vegetačního období přichází v úvahu také symptomy vyvolané přirozeným stárnutím listů. Přesto existují druhy rostlin a některé z projevů poškození, které byly ověřeny ve fumigačních pokusech a jsou publikovány v obrazových atlasech pro orientaci při hodnocení vegetace v terénu (př. Innes a kol., 2001; Sanz, M. a kol., 2001). Proto

je terénní šetření spojené s hodnocením viditelných symptomů na vegetaci bylinného, keřového i stromového patra důležitým doplňkem v mapování a hodnocení zátěže ekosystémů účinky přízemního ozonu.

Během řešení práce se ukázalo, že ve vyšších nadmořských výškách jsou viditelné symptomy vyvolané oxidačním stresem/ozonem častější, pozorovatelné na větším počtu druhů a také je častěji zaznamenána větší intenzita poškození. Je tu tedy souvislost se zjištěním, že ve vyšších nadmořských výškách jsou zjišťovány vyšší koncentrace přízemního ozonu a také jsou zde nalezeny vyšší koncentrace MDA v listech buků a v jehlicích smrků. Bohužel ani se znalostí problematiky není vždy snadné nalezené symptomy bez výhrad označit za vyvolané účinky přízemního ozonu.

Pokud jde o problematiku imisních a depozičních limitů, je zřejmá snaha vytvořit nové vhodné přístupy a modely umožňující hodnocení zátěže a ohrožení vegetace (lesů) v reálných podmínkách na základě depozičních toků ozonu. Důvodem je skutečnost, že poškození ozonem vzniká až po jeho vniknutí do vnitřních struktur listů a jehlic a ukazuje se, že pouhé vyjádření rizika nebo zátěže ekosystémů pomocí expozičních indexů neodráží skutečné dopady působení ozonu v reálných podmínkách. Zvláště patrné je to po změně metodiky ve výpočtu AOT40 (viz. kap. 5.3), kdy je limit překročen na 100% území ČR a přitom nelze říci, že by vegetace na celém území republiky pod vlivem přízemního ozonu radikálně odumírala nebo vykazovala symptomy poškození odpovídající vypočtené zátěži. I vlastní filozofie tohoto indexu hovoří o tom, že se jedná o vyjádření potenciálního, možného rizika, které se nemusí nutně projevit jako poškození ekosystémů a záleží na tom, kolik z celkového množství ozonu nacházejícího se v okolním vzduchu nakonec skutečně do vegetace pronikne (Grünhage a kol. 2001; Hůnová, Novák, 2001).

Je známo, že činnost průduchů je ovlivněna různými faktory a podmínky, které jsou vhodné pro vznik, setrvání a kumulaci přízemního ozonu do vyšších koncentrací (nízká vlhkost vzduchu, intenzivní sluneční záření, vyšší teplota vzduchu, přítomnost prekurzorů) vedou zpravidla k uzavírání průduchů a omezení výměny plynů. Podle publikovaných výsledků jsou více ohroženy ekosystémy na stanovištích s dobrými vláhovými poměry, které nevedou k zásadnějšímu uzavírání průduchů a vstup ozonu do listu a jehlic není tak výrazně omezen (př. Dittmar a kol., 2004; Matyssek a kol., 2006; Matyssek a kol., 1997), více také viz. kap. 2.3.

Přízemní ozon a jeho účinky jsou a nadále budou stále intenzivně studovány odborníky po celém světě. Závěry prováděných výzkumů hovoří na jedné straně o jeho malém významu a

nízkém riziku pro ekosystémy, na druhé straně hovoří o škodách v řádech desítek milionů euro způsobených jeho negativním vlivem lesní porosty.

Zvýšené koncentrace přízemního ozonu se vyskytují zejména ve vyšších nadmořských výškách a mohou tedy lesní ekosystémy negativně ovlivňovat. O tom svědčí zvýšené množství MDA v listech buků a v jehličí smrků nebo zhoršený stav a úbytek epikutikulárních vosků na studovaných horských plochách. Jaký je a zda-li existuje vliv zvýšených koncentrací na zdravotní stav lesních porostů (vyjádřeno defoliací) nebo na jejich přírůst bude předmětem dalšího hodnocení získaných dat. O možném riziku pro lesní ekosystémy a nutnosti určité předběžné opatrnosti se zmiňují autoři z různých evropských zemí (př. Braunová a kol., 1999; Ollinger a kol., 1997; Karlson a kol., 2005, 2006; Wipfler a kol. 2005). V České republice nebyla kvantifikace rizik a možné újmy způsobené účinky přízemního ozonu dosud provedena.

Jak již bylo vícekrát řečeno, komplikovanost problematiky přízemního ozonu, resp. jeho negativního vlivu na lesní ekosystémy spočívá v prostorové variabilitě jeho výskytu, v nutnosti splnění mnoha podmínek pro jeho tvorbu, transport a pronikání do asimilačního aparátu vegetace, ve vlivu geomorfologie terénu, expozice a také ve schopnostech dřevin v horských oblastech lépe se vyrovnávat s oxidativním stresem a s nepříznivými meteorologickými podmínkami, což může určitou část negativního vlivu ozonu eliminovat.

Cílem dalšího výzkumu na celém světě bude nutně snaha o vytvoření metod, kterými bude možné určit podíl vlivu přízemního ozonu na zdravotní stav a stabilitu lesních ekosystémů, stanovit postupy, jak nalézt a stanovit vzájemné interakce a podíly mezi faktory, které na zdravotní stav a stabilitu lesních ekosystémů působí a mohou zdravotní stav nebo stabilitu porostů ovlivňovat.

7. Závěr

Z dat získaných během doktorského studia a zpracovávání této práce vzniklo několik publikací (viz. příloha) a další publikace jsou plánovány nebo jsou již připravovány.

Z dosavadního průběhu studia a práce vyplývají následující závěry:

- Vliv zvýšených koncentrací přízemního ozonu na lesní porosty se prokazatelně projevuje ve formě viditelného poškození vegetace bylinného, keřového i stromového patra. Poškozený asimilační aparát pak nemůže v plném rozsahu plnit svoje funkce. Kvantifikace možné újmy nebyla dosud v podmínkách České republiky provedena.
- Koncentrace ozonu stoupá s nadmořskou výškou. Lesy v horských lokalitách jsou tak vystaveny působení vyšších koncentrací ozonu, což se projevuje častějším výskytem viditelných symptomů poškození a vyšší intenzitou poškození. Tato nevýhoda může být do určité míry kompenzována větší přirozenou odolností horských ekosystémů k nepříznivým podmínkám vč. oxidativního stresu a kratší vegetační dobou po kterou zvýšené koncentrace ozonu na vegetaci působí.
- Mezi hodnocenými parametry – obsah MDA v listech, množství epikutikulárních vosků, koncentrace ozonu a nadmořskou výškou – existují vzájemné vztahy. Ze získaných dat byly vypočteny vzájemné korelace mezi těmito parametry a byly nalezeny statisticky významné závislosti na hladině významnosti 0,1 a 0,05.
- Využití pasivních dozimetrů při mapování prostorové variability koncentrací ozonu, při gradientových měřeních nebo pro vzájemné srovnání různých lokalit a pro zachycení chodu koncentrací ozonu během určitého období, je vhodnou a účinnou metodou. V každém případě je třeba mít na mysli omezení a některé nevýhody pasivních vzorkovačů.
- Vyhledávání, hodnocení a mapování symptomů poškození vyvolaných negativními účinky přízemního ozonu je vhodnou metodou monitoringu účinků ozonu na vegetaci. Předpokládá proškolení pracovníků, spolupráci s evropským validačním centrem, případně vytvoření národního validačního pracoviště.

- Malondialdehyd je dobře znám z medicíny jako marker peroxidace lipidů, proteinů nebo DNA, jako produkt u nemocných s chronickou pankreatitidou a pod. Jeho běžné využití v našem oboru není rozšířené – bylo by vhodné se na otázky a využití MDA zaměřit v nějaké rešeršní publikaci shrnující jeho problematiku v souvislosti s hodnocením zátěže lesních ekosystémů a možnostech jeho využití při hodnocení úrovně oxidativního stresu.
- Expoziční index AOT40 charakterizuje potenciální možné riziko, kterému jsou ekosystémy vystaveny při působení nadlimitních koncentrací přízemního ozonu. Skutečné účinky se od potenciálních možných liší. Pro objektivnější možnost kvantifikace skutečného vlivu ozonu probíhají práce na sestavení modelů založených na depozičním toku ozonu do asimilačního aparátu dřevin.

8. Literatura

Ashmore, M. R., Wilson, R. B. (eds): Critical Levels for Air Pollutants in Europe. DoE, London, 1994.

Ashmore, M. R.: Assessing the future global impacts of ozone on vegetation. *Plant, Cell and Environment*, **28**, 2005, s. 949-964.

Ashmore, M.: Air pollution impacts on vegetation in Europe. In: Emberson, L., Ashmore, M., Murray, F. (eds.) Air pollution impacts on crops and forests. A global assessment. Imperiac College Press, London, 2003, s. 59-88.

Baumgarten, M., Werner, H., Häberle, K. H., Emberson, L. D., Fabian, P., Matyssek, R.: 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**, 2000, s. 431-442.

Bednářová, E.: Epikutikulární vosky charakterizují poškození asimilačního aparátu lesních dřevin v Krušných horách. In: Novák, J., Slodičák, M. (eds.): Výsledky lesnického výzkumu v Krušných horách v roce 2003. Sborník z celostátní konference, Teplice 22. 4. 2004, VÚLHM VS Opočno 2004.

Bednářová, E.: Sledování zdravotního stavu lesních dřevin metodou hodnocení změn u epikutikulárních vosků. In: Slodičák, M., Novák, J. (eds.): Lesnický výzkum v Krušných horách. Recenzovaný sborník z celostátní vědecké konference, Teplice 20. 4. 2006, VÚLHM VS Opočno 2006.

Braun, S., Rihm, B., Schindler C., Flückiger, W.: Growth of mature beech in relation to ozone and nitrogen deposition: an epidemiological approach. *Water, Air and Soil Pollution*, **116**, 1999, s. 357-364.

Braun, S., Zugmaier, U., Tomas, V., Flückiger, W.: Carbohydrate concentrations in different plant parts of young beech and spruce along a gradient of ozone pollution. *Atmospheric Environment*, **38**, 2004, s. 2399-2407.

Bussotti, F., Cozzi, A., Ferretti, M.: Field surveys of ozone symptoms on spontaneous vegetation. Limitations and potentialities of the European programme. *Environmental Monitoring and Assessment*, **115**, 2006, s. 335-348.

Bussotti, F., Schaub, M., Cozzi, A., Gerosa, G., Novak, K., Hug, C.: Sources of errors in assessing ozone visible symptoms on native vegetation. *Environmental Pollution*, **140**, 2006, s. 257-268.

Cape, J. N., Percy, K. E.: Use of needle epicuticular wax chemical composition in the early diagnosis of Norway spruce (*Picea abies* (L.) Karst.) decline in Europe. *Chemosphere*, **36** (4/5), 1998, s. 895-900.

Castell, N., Mantilla, E., Millan, M.M.: Analysis of tropospheric ozone concentration on a Western Mediterranean site: Castellon (Spain). *Environmental Monitoring and Assessment* **136**, 2008, s. 3-11.

Colbeck, I., Mackenzie, A. R.: Air Pollution by Photochemical Oxidants. Elsevier Amsterdam, 1994, 244 s.

Cox, R. M., Malcom, J. W.: Passive ozone monitoring for forest health assessment. *Water, Air and Soil Pollution*, **116**, 1999, s. 339-344.

Dittmar, C., Elling, W., Günthardt-Goerg, M., Mayer, F. J., Gilge, S., Winkler, P., Fricke, W.: Ozonbelastung und schadsymptome im Extremsommer 2003, *AFZ-Der Wald*, 2004, s. 683-685.

Dittmar, C., Pfaffelmoser, K., Rötzer, T., Elling, W.: Quantifying ozone uptake and its effects on the stand level of common beech (*Fagus sylvatica* L.) in Southern Germany. *Environmental Pollution*, **134**, 2005, s. 1-4.

Duyzer, J., Westrate, H., Walton, S.: Exchange of ozone and nitrogen oxides between the atmosphere and coniferous forest. *Water Air and Soil Pollution*, **85**, 1995, s. 2065-2070.

Eamus, D., Barnes, J. D., Mortensen, L., Ro-Poulsen, H., Davidson, A. W.: Persistent stimulation of CO₂ assimilation and stomatal conductance by summer ozone fumigation in Norway spruce. *Environmental Pollution*, **63**, 1990, s. 365-379.

Emberson, L. D., Ashmore, M. D., Cambridge, H. M., Simpson, D., Tuovinen, J. P.: Modelling stomatal ozone flux across Europe. *Environmental pollution*, **109**, 2000, s. 403-413.

Evans, L. S., Miller, P. R.: Ozone damage to ponderosa pine: a histological and histochemical appraisal. *American Journal of Botany*, **59(3)**, 1972, s. 297-304.

Ewald, J.: Ecological background of crown condition, growth and nutritional status of *Picea abies* (L.) Karst. in the Bavarian Alps. *European Journal of Forest Research*, **124**, 2005, s. 9-18.

Finlayson-Pitts, B. J., Pitts, J. N. Jr.: Chemistry of the Upper and Lower Atmosphere. Academic Press. San Diego, 2000, 969 s.

Fuhrer, J., Achermann, B. (eds): Critical Levels for Ozone – Level II. Env. Documentation No. 115. SAEFL, Berne, 1999.

Fuhrer, J., Achermann, B. (eds): Critical Levels for Ozone. A UN-ECE workshop report. FAC, Liebefeld-Bern, 1994.

Gardner, M. W., Dorling, S. R.: Meteorologically adjusted trends in UK daily maximum surface ozone concentrations. *Atmospheric Environment*, **34**, 2000, s. 171-176.

Gloser, J., Prášil, I.: Fyziologie stresu. In: Procházka, S., Macháčková, I., Krekule, J., Šebánek, J. a kol.: Fyziologie rostlin. Academia Praha, 1998, s. 412- 431.

Godbold, D. L., Feig, R., Cremer-Herms, A., Huttermann, A.: Determination of stress bioindicators in three Norway spruce stands in northern Germany. *Water, Air and Soil Pollution*, **66**, 1993, s. 231-237.

Gordon, D. C., Percy, K. E.: Effect of UV-B dose on biosynthesis of epicuticular waxes in blue spruce (*Picea pungens* Engelmann.) primary needles: preliminary investigation. *Water, Air, and Soil Pollution*, **116** (1/2), 1999, s. 429-436.

Grams, T. E. E., Anegg, S., Häberle, K. H., Langebartels, C., Matyssek, R.: Interactions of chronic exposure to elevated CO₂ and O₃ levels in the photosynthetic light and dark reactions of European beech (*Fagus sylvatica*). *New Phytologist*, **144**, 1999, s. 95-107.

Grulke, N. E., Miller, P. R., Scioli, D.: Response of giant sequoia canopy foliage to elevated concentrations of atmospheric ozone. *Tree Physiology*. **16**, 1996, s. 575-581.

Günthardt, M., Keller, T., Matyssek, R., Scheidegger, C.: Environmental Effects on Norway spruce needle wax. *Eur. J. For. Path.*, **24**, 1994, s. 92-111.

Günthardt-Goerg, M. S., McQuattie, C. J., Maurer, S., Frey, B.: Visible and microscopic injury in leaves of five deciduous tree species related to current critical ozone levels. *Environmental Pollution*, **109**, 2000, s. 89-500.

Günthardt-Goerg, M. S., Vollenweider, P.: Microscopy for differential diagnostic of foliar ozone symptoms. Prezentace na 4th International Training Course Ozone Visible Injury. Switzerland/Italy 25-27th August, 2003.

Haberer, K., Jäger, L., Rennenberg, H.: Seasonal patterns of ascorbate in the needles of Scots Pine (*Pinus sylvestris* L.) trees: correlation analyses with atmospheric O₃ and NO₂ gas mixing ration and meteorological parameters. *Environmental Pollution*, **139**, 2006, s. 224-231.

Hartman, G., Nienhaus, F., Butin, H.: Farbatlas Waldschäden, Diagnose von Baumkrankheiten. Stuttgart, Ulmer, 1998.

Heath, R. L., Packer, L.: Photoperoxidation in isolated chloroplasts. I. Kinetics and stoichiometry of fatty acid peroxidation. *Arch. Biochem. Biophys.*, **125**, 1968. s. 189-198.

Herbinger, K., Then, C., Löw, M., Haberer, K., Alexous, M., Koch, N., Remele, K., Heerdt, C., Grill, D., Rennenberg, H., Häberle, K. H., Matyssek, R., Tausz, M., Wieser, G.: Tree age dependence and within-canopy variation of leaf gas exchange and antioxidative defence in *Fagus sylvatica* under experimental free-air ozone exposure. *Environmental Pollution*, **137**, 2005, s. 476-482.

Hůnová, I.: Pasivní dozimetrie Ogawa pro měření koncentrací přízemního ozonu: Zkušenosti s aplikací a výsledky měření ve vybraných horských lesích ve vegetačním období 2004-2005. *Ochrana ovzduší*, **5**, 2006, s. 8-15.

Hůnová, I., Novák, V.: Expoziční index AOT40 jako nástroj pro odhad účinku přízemního ozonu na ekosystémy. *Meteorologické zprávy*, **54 (3)**, 2001. s. 65-72.

Innes, J. L., Skelly, J. M., Schaub, M.: Ozone and broadleaved species. A guide to the identification of ozone-induced foliar injury. *Ozon, Laubholz- und Krautpflanzen. Ein Führer zum Bestimmen von Ozonsymptomen*. Birmensdorf, Eidgenössische Forschungsanstalt WSL. Bern, Stuttgart, Wien. Haupt, 2001. 136 s.

Jones, M. E., Paine, T. D., Fenn, M. E., Poth, M. A.: Influence of ozone and nitrogen deposition on bark beetle activity under drought conditions. *Forest Ecology and Management*, **200**, 2004, s. 67-76.

Kärenlampi, L., Skärby, L. (eds): *Critical Levels for Ozone in Europe: Testing and finalizing the concepts*. University of Kuopio, Kuopio, 1996. 363 s.

Karlsson, P. E., Örländer, G., Langvall, O., Uddling, J., Hjorth, U., Wiklander, K., Areskoug, B., Grennfelt, P.: Negative impact of ozone on the stem basal area increment of mature Norway spruce in south Sweden. *Forest Ecology and Management*, **232**, 2006, s. 146-151.

Karlsson, P. E., Pleijel, H., Belhaj, M., Danielsson, H., Dahlin, B., Andersson, M., Hansson, M., Munthe, J., Grennfelt, P.: 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), 2005, s. 32-40.

Keller, T., Bühlmann, U.: Zur Verwendung der amerikanischen Aspe als Bioindikator für Ozon. *Schweiz. Z. Forstwes.*, **138(11)**, 1987, s. 993-998.

Keller, T.: Auswirkungen von Luftverunreinigungen auf Pflanzen. Berichte Nr. 225, Januar 1981. Sonderdruck aus *Heizung und Lüftung*, **48** 1, 1981, s. 22-24.

Kerfourn, C., Garrec, J. P.: Modifications in the alkane composition of cuticular waxes from spruce needles (*Picea abies*) and ivy leaves (*Hedera Helix*) exposed to ozone fumigation and acid fog: comparison with needles from declining spruce trees. *Canadian Journal of Botany*, **70**, 1992, s. 861-869.

Kirchner, M., Kammerlohr, R., Kohmanns, B., Rediske, G., Schödl, M., Welzl, G.: Erfassung der Immissionsbelastung im Alpenraum mit PASSESAMMLERN. Bayerisches Staatsministerium für Landesentwicklung und Umweltfragen, München, 1995, 167 s.

Kivimäenpää, M., Jönsson, A. M., Stjernquist, I., Selldén, G., Sutinen, S.: The use of light and electron microscopy to assess the impact of ozone on Norway spruce needles. *Environmental Pollution*, **127**, 2004, s. 441-453.

Kivimäenpää, M., Selldén, G., Sutinen, S.: Ozone-induced changes in the chloroplast structure of conifers needles, and their use in ozone diagnostics. *Environmental Pollution*, **137**, 2005, s. 466-475.

Kozovits, A. R., Matyssek, R., Blaschke, H., Göttlein, A., Grams, T. E. E.: Competition increasingly dominates the responsiveness of juvenile beech and spruce to elevated CO₂ and/or

O₃ concentrations throughout two subsequent growing seasons. *Global Change Biology*, **11**, 2005, 1387-1401.

Krapfenbauer, A., Holtermann, C.: Ozon in der Troposphäre – trotz reduktion von Vorläufersubstanzen unverändert oder weiter steigend. Wien, 1993, 26 s.

Krupa, S. V., Legge, A. H.: Passive sampling of ambient, gaseous air pollutants: an assessment from an ecological perspective. *Environmental Pollution*, **107**, 2000, s. 31-45.

Krupa, S., Nosal, M., Peterson, D. L.: Use of passive ambient ozone (O₃) samplers in vegetation effects assessment. *Environmental Pollution*, **112**, 2001. s. 303-309.

Kull, O., Tulva, I., Vapaavuori, E.: Consequences of elevated CO₂ and O₃ on birch canopy structure: implementation of a canopy growth model. *Forest Ecology and Management*, **212**, 2005, s. 1-13.

Lippert, E. (ed): Ozónová vrstva Země. Vesmír, 1995. 155 s.

Liu Xi Ping, Kozovits, A. R., Grams, T. E. E., Blaschke, H., Rennenberg, H., Matyssek, R.: Competition modifies effects of enhanced ozone/carbon dioxide concentrations on carbohydrate and biomass accumulation in juvenile Norway spruce and European beech. *Tree Physiology*, **24**, 2004, s. 1045-1055.

Lux, D., Leonardi, S., Müller, J., Wiemken, A., Flückiger, W.: Effects of ambient ozone concentrations on contents of non-structural carbohydrates in young *Picea abies* and *Fagus sylvatica*. *New Phytologist*, **137**, 1997, s. 399-409.

Manning, W. J., Godzik, B.: Bioindicator plants for ambient ozone in Central and Eastern Europe. *Environmental Pollution*, **130**, 2004, s. 33-39.

Matyssek, R., Havranek, W. M., Wieser, G., Innes, J. L.: 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**, 1997, s. 95-134.

Matyssek, R., Innes, J. L.: Ozone – a risk factor for trees and forests in Europe. *Water, Air and Soil Pollution*, **116**, 1999, s. 199-226.

Matyssek, R., Thiec, D., Löw, M., Dinzengremel, P., Nunn, A. J., Häberle, K. H.: Interactions between drought and O₃ stress in forest trees. *Plant Biology*, **8**, 2006, s. 11-17.

Mikkelsen, T. N., Ro-Poulsen, H., Pilegaard, K., Hovmad, M. F., Jensen, N.O., Christensen, C. S., Hummelshoj, P.: Ozone uptake by an evergreen forest canopy: temporal variation and possible mechanisms. *Environmental Pollution*, **109**, 2000, s. 423-429.

Mikkelsen, T. N., Ro-Poulsen, H.: Exposure of Norway spruce to ozone increases the sensitivity of current year needles to photoinhibition and desiccation. *New Phytologist*, **128**, 1994, s. 153-163.

Monks, P. S.: A review of the observations and origins of the spring ozone maximum. *Atmospheric Environment*, **34**, 2000, s. 3545-3561.

Mortensen, L., Bastrup-Birk, A., Ro-Poulsen, H.: Critical levels of O₃ for wood production of European Beech (*Fagus sylvatica* L.). *Water, Air and Soil Pollution*, **85**, 1996, s. 1349-1354.

Mühlheims, F., Volz, A., Kley, D.: Überprüfung der historischen "Schönbein-Methode" zum Nachweis von Ozon in einem Strömungsrohr. Kernforschungsanlage Jülich GmbH, 1988, 58s.

Nunn, A. J., Kozovits, A. R., Reiter, I. M., Heerdt, C., Leuchner, M., Lütz, C., Liu, X., Löw, M., Winkler, J. B., Grams, T. E. E., Häberle, K. H., Werner, H., Fabian, P., Rennenberg, H., Matyssek, R.: Comparison of ozone uptake and sensitivity between a phytotron study with young beech and a field experiment with adult beech (*Fagus sylvatica*). *Environmental Pollution*, **137**, 2005, s. 494-506.

Oksanen, E., Riikonen, J., Kaakinen, S., Holopainen, T., Vapaavuori, E.: Structural characteristics and chemical composition of birch (*Betula pendula*) leaves are modified by increasing CO₂ and ozone. *Global Change Biology*, **11**, 2005, s. 732-748.

Ollinger, S. V., Aber, J. D., Reich, P. B.: Simulating ozone effects on forest productivity: Interactions among leaf-, canopy-, and stand-level processes. *Ecological Applications*, **7(4)**, 1997, s. 1237-1251.

Pääkkönen, E., Vahala, J., Holopainen, T., Kärenlampi, L.: Physiological and ultrastructural responses of birch clones exposed to ozone and drought stress. *Chemosphere*, **36** (4-5), 1998, s. 679-684.

Paolletti, E., Grulke, N. E.: Does living in elevated CO₂ ameliorate tree response to ozone? A review on stomatal responses. *Environmental Pollution*, **137**, 2005, s. 483-493.

Pasuthová, J., Ryšková, L., Uhlířová, H.: Poškození lesních dřevin ozonem. *Práce VÚLHM*, **70**, 1987, s. 181-201.

Pearson, M., Mansfield, T. A.: Effects of exposure to ozone and water stress on the following season's growth of beech (*Fagus sylvatica* L.). *New Phytologist*, **126**, 1994, s. 511-515.

Pearson, M., Mansfield, T. A.: Interacting effects of ozone and water stress on the stomatal resistance of beech (*Fagus sylvatica* L.). *New Phytologist*, **123**, 1993, s. 351-358.

Percy, K., Ferretti, M.: Air pollution and forest health: toward new monitoring concept. *Environmental Pollution*, **130**, 2004, s. 113-126.

Pilegaard, K., Jensen, N. O., Hummelshøj, P.: Seasonal and diurnal variation in the deposition velocity of ozone over a spruce forest in Denmark. *Water, Air and Soil Pollution*, **85**, 1995, s. 2223-2228.

Priwitzer, T., Čaboun, V., Pavlendová, H.: Depozícia ozónu a jej vplyv na lesné dreviny. In: Šír, Tesař (eds.) *Atmosférická depozice 2004*, sborník ze semináře. Praha, 2004.

Ribas, A., Filella, I., Gimeno, B. S., Peñuelas, J.: Evaluation of tobacco cultivars as bioindicators and biomonitors of ozone phytotoxic levels in Catalonia. *Water, Air and Soil Pollution*, **107**, 1998, s. 347-365.

Ro-Poulsen, H., Mikkelsen, T. N., Hovmand, M. F., Hummelsehoj, P., Jensen, N. O.: Ozone deposition in relation to canopy physiology in a mixed conifer forest in Denmark. *Chemosphere*, **36**, 1998, s. 669-674.

Sakaki, I., Kondo, N., Sugahara, K.: Breakdown of photosynthetic pigments in lipids in spinach leaves with ozone fumigation: Role of active oxygens. *Res. Rep. Natl. Inst. Environ. Stud. Jpn.*, **65**, 1984, s. 219 - 230.

Sanz, M., Sánchez, G., Calatayud, V., Minaya, T., Cerveró, J.: La Contaminación Atmosférica en los bosques: Guía para la identificación de danos visibles causados por Ozono. Ministerio de medio ambiente, Madrid, 2001.

Schaub, M., Skelly, J. M., Zhang, J. W., Ferdinand, J. A., Savage, J. E., Stevenson, R. E., Davis, D. D., Steiner, K. C.: Physiological and foliar symptom response in the crowns of *Prunus serotina*, *Fraxinus americana* and *Acer rubrum* canopy trees to ambient ozone under forest conditions. *Environmental Pollution*, **133**, 2005, s. 553-567.

Schülerduden. Die Ökologie. Mannheim, Wien, Zürich: Duden-Verlag, 1998.

Seinfeld, J., H.: Atmospheric Chemistry and Physics of Air Pollution. John Wiley & Sons, New York, 1996.

Sharp, S. W. A. (ed.): The Penguin Dictionary of Chemistry. Penguin Group, England, 1990.

Simpson, D., Tuovinen, J. P., Emberson, L., Ashmore, M. R.: Characteristics of an ozone deposition module II: sensitivity analysis. *Water, Air, and Soil Pollution*, **143** (1/4), 2003, s. 123-137.

Skärby, L., Ottosson, S., Karlsson, P. E., Wallin, G., Selldén, G., Medin, E. L., Pleijel, H.: Growth of Norway spruce (*Picea abies*) in relation to different ozone exposure indices: a synthesis. *Atmospheric Environment*, **38**, 2004, s. 2225-2236.

Skärby, L., Ro-Poulsen, H., Wellburn, F. A. M., Sheppard, L. J.: Impact of ozone on forests: a European Perspective. *New Phytol*, **139**, 1998, s. 109-122.

Skelly, J. M., Innes, J. L., Snyder, K. R., Savage, J. E., Hug, C., Landolt, W., Bleuer, P.: Investigation of ozone induced injury in forests of southern Switzerland: field surveys and open-top chamber experiments. *Chemosphere*, **36**, 1998, s. 995-1000.

Solberg, S., Derwent, R. G., Hov, Ø., Langner, J., Lindskog, A.: European abatement of surface ozone in a global perspective. *Ambio*, **34** (1), 2005, s. 47-53.

Stroh, K.: Bodennahes Ozon. Bayerisches Landesamt für Umweltschutz. Umwetterberatung Bayern, 2004 (BayLfU 2004-PS1). 8 s.

Stribley, G. H., Ashmore, M. R.: Quantitative changes in twig growth pattern of young woodland beech (*Fagus sylvatica* L.) in relation to climate and ozone pollution over 10 years. *For. Ecol. Manag.*, **157**, 2002, s. 191-204.

Sundberg, J., Karlsson, P. E., Schenk, L., Pleijel, H.: Variation in ozone concentration in relation to local climate in West Sweden. *Water, Air and Soil Pollution*, **173**, 2006, s.339-354.

Šrámek, V.: Potenciální vliv ozónu na poškození březových porostů v Krušných horách. *Zprávy lesnického výzkumu*, **44**, 1999, s. 5-10.

Teige, B., Mc Manus, T. T., Mudd, J. B.: Reaction of ozone with phosphatidylcholine liposomes and the lytic effect of products on RBC. *Chem. Phys. Lipids*, **12**, 1974, s. 153-171.

Thomas, V. F. D., Braun, S., Flückiger, W.: Effects of simultaneous ozone exposure and nitrogen loads on carbohydrate concentrations, biomass, growth, and nutrient concentrations of young beech trees (*Fagus sylvatica*). *Environmental Pollution*, 2006, **143**, 341-354.

Towsend, A. M.: Sorption of ozone by nine shade tree species. *Journal of the American Society for Horticultural Science*, **99** (3), 1974, s. 206-208.

Tuovinen, J.: Assessing vegetation exposure to ozone: is it possible to estimate AOT40 by passive sampling? *Environmental Pollution*, **119**, 2002, s. 203-214.

Tuovinen, J.: Assessing Vegetation Exposure to Ozone: Properties of the AOT40 Index and Modifications by Deposition Modelling. *Environmental Pollution*, **109**, 2000, s. 361-372.

Uddling, J., Karlsson, P. E., Glorvigen, A., Selldén, G.: Ozone impairs autumnal resorption of nitrogen from birch (*Betula pendula*) leaves, causing an increase in whole-tree nitrogen loss through litter fall. *Tree Physiology*, 2006, **26**, s. 113-120.

Uhlířová, H., Hůnová, I., Novotný, R., Lomský, B., Horálek, J.: Oxidační stres v podmínkách horských smrčín. *Zprávy lesnického výzkumu*, **48**, 2003, s. 200-205.

Uhlířová, H., Kapitola, P. (eds): Poškození lesních dřevin. Lesnická práce, 2004. 288 s.

Uhlířová, H., Pashutová, J.: Hodnocení vlivu ozónu na biochemické procesy u sazenic smrku. *Práce VÚLHM*, **78**, 1993, s. 51-60.

Uhlířová, H.: Is it possible to use malondialdehyde content to damage assessment? IUFRO and ICP-Forests workshop on monitoring, Prachatice, 1991. s. 233-235.

UN-ECE: Manual on methods and criteria for harmonized sampling, assessment, monitoring and analysis of the effects of air pollution on forests. Part X/B. Assesment of Ozone Injury. UNECE, CLRTAP, 2004.

UN-ECE: UN-ECE Critical Levels Workshop Report. Bad Harzburg, 1988.

Vingarzan R.: A review of surface ozone background levels and trends. *Atmospheric Environment*, **38**, 2004, s. 3431-3442.

Vollenweider, P., Ottinger, M., Gunhardt-Goerg, M. S.: Validation of leaf ozone symptoms in natural vegetation using mikroskopical methods. *Environmental Pollution*, **124**, 2003, s. 101-118.

VÚLHM: Monitoring zdravotního stavu lesa v České republice - Ročenka programu Forest Focus – data 2004, Výzkumný ústav lesního hospodářství a myslivosti, 2004. 92 s.

Wang, D., Hinckley, T. M., Cumming, A. B., Braathe, J.: A comparison of measured and modeled ozone uptake into plant leaves. *Environmental Pollution*, **89**, 1995, s. 247-254.

Warneck, P.: Chemistry of the Natural Atmosphere. Academic Press, Inc., San Diego, 1988.

Wieser, G., Häsler, R., Götz, B., Koch, W., Havranek, W. M.: Role of climate, crown position, tree age and altitude in calculated ozone flux into needles of *Picea abies* and *Pinus cembra*: a synthesis. *Environmental Pollution*, **109** (3), 2000, s. 415-422.

Wieser, G., Havranek W. M.: Evaluation of ozone impacts on mature Spruce and Larch in the field. *J. Plant Physiol.*, **148**, 1996, s. 189-194.

Wieser, G., Havranek, W. M.: Environmental control of ozone uptake in *Larix decidua*: a comparison between different altitudes. *Tree Physiology*, **15**, 1995, s. 235-258.

Wieser, G., Matyssek, R., Köstner, B., Oberhuber, W.: Quantifying ozone uptake at the canopy level of spruce, pine and larch trees at the alpine timberline: an approach based on sap flow measurement. *Environmental Pollution*, **126**, 2003, s. 5-8.

Wipfler, P., Seifert, T., Heerdt, C., Werner, H., Pretzsch, H.: Growth of adult Norway spruce (*Picea abies* [L.] Karst.) and European beech (*Fagus sylvatica* L.) under free-air ozone fumigation. *Plant Biology*, **7**, 2005, s. 611-618.

www.chmi.cz

Závodská, E.: Súčasnú zmeny atmosférického ozónu a ich potenciálne ekologické následky. *Meteorologické zprávy*, **43**, 1990, s. 33-38.

Zeller, K.: Summer and autumn ozone fluxes to a forest in the Czech Republic Brdy Mountains. *Environmental Pollution*, **119**, 2002, s. 269-278.

9. Přílohy disertační práce

PŘÍLOHA 1: HODNOCENÍ POŠKOZENÍ PŘÍZEMNÍ VEGETACE V LETECH 2005-2007

Mísečky	Stupeň poškození			
	12.8.2005	21.9.2005	12.9.2006	9.9.2007
Symptomatické druhy:				
<i>Acer pseudoplatanus</i>	0	1	1	1
<i>Aegopodium podagraria</i>	0	1	0	1
<i>Alchemilla</i> sp.	0	1	1	1
<i>Artemisia vulgaris</i>	0	1	0	0
<i>Betula pendula</i>	-	-	0	1
<i>Chaerophyllum aromaticum</i>	-	-	0	0
<i>Chaerophyllum hirsutum</i>	-	-	0	0
<i>Cirsium arvense</i>	-	-	0	0
<i>Cirsium heterophyllum</i>	0	1	1	1
<i>Cirsium oleraceum</i>	0	1	1	1
<i>Cirsium palustre</i>	-	-	0	0
<i>Cirsium rivulare</i>	-	-	0	0
<i>Epilobium angustifolium</i>	-	-	0	0
<i>Fagus sylvatica</i>	0	1	1	1
<i>Fraxinus excelsior</i>	0	1	1	2
<i>Galeopsis bifida</i>	0	1	1	0
<i>Gentiana asclepiadea</i>	0	1	1	1
<i>Geranium sylvaticum</i>	0	1	1	1
<i>Heracleum sphondylium</i>	-	-	1	1
<i>Hypericum maculatum</i>	0	1	1	1
<i>Leontodon hispidus</i>	-	-	-	1
<i>Lupinus polyphyllus</i>	0	1	1	0
<i>Petasites albus</i>	0	1	1	1
<i>Petasites hybridus</i>	0	1	1	1
<i>Picea abies</i>	-	-	0	1
<i>Pimpinella major</i>	0	1	1	1
<i>Plantago major</i>	-	-	0	0
<i>Polygonum bistorta</i>	-	-	0	1
<i>Prenanthes purpurea</i>	-	-	0	0
<i>Prunella vulgaris</i>	-	-	0	0
<i>Prunus avium</i>	0	1	1	1
<i>Ranunculus repens</i>	-	-	0	0
<i>Rubus idaeus</i>	0	1	1	1
<i>Rumex acetosa</i>	-	-	-	1
<i>Rumex alpinus</i>	-	-	1	1
<i>Rumex obtusifolius</i>	-	-	0	0
<i>Salix aurita</i>	0	1	1	1
<i>Salix capraea</i>	-	-	0	1
<i>Salix cinerea</i>	-	-	0	0
<i>Sambucus nigra</i>	0	2	0	2
<i>Sambucus racemosa</i>	0	1	1	1
<i>Scrophularia nodosa</i>	-	-	0	0
<i>Senecio hercynicus</i>	-	-	0	0
<i>Silene vulgaris</i>	-	-	0	0
<i>Solidago virgaurea</i>	-	-	-	1
<i>Sorbus aucuparia</i>	0	1	1	1

<i>Taraxacum officinale</i>	-	-	0	1
<i>Tussilago farfara</i>	0	1	1	1
<i>Urtica dioica</i>	-	-	1	1
<i>Vaccinium myrtillus</i>	0	1	0	0

Želivka	Stupeň poškození			
	11.7.2005	23.9.2005	19.9.2006	11.9.2007
Symptomatické druhy:				
<i>Coryllus avellana</i>	-	-	2	1
<i>Crataegus oxyacantha</i>	-	-	1	1
<i>Digitalis grandiflora</i>	-	-	2	-
<i>Euonymus europaea</i>	-	-	-	1
<i>Fagus sylvatica</i>	0	2	1	0
<i>Fragaria vesca</i>	-	-	1	1
<i>Fraxinus excelsior</i>	-	-	1	1
<i>Chaerophyllum aromaticum</i>	0	1	1	1
<i>Picea abies</i>	-	-	0	0
<i>Plantago major</i>	-	-	-	1
<i>Populus tremula</i>	0	1	1	1
<i>Prunus avium</i>	-	-	1	1
<i>Prunus spinosa</i>	-	-	1	1
<i>Pyrus communis</i>	-	-	1	0
<i>Ribes nigrum</i>	-	-	-	1
<i>Robinia pseudoacacia</i>	-	-	2	0
<i>Salix aurea</i>	-	-	1	-
<i>Salix aurrita</i>	-	-	-	0
<i>Salix capraea</i>	-	-	-	0
<i>Sambucus nigra</i>	-	-	-	0
<i>Scrophularia nodosa</i>	-	-	1	0
<i>Ulmus scabra</i>	-	-	1	0

Všeteč	Stupeň poškození			
	21.6.2005	17.9.2005	23.8.2006	19.9.2007
Symptomatické druhy:				
<i>Alnus glutinosa</i>	-	-	1	0
<i>Betula pendula</i>	-	-	-	0
<i>Fagus sylvatica</i>	-	-	1	0
<i>Fragaria sp.</i>	-	-	-	0
<i>Picea abies</i>	-	-	0	0
<i>Plantago lanceolata</i>	-	-	-	0
<i>Populus tremula</i>	-	-	-	0
<i>Rumex obtusifolius</i>	-	-	-	0

Švýcarska	Stupeň poškození			
	13.7.2005	22.9.2005	7.9.2006	14.9.2007
Symptomatické druhy:				
<i>Adenostyles alliariae</i>	-	-	0	0
<i>Alchemilla</i> sp.	-	-	1	1
<i>Alnus viridis</i>	-	-	0	vyřezána
<i>Arctium tomentosum</i>	-	-	0	0
<i>Artemisia vulgaris</i>	-	-	0	0
<i>Betula pendula</i>	-	-	0	1
<i>Caltha palustris</i>	-	-	1	1
<i>Campanula barbata</i>	-	-	0	0
<i>Chaerophyllum aromaticum</i>	0	1	1	1
<i>Chaerophyllum hirsutum</i>	-	-	0	1
<i>Cicerbita alpina</i>	0	1	1	0
<i>Cirsium arvense</i>	-	-	0	0
<i>Crepis paludosa</i>	-	-	1	0
<i>Epilobium angustifolium</i>	-	-	0	1
<i>Epilobium montanum</i>	0	1	0	0
<i>Geranium palustre</i>	-	-	0	0
<i>Geranium sylvaticum</i>	0	1	1	1
<i>Geum urbanum</i>	-	-	0	0
<i>Heracleum aurantiacum</i>	-	-	0	0
<i>Heracleum sphondylium</i>	0	1	1	0
<i>Hieracium lachenalii</i>	-	-	0	0
<i>Hypericum maculatum</i>	0	1	1	1
<i>Leontodon hispidus</i>	0	1	1	1
<i>Luzula sylvatica</i>	-	-	0	0
<i>Picea abies</i>	-	-	0	1
<i>Petasites albus</i>	-	-	1	1
<i>Pinus mugo</i>	-	-	1	2
<i>Plantago major</i>	0	1	1	0
<i>Polygonum bistorta</i>	0	2	1	1
<i>Populus tremula</i>	-	-	1	0
<i>Potentilla aurea</i>	-	-	0	0
<i>Potentilla erecta</i>	0	1	1	1
<i>Potentilla reptans</i>	-	-	0	0
<i>Ranunculus acer</i>	-	-	0	0
<i>Rubus idaeus</i>	0	1	0	1
<i>Rumex acetosa</i>	0	1	1	1
<i>Rumex alpinus</i>	-	-	0	0
<i>Rumex obtusifolius</i>	-	-	0	0
<i>Salix aurita</i>	0	1	1	1
<i>Salix capraea</i>	-	-	0	1
<i>Sambucus racemosa</i>	0	1	0	1
<i>Senecio hercynicus</i>	0	1	1	1
<i>Silene dioica</i>	-	-	0	0
<i>Solidago virgaurea</i>	-	-	0	0
<i>Sorbus aucuparia</i>	-	-	0	0
<i>Tanacetum vulgare</i>	-	-	0	0

<i>Taraxacum officinale</i>	0	1	0	0
<i>Trifolium hybridum</i>	-	-	0	0
<i>Tussilago farfara</i>	0	1	1	1
<i>Urtica dioica</i>	0	1	0	0
<i>Vaccinium myrtillus</i>	0	2	1	1

Luisino údolí	Stupeň poškození			
	8.7.2005	21.9.2005	13.9.2006	14.9.2007
Symptomatické druhy:				
<i>Acer pseudoplatanus</i>	0	2	0	0
<i>Alchemilla vulgaris</i>	-	-	1	0
<i>Alnus incana</i>	-	-	-	0
<i>Arnica montana</i>	0	1	0	0
<i>Betula pendula</i>	-	-	-	0
<i>Cirsium palustre</i>	0	1	1	0
<i>Epilobium angustifolium</i>	0	1	0	0
<i>Fragaria vesca</i>	0	1	1	1
<i>Geranium sylvaticum</i>	0	1	1	1
<i>Hieracium argillaceum</i>	-	-	-	1
<i>Hypericum maculatum</i>	1	2	2	1
<i>Picea abies</i>	-	-	1	1
<i>Pimpinella major</i>	0	1	1	1
<i>Pinus mugo</i>	-	-	1	1
<i>Plantago major</i>	1	0	0	1
<i>Populus tremula</i>	-	-	1	0
<i>Potentilla erecta</i>	-	-	-	1
<i>Potentilla reptans</i>	-	-	1	1
<i>Ribes nigrum</i>	-	-	2	0
<i>Rubus idaeus</i>	1	2	2	2
<i>Rumex acetosa</i>	-	-	0	0
<i>Salix aurita</i>	0	1	1	0
<i>Salix pentandra</i>	0	1	1	0
<i>Scrophularia nodosa</i>	1	1	2	1
<i>Senecio hercynicus</i>	1	1	1	1
<i>Vaccinium myrtillus</i>	-	-	1	1
<i>Sorbus aucuparia</i>	0	1	1	0
<i>Tussilago farfara</i>	-	-	1	0

Medlovice	Stupeň poškození			
	12.7.2005	22.9.2005	7.9.2006	12.9.2007
Symptomatické druhy:				
<i>Alnus incana</i>	0	1	0	0
<i>Arctium lappa</i>	-	-	-	1
<i>Artemisia vulgaris</i>	-	-	-	1
<i>Atropa bella-donna</i>	-	-	-	1
<i>Betula pendula</i>	0	1	0	0

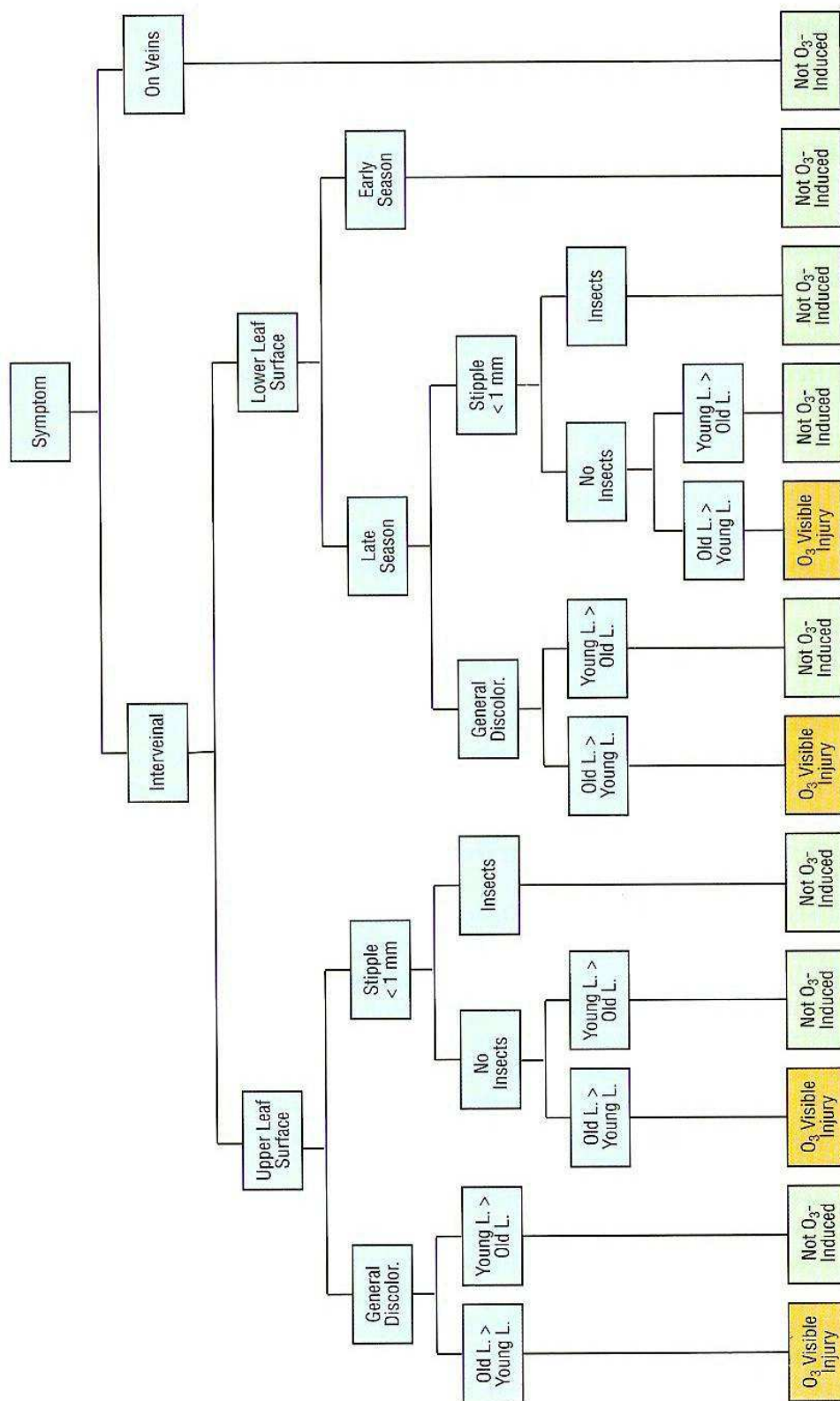
<i>Carpinus betulus</i>	-	-	1	1
<i>Cornus sanguinea</i>	0	2	1	1
<i>Coryllus avellana</i>	0	1	1	0
<i>Fagus sylvatica</i>	-	-	2	1
<i>Frangula alnus</i>	0	1	0	0
<i>Knautia arvensis</i>	-	-	-	1
<i>Rubus fruticosus</i>	0	1	0	1
<i>Salix triandra</i>	0	2	0	0
<i>Salix viminalis</i>	0	2	0	0

Lazy	Stupeň poškození			
	21.7.2005	15.9.2005	17.9.2006	12.9.2007
Symptomatické druhy:				
<i>Aegopodium podagraria</i>	0	1	0	0
<i>Anthriscus sylvestris</i>	-	-	0	0
<i>Artemisia vulgaris</i>	-	-	0	0
<i>Cirsium heterophyllum</i>	0	1	1	0
<i>Crepis paludosa</i>	-	-	0	0
<i>Campanula patula</i>	-	-	-	0
<i>Heracleum sphondylium</i>	-	-	0	0
<i>Hieracium lachenalii</i>	-	-	1	0
<i>Hypericum maculatum</i>	0	1	2	0
<i>Picea abies</i>	-	-	1	0
<i>Pimpinella major</i>	0	1	1	0
<i>Populus tremula</i>	-	-	0	0
<i>Prunus avium</i>	-	-	0	0
<i>Rosa sp.</i>	-	-	0	0
<i>Rubus fruticosus</i>	-	-	0	0
<i>Rubus idaeus</i>	0	1	1	0
<i>Rumex obtusifolius</i>	-	-	1	0
<i>Salix aurita</i>	-	-	1	0
<i>Salix capraea</i>	-	-	0	0
<i>Salix cinerea</i>	-	-	0	0
<i>Sambucus nigra</i>	-	-	0	0
<i>Sambucus racemosa</i>	-	-	1	0
<i>Symphoricarpos albus</i>	0	2	1	1
<i>Sanquisorba officinalis</i>	0	1	0	0
<i>Tanacetum vulgare</i>	0	0	0	0
<i>Urtica dioica</i>	0	0	1	0

Jizerka	Stupeň poškození			
	12.8.2005	20.9.2005	13.9.2006	13.9.2007
Symptomatické druhy:				
<i>Alchemilla sp.</i>	-	-	1	1
<i>Betula pendula</i>	-	-	1	0
<i>Betula pubescens</i>	0	1	1	0
<i>Cirsium heterophyllum</i>	0	1	2	0
<i>Epilobium angustifolium</i>	-	-	1	0

<i>Galeopsis bifida</i>	0	2	0	0
<i>Heracleum sphondylium</i>	-	-	1	0
<i>Hieracium laevigatum</i>	0	1	0	0
<i>Hypericum maculatum</i>	0	1	2	1
<i>Prunus padus</i>	-	-	1	0
<i>Picea abies</i>	-	-	1	1
<i>Pinus mugo</i>	-	-	1	1
<i>Plantago major</i>	-	-	1	0
<i>Polygonum bistorta</i>	0	2	2	0
<i>Populus sp.</i>	-	-	2	0
<i>Potentilla erecta</i>	0	1	2	0
<i>Ranunculus acer</i>	0	1	0	0
<i>Rubus idaeus</i>	0	1	1	0
<i>Rumex acetosa</i>	0	1	1	0
<i>Salix capraea</i>	0	2	1	1
<i>Salix cinerea</i>	-	-	1	1
<i>Senecio hercynicus</i>	0	1	0	0
<i>Sorbus aucuparia</i>	-	-	2	0
<i>Tanacetum vulgare</i>	0	1	0	0
<i>Trifolium sp.</i>	-	-	-	0
<i>Urtica dioica</i>	0	1	0	0
<i>Vaccinium myrtillus</i>	-	-	1	0

PŘÍLOHA 2: POUŽÍVANÝ VÝVOJOVÝ DIAGRAM PRO ZÁKLADNÍ URČOVÁNÍ
NALEZENÝCH SYMPTOMŮ POŠKOZENÍ (podle Innes, J. a kol., 2001)



PŘÍLOHA 3: VYBRANÉ TYPICKÉ SYMPTOMY POŠKOZENÍ VEGETACE OZONEM

Obr. 1 – poškození listu habru obecného – líc a rub poškozeného listu



Obr. 2 – poškození listů buku lesního – líc a rub poškozené větvičky



Obr. 3 – poškození listu topolu – líc a rub poškozeného listu



Obr. 4 – poškození jehlic borovice kleče – symptomy přibývají se stářím jehlic



PŘÍLOHA 4: VÝSLEDKY MĚŘENÍ KONCENTRACÍ OZONU PASIVNÍMI
DOZIMETRY V LETECH 2005 – 2007

2005	III	IV	V	VI	VII	VIII	IX	X	XI
Lazy		111.81 31.3.- 28.4.	119.52 28.4.- 26.5.	109.59 26.5.- 22.6.	113.15 22.6.- 21.7.	72.39 21.7.- 18.8.	93.65 18.8.- 15.9.	75.08 15.9.- 13.10.	54.99 13.10.- 10.11.
Všeteč		94.11 28.3.- 25.4.	89.33 25.4.- 23.5.	81 23.5.- 20.6.	85.92 20.6.- 18.7.	56.01 18.7.- 15.8.	59.37 15.8.- 12.9.	47.6 14.9.- 10.10.	39.43 10.10.- 7.11.
Želivka		89.57 30.3.- 28.4.	78.54 28.4.- 26.5.	73.99 26.5.- 22.6.	74.94 22.6.- 20.7.	56.09 20.7.- 24.8.	49.33 24.8.- 14.9.	39.56 14.9.- 12.10.	43.53 12.10.- 7.11.
Mísečky				90.75 23.5.- 20.6.	93.81 20.6.- 18.7.	62.56 18.7.- 16.8.	83.73 16.8.- 12.9.	60.64 12.9.- 10.10.	55.07 10.10.- 7.11.
Solná stezka				111.81 25.5.- 23.6.	98.33 23.6.- 20.7.		89.22 20.7.- 14.9.	75.32 14.9.- 19.10.	52.21 19.10.- 11.11.
Švýcárna		137.67 31.3.- 28.4.	141.1 28.4.- 26.5.	114.44 26.5.- 23.6.	117.02 23.6.- 21.7.	82.09 21.7.- 17.8.	99.84 17.8.- 15.9.		62.51 13.10.- 10.11.
Jizerka		109.69 30.3.- 27.4.	107 27.4.- 25.5.	92.07 25.5.- 22.6.	92.79 22.6.- 20.7.	70.66 20.7.- 17.8.	78.30 17.8.- 14.9.	72.43 14.9.- 18.10.	53.20 18.10.- 10.11.
Buchlovice		107.65 30.3.- 27.4.	101.03 27.4.- 26.5.	88.1 26.5.- 23.6.			59.07	50.48	51.7

2006	III	IV	V	VI	VII	VIII	IX	X	XI
Lazy		109.62 28.3.-25.4	93.53 25.4-23.5.	139.53 23.5.- 20.6.	151.89 20.6.- 18.7.	139.50 18.7.- 15.8.	115.05 15.8.- 12.9.	100.04 12.9.- 10.10.	91.28 10.10.- 7.11.
Všeteč		90.12 29.3.- 26.4.	95.56 26.4.- 24.5.	109.65 24.5.- 21.6.	117.41 24.6.- 19.7.	89.85 19.7.- 16.8.	78.93 16.8.- 13.9.	62.88 13.9.- 11.10.	47.65 11.10.- 6.12.
Želivka		81.27 30.3.-25.5.		105.13 25.5.- 22.6.	93.1 22.6.- 20.7.	83.66 20.7.- 17.8.	84.22 17.8.- 14.9.	69.15 14.9.- 13.10.	59.23 13.10.- 6.11.
Mísečky		91.18 28.3.-25.4	117.01 25.4.- 23.5.	136.16 23.5.- 20.6.	145.63 20.6.- 18.7.	114.27 18.7.- 15.8.	81.99 15.8.- 12.9.	87.79 12.9.- 10.10.	79.99 10.10.- 7.11.
Solná stezka		118.5 30.3.- 26.4.	136.81 26.4.- 24.5.	123.36 24.5.- 21.6.	224.4 21.6.- 19.7.	120.29 19.7.- 16.8.	67.21 16.8.- 13.9.	110.16 13.9.- 11.10.	70.29 11.10.- 11.12.
Švýcárna						145.12 18.7.- 16.8.	124.93 16.8.- 12.9.	139.67 12.9.- 11.10.	
Jizerka		103.8 28.3.-25.4	113.01 25.4.- 23.5.	126 23.5.- 20.6.	134.03 20.6.- 18.7.	139.63 18.7.- 15.8.	84.51 15.8.- 12.9.	82.79 12.9.- 10.10.	81.8 10.10.- 7.11.
Buchlovice		97.93 30.3.- 30.4.	87.06 30.4.- 26.5.	114.58 26.5.- 22.6.	128.31 22.6.- 20.7.	92.41 20.7.- 17.8.	84.14 17.8.- 14.9.	82.13 14.9.- 13.10.	61.48 13.10.- 13.11.

2007	III	IV	V	VI	VII	VIII	IX	X	XI
Lazy	104.31 27.2.- 27.3.	120 27.3.- 27.4.	157.31 27.4.- 22.5.	135.72 22.5.- 19.6.	111.78 19.6.- 17.7.	126.87 17.7.- 14.8.	79.59 14.8.- 11.9.	81.31 11.9.- 9.10.	53.21 9.10.- 7.11.
Všeteč	86.96 28.2.- 28.3.	112.6 28.3.- 25.4.	115.6 25.4.- 23.5.	96.66 23.5.- 20.6.	100.22 20.6.- 18.7.	101.7 18.7.- 15.8.	70.13 15.8.- 12.9.	52.63 12.9.- 10.10.	43.28 10.10.- 7.11.
Želivka	74.34 1.3.-29.3.	76.98 29.3.- 26.4.	101.96 26.4.- 24.5.	50.98 24.5.- 21.6.	92.72 21.6.- 19.7.	90.63 19.7.- 15.8.	63.02 16.8.- 13.9.	49.48 13.9.- 11.10.	38.7 11.10.- 8.11.
Mísečky	87.94 27.2.- 27.3.	L.O.D. 27.3.- 24.4.	277.36 24.4.- 22.5.	123.64 22.5.- 19.6.	92.65 19.6.- 17.7.	97.44 17.7.- 14.8.	78.57 14.8.- 11.9.	74.65 11.9.- 10.10.	72.08 10.10.- 6.11.
Solná stezka	112.07 28.2.- 28.3.	160.52 28.3.- 25.4.	132.84 25.4.- 23.5.	140.58 23.5.- 20.6.	138.29 20.6.- 18.7.	112.06 18.7.- 15.8.	107.05 15.8.- 12.9.	87.14 12.9.- 10.10.	71.1 10.10.- 10.11.
Švýcárna	219.62 27.2.- 27.3.	225.49 27.3.- 10.5.	463.93 10.5.- 23.5.	77.09 23.5.- 20.6.	205.13 20.6.- 18.7.	95.58 18.7.- 15.8.	215.47 15.8.- 12.9.	240.17 12.9.- 10.10.	41.23 10.10.- 8.11.
Jizerka	106.03 27.2.- 27.3.	111.26 27.3.- 24.4.	138.96 24.4.- 22.5.	159.62 22.5.- 19.6.	102.39 19.6.- 17.7.	100.67 17.7.- 14.8.	71.85 14.8.- 11.9.	77.87 11.9.- 9.10.	55.07 9.10.- 6.11.
Buchlovice	82.72 1.3.-30.3.	100.46 30.3.- 26.4.	106.06 26.4.- 24.5.	94.06 24.5.- 21.6.	100.38 21.6.- 19.7.	113.15 19.7.- 15.8.	75.02 15.8.- 13.9.	63.2 13.9.- 10.10.	47.39 10.10.- 8.11.

PŘÍLOHA 5: GRAFICKÉ VÝSLEDKY MĚŘENÍ KONCENTRACÍ OZONU PASIVNÍMI DOZIMETRY V LETECH 2005-2007

