

DLOUHODOBÁ ACIDIFIKACE A NUTRIČNÍ DEGRADACE LESNÍCH PŮD - LIMITUJÍCÍ FAKTOR SOUČASNÉHO LESNICTVÍ

Editoři

JAKUB HRUŠKA

Český geologický ústav, Praha

EMIL CIENCIALA

Ústav pro výzkum lesních ekosystémů, s.r.o., (IFER)

Jílové u Prahy



Ministerstvo životního prostředí, 2001

DLOUHODOBÁ ACIDIFIKACE A NUTRIČNÍ DEGRADACE LESNÍCH PŮD
- LIMITUJÍCÍ FAKTOR SOUČASNÉHO LESNICTVÍ
VYDALO MINISTERSTVO ŽIVOTNÍHO PROSTŘEDÍ V ROCE 2002
ISBN 80-7212-190-1

Úvodní slovo editorů

Dlouhodobá acidifikace a nutriční degradace lesních půd se ukazuje jako hlavní faktor, který bude limitovat lesní hospodářství v mnoha oblastech ČR v blízké budoucnosti. Vláda České republiky usnesením č. 532 z 31.5. 2000 proto pověřila ministerstvo životního prostředí aby, ve spolupráci s ministerstvem zemědělství a ministerstvem financí, vypracovalo „Návrh komplexního a systémového řešení směřujícího k zastavení degradace lesních půd pod vlivem imisí“. Jako podkladový materiál proto byla vypracována tato studie.

Publikace podává shrnutí poznatků o současném stavu acidifikace a eutrofizace lesních půd, publikovaných zkušeností a dosavadních opatření k zmírnění důsledků poškození lesních půd. Dále předkládá v současnosti preferované hypotézy o poškození lesů vlivem poškození půd a nástroje kvantifikující pochody kritické pro acidifikaci půd. Na těchto základech je pak v obecných rysech představen návrh systému opatření vedoucích k omezení vlivu acidifikace a podpoření regenerace lesních půd. Součástí řešení je návrh zonace, který respektuje úroveň současného vědeckého poznání, a nově vymezuje rámec lesnického hospodaření v postižených oblastech.

Pro lesní hospodářství je často zdůrazňován jeden specifický rys – dlouhodobost hospodaření, která je v České republice obecně předurčena charakterem růstu dřevin mírného pásma. Základní lesnickou plánovací jednotkou je doba obmýtí, která v podmínkách České republiky dosahuje většinou přes 100 let. Tato zpráva se zabývá účinky procesů, které v některých případech probíhaly i po několik obmýtních dob,

a které se velmi zrychlily v posledních desetiletích. Akumulované znečištění lesních půd a jejich degradace vlivem kyselé depozice, umocněná dlouhodobě neúnosným způsobem lesnického hospodaření, se na území České republiky začíná plně projevovat právě v současné době.

První alarmující zprávy o velkoplošném poškození nebo úhynu lesů na konci 70. a počátkem 80. let se jednostranně zabývaly efektem imisního působení, zejména přímým vlivem SO₂ na asimilační aparát. Postupně byl akceptován vliv kyselé depozice a následná acidifikace půd jako další významný mechanismus poškození. Novější poznatky o biogeochemických cyklech prvků v lesních ekosystémech však mimo negativní industriální a globální faktory také dokládají významný podíl klasického produkčního lesnictví při degradaci půd. Nešetrná snaha o maximální produkci bez ohledu na trvale udržitelný stav stanoviště významně přispívá ke špatnému stavu lesních ekosystémů. Z pohledu dnešních poznatků je také rozhodně nedostačující detekce zdravotního stavu lesů, která klade nadměrný důraz na vizuální monitoring stavu korun bez návaznosti na další složky lesního ekosystému a složitých procesů, které v něm probíhají.

Tato práce není detailním návrhem směrnic k provádění lesopěstebních opatření v konkrétních porostech, ale je prvním krokem k jejich tvorbě. Tyto postupy by mohly definovat nové způsoby lesnictví, které bude reflektovat měnící se priority hospodaření s ohledem na rostoucí význam mimoprodukčních funkcí lesa.

Poděkování

Tento materiál by nemohl vzniknout bez příspěvků řady expertů, které jsme vyzvali ke spolupráci. Jedná se jak o spolupráci formou odborných konzultací, tak o spolupráci formou písemných příspěvků zahrnutých v této zprávě. Všem těmto kolegům srdečně děkujeme.

Na tomto místě bychom chtěli zdůraznit, že z časových a organizačních důvodů nebylo možno oslovit a požádat o spolupráci mnohé další zkušené odborníky, kteří mají s problematikou podstatné zkušenosti, a kteří by za jiných okolností podstatně obohatili předkládaný materiál.

Zvláštní poděkování patří pracovníkům odboru ochrany lesa MŽP Tomáši Staňkovi a Vladimíru Hynkovi, kteří kromě přínosných odborných podnětů umožnili provedení této práce.

V Praze 17. prosince 2001

Jakub Hruška, Emil Cienciala

Seznam autorů

Na této práci se formou konzultací nebo písemných příspěvků nebo podkladů podíleli tito externí spolupracovníci:

Vladislav Badalík	Agentura obnovy lesa, Lesy ČR, Teplice
Martin Černý	Ústav pro výzkum lesních ekosystémů (IFER), Jílové u Prahy
Pavel Cudlín	Ústav ekologie krajiny AV ČR, České Budějovice
Zdeněk Fajfr	Správa Krkonošského národního parku, Vrchlabí
Josef Fanta	Amsterdam
Reiner Giesler	Swedish University of Agricultural Sciences, Umeå, Švédsko
Per Gundersen	Danish Landscape Institute, Hørsholm, Dánsko
Pavla Gürtlerová	Český geologický ústav, Praha
Jeňýk Hofmeister	Český geologický ústav, Praha
Šárka Holá	Ústav pro výzkum lesních ekosystémů (IFER), Jílové u Prahy
Iva Hůnová	Český hydrometeorologický ústav, Praha
Pavel Krám	Český geologický ústav, Praha
Jaroslav Křístek	Brno
Emanuel Kříž	Ústřední kontrolní a zkušební ústav zemědělský, Brno
Anna Lepšová	Ústav ekologie krajiny AV ČR, České Budějovice
Václav Lochman	Výzkumný ústav lesního hospodářství a myslivosti, Jíloviště-Strnady
Bohumír Lomský	Výzkumný ústav lesního hospodářství a myslivosti, Jíloviště-Strnady
Pavel Machálek	Český hydrometeorologický ústav, Praha
Jan Materna	Praha
Karel Matějka	IDS, Praha
Filip Moldan	Swedish Environmental Institute, Göteborg, Švédsko
Pavel Moravčík	Ústav pro výzkum lesních ekosystémů (IFER), Jílové u Prahy
Tomáš Navrátil	Český geologický ústav, Praha
Jana Ostatnická	Český hydrometeorologický ústav, Praha
Vilém Podrázský	Česká zemědělská univerzita, Praha
Josef Rusek	Ústav půdní biologie AV ČR, České Budějovice
Václav Rybář	Agentura obnovy lesa, Lesy ČR, Teplice
Irena Skořepová	Český ekologický ústav, Praha
Otakar Schwarz	Správa Krkonošského národního parku, Vrchlabí
František Šach	Výzkumný ústav lesního hospodářství a myslivosti, Opočno
Jaroslav Šantroch	Český hydrometeorologický ústav, Praha
Vít Šrámek	Výzkumný ústav lesního hospodářství a myslivosti, Jíloviště-Strnady
Oldřich Vacek	Česká zemědělská univerzita, Praha
Dušan Vavříček	Mendelova zemědělská a lesnická univerzita, Brno
Anna Žigová	Geologický ústav AV ČR, Praha

Obsah

A. ÚVOD: IMISNÍ SITUACE A STAV LESŮ V ČESKÉ REPUBLICE A PŘEHLED AKTIVIT K PROBLEMATICE ACIDIFIKACE PŮD	6
A.1. Dlouhodobý vývoj produkce emisí síry a dusíku na území České republiky a současný stav atmosférické depozice okyselujících a eutrofizujících sloučenin (síry a dusíku).	6
A.2. Vývoj zdravotního stavu lesů a lesních půd	12
A.3. Přehled dosavadních aktivit v České republice, zaměřených na zlepšení stavu lesních půd.	14
B. PŘEHLED HYPOTÉZ O POŠKOZOVÁNÍ (HYNUTÍ) LESŮ, VE KTERÝCH HRAJE ACIDIFIKACE PŮD KLÍČOVOU ROLI. HYPOTÉZY O ZMĚNÁCH LESNÍCH PŮD VLIVEM IMISÍ A LESNÍHO HOSPODAŘENÍ.	16
B.1. Historie působení imisí na lesy a acidifikace prostředí	17
B.2. Hypotézy o poškození lesů vlivem změn půdního chemismu	20
B.3. Vliv sloučenin dusíku na lesní ekosystémy	24
C. PŘEHLED POZNATKŮ K OMEZENÍ VLIVU IMISÍ A ACIDIFIKACE PŮD NA LESY	33
C.1. Vápnění a chemická meliorace	33
C.2. Změny způsobů hospodaření v lesích zaměřené na omezení negativních dopadů půdní acidifikace	49
C.3. Potřeba změn v hospodaření s lesem určovaná měnícími se podmínkami vnějšího prostředí	52
D. NÁSTROJE A POSTUPY PRO URČENÍ CITLIVOSTI LESNÍCH EKOSYSTÉMŮ VŮČI KYSELÉ DEPOZICI – ANALÝZA SOUČASNÉHO STAVU A VÝHLED DO BUDOUCNOSTI	54
D.1. Stanovení kritických zátěží síry a dusíku pro lesní půdy	54
D.2. Mechanismus poškození půd kyselou depozicí – průběh, současný stav a predikce budoucnosti, včetně vápnění. Aplikace modelu MAGIC (Model of Acidification of Groundwaters in Catchments) na Krkonoše a Slavkovský les	59
D.3. Vliv lesnictví na acidifikaci a nutriční degradaci lesních půd	70
D.4. Zonace území KRNP na základě multikriteriální analýzy faktorů prostředí a zdravotního stavu lesa	72
E. NÁVRH SYSTÉMU OPATŘENÍ REGENERACE LESNÍCH PŮD	74
E.1. Rajonizace ohrožených oblastí s ohledem na praktické postupy regenerace lesních ekosystémů	74
E.2. Návrh zásad lesnického hospodaření pro jednotlivé zóny	77
E.3. Zásady pro vápnění a dodávání živin a deficientních prvků do lesních půd.	79
E.4. Systém informací na podporu rozhodovacího procesu zlepšování odolnosti lesních půd vůči acidifikaci	82
F. SHRNUTÍ	84
F.1. Současný stav imisí a jejich vliv na lesní půdy	84
F.2. Nástroje a postupy sloužící ke kvantifikaci vlivů imisí	85
F.3. Návrh opatření směřujících k zastavení degradace lesních půd	88
F.4. Závěr	92
G. LITERATURA	93
H. PŘÍLOHY	103
H.1. Účinky melioračních opatření a potenciál jejich využití v imisních oblastech ČR	103
H.2. Některá rizika vyplývající z povrchového vápnění lesních ekosystémů ve vyšších polohách	118
H.3. Vliv dlouhodobé acidifikace na stav a strukturu asimilačních orgánů smrku ztepilého	121
H.4. Vliv acidifikace a melioračních opatření na ektomikorhizní systém lesních dřevin, především smrku ztepilého.	128
H.5. Vliv acidifikace, eutrofizace, lesního hospodaření a vápnění lesních půd na půdní faunu	139
H.6. Shrnutí některých výsledků evropského projektu NITREX	146
H.7. Charakteristika programu sítě malých povodí GEOMON a vývoj depozice síry a dusíku za období 1994-1999.	152

A

A. Úvod: imisní situace a stav lesů v České republice a přehled aktivit k problematice acidifikace půd

A.1. Dlouhodobý vývoj produkce emisí síry a dusíku na území České republiky a současný stav atmosférické depozice okyselujících a eutrofizujících sloučenin (síry a dusíku)

V roce 1999 bylo dokončeno odsíření velkých zdrojů SO_2 , což vedlo ke snížení celkových emisí síry v České republice na úroveň 10 % začátku 90. let. Emise dusíku klesly za tuto dobu o cca 30 % a změnila se jejich struktura – dominantním zdrojem se stala doprava. U obou polutantů byly v současnosti vyčerpány meze dalšího významného snižování emisí. Pro dalších nejméně 10 let budou emise stagnovat. Relativní snížení emisí síry je sice obrovské, ale i tak jsou dnešní emise stále na úrovni, která pravděpodobně nepovede k významné samovolné regeneraci půdního prostředí v postižených oblastech (viz dále).

Následující kapitoly podávají přehled vývoje emisí a imisí v České republice v posledním desetiletí a prognózu vývoje do budoucnosti. Také uvádějí mezinárodní závazky, které Česká republika v tomto ohledu přijala.

A.1.1. PŘEHLED VÝVOJE EMISÍ SLOUČENIN SÍRY, DUSÍKU A POLÉTAVÉHO PRACHU V ČESKÉ REPUBLICE MEZI LETY 1980-1999

PAVEL MACHÁLEK
(ČESKÝ HYDROMETEOROLOGICKÝ ÚSTAV, PRAHA)

A.1.1.1. Úvod

Ochrana ovzduší před znečišťujícími látkami je zakotvena v tzv. zákonu o ovzduší, který je v současné době upraven podobou zákona č. 211/1994 Sb. Tento zákon upravuje práva a povinnosti právnických a fyzických osob při ochraně vnějšího ovzduší před vnášením znečišťujících látek lidskou činností a způsob omezování příčin a zmírňování následků znečišťování. Státní správu ochrany ovzduší vykonávají podle záko-

na č. 212/1994 Sb. Ministerstvo životního prostředí České republiky, Česká inspekce životního prostředí, okresní úřady a orgány obcí.

Vedle jiných činností mají tyto orgány za úkol provádět dozor nad dodržováním ustanovení právních předpisů a rozhodnutí, a mj. také shromažďovat a evidovat údaje o emisích znečišťujících látek a další údaje s tím související. Tyto údaje jsou shromažďovány zejména pro účely zpoplatňování vypouštěných emisí a pro kontrolu dodržování emisních limitů. Slouží však také ke zjišťování celkového množství jednotlivých škodlivin vypuštěných do ovzduší, tj. k provádění emisní bilance. Podrobné technické údaje o spalovacích a technologických zařízeních jsou obsaženy v tzv. Registru emisí a zdrojů znečišťování ovzduší - REZZO.

Stacionární zdroje znečišťování ovzduší jsou z hlediska velikosti, typu a závažnosti pro životní prostředí rozděleny na tři základní skupiny. Jejich členění a popis ukazuje následující tabulka A1. Samostatnou kategorií pak tvoří mobilní zdroje, sledované plošně jako liniové zdroje, které tvoří kategorii REZZO 4.

Počátek sběru údajů o emisích škodlivin a komplementárních technických údajů o zdrojích je z historického hlediska položen na konec sedmdesátých let. Registr emisí a zdrojů znečišťování ovzduší, tzv. REZZO, byl zaveden v tehdejší ČSSR od roku 1979 v celostátním provozním měřítku. REZZO byl postaven jako systém podrobné a úplné inventarizace zdrojů znečišťování ovzduší a evidence druhů a množství emisí znečišťujících látek do ovzduší. REZZO nahradil do té doby používané způsoby evidence technických údajů o zdrojích a emisích na bývalém MLVH, ČTIO a ŠTIO SSR. Již v této době byl REZZO součástí Informačního systému o území (ISÚ). Staci-

onární zdroje znečišťování ovzduší byly rozděleny podle instalovaného tepelného výkonu na REZZO 1 a REZZO 2 (sledovány jednotlivě) a REZZO 3 (hromadné sledování). Zvláště se pak sledovaly vybrané skupiny mobilních zdrojů v REZZO 4. První sběr dat REZZO 1 byl proveden a vyhodnocen za rok 1980, dále po některých úpravách v r. 1982, 1984

Tab. A1:
Kategorizace
stacionárních
zdrojů
znečišťování
ovzduší

Druh zdroje	Velké zdroje znečišťování	Střední zdroje znečišťování	Malé zdroje znečišťování
Typ souboru	REZZO 1	REZZO 2	REZZO 3
obsahuje	stacionární zařízení ke spalování paliv o tepelném výkonu vyšším než 5 MW a zařízení zvláště závažných technologických procesů	stacionární zařízení ke spalování paliv o tepelném výkonu od 0,2 do 5 MW, zařízení závažných technologických procesů, uhelné lomy a plochy s možností hoření, zapáření nebo úletu znečišťujících látek	stacionární zařízení ke spalování paliv o tepelném výkonu, nižším než 0,2 MW zařízení technologických procesů, nespádajících do kategorie velkých a středních zdrojů, plochy, na kterých jsou prováděny práce, které mohou způsobovat znečišťování ovzduší, skládky paliv, surovin, produktů a odpadů a zachycených exhalátů a jiné stavby, zařízení a činnosti, výrazně znečišťující ovzduší
charakter zdroje	bodový zdroj	bodový zdroj	plošné zdroje
způsob evidence	zdroje jednotlivě sledované	zdroje jednotlivě sledované	zdroje hromadně sledované

a pak byl již prováděn pravidelně každoročně. Správou databáze REZZO. I bylo administrativně pověřeno Povodí Ohře. Od r. 1993 byla správa databáze REZZO 1 převedena na ČHMÚ, oddělení emisí a zdrojů. Sběr dat pro aktualizaci databáze REZZO 2 byl prováděn - s ohledem na počet zdrojů - v delším časovém intervalu (cca 5 let), a až od roku 1997 se provádí každoroční aktualizace. Správou databáze REZZO 2 bylo pověřeno TECO Milevsko, které bylo v r. 1992 převedeno na pracoviště ČHMÚ pod oddělení emisí a zdrojů. Aktualizace emisní bilance malých a mobilních zdrojů byla rovněž prováděna v pětiletém cyklu, od r. 1995 se rovněž provádí každoročně. Bilance emisí prováděné před rokem 1995 tedy obsahují v jednotlivých letech údaje REZZO 2 - 4 opakovaně až do doby jejich aktualizace.

Od roku 1991 jsou údaje o emisích a základní technické údaje z provozu velkých a středních zdrojů shromažďovány Českou inspekci životního prostředí (ČIŽP) a okresními a magistrátními úřady. Odborné pracoviště ČHMÚ tato data podle zákona získává a dále zpracovává.

Údaje o emisích malých zdrojů jsou spravovány orgány obcí a nejsou pravidelně pořizovány na média ani předávány k dalšímu zpracování. Pro hodnocení nejvýznamnější skupiny malých zdrojů, domácích topenišť, byly v minulosti používány údaje hlavních distributorů paliv (Uhelné sklady a ČPP za plynárenství). Po rozpadu distribuční sítě byla v r. 1995 v ČHMÚ zpracována metodika pro modelové hodnocení údajů ze Sčítání lidu, domů a bytů (SLDB) provedeného v roce 1991. Výstupem jsou údaje o struktuře vytápění bytů a spotřebách základních druhů paliv spalovaných v domácnostech. Tyto údaje jsou každoročně aktualizovány ve spolupráci s regionálními dodavateli paliv a energií (plynárenské a energetické společnosti, oblastní a místní teplárenské podniky). Výpočtem pomocí emisních faktorů jsou získávány údaje o emisích znečišťujících látek na úrovni jednotlivých obcí. Tyto údaje tvoří náplň databáze REZZO 3. Údaje o emisích mobilních zdrojů jsou vypočítávány z podkladů o přepravních výkonech jednotlivých skupin mobilních zdrojů, z údajů o spotřebě pohonných hmot, skladbě a provozu vozidel a příslušných emisních faktorů. Od roku 1994 zpracovává tuto bilanci pro MŽP Centrum dopravního výzkumu (CDV Brno). Postupným doplňováním a přesňováním podkladů o dopravních výkonech všech skupin mobilních zdrojů a spotřebě pohonných hmot se podařilo v průběhu let 1994 - 1997 zahrnout do bilance mobilních zdrojů nejprve tzv. dopravu na vlastní účet (soukromí přepravi - od r. 1995), zemědělské a lesní stroje (od r. 1996) a další mobilní prostředky (např. stavební stroje a vozidla armády - od r. 1997). Bilance mobilních zdrojů byla prováděna za celou ČR. Využitím výsledků sčítání vozidel z r. 1990 a 1995 bylo možné zpracovat také bilanci jednotlivých liniových zdrojů.

A.1.1.2. Vývoj emisí znečišťujících látek v ČR

Z každoročně aktualizovaných údajů REZZO 1 a REZZO 2 a z příslušných údajů o emisích z malých a mobilních zdrojů je sestavována emisní bilance ČR. Od roku 1980, kdy byla bilance založena na nově vytvořeném systému

sběru dat - REZZO, došlo k podstatnému snížení emisí a prokazatelnému zlepšení stavu ovzduší v ČR. V souvislosti s legislativními změnami zavazenými Zákonem o ovzduší č. 309/1991 Sb. a následnými prováděcími předpisy byla do 31. 12. 1998 většina velkých a středních zdrojů znečišťování ovzduší uvedena do souladu s limity na ochranu ovzduší. To se projevilo výrazným zlepšením stavu ovzduší a mírnějšími průběhy inverzních situací, zejména od topné sezóny 1997/98 do současnosti. Situace je samozřejmě v různých lokalitách odlišná. Mezi emisně nejzatíženější lokality patří stále oblast Podkrušnohoří, Prahy a Ostravska. V řadě obcí také doposud přetrvávají problémy s emisemi z lokálních zdrojů a z prudce narůstající silniční dopravy.

Nejvýznamněji se na snížení množství emisí podílely postupné změny palivové základny, modernizace technologií a instalace zařízení pro snížení emisí, vynucené uplatňováním emisních limitů. Investice do plošné plynofikace menších obcí s dotacemi ze SFŽP a z výnosů malé privatizace se podílely na snížení emisí, zejména ze středních a malých zdrojů komunálního sektoru a vytápění bytů.

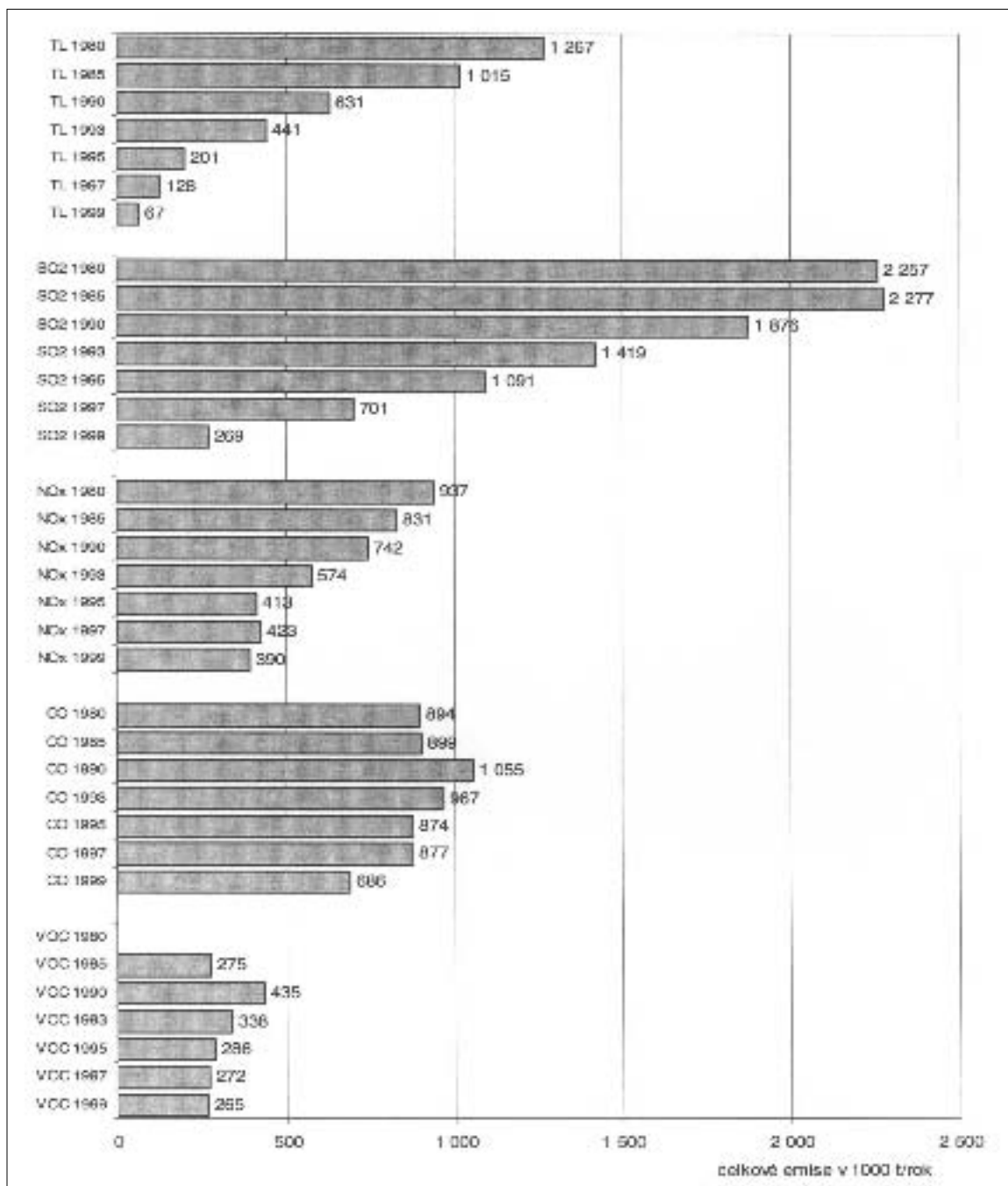
Český hydrometeorologický ústav připravuje pro národní i mezinárodní inventarizaci emisí pravidelnou každoroční emisní bilanci pro jednotlivé kategorie zdrojů REZZO 1 - 4 za celou ČR a pro stacionární zdroje REZZO 1 - 3 také v členění na jednotlivé okresy. Tyto informace jsou dostupné na internetových stránkách ČHMÚ (www.chmi.cz). Vedle hlavních znečišťujících látek (tuhé látky, oxid siřičitý, oxidy dusíku, oxid uhelnatý) jsou u bodově sledovaných zdrojů zjišťovány také další emise, pocházející z technologických procesů - amoniak, sirovodík, sirouhlík, těžké kovy, jednotlivé organické sloučeniny, atd. Bilance dalších mezinárodně vykazovaných emisí - těkavých organických sloučenin (VOCs), těžkých kovů a perzistentních organických látek (POPs) jsou zpracovávány výpočtem z příslušných kapacitních údajů (spotřeby paliv a pohonných hmot, množství tepla dodaného v palivu, statistických údajů o produkci vybraných technologií) a emisních faktorů získaných z realizovaných měření na jednotlivých zdrojích, popř. z literatury. Tyto emise jsou zatím bilancovány pouze na celorepublikové úrovni. Vývoj emisí hlavních druhů znečišťujících látek v letech 1980 - 1999 je znázorněn na obr. A1.

Vývoj znečišťování ovzduší v jednotlivých regionech ČR v letech 1980 - 1999 je charakterizován třemi hlavními škodlivinami - oxidem siřičitým (SO_2), oxidy dusíku (NO_x) a tuhými látkami (TL). Určitým ukazatelem zatížení jednotlivých území ČR poskytuje srovnání měrných plošných emisí členěných podle bývalých krajů v letech 1980, 1990 a 1999 (Tab. A2). Emise mobilních zdrojů jsou bilancovány za celou ČR, a proto jsou do hodnocení zahrnuty pouze stacionární zdroje.

K významným změnám došlo v průběhu let 1980 - 1999 také v podílu jednotlivých kategorií zdrojů na celkových emisích. Nejvýznamněji se tyto změny projevily od r. 1990 postupným vzrůstajícím podílem dopravy na celkových emisích NO_x a naopak v posledních letech výrazným poklesem podílu emisí SO_2 a zejména tuhých látek z velkých zdrojů. Změnu podílu jednotlivých

A

Obr. A1:
Vývoj emisí
hlavních
znečišťujících
látek v ČR
v letech
1980 – 1999



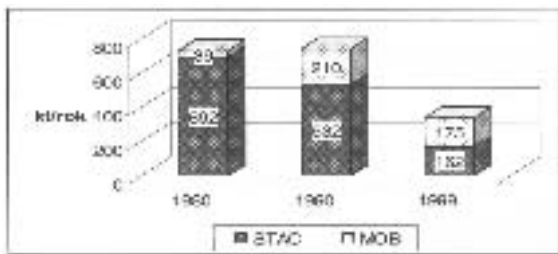
kategorií zdrojů na emisích hlavních znečišťujících látek mezi lety 1980, 1990 a 1999 ukazuje následující tabulka A3. Údaje o emisích SO₂ a NO_x členěné do jednotlivých kategorií REZZO za rok 1980, získané z tabulek archivu ČTIO, se mírně odlišují od celkových emisí, vedených v současné době v mezinárodních přehledech emisí (Obr. A1). Úpravy množství emisí byly patrně prováděny v průběhu 80. let a nejsou k nim dochovány žádné materiály. Jak je uvedeno výše, v průběhu posledního desetiletí se výrazným způsobem změnil celkový poměr mezi emisemi stacionárních a mobilních zdrojů znečišťování ovzduší. Nejvýrazněji se to samozřejmě týká emisí oxidů dusíku. Nejzatíženějšími lokalitami z tohoto pohledu jsou určité velká města a městské aglomerace. Výrazně se však tyto změny projeví i v celorepublikovém měřítku, jak je patrné ze srovnávacího obr. A2.

Zatímco v roce 1980 byl podíl mobilních zdrojů NO_x jen cca 5%, v roce 1990 vzrostl na 28%, a v roce 1999 již byl 53% veškerých emisí NO_x.

A.1.1.3. Hodnocení vývoje emisí oblasti severozápadních Čech

Specifické problémy významného poškození lesů se v posledních dvaceti letech projevily zejména v územích, ležících v blízkosti nejvýznamnějších zdrojů znečišťování ovzduší, jako je např. oblast severozápadních Čech. Jedná se o území, ve kterém se nachází většina uhelných elektráren ČEZ a také řada velkých průmyslových podniků. Oblast je omezena okresy Cheb, Sokolov a Karlovy Vary z bývalého Západočeského kraje a všemi okresy bývalého Severočeského kraje.

Pro vybrané území jsou hodnoceny základní



Obr. A2: Vývoj poměru emisí NO_x mezi stacionárními a mobilními zdroji znečišťování ovzduší v ČR v letech 1980-1999

ukazatele vývoje emisí znečišťujících látek v průřezových letech období 1980 – 1999. Vývoj celkových emisí tuhých látek, oxidu siřičitého a oxidů dusíku a podíl velkých zdrojů znečišťování na celkových emisích stacionárních zdrojů v oblasti severozápadních Čech ukazuje tabulka A4. Jak ukazuje tabulka A4, na celkovém zatížení oblasti severozápadních Čech se nejvýznamněji podílejí velké zdroje znečišťování ovzduší. Za posledních dvacet let u nich došlo k významnému snížení prakticky všech produkováných emisí. Na tomto snížení se podílely zejména největší energetické zdroje – elektrárny ČEZ a velké teplárny. Na snížení emisí však má vliv také proces ekologizace nebo odstavování provozu řady průmyslových spalovacích a technologických zdrojů. Významný pokles emisí velkých zdrojů znečišťování ovzduší v celém období let 1980 – 1999 znázorňuje obr. A3.

Zatížení území severozápadních Čech ve srovnání s průměrnou měrnou zátěží celé ČR a vybraných zemí Evropy (údaje za rok 1998) ukazuje tabulka A5.

A.1.1.4. Mezinárodní závazky ČR k snižování emisí SO_2 a NO_x

Snižování emisí oxidu siřičitého a oxidů dusíku v ČR bylo významně ovlivněno přijetím mezinárodních závazků k Úmluvě o dálkovém přenosu znečišťování ovzduší přes hranice států (CLRTAP), které jsou konkretizovány příslušnými protokoly tj. Protokol o snížení emisí síry nejméně o 30 % z roku 1985, Protokol o dalším snížení emisí síry z roku 1994, Protokol o snižování emisí oxidů dusíku z roku 1988 a Protokol o snižování acidifikace, eutrofizace a úrovně přízemního ozónu z roku 1998.

Základní požadavek prvního protokolu o síře ukládající snížení celkové národní roční emise o 30 % do roku 1993 proti emisí v roce 1980 byl v plném rozsahu splněn. Emise SO_2 se snížily z 2257 tis. tun v roce 1980 na 1538 tis. tun v roce 1992, tj. o 31,9 %. Přitom se pozitivně projevilo snížení spotřeby hnědého uhlí s vysokým obsahem síry ve velkých elektrárnách, snížení množství spalovaného těžkého topného oleje, výrazné zvýšení množství spalovaného zemního plynu (v letech 1987-1992 nárůst o 132 %) i to, že v roce 1992 bylo produkováno 21 % z celkové vyrobené elektrické energie v jaderných elektrárnách.

Podle hlavního požadavku druhého protokolu o dalším snížení emisí síry by mělo v ČR k roku

2000 dojít k poklesu na 1128 tis. tun (tj. snížení o 50 % ve srovnání s rokem 1980), v roce 2005 na 902 tis. tun (60 %) a v roce 2010 na 632 tis. tun (72 %). Nejvýznamnějším opatřením ke splnění uvedených požadavků byla realizace Environmentálního programu ČEZ, jehož elektrárny produkují cca 75 % elektrické energie z celkové produkce ČR. V rámci realizace tohoto programu byla v letech 1994 až 1998 uvedena do provozu odsiřovací zařízení na celkovém instalovaném elektrickém výkonu 5930 MW, odstaveny staré kotle s celkovým instalovaným výkonem 2020 MW a vybudovány fluidní kotle o celkovém instalovaném elektrickém výkonu 532 MW. Přitom investiční náklady činily celkem 34,3 mld. Kč. Celkové národní emise SO_2 v ČR poklesly v roce 1999 na 269 tis. tun, tj. o 88,1 % ve srovnání s rokem 1980. Snížení celkových národních emisí SO_2 , stanovené druhým protokolem o síře na rok 2010, splnila ČR již v roce 1998.

A

Tab. A2: Srovnání měrných emisí ze stacionárních zdrojů v členění podle bývalých krajů ČR v letech 1980, 1990 a 1999.

Stacionární zdroje	Rok Rozloha km ²	1980				1990				1999			
		TL	SO ₂	NO _x		TL	SO ₂	NO _x		TL	SO ₂	NO _x	
Region (býv. kraj)		t/rok/km ²				t/rok/km ²				t/rok/km ²			
Hl.m. Praha	496	57,8	122,0	46,6		42,1	84,8	72,7		3,4	11,4	7,5	
Středočeský	10 994	16,9	24,9	8,0		9,1	17,8	7,0		1,2	9,3	1,7	
Jihočeský	11 345	3,5	5,0	1,8		2,3	5,5	3,0		0,5	1,4	0,6	
Západočeský	10 875	14,6	18,0	8,3		5,8	16,7	6,3		0,8	3,4	1,4	
Severočeský	7 819	47,9	126,7	37,9		18,7	109,8	31,0		2,0	18,8	8,5	
Východočeský	11 240	12,9	16,9	6,6		6,1	19,9	7,3		0,8	4,7	1,3	
Jihomoravský	15 028	10,6	10,3	3,5		5,1	8,3	4,8		0,4	1,2	0,7	
Severomoravský	11 067	15,9	22,6	7,9		11,7	18,9	11,7		1,4	4,9	2,6	
Celkem	78 864	16,1	27,2	9,3		8,0	23,8	9,4		0,8	3,4	4,9	

1980			TL			SO ₂			NO _x		
Kategorie	tis. t / rok	%	tis. t / rok	%		tis. t / rok	%		tis. t / rok	%	
REZZO 1	971	77				1867	86		650	89	
REZZO 2	164	13				118	6		30	4	
REZZO 3	132	10				163	8		12	2	
CELKEM stac. zdroje	1267	100				2148	100		692	95	
REZZO 4 *									39	5	
CELKEM	1267	100				2148	100		731	100	
1990			TL			SO ₂			NO _x		
Kategorie	tis. t / rok	%	tis. t / rok	%		tis. t / rok	%		tis. t / rok	%	
REZZO 1	402	64				1596	85		494	67	
REZZO 2	75	12				103	5		19	3	
REZZO 3	155	25				177	9		19	3	
CELKEM stac. zdroje	631	100				1876	100		532	72	
REZZO 4 *									210	28	
CELKEM	631	100				1876	100		742	100	
1999			TL			SO ₂			NO _x		
Kategorie	tis. t / rok	%	tis. t / rok	%		tis. t / rok	%		tis. t / rok	%	
REZZO 1	16	24				193	72		135	35	
REZZO 2	9	13				11	4		6	1	
REZZO 3	33	49				58	21		15	4	
CELKEM stac. zdroje	58	86				262	97		156	40	
REZZO 4	9	14				7	3		234	60	
CELKEM	67	100				269	100		390	100	

Základním závazkem vyplývajícím z protokolu o snižování emisí oxidů dusíku bylo přijetí opatření k snížení ročních národních emisí tak, aby tyto nejpozději 31. prosince 1994 nepřevýšily roční emise za rok 1987. Rovněž tento požadavek byl splněn, celkové národní emise NO_x v roce 1987, tj. 816 tis. tun, se snížily v roce 1994 na 435 tis. tun. Snižování emisí oxidů dusíku z elektráren ČEZ uplatněním opatření k snížení tvorby NO_x při spalovacím procesu, odsiřování spalín a instalací kotlů se spalováním ve fluidním loži a použití selektivní katalytické a nekatalytické redukce u průmyslových technologických zdrojů emisí přineslo i při značném růstu emisí NO_x z mobilních zdrojů další malé snížení celkových

Tab. A3: Podíl kategorií zdrojů na celkových emisích v letech 1980, 1990 a 1999 (* emise TL a SO_2 u mobilních zdrojů jsou evidovány až od r. 1994)

A

Tab. A4:
Srovnání emisí
výbraných škodlivin
ze zdrojů REZZO
1 - 3 a z REZZO 1
v severozápadních
Čechách v období
let 1980 – 1999

Rok	TL (kt/rok)		SO ₂ (kt/rok)		NO _x (kt/rok)	
	REZZO 1-3	REZZO 1	REZZO 1-3	REZZO 1	REZZO 1-3	REZZO 1
1980	483,3	429,7	1105,4	1053,4	351,7	344,6
1985	330,5	273,2	1123,9	1071,7	373,6	362,2
1990	179,6	136,1	996,1	946,2	249,8	243,8
1995	53,2	36,8	600,0	576,0	83,3	78,3
1999	12,3	4,8	111,9	99,0	67,8	64,5

Tab. A5: Srovnání
měrných emisí ob-
lasti Severozápad-
ních Čech, ČR
a vybraných zemí
Evropy (Údaje ze
Statistické ročenky
ČR 2000;

Stát	Rozloha km ² +	Hustota obyv./km ² +	TL t/rok/km ²	SO ₂ t/rok/km ²	NO _x t/rok/km ²
SZČ 1980	11114	134	38,7	94,8	31,0
SZČ 1990	11114	134	12,3	85,2	21,9
SZČ 1999	11114	134	0,4	8,9	5,8
ČR 1980	78866	122	16,1	27,2	9,3
ČR 1990	78866	131	8	23,8	9,4
ČR 1999	78866	130	0,8	3,4	4,9
SRN	357022	230		3,6	5,0
Rakousko	83859	96		0,5	2,0
Nizozemí	41526	376		2,7	10,6
Polsko	323250	120		5,9	3,1
Slovensko	49012	110		3,7	2,7

** Podle počtu
obyvatel oblasti
SZČ k 31. 12. 1999)

ročních emisí, takže v roce 1999 činila celková národní emise oxidů dusíku 390 tis. tun. Přes uvedená snížení emisí, ke kterým došlo i v mnoha evropských zemích, bylo zjištěno další prohlubování negativních důsledků emisí některých škodlivin, což vedlo v r. 1998 k přijetí dalšího protokolu, jehož cílem by mělo být snížení celkové úrovně acidifikace, eutrofizace a úrovně přízemního ozónu. Protokol o omezení acidifikace, eutrofizace a troposférického ozónu představuje zatím nejpokročilejší nástroj Úmluvy, specificky zaměřený na snížení účinků znečišťování ovzduší v evropském regionu. Vlastní text se týká ustanovení a závazků protokolu vzhledem k emisím SO₂, NO_x, VOCs, NH₃, včetně posouzení reálnosti předpokladů splnění povinných a doporučených ustanovení protokolu (limity, emisní stropy, implementace BAT apod.). Dlouhodobým cílem Protokolu je dále omezovat množství uvedených škodlivin, které jsou produktem antropogenních činností, a které nepříznivě působí na zdraví lidí, přírodní ekosystémy, materiály a zemědělské plodiny. V míře maximálně možné by se mělo v dlouhodobém výhledu zajistit, s respektováním vývoje vědeckých poznatků, že atmosférické depozice nebo koncentrace nepřesáhnou:

- a) kritické zátěže acidity (acidifikujících sloučenin síry a dusíku);
- b) kritické zátěže nutričního dusíku;
- c) kritické úrovně přízemního ozónu.

Novým prvkem jsou zde emisní stropy a emisní limity stanovené Protokolem jako hlavní závazky, představující nezbytné minimum, které se očekává od předpokládaných smluvních stran, mezi kterými je Česká republika zahrnuta. Hodnoty emisních stropů pro ČR v roce 2010 a jejich srovnání se současnými emisemi ukazuje tabulka A6.

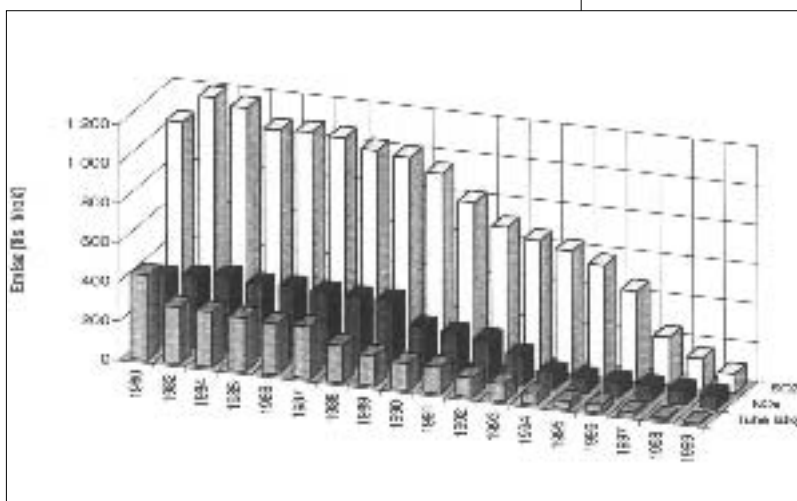
Znečišťující látka	Úroveň emisí ČR (kt/rok) v letech				Stanovený emisní strop 2010
	1980	1990	1998	1999	
SO ₂	2257	1876	443	269	283
NO _x	937	742	413	390	286
VOC		435	269	248	220
NH ₃		156	80	75	<101

Tab. A6: Emisní limity platné pro ČR v roce 2010 a úroveň emisí v roce 1999.

A.1.1.5. Závěr

Vývoj emisí hlavních znečišťujících látek v ČR i v hodnocené oblasti je za posledních 20 let velmi příznivý. Do značné míry se na celkové zátěži území projevuje také snížení přeshraničního přenosu znečišťujících látek ze zemí bývalé NDR. Jak však ukazuje tabulka A5, měrné emise SO₂ jsou stále vysoké. V oblasti severozápadních Čech by se měly do roku 2010 dále snížit. Mohlo by k tomu dojít zejména další plynofikací zejména zdrojů, sloužících k centrálnímu zásobování teplem pro bytový a komunální sektor, a také odstavením některých bloků elektráren ČEZ v důsledku nabíhání výroby elektrické energie elektrárnou Temelín. V celorepublikovém měřítku se však toto snížení projeví již jen málo, a jak bylo konstatováno v předchozích oddílech, závazek ČR pro rok 2010 je, v případě SO₂, již splněn. Celorepublikové měrné emise SO₂ tak budou podobné ostatním okolním evropským státům. V současnosti je splněn i limit pro emise amoniaku závazný pro rok 2010. Emise NO_x by však měly v příštím desetiletí ještě poklesnout o cca 27 %.

Obr. A3:
Vývoj emisí velkých
zdrojů znečišťování
v oblasti severozá-
padních Čech
v letech 1980 -
1999.



A.1.2. VÝVOJ IMISÍ A ATMOSFÉRICKÉ DEPOZICE V ČESKÉ REPUBLICE MEZI LETY 1989-1999

IVA HŮNOVÁ, JANA OSTATNICKÁ

(ČESKÝ HYDROMETEOROLOGICKÝ ÚSTAV, PRAHA)

Úsek ochrany čistoty ovzduší Českého hydrometeorologického ústavu sleduje dlouhodobě kvalitu venkovního ovzduší, tedy imisní úroveň a atmosférickou depozici znečišťujících příměsí na celém území České republiky. Významné staniční síť sledování kvality venkovního ovzduší (situace k r. 1999) jsou prezentovány na obr. A4 (barevná příloha). Měřené hodnoty jsou ukládány v jednotné centrální databázi Informačního systému kvality ovzduší (ISKO) ČHMÚ. Každoročně je prováděna rozsáhlá datová analýza a výsledky jsou pravidelně publikovány např. v tabelárních ročenkách a publikacích „Znečištění ovzduší na území České republiky“. Rada informací je prezentována i na internetové adrese ČHMÚ (www.chmi.cz).

Značná pozornost byla v České republice tradičně věnována oxidu siřičitému a prašnému aerosolu, látkám emitovaným do ovzduší v důsledku spalování nekvalitního hnědého vysokosírnatého uhlí s vysokým podílem popelovin, které v minulosti dosahovaly, zejména za nepříznivých rozptylových podmínek, vysokých imisních úrovní. Vlivy politického a ekonomického charakteru ve vývoji České republiky od roku 1990 významně ovlivnily také vývoj emisí znečišťujících látek vypouštěných do ovzduší, a tím i imisní situaci na území České republiky. Mezi nejvýznamnější faktory působící v tomto období lze zahrnout prudký hospodářský pokles počátkem devadesátých let a následné oživení ekonomiky až do roku 1996, restrukturalizaci průmyslu, významné investice do ochrany životního prostředí prostřednictvím Státního fondu životního prostředí, půjčky a vstup zahraničního kapitálu, umožňující investice do oblasti ochrany životního prostředí a v neposlední řadě zavedení povinnosti měření emisí pro specifikované kategorie zdrojů vyhláškou č. 270/93 Sb. dávající provozovateli možnost optimalizovat chod spalovacích a technologických procesů s cílem snížit produkci emisí a uspořít spotřebu paliv a surovin (Šantroch et al. 1998).

V souvislosti s dlouhodobým vývojem znečištění ovzduší na území České republiky lze konstatovat, že od roku 1988 je pozorován klesající trend ve znečištění oxidem siřičitým a prašným aerosolem a mírně stoupající trend v úrovních oxidu dusíku. V roce 1994 se projevil výrazný pokles koncentrací oxidu siřičitého na celém území ČR; nejvíce patrná byla tato tendence v nejzatíženějších oblastech ČR. Oxid siřičitý, ještě v nedávné době u nás nejvýznamnější škodlivina tak relativně ztrácí na významu. V souladu s touto tendencí je i změna poměru sulfátů a nitrátů v atmosférických srážkách ve prospěch nitrátových iontů.

Změny v imisní situaci SO_2 jsou názorně dokumentovány na obr. A5 (barevná příloha); prezentujícím pole ročních aritmetických průměrů koncentrací SO_2 v České republice v r. 1990 a 1999 (1Hr je roční imisní limit, jehož hodnota v případě SO_2 činí $60 \text{ g} \cdot \text{m}^{-3}$). Obr. A6 (barevná příloha) pak znázorňuje chody základních imisních charakteristik, kterými je roční aritmetický průměr a 95 % kvantil denních průměrných kon-

centrací za období 1990-1999 pro jednotlivé okresy České republiky. K největšímu poklesu došlo v regionu severozápadních Čech a ve středních Čechách, kde koncentrace SO_2 bývaly v celém bývalém Československu tradičně nejvyšší.

Výše zmíněná situace koresponduje i s významným snížením atmosférické depozice síry, a to její mokré i suché složky. Obr. A7 (barevná příloha) dokumentuje snížení celkové atmosférické depozice S na území České republiky.

V případě oxidů dusíku není vývoj zdaleka tak optimistický jako u oxidu siřičitého. Obr. A6 dokumentuje mírně vzrůstající trend do r. 1997, v r. 1998 došlo k mírnému poklesu koncentrací oxidů dusíku vlivem snížení emisí ze stacionárních zdrojů. Na obr. A8 (barevná příloha) jsou znázorněna pole ročních aritmetických průměrů koncentrací NO_x pro r. 1996 a 1999.

Obr. A9 (barevná příloha) znázorňuje pole celkové roční depozice vodíkových iontů ve srovnání pro r. 1996 a 1999.

Je nepochybné, že přímý vliv imisního zatížení v poslední dekádě v České republice poklesl, zejména pro síru. Nepřímý vliv imisního zatížení, a tedy možný vliv na ekosystémy přes pedosféru, kde došlo ke kumulaci řady škodlivin, však bude jistě přetrvávat ještě řadu let.

Znečišťující příměsí, které je v poslední době věnována celosvětově značná pozornost právě v souvislosti s přímým ovlivněním ekosystémů, je přízemní ozón. Jedním z důvodů je fakt, že v troposféře neexistuje žádná jiná látka, u které jsou rozdíly mezi měřenými koncentracemi a koncentracemi kritickými, při kterých se projevují toxické účinky, tak nepatrné (Stanners and Bourdeau (eds.) 1995). Na úrovni ekosystémů, ať už se jedná o ekosystémy přirozené či antropogenně ovlivněné, dochází vlivem zvýšených koncentrací přízemního ozónu k významnému poškození. Podle řady hypotéz mohou hrát zvýšené koncentrace přízemního ozónu velkou roli jako jeden z faktorů, podílejících se na rozpadu lesních ekosystémů. Oxidativní stres jako následek zvýšených koncentrací přízemního ozónu patří v současnosti k jedné z pěti základních vědeckých hypotéz poškození evropských lesů. Nástrojem pro odhad vlivu přízemního ozónu na ekosystémy je expoziční index AOT40. Tento index je dlouhodobě počítán pro území České republiky v ČHMÚ, jsou vytvářena pole sumárních expozic a výsledky jsou publikovány (Hůnová et al., 2000 a, Hůnová et al., 2000 b). Na základě výsledků je možné konstatovat, že i v ČR se přízemní ozón vyskytuje ve významných koncentracích (zejména při meteorologických podmínkách vhodných pro jeho vznik, tedy v teplých slunečných létech), kdy může působit změny na vegetaci i v ekosystémech.

Evropská komise (EC) stanovila pro území Evropské unie imisní limity pro ochranu vegetace a ekosystémů, zatím pro SO_2 a NO_x , ve formě finálního návrhu je imisní limit pro přízemní ozón (jako expoziční index AOT40). Podle směrnice 1993/30/EC, upravující limitní hodnoty pro oxid siřičitý, oxid dusičitý a oxidy dusíku, prašný aerosol a olovo ve venkovním ovzduší (EC, 1999), jsou stanoveny imisní limity pro ochranu vegetace a ekosystémů pro SO_2 hodnotou $20 \text{ g} \cdot \text{m}^{-3}$ jako roční a současně zimní průměr a pro NO_x ($\text{NO} + \text{NO}_2$) hodnotou $30 \text{ mg} \cdot \text{m}^{-3}$. V české legis-

A

A

lativě, která zatím znala jen imisní limity pro ochranu zdraví obyvatelstva, budou v nových prováděcích vyhláškách (Vyhláška MŽP ČR o i-

misních limitech) k připravovanému zákonu o ovzduší tyto imisní limity pro ochranu vegetace a ekosystémů též zohledněny.

A.2. Vývoj zdravotního stavu lesů a lesních půd

A.2.1. Zdravotní stav lesů

EMIL CIENCIALA (IFER, JÍLOVÉ U PRAHY)

Lesní porosty pokrývají 33,3 % plochy České republiky, a tato plocha je dnes poměrně stabilizovaná. Jehličnaté dřeviny jsou plošně zastoupeny 76,7 %, přičemž jejich podíl klesá přeměnou imisně poškozených lesů a obecným vlivem tlaku na přeměnu holopasečného smrkového hospodářství na přírodě blízké hospodaření v lesích.

Vzhledem k tomu, že současné lesní porosty na území České republiky představují uměle vytvořené lesní ekosystémy, je také nejednoznačné posuzování kauzality vývoje jejich zdravotního stavu. Stejně opatrně je nutno zacházet s tradičními indikátory zdravotního stavu porostů, jimiž jsou stav korun (stupeň defoliace) a objem nahodilých (neplánovaných) těžeb. Evidentně, vliv imisí s následnou acidifikací a eutrofizací půd představuje jeden ze základních antropogenních faktorů negativně působících na stav lesů. Méně snadno kvantifikovatelný je pak vliv dalšího ochuzování půd vlivem intenzivního lesního hospodářství, které samo o sobě může odčerpávat živiny v téměř množství, ve kterém mohou být půdám dodávány zvětrávacími procesy. Obecný nedostatek živin se pak může projevit na stavu olistění korun. Nahodilé těžby zase mohou být odrazem nevhodného pěstování a výchovy lesa stejně jako objektivně extrémní výkyvy počasí.

Zvláštní kapitolou podílející se na zdravotním stavu lesů České republiky je neúměrně vysoký

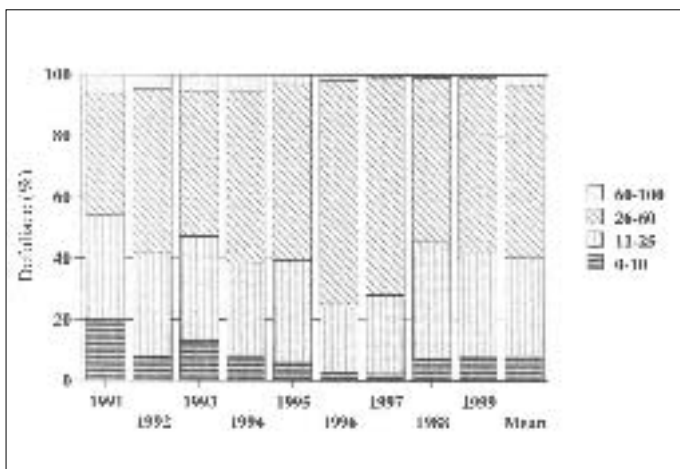
stav spárkaté zvěře, která citelně poškozuje stávající porosty, přirozené zmlazení a zakládání porostů nových. Nejnovější údaje o těchto poškozeních v rámci České republiky podává Inventarizace škod zvěří v České republice v roce 2000 (projekt Ministerstva zemědělství, zpracoval Ústav pro výzkum lesních ekosystémů, s.r.o.).

Poškození lesů v důsledku imisní zátěže je na území České republiky známo již od 50. let (oblast Krušných hor). Rapidní nárůst velkoplošného poškození se projevil po extrémním teplotním výkyvu v prosinci roku 1978. Poškození se následně viditelně projevilo na vrcholových částech všech pohoří v severní části České republiky. Podle některých údajů dosáhl podíl imisně poškozených lesů v polovině 90. let kolem 60 % z celkové rozlohy lesů (Zpráva o stavu lesního hospodářství České republiky 1995; MZe).

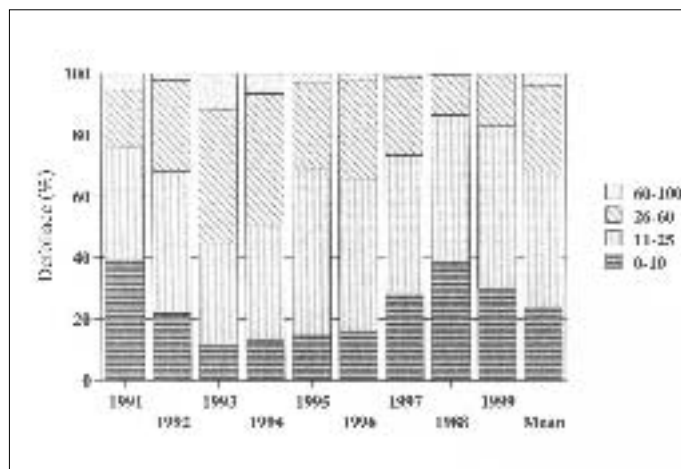
Nepřímý indikátor stavu lesů je objem nahodilých těžeb. Čerstvě publikovaný přehled nahodilé těžby v České republice (Zpráva o stavu lesa a lesního hospodářství České republiky, MZe 2000) ukazuje klesající trend celkového objemu vlivem abiotických faktorů, který v roce 1999 dosáhl 2,35 mil. m³, což představuje 16,5 % celkové těžby. Snižuje se rovněž podíl exhalčních těžeb, který v roce 1999 dosáhl 72 tis. m³.

Aktuální zdravotní stav lesů je standardně hodnocen podle metodiky ICP Forests Výzkumným ústavem lesního hospodářství a myslivosti (VÚMLH) v Jílovišti-Strnadlech. Metodika ICP Forests klasifikuje poškození korun do pěti nepravidelných tříd podle stupně defoliace koruny, která se v terénu určuje s přesností 5%. Podle těchto údajů se v 90. letech defoliace

Obr. A10: Vývoj defoliace listnatých dřevin v České republice v devadesátých letech na základě metodiky ICP Forests (Zdroj: ICP Forests). Uvedeny jsou pouze čtyři třídy defoliace, suché a silně poškozené stromy jsou zahrnuty do třídy 60-100 %.



Obr. A11: Vývoj defoliace jehličnatých dřevin v České republice v devadesátých letech podle metodiky ICP Forests (Zdroj: ICP Forests). Uvedeny jsou pouze čtyři třídy defoliace, suché a silně poškozené stromy jsou zahrnuty do třídy 60-100%.



jehličnanů mírně zvyšovala, zatímco u listnatých dřevin je pozorováno mírné zlepšení (Obr. A10 a A11). V rámci České republiky se hodnocení provádí na 100 plochách v síti 16x16 km a na vybraných 200 plochách v síti 8x8 km, rozmístěných podle lesnatosti. Podrobnosti hodnocení zdravotního stavu jsou uvedeny v ročence programu JCP Forests „Monitoring zdravotního stavu lesa v České republice“ (Uhlířová 2000).

Obecnému trendu stabilizace zdravotního stavu se vymyká oblast Orlických hor a částečně i Jeseníků, Lužických hor a Kralického Sněžníku. Od r. 1999 zde dochází k novým poškozením lesních porostů nejen v nejvyšších polohách, ale také v oblastech kolem 800 m n. m. Podle předběžných indikací je příčinou komplex faktorů v kombinaci s vysokým imisním zatížením (především depozice NO_3).

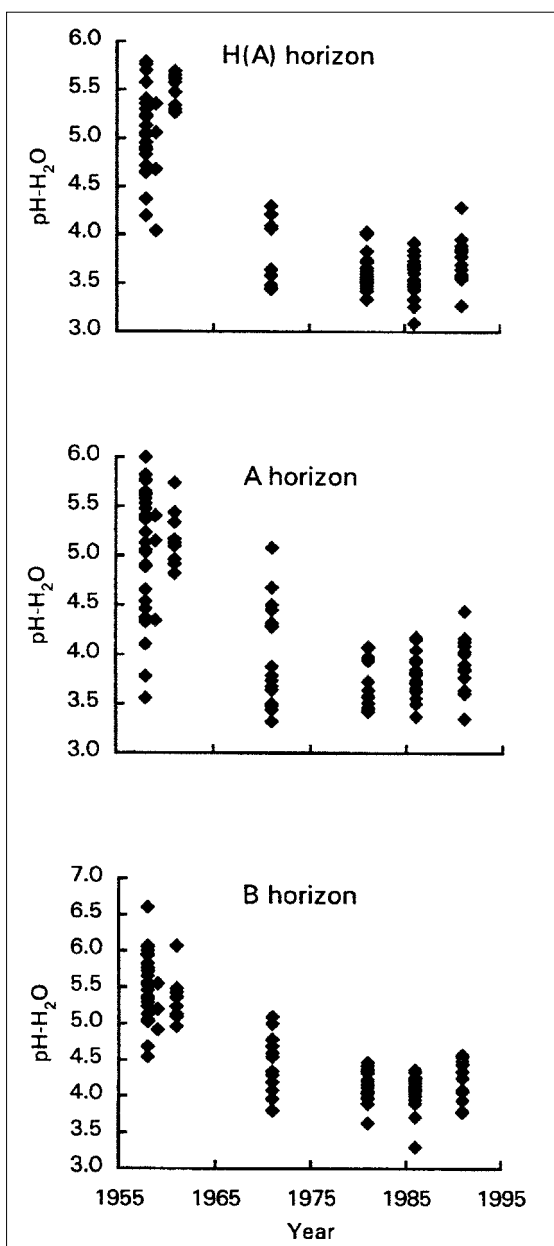
A.2.2. VÝVOJ STAVU PŮD

JAKUB HRUŠKA
(ČESKÝ GEOLOGICKÝ ÚSTAV, PRAHA)

Chemické charakteristiky půd na území ČR jsou sledovány zhruba od počátku 50. let (ÚHÚL, Lesprojekt), a to zejména v horských oblastech. Jedná se o velké množství údajů, které však zřejmě dosud nebyly adekvátně zpracovány. Nejlépe dokumentované je pH půdy (měřeno v H_2O , případně v roztocích silných elektrolytů). Tyto údaje pro oblast Krkonoš zpracoval Emmer (1996), a poskytují velmi zajímavý obraz vývoje (Obr. A12). Půdní pH ve všech horizontech bylo nejvyšší v počátcích měření, tedy v 50. letech. Největší změny byly zaznamenány pro H horizont, kdy průměrné pH (měřeno v H_2O) kleslo z hodnot pH cca 5 na hodnotu cca 3,5 v roce 1986; mírné zvýšení bylo pozorováno na počátku 90. let. To však již může souviset jednak s odlesněním části lokality (poklesne suchá depozice síry), a také s mírnou redukcí emisí v této době. Podobně v A i B horizontu lze pozorovat téměř identický průběh pH (hodnoty okolo 5 - 5,5 v padesátých letech, pokles na minimum v roce 1986 a statisticky nevýznamný vzrůst na počátku 90. let). Zde je nutno konstatovat, že měřené pH humusového horizontu nad hodnotu větší než 5 se zdá, ve světle dnešních poznatků, poněkud nevěrohodné a nadhodnocené a souvisí zřejmě se změnou metodiky měření, která během doby proběhla (Schwarz, osobní sdělení). Pokles mezi 50. a 60. lety pravděpodobně nebyl tak velký. Modelové výpočty pomocí geochemického modelu MAGIC, který je kalibrován pomocí současných parametrů půd a historických změn atmosférické depozice (část D), naměřený sestupný trend potvrzují. Pokles pH půd je doložen i z Orlických hor (Emmer 1996).

Omezené jsou rovněž informace o stavu sorpčního komplexu půd, tedy o jeho velikosti, a zejména nasycení bázemi (Ca, Mg, Na, K). Z dostupných informací ale vyplývá, že pokles bazické saturace půd je také patrný, i když díky vysoké heterogenitě a změnám porostů a následně půd má trend poklesu vysokou směrodatnou odchylku. Rovněž používaná metodika (výluh v kyselině citronové) není pro stanovení skutečné bazické saturace vhodná. Z dostupných

údajů o změnách půdního chemismu v Krkonoších v průběhu 90. let vyplývá, že bazická saturace půd se v tomto relativně krátkém časovém horizontu nijak statisticky významně nezměnila, a to i přes relativně velký pokles kyselé depozice. Tento trend potvrzuje i Lochman (osobní sdělení) z Orlických a Krušných hor. Proč se chemické parametry půd nelepší, je detailně popsáno v části D této zprávy.



Obr. A12: Změny pH lesních půd v Krkonoších v období 1958-1991 (Data poskytl ÚHÚL-Lesprojekt, Hradec Králové; Emmer 1996).

A

A

A.3. Přehled dosavadních aktivit v České republice, zaměřených na zlepšení stavu lesních půd

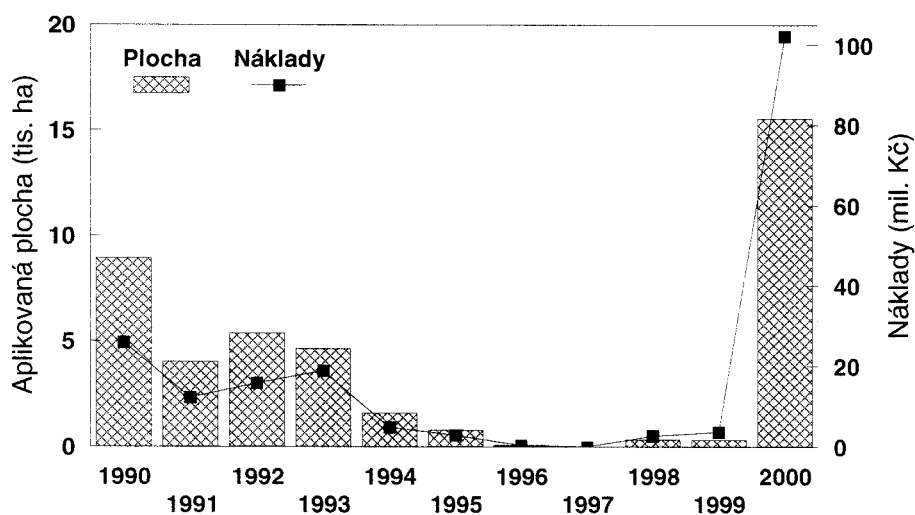
EMIL CIENCIALA, PAVEL MORAVČÍK
(IFER, JÍLOVÉ U PRAHY)

Pro omezení vlivu acidifikace na lesní ekosystémy bylo v lesním hospodářství České republiky aktivně využíváno vápnění a hnojení od roku 1967. Rozsah vápnění a výše nákladů vynaložených v 70. a 80. letech nejsou přesně známy. Podle informací MZe se od roku 1990 do r. 1999 provedlo vápnění v rozsahu cca 26.200 ha, zahrnující lesní správy Javorník, Františkovy Lázně, Horní Blatná, Děčín, Litvínov, Červený Hrádek, Klášterec, Jeseník, Loučná a Hanušovice (Tab.

A7, str. 15, obr. A13). Celková částka vynaložená na tyto aplikace činila 87,3 mil. Kč. Tyto výdaje a rozsah měly klesající trend a v roce 1999 dosáhly jen 3,66 mil. Kč.

V roce 2000 bylo však usnesením vlády č. 532 uvolněno na vápnění a hnojení lesních porostů v Krušných a Orlických horách 79 mil. Kč. Necelestých 68 mil. Kč bylo použito na vápnění 10.007 ha lesních půd (1.413 ha v Orlických horách, 8.594 ha v Krušných horách) a zbývající prostředky byly použity na přímé hnojení na list v rozsahu 693 ha (170 ha v Orlických horách, 523 ha v Krušných horách). Dále bylo na váp-

Obr. A13:
Přímé náklady na vápnění a aplikovaná plocha v letech 1990 až 2000. Údaje nezahrnují příspěvky MZe převážně soukromým subjektům v období 1993-2000 v celkové výši 38 mil. Kč, které byly využity na vápnění dalších 5.500 ha porostů.



Tab. A8:
Mechanizovaná příprava půdy (rozdělení na dozery a bagry) pro jednotlivé lesní správy. (Zdroj: MZe).

LESNÍ SPRÁVA	1990	1991	1992	1993	1994	1995	1996	1997	1998	1999	CELKEM
Klášterec											
bagr ha	680	642	594	439	397	382	226	248	192	139	3939
bagr tis. Kč	16320	17334	14850	11414	10322	9932	5876	5952	4416	3058	99474
Červený Hrádek											
ha	273	151	92	82	98	179	117	130	115	146	1383
tis. Kč	4911	3014	1923	1788	2147	3604	2301	2707	2552	2332	27279
dozer ha	94	73	17	21	15	32	30	23	20	12	337
dozer tis. Kč	702	550	149	202	149	323	296	257	225	143	2996
Litvínov											
bagr ha	180	195	165	159	202	250	170	150	94	87	1652
bagr tis. Kč	3420	3705	3135	2914	4000	4957	3650	3465	1957	1613	32816
dozer ha				9						5	14
dozer tis. Kč				90						315	405

Tab. A9 vlevo dole:
Využití náhradních dřevin v oblasti Krušných hor za období let 1990 - 1999, průměrné náklady na zalesňování (setbu v případě břízy) a aplikovaná rozloha v jednotlivých lesních správách. (Zdroj: MZe).

LESNÍ SPRÁVA	Smrk pichlavý		Borovice kleč		Bříza (sije)	
	ha	Kč/ha	ha	Kč/ha	ha	Kč/ha
Klášterec	1693	51825	171	65298	262	2271
Červ. Hrádek	308	18790	0	0	62	2550
Litvínov	578	31740	408	29505	1376	2966

LESNÍ SPRÁVA	1990	1991	1992	1993	1994	1995	1996	1997	1998	1999	CELKEM
Kláštevec											
Ha	2094	300	1297	999	964	800				200	6654
Tis. Kč	4800	300	3753	3278	2900	2880				2667	20578
Červený Hrádek											
Ha	3149	771	1944	817			78	11	16	40	6826
Tis. Kč	6163	602	3932	4344			298	42	82	264	15727
Litvínov											
Ha	884	821	739	1230	550				325	50	4599
Tis. Kč	3094	2874	2586	4711	1776				2600	400	18041
Děčín											
Ha	165	191	225	180			14			42	817
Tis. Kč	1023	1413	1560	1275			86			330	5687
Horní Blatná											
Ha	1086	748		500							2334
Tis. Kč	4887	3366		1881							10134
Frant. Lázně											
Ha	262										262
Tis. Kč	956										956
Javorník											
Ha	400	400	400	402	85						1687
Tis. Kč	2100	1192	1420	1581	150						6443
Hanušovice											
Ha	505	511	782	511							2309
Tis. Kč	1400	1500	2550	1800							7250
Jeseník											
Ha			441	257							698
Tis. Kč			3400	1332							4732
Loučná											
Ha	407	292									699
Tis. Kč	1500	1000									2500

A

Tab. A7:
Rozsah a přímé náklady na vápnění pro jednotlivé lesní správy v letech 1990 až 1999.
(Zdroj: MZe)

nění v Krušných horách poskytnuto téměř 35 mil. Kč z programu PHARE. Tyto prostředky byly v roce 2000 uplatněny na vápnění cca 5.500 ha. Další náklady představují příspěvky dotační politiky MZe, které v letech 1993 - 2000 poskytlo na vápnění lesních porostů v imisních oblastech cca 38 mil. Kč, a to hlavně nestátním subjektům (obcím a fyzickým osobám). Za tyto prostředky bylo povápněno dalších cca 5.500 ha.

K výše uvedeným přímým nákladům je nutno také uvést náklady na mechanizovanou přípravu půdy. Tyto v období let 1990 - 1999 dosáhly téměř 163 mil. Kč a zahrnovaly 7.325 ha lesa na území tří lesních správ (Tab. A8).

V období let 1990 - 1999 se na územích nejpozdějších oblastí lesních správ uplatňovaly náhradní dřeviny, a to smrk pichlavý, borovice kleč a břiza. Náklady za tuto činnost dosáhly za celé období 140 mil. Kč; průměrné náklady a rozsah ošetřených ploch uvádí tabulka A9.

Na výzkumné projekty související s problematikou acidifikace, výživy lesních porostů a vápnění bylo v letech 1990 až 1996 poskytnuto 45,6 mil. Kč. Tyto projekty byly řešeny Výzkumným ústa-

vem lesního hospodářství a myslivosti (VÚLHM) v Jílovišti-Strnadlech. Na žádost MŽP byl souhrn výsledků výzkumných projektů VÚLHM k problematice acidifikace a výživy lesních porostů zpracován, poskytnut řešitelům této zprávy (Lochman et al. 2000) a je k dispozici na MŽP. Přehled výzkumných úkolů VÚLHM týkajících se poškození lesů imisemi uvádí Matějka (2001).

B

B. Přehled hypotéz o poškozování (hynutí) lesů, ve kterých hraje acidifikace půd klíčovou roli.

Hypotézy o změnách lesních půd vlivem imisí a lesního hospodaření.

Lesy České republiky byly a jsou výrazně ovlivňovány antropogenními faktory. K těm patří cílená přeměna lesních ekosystémů mimo jejich přirozený stav (změna druhové skladby, věkového rozložení, výchova porostů atd.), změny v obhospodařování půd (odlesnění nebo zalesnění územních celků), export biomasy, degradace a odnos povrchových vrstev půd, dlouhodobá depozice imisních látek a dusíku, a také nadregionální změny chemismu ovzduší a klimatických charakteristik, souhrnně nazývané jako globální změna prostředí.

Především antropogennímu působení je pak přičítáno na vrub poškozování či extrémně i hynutí lesů. Je totiž zřejmé, že oslabený a destabilizovaný lesní ekosystém pak není schopen se vyrovnat i s přírodními faktory prostředí, jako například působení extrémních teplotních a srážkových výkyvů, větrné polomy, hmyzí kalamity nebo houbová napadení. Je proto nutné chápat jakékoliv kategorizace faktorů, které les oslabují

a poškozují, pouze jako prostý výčet. Negativní působení jednotlivých jevů je často umožněno a téměř vždy umocněno kombinací faktorů dalších.

V dalších kapitolách se budeme zabývat především působením různých vlivů na lesní ekosystémy, a to hlavně s ohledem na půdní chemismus.

Tab. B1:
Výskyt
chřadnoucích
lesů v Evropě
v 90. letech
(Freer-Smith 1998)

Oblast	Pravděpodobné nebo možné příčiny
Střední Evropa	odumírání jedle, dobře zdokumentovaný historický vývoj, který znovu kulminoval v 70. letech ve spojitosti se suchými léty
Severní Německo, střední Rusko, Rumunsko, část Itálie, Španělsko	odumírání různých druhů dubu, často spojování s kumulativním a společným vlivem žíru hmyzu, extrémního počasí (silné mrazy a letní sucha) a jiným biotickým faktorům
Harz, Solling, Hills v severním Německu	různé druhy dřevin hlavně smrk a buk. Suchá a mokrá depozice S a N, acidifikace půd, vymývání bazických kationtů, mobilizace hliníku, poškození kořenů a narušení výživy
Krušné hory	působení SO ₂ , těžké kovy, fluor, ostatní vzdušné polutanty a mráz
Fichtelgebirge	mokrá depozice S a N, SO ₂ , Ca/Al, Mg/Al v půdě a následné vlivy na výživu zvláště Mg a N
Black Forest a Vosges	mokrá depozice a depozice s vertikálními srážkami (v menším měřítku O ₃ , SO ₂ , NO _x , a NH ₃). Vymývání Mg a Ca z půdy. Nedostatek Mg, K, a Mn ve výživě, sucho, václavka a kůrovec
Lesy vnitřního Bavorska	kyselá námraza, nárazy mrazu, nevhodný výběr proveniencí
Holandsko	vstup N (NH ₃ a NO ₃), sucho a možný vliv O ₃ , vstup N zvyšuje citlivost k ostatním stresům
Oblast Atén	poškození Pinus pinaster O ₃ a jinými oxidanty

B.1. Historie působení imisí na lesy a acidifikace prostředí

PAVEL MORAVČÍK, EMIL CIENCIALA
(IFER, JÍLOVÉ U PRAHY)

Znečištění ovzduší a s ním spojené změny chemismu srážek a atmosférické depozice, často nazývané souhrnně jako „kyselé deště“, je považováno za jeden z prvních environmentálních problémů, který nabyl nadnárodního rozměru. Vliv znečištěného ovzduší na chemismus vodních toků a na změny v ekosystémech ukázaly již studie z přelomu padesátých a šedesátých let (Gorham 1957, Gorham a Gordon 1960). Později v šedesátých letech byl již identifikován dálkový transport polutantů a jejich zřetelný vliv na citlivé ekosystémy severní Evropy (Odén 1967). V roce 1976 proběhla první velká mezinárodní konference na téma kyselých dešťů, která stála na začátku dlouhé řady vědeckých setkání a publikací na toto téma. Zpočátku byl negativní vliv kyselých dešťů posuzován především ve vztahu k acidifikaci vod a narušení populací ryb a ostatní bioty v řekách a jezerech, zejména na severu Evropy.

V 80. letech nabylo téma vlivu znečištěného ovzduší na lesy novou dynamiku současně s prudkým nárůstem výskytu poškození lesů v Evropě. Tento jev, jenž nabyl názvu „nové poškození lesů“, byl prvně zmíněn v roce 1980, kdy dr. Ulrich nastínil možné poškození lesů v důsledku acidifikace půd. V 80. letech byly příznaky poškození lesů zaznamenány ve většině evropských zemí. Poškození lesů se stalo výzkumnou i politickou prioritou.

V České republice poukázal Stoklasa již v roce 1923 na možný negativní vliv znečištěného ovzduší na lesy, když zmiňuje vysoké koncentrace oxidu siřičitého v oblasti severních Čech.

Rozsáhlé projevy poškození lesů, které se začaly šířit v Krušných horách od padesátých let (Materna 1963), předznamenaly etapu, kdy se znečištění ovzduší a jím vyvolané změny v ekosystémech staly dominantním lesnickým a společenským problémem v České republice.

V 70. a 80. letech byl vliv imisí na lesní půdy sledován na řadě lokalit v České republice. Výsledky tohoto šetření upozorňovaly, že imisní spady budou v následujícím období ovlivňovat lesní ekosystémy na celém území České republiky (Lochmanaal. 1985).

Vliv kyselé depozice na lesní ekosystémy byl v uplynulých desetiletích předmětem rozsáhlého studia. Acidifikace půdy přitom byla přijata jako jeden z hlavních faktorů, který se podílel a podílí na zhoršeném stavu lesů v Evropě a Severní Americe.

B.1.1. ACIDIFIKACE LESNÍCH PŮD A PODÍL PŘIROZENÝCH A ANTROPOGENNÍCH PROCESŮ

B.1.1.1. Charakteristiky pro vyjádření acidifikace půdy

Plná charakteristika půdní acidity obsahuje dva typy parametrů: **i) parametry intenzity a ii) parametry kapacity.**

Parametry pro vyjádření **intenzity** půdní acidity jsou uváděny jako koncentrace vodíkových iontů (pH). Obecně se uvádí dva typy půdního pH,

které závisí na metodě analýzy: acidita aktuální a výměnná.

Aktuální acidita vyjadřuje koncentraci vodíkových iontů měřenou v suspenzi půda-voda. Hodnota aktuální acidity je chápána jako míra aktivity protonů v naturálním půdním roztoku v daném okamžiku měření. Vzhledem k tomu, že kyseliny, které existují v půdním roztoku, nejsou v konstantním stavu, jejich poměr se může měnit v čase. Změny aktuální acidity mohou být rychlé a krátkodobé. Předpokládá se, že aktuální acidita dobře reprezentuje přirozenou variabilitu kyselosti půdního roztoku a jako taková má velký ekologický význam (Ulrich 1983).

Druhým typem acidity je výměnná (potenciální) acidita. Při jejím stanovení se určí pH v suspenzi půdy a roztoku soli. Zpravidla se používá roztok KCl nebo CaCl_2 . Působením roztoku soli se zmenší vliv proměnlivé koncentrace elektrolytu a měření je méně závislé na poměru roztoku a půdy. KCl podporuje silnější kationtovou výměnu než CaCl_2 . U kyselých půd je při tomto způsobu uvolněna ze sorpčního komplexu podstatná část kationtů a pH KCl tak lépe charakterizuje výměnnou aciditu půdy. Vzhledem k tomu, že výměnná acidita závisí na dílu silně vázaných kyselých kationtů (H^+ , Al^3+), její variabilita v čase je menší a měřené hodnoty stabilnější.

Parametry kapacity půdní acidity jsou funkcí množství nebo velikosti systému. V tomto vyjádření slouží jako míra schopnosti systému odolávat změnám. Parametry kapacity mohou být transformovány na parametry intenzity. Rychlost procesu přeměny parametrů kapacity na parametry intenzity může v různých systémech probíhat po různé dlouhou dobu. Parametry kapacity představují potenciál, který může být přeměněn na parametry intenzity (pH). Parametry kapacity vyjadřují množství nutných iontů H^+ nebo OH^- potřebných ke změně pH systému na určitou referenční hodnotu.

B.1.1.2. Jednotlivé složky procesu acidifikace a jejich význam

Při hodnocení acidifikace lesních půd se jeví jako velmi významné rozlišovat jednotlivé procesy přirozené a antropogenní acidifikace a jejich podíl na výsledných změnách stavu půd.

V přírodních podmínkách, ve kterých se nacházejí lesy ve střední Evropě, dochází k přirozené acidifikaci půd. Tento proces je důsledkem tvorby organických kyselin, ke kterému dochází v lesních půdách při rozkladu organických látek, zejména opadu a povrchového humusu. Vznikající organické kyseliny na sebe poutají bazické kationty – tedy ionty vápníku, hořčíku a draslíku, které jsou v půdách velmi mobilní a aktivně se účastní procesu neutralizace organických kyselin. Vzniklé sloučeniny – soli organických kyselin – jsou v podmínkách přebytku srážek vyplavovány z půdy, a tím dochází k jejímu okyselení.

Proces přirozené acidifikace je umocněn acidifikací v důsledku antropogenní činnosti. Do této skupiny patří kyselá depozice, ale také nevhodné způsoby obhospodařování lesů, zejména př-

B

B

stování jehličnatých monokultur. Při růstu lesních porostů - zejména jehličnatých - dochází k hromadění bazických kationtů v biomase, a to vyvolává odpovídající zátěž půdy ionty vodíku H^+ . Rozsah takto vyvolané acidifikace může dosahovat až 1,9 kmol/ha/rok (Binkley 1989).

Acidifikace půd je obecně důsledek tvorby kyselin v půdě nebo jejich přísunu zvenčí. Acidifikace půd je definována jako pokles neutralizační kapacity půd (titrační alkalinita) ANC a/nebo nárůst bazické neutralizační kapacity (BNC) a/nebo zvýšení iontového napětí (indikovaného snížením pH) (Ulrich 1992).

Procesy acidifikace lesních půd mohou mít následující zdroje: (Van Breemen 1992, Binkley a. l. 1989):

- 1) přísun rozpuštěných silných kyselin a bází
- 2) interní produkce různých kyselin v půdě
- 3) asimilace bazických látek biotou
- 4) změny průběhu redukčně-oxidačních procesů

Přísun rozpuštěných silných kyselin a bází nastává důsledkem působení atmosférické depozice HNO_3 , H_2SO_4 a SO_2 . Přitom depozice plynu SO_2 jsou rychle oxidovány na H_2SO_4 . Po přísunu H_2SO_4 se může ANC(S) snižovat dvěma způsoby: **i)** adsorpcí sulfátů nebo srážením bazických sulfátů železa a hliníku klesá ANC(S) v důsledku zvýšení obsahu SO_3 ; **ii)** uvolněním kationtů působením H_2SO_4 a jejich vymýváním v podobě sulfátových solí snižuje obsah bazických kationtů, a tím dochází ke snížení ANC(S). V případě působení HNO_3 probíhá jen druhý uvedený proces. Nitrátový dusík je silně mobilní a nemůže být akumulován v půdě, jako je tomu u sulfátů.

Interní produkce kyselin v půdě má za následek tvorbu pohyblivých solí slabých organických kyselin a iontů Na, Ca a Mg uvolněných z půdních minerálů. Následné vymývání těchto kationtů s bikarbonáty je hlavním procesem přírodní acidifikace. Silnější organické kyseliny mohou zaměnit CO_2 a jsou hlavním zdrojem acidifikace v přírodních podmínkách. Organická hmota v půdě je potenciálním zdrojem silné kyseliny HNO_3 , která může vznikat nitrifikací mineralizovaného organického dusíku. Acidifikace způsobená vymýváním kationtů v podobě nitrátů může probíhat v podmínkách, kde nároky rostlin jsou nižší než dostupnost dusíku v nitrátové podobě. V případě lesních ekosystémů, jež se nalézají pod vlivem zvýšené depozice dusíkatých látek, nastává tento stav velmi často.

Asimilace minerálů biotou. Rostliny odebírají z půdy více bazických než kyselých iontů. K acidifikaci tedy dochází jen tehdy, když se v ekosystému zvyšuje zásoba biomasy. V přírodních podmínkách je tato nerovnováha vyrovnávána při rozpadu a mineralizaci organické hmoty, kdy jsou bazické kationty uvolňovány zpět do půdy. Ve stabilizovaných podmínkách tak růst rostlin není zdrojem acidifikace. Pokud však je vytvořena biomasa z ekosystému odstraněna, nemůže dojít k uzavření vyrovnaného cyklu a dochází k acidifikaci.

Procesy oxidace a redukce. Oxidace H_2S na SO_3 , FeO do podoby Fe_2O_3 , nebo NH_3 na N_2O_5 mohou měnit ANC(S). Pokud však nově vzniklé sloučeniny nejsou exportovány z ekosystému, proces acidifikace je vratný. V přírodních pod-

mínkách však v procesu oxidace a redukce často vznikají produkty s velmi různou mobilitou, což napomáhá právě vyplavování jen některých komponentů, a tím vzniká nerovnováha a proces acidifikace se tak mění na nevratný. Van Breemen (1992) uvádí údaje, které dovolují posoudit význam jednotlivých procesů pro celkové změny ANC. Tyto hodnoty jsou uvedeny v Tab. B2.

PROCES	Kmol(+/-)/ha/r
1. Kyselá depozice (externí zdroj)	-0.1 až -6
2. Interní procesy:	
CO_2	-10 až -20 (půdy na vápencích)
Organické kyseliny	-0.1 až -1.0
Nitrifikace	0.0 až -2.0
3. Asimilace biotou	0.0 až -2.0

Tab. B2: Potenciální změny ANC působením jednotlivých procesů acidifikace půd, v kmol/ha/r

Souhrnnou metodou pro vyjádření procesu acidifikace a podílu jednotlivých zdrojů poskytuje metoda protonové bilance. Bilance protonů bývá zpravidla zjišťována na základě měření toků kationtů a aniontů (Bredemeier 1987, Ulrich 1992). Bredemeier (1987) použil tento způsob pro kvantifikaci interní produkce protonů a pro zjištění, zda zvýšená depozice okyselujících látek může ovlivnit množství protonů produkovaných v ekosystému. V tomto případě jsou za interní procesy považovány nitrifikace, výměna kationtů a příjem iontů rostlinami.

Při tomto přístupu musí být měřen vstup a výstup všech hlavních kationtů a aniontů. Rozdíl mezi jejich vstupem a výstupem dává informaci o změnách jejich zásoby v půdě. Rozdíly zjištěné mezi zásobou kationtů a aniontů na bázi ekvivalentů jsou chápány jako důsledek interní produkce H^+/OH^- . Nadbytek v zásobě aniontů indikuje vnitřní produkci protonů. Na druhé straně, nadbytek v zásobě kationtů ukazuje na alkalizaci půdy.

Změny v zásobě v půdě jsou počítány jako:

$$B = TF - SO - INC - CL \quad (1)$$

kde:

TF - podkorunové srážky (throughfall)

SO - vyplavování

INC - přírůst porostu

CL - vymývání z korun

Interní produkce protonů v půdě (INP) je:

$$INP = \Delta_s(S^-) - \Delta_s(S^+) \quad (2)$$

kde:

Δ_s - změna v půdní zásobě

(S^-) - suma ekvivalentů aniontů

(S^+) - suma ekvivalentů kationtů

Bilance protonů je stanovena zpravidla souběžně s bilancí ostatních látek. Dlouhodobé sledování bilance látek, včetně bilance protonů, poskytuje základní informace o vývoji lesních ekosystémů v čase. Údaje na úrovni celého lesního ekosystému (zásoba-vstup-výstup látek) nebo povodí mají nesmírný význam pro správné hodnocení stavu lesa a hodnocení jeho vývoje v čase. Mezi ukázkové příklady, které svým způ-

sobem ovlivňovaly rozvoj znalostí o ekologii lesů, patří např. Solling v SRN (např. Tiktak et al. 1995).

B.1.2. ZMĚNY LESNÍCH PŮD V DŮSLEDKU HOSPODAŘENÍ V LESÍCH

Význam procesů acidifikace spojených se způsobem hospodaření v lesích dokládají i další práce. Podíl procesů přirozené acidifikace a acidifikace, která je důsledkem hospodaření v lese, shrnuje pro podmínky Rakouska Glatzel (1989). V tabulce B3 je uvedena roční produkce nebo přísun protonů do lesního ekosystému.

Důsledky procesu přirozené acidifikace a acidifikace v důsledku vnosu látek s kyselou depozicí posuzuje pro podmínky Krkonoš Emmer et al., (1998, 2000). Proces přirozené acidifikace půd a jejího ochuzování o bazické kationty je zde uváděn jako borealizace. Výsledky těchto prací ukazují, že vlivem borealizace došlo ke snížení půdní kyselosti o 0,2-0,3 pH a snížení nasycení sorpčního komplexu bázemi až o 10 % ve srovnání s bukovými porosty rostoucími na srovnatelných lokalitách. Spolu s tím působí na lesní ekosystémy i kyselá depozice, která působí na acidifikaci půd s větší intenzitou. Změny půdní kyselosti způsobené kyselou depozicí jsou v podmínkách Krkonoš odhadovány na cca 1 pH. Spolu s tím je hodnocen i potenciál vlivu pionýrských dřevin (bříza, jeřáb) na půdní chemismus. Z výsledků plyne, že pionýrské dřeviny mohou snížit půdní kyselost až o 1,3 pH a zvýšit koncentrace bazických kationtů tří- až čtyřkrát. Pomocí metody bilance protonů lze zpracovat podrobné přehledy, které poskytují informace o stavu a dynamice látek v ekosystému. Díky tomu je možné s jejich pomocí podrobněji poznat jednotlivé procesy, které se podílejí na celkové acidifikaci (Binkley 1992, Bredemeier 1987, Van

Látka	Porost	
	smrk	buk
H ⁺	2.7	0.82
Na ⁺	-0.03	0.12
K ⁺	-0.05	-0.08
Ca ⁺	-0.07	0.16
Mg ²⁺	-0.27	-0.11
Fe ³⁺	0.07	0.04
Mn ²⁺	-0.37	-0.26
Al ³⁺	-5.4	-1.7
SO ₄ ²⁻	-0.54	0.48
P	-0.02	-0.05
Cl ⁻	0.02	0.19
Org ⁻	0	0.17
S ⁺	-3.4	-1
S ⁻	-0.52	0.79
INP	2.9	1.8

Tab. B4: Průměrné roční změny zásoby hlavních prvků a interní čistá produkce protonů (INP) ve smrkovém a bukovém porostu v Sollingu za období 1973-1983 (podle Bredemeier 1987)

Breemen et al. 1982). Tabulka B4 uvádí příklad zpracované bilance pro porosty smrku a buku na výzkumném objektu Solling v SRN.

Emmer et al. (2000) hodnotí souběžný vliv znečištěného ovzduší a kyselé depozice společně s následky dlouhotrvajícího pěstování smrkových monokultur v Krkonoších. Pro projevy degradace půd, jež jsou přičítány důsledkům hospodaření, užívá pojem „borealizace“. Borealiza-

Zdroj	ACIDIFIKACE (kmol H ⁺ /ha/r)
Růst bukového porostu	0.2-0.7
Růst smrkového porostu	0.6-1.3
Těžba	
- buku (kmen a kůra)	0.1-0.35
- smrku (kmen a kůra)	0.3-0.5
- smrku (těžba celých stromů)	0.5-1.2
- těžba výmladkových lesů pro palivo	2.0-5.0
Odnos opadu	0.0-1.3 (a více)
Převod buk->smrk	1.5-4.0 (vstup protonů do minerální půdy)
Kyselá depozice	
H ⁺	0.0-0.8 (a více)
NH ₄ ⁺ - N	0.6-2.2 (a více)

ce je definována jako zrychlená acidifikace půd, akumulace humusu, zpomalení koloběhu látek v ekosystému a změny klimatu lesa v důsledku dlouhotrvajícího pěstování smrkových monokultur. Spolu s borealizací ovlivňovala v posledních desetiletích stav půd v lesích také kyselá depozice v důsledku silného znečištění ovzduší.

Velikost kyselé depozice se v posledních letech zřetelně snížila a její vliv se zmenšil. Přesto však zůstává dále patrný a je stále významným faktorem ovlivňujícím stav lesů. Způsob hospodaření v lesích, pokud bude pokračovat v zavedených postupech, však může acidifikaci dále prohlubovat i přes snížený vliv kyselých spadů. Z tohoto důvodu jsou navrhována opatření, jak využít poznatky o biogeochemických procesech, a jak změnit způsob obnovy lesů.

B

Tab. B3: Podíl přirozených a antropogenních zdrojů protonů na acidifikaci půd v Rakousku (Glatzel 1989)

B

B.2. Hypotézy o poškozování lesů vlivem změn půdního chemismu

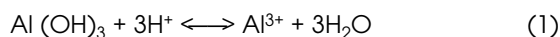
Poškozování a hynutí lesů může být důsledkem antropogenní činnosti, přírodních jevů anebo kombinací obou těchto kategorií. Pro oblast střední Evropy a současnou dobu je přirozeně největší zájem soustředěn na působení lidské činnosti na lesní ekosystémy, protože se jedná o faktory, které je možno přímo ovlivnit. Navíc, člověk je přímo zodpovědný za dopady svého působení na stav přírodního prostředí. Literatura 80. a počátku 90. let se poměrně obsáhle zabývala výčtem hypotéz o poškozování a úhynu lesa (např. Binkley et al. 1989, Innes et al. 1993), především v důsledku rozsáhlých škod na lesích, které se projevovaly na počátku 80. let. Např. Binkley et al. (1988) uvádí, především na podkladě německých zdrojů, následující faktory, které se mohou podílet na zhoršování zdravotního stavu lesů: a) přírodní (především klimatické) stresové jevy, a to především jejich role v násobném působení na již oslabené porosty; b) virové nákazy: dnes již opouštěná hypotéza, především pro evidentně následné působení těchto nákaz na již oslabených stromech; c) ozón, jehož působení je poměrně stále obsáhlé studováno, ale vlastní role ozónu zůstává nejasná a přímý efekt na lesní ekosystémy zůstává nedoložen; d) působení fotochemických oxidantů, kde se obdobně jak u ozónu, připouští možný účinek, ale publikovanými pracemi je také tento jev neuspokojivě doložen; deficit hořčíku, prokazatelně se projevující především na porostech smrků; e) acidifikace a toxicita hliníku (viz níže); f) přebytek dusíku (viz níže); h) organické sloučeniny ve srážkách. Výčet uzavírá zobecněná hypotéza stresu, která předpokládá kombinované působení více stresových faktorů, které lze však experimentálně stěží kvantifikovat. Během devadesátých let se mnohé z bývalých poškozených porostů stabilizovaly a regenerovaly a na některých stanovištích se příčinou zhoršování zdravotního stavu lesa prokázal jednoduchý nedostatek živin. Časový odstup a pokračující studium problematiky poškozování lesů dnes vede k závěru, že hlavním mechanismem, který poškozují lesní půdy a následně lesy (zejména nepůvodní smrkové monokultury), je vymývání bazických kationtů z půdního komplexu, pokles pH a následná mobilizace hliníku z jílových minerálů. Hliník pak blokuje příjem nezbytných kationtů (zejména hořčíku). Funkčnost této hypotézy byla ověřena pracemi jak v České republice, tak i ve Skandinávii. V současné době se pravděpodobně nijak neuplatňuje přímý efekt SO_2 na stromy, ale acidifikace půd dále probíhá. Proto se stav lesů nelepší. Tyto „acidifikační“ hypotézy se současně pravděpodobně kombinují s dalšími mechanismy, jako je sekvence dusíku v půdách, nadměrný příjem dusíku, relokace kořenových zón, poškozování houbovými patogeny, které vedou k dalšímu oslabování smrkových porostů. V následujících odstavcích se vlivu bazických kationtů a hliníku na zdravotní stav lesů budeme věnovat podrobněji.

B.2.1. ZMĚNA POMĚRU BAZICKÝCH KATIONTŮ A HLINÍKU V PŮDNÍM ROZTOKU JAKO PŘÍČINA POŠKOZENÍ SMRKOVÝCH POROSTŮ

JAKUB HRUŠKA (ČESKÝ GEOLOGICKÝ ÚSTAV)

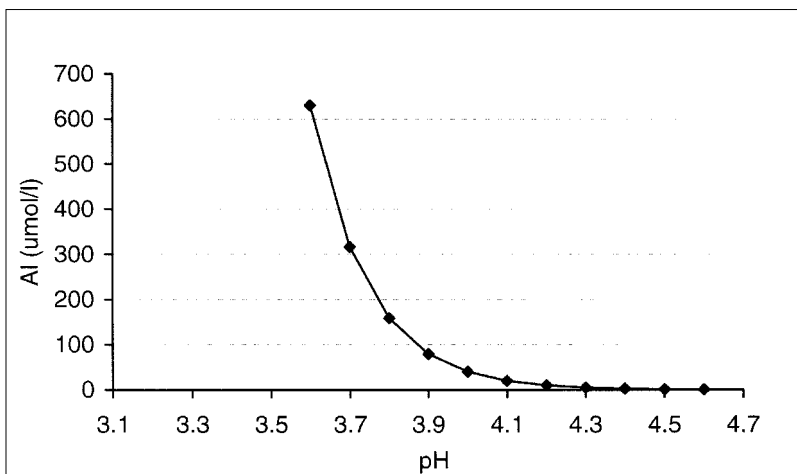
Vysoké koncentrace hliníku, respektive nízký poměr bazických kationtů a hliníku (dále Bc/Al) v půdním roztoku, působí fyziologické problémy kořenovému systému smrků. Při nízkém poměru soutěží ionty hliníku (Al) úspěšně s kationty vápníku (Ca), hořčíku (Mg) a draslíku (K) na výměnných místech buněčných membrán kořenového apoplastu, kde porušují iontovou rovnováhu. Al brání aktivnímu transportu iontů přes buněčné membrány tím, že obsazuje místa, která jsou určena pro bivalentní nebo monovalentní ionty, které mají podobné sférické vlastnosti jako iontový Al . Ten se zde usadí ve formě Al^{3+} , čímž je porušena elektrostatická rovnováha a membrána neplní svůj účel. Typicky, v případě hliníku, dochází k významnému blokování příjmu Mg . Dále dochází k odumírání takto zasažených orgánů - typicky jemných kořenů - s následným špatným příjmem živin, vody a celkovým oslabením rostliny. Tento mechanismus je typický pro B-horizonty lesních půd v celé střední Evropě i jižní Skandinávii. Mechanismus popisuje detailněji např. Puhe a Ulrich (2001). Dalším mechanismem, který může rostlinu poškodit, je blokování enzymů a následných reakcí katalyzovaných těmito enzymy. Al může zaujmout místa kovů, které jsou přirozenou součástí těchto enzymů. Tento mechanismus je ale typičtější například pro kadmium, Al se uplatňuje méně. Němečtí autoři (Rost-Siebert 1985, Ebben 1991) uvádějí, že smrk a buk se velmi liší odezvou na tuto toxicitu. Smrk ztepilý (*Picea abies*) je relativně odolný proti vysoké koncentraci protonů (tedy nízkému pH), ale je velmi náchylný k poškození hliníkem vlivem změny poměrů Bc/Al , zatímco buk lesní (*Fagus sylvatica*) je daleko odolnější k hliníkové toxicitě. Cronan a Grigal (1995) uvádějí statistickou analýzu poškození, kde je jako měřítko poškození brán molární poměr Ca/Al . Při poměru $\text{Ca}/\text{Al} = 1$ je udáváno významné poškození v 50 % studovaných případech, při poměru $\text{Ca}/\text{Al} = 0,5$ je poškození patrné v 90 % případech. V dalších studiích, jejichž výsledky jsou shrnuty v Anonymous (1996), je za rozhodující indikátor brán poměr Bc/Al , kde Bc je molární suma Ca , Mg a K . K podobným výsledkům došli i Sverdrup a Warfvinge (1993). Tento poměr je také používán jako kritický parametr pro výpočet kritické zátěže okyselujících sloučenin pro lesní půdy (ekosystémy) v rámci Konvence o dálkovém přenosu škodlivin v Evropě (LRTAP UN ECE). Nejnovější manipulační experimenty s umělým přidáváním iontového Al do půdy na lesní ploše v jižním Norsku (deWitt a Mulder, osobní sdělení) potvrzují výrazné blokování příjmu Mg po zhruba dvou letech experimentu. Výsledky zatím nebyly publikovány. Výsledky tohoto experimentu jsou důležité, protože ukazují, že skutečně závisí jen na poměru Bc/Al , protože pH půdního prostředí se v tomto experimentu nezměnilo (je přidávána neutrální sůl AlCl_3).

V přírodních podmínkách je koncentrace iontového Al (ten jediný je účinný ve shora popsaném mechanismu) řízena rozpouštěním sekundárních jílových minerálů a amorfního Al v půdním prostředí. Nejdůležitější řídicí veličinou je koncentrace H^+ v půdním roztoku. Snížování pH (nárůst H^+) je dáno velikostí kyselé atmosférické depozice a vyčerpáním mechanismů, které tomuto snížování brání. Samotné rozpouštění Al je jedním z nejdůležitějších pufracích mechanismů v půdním prostředí, který nastupuje po vyčerpání bazických kationtů z iontově-výměnného komplexu. Je nutno si uvědomit, že Al je, z pohledu celkového složení, v půdě přítomen vždy (jedná se o prvek s druhou největší četností výskytu v zemské kůře). K jeho výraznějšímu rozpouštění však dochází až po příslušném snížení pH půdního prostředí. Sekundární jílové minerály jsou produktem chemického zvětrávání primárních minerálů (zejména živců, ale i ostatních alumosilikátů). Protože v půdách je směs těchto sekundárních minerálů, je pro účely geochemických výpočtů používán jako modelový sekundární minerál gibsit – $Al(OH)_3$, a pro různé půdní horizonty jsou mu určeny různé rovnovážné konstanty rozpouštění/srážení (Anonymous 1996) podle reakce:



Tato reakce závisí exponenciálně na pH a na vytvoření příslušné rovnováhy. Hlavní zdroje H^+ v půdách jsou ale dva. První z nich je přirozený, a je jím produkce organických kyselin (huminových kyselin a fulvokyselin) při rozkladu organické hmoty. Druhým, v současné době dominujícím zdrojem, je kyselé atmosférická depozice. Přesto je ale třeba oba zdroje v úvahách o acidifikaci a následném poškození půd velmi důsledně rozlišovat, zvláště hovoříme-li o takzvaných přirozeně kyselých stanovištích a jejich další acidifikaci. Je možno se stále velmi často setkat s názorem, že horské smrčiny jsou „přirozeně kyselé stanoviště“, a tudíž k jejich acidifikaci nemohlo dojít, a antropogenní oksylení tak nemá na tato stanoviště zásadní vliv. Jedná se o zřejmý omyl. Přirozenou kyselostí se obvykle míní soubor vlastností, které jsou definovány biologicky (přítomnost acidofilních druhů vegetace a nepřítomnost ostatních druhů) a dále „nízkou“ hodnotou pH půdního výluhu či půdního roztoku. Tato relativně nízká hodnota (obvykle vyjádřená nikoliv absolutní hodnotou, ale porovnáním s jinými, méně kyselými stanovišti) je ovšem zavádějící, pokud budeme sledovat shora uvedenou linku změn poměrů Bc/Al v půdě. „Nízké“ pH (opět jen v relaci k ostatním stanovištím) je způsobeno hlavně přítomností již zmiňovaných přírodních organických kyselin. Jejich vysoká produkce při dekompozici surového humusu je podmíněna nízkými teplotami, trvale velkou vlhkostí a částečným nedostatkem kyslíku v humusových horizontech, takže nedochází k rychlé mineralizaci organických látek, a kyseliny se tak mohou z humusu v rozpustné formě uvolňovat do minerálních půdních horizontů. Huminové kyseliny a fulvokyseliny jsou skutečně značně kyselé (Hruška 2000, Hruška et al. 1996), a v profilu tak přirozeně snižují pH. V horských oblastech je pak skutečně přirozené pH půd i jejich roztoků nízké a k uvolňování Al z minerální půdy tak do-

cházel i v minulosti. Navíc horské podmínky snižují rychlost zvětrávání bazických kationtů (Ca, Mg, Na, K) a neutralizační potenciál půd je tak malý. Huminové kyseliny a fulvokyseliny mají ale jednu velmi důležitou chemickou vlastnost, a tou je schopnost vázat Al a i ostatní kovy do organických komplexů, které ovšem nejsou pro biotu toxické, protože velké molekuly těchto komplexů nejsou schopny obsazovat již shora zmíněná místa na buněčných membránách, reakce je sféricky bráněná. V takových podmínkách pak jsou poměry Bc/Al příznivé, i když je půda relativně kyselé a hliník je v ní přítomen. Dalším důležitým faktorem může být skutečnost, že tento mechanismus přirozeného okyselování běží již tisíce let, a v kořenové zóně již může být zásoba mobilizovatelného Al i částečně vyčerpána, nebo je prostě nedostupná, protože kořenová zóna není v dostatečném kontaktu s minerálním substrátem (půdy s mocnou rašelinnou vrstvou). Pak může být pH extrémně nízké (hodnoty pH půdních roztoků okolo 3,2-3,5, a výměnné pH půdy i pod hodnotou 3), ale toxicitu prostředí pro kořenový systém za daných podmínek nepůsobí. Tato situace je pravděpodobně typická i pro skandinávské lesy.



Některé studie ze Skandinávie se shora uvedenou hypotézou poškození lesa nesouhlasí (Högborg a Jensén 1994, Løkke et al. 1996). Je však nutno si uvědomit, že tamní lesy nebyly nikdy vystaveny takové změně acidobazických podmínek jako lesy středoevropské, a že valná většina skandinávských jehličnatých lesů náleží do skupiny shora popsaných přirozeně kyselých stanovišť, které však nebyly vystaveny tak značné následné acidifikaci.

Přistoupí-li však k této přirozené kyselosti ještě kyselost antropogenní, může se situace radikálně změnit. Postačí relativně velmi malá změna pH a podle shora uvedené rovnice rozpouštění gibsitu se do půdního prostředí rozpustí značné množství iontového Al, protože anorganické kyseliny způsobující antropogenní oksylení (H_2SO_4 a HNO_3) nemají žádné komplexační schopnosti a hliník uvolňuje v iontové, tedy toxické formě. Jak dramaticky se koncentrace Al v půdním prostředí změní při malé změně pH, je patrné z obr. B1. Při změně pH půdního roztoku z hodnoty 3,9 na 3,7 se zvýší koncentrace Al zhruba 4x. Pokud by zůstala koncentrace Bc stejná jako před poklesem pH, znamenalo by to

Obr. B1: Závislost koncentrace Al na pH půdního roztoku. Koncentrace Al je řízena rozpouštěním gibsitu, $pK_a = 7.6$.

B

i pokles poměru Bc/Al 4x a celý systém se rázem ze situace, kdy půdní prostředí je kyselé ale netoxické, posune do situace, kdy je prostředí velmi podobně kyselé (z hlediska pH). Z hlediska hliníkové toxicity se však dostalo na zcela jinou, toxicitější úroveň. Je tedy zřejmé, že i prostředí, které bývá vágně označováno za „přirozeně kyselé“ může být účinkem kyselého deště dále okyseleno (acidifikováno) a stát se fyto toxickým. Samotná hodnota pH je tedy pro hodnocení stavu půd z hlediska fyto toxicity zcela nedostačujícím údajem. Skutečnost, že pH půd a půdních vod je nízké, je známa dlouhou dobu a existuje mnoho studií, které během relativně dlouhých period měření ukázaly jen mírné změny pH půdních roztoků (shrnuje např. v Lochman et al. 2000).

Skutečnost, že mechanismus poškození smrků díky nízkým poměrům Bc/Al v půdní vodě je v podmínkách České republiky realitou, je popsána v následující kapitole. Mechanismus toho, jak ke snížení poměrů Bc/Al v půdách došlo, a jaký je očekávaný vývoj v budoucnosti, je popsán v kapitole D.

B.2.2. POMĚR BAZICKÝCH KATIONTŮ A HLINÍKU A STAV SMRKOVÝCH POROSTŮ V ČESKÉ REPUBLICE

JAKUB HRUŠKA, PAVEL CUDLÍN
(ČESKÝ GEOLOGICKÝ ÚSTAV, PRAHA,
ÚSTAV EKOLOGIE KRAJINY AV ČR, ČESKÉ BUDĚJOVICE)

Přes velký pokles koncentrací SO₂ v ovzduší během devadesátých let se zdravotní stav posuzovaný defoliací porostů za posledních 10 let nijak nezlepšil (Anonymous 2000). Je proto zřejmé, že koncentrace SO₂ ve vzduchu nebyly hlavní příčinou poškození a hypotéza o hlavním vlivu poměrů Bc/Al v půdních roztocích nabízí logické vysvětlení současné situace (Hruška et al. 2001). Tato hypotéza byla testována na údajích dostupných z území ČR. Byla shromážděna dostupná data o chemismu půdních vod měřená v druhé polovině devadesátých let ve smrkových porostech starších 50 let. Tento věk je důležitý, protože jedině v těchto porostech je možno vyhodnotit zdravotní stav porostů metodou sledování parametrů transformace koruny (Cudlín et al. 1999; viz příloha H3). Mezi sledované para-

metry patří defoliace primární struktury asimilačního aparátu v procentech (Gruber 1994), tvorba sekundárních výhonů (%) a typ defoliace (Lesinski a Landman 1985). Z těchto dvou parametrů je pak vypočten syntetický stupeň transformace koruny (rozmezí 0-4, kde vyšší číslo znamená vyšší poškození). Kromě toho byla metodou ICP Forests (ICP Forests, 1994) vyhodnocena celková defoliace koruny (%), která je standardně sledovaným parametrem ve většině inventarizačních studií. Na všech plochách bylo vyhodnocení provedeno v říjnu 1999.

V půdních roztocích byl sledován poměr Bc/Al i Ca/Al (průměr za sledované období), a to ve dvou horizontech, v půdní vodě pod organickým horizontem (O horizont), a dále v mělkých minerálních horizontech (E, případně B1), tedy v horizontech, kde je možno předpokládat kořenovou zónu smrků. Hlavní charakteristiky sledovaných ploch jsou uvedeny v tabulce B5. Nejvíce zkoumaných ploch bylo z Krkonoše (celkem 9, provozovatelé AGNOS Hořovice – 4 plochy, Botanický ústav AV ČR společně s Ústavem ekologie krajiny AV ČR – 5 ploch), dále 3 plochy na Šumavě (IFER), jedna plocha ve Slavkovském lese (Český geologický ústav), jedna plocha v Krušných horách (Český geologický ústav), jedna plocha na Českomoravské vysočině (VULHM), a jedna plocha v Beskydech (IFER). Celkem bylo vyhodnoceno 16 ploch. Na devíti z nich byly použity pro odběr půdní vody podtlakové sací lyzimetry, na ostatních byly použity gravitační lyzimetry. Byly vybrány jen plochy s nejméně dvouletým sledováním v letech 1995-1997.

Výsledky porovnání jsou shrnuty v tabulce B6, která udává Spearmanův pořadový korelační koeficient mezi jednotlivými sledovanými parametry a charakteristikami půdního roztoku z organického i minerálního horizontu. Překvapivě žádná korelace nebyla nalezena mezi transformací koruny a složením půdní vody v minerálních horizontech. Statisticky signifikantní negativní korelace na 95 % hladině pravděpodobnosti (P<0,05) byla nalezena pro poměr Ca/Al pro všechny typy transformací a defoliací. Nejvyšší korelace byla nalezena pro stupeň transformace koruny (r=-0,67), druhá nejvyšší by-

Tab. B5:
Geografické
a půdní charakteristiky, molární poměry prvků pro půdní vody a parametry transformace korun pro zkoumané plochy. Použité zkratky: CDD-celková defoliace; DPS-defoliace primární struktury; SV-sekundární výhony; STK-Stupeň transformace koruny; Bc-bazické kationty (Ca+Mg+K).

No.	Plocha	Oblast	Nadm. výška (m)	Půdní horizont	Půdní typ	Stáří lesa	Ca/Al org.	Bc/Al org.	Ca/Al min.	Bc/Al min.	CD (%)	DPS (%)	SH (%)	STK
1.	Rýchory	Krkonoše	742	O, B1	Ferric Podzol	100	0.7		0.3	1	28	54	41	1,2
2.	Bílé Labe	Krkonoše	1100	O, B1	Humic Podzol	100	1.1	2	1.2	2.2	37	72	58	1,9
3.	Přední Žalý	Krkonoše	918	O, B1	Ferric Podzol	100	1.2	2.7	0.6	1.1	38	74	61	2,0
4.	Bílá Voda	Krkonoše	1009	O, B1	Humic Podzol	100	0.6	1.3	0.2	0.4	41	78	67	2,5
5.	Alžbětinka	Krkonoše	1192	O, E	Humic Podzol	200	1.3	2.2			44	78	68	2,4
6.	Modrý důl	Krkonoše	1237	O, E	Humic Podzol	140	0.6	1.3	0.5	0.8	42	73	64	2,3
7.	Pašerácký chodníček	Krkonoše	1317	O, E	Leptic Podzol	145	0.6	1.2	0.4	1.1	47	94	90	3,4
8.	Pudlava	Krkonoše	1140	O, E	Humic Podzol	102	0.4	0.7	0.4	0.8	43	77	69	2,4
9.	Sluneční údolí	Krkonoše	1241	O, E	Humic Podzol	154	0.7	1.4	0.9	2.2	40	82	75	2,8
10.	Lysina	Slavkovský les	910	O, E, B1	Podzol	120	2.5	8.3	1.4	3.5	31	57	41	1,4
11.	Želivka	Českomoravská vysočina	440	O, B1	Luvisol	95	5.2	10.7	17.6	35.9	32	40	23	1,0
12.	Staré Hamry	Beskydy	580	B1	Gleyic Cambisol	88			0.3	0.9	36	46	32	1,0
13.	Filipova Huť	Šumava	1160	B1	Humic Podzol	116			0.4	0.8	31	51	36	1,8
14.	Javoří pila	Šumava	1125	B1	Humic Podzol	124			0.7	1.3	25	50	37	1,7
15.	Trojmezí	Šumava	1245	B1	Humic Podzol	110			0.7	1.1	37	68	59	2,2
16.	Načetín	Krušné hory	770	O, B1	Dystric Cambisol	120	2.0	3.8	0.4	0.7	32	74	63	1,9

	Celková defoliace	Defoliace primární struktury	Sekundární výhony	Stupeň transformace koruny
Ca/Al organický hor.	-0.60*	-0.51*	-0.66*	-0.67*
Bc/Al organický hor.	-0.81**	-0.65*	-0.80**	-0.81**
Ca/Al minerální hor.	NS	NS	NS	NS
Bc/Al minerální hor.	NS	NS	NS	NS

Tab. B6:
Spearmanovy korelační koeficienty mezi složením půdního roztoku s parametry transformace koruny. $Bc_{(Ca+Mg+K)}$; * $P < 0.05$; ** $P < 0.01$; NS-statisticky nevýznamná korelace

la tvorba sekundárních výhonů ($r = -0.66$). Defoliace primární struktury a celková defoliace měly nižší korelační koeficienty. Vyšší statistická významnost však byla nalezena pro poměr Bc/Al. (Tab. B6), v souhlase s hypotézou, že blokáce výměnných míst na kořenech je dána sumou všech Bc (Ca+Mg+K) a nikoliv pouze vápníku (Ca). Nejvyšší významnost, na hladině 99 % ($P < 0.01$), byla nalezena opět pro stupeň transformace koruny ($r = -0.81$), pro procenta výskytu sekundárních výhonů ($r = -0.80$) a pro celkovou defoliaci ($r = -0.81$). Defoliace primární struktury měla nižší ($r = -0.65$) hodnotu, ale i ta byla statisticky významná, a vyšší než pro prostý poměr Ca/Al.

Z uvedených výsledků tedy vyplývá, že nejlepší parametry poškození korun jsou stupeň transformace koruny a procento tvorby sekundárních výhonů. Velmi dobrou korelaci má i celková defoliace koruny, u ní je však problém v tom, že ačkoliv dobře koreluje s vlastnostmi půdního roztoku, leží jen ve velmi úzkém rozmezí hodnot (25-47 %). Při hodnocení většího souboru vícero pozorovateli může dojít k značnému zkreslení vlivem různého subjektivního hodnocení. Naproti tomu tvorba sekundárních výhonů leží v intervalu 23-75 %, tedy zhruba dvojnásobném, a stupeň transformace koruny od hodnot 1,0 do 3,4, tedy ještě relativně větším. Dále se jasně prokázal vztah mezi vizuálním poškozením a nízkým poměrem Bc/Al v půdním roztoku. Tento závěr jasně podporuje platnost hypotézy o poškození smrků vlivem acidifikace půd a následných změn vlastností půdních roztoků. Nejvyšší korelace byla nalezena pro půdní vody v organickém horizontu. Tento výsledek je s největší pravděpodobností dán velmi mělkou kořenovou zónou smrkových porostů v acidifikovaných půdách, kde je naprostá většina kořenového systému lo-

kalizována v organických horizontech a do minerálních půd proniká jen minimum kořenů. Tato skutečnost může být způsobena velmi nevhodnými (nízkými) poměry Bc/Al i Ca/Al v těchto horizontech a je možné je označit za druh kořenové chemotaxe způsobené půdní acidifikací, kdy kořeny hledají vhodnější poměry Bc/Al a nacházejí je ve svrchních půdních horizontech, které mají relativní dostatek Bc díky depozici a málo Al, protože jeho zdroj – zvětrávání podloží a minerálních půd, leží až v minerálních horizontech. Při převládajícím toku vody směrem od povrchu do minerální půdy a dále do podzemních a povrchových vod je většina hliníku lokalizována v půdě v hlubších minerálních horizontech a do půdní vody v organické vrstvě se tolik nedostává. Dále je nutno si uvědomit, že většina hliníku je v prostředí bohatém na huminové kyseliny a fulvokyseliny komplexována v humátech a fulvatech, které činí hliník pro organismy netoxickým, na rozdíl od hliníku v minerální půdě, kde je přítomen v toxické anorganické iontové formě, protože jeho koncentrace jsou vysoké a komplexační schopnost organických kyselin nestačí zdaleka pro všechny Al v půdním roztoku a také je díky postupnému srážení a dekompozici organických kyselin v minerální půdě koncentrace komplexů s Al nízká (Krám et al. 1995, Hruška a Krám 1994)

Jak bude vysvětleno v následujících částech, je velmi pravděpodobné, že charakteristiky půdních roztoků ve smrkových porostech se ani v blízké budoucnosti nezlepší, a proto je pravděpodobné, že ani stav korun se pronikavě nezmění. Na stav korun však mají vliv i jiné parametry (nadbytek dusíku v půdách), o kterých pojednáme později.

B

B.3. Vliv sloučenin dusíku na lesní ekosystémy

B.3.1. VLIV ANTROPOGENNÍ DEPOZICE
SLOUČENIN DUSÍKU NA VELIKOST POMĚRU C/N
V LESNÍCH PŮDÁCH

JEŘÝK HOFMEISTER (ČESKÝ GEOLOGICKÝ ÚSTAV, PRAHA)

B.3.1.1. Úvod

Činnost člověka na přelomu 2. a 3. tisíciletí zá-
měrně či nezáměrně ovlivňuje prakticky veškeré
životem obývané prostředí Země. K význam-
ným nepříznivým antropogenním vlivům na pří-
rodní prostředí patří změny biogeochemického
cyklu dusíku (Chapin et al. 2000; Wedin a Tilman
1996).

Význam dusíku spočívá v tom, že právě tento
prvek je v mnoha suchozemských ekosysté-
mech včetně lesních limitující živinou (Tyler a
Falkengren-Grerup 1998; Bobbink et al. 1998).
Takové ekosystémy jsou na nízkou dostupnost
dusíku adaptovány a jejich druhová diverzita je
zpravidla vyšší. Většina druhů rostlinných spole-
čenstev těchto ekosystémů je totiž kompetičně
úspěšná (a v optimálním zdravotním stavu)
právě a jen při nízké dostupnosti dusíku. Dlouho-
době zvýšený vstup dusíku do těchto
ekosystémů může být z těchto důvodů příčinou
změn v druhovém složení těchto ekosystémů
(Tilman et al. 1997; Wedin a Tilman 1996;
Bobbink et al. 1998; Bobbink a Roelofs 1995).

Chemicky vysoce stabilní molekula N_2 tvořící
převážnou část atmosféry Země může být zdro-
jem dusíku pro rostliny pouze v případě, kdy ji
do, pro rostliny přijatelných forem (NO_3^- a NH_4^+),
transformují k tomu způsobilé půdní bakterie
(symbiotická a asymbiotická fixace N_2). Naproti
tomu emise oxidů dusíku (N_2O , NO) z procesů
spalování fosilních paliv, jakož i emise a volatili-
zace amoniaku (NH_3) z intenzivně obhospoda-
řovaných zemědělských pozemků a chovů, rea-
gují v atmosféře velmi dobře a v době několi-
ka málo dnů se depozičními procesy opět vra-
cejí na zemský povrch v podobě NO_3^- a NH_4^+
(Vitousek et al. 1997).

Velikost atmosférické depozice sloučenin dusíku
v přirozeném člověkem neovlivněném prostředí
je na základě provedených měření odhadová-
na na 0,1 až 0,7 kg $N \cdot ha^{-1} \cdot rok^{-1}$, přičemž 40 % z to-
ho připadá na NH_4^+ a 60 % na NO_3^- (Galloway
et al. 1996). Toto množství představuje pouhý zlo-
mek velikosti vstupu sloučenin dusíku do jehlič-
natých i listnatých ekosystémů exponovaných
oblastí severní polokoule. Měření atmosférické
depozice sloučenin dusíku uskutečněná
v rámci celoevropských projektů v lesních po-
rostech většiny zemí západní a střední Evropy
stanovila velikost vstupu dusíku do těchto porostů
od 2 do 64 kg $N \cdot ha^{-1} \cdot rok^{-1}$ (projekt ECOFEE)
(Gundersen 1995), či od 13 do 59 kg $N \cdot ha^{-1} \cdot rok^{-1}$
(projekt NITREX; podrobně příloha H6)
(Gundersen et al. 1998), přičemž Holandsko,
Belgie, Německo, Polsko, Česká republika
a Slovensko jsou obecně považovány za oblas-
ti s nejvyšší atmosférickou depozicí sloučenin
dusíku (Van Leeuwen et al. 2000). Vzhledem
k tomu, že měření atmosférické depozice dusí-
ku je spojeno s řadou metodických obtíží, ne-

musí uvedené výsledky zcela přesně odpovídat
skutečnému vstupu dusíku do daných lesních
porostů. Nicméně je nepochybné, že zvýšení
vstupu dusíku do podstatné části evropských
lesních porostů je v posledních desetiletích vel-
mi výrazné.

Dosud uskutečněné výzkumy účinků antropo-
genní atmosférické depozice na lesní ekosysté-
my přinášejí v některých směrech rozporné vý-
sledky. K takovým výsledkům patří i výrazně od-
lišná retenční schopnost jednotlivých lesních e-
kosystémů vůči zvýšenému vstupu dusíku (Fenn
et al. 1998; Lovett et al. 2000).

Kvantitativně významné vyplavování NO_3^- z les-
ních ekosystémů indikující překročení retenční
(saturační) kapacity jejich půd bylo v někte-
rých lesních porostech pozorováno již při níjak
extrémním vstupu dusíku mezi 8 – 30 kg $N \cdot ha^{-1} \cdot rok^{-1}$
(Fenn et al. 1998). V lesních ekosystémech
může dokonce vyplavování NO_3^- (výstup dusíku
z ekosystému) převyšovat jeho vstup (Emmett a
al., 1998). Naproti tomu v mnoha dalších studo-
vaných lesních ekosystémech, často se znač-
ným vstupem dusíku, činila retence dusíku pře-
kvapivých 85 – 99 % vstupujícího dusíku
(Gundersen et al. 1998a; Magill et al. 2000; 1997;
Aber et al. 1998). Z množství vyplavovaného
 NO_3^- z ekosystému lze odhadovat úbytek bazic-
kých kationtů (Ca^{2+} , Mg^{2+} , K^+) z daných lesních
půd, neboť ty jsou vyplavovány zároveň.
Jmenované bazické kationty obvykle předsta-
vují kritický bod výživy dusíkem dotovaných les-
ních ekosystémů. (Schulze 1989; Oren et al.
1988a; 1988b; Matzner a Murach 1995).

Dosavadní výzkumy prozatím neposkytují zcela
uspokojivou odpověď na otázku, které vlastnos-
ti ekosystémů určují velikost jejich retenční kapa-
city pro vstupující dusík. Zdá se však, že klíčovou
rolí v půdních transformačních procesech vstu-
pujícího dusíku by mohl sehrát obsah uhlíku
a dusíku v organickém horizontu lesních půd,
resp. jejich vzájemný poměr uhlíku a dusíku –
tj. poměr C/N (např. Gundersen et al. 1998b;
Gundersen 1991; Dise et al. 1998a).

B.3.1.2. Význam poměru C/N v lesních půdách

Nejobecněji lze v profilu lesních půd vertikálně
rozlížit organický horizont a minerální půdní hori-
zonty. Organický (humusový) horizont je nej-
svrchnější a obvykle biologicky neaktivnější čás-
tí lesních půd. Skládá se téměř výhradně z látek
vznikajících rozkladem odumřelé organické
hmoty. V organickém horizontu lze většinou
identifikovat další tři subhorizonty (Emmer. 1998):

- **vrstva opadu** (L popř. Ol) – svrchní nerozlo-
žený organický materiál (při odběru vzorků
humusu lesních půd je ve většině případů
vrchní vrstva opadu (L) odstraněna – tj. neza-
hrnuta do vzorku – popř. analyzována oddě-
leně)
- **fermentační subhorizont** (F popř. Of) – ne-
dokonale rozložený organický materiál
- **humifikační subhorizont** (H popř. Oh) – orga-
nický materiál ve vysokém stupni rozkladu,
biologická aktivita v této vrstvě bývá nejvyšší

Pro rozlišení typů organického horizontu se používají různé klasifikační systémy, nicméně nejběžněji jsou rozlišovány následující tři typy půdního humusu lesních půd (Emmer 1998; Etherington 1975; Mařan a Kaš 1948):

- **mor** (surový humus) charakterizuje poměrně vysoká vrstva nerozloženého opadu a naopak málo mocné subhorizonty fermentační a humifikační s nízkou biologickou aktivitou (chybí zejména makrofauna členovců). Organický horizont je ostře ohraničen od minerální půdy. V přirozených podmínkách je typické nízké pH (3,8–4,0) a vysoký poměr C/N (> 30).
- **moder** (drť) je typický výraznější biologickou aktivitou, mohutnějším fermentačním horizontem a slabším horizontem humifikačním, který je málo promíšen s minerální půdou. Rozpětí pH může být široké (3 až 7) v závislosti na půdním substrátu a poměr C/N se pohybuje kolem 20.
- **mull** (mél) charakterizuje velmi tenká vrstva nerozloženého opadu, slabý fermentační subhorizont a různě silný humifikační horizont tvořený z velmi jemného až drobtovitého humusu s vysokou biologickou aktivitou. Organický horizont je obvykle velmi dobře promíšen se svrchní minerální vrstvou půdy (Ah horizontem). Půdní pH bývá vyšší než 5 a poměr C/N v rozmezí 10 až 20.

Humusová forma typu mor je příznačná pro podzolové půdy s nízkým obsahem živin (obvykle na pomalu zvětrávajících substrátech). Mullová forma humusu se naopak obyčejně vyskytuje na úživných lesních půdách (některých kambizemích, rendzinách apod.) (Etherington 1975). Toto schematické rozdělení může posloužit pouze pro hrubé srovnání úživnosti půd, neboť v konkrétních podmínkách často selhává – například půda s málo vyvinutým humusovým horizontem obsahuje více fosforu díky jeho vyššímu obsahu v matečné hornině ve srovnání s půdou s více vyvinutým humusovým horizontem, jejíž podloží tvoří hornina na fosfor chudá a její úživnost je v důsledku toho nižší (Pastor et al. 1984; Binkley a Giardina 1998).

Z hlediska vlivu vegetačního krytu na kvalitu humusu lze obecně rozdělit dřeviny na dvě skupiny. Jehličnany (smrk, borovice, modřín atd.) mají obtížně rozložitelný opad, neboť obsahuje malé množství živin (ty jsou před opadem starých jehlic stromem retranslokovány do mladších) a vysoký podíl různých fenolických látek, které inhibují činnost mikroorganismů. Z těchto důvodů je typickým typem humusu jehličnatých lesů mor. Naproti tomu opad listnatých dřevin vesměs umožňuje tvorbu živinami bohatších forem humusu – viz Tab. B7 (Zlatník 1976; Etherington 1975; Finzi et al. 1998; Van Breemen a Finzi 1998).

Uvolňování minerálních forem dusíku využitelných pro výživu rostlin (NH_4^+ a NO_3^-) z organického materiálu probíhá obecně prostřednictvím dekompozice tohoto materiálu (dekompozice označuje rozklad odumřelých rostlinných i živočišných materiálů). Prvním stupněm dekompozice je rozpad opadanky a tvorba humusu (humifikace), druhým pak rozklad humusu na minerální látky využitelné ve výživě rostlin (mineralizace) (Jakrlík a Pelikán 1999). Vlastní mineralizace dusíku je proces, během

kterého dochází prostřednictvím činnosti živých půdních organismů k přeměně organického dusíku na dusík anorganický, hlavně NH_4^+ a NO_3^- . Amonný iont (NH_4^+) může být následně oxidován přes NO_2^- na NO_3^- ; činností chemoautotrofních (zdrojem uhlíku je CO_2) a heterotrofních (zdrojem uhlíku je organicky vázaný uhlík) mikroorganismů (nitrifikace). Heterotrofní mikroorganismy jsou schopny uvolňovat NO_3^- přímo při rozkladu organické hmoty. Naopak NO_3^- může být činností dalších mikroorganismů redukován na NO a dále N_2O nebo N_2 a v plynné for-

B

dřevina	poměr C/N čerstvého opadu	pH čerstvého opadu	dobu nepatrného rozkladu opadu (v měsících)	dobu silnějšího rozkladu opadu (v měsících)	typ humusu
<i>Ulmus spp.</i>	28	6,5	6	12	mull
<i>Alnus glutinosa</i>	15	4,6	6	12	mull
<i>Fraxinus excelsior</i>	21	6,4	6	12	mull
<i>Robinia pseudoacacia</i>	14	5,4	8	19	mull
<i>Padus racemosa</i>	22	-	8	19	mull
<i>Carpinus betulus</i>	23	-	8	20	mull
<i>Acer pseudoplatanus</i>	52	4,5	18	24	mull
<i>Tilia spp.</i>	37	5,4	18	24	mull
<i>Betula spp.</i>	50	5,5	18	32	mull
<i>Populus tremula</i>	63	5,7	18	33	mull
<i>Quercus robur</i>	53	4,8	18	36	mull
<i>Fagus sylvatica</i>	51	4,3	18	36	mull
<i>Picea excelsa</i>	48	4,1	30	37	moder
<i>Pinus sylvestris</i>	66	4,2	30	45	moder
<i>Pseudotsuga Douglasii</i>	77	-	30	45	moder
<i>Larix europaea</i>	113	4,2	36	> 60	moder

mě unikat z půdního prostředí do atmosféry (denitrifikace). Kromě těchto procesů je určitá část vznikajících NH_4^+ a NO_3^- iontů spotřebována samotnými mikroorganismy, mykorrhizními houbami a kořeny rostlin (biotická imobilizace) a dochází i k navázání NH_4^+ i NO_3^- na půdní organické částice (abiotická imobilizace) (Persson et al. 2000).

Mezi množstvím dusíku a poměrem C/N v čerstvém opadu byl zjištěn vztah nepřímé úměry (Vitousek et al. 1982). Při rozkladu opadu s vysokým poměrem C/N na stanovištích s nedostatkem dusíku je významný podíl rozkladem uvolněného dusíku ihned bioticky imobilizován v organismech uskutečňujících dekompozici (naproti tomu většina uhlíku je uvolňována ve formě CO_2 do atmosféry). Biotickou imobilizací v organismech dekompozitorů se snižuje nabídka dusíku jako živiny pro vegetaci, a to zase nutí lesní dřeviny využívat získaný dusík co možná nejúčinněji – např. retranslokací dusíku z asimilačních orgánů před opadem (Millard 1996). Tento mechanismus udržuje na stanovištích s nedostatkem dusíku neustále vysoký poměr C/N v opadu a veškerý mineralizací z organické hmoty uvolněný dusík je bezprostředně využit (Vitousek 1982). Z toho vyplývá, že konkurence o získání minerálních iontů NH_4^+ a NO_3^- uvolněných mineralizací organické hmoty je velmi vysoká a k vyplavování dusíku z ekosystému nedochází. O účinnosti využití živin vypovídá rovněž srovnání rychlosti obrátu živin v listnatém i jehličnatém porostu, kdy zjištěné pořadí živin bylo následující: N a P, Ca, Mg, K, Fe a Mn, S a Na (Whittaker et al. 1979). Na základě těchto výsledků lze očekávat, že z ekosystémů, v nichž

Tab. B7:
Srovnání doby
rozkladu čerstvého
opadu různých
dřevin (Zlatník,
1976; upraveno)

B

je limitujícím prvkem dusík, není tento prakticky vyplavován (Gundersen 1991).

V půdách s nižším poměrem C/N probíhá mineralizace dusíku z opadu (a tedy jeho opětovná mobilizace jako živiny pro stromy) rychleji ve srovnání s půdami s poměrem C/N vyšším (Cote et al. 2000; Pastor et al. 1984; Gundersen 1991; Finzi et al. 1998; Fenn et al. 1998). Dekompozice rostlinného materiálu je velkou měrou zprostředkována bakteriemi a houbami, které mají nižší C/N poměr než vegetace, která

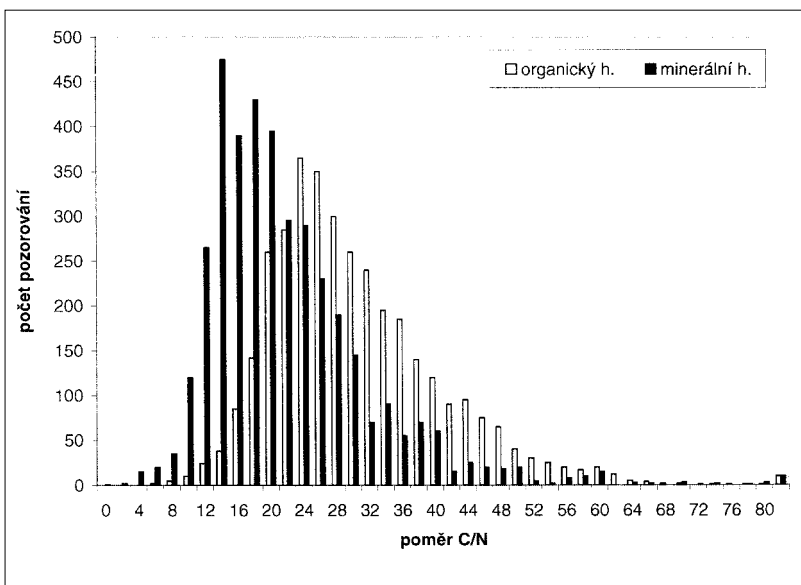
závisí na jejich provzdušnění a biologické aktivitě a snižuje se s hloubkou půdy. Poměr C/N v minerálním horizontu je obvykle nižší ve srovnání s organickým horizontem a s hloubkou půdy obvykle klesá (Vanmechelen et al. 1997; Puhe a Ulrich. 2001). Zatímco poměr C/N v organickém horizontu většinou negativně koreluje s rychlostí mineralizace organické hmoty, velikost poměru C/N v minerálních horizontech rychlosti mineralizace neodpovídá (Persson et al. 2000). Z těchto důvodů bývá proto jako indikátor stavu a metabolismu půdního dusíku a uhlíku nejčastěji využíván poměr C/N v organickém horizontu (popř. v opadu) (Dise et al. 1998a; Gundersen et al. 1998b).

V lesních půdách Evropy se poměr C/N pohybuje mezi 10 až 100, přičemž většina hodnot poměru C/N v organickém horizontu se nachází v rozmezí 20 až 40, v minerálních horizontech pak v rozmezí 10 až 30 (viz Obr. B2).

Při hodnocení výše uvedených informací ohledně velikosti poměru C/N v opadu jednotlivých druhů lesních dřevin a rychlosti jeho rozkladu je samozřejmě nutno uvážit jejich variabilitu způsobenou půdními podmínkami daného stanoviště (zejména pH, obsah vyměnitelných kationtů apod.), které obsah živin a rychlost rozkladu opadu rovněž do značné míry ovlivňují (Joergensen et al. 1995a; Caravaca et al. 1999; Reich et al. 1997; Håggvar 1994). Nicméně význam druhové skladby lesa na stav a vývoj půd je nepochybně nezanedbatelný (u nás však dosud nedoceněný). Některé studie vztahu vegetace a půdy z posledních let dokládají, že lesní porosty v závislosti na druhové skladbě mění podstatnou měrou stav humusu a zároveň živin v půdě, a tím vytvářejí podmínky buď pro své setrvání v ekosystému (a tím setrvání ekosystému v daném stavu), nebo častěji pro změnu druhové skladby porostů (další vývoj daných ekosystémů) (Van Breemen a Finzi 1998; Binkley a Giardina 1998; Finzi et al. 1998). V této souvislosti přinesl velmi zajímavé výsledky výzkum vývoje půd a vývoje lesních porostů (střídání dominantních dřevin) od konce doby ledové na území severovýchodního Maďarska. Jeho cílem bylo zjistit, zdali se z podzolových půd vyvinuly úživnější půdy typu kambizemí již před rozšířením listnatého lesa po skončení posledního glaciálu, nebo naopak až po obsazení původních podzolových půd listnatým porostem. Ukázalo se, že k přeměně podzolových půd došlo nejspíše až po rozšíření listnatého lesa na těchto půdách (Willis et al. 1997). Na základě těchto údajů nezbývá než připustit, že lesní ekosystém si biologickou činností jednotlivých populací organismů a jejich společenstev své prostředí (včetně stavu půdních živin) skutečně sám do značné míry vytváří.

B.3.1.3. Vliv antropogenní depozice dusíku na změny poměru C/N lesních půd a význam jeho změn pro lesní ekosystémy

Antropogenní depozice sloučenin dusíku je dalším z faktorů, který ovlivňuje velikost poměru C/N v půdě. Při dlouhodobě zvýšeném vstupu dusíku do ekosystému bylo zaznamenáno zvýšení obsahu dusíku v rostlinné biomase, v opa-



Obr. B2: Srovnání velikosti C/N poměru v organickém a svrchním minerálním horizontu lesních půd Evropy (Vanmechelen et al., 1997; upraveno)

je zdrojem uhlíku a dusíku. Vyšší obsah dusíku v rozkládaném materiálu proto usnadňuje rozvoj společenstev dekompozitorů. Velmi však závisí na typu rozkládaného materiálu. Počáteční fáze dekompozice organického materiálu je dána obsahem dusíku, později je významnější obsah ligninu, který je pro mnoho organismů obtížně rozložitelný (je rezistentní vůči jejich enzymatické výbavě) (Cotrufo et al. 2000).

Významnou roli při rychlosti mineralizace dusíku z organické hmoty může sehrávat také obsah pro rostliny přijatelného fosforu v půdě (Cote et al. 2000; Pastor et al. 1984), přičemž samotná organická hmota představuje obvykle významný zdroj půdního fosforu (Joergensen et al. 1995b). Připomeňme-li, že rozklad organické hmoty výrazně ovlivňuje půdní vlhkost a teplota a její variabilita (Puhe a Ulrich 2001; Köchy a Wilson 1997; Birch 1958) je nasnadě, že určit význam alespoň těchto hlavních faktorů ovlivňujících rychlost uvolňování živin v podmínkách konkrétních ekosystémů nemusí být zcela jednoduché. Ojedinele se proto vyskytují i práce, jejichž autoři nepovažují poměr C/N v půdách za dobrý indikátor rychlosti mineralizace a dostupnosti dusíku v půdě (Prescott et al. 2000). Podle jiných půdní mineralizace dusíku koreluje pouze s poměrem C/N v opadu (Vitousek et al. 1982). O množství živin uvolněných dekompozicí opadu zpět pro výživu dřevin nerozhoduje pouze jejich obsah v opadu a rychlost jeho rozkladu, ale i množství tohoto opadu, které se u jednotlivých dřevin liší běžně o 20 až 30 %, i více (Binkley a Giardina 1998).

Význam minerálních horizontů lesních půd v metabolismu dusíku a uhlíku v ekosystému

du, a následně i v půdní organické hmotě, a zároveň snížení poměru C/N v půdě (Fenn et al. 1998; Gundersen 1991; Wedin a Tilman 1990; Vanmechelen a al., 1997; Puhe a Ulrich 2001). Na základě měření půdních poměrů C/N v jehličnatých porostech nezasazených antropogenní depozicí sloučenin dusíku v horských oblastech Chile byl stanoven poměr C/N v půdě mezi 33 až 49,3. Ve srovnatelných horských jehličnatých lesích postižených antropogenní depozicí byl zjištěný půdní poměr C/N podle očekávání zřetelně nižší (16,2 až 23,5) (Zarin et al. 1998). Mnohem méně přesvědčivý vztah mezi velikostí atmosférické depozice dusíku a poměru C/N v půdě byl zjištěn v půdách evropských jehličnatých lesů (viz Tab. B8; Gundersen et al. 1998a). Porosty se vstupem dusíku vyšším než 50 kg N.ha⁻¹.rok⁻¹ měly sice nejnižší poměr C/N v organickém půdním horizontu, ale porost sítky v severním Walesu měl při daleko nižším vstupu dusíku poměr C/N v organickém horizontu v zásadě stejně nízký, a v minerálním dokonce výrazně nižší (viz Tab. B8). Vzájemná nezávislost mezi velikostí atmosférické depozice dusíku a poměrem C/N v organickém půdním horizontu byla výsledkem jiného srovnání dat z několika desítek lesních porostů větší části Evropy, zahrnující i lesní porosty České republiky (Dise et al. 1998b).

Příčina slabého odrazu vysokého vstupu dusíku do ekosystému na velikosti poměru C/N v půdě může spočívat v době trvání tohoto vysokého vstupu. Při dlouhodobém pokusu, při němž byl záměrně zvýšen vstup dusíku (dusíkatými hnojivami) do zkoumaných lesních porostů, byl po 9 letech zjištěn nižší poměr C/N v opadu, ale nikoliv v organickém půdním horizontu. Po 23 letech od zahájení hnojení bylo již zaznamenáno snížení poměru C/N v opadu i v organickém horizontu (Persson et al. 2000). Při jiném podobném pokusu byly jednotlivé oddíly smrkového porostu hnojeny po 20 let močovinou. Po 20 letech hnojení vzrostla pozitivně s množstvím přidané močoviny koncentrace dusíku v organickém horizontu (v %) a klesl poměr C/N (Norhstedt et al. 2000). I další autoři zjistili průkaznou pozitivní korelaci mezi množstvím vstupujícího dusíku do ekosystému a zvýšením koncentrace dusíku (v %) v jehličí či listech, ale velmi slabý vztah mezi velikostí vstupu dusíku a poměrem C/N v organickém horizontu půd (Dise et al. 1998b; Magill et al. 2000).

Z výše uvedeného plyne, že ke snížení poměru C/N v organickém horizontu může zřejmě docházet i při velmi vysokém vstupu dusíku do ekosystému až po několika letech, což by naznačovalo, že pravděpodobnou příčinou jeho změny je dekompozice dusíkem bohatšího opadu a nikoliv přímá imobilizace vyššího vstupu dusíku půdními mikroorganismy (Persson et al. 2000). V rozporu s tím řada autorů považuje spíše půdu za hlavní prostředí lesního ekosystému, v němž může docházet k akumulaci neobyčejně vysokého vstupu dusíku, ačkoliv vlastní mechanismy této akumulace nejsou zcela objasněny (Aber et al. 1998; Nadelhoffer et al. 1999; Magill et al. 1997).

Srovnání změny poměru C/N v půdách smíšeného listnatého porostu a porostu borovice po 6 letech hnojení NH₄NO₃ je znázorněno na obr.

B3. Z grafu na obr. B3 je dobře patrná rozporná změna poměru C/N půd listnatého lesa a porostu borovice. Zatímco 6 let trvající vyšší vstup dusíku vedl ke snížení poměru C/N v listnatém porostu, v jehličnatém došlo naopak k jeho zvýšení (Magill et al. 1997).

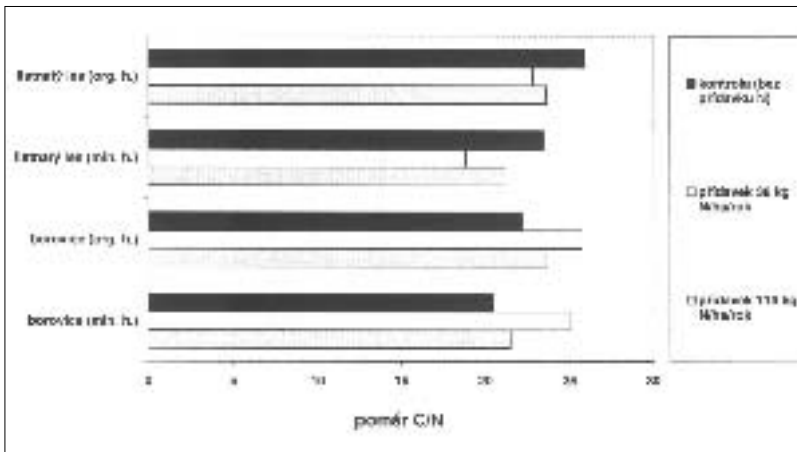
Jednou z uvažovaných příčin odlišných změn poměru C/N v lesních půdách s vyšším vstupem dusíku je tímto vstupem vyvolaná vyšší schopnost produkce ekosystému – vyšší asimila-

lokalita	Gårdsjön	Klosterhede	Aber	Speuld	Ysselsteijn
země	Švédsko	Dánsko	Wales	Nizozemí	Nizozemí
porost	<i>Picea abies</i>	<i>P. abies</i>	<i>P. sitchensis</i>	<i>Pseudotsuga menziesii</i>	<i>Pinus sylvestris</i>
depozice N (throughfall) (kg N.ha ⁻¹ .rok ⁻¹)	13	23	14	50	59
C/N (organický h.)	32	33	22	21	20
N (%) (organický h.)	1,8	1,4	1,8	2,0	2,2
C/N (minerální h.)	31	30	18	27	38
N (%) (minerální h.)	0,2	0,07	0,4	0,08	0,09

ce CO₂ (Townsend et al. 1996; Mäkipää 1995). Jak již bylo zmíněno v úvodu této práce, je dusík jako prvek v lesních ekosystémech často limitující živinou (Tyler a Falkengren-Grerup. 1998; Bobbink et al. 1998). Míra zvýšení produkce ekosystému jako odpověď na zvýšený vstup dusíku je ovšem ovlivněna dostupností ostatních živin – hlavně fosforu (P), hořčíku (Mg), vápníku (Ca) a draslíku (K), popř. jiných esenciálních prvků (Tyler a Falkengren-Grerup 1998; Cote et al. 2000; Schulze 1989).

V souladu s tím je od 2. poloviny 20. století pozorováno zvýšení ročních přírůstků v lesních po-

Tab. B8:
Velikost atmosférické depozice dusíku a poměrů C/N částí lesních porostů evropského výzkumného projektu NITREX (Gundersen a al., 1998a, upraveno).



rostech severní polokoule, které je dáváno do souvislosti se zvýšenou antropogenní depozicí dusíku (Kauppi et al. 1992; Binkley a Hogberg 1997; Aamlid et al. 2000). Jiní autoři ovšem zastávají názor, že hlavní příčinou změn rychlosti růstu stromů není zvýšení antropogenní depozice dusíku, ale recentní klimatické změny (Myneni et al. 1997; Jacoby et al. 1996; Nadelhoffer et al. 1999). Rovněž historický vývoj konkrétního lesního porostu je kromě velikosti vstupu dusíku a meziročních klimatických výkyvů důležitým faktorem rozhodujícím o vzrůstu akumulace uhlíku v rostlinné biomase ekosystému (Aber a Driscoll 1997).

Ke zvýšení objemu půdní organické hmoty může dojít nejen zvýšením produkce rostlinné bio-

Obr. B3:
Změna poměru C/N v půdách smíšeného listnatého porostu (*Quercus velutina*, *Q. rubra*, *Betula lenta*, *Acer rubrum*, *Fagus grandifolia*) a porostu borovice (*Pinus resinosa*) po 6 letech hnojení NH₄NO₃ (podle Magill et al., 1997)

B

masy, ale rovněž i zhoršením stavu humusu v důsledku antropogenní depozice acidifikujících látek (především sloučenin síry a dusíku). To platí zejména pro oblasti s nízkou pufrací kapacitou vůči antropogenní depozici acidifikujících látek a (nebo) oblastí s vysokou antro-

pogenní depozicí těchto látek. Snížení obsahu bazických kationtů v půdě v důsledku acidifikace znesnadňuje rozklad organické hmoty (Joergensen et al. 1995a; 1995b; Puhe a Ulrich 2001). V rámci větší části Evropy se zásoba organického uhlíku v humusovém horizontu typu mor pohybuje v rozmezí 0,1 až 3 kg.m⁻², ale ve více než 50 % odebraných vzorků byla vyšší než 1 kg.m⁻². Naproti tomu mullový humusový horizont obsahuje typicky méně než 1 kg.m⁻² organického uhlíku (Vanmechelen et al. 1997). Přibližně asi v polovině lesních porostů střední Evropy (zejména na podzolových půdách) je skutečně registrováno souběžné snížení poměru C/N a zvýšená akumulace organické hmoty (Puhe a Ulrich 2001).

Z výsledků srovnání 33 jehličnatých porostů z 11 států Evropy (včetně České republiky) vyplývá, že v podmínkách s atmosférickou depozicí dusíku nepřevyšující 10 kg N.ha⁻¹.rok⁻¹ je velikost vyplavovaného NO₃⁻ z těchto porostů zanedbatelná bez ohledu na velikost poměru C/N v organickém horizontu. Převyšuje-li atmosférická depozice dusíku 10 kg N.ha⁻¹.rok⁻¹, zvětšuje se množství vyplavovaného dusíku s poklesem poměru C/N v organickém horizontu daných porostů. Navíc je větší množství dusíku vyplavováno z těch porostů se stejným poměrem C/N v organickém horizontu, do nichž vstupuje více dusíku procesy atmosférické depozice. Velikost poměru C/N v organickém horizontu může na podkladě těchto výsledků sloužit k velmi dobrému odhadu velikosti výstupu dusíku z jehličnatých lesních porostů s výjimkou těch, v nichž atmosférická depozice dusíku přesahuje 30 kg N.ha⁻¹.rok⁻¹. V těchto ekosystémech je množství vyplavovaného dusíku značně variabilní (Dise et al., 1998a). Negativní korelace poměru C/N v organickém horizontu a množství vyplavovaného NO₃⁻ byla zaznamenána rovněž v 16 porostech smrku ztepilého (*Picea abies*) z různých evropských zemí (Matzner a Grosholz, 1997). Na základě vyhodnocení dat z více než sta jehličnatých lesních porostů Evropy byly stanoveny indikační hodnoty poměru C/N v organickém horizontu půd pro stanovení rizika vyplavování NO₃⁻ z ekosystému (viz Tab. B9; Gundersen et al. 1998b).

Podobně Emmett a al., (1998) uvádějí, že kritická hodnota poměru C/N v organickém horizontu je kolem 24. Při poměru C/N vyšším než 24 se vyplavuje z ekosystému méně než 10 % množství vstupujícího dusíku, při poměru nižším než 24 výrazně více (Emmett et al. 1998). Statistickou analýzou dat z několika desítek evropských lesních porostů (zahrnujících i porosty České republiky) s atmosférickou depozicí dusíku mezi < 1 až 70 kg N.ha⁻¹.rok⁻¹ a množství vyplavovaného dusíku mezi < 1 až 50 kg N.ha⁻¹.rok⁻¹ bylo zjištěno, že velikost atmosférické depozice dusíku vysvětluje 50 % variability v množství vyplavovaného minerálního dusíku a poměr C/N v organickém horizontu spolu s pH v minerálním (B) horizontu vysvětluje 60 % variability v množství vyplavovaného minerálního dusíku. Odděleně jsou výsledky této statistické analýzy znázorněny na obrázcích B4 až B6. Podstatně nižší množství vyplavovaného minerálního dusíku je charakteristické pro lesní porosty, kde je dominantní formou vstupu dusíku NH₄⁺ (viz Obr. B4). Poměr C/N v organickém horizontu a množství vyplavovaného dusíku odpovídá výše popsaným vztahům (viz Obr. B5). Obr. B6 dokumentuje, že v půdách s vyšším pH je NO₃⁻ vý-

Poměr C/N (organický hor.)	<25	25-30	>30
N stav ekosystému	saturace N	střední stav	limitace N
Riziko vyplavování NO ₃	vysoké	střední	nízké

Tab. B9: Poměr C/N v organickém horizontu půd jehličnatých porostů jako indikátor rizika vyplavování NO₃⁻ z těchto ekosystémů (Gundersen et al., 1998b)

Modelově si lze představit v zásadě 3 možné způsoby reakce lesního ekosystému na zvýšený vstup dusíku v souvislosti se změnou poměru C/N půd (Magill et al. 2000):

- snížení poměru C/N půd bez změny objemu celkové půdní organické hmoty,
- zvýšení objemu půdní organické hmoty bez změny poměru C/N,
- snížení poměru C/N půd a zároveň i zvýšení objemu půdní organické hmoty.

S přihlédnutím ke všem zmíněným skutečnostem je zřejmé, že reálná změna poměru C/N půdy konkrétního lesního ekosystému do značné míry záleží na vlastnostech tohoto porostu a jeho prostředí, přičemž klíčový faktor může představovat sukcesní vývoj a historie hospodářského využití daného lesního ekosystému (Lovett et al. 2000; Lovett a Rueth 1999; Magill et al. 1997; Aber et al. 1998).

V otázce vlivu antropogenní depozice dusíku na změny poměru C/N v lesních půdách zůstává mnohé neobjasněné. Nic to však nemění na tom, že velikost poměru C/N v půdách má ve většině případů vysokou vypovídací schopnost ohledně půdních transformací dusíku. Důvodem je velmi úzká souvislost velikosti poměru C/N s rychlostí dekompozice a mineralizace organické hmoty v půdě (Cote et al. 2000; Pastor et al. 1984; Gundersen 1991; Finzi et al. 1998; Fenn et al. 1998). Změny poměru C/N v půdách vyvolané antropogenní depozicí dusíku (resp. jakýmkoli zvýšením vstupu dusíku do ekosystému) znamenají potenciálně významnou změnu v rychlosti mobilizace minerálních forem dusíku (NH₄⁺ a NO₃⁻) v ekosystému v důsledku urychlení dekompozice a mineralizace organické hmoty (Fenn et al. 1998; Gundersen 1991).

Zcela zásadní význam znalosti poměru C/N v půdách lesních porostů spočívá v silné korelaci s vyplavováním (výstupem) NO₃⁻ z těchto eko-

razně lépe imobilizován a vyplavování NO_3^- je většinou velmi nízké (Dise et al. 1998b).

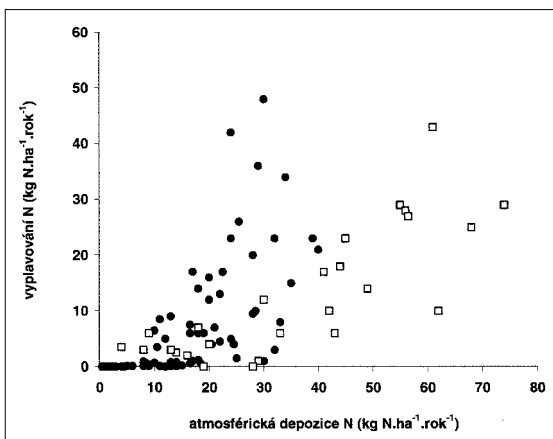
Výsledky prezentovaných výzkumů dokládají, že množství vyplavovaného minerálního dusíku z jehličnatých lesních ekosystémů částečně určuje velikost atmosférické depozice dusíku a částečně stav humusu (poměr C/N v organickém půdním horizontu) a zásoba bazických kationtů v ekosystému (Dise et al. 1998b). Malé množství údajů z listnatých lesních ekosystémů neumožňuje učinit obdobný závěr i pro tyto ekosystémy (Gundersen et al. 1998b). Výzkumy, které probíhají paralelně v jehličnatých i listnatých lesních porostech vesměs dokumentují rozdílné chování těchto ekosystémů při stejné zvýšené vstupu dusíku. Jehličnaté ekosystémy se zdají být náchylnější k vyplavování dusíku, jejich retenční kapacita vůči vstupujícímu dusíku je tedy pravděpodobně menší (von Wilpert et al. 2000; Lovett et al. 2000). Tím vzájemné rozdíly nekončí. Zatímco listnaté porosty pod vlivem vysokého vstupu dusíku zvyšují intenzitu růstu, jehličnany reagují opačně (Aber et al. 1995; Magill et al. 2000; 1997; Fenn et al. 1998). V jehličnatých porostech (*Pinus sylvestris*, *Picea abies*, *Pseudotsuga menziesii*) bylo dokonce zaznamenáno podstatné zvýšení růstu v důsledku vyloučení vysokého vstupu dusíku ($> 35 \text{ kg N} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{rok}^{-1}$) (Emmett et al. 1998). Naproti tomu mírně zvýšená atmosférická depozice dusíku ve Švédsku a Norsku může být příčinou v posledních letech zaznamenaného zvýšení růstu lesních porostů včetně jehličnatých (Binkley a Högberg 1997; Aamlid et al., 2000). Uvedené příklady dosvědčují, že indikační význam poměru C/N v organickém horizontu jehličnatých lesních porostů nelze zcela jednoduše použít i pro listnaté ekosystémy. Dokladem velmi vysoké a obtížně vysvětlitelné retenční schopnosti smíšeného listnatého lesa (*Quercus velutina*, *Q. rubra*, *Betula lenta*, *Acer rubrum*, *Fagus grandifolia*) vůči vysokému vstupu dusíku je 99 % retence vysokého vstupu dusíku (téměř $900 \text{ kg N} \cdot \text{ha}^{-1}$ během 6 let). V jehličnatém ekosystému (*Pinus resinosa*) byla zjištěna při stejné vysoké vstupu dusíku 85 % retenční schopnost (Magill et al. 2000; 1997; Aber et al. 1998). Kromě toho nechybí rovněž ani doklady rozdílného chování listnatých ekosystémů pod vlivem srovnatelné atmosférické depozice dusíku (Lovett a Rueth 1999).

Přes nedostatečnou znalost poměrů ve více reprezentativním počtu listnatých ekosystémů lze předpokládat, že listnaté ekosystémy mají vyšší retenční schopnost vůči zvýšenému vstupu dusíku ve srovnání s jehličnatými ekosystémy a vyplavování minerálního dusíku (a spolu s ním i dalších důležitých živin) z těchto ekosystémů je ve většině případů nižší.

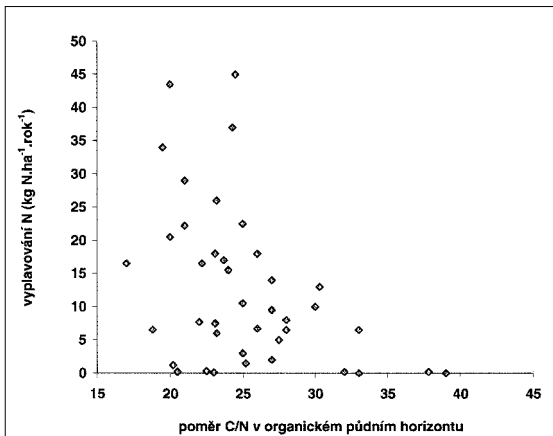
Další vlastností lesních ekosystémů, která může ovlivňovat jejich retenční schopnost vůči přídavku živin, je jejich stáří. Sledováním intenzity vyplavování NO_3^- z lesních ekosystémů různého stáří se zjistilo, že důležitou vlastností rozhodující o jeho retenční schopnosti může být stáří ekosystému, přičemž u ekosystémů středního stáří je předpokládána nejvyšší schopnost retence dusíku, zatímco v raných a pozdních stádiích vývoje ekosystémů je předpokládána schopnost retence nižší (Vitousek a Reiners 1979). Znovu je proto třeba připomenout význam historického

vývoje konkrétního lesního porostu včetně způsobů a intenzity hospodaření v minulosti na jeho změny pod vlivem antropogenní depozice dusíku (Lovett et al. 2000; Lovett a Rueth 1999; Aber et al. 1998).

V České republice nebyla v posledních letech publikována pravděpodobně žádná studie zaměřená na význam poměru C/N v organickém horizontu lesních půd. Výsledky výše uvedených výzkumů významu poměru C/N v organickém horizontu jehličnatých lesních porostů středoevropského, popř. celoevropského rozsahu jsou však do značné míry obecně platné, a navíc část z nich obsahuje i data z lesních porostů na území České republiky (viz výše), takže je lze aplikovat i v podmínkách České republiky. Při rutinních analýzách půdních poměrů lesních porostů České republiky je obvykle poměr



Obr. B4: Srovnání velikosti atmosférické depozice (vstupu) dusíku a vyplavování (výstupu) minerálního dusíku z ekosystému – porosty s dominantním vstupem NH_4^+ ($> 65\%$) jsou značeny modrým čtverečkem (Dise et al. 1998b)



Obr. B5: Vztah poměru C/N v organickém půdním horizontu a množství minerálního dusíku vyplavovaného z ekosystému (Dise et al. 1998b)

C/N ve vzorcích půd stanovován. Nicméně, výsledky těchto analýz jsou obvykle neúplné, nekomplementované a velmi nesnadno přístupné. V době přípravy této zprávy jsem měl k dispozici relativně ucelený soubor analýz vzorků lesních půd části Krkonoš z let 1971 až 1991 (6. až 8. vegetační stupeň, lesní závody Horní Maršov, Vrchlabí a Harrachov). Poměr C/N v celkem 81 vzorcích organického horizontu byl s jedinou výjimkou vždy < 25 a v 51 vzorcích dokonce < 20 . Tyto hodnoty představují v případě smrkových porostů vysoké riziko vyplavování živin z ekosystému, což dokládá velmi nízká bazická saturace půd těchto lokalit, která ve většině případů nedosahuje 10 %. I další, byť skrovné domácí údaje naznačují, že poměr C/N v organickém

B

horizontu citlivých jehličnatých porostů je poměrně nízký. Poměr C/N v organickém horizontu naprosté většiny vybraných lesních porostů České republiky zařazených do evropského výzkumného projektu ICP Forests nedosahuje hodnoty 25, z čehož většinu ovšem tvoří listnaté dřeviny (Škarecká a Fabiánek 1997). Podobně v pokusných smrkových a bukových porostech v Moravskoslezských Beskydech se poměr C/N v organickém horizontu pohyboval okolo 20 v porostech obou dřevin (Lochman et al. 2000).

B.3.1.4. Vliv vápnění a způsobů hospodaření na změny poměru C/N v lesních půdách

Pokles pH a zásoby bazických kationtů (Ca^{2+} , Mg^{2+} , K^+) v půdě v lesních ekosystémech posti-

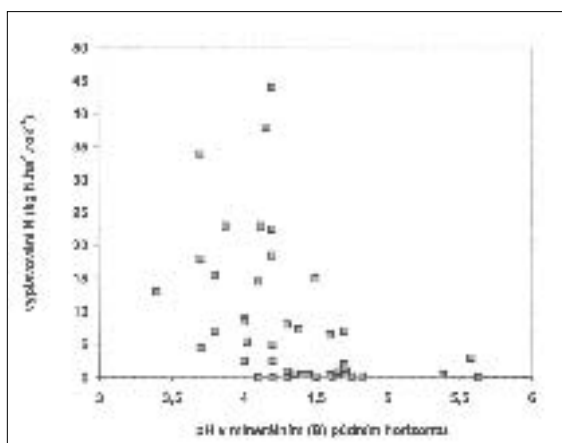
ho NO_3^- v půdě imobilizována v půdní organické hmotě. V případě, že poměr C/N daného půdního horizontu je nízký, hrozí výrazné vyplavování vznikajícího NO_3^- z ekosystému (Persson 1988). Nitrifikaci aktivovaný a v půdě imobilizovaný dusík může následně způsobit snížení poměru C/N, a tím snížení retenční kapacity půdy pro dusík. Ačkoliv se ukazuje, že retenční schopnost mnoha lesních ekosystémů vzhledem k dusíku je obrovská (viz výše), četné výzkumy potvrzují rychlé zvýšení vyplavování dusíku z lesních ekosystémů po aplikaci různých bazických materiálů (Andersson et al. 1999; Belkacem a Nys 1995) a (nebo) snížení poměru C/N půd (Belkacem a Nys 1995; Badalucco et al. 1992). Na druhou stranu ovšem nechybějí příklady, kdy snížení poměru C/N v půdách následkem vápnění nebylo zaznamenáno (Andersson et al. 1988).

Rozhodujícím faktorem, který zpochybňuje pozitivní význam vápnění lesních ekosystémů, je často pozorované následné snížení růstu lesních dřevin (Binkley a Hogberg 1997; Andersson et al. 1988; Ingerslev 1997), zatímco pozitivní stimulace růstu či alespoň zjevné zlepšení stavu půdních živin je spíše výjimkou (Puhe a Ulrich 2001; Andersson et al. 1988).

Při hodnocení významu vápnění lesních porostů je nutné si v první řadě uvědomit, že živinový status lesních ekosystémů je výsledkem několik desítek let až staletí trvajících pozvolného vývoje. Náhlý vstup velkého množství bazických kationtů do ekosystému představuje sám o sobě výrazný stresový faktor, ať už nakonec vede k dlouhodobějšímu zvýšení zásoby půdních bazických kationtů, (a tedy i k vylepšení dostupnosti živin na stanovišti) či nikoli. V souladu s tím je třeba varovat před unáhleným velkoplošným vápněním lesních porostů. Aplikace materiálu s vhodným poměrem bazických kationtů (z běžných je přijatelný dolomitický vápenc) může na silně acidifikovaných půdách zřejmě znamenat určité zlepšení stavu živin. V případě vybraných lesních porostů, v nichž jsou prokazatelné silné příznaky narušení jejich výživy z důvodů nízké dostupnosti bazických kationtů, může být i tak razantní opatření, jakým je vápnění, odůvodněné. Na základě nedostatečných znalostí cílových porostů provedené velkoplošné vápnění za účelem zvýšení dostupnosti bazických kationtů by naopak nejspíše znamenalo podstatné zhoršení stavu živin, a následně i lesních porostů samých.

Výsledky sledování obsahu bazických kationtů v půdách a obsahu živin asimilačních orgánech v oblasti Orlických hor dokládají, že i v bukových porostech jsou mnohdy některé z bazických kationtů silně deficitní (Podrázský a Vacek 1996a; 1996b). Podobné šetření v Krušných horách prokázalo nedostatečný příjem dusíku a hořčíku v případě smrku (Pasuthová a Lomský 1998), zatímco obsah všech makroelementů v asimilačních orgánech břízy bělokore (Betula pendula) byl dostatečný (Kula a Hrdlička 1998). Obsah dusíku v jehličí smrku se pohyboval jen těsně nad hranicí nedostatečnosti ve vzorcích z některých českých lokalit zahrnutých do evropského projektu ICP Forests (v listech opadavých dřevin byl obsah dusíku dostatečný). Obsah bazických kationtů byl ve všech vzorcích listnatých i jehličnatých dřevin

Obr. B6: Vztah pH v minerálním (B) půdním horizontu a množství vyplavovaného minerálního dusíku (Dise et al. 1998b)



žených vysokým antropogenním vstupem acidifikujících látek (zejména sloučenin síry a dusíku) se v některých oblastech řešil tzv. vápněním těchto ekosystémů – tj. přidáváním vápence (CaCO_3) a dolomitického vápence ($\text{MgCa}(\text{CO}_3)_2$), popř. sádrovce ($\text{CaSO}_4 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$), přičemž někdy jsou přidávány i živiny (fosfor, popř. i dusík a draslík). Výsledky tohoto postupu jsou však v mnoha případech problematické. V sousedním Německu byla na lesních půdách s bazickou saturací nižší než 30 % provedena plošně rozsáhlá aplikace dolomitického vápence ($3 \text{ t} \cdot \text{ha}^{-1}$ v 17 % lesních porostů), která vedla k zvýšení zásoby bazických kationtů ve svrchních půdních horizontech (Puhe a Ulrich 2001). Stejný závěr zaznamenali i autoři jiných obdobných experimentů (Bakker et al. 1999; Ingerslev 1997; Nihlgård et al. 1988). Hlubší minerální půdní horizonty, které mají obvykle velmi nízké pH, zůstávají přidáváním nedotčeny mnohdy i po několika letech, a to i při aplikaci velmi jemně mletých materiálů (Puhe a Ulrich 2001; Andersson et al. 1988). Ale ani v případech, kdy dojde vlivem vápnění ke zvýšení pH v hlubších minerálních horizontech, není situace příznivá. Poměr C/N se s hloubkou půdy obvykle snižuje (viz výše), přičemž zásoba NH_4^+ v hlubších minerálních horizontech může být v oblastech bez přítomnosti kořenů značná. Zvýšení pH v těchto půdních zónách tak vede k výraznému zvýšení nitrifikačního potenciálu a přeměně NH_4^+ na NO_3^- . Je-li poměr C/N v daném půdním horizontu dostatečně vysoký, je většina vzniklé-

dostatečný, s výjimkou jednoho vzorku buku (Lomský 2000).

Přes některé odlišnosti a celkově nízký počet dosud provedených výzkumů jsou v obecné rovině i v České republice listnaté porosty hodnoceny jako více odolné vůči antropogenní depozici dusíku (a síry) ve srovnání se smrkovými monokulturami (Vacek a Matějka 1999).

Velký vliv na stav a kvalitu půd (včetně poměru C/N) má rovněž způsob hospodaření v lesních porostech. Snížení poměru C/N v půdě a zásoby půdního uhlíku a dusíku následkem holosečného způsobu hospodaření bylo již mnohokrát ověřeno v rozličných lesních porostech (Johnson 1995; Scott et al. 1998). Například po holoseči porostů borovic (*Pinus sylvestris*) rostoucích hojně na chudých písčitých půdách trvá období zvýšené dekompozice organického materiálu téměř 20 let, přičemž několik let po holoseči je rychlost dekompozice podle očekávání nejvyšší. Vytvoření původní zásoby půdního uhlíku a dusíku trvá asi 80 až 100 let (Puhe a Ulrich 2001).

Rovněž způsob a intenzita využití stávajícího lesního porostu v minulosti se může překvapivě i po několika staletích odrážet v úrovni stavu humusu (velikosti poměru C/N) a zásobení ekosystému živinami (Compton a Boone 2000; Lovett et al. 2000; Honnay et al. 1999).

B.3.1.5. Širší souvislosti vývoje lesních ekosystémů na podkladě současných znalostí změn přírodního prostředí

V předchozích kapitolách byly již několikrát zmíněny další potenciálně významné faktory ovlivňující velikost poměru C/N v organickém materiálu, ale především změnu produkce lesních porostů. V posledních deseti letech se objevila řada prací upozorňujících na zvýšení růstu lesních porostů, jehož optimum je nejčastěji situováno mezi 45° a 70° severní šířky (Myneni et al. 1997; Kauppi et al. 1992; Jacoby et al. 1996; Nadelhoffer et al. 1999; Puhe a Ulrich 2001; Binkley a Hogberg 1997; Aamlid et al. 2000; Townsend et al. 1996). V určení příčin tohoto trendu se však jednotliví autoři rozcházejí.

Zrychlení růstu skandinávských smrkových a borovicových porostů v 2. polovině 20. století je vysvětlováno vyšší dostupností dusíku v těchto ekosystémech v důsledku jeho antropogenní depozice (Binkley a Högberg 1997; Aamlid et al. 2000; Puhe a Ulrich 2001; Mäkipää 1995), ačkoliv jiní autoři dominantní úlohu antropogenní depozice dusíku zpochybňují (Nadelhoffer et al. 1999). Paradoxní je, že smrkové porosty v Norsku se mnohdy vynořují symptomy poškození indikujícími jejich sníženou vitalitu, přesto není porovnána jejich vyšší úmrtnost, a navíc mají větší přírůstky (Aamlid et al. 2000). V mnohých oblastech je však dokumentováno zvýšení produkce lesních porostů již od 2. poloviny 19. století (Jacoby et al. 1996; Puhe a Ulrich 2001). Většina autorů považuje za příčinu recentního zvýšení produkce lesních porostů klimatické změny a (nebo) vzrůst obsahu CO₂ v atmosféře (Jacoby et al. 1996; Myneni et al. 1997; Nadelhoffer et al. 1999; Puhe a Ulrich 2001).

Aktuální klimatické změny nelze přitom jednoduše shrnout pod populární pojem globální oteplování. Změny klimatu v celosvětovém prů-

měru totiž mohou být ve srovnání s očekávaním menší (Santer et al. 2000; Gaffen et al. 2000; Hurrell a Trenberth 1997), ale tím více významné regionálně. Například na území Německa se průměrná roční teplota mezi roky 1891 a 1990 zvýšila o 0,7 až 0,8°C, zatímco ve východní části střední Evropy (Slovensko, Polsko) nebylo zaznamenáno téměř žádné zvýšení průměrné teploty (Puhe a Ulrich 2001). Podobně regionálně rozdílné klimatické změny lze sledovat i v uplynulých tisíci letech. Příkladem může být tzv. středověké teplé období s teplotami vyššími asi o 1°C ve srovnání se současnými, které je ve střední Evropě nejčastěji datováno mezi roky 1150 až 1300 (Puhe a Ulrich 2001; Schöve a Lowther 1957; Crowley 2000). V této době je ze Skandinávie doloženo citelné ochlazení a k výraznějšímu oteplení zde pravděpodobně došlo až mezi roky 1400 až 1440 (Puhe a Ulrich 2001). Toto období odděluje od současnosti chladné období - tzv. malá doba ledová, která ve střední Evropě vrcholila zřejmě na přelomu 17. a 18. století (Kreutz et al. 1997; Puhe a Ulrich 2001; Crowley 2000). Bez ohledu na to, zda budeme za příčiny současných klimatických změn považovat alespoň zčásti vlivy antropogenní činnosti (Tett et al. 1999; Stott et al. 2000; Crowley 2000; Zwiers a Weaver 2000), či na lidské činnosti nezávislé (Kreutz et al. 1997; Thompson et al. 1995), je třeba vzít v úvahu vliv těchto změn na lesní porosty (resp. jednotlivé druhy dřevin). Relativně malé změny teploty či množství srážek totiž mohou vyvolat značné změny vegetace ekosystémů (Sprugel 1991; Bernadzki et al. 1998). Současné změny klimatu ve střední Evropě tak vytváří nepříznivé podmínky pro chladnomilné a vlhkomilné horské dřeviny, jejichž typickým a hospodářsky významným zástupcem je smrk ztepilý (*Picea abies*) (Puhe a Ulrich 2001). Přičteme-li k tomu, že smrkové porosty jsou ve srovnání s listnatými porosty méně odolné vůči u nás přes dílčí snížení přetrvávající vysoké antropogenní depozici, lze jen doporučit výrazné snížení zastoupení smrku v našich lesích ve prospěch listnatých porostů.

Vzhledem ke složitosti problému nelze očekávat, že bude v brzké budoucnosti určen význam jednotlivých potenciálních faktorů způsobujících zvýšení růstu lesních porostů. Jak je patrné, mají tyto potenciální příčiny vždy svůj rub a líc. Antropogenní depozice dusíku může zřejmě v závislosti na své velikosti a podmínkách cílového lesního porostu stimulovat růst stromů, stejně jako jej inhibovat. Podobně prodlužování vegetačního období, jako jeden z průvodních jevů oteplování klimatu střední Evropy, zvyšuje růst některých dřevin, ale na úkor jiných. Stav lesních porostů je vždy výsledkem působení celé řady přírodních i antropogenních faktorů, které v závislosti na stavu těchto faktorů (velikosti, (ne)dostatku, (ne)přítomnosti apod.) a stavu podmínek konkrétního ekosystému, mohou podporovat vývoj tohoto ekosystému ve stávající linii, (a to potřebuje vlastník hospodářského lesa), nebo naopak vyvolat jeho změnu. Tyto faktory mohou v ekosystému působit proti sobě, vedle sebe, popř. synergicky, přičemž jejich vzájemný vztah se může s časem měnit.

B

B.3.1.6. Shrnutí

1. Význam znalosti poměru C/N půd spočívá v indikaci stavu humusu v lesních ekosystémech, a v případě jehličnatých ekosystémů i k velmi dobrému odhadu rizika vyplavování dusíku z ekosystému. Spolu s NO_3^- jako dominantní formou dusíku vyplavovaného z ekosystému, jsou vyplavovány i bazické kationty (Ca^{2+} , Mg^{2+} , K^+), které obvykle představují kritický bod výživy dusíkem dotovaných lesních ekosystémů.
2. V půdách s nižším poměrem C/N probíhá mineralizace dusíku z opadu (a tedy jeho opětovná mobilizace jako živiny pro vegetaci) rychleji ve srovnání s půdami s poměrem C/N vyšším. Při rozkladu opadu s vysokým poměrem C/N na stanovištích s nedostatkem dusíku je jeho významný podíl rozkladem uvolněného dusíku ihned bioticky imobilizován v organismech uskutečňujících dekompozici (naproti tomu většina uhlíku je uvolňována ve formě CO_2 do atmosféry). Biotickou imobilizací v organismech dekompozitorů se snižuje nabídka dusíku jako živiny pro vegetaci, a to zase nutí lesní dřeviny využívat získaný dusík co možná neúčinněji - např. retranslokací dusíku z asimilačních orgánů před opadem. Tento mechanismus udržuje na stanovištích s nedostatkem dusíku neustále vysoký poměr C/N v opadu a veškerý mineralizací z organické hmoty uvolněný dusík je bezprostředně využit. Z toho vyplývá, že konkurence o získání minerálních iontů NH_4^+ a NO_3^- uvolněných mineralizací organické hmoty je velmi vysoká a k vyplavování dusíku z ekosystému nedochází.
3. Dlouhodobě zvýšený vstup dusíku do ekosystému se může projevit zvýšením obsahu dusíku v rostlinné biomase, v opadu, a následně i v půdní organické hmotě, a zároveň snížením poměru C/N v půdě. Mnohé lesní ekosystémy s nízkým antropogenním vstupem dusíku mají poměr C/N v půdě vyšší ve srovnání s porosty s vysokou atmosférickou depozicí dusíku; v případě mnoha dalších to však neplatí. Reálná změna poměru C/N půdy konkrétního lesního ekosystému do značné míry záleží na dalších vlastnostech tohoto porostu a jeho prostředí, přičemž klíčový faktor může představovat sukcesní vývoj a historie hospodářského využití daného ekosystému.
4. Množství vyplavovaného minerálního dusíku z jehličnatých lesních ekosystémů částečně určuje velikost atmosférické depozice dusíku a částečně poměr C/N v organickém půdním horizontu (stav humusu) a zásoba bazických kationtů v minerálních půdních horizontech daného ekosystému. Vyplavování minerálního dusíku

je výrazně vyšší v jehličnatých porostech s poměrem C/N v organickém horizontu nižším než 24. Poměr C/N v organickém horizontu podstatně části jehličnatých lesních porostů v oblastech s vysokou antropogenní depozicí na území České republiky je zřejmě nižší než tato kritická hodnota, což indikuje významné vyplavování živin z těchto ekosystémů. Malé množství údajů z listnatých lesních porostů neumožňuje učinit obdobný závěr i pro tyto ekosystémy. Na základě existujících publikovaných dat lze předpokládat, že listnaté ekosystémy mají vyšší retenční schopnost vůči zvýšenému vstupu dusíku ve srovnání s jehličnatými ekosystémy.

5. Při hodnocení významu vápnění lesních porostů je nutné si v první řadě uvědomit, že živinový status lesních ekosystémů je výsledkem několik desítek let až staletí trvajícího pozvolného vývoje, kde náhlý vstup velkého množství bazických kationtů do ekosystému představuje sám o sobě výrazný stresový faktor. V souladu s tím je třeba varovat před unáhleným velkoplošným vápněním lesních porostů. Aplikace materiálu s vhodným poměrem bazických kationtů (z běžných je přijatelný dolomitický vápenec) může na silně acidifikovaných půdách zřejmě znamenat určité zlepšení stavu živin. V případě vybraných lesních porostů, v nichž jsou prokazatelné silné příznaky narušení jejich výživy z důvodů nízké dostupnosti bazických kationtů, může být i tak razantní opatření, jakým je vápnění, odůvodněné. Na základě nedostatečných znalostí cílových porostů provedené velkoplošné vápnění za účelem zvýšení dostupnosti bazických kationtů by naopak nejspíše znamenalo podstatné zhoršení stavu živin, a následně i lesních porostů samých.

6. Antropogenní depozice dusíku může zřejmě v závislosti na její velikosti a podmínkách cílového lesního porostu stimulovat růst stromů, stejně jako jej inhibovat. Podobně prodlužování vegetačního období, jako jeden z průvodních jevů oteplování klimatu střední Evropy, zvyšuje růst některých dřevin, ale na úkor jiných. Stav lesních porostů je vždy výsledkem působení celé řady přírodních i antropogenních faktorů, které v závislosti na stavu těchto faktorů (velikosti, (ne)dostatku, (ne)přítomnosti apod.) a stavu podmínek konkrétního ekosystému mohou podporovat vývoj tohoto ekosystému ve stávající linii (a to potřebuje vlastník hospodářského lesa) nebo naopak vyvolat jeho změnu. Tyto faktory mohou v ekosystému působit proti sobě, vedle sebe, popř. synergicky, přičemž jejich vzájemný vztah se může s časem měnit.

C. Přehled poznatků k omezení vlivu imisí a acidifikace půd na lesy

C

PAVEL MORAVČÍK, EMIL CIENCIALA
(IFER, JÍLOVÉ U PRAHY)

Možnosti omezení vlivu imisí a acidifikace ekosystémů lze vymezit do tří oblastí: 1) snižování emisí, 2) chemická meliorační opatření 3) vhodné hospodaření s ekosystémy na postižených lokalitách. V tomto souhrnu se budeme věnovat pouze dvěma posledně jmenovaným oblastem.

C.1. Vápnění a chemická meliorace

Následující kapitoly uvádějí dokladované poznatky o vlivu vápnění na kriticky důležité vlastnosti půd a dále se zabývají praktickými zkušenostmi s vápněním lesních půd v oblastech České republiky a v zahraničí.

C.1.1. VLIV VÁPŇENÍ NA VYBRANÉ VLASTNOSTI PŮDY A POROSTU

Vápnění má na půdu mnohostranný účinek. Mezi nejdůležitější sledované charakteristiky patří snižování kyselosti půdy, ovlivnění sorpčního komplexu, ovlivnění mineralizačních procesů a cyklu dusíku a mobilizace těžkých kovů, vliv na vývoj kořenů a celkovou půdní biotu.

C.1.1.1. Kyselost půdy

Kyselost půdy patří mezi charakteristiky, které jsou nejčastěji posuzovány při hodnocení vlivu vápnění na půdu. Změny v půdní kyselosti závisí na množství a vlastnostech použitého materiálu a významně se na konečném výsledku podílí také vlastnosti stanoviště, zejména množství a kvalita humusu. Při aplikaci na povrch půdy zůstává použitá meliorační hmota dlouhou dobu lokalizovaná v povrchové vrstvě humusu. Uvolněné kationty jsou také aktivně poutány humusem a teprve pokud je jejich množství větší než může být zadrženo v humusové vrstvě, dochází k ovlivnění horizontů minerální půdy.

Vliv vápnění na zvýšení pH horních humusových vrstev je patrný ve všech experimentech, kdy se hodnotila aplikace kontrolovaných dávek vápenatých materiálů na lesní půdě. Při hodnocení starších provozních aplikací, kde nebyla kontrola velikosti dávky, nejsou výsledky zcela jednoznačné (Podrázský, 1989).

Vliv vápnění na kyselost minerální půdy pod humusovým horizontem může být opožděný. Při dávkách běžně používaných (2-5 t vápenatého materiálu na 1 ha) nedochází často k ovlivnění minerální půdy ani po více letech působení (Raulund-Rasmussen 1989). Derome et al. (1986) dokládá, že při dávce 2 t jemně mletého vápence zůstávají změny pH ve smrkových porostech po 20-24 letech patrné pouze v humusovém horizontu. Stejná dávka v borových porostech se projevila i ve změnách acidity minerálního horizontu. Jako hlavní příčina rozdílné reak-

ce ve smrkových a borových porostech je uváděna právě tloušťka humusové vrstvy, která byla u smrku vyšší. Negativní korelaci mezi tloušťkou humusu a změnou pH se podařilo i statisticky doložit. S rostoucí tloušťkou humusové vrstvy od 1 do 7 cm klesají změny pH z 0,5 na 0,1 stupně.

Velikost výsledné reakce je ovlivňována množstvím použitého materiálu. Při vyšších dávkách, popřípadě při použití aktivnějších vápenatých materiálů, je také výsledná reakce vyšší (Seibt a Wittich 1977, Bosch 1986). Například poslední uvedený autor dokládá po dvouletém působení dávky 21,5 t dolomitického vápence změny pH v nadložním humusu o 3,2 stupně. Změny se projevily i v minerální půdě ve vrstvě 0-5 cm o 0,6 stupně pH, v hloubce 5-10 cm o 0,5 stupně pH a v hloubce 10-20 cm o 0,4 stupně pH.

Pro posouzení vlivu různých dávek vápence na půdní reakci u nás je možné uvést např. výsledky, které získal Jirgle (1986) v Krušných horách (Tab. C1).

	Dávka, t/ha		
Horizont	0	5	16
Humus	3.08	3.50	3.97
Minerální půda	3.37	3.90	4.09

Vliv různých dávek a také různého materiálu hodnotil v podmínkách Orlických hor Podrázský (1991). Po šestiměsíčním působení dávek 3 a 9 tun jemně mletého i drceného dolomitického vápence ve smrkovém porostu i na holině byl pozorován pouze vliv na humusový horizont. V extrémních podmínkách hřebenové polohy a při narušení povrchu půdy byly změny půdního chemismu výraznější.

Vliv vápnění na půdní reakci shrnuje na základě řady pokusů v Německu Hüttl a Zöttl (1993). V těchto pracích se ukázalo, že vliv vápnění nebo aplikace dolomitických vápenců vede téměř vždy ke zlepšení pH a dalších vlastností svrchního horizontu půdy. Zároveň se však ukazuje, že příznivý efekt v povrchové vrstvě půdy vyvolává „acidifikační náraz“ ve spodních půdních horizontech. Tento efekt byl potvrzen i experimentálně (Hildebrand 1990). Příčinou je zřejmě uvolňování rozpustných organických látek, které se podílejí na přenosu protonů, iontů hliníku a těžkých kovů do spodních vrstev půdy. Tento proces je zřetelný zejména v půdách, které mají poměr C/N menší než 30 a relativně vysoký obsah dusíku ve formě NH_4 . V těchto podmínkách i malé množství vápna iniciuje mineralizaci a nitrifikaci, a následně produkci protonů (H^+). Tento efekt je zřetelnější v podmínkách, kdy pomalu rostoucí porosty nemohou využít uvolňovaný dusík, a stejně i v porostech s narušenou výživou.

Výše zmíněné závěry byly formulovány na začátku 90. let, kdy depozice dusíku představova-

Tab. C1:
Změny půdní reakce po desetiletém působení jemně mletého vápence (Jirgle 1986).

C

ly relativně menší problém než vliv sloučenin síry. Ve složení depozice došlo v průběhu 90. let k velkým změnám, které znamenaly nárůst podílu dusíku v celkovém množství okyselujících látek. Převážná většina horských oblastí v ČR je ovlivněna depozicí dusíkatých látek, které překračují kritické zátěže. Lesní ekosystémy jsou většinou nasyceny dusíkem. Za těchto podmínek lze očekávat, že výše zmíněné závěry nabývají obecnou platnost a uvolňování dusíku jako důsledek vápnění lze očekávat na většině stanovišť.

V celkovém hodnocení lze říct, že změny půdní acidity vyvolané vápněním jsou zpravidla pozorované zejména v humusovém horizontu. Velikost výsledné reakce je ovlivňována použitou dávkou. Kvalita a množství humusu podstatným způsobem ovlivňuje reakci systému na provedené vápnění.

C.1.1.2. Změny sorpčního komplexu v důsledku vápnění

Vliv vápnění na sorpční komplex je ve většině prací hodnocen jako příznivý. Vápněním se zvyšuje nasycení sorpčního komplexu. Tyto změny jsou často velmi výrazné, dochází k nasycení sorpčního komplexu, především kationty Ca. Z výsledků švédských pokusů vyplývá, že tento příznivý vliv přetrvává dlouhou dobu. Povápněné plochy (5 t CaCO_3) ještě po 68 letech měly ve všech profilech o 10 % vyšší nasycení sorpčního komplexu ve srovnání s kontrolní plochou (Nihlgård, Popovič 1984). Derome et al. (1986) uvádí zvýšení nasycení sorpční kapacity o 15 % v humusovém horizontu a o 5-15 % v horizontu minerálním. Při použití vysoce aktivního vápenatého materiálu, (pálené vápno) nebo vysoké dávky, může dojít až k plnému nasycení sorpčního komplexu bázemi (Hunger 1962).

Výměnná sorpční kapacita se v důsledku vápnění mění pouze nevýrazně. Změny výměnné kapacity vykazují po vápnění stejnou dynamiku jako obsah organických látek. V humusovém horizontu nastává zvýšení výměnné kapacity jako důsledek zlepšení humifikace. V minerálních horizontech je tomu naopak, vápnění stimuluje mineralizaci organického podílu, což má za následek snížení výměnné kapacity (Derome et al. 1986). Snížení výměnné sorpční kapacity jako důsledek mineralizace humusu uvádí také (Marschner et al. 1989).

C.1.1.3. Organická hmota, celkový dusík a poměr C/N

Po aplikaci vápenatých látek dochází v lesních půdách ke změnám procesů mineralizace, humifikace a nitrifikace, které se projevují ve zvýšené dynamice dusíku a uhlíku. Může se snižovat zásoba humusu v lesní půdě. Navíc vzniká riziko, že v důsledku zrychlené mineralizace může dojít k acidifikaci spodních horizontů v důsledku vymývání bazických kationtů spolu s nitrátovými ionty.

Raulund-Rasmussen (1989) uvádí, že po aplikaci 4 t mletého vápence došlo k výrazné mineralizaci organické hmoty v 60 letém smrkovém porostu rostoucím v příznivých stanovištních podmínkách. Podobně uvádí také Kaupenjohann et al. (1989) zvýšení koncentrace NO_3

v půdním roztoku po aplikaci 10 t dolomitického vápence.

Zvýšená mineralizace dusíku byla doložena také při experimentálním vápnění v Orlických horách při použití dávek 3 a 9 t/ha . (Podrázský 1992b). V dalším experimentu, při kterém bylo aplikováno $6,1 \text{ t}$ dolomitického granulovaného vápence na hektar v borovém porostu ve věku 40 let, bylo prokázáno zvýšení nitrifikace a mineralizace humusu (Marschner, 1990). Zvýšená dynamika půdního chemismu se projevila také ve snížení stability půdního výluhu na ploše vápněné oproti ploše kontrolní. Na vápněné ploše se zvýšila také koncentrace Al, Cd, a NO_3 v půdním roztoku.

Rozsáhlé vyhodnocení řady prací týkajících se vápnění provedl Podrázský (1991). Z jeho hodnocení vyplývá, že celkový dopad vápnění na koloběh dusíku je zpravidla nepříznivý, s rostoucími účinky vápnění rostou i jeho ztráty. Je proto nutné hledat kompromis mezi žádoucími změnami vlastností humusu a půdy na jedné straně a ztrátami dusíku na straně druhé.

Vápnění lesních půd s nižším poměrem C/N může vést k vyšší inkorporaci N v půdní organické hmotě na úkor jeho mineralizace. Nejvíce jsou ohroženy morové formy humusu s nízkým obsahem N (Persson 1988). V humusu typu mor s nižším obsahem N poklesl poměr C/N po 11 měsících na nevápněné půdě ze 44 na 40 a na vápněné půdě ze 44 na 37. U uměle okyseleného substrátu zůstal tento poměr na hodnotě 44 ještě po dalších 11 měsících. To vypovídá o tom, že vázání N v organické hmotě se téměř zastavilo, zatímco mineralizace (do NH_4) se zvýšila. Toto zjištění koresponduje s výsledky starších experimentů, kde vápnění omezilo a okyselení zvýšilo růst stromů.

Dynamika dusíku po vápnění je pravděpodobně závislá na jeho výchozím obsahu v půdě. Lze předpokládat, že v první fázi zvyšování pH vápnění zvyšuje přístupnost dusíku pro mikroorganismy, což koresponduje s jejich zvýšenou aktivitou (zvýšení produkce CO_2). Na půdách bohatých dusíkem dojde k jeho zvýšené mineralizaci, na půdách chudých tomu bude opačně. V další fázi působení vápenatých materiálů (po stimulaci mikrobiální aktivity) se v půdě může akumulovat menší množství minerálního N. Dusík je většinou akumulován v půdní organické hmotě ve formě nitrátu, aminokyselin a proteinů. Dynamika dusíku byla prokázána na 16 pokusných objektech v SRN, kde se v rámci pozorování vlivu vápnění na lesní ekosystém sledovaly koncentrace látek v půdní vodě (Huetl, Schneider 1998). Ve většině případů bylo v důsledku vápnění zaznamenáno zvýšení koncentrací dusíku v půdní vodě. Zvýšení koncentrací nebylo přímo závislé na aplikované dávce, což ukazuje, že proces mineralizace je řízen i jinými faktory a přenos poznatků z jednoho prostředí do jiného je poměrně nejednoznačný. Zároveň se však ukázalo, že nejvyšší nárůst koncentrací byl pozorován na ploše, která byla zatížena primárně vysokými depozicemi dusíku (pohoří Hoglwald). To naznačuje, že zejména v oblastech s vysokou depozicí dusíku je riziko další mineralizace velké.

Podobně i Hüttl a Zöttl (1993) uvádějí v souhrnu poznatků získaných při vápnění v Německu, že riziko mineralizace je vyšší na plochách, kde po-

měr C/N je menší než 30 a kde je vyšší podíl dusíku přítomen ve formě NH_4 . Tyto závěry potvrzují předpoklad, že mineralizaci v důsledku vápnění lze očekávat na plochách dobře zásobených dusíkem. V ČR patří do této kategorie většina horských oblastí, zejména těch, kde se vápnění aplikovalo nebo se s ním počítá.

Obecně se má za to, že vápnění redukuje mineralizaci dusíku v horizontech surového nadložního humusu a stimuluje jeho mineralizaci v příznivějších typech humusu a v minerální půdě. Předpokládá se, že vápnění sníží hrubou mineralizaci dusíku v horizontech surového humusu a v podmínkách, kdy lesní ekosystém není saturován dusíkem. To platilo zejména pro ranější aplikace vápnění (50.–60. léta). Tento proces, jež může trvat několik let, může vysvětlovat redukci stromového růstu pozorovanou v některých studiích během 10–15 let po vápnění.

V důsledku vápnění se mění také dynamika dalších prvků. Kromě zvýšení obsahu vápníku se po vápnění dolomitickými vápenci zvyšuje také obsah hořčíku. Vápnění naopak snižuje koncentrace Zn a Mn. S rostoucím pH dochází v půdě ke snížení koncentrací přístupného Al. V organických horizontech však může dojít ke zvýšení pohyblivosti Al a také Pb a Cu, pravděpodobně v důsledku tvorby organických látek schopných mobilizovat tyto prvky (Kreutzer et al. 1989).

C.1.1.4. Vliv vápnění na půdní biologii

Vliv vyšších dávek vápence (3–20 t/ha) na půdní biologii definuje např. Derome et al. 1986:

- zvyšuje se dynamika dusíku a uhlíku, což má za následek snížení poměru C/N,
- dochází ke značným změnám v populacích hub a bakterií
- může dojít k narušení či kompletní změně mykorrhizy
- může dojít k drastickým změnám půdní fauny

Z řady dalších prací vyplývá, že acidifikace obecně redukuje množství bakterií, zatímco vápnění zvyšuje bakteriální aktivitu. Bakteriální populace se po vápnění příliš nemnoží, spíše se mění jejich druhy. Některé hypotézy nicméně předpokládají, že případný nárůst bakteriálních populací po vápnění je doprovázen nárůstem populací protozoa, a tak následně dochází k jejich redukci.

Otázkou půdní fauny v acidifikovaném prostředí se zabývá Rusek uvedený zde přílohou H5.

C.1.1.5. Růst a prostorové rozložení kořenů

Důležitým, a v některých případech rozporuplným, je vliv vápnění na růst kořenů. Experimentální výsledky dokládají, že v důsledku acidifikace dochází ke zplošťování kořenového systému u smrku (např. Puhe 1994). Vápnění použité na takto okyselené půdě může dále stimulovat proces přesunu kořenů do svrchních vrstev půdy. Například vápnění 105 letého smrkového porostu způsobilo lepší kořenění v humusové vrstvě, ale pokles biomasy kratších kořínků v horním minerálním horizontu (Hunger 1962, Adams et al. 1978, Murach a Schunemann 1985, Murach 1988). Různé druhy dřevin reagují různě na vápnění: např. při stejných podmínkách reagoval

135 letý buk lépe než smrk a lépe kořenil v minerální vrstvě (Murach 1987).

Regenerace mykorrhizních kořínků po několika letech po vápnění byla pozorována v porostu smrku sítky (Adams et al. 1978). Kořeny však byly kolonizovány jinými houbami než před vápněním. Hodně mykorrhizních hub z oblastí nevápněných se nachází i v oblastech vápněných, ale v menším množství. Také typ větvení mykorrhizních kořínků bývá ovlivněn. Persson (nepubl.) také uvádí, že aktivní houbové hyfy nebyly po 5 letech po vápnění redukovány, a že teprve po 12 letech po vápnění byl zjištěn pokles stavu označených hyf.

Vápnění může ovlivňovat růst kořenů, zejména jejich vertikální rozložení. Na plochách v německém Fichtelgebirge, kde byl aplikován drcený dolomitický vápenec v dávce 10 t/ha, byl pozorován úbytek kořenů v hlubších minerálních horizontech a jejich nárůst v horizontech povrchového humusu (Murach a Schunemann, 1985). Proces koncentrace kořenů v povrchových vrstvách je dáván do souvislosti s pomalým působením drceného dolomitu, kdy jeho účinek zůstává po dlouhou dobu soustředěn především na povrch půdy, kde tak vzniká příznivější prostředí pro růst kořenů. Přesun kořenů do svrchních vrstev má dalekosáhlé důsledky pro výživu stromů. Menší hloubka prokořenění půdy zmenšuje prostor využitelný pro čerpání živin. To může prohloubit příznaky nedostatku, např. hořčíku. Zvyšuje se také náchylnost stromů k poškozením způsobených suchem nebo promrzáním půdy.

Zdá se však, že alokace kořenů do povrchových vrstev hrozí spíše ve smrkových porostech. U buku tomu tak být nemusí. Asche (1999) studoval rozložení jemných kořenů v bukovém porostu ve věku 150–180 let, který byl v letech 1983 a 1990 vápněn. Ve vápněném porostu nebyla pozorována změna rozložení jemných kořenů ve srovnání s kontrolou.

Vliv acidifikace a melioračních opatření na ekto-mykorrhizní systém lesních dřevin, především smrku ztepilého, podrobně uvádí Lepšová (příloha H4).

C.1.1.6. Zvyšování zásob těžkých kovů, mobilizace těžkých kovů při mineralizaci humusu

Problematika těžkých kovů je významnou součástí problematiky vápnění. Vápenaté materiály obsahují určitý podíl těžkých kovů. Při vápnění tak dochází k dalšímu zvýšení zásob těžkých kovů v ekosystému. Dalším problémem je, že pokud dojde v důsledku vápnění k vyšší mineralizaci humusu, nastává uvolnění a mobilizace zásob těžkých kovů, které se přednostně akumulují právě v humusu. To je aktuální zejména v oblastech, jež byly anebo jsou stále ovlivněny vysokou depozicí těžkých kovů. Vysoký obsah těžkých kovů akumulovaný v humusu tak představuje potenciální nebezpečí (Munk a Reis 1991). Zásoba těžkých kovů v lesních půdách je značně proměnlivá. I když celková depozice těžkých kovů v polovině 90. let poklesla ve srovnání s předchozím obdobím (Markert et al. 1996), zásoby akumulované v lesní půdě v některých regionech mohou být značné (Freer-Smith 1998).

C

C.1.1.7. Vápnění a zdravotní stav porostů

Zdravotní stav porostů je výsledkem společného působení mnoha faktorů. Bez znalosti jejich komplexního působení není možné činit závěry o vlivu kyselosti na zdravotní stav porostů. Například ve smrkových mlazinách bez zřetelných příznaků poškození byly v půdě naměřeny hodnoty pH (KCl) kolem 2,8 (Podrázský, ústní sdělení). Ani takto vysoká kyselost neměla pozorovatelný vliv na zdravotní stav porostu.

Reakce porostu na vápnění při použití pomalu rozpustných dolomitických vápenců jsou zpravidla pomalé a trvá několik let, než dojde k žádoucímu zlepšení zdravotního stavu porostů.

Heinsdorf et al. (1988) uvádí, že při aplikaci cca 2-8 t/ha dolomitického vápence ve žlutnoucích smrkových porostech nebyly pozorovány víceméně žádné vizuální změny zdravotního stavu smrkových porostů ani po dvou letech působení. Přitom vápnění příznivě ovlivnilo půdní chemismus (pH, obsah Ca a Mg) a bylo pozorováno také mírné zvýšení obsahu Ca a Mg v jehličí.

Podobně Kaupenjohann a Zech (1989) uvádí, že ve smrkových porostech ve Fichtelgebirge byly pozorovatelné změny zdravotního stavu žlutnoucích smrkových porostů pozorovány teprve po dvou letech od aplikace dolomitického vápence. Přitom zde byla použita dávka 10 t/ha s cílem dosáhnout rychlého působení.

Ani po dlouhotrvajícím působení nemusí být vliv vápnění na zdravotní stav porostů patrný. Hüttl a Zöttl (1993) uvádí výsledky dlouhodobých pokusů s vápněním v Německu. I přes to, že v porostech vápněných před 10-15 lety byl prokázán pozitivní vliv vápnění na půdní vlastnosti, se zdravotní stav stromů (defoliace) na plochách, kde se aplikoval čistý vápenec, nelišil vůbec a nebo jen málo od ploch nevápněných. Tak tomu nemusí být v případě použití dolomitického vápence. Jeho aplikace může dlouhodobě (po 10-15 letech) pozitivně ovlivňovat obsah hořčíku v jehličí a snižovat výskyt žloutnutí ve smrkových porostech.

Pro odstranění zhoršeného zdravotního stavu, který je důsledkem narušené výživy porostu, je doporučováno účelové použití minerálních hnojiv, které odstraní nerovnováhu ve výživě. Použití vápenatých materiálů za tímto účelem má omezené možnosti pro jejich pomalý účinek a případné vedlejší efekty, zejména zrychlenou mineralizaci humusu (Evers a Hüttl 1990).

Změny zdravotního stavu při aplikaci vybraných melioračních opatření jsou podrobněji rozebrány níže (kap. C.1.3.3).

C.1.2. ÚČINNOST VÁPENATÝCH LÁTEK

Účinnost vápenatých látek je dána jejich chemickým složením, tvrdostí, geologickým původem a jemností mletí. Nejčastěji používanými látkami v lesním hospodářství jsou vápence či dolomitické vápence. Tyto dva druhy se liší poměrem uhlíkatu vápenatého a hořečnatého. Zatímco u vápenců dosahuje podíl CaCO_3 až 100 %, u dolomitů klesá tento podíl na 56 % a naopak se zvyšuje podíl MgCO_3 .

Agrochemická účinnost mletých vápenců je úměrná obsahu jejich aktivních složek CaCO_3 a MgCO_3 . Příměs uhlíkatu hořečnatého je vi-

tána pro zlepšení výživy rostlin Mg. Dolomitické vápence jsou však pomaleji rozpustné. Rozpustnost vápenatých látek je vyšší při jejich zapravení do půdy. V půdní atmosféře je vyšší obsah oxidu uhličitého, který rozpustnost příznivě ovlivňuje.

Zvýšení rozpustnosti vápenatých látek lze docílit zvýšením jemnosti mletí. Z výsledků řady pokusů vyplývá, že účinnost částic nad 1 mm je nízká. Se zvyšováním jemnosti mletí účinnost vápenatých materiálů roste, avšak mletí jemnější než 0,25 mm již nevede k dalšímu zvyšování aktivity. Experimentálně hodnotil účinnost jednotlivých frakcí vápence Podrázský (1990). V krátkodobém laboratorním pokusu vykazovala frakce větší než 1 mm minimální účinnost, což je dáno nízkým obsahem lehce zvětratelného podílu vápenců. To odpovídá také hodnocení Masaryka (1980), který považuje částice větší než 1 mm za neúčinné. V podmínkách Krušných hor se však předpokládá, že i větší částice (2-4 mm) mohou být rozloženy v poměrně krátké době dvou až tří let (Kubelka 1992). Toto zjištění však nebylo doloženo experimentálně.

Z tohoto pohledu je vhodné uvést zrnitostní složení drcených dolomitických vápenců používaných u nás (Obr C1, strana 37).

Z uvedeného přehledu vyplývá, že značná část používaných vápenatých hmot obsahuje výrazný podíl frakce hrubší než 1 mm, což může snižovat účinnost látky (Podrázský 1989).

C.1.3. PŘEHLED PRAKTICKÝCH ZKUŠENOSTÍ S VÁPNEJÍM LESNÍCH PŮD

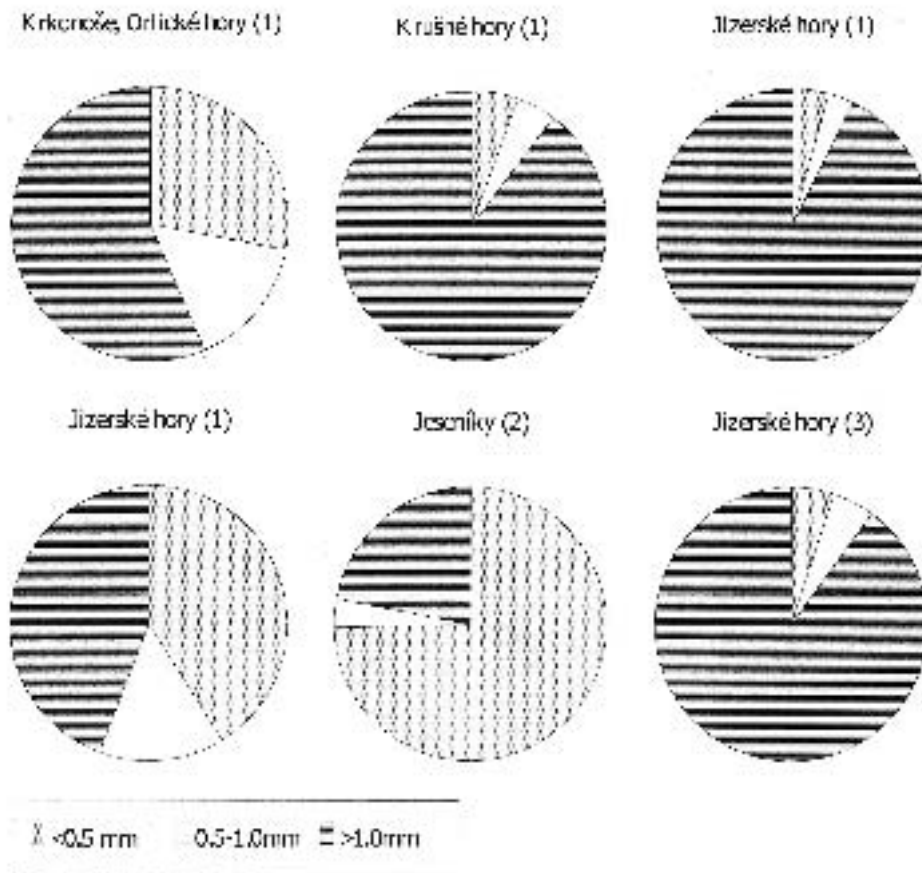
Vápenaté materiály jsou pro úpravu půdních podmínek v lesních porostech používány dlouhou dobu. Původně bylo vápnění zaměřeno především na zlepšení procesů rozkladu humusu a mobilizaci živin v kyselých lesních půdách. Přitom se také předpokládalo, že zvýšení zásob vápníku, jako jedné z hlavních živin v půdě, bude mít příznivý vliv na přírůst lesních porostů. Postupně se však ukázalo, že příznivý efekt vápnění se vždy nedostavuje (Materna 1986).

Koncem 70. a začátkem 80. let dostalo se opět vápnění pozornosti tentokrát jako prostředku pro zmírnění nepříznivého vlivu kyselé depozice. V souvislosti s tím došlo k novému hodnocení starších pokusů s vápněním, s cílem podrobně posoudit jednotlivé aspekty tohoto opatření (Derome et al. 1986, Nihlgård a Popović 1984, Hüttl a Zöttl 1993). V této souvislosti bylo hodnoceno více parametrů jako jsou půdní vlastnosti, růst a zdravotní stav porostů.

V průběhu 80. let došlo k prudkému zhoršení stavu lesů na mnoha místech v Evropě. Na řadě míst docházelo v silném množství k rozpadu lesních porostů. Typickým příkladem v České republice jsou Krušné hory. Podobný stav ale v daleko menší míře byl však na mnoha jiných místech v Evropě i v Severní Americe.

Za této situace se obracela pozornost k vápnění jako prostředku nápravy poškozených porostů. Cílem bylo většinou řešit aktuální kritický stav porostů, zabránit pokračujícímu poškození a upravit podmínky pro obnovu nových porostů. Práci, které se zabývaly využitelností vápnění, vznikla celá řada. Jejich přehled je obsažen v dalších kapitolách.

C



Obr. C1: Zrnitostní složení drcených dolomitických vápenců podle dat různých autorů: (1-Podrázský 1991a, 2-Pavlíček, Musil 1988, 3-Peřina, Podrázský 1988)

C.1.3.1. Vápnění s cílem zvýšit přírůst porostů

Ve Finsku a ve Švédsku byly první experimenty s vápněním založeny již na začátku tohoto století (Derome et al. 1986). Tyto experimenty byly zaměřeny na získání poznatků o možnosti zvýšení produkce lesních porostů. Po jejich vyhodnocení se zdá, že se nepodařilo dosáhnout výraznějšího zvýšení přírůstu lesních porostů. Rozdíl mezi účinností známou ze zemědělství a výsledků aplikace vápenatých materiálů na lesní půdu je vysvětlován rozdílným způsobem aplikace v obou případech. Zatímco v zemědělství dochází zpravidla k zapravení vápenatých materiálů do půdy, v lesních porostech se jedná o aplikaci na povrch půdy (Derome et al. 1986). Lepší výsledky v lesních porostech byly získány pokud byly vápenaté materiály promíchány s horní vrstvou minerální půdy.

Reakce porostu na vápnění byla dávana do souvislosti s potenciálem využití humusu. V případě nepříznivých forem humusu ve smrkových porostech vápnění nemělo výrazný vliv. V podmínkách České republiky byly zjištěny jak pozitivní tak negativní důsledky vápnění. V některých případech mělo vápnění vliv na snížení přírůstu až o 10 % (Materna 1986). Naopak v porostech s příznivější formou humusu bylo vápněním dosaženo aktivizace humusové vrstvy a zvýšení přírůstu.

Rozsáhlý přehled o využití vápnění v lesnictví, zejména se zřetelem zvýšení přírůstu a meliorace stanovišť, je uveden v publikaci Der Wald

Braucht Kalk (Kolektiv autorů 1967). Jsou zde uvedeny zásady vápnění lesů, přehled použitelných materiálů a využitelná technologie. Zajímavé je, že tato publikace poměrně zřetelně vymezuje hranici, kdy se měnily cíle vápnění lesů. Převážná část knihy se věnuje problematice vápnění jako prostředku pro udržení dobrého biologického stavu půd v porostech, kde dochází k podzolizaci nebo pro melioraci nepříznivých stanovištních podmínek. Cílem je přitom zpravidla vyšší přírůst porostů. Pouze jedna kapitola je zde věnována pojednání o vlivu exhalací na lesy a o hnojení oblastí ovlivněných průmyslovými exhalacemi. Právě tato kapitola symbolicky předurčuje hlavní využití vápnění v následujících letech.

C.1.3.2. Vápnění jako prostředek omezení vlivu kyselé depozice na lesní ekosystémy - změna půdních podmínek - kompenzační vápnění

(i) Švédsko

Ve Švédsku je acidifikaci věnována velká pozornost. Hlavním nebezpečím je především okyselování jezer, vodních toků a podzemní vody. Potřeba vápnění ve Skandinávii je proto především určována snahou zamezit acidifikaci vod se souvisejícími dopady na vodní flóru a faunu. Teprve v druhé řadě se hovoří o degradaci lesních půd acidifikací, s následnou ztrátou živin a produkční schopnosti stanovišť; tento problém je aktuální především pro oblasti jižního Švédska. Rozsáhlý souhrn výzkumu ve Skandinávii

C

publikovaný v roce 1996 (Staff et al.) nedává ve svých závěrech jednoznačné argumenty pro nebo proti vápnění lesních půd.

Švédsko má poměrně rozsáhlé zkušenosti s provozním vápněním lesních půd, které se místně aplikovalo od 80. let minulého století. Pokusy s vápněním byly započaty již počátkem 20. století a společně s Finskem bylo za tímto účelem založeno na 150 ploch. Tyto pokusy ukázaly, že vápnění velkými dávkami (nad 5 tun/ha) často vede k dlouhodobému mírnému zvýšení půdního pH a bazické saturace a snížení obsahu volného hliníku. Tyto výsledky jsou silně závislé na dávce, typu půdy a časovém horizontu. Například vápnění i v České republice obvyklou dávkou 3 t/ha obvykle krátkodobě zvýší pH o 1-1,5 jednotky v humusové vrstvě. Stejná dávka po 40 letech ovlivnila kyselost půdních horizontů pouze stopově, stejně tak slabý efekt byl pozorován u množství volně vázaného hliníku. Další závěry:

- Nebyl konstatován žádný jednoznačný vliv vápnění na přírůst jehličnanů a na rozvoj kořenového systému dřevin. Změny těchto charakteristik byly nesystematicky rozdílné na jednotlivých stanovištích.
- Vápnění velkými dávkami vede k rozsáhlé změně druhového složení bylinného patra, půdní flóry a fauny. Zvyšuje se podíl cévnatých rostlin a ustupují lišejníky a houby.
- Lesopěstební opatření podle švédských zkušeností může v dlouhodobém horizontu pozitivně ovlivnit půdy proti acidifikaci. Je to především kombinace opatření jako uplatňování listnatých dřevin při obnově a výchově stávajících porostů a navrácení popela spálené biomasy zpět do ekosystému. Pro švédské podmínky (rovinatý terén) se také doporučuje kontrolované vypalování uvolňující živiny, které na rozdíl od svahových podmínek v České republice netrpí rychlým odnosem.

Nejnovější materiál strategických opatření k acidifikaci půd ve Švédsku (Westling a Giesler 2001) uvádí, že vápnění má být přípustné jako krátkodobé opatření pro zachování současných biologických hodnot. Dlouhodobě je však nutno aplikovat takové lesnické postupy, které dále neochuzují půdu o bazické kationty. Především je nutno zamezit vynášení celkové biomasy těžbou stromů s korunou, které tak vyžaduje kompenzační vápnění. Běžné postupy, které vynášejí pouze kmeny, jsou mnohem šetrnější a většinou nepřekračují možnosti přirozeného doplňování bází zvětráváním a depozicí. V jihozápadním Švédsku, podobně jako v jiných částech kontinentální Evropy, se projevuje nadměrný růst vlivem deponovaného dusíku. Ten v kombinaci s intenzivním produkčním hospodářstvím může znamenat ochuzování půd o báze i běžným těžbou samotných kmenů.

(ii) Německo

Vápnění ke zlepšení stavu lesních porostů v Německu se používalo v průběhu 50. a 60. let. Cílem těchto aplikací byla zejména meliorace stanovišť s nepříznivou formou humusu a stanovišť narušených antropogenní činností. Vápnění bylo zaměřeno na aktivaci rozkladu humusové vrstvy a uvolnění živin akumulovaných v humu-

sových vrstvách typu mor a obecně na zvýšení přírůstu lesních porostů.

Vápnění tohoto typu bylo aplikováno na rozsáhlých plochách. Na počátku padesátých let započalo např. vápnění v oblasti Schwarzwald. Mezi roky 1953 a 1965 zde bylo povápněno více než 100 000 ha lesních porostů. Tyto aktivity však nepřinesly kýžený výsledek a zvýšený přírůst se nedostavil. Zároveň rostly obavy z doprovodných negativních vlivů vápnění, především z rychlé mobilizace dusíku a jeho vyplavování do vody. Z tohoto důvodu bylo vápnění s cílem meliorace humusových forem v polovině 70. let zastaveno.

S narůstajícími projevy tzv. „nového poškození lesů“ se stalo vápnění znovu aktuálním, tentokrát však jako prostředek ke zmírnění vlivu kyselé depozice. Bylo zpracováno několik studií, které se zabývaly vyhodnocením starších pokusů s vápněním (Aldinger 1983, Kreutzer 1984).

V roce 1982 bylo v oblasti Schwarzwaldu šetřeno 50 smrkových a jedlových porostů, které byly dříve povápněny. Byly zde zjištěny pozitivní změny pH a lepší vývoj humusových forem než v porostech nevápněných. Avšak tyto změny neměly vliv na rozsah defoliace smrkových ani jedlových porostů. V čistých smrkových porostech vápněných před 10-15 lety byly zjištěny jen nepatrné změny zdravotního stavu. Šetření jehličnatých porostů rostoucích na bázemi chudých pískovcích Porýní a Spessartu v severním Bavorsku podobně ukázalo malé rozdíly mezi vápněnými a nevápněnými porosty (Kreutzer 1984).

Podrobnější výzkum provedl Aldinger (1987). Ve smíšených smrko-jedlových porostech vápněných před 15-23 lety byly zjištěny vyšší hodnoty pH a snížení zásoby nadložního humusu. Ve svrchním horizontu minerální půdy vápněných ploch byla zjištěna větší výměnná kationtová kapacita, nasycení bázemi, obsah výměnného vápníku a výměnného hořčíku. Na vápněných plochách byl zjištěn také vyšší obsah vápníku v jehlicích. Spolu s tím byl však v jehlicích zjištěn nižší obsah draslíku, pravděpodobně v důsledku antagonismu obou prvků. V porostech, kde byl aplikován dolomitický vápenec byl v jehlicích nalezen také zvýšený obsah hořčíku. To se projevilo v nižším výskytu žloutnutí starších ročníků jehličí ve srovnání s kontrolními nevápněnými porosty.

Hüttl a Zöttl (1993) shrnují výsledky prací zaměřených na vyhodnocení starších pokusů s aplikací vápence. Aplikace dolomitického vápence na kyselých, bázemi chudých půdách severního a jižního Německa má za následek dlouhodobé zlepšení výživy porostů hořčíkem. To se projevuje ve zlepšení zdravotního stavu a nižším výskytu symptomů poškození. Naproti tomu aplikace čistého vápence bez podílu hořčíku vedla sice ke zlepšení chemických vlastností půdy, zdravotní stav porostů však zůstal beze změn.

Kreutzer et al. (1989) zkoumal vliv vápnění a umělé acidifikace ve smrkovém porostu rostoucím na bohatém stanovišti. Vápnění vedlo ke zřetelnému nárůstu obsahu výměnných bazických kationtů a byla pozorována také zvýšená aktivita půdní bioty. Pozoruhodné s tím však byla iniciována rychlá a výrazná mineralizace půdní organické hmoty a uvolňování iontů NO_3^- . Jejich

koncentrace v půdní vodě pod spodní hranici prokořenění dosáhla 50-100 mg/l. Přitom půda, na které se daný porost nalézal, nesla znaky okyselení. Hodnoty pH se pohybovaly v rozmezí 3,3-3,7 a nasycení sorpčního komplexu bázemi bylo kolem 5 %. Na prudké mineralizaci se zřejmě podílela organická hmota akumulovaná v půdě v průběhu růstu předchozích generací listnatých porostů. Jedním z významných výstupů tohoto experimentu je proto i poznatek, že při plánování vápnění je nutné brát v úvahu mimo pH také další aspekty, jako je například velikost depozice dusíku, historii daného stanoviště a rozložení zásob organické hmoty v půdě.

Podrobný výzkum působení vápnění a hnojení na borový ekosystém realizoval Marschner (1990), Marschner a Wilczynski (1991). Pro aplikaci byl použit dolomitický vápenec (6,1 t/ha) doplněný o K_2SO_4 (145 kg/ha). Cílem byla úprava půdní acidity z 3,3 pH na cílovou hodnotu 5,0 pH. Plocha s aplikací vápence i kontrolní plocha byly vybaveny lyžimetry ke sledování toku látek v jednotlivých vrstvách půdy (do hloubky 200 cm). Mimo to byly měřeny půdní charakteristiky, stav výživy porostu a velká pozornost byla věnována půdní biotě. Výsledky tohoto pokusu ukázaly, že vápnění vedlo ke změnám půdního chemismu, které lze hodnotit jako pozitivní. Došlo k nárůstu pH, ke zvýšení obsahu výměnných bází, ke snížení podílu hliníku. Vápnění však zároveň iniciovalo mineralizaci, která vedla ke 40 % snížení zásoby humusu v horizontu A. V důsledku vápnění došlo k mobilizaci všech prvků a jejich vyplavování z ekosystému (mimo dosah kořenů). Na vápněné ploše bylo pozorováno zvýšení obsahu Ca a Mg v jehličí borovic. Tento nárůst však nebyl velký a po cca 8 letech nebyl rozdíl mezi vápněnou a nevápněnou plochou signifikantní. Obsah K na vápněné ploše byl nižší než na ploše kontrolní. Ve složení půdní bioty došlo k silné restrukturalizaci v zastoupení jednotlivých skupin a druhů. Změna chemického prostředí na vápněné ploše znamenala prudký výkvět, který nepříznivě ovlivnil půdní organismy. V celkovém hodnocení efektu vápnění se objevují klady (vzrostl podíl vápníku v půdním sorpčním komplexu, poklesla koncentrace hliníku, vzrostla hodnota pH, vzrostla kyselinová neutralizační kapacita (ANC) a také zápory (byly iniciovány změny v půdní vegetaci ve prospěch nitrofilních druhů, již po čtyřech týdnech od aplikace došlo k prudkému zvýšení mikrobiologické aktivity, došlo ke změně zastoupení jednotlivých skupin půdních organismů, v důsledku zrychlené mineralizace a vymývání došlo ke ztrátám téměř všech živin). Na základě vyhodnocení všech důsledků je provedeno hodnocení, kdy se vápnění v podobě, jaké bylo realizováno na pokusné ploše nedoporučuje. V podmínkách borových lesů, které se adaptovaly na pomalý koloběh látek, znamená vápnění prudkou změnu v rychlosti biologických procesů, která může do budoucna ovlivnit stav ekosystému.

Vápnění může mít i zřetelné negativní důsledky a nevhodná aplikace může zhoršit stav porostů. Schulte-Bisping a Murach (1984) uvádějí výsledky srovnání dvou smrkových mlazin různě exponovaných vůči imisím. Porost, který byl více imisně exponován a kde se projevovale vyšší poškození, byl v roce 1981 povápněn. Vápnění se

však v tomto případě projevilo jako destabilizující faktor. Ve vápněném porostu byl o několik let později pozorován přesun kořenů do svrchních humusových horizontů, což ovlivnilo zásobení stromů živinami. Vápnění sice zvýšilo obsah Ca a Mg v jehličí, avšak současně s tím se v jehličí projevil vážný nedostatek K, zřejmě v důsledku Ca/K antagonismu. Silné projevy poškození, jako například žloutnutí s nekrotizací špiček jehličí a celkové zhoršení stavu povápněného porostu, byly vysvětlovány právě nedostatky ve výživě draslíkem, jež byly iniciovány provedeným vápněním.

Armbruster et al. (2000) studovali vliv vápnění na experimentálním povodí v oblasti Schwarzwald. Po aplikaci vápnění (4 t/ha dolomitického vápence) byly pozorovány mírné změny v chemickém složení odtékající vody. Projevovaly se epizodické nárůsty acidity v souvislosti s nárázovou mobilizací dusíku. Mikrobiální činnost a nitrifikace se zvýšila v povrchovém horizontu, to se však neprojevilo ve větších změnách složení odtékající vody. V souvislosti s vápněním se posuzovaly také nastávající změny ve složení kyselých depozic. Depozice síry poklesla, u dusíku zůstává stejná. Právě s ohledem na zvyšující se dostupnost dusíku je nutné posuzovat velkoplošné aplikace vápnění velmi opatrně.

Obavy z mineralizace humusu mají své dopady na realizaci dlouhodobých programů vápnění. Právě riziko nadměrných ztrát organické hmoty vedlo k tomu, že v oblasti Porýní byl přehodnocen program vápnění lesních půd a opakované vápnění na dusíkem nasycených půdách bylo zastaveno (Puhe a Ulrich 2001).

(iii) Aplikace vápnění ve Spolkové zemi Sasko

Program vápnění ve Spolkové zemi Sasko představuje velmi ucelený a do detailu propracovaný systém. Velká pozornost, která je věnována programu vápnění a stavu lesů v této zemi, je dána historicky podobným dramatickým vývojem imisní situace v posledním století jako v Krušnohoří. Systém vápnění v Sasku je typicky preventivním vápněním a je plánován jako dlouhodobé opatření k stabilizaci půdních poměrů. Základním kritériem pro rozhodovací proces o vápnění je chemický stav půd. Systém je detailně popsán v publikaci „Leitfaden Forstliche Bodenschutzalkung in Sachsen“, který vznikl v době vypracovávání této zprávy a byl autorům poskytnut v předběžné formě.

1. Východiska programu vápnění ve Spolkové zemi Sasko

Ve spolkové zemi Sasko probíhá monitoring stavu lesů podle metodiky ICP Forests. Síť ploch je využívána pro získání reprezentativních údajů o stavu lesů a stavu lesních půd. Systém zahrnuje plochy úrovně I. a plochy úrovně II.

Plochy úrovně monitoringu I.:

Pro účely získání podrobnějších informací o stavu lesů pro území země je síť monitorovacích ploch úrovně I. zahuštěna na 4x4 km. Celkem je sledováno 280 ploch. Na plochách probíhá standardní měření podle metodiky programu ICP Forests.

Plochy úrovně monitoringu II.:

Plochy úrovně II. slouží k podrobnému sledování procesů depozice látek do porostů a sledování

C

půdních procesů. Většina ploch zahrnuje velmi kvalitní vybavení pro spolehlivé hodnocení všech charakteristik ekologie porostu. Rozmístění ploch respektuje fakt, že nejdůležitější je sledovat lesy, které jsou aktuálně nebo potenciálně ohrožené. Proto z celkového počtu šesti dlouhodobě sledovaných ploch jsou čtyři v oblasti Krušných hor, kde jsou informace o stavu lesa nejvíce potřebné.

Na základě šetření na monitorovacích plochách úrovně I. a dlouhodobých pozorování na plochách úrovně II. byly ve vztahu k vápnění lesních půd vysloveny tyto závěry:

- lesní půdy v zemi vykazují známky acidifikace v důsledku zvýšené depozice okyselujících látek
- depozice okyselujících látek mírně klesají, ale v dohledné době nelze očekávat zásadní pokles depoziční zátěže. Sloučeniny síry, které byly redukovány nasazením odsiřovacích zařízení, nahrazují sloučeniny dusíku. Kritické zátěže okyselujících látek jsou stále zřetelně překračovány.
- je třeba zvýšit pufrací schopnost půd a vápnění je jedním z prostředků, jak toho dosáhnout
- vápnění má svá rizika, ale pokud je prováděno odborně a jeho působení je důsledně kontrolováno a vyhodnocováno, lze toto riziko omezit a využít pozitivního potenciálu velkoplošného vápnění ke zlepšení stavu lesních půd
- mimo velkoplošného vápnění se používá pomístné vápnění k jednotlivým sazenicím při obnově lesa.

Vápnění je aplikováno jako jedna dílčí součást systému opatření ke zlepšení stavu lesa. Další opatření, jež by měla obecně zvýšit odolnost lesa, je odklon od obnovy holými sečemi a dlouhodobá snaha o zvýšení zastoupení listnatých dřevin v lesích.

2. Výběr porostů

Návrh porostů pro vápnění připravuje lesní správa. Po návrhu následuje podrobný proces vyhodnocení vhodnosti daných porostů z hlediska účelnosti a omezení rizik vápnění. Při rozhodovacím procesu se zvažuje postupně celá řada aspektů seřazených podle významu. Pokud při vyhodnocení dojde ke konfliktu vápnění a některé z dotčených funkcí nebo parametrů, aplikace vápnění na dané lokalitě se buď rovnou vylučuje nebo proběhne ověření potenciálního rizika. Vápnění se provede jen tehdy, když se v rozhodovacím procesu nevyskytne žádný faktor, který by toto opatření limitoval. Hodnocená kritéria lze uvést podle následujících skupin:

(a) Ochranné funkce lesa

chráněná přírodní území
lesy se zvláštní ochrannou funkcí (nebo kulturní hodnotou)
lesy významné z hlediska ochrany biotopů

(b) Stanovištní podmínky

regionální klima
vodní režim (půdy ovlivněné a neovlivněné vodou)

chemismus půdy
výživa porostů
humusová forma

(c) Charakteristika lesních porostů dřevinná skladba

zápoj
věkové stadium

3. Výběr firmy

Výběr dodavatele prací probíhá podle velmi podrobně stanoveného postupu. Výsledek výběrového řízení významně ovlivňuje zejména cena přepočtená na obsah aktivní látky v používané hornině.

4. Používaný materiál a dávky

Pro vápnění se používá převážně drcený doložitický vápenec. Jeho zrnitostní složení musí odpovídat stanoveným kritériím, převážná část materiálu má velikost zrn do 1,0 mm. Dávky se pohybují zpravidla kolem 3,0 - 3,5 t/ha.

5. Kontrola dávek

Kontrola množství aplikovaného materiálu se provádí systémem kontrolních ploch, na kterých jsou umístěny odběrné nádoby. Jejich rozmístění a počty nádob jsou takové, aby bylo možné provést statistické vyhodnocení. Jedna kontrolní plocha je umístěna na každých 125 ha vápněných ploch.

Na základě naměřených hodnot se určuje skutečné množství aplikovaného materiálu. Za chybu se považuje zřetelná odchylka směrem dolů, ale také zřetelná odchylka směrem nahoru od plánovaného množství.

6. Kontrola zrnitosti a chemického složení materiálu

V průběhu aplikace se odebírají vzorky, u kterých se vyhodnocuje zrnitost a obsah aktivní látky. Proces odběru vzorků má více fází, aby se zachytila variabilita v rámci dodávky i v rámci aplikovaného materiálu.

7. Kontrola celkového provedení prací

V krátké době po ukončení prací se kontroluje celkové zpracování, stav manipulačních prostorů, mostů a cest. Způsob zpracování připomínek, termíny jejich předávání a vyhodnocení jsou do značné míry formalizovány, podobně jako i ostatní etapy přípravy a vyhodnocení vápnění.

8. Vyhodnocení účinků vápnění

Na úrovni země se vliv vápnění na lesní půdy bude vyhodnocovat na základě opakovaných odběrů půd na monitorovacích plochách. Mimo to se průběžně sleduje stav vybraných porostů a jejich reakce na vápnění. Tato sledování jsou doplňována výsledky z experimentálních prací, kde se velmi výrazně využívá souboru informací shromážděných v celém Německu.

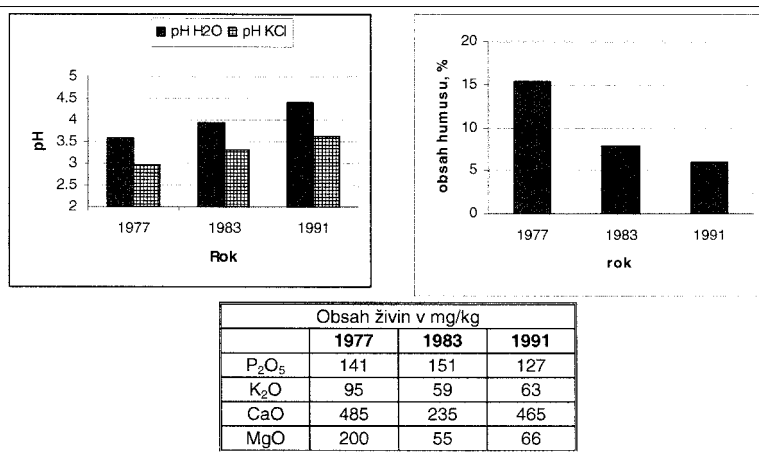
(iv) Česká republika

V podmínkách prostředí změněného pod vlivem imisí formuloval cíle vápnění Materna (1986) takto:

- snížit nebo kompenzovat vliv depozice kyselých složek znečištěného ovzduší na

lesní půdy, zpomalit nebo zastavit jejich

- snížit rozpustnost sloučenin hliníku a manganu, jejich posuny v půdě a eventuální toxické působení
- vyrovnat nedostatky vápníku a hořčíku ve výživě dřevin
- vyrovnat nerovnováhu ve výživě, způsobenou sníženými zásobami a sníženým příjmem rostlinných živin (vápník, hořčík, draslík) a vysokým spadem sloučenin dusíku a síry v porostech



C

Obr. C2:
Průměrné hodnoty charakteristik půdního chemismu v SLT 7K v Krušných horách v letech 1977, 1983 a 1991 (Kubelka 1992).

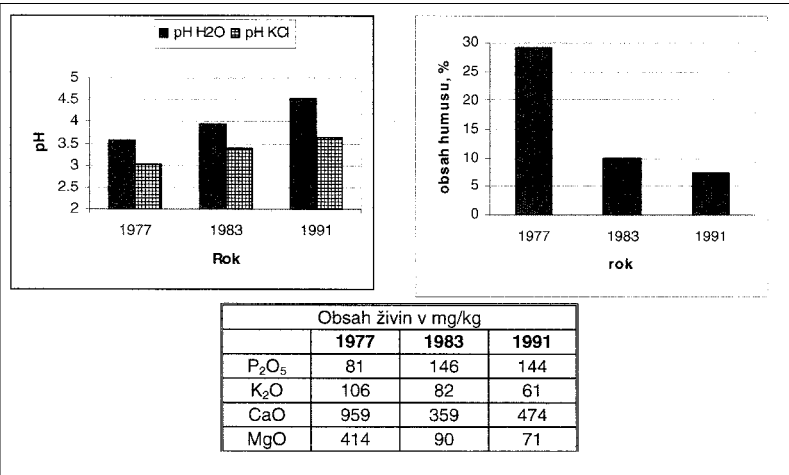
1. Krušné hory

V ČR má použití vápnění pro úpravu půdních vlastností v imisních oblastech dlouhou tradici. Při obnově lesů v Krušných horách je celoplošné vápnění používáno ve větším rozsahu od r. 1971. Vápnění zde bylo součástí obnovního procesu, nedělitelně spojeného s dalšími melioračními opatřeními. V letech 1978-1991 bylo v této oblasti celkem povápněno (včetně opakovaných zásahů) 61 600 ha (Kubelka et. al. 1992). V rámci experimentu zkoumal vliv vápnění na půdní kyselost v Krušných horách Jonáš (1986). V této práci byla také šetřena rychlost, s jakou se projevuje účinek vápnění při různých dávkách v rozmezí 2-10 t/ha. Za 5 let po aplikaci se pouze 15 % vápníku a hořčíku z dolomitek vápence posunulo do hloubky 10 cm. Půdní kyselost byla ovlivněna do hloubky 5 cm, pouze při dávce 10 t/ha byly změny pH patrné i v hloubce 10 cm.

Výsledky provozního vápnění z Krušných hor jsou zpracovány ve zprávě Kubelky (1992). Vliv vápnění byl sledován na opakovaně hodnocených plochách v letech 1983 a 1991 a při hodnocení byly použity také výsledky půdních analýz z let 1973-1977.

Z provedeného hodnocení vyplývají některé změny půdního chemismu v uvedených letech. Průměrné hodnoty pro soubory lesních typů, které převládaly v rámci hodnocených porostů, jsou uvedeny na obrázku C2 a C3. Jak vyplývá z grafů, bylo v období mezi roky 1977 a 1991 zaznamenáno snížení půdní acidity. V uvedeném období se výrazně snížil obsah humusu v půdě. Obsah hlavních živin se v období 1977-1983 rovněž většinou výrazně snížil. V následujícím období 1983-1991 došlo buď k mírnému nárůstu obsahu živin, anebo se jejich obsah dále pozvolna snižoval. Je předmětem další diskuse, zdali za situace, kdy se prudce snižuje stav humusu, lze hovořit o úspěšné melioraci.

Vliv rozdílných dávek vápenatých materiálů na změny půdní acidity byl velmi rozdílný v jednotlivých SLT, jak ukazuje obr. C4. Za rozhodující pro hodnocení však lze považovat SLT 7K, ve kterém bylo umístěno 218 z celkového množství 295 hodnocených porostů (tj. 74 %) a SLT 8G, kde bylo umístěno 37 porostů (tj. 12,5 %); zbylých 40 porostů pokrývalo další hodnocené soubory lesních typů.



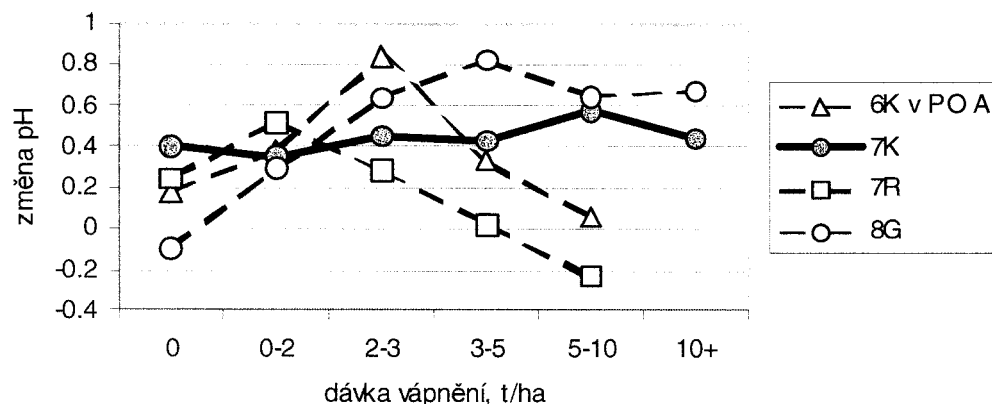
Je vidět, že zvyšující se dávky vápence mají velmi nejednoznačný vliv na změny půdní kyselosti. Je možné sledovat jak snížení acidity v závislosti na rostoucí dávce (8G), tak také zcela opačný trend (7R). Vzhledem k tomu, že v tomto hodnocení převládají porosty v SLT 7K (74 %), lze považovat výsledky zde získané pro hodnocení změn v půdní kyselosti za rozhodující. Z uvedeného grafu jednoznačně vyplývá, že vápnění v porostech na SLT 7K mělo minimální vliv na změnu půdní kyselosti i při vysokých dávkách vápence. Pozoruhodné však je, že posun kyselosti byl nalezen i u ploch nevápněných. To vypovídá zřejmě o existenci spontánních procesů, které mohou přispívat k samovolné úpravě půdních vlastností. Podobná schopnost byla v Krušných horách dokázána i podrobným šetřením (Lettl 1985).

Pozorované změny půdní acidity v některých souborech lesních typů jsou v práci Kubelky (1992) jednoznačně připisovány vlivu vápnění. Existují však i další příčiny, jejichž vlivem mohlo k těmto změnám dojít. Především se jedná o fakt, že v hodnoceném období se postupně snižovalo množství spadů (včetně okyselujících) v celé oblasti Krušných hor v závislosti na zmenšující se zachytané ploše lesních porostů. Zpočátku to bylo způsobeno postupující defoliací, později těžbou. Při snížení vstupu okyselujících látek je možné očekávat také nižší intenzitu acidifikace půdního prostředí. Pokles množství spadů se zřetelně projevil ve snížení množství látek odcházejících ze sledovaného povodí v Krušných

Obr. C3:
Průměrné hodnoty charakteristik půdního chemismu v SLT 8G v Krušných horách v letech 1977, 1983 a 1991 (Kubelka 1992).

C

Obr. C4:
Změna půdní
kyselosti v letech
1983-91 v jednotli-
vých souborech
lesních typů
v závislosti
na dávce
aplikovaného
vápnence.



horách. Zároveň s odstraněním jehličnatých porostů a jejich náhradou travními společenstvy nebo porosty listnatých dřevin však dochází také ke spontánní úpravě půdní kyselosti (Lettl 1985).

Dalším faktorem, který zřejmě podstatně ovlivnil stav půd v Krušných horách, a to nejen jeho aciditu, je odstranění svrchních vrstev humusových horizontů při přípravě půdy pro zalesnění. Kubelka (1992) uvádí, že v letech 1977 až 1991 se průměrný obsah humusu v půdách SLT 7K snížil z 15,24 % na 6,11 % a v SLT 8G z 29,19 % na 6,86 %. Tento jev je objasněn použitím přípravy půdy v obnovním procesu. Vzhledem k tomu, že acidita horních půdních horizontů je zpravidla vyšší, lze po jejich odstranění očekávat zvýšení hodnoty pH až o 0,7 (Podrázský 1989). Snížení acidity takovýmto způsobem nelze považovat za úspěch s ohledem na souběžnou drastickou redukci zásob humusu v půdě.

Půdní chemismus v Krušných horách byl tedy ovlivněn řadou procesů, z nichž každý v jednotlivosti mohl ovlivnit půdní podmínky. Vzhledem k tomu, že neexistují objektivní data, která by dovolovala reálně posoudit skutečný význam těchto procesů, není možné přisuzovat případné pozorované změny půdní acidity jednoznačně vápnění.

2. Beskydy

V Beskydách probíhalo velkoplošné vápnění v letech 1983 - 1985. V průměru byla používána dávka 3 t/ha. Ve třech opakováních bylo povápněno celkem 16 674 ha (Raška, 1989). Pro vyhodnocení účinku leteckého vápnění se v práci uvádí rozdělení celkového počtu vzorků půdy odebraných v roce 1982 a v roce 1988 seřazené podle lesních závodů a třídy acidity. V uvedeném přehledu je zřejmý posun rozdělení hodnot pH v roce 1988 směrem k vyšším hodnotám. Tento přehled bohužel neobsahuje kontrolní plochy, které by umožnily srovnat a vyhodnotit přímý efekt vápnění.

V Beskydách hodnotil Konečný (1986) výsledky vápnění lesních půd v experimentálním povodí Malá Ráztoka. Na hodnocených plochách byly po prvním vápnění pozorovány změny pH, které se zvýšilo v průměru o 0,6 stupně. Tyto změny se však postupně vytrácely a po 1,5 roce od provedeného vápnění se u 17 ze 40 sledovaných půdních sond kyselost vrátila na původní hod-

notu, na které se nacházela před prvním vápněním. Změny půdní acidity po druhém vápnění nebyly tolik výrazné. V minerální půdě pak žádné změny pozorovány nebyly. Bohužel u tohoto pokusu scházejí údaje o vývoji pH a ostatních veličin na nevápněných kontrolních plochách.

Výsledky provozního vápnění v Beskydách hodnotí také práce Klima a Vavříčka (1991). Také zde byl po prvním vápnění v roce 1983 pozorován pokles půdní kyselosti, avšak vliv vápnění brzy vymizel. Po dalším vápnění v r. 1985 došlo k opětovnému zvýšení pH. V celkovém hodnocení této práce se konstatuje, že během šesti let došlo ke snížení půdní kyselosti ve svrchních horizontech (o 0,4 pH (H₂O) v horizontu Ae a o 0,2 pH v horizontu Ep), i když průběh změny nebyl ve studovaném období lineární. Zároveň zde bylo možno pozorovat sníženou koncentraci celkového dusíku. Jako sporná je hodnocena technologie letecké aplikace mletého vápnence. Při stanovené dávce 3 t/ha se průměrné množství vápnence dopadlého na plochu pohybovalo pouze v rozmezí 0,75 až 1,33 t/ha; ostatní materiál zřejmě dopadl mimo ošetřovanou plochu.

Výsledky úpravy půdní acidity vápněním v celkovém množství cca 6 t/ha v Beskydách jsou po delším časovém období hodnoceny jako málo významné. Podstatnější vliv mělo toto opatření jen na zvýšení obsahu přístupného hořčíku (Vavříček a Betušová 1993).

3. Jizerské hory

Rozsáhlou práci pro hodnocení vlivu vápnění na chemické vlastnosti půd Jizerských hor zpracoval Podrázský (1989). Ukázka srovnání kyselosti horizontu A0 na vápněných plochách (dávka 2-2,5 t/ha v jednom nebo dvou opakováních) a plochách nevápněných je uvedena na obr. C5. Na něm je patrné, že na všech plochách nedošlo ke snížení půdní kyselosti. Zatímco hodnoty pH neukazují podstatnější rozdíly mezi vápněnými a nevápněnými plochami, jiné charakteristiky půdního chemismu, jako např. obsah bází (Obr. C5) zřetelně odráží provedené vápnění. To však platí pouze pro svrchní organický horizont. V minerálním horizontu A1 je obsah výměnných bází často zřetelně nižší na plochách vápněných než na plochách nevápněných (Obr. C6).

Ve výsledném hodnocení zaznívá, že na lokalitách bez přípravy půdy v Jizerských horách nelze jednoznačně prokázat snížení kyselosti svrchních horizontů ani po dvou dávkách 2,0 až 2,5 t/ha dolomitického vápence 1 až 4 roky po jeho aplikaci. Obsah výměnných bází a procento sorpční nasycenosti bylo ve většině případů vyšší na půdách vápněných, avšak rozdíly nejsou velké a ve svém souhrnu nejsou prokazatelné pro zlepšení půdních vlastností (Peřina a Podrázský 1988). Ve stejné studii se hodnotil také efekt přípravy půdy a provedení vápnění. Při vápnění a následném použití přípravy půdy jamkovačem se prokazatelně zlepšily půdní podmínky ve srovnání s plochou nevápněnou a bez přípravy půdy.

4. Krkonoše

Při hodnocení výsledků provozního vápnění v Krkonoších (Podrázský 1990) byla zjištěna značná nejednoznačnost výsledků při porovnání půdního chemismu ploch vápněných a nevápněných. Jako ve většině případů retrospektivního hodnocení účinnosti není možné reálně posoudit vliv vápnění, neboť chybí údaje o chemismu ploch před jejich ošetřením.

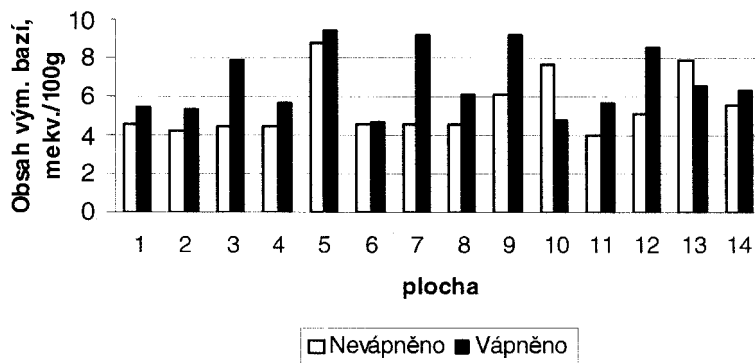
Při porovnání výsledků z ploch vápněných i kontrolních nebyly hodnocené charakteristiky ve všech případech příznivější na plochách vápněných, jak by bylo možné očekávat. Situace je přitom podobná jako ve výše uvedeném příkladu z Jizerských hor. Přestože v některých případech je pozorovaný rozdíl v hodnotách pH horizontu A0 na plochách vápněných a nevápněných doložen statisticky, nebyly tyto změny pravidelné a většinou ani výrazné. Podobné tomu bylo i u jiných půdních vlastností.

Výsledky tohoto výzkumu nedokládají vliv provozního vápnění na půdní chemismus v oblasti Krkonoš. Nelze z nich proto usuzovat na pozitivní vliv provozního vápnění na zmírnění degradace lesních půd. V dané práci je také doporučeno, že pro získání jednoznačných údajů o výslednosti vápnění je třeba rozsáhlé experimentální práce.

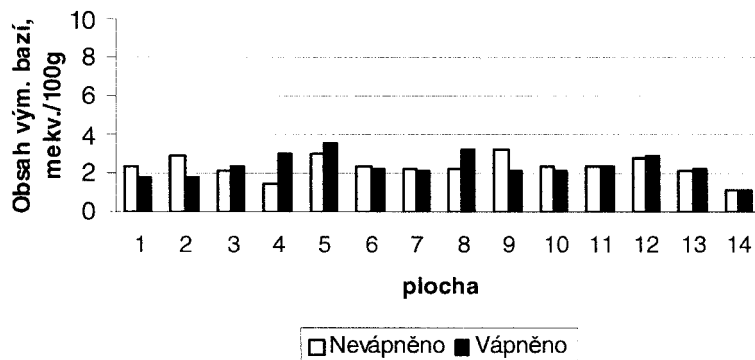
5. Orlické hory

Při hodnocení vlivu provozního vápnění na půdní chemismus v Orlických horách dokládá Podrázský (1989) podobné výsledky jako v případě Jizerských hor a Krkonoš. Změny půdního chemismu vyvolané vápněním jsou málo zřetelné a nejednoznačné. Zajímavé je zjištění, že u minerálního horizontu A1 na vápněných plochách bylo častěji pozorováno snížení pH než jeho zvýšení. Je možné, že na tomto jevu se podílí tzv. přenos acidity ze svrchních do nižších horizontů, který je popisován v literatuře (např. Hüttl a Zöttl 1993).

Podrobný experiment na hodnocení vlivu vápnění na stav půd byl založen v r. 1988 v Orlických horách (Podrázský 1991a). V rámci tohoto výzkumu se hodnotí vliv různých dávek (3 a 9 t/ha) vápence s rozdílným zrnitostním složením (jem-



Obr. C5: Srovnání obsahu výměnných bází v humusovém horizontu A0 v Jizerských horách na plochách vápněných a nevápněných



Obr. C6: Srovnání obsahu výměnných bází v minerálním horizontu A1 v Jizerských horách na plochách vápněných a nevápněných

ně mletý a drcený). Šetření, které se uskutečnilo po uplynutí jedné vegetační sezóny, ukázalo významné změny charakteristik půdního chemismu. Zejména v horní vrstvě půdy se snížila acidita, vzrostl obsah bází a procento nasycení sorpčního komplexu bázemi. Zároveň se snížil obsah kyselých kationtů (Al, H) a výměnná titrační acidita. V exponovaných podmínkách lokality na lesním typu 8Z2 se projevil také rozdíl vyšší účinnosti jemného vápence. Na této lokalitě byly zároveň prokázány výrazné ztráty humusu a dusíku po vápnění ve výši až 40 %, které se zvětšovaly při narušení povrchu půdy mechanizací.

Hodnocení intenzity dekompozičních procesů na této ploše byla věnována také další práce Podrázského (1992b). Získané výsledky ukázaly značné zesílení mineralizačních pochodů po vápnění. Zvýšila se také biologická respirační aktivita, která indikuje odbourávání organických látek a především nitrifikaci.

C.1.3.3. Vápnění, případně hnojení, používané při nápravě zdravotního stavu porostů akutně poškozených imisemi a vysokou depozicí kyselinových látek

Při studiu tzv. "nového poškození lesů" bylo konstatováno, že narušení zdravotního stavu lesů je velmi často spojeno s projevy akutního narušení výživy. Velmi často se jedná o projevy nedostatku mobilních kationtů - draslíku a hořčíku (Hüttl a Zöttl 1993). Jejich společným příznakem je často žloutnutí u smrkového jehličí. Nedostatek hořčíku se projevuje na kyselých půdách a je velmi častým projevem poškození lesů v horských oblastech v Evropě. Nedostatek draslíku se častěji objevuje na vápenatých a organických půdách. Projevy nedostatku hořčíku se projeví poměr-

C

ně rychle a v krátké době se rozšířily po celé Evropě. Evers a Hüttl (1990) předložili několik hypotéz o příčinách projevu nedostatku hořčíku. Na nedostatek tohoto prvku se podílí vyšší přírůst stromů v důsledku vyšší depozice dusíku, snížení zásoby přístupného hořčíku jako důsledek acidifikace a hospodaření v lese a také vymývání hořčíku z asimilačních orgánů. Ve většině případů dochází k narušení rovnováhy ve výživě, kdy se mění poměr mezi N/Mg. Podobná nerovnováha se může projevit i u jiných prvků. Jako vyvážený poměr mezi obsahem dusíku a hořčíku se uvádí hodnota N/Mg v rozmezí 7-30.

Diagnostické hnojení, které bylo aplikováno s cílem poznat příčiny chřadnutí lesů, ukázalo, že akutní nedostatek hořčíku a draslíku lze snížit nebo odstranit vhodným hnojivem. Po hnojení zpravidla rychle následovala regenerace stromů. Ukázalo se také, že příznivý efekt aplikace hnojiva zpravidla přetrvával po více let.

Hnojení a vápnění začalo být proto používáno s cílem stabilizovat lesní porosty a odstranit nerovnováhu ve výživě. Tento přístup popisuje Evers a Hüttl (1990) jako novou strategii porostů poškozených vlivem kyselé depozice.

Vápnění spolu s hnojením bylo použito pro doplnění živin ve smrkových porostech ve Fichtelgebirge, kde se od roku 1983 začaly objevovat příznaky žloutnutí v důsledku nedostatku hořčíku (Kaupenjohann a Zech 1989). Pro hnojení byl použit dolomitický vápenec a také kieserit ($\text{MgSO}_4 \cdot \text{H}_2\text{O}$). Použití kieseritu bylo motivováno snahou o rychlou nápravu výživy hořčíkem. Ve snaze dosáhnout rychlého účinku i při použití vápence byly aplikovány dávky 10 t/ha.

Efekt kieseritu, jenž je rychle rozpustný, se dostal již na konci prvního vegetačního období. Působení dolomitického vápence - i přes vysoké dávky - bylo pozorováno až s dvouletým zpožděním.

Poměrně důležitým poznatkem je, že po aplikaci kieseritu se snížila koncentrace NO_3 v půdním roztoku. Na vápněných plochách koncentrace NO_3 naopak vzrostla (Schaaf et al. 1988, podle Hüttl a Zöttl 1993). Vápnění zřejmě stimulovalo mineralizaci, ke které byly dané plochy v důsledku vysokých depozic dusíku náchylné. Depozice zajišťovala dobrou až optimální výživu dusíkem. Dusík uvolněný v důsledku zrychlené mineralizace na vápněných plochách již nemohl být vegetací využit. Dalším důsledkem vápnění byla změna rozložení jemných kořenů. Na vápněných plochách bylo pozorováno zpoždění kořenového systému smrku (Murach a Schuenemann 1985). Přesun jemných kořenů do povrchových vrstev je připisován pomalému působení drceného vápence, kdy jsou nejvíce ovlivněny právě povrchové vrstvy humusu. Růst kořenů je pak stimulován právě v těchto vrstvách s příznivějším chemismem.

Pokus s vápněním, jehož cílem byla úprava výživy smrkových porostů a odstranění žloutnutí způsobeného nedostatkem hořčíku a snížení půdní acidity (z 2,8 pH na 4,2 pH), založil v Duryňském lese Heinsdorf et al. (1988). Dolomitický vápenec byl použit v dávkách 0,5-8 t/ha. Vápnění vedlo k rychlému nárůstu pH ve svrchních vrstvách humusu (4-5 cm). Nicméně, při dávce 2 t/ha bylo cílového stavu (4,2 pH) dosaženo až po dvou letech a pouze ve svrchním horizontu Ol a Of. Spodní humusový horizont

a minerální horizonty zůstaly neovlivněny. Množství dostupného Ca a Mg v povrchových horizontech humusu a také v minerální půdě korelovalo pozitivně s dávkou vápence. Změny v chemických vlastnostech půdy se projeví v mírném nárůstu obsahu Ca a Mg v jehličí, avšak vizuální změny zdravotního stavu nebyly pozorovány. Předpokládá se, že pro ovlivnění zdravotního stavu je potřeba více než dva roky. S narůstající dávkou vápence byl pozorován také nárůst mikrobiální aktivity a nitrifikace. Boneau (1991) uvádí výsledky získané při hnojení chřadnoucích smrkových porostů ve Vogézách. V tomto pokusu se použilo více hořčnatých hnojiv, některá společně s dusíkatým hnojivem. Kombinace s dusíkatým hnojivem se ukázala být vhodná na stanovištích, kde byl zjištěn nedostatek dusíku. Naopak v porostu, který byl ovlivňován vysokou depozicí dusíku, způsobila aplikace hnojiva obsahujícího i relativně malé množství dusíku další nárůst žloutnutí.

Závěr, že zvýšený přísun dusíku může vyvolat relativní nedostatek jiných prvků je doložen i experimenty. Dodání dusíku do porostu s vyváženou výživou způsobilo narušení poměru N/Mg s následným žloutnutím smrkového jehličí (Kolling et al. 1997).

Jak plyne z uvedených odkazů, při úpravě výživy lesních porostů je možné dodávat chybějící hořčík ve více formách. Evers a Hüttl (1990) uvádí některé zásady vhodné aplikace:

- v případě, kdy je vyžadována rychlá reakce, je doporučován MgSO_4 spíše než dolomitický vápenec
- dolomitický vápenec může být vhodným hnojivem na stanovištích s nepříznivými formami humusu a nízkou depozicí dusíku. Za těchto podmínek se projeví meliorační působení vápence ve zrychlení koloběhu látek.
- na stanovištích s příznivými formami humusu a v podmínkách vyšší depozice dusíku se doporučuje aplikace vápence pouze ve velmi nízkých dávkách (do 1 t/ha) a to jen tehdy, kdy nelze použít jiné hnojivo.

Mimoto je nutné zvažovat aplikaci hořčnatých hnojiv ve spojení s dusíkem na stanovištích, která jsou ovlivněna vysokou depozicí dusíku.

C.1.3.4. Možnosti nápravy nedostatku hořčíku v lesních ekosystémech

Pavel Krám
(Český geologický ústav, Praha)

Nejrozšířenější disproporcí živin ve středoevropských lesích, které se nacházejí ve vyšších nadmořských výškách na chudých půdních substrátech, je nedostatek hořčíku (Mg). Symptomy nedostatku Mg (zejména žloutnutí jehlic) jsou v Evropě pozorovány již od poloviny sedmdesátých let, a to zejména v monokulturách smrku ztepilého ve vyšších nadmořských výškách. Chřadnutí smrku typu 1 označuje žloutnutí jehlic smrku na kyselých substrátech (Roberts et al. 1989). Obecně, obsah Mg v jehlicích pod 0,3 mg/g se považuje za deficitní, protože při těchto koncentracích dochází k velmi významnému snížení fotosyntetického potenciálu.

Stromy s optimální zásobou Mg by měly mít koncentrace Mg v jehlicích nad 1,2 mg/g (Ende a Evers 1997). Fenomén nedostatku Mg je zajímavý i tím, že se zdravé stromy mohou nacházet v těsné blízkosti poškozených stromů. Tento jev se dá vysvětlit místními rozdíly v přístupu stromů k vodě a Mg a také jejich genetickými dispozicemi. Bylo potvrzeno, že letní sucho může iniciovat nedostatek Mg (Hüttl 1997).

Přehled hořečnatých hnojiv je uveden v tab. C2. Pro doplnění informace o sloučeninách Mg je důležité zdůraznit, že $MgCl_2$ a $MgNO_3$ nejsou vhodné jako lesní hnojiva. Chlorid může totiž negativně ovlivnit Cl-citlivou vegetaci. Vzhledem k obecně vysoké atmosférické depozici dusíku, také další přidávání N není žádoucí (Augustin et al. 1997).

Stupeň rozpustnosti (reaktivitu) sloučenin hořčíku popisuje následující schéma (Augustin et al. 1997): $MgSO_4 > MgO / Mg(OH)_2 >$ struskové vápno $\sim$ dolomit $\sim$ magnezit $>$ bazalt.

Sole $MgSO_4$ jsou nejrozpuštěnější (vysoce rozpustné), poměrně rychle rozpustné jsou i kysličníky a hydroxidy hořčíku MgO a $Mg(OH)_2$. Rozpouštění Mg uhličitanu je pomalé (je i pomalejší než rozpouštění $CaCO_3$). Rozpustnost Mg křemičitanů je ještě daleko nižší (velmi nízká). Rychlost rozpouštění obecně ovlivňuje velikost povrchu zrn. Materiály s menší zrnitostí mají větší povrch, a tudíž se rozpouštějí rychleji (Augustin et al. 1997). Nejvíce zkušeností s hnojením lesů je s dolomitičtým vápencem a se solemi $MgSO_4$, zejména s kieseritem, naproti tomu nejméně zkušeností je s aplikací bazaltových prášků (Schaaf 1997).

Hlavním důvodem pro používání neutrálních solí $MgSO_4$ je možnost velmi rychlého doplnění Mg stromům, u kterých je analyticky prokázán nedostatek Mg. Naproti tomu neutrální soli nemají další pozitivní vliv na chemické složení půdy, naopak způsobují zvýšené louhování kationtů vlivem dodatečného vstupu mobilního aniontu do systému. $Mg(OH)_2$ je poměrně vhodným hnojivem k vylepšení chemických vlastností lesních půd. Díky vyšší rozpustnosti také ovlivňuje hlubší půdní vrstvy než dolomitičtý vápenec (Schaaf 1997). Rychle rozpustné sloučeniny Mg jsou schopné odstranit symptomy nedostatku Mg už za několik měsíců pro mladé stromy, a v rozmezí 1-3 let pro staré stromy (Hüttl 1997).

Vzhledem k pomalé kinetice rozpustnosti vápence (zejména při použití větších zrnitostních frakcí) se povzbuzuje růst kořenů v organické půdní vrstvě. Zejména u smrku ztepilého, tento fakt může vést k zvýšenému riziku škod mrazem, suchem a větrem (Raspe 1997). Dalším nebezpečím je vyluhování NO_3 a mobilizace těžkých kovů a Al (Feger 1997, Hüttl 1997). Řada studií ukázala zvýšenou mikrobiální aktivitu v půdě a louhování dusičnanů a rozpuštěného organického uhlíku (DOC) z organických půdních horizontů po vápnění lesních půd (Schaaf 1997).

Zdá se, že nejslibnější strategií pro nápravu nedostatku Mg v lesních ekosystémech je kombinace použití dolomitičtého vápence a neutrální soli ($MgSO_4$). Možnou alternativou je aplikace rychle rozpustného materiálu jako je $Mg(OH)_2$ (Schaaf 1997).

Bazaltový prášek	$Mg_{(1,7)}Fe_{(0,3)}Si_{(0,3)}O_6$ $Mg_{(2,0)}Fe_{(0,03)}Si_{(1,97)}O_6$
Struskové vápno	$Ca_2MgSi_2O_7$
Forsterit	Mg_2SiO_4
Dolomit	$CaMg(CO_3)_2$
Magnezit	$MgCO_3$
Hydromagnezit	$MgCO_3 \cdot Mg(OH)_2 \cdot 4 H_2O$
Epsomit	$MgSO_4 \cdot 7 H_2O$
Kieserit	$MgSO_4 \cdot H_2O$
Periklas	MgO
Brucit	$Mg(OH)_2$

C.1.3.5. Vápnění při obnově lesa

Vápnění bylo používáno jako podpůrné opatření při obnově lesa v imisemi silně postižených oblastech. V Krušných horách byly již v roce 1974 založeny pokusy s vápněním smrku pichlavého a dalších dřevin. Byly přitom používány poměrně vysoké dávky 5-16 t/ha. Vápnění se v tomto případě pozitivně projevilo na výškovém přírůstu kultur (Jirgle, 1984).

Vápnění bylo použito také při výsadbě kultur smrku na Trutnovsku (Tesař 1986). V tomto případě byl vápenec spolu s drceným diabasem promíchán se zeminou v jamce připravené pro výsadbu sazenice. Na pokusné plochy bylo aplikováno vysoké množství melioračních materiálů, které činilo při přepočtu na 1 ha 62 t vápence a 250 t diabasu. Přihnojené sazenice měly v prvním období po výsadbě rychlejší růst ve srovnání se sazenicemi nehnojenými, rozdíly se však po čase začaly snižovat. Zpočátku rychlé rozrůstání slabých kořenů v silně přihnojené jamce mělo za následek rychlý přírůst nadzemní části. Po čase, když se vytvořil nesoulad mezi bohatě rozvíjenou nadzemní částí a nedostatkem živin ve vyčerpané jamce, se růst sazenic zpomalil.

Aplikace vápenatých hnojiv byla součástí komplexní meliorace vodou ovlivněných půd v Krušných horách (Ferda a Čermák 1982). Pro úpravu podmínek byl použit drcený vápenec v dávce 10 t/ha a kromě toho byl testován také vliv různých dávek na růst některých dřevin. Po dvouletém působení dávky 10 t/ha byly pozorovány příznivé změny v půdním chemismu. Došlo ke snížení kyselosti ze 3,0 až 3,2 pH na hodnoty 3,8 až 4,0 pH. Při hodnocení různých dávek vápence na růst kultur byla pro většinu dřevin optimální dávka stanovena na 10 t/ha, u břízy karpatské pak 7 - 10 t/ha. Zvýšení jednorázové dávky na 16 t/ha však již zpomalilo výškový růst všech dřevin.

V Krušných horách zkoumal Jirgle (1986) vliv vápnění a přihnojování na růst kultury smrku pichlavého. Vápenec byl aplikován v kruzích 1 m kolem sazenic na povrch půdy v dávce 5 a 16 t na hektar. Výsledky byly posuzovány po 9 letech existence pokusu a ukazují, že vápnění mělo příznivý vliv na růst sazenic a jejich zdravotní stav a vedlo také ke snížení ztrát. Tento pokus byl ukončen v r. 1985, kdy plocha byla v rámci celoplošného hnojení ošetřena nekontrolovanou dávkou hnojiva.

Mezi dlouhodobé pokusy patří také vápnění na ploše Jizerka v Jizerských horách (Balcar. 2000), kde bylo v roce 1991 provedeno pomístné váp-

C

Tab. C2:
Názvy a vzorce solí
a minerálů hořčíku
(Mg) používaných
nebo uvažovaných
jako hořečnatá
lesní hnojiva
(podle Augustin
et al. 1997)

C

nění k sazenicím. Výsledky z této plochy ukazují, že vápnění příznivě ovlivňuje charakteristiky půdního chemismu. Zvyšuje se půdní pH, klesá hydrolytická a výměnná acidita. Účinky pronikavě rostou při zapravení vápence do půdy. Mimo vlastní efekt změny stavu půdy a zdravotního stavu stromů byl v tomto experimentu pozorován vedlejší efekt, kdy provedené vápnění podpořilo přirozenou obnovu. Přirozená obnova se objevila i přesto, že nejbližší semenné stromy byly od sledované plochy vzdálené až několik kilometrů.

Tento výsledek možná naznačuje cestu, jak pomocí lokálního vápnění podpořit růst kultur a zároveň zvýšit podíl melioračních dřevin v porostu. Je však nutné konstatovat, že tento přístup je zatím možný jen v oplocených objektech, mimo oplocení je přirozená obnova v důsledku tlaku zvěře velmi zpomalená. Výsledky z této plochy ukazují, že vápnění může mít příznivý vliv na kultury.

Jako velmi efektivní se jeví využití vápnění jako podpůrného prostředku při zavádění melioračních dřevin na stanovištích ovlivněných kyselou depozicí. Následné příznivé meliorační působení zaváděných dřevin umocňuje efekt vápnění a lze takto dosáhnout výrazného efektu při úpravě půdních vlastností a zároveň stabilizovat nový porost (Bartelt et al. 1999).

C.1.4. POUŽÍVANÉ METODY PRO HODNOCENÍ EFEKTU VÁPŇENÍ

Jedním z významných výsledků rozsáhlého výzkumu vlivu znečištěného ovzduší na lesy byla standardizace základních metodických postupů používaných v ekologickém výzkumu. To se týká způsobů měření, chemických analýz a také způsobu vyhodnocení naměřených hodnot. Spolu s tím se vymezily základní charakteristiky, které mají při interpretaci výsledků hlavní význam a bez jejichž znalosti nelze vyslovovat fundované závěry o stavu a změnách daného ekosystému.

Nejčastěji používaným údajem o vlivu vápnění na lesní půdy je hodnota pH. Z hlediska celkového stavu porostu je to však parametr, který sám o sobě vypovídá velmi málo o stavu porostu. Například jednou z metodických překážek hodnocení reakce půd jsou přirozené změny půdní kyselosti v průběhu roku. Karpačevský (1981) uvádí, že v průběhu června a července dosáhlo kolísání až 0,9 stupně pH (Obr. C7). V tomto případě je vhodné podotknout, že uvedené výsledky pocházejí z podmínek, jež jsou z našeho hlediska velmi blízké přírodním.

Půdní kyselost má také značnou prostorovou variabilitu. Je třeba brát v úvahu, že chyba při stanovení pH může dosáhnout až 0,3 stupně pH (Pavlíček a Musil 1988). Podobná omezení platí i pro ostatní půdní vlastnosti. Proto pro získání spolehlivých údajů o stavu půdy je nutné, aby provedené vzorkování bylo dostatečně reprezentativní a umožnilo statistické hodnocení sledovaných parametrů.

Vliv vápnění na jednotlivé složky ekosystému může být velmi proměnlivý. Zpravidla je zapotřebí analyzovat více parametrů, aby bylo možné získat celkový obraz o stavu daného ekosystému a zároveň odhadnout reakci porostu

a celého ekosystému na provedené opatření. Při hodnocení vlivu melioračních opatření na lesní půdy je dnes možné aplikovat dobře popsané nástroje a s jejich pomocí získat do jisté míry standardizovaný popis systému. To je důležité pro poznání sledovaného objektu, avšak daleko větší význam tohoto přístupu se skrývá v tom, že s takto standardizovanými daty je možné navázat na již známé poznatky.

Rozsáhlý přehled chemických parametrů půdy a jejich ekologického významu při hodnocení půdní úrodnosti uvádí nově např. Rehfuess (1999). Řada půdních vlastností má význam při hodnocení kvality stanoviště a také při monitorování jeho změn v čase a pro hodnocení hospodářských/melioračních opatření. Mezi hlavní kritéria patří:

- celková koncentrace/obsah bioelementů (C, N, P, K, Ca a Mg) v prokorenné části půdního prostoru spolu s pH a hodnocením humusové formy
- koncentrace/obsah bazických (Ca, Mg, K) a kyselých (Al, Fe, Mn) kationtů vyluhovatelných pomocí NH_4Cl spolu s údaji o nasycení jednotlivými elementy
- koncentrace bioelementů v půdním roztoku a z těchto údajů odvozené toky jednotlivých prvků

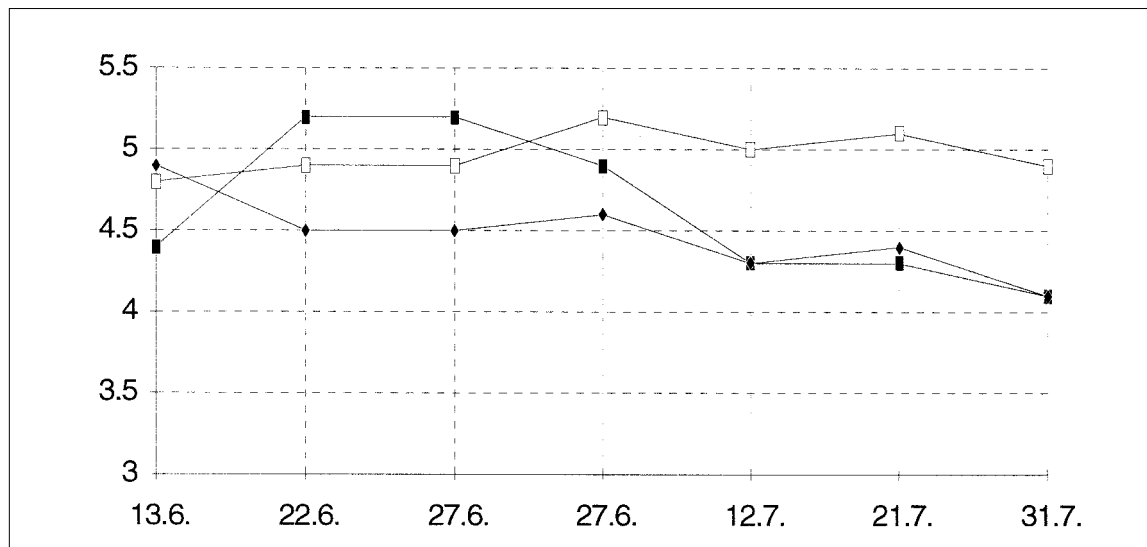
Pro ucelený popis změn půdní úrodnosti, ať už se jedná o důsledky přirozeného vývoje nebo důsledky lidské činnosti, je nutné analyzovat vhodnou kombinaci uvedených charakteristik, v závislosti na sledovaném cíli. Úplná analýza všech parametrů je zpravidla možná jen na vybraných plochách, které však mohou vhodně reprezentovat typické situace. Přenos poznatků z takto sledovaných objektů na další místa je možný pomocí stanovištních a půdních map.

Při plánování vápnění doporučuje Hüttl a Zöttl (1993) brát v úvahu mimo půdní vlastnosti také následující kritéria:

- obsah humusu
- historii porostu
- zátěž depozicí dusíku
- schopnost porostu asimilovat dusík
- stav výživy porostu
- stav půdní vegetace
- obsah těžkých kovů v půdě (zejména v humusovém horizontu)

Pro obsahy jednotlivých látek v půdě nebo rostlinném materiálu byly zpracovány stupnice, které umožňují vyhodnotit úroveň zásoby daného prvku v půdě nebo asimilačních orgánech. Mimo obsahy jednotlivých prvků mají speciální význam jejich vzájemné poměry. Například v asimilačních orgánech to může být poměr Ca/N, Mg/N apod. Jejich význam spočívá v tom, že dovolují vyhodnotit vyváženost výživy jednotlivými prvky.

Pro růst a normální vývoj rostlin je důležité, aby byl zachován určitý poměr mezi obsahem jednotlivých prvků (Ingestad 1987). Pro lesní dřeviny bylo navrženo více indexů, které charakterizují harmonickou výživu jednotlivými živinami anebo indikují její narušení (Cape et al. 1990, Kazda 1990, Innes 1993). Častým jevem je narušení vý-



C

Obr. C7:
Dynamika hodnot
pH humusového
horizontu smrkové-
ho porostu
na 3 ploškách
pokrytých různou
vegetací
(Karpačevský 1981).

živy jako důsledek zvýšené depozice dusíku a dalších okyselujících látek do lesních ekosystémů, a souběžného snižování přístupnosti bazických kationtů. Přehled některých publikovaných indexů je uveden v tabulce C3.

Zcela zásadní význam pro hodnocení půdního prostředí má půdní roztok a jeho složení. Způsoby jeho získávání se mohou lišit (např. Ludwig et al. 1999), obecně však poskytuje půdní roztok informace, které mají větší ekologický význam než chemické analýzy půd. Zejména poměr koncentrace bazických kationtů a hliníku má velkou vypovídací schopnost při hodnocení stavu půdy a patří mezi nejčastěji používané charakteristiky při hodnocení acidifikace půdy. Hodnota poměru $\text{Ca}^{2+}/\text{Al}^{3+} = 0.3$ je také považována za dobrý indikátor potřeby vápnění (Ludwig et al. 1999). Při hodnotách poměru $\text{Ca}^{2+}/\text{Al}^{3+} = 1.0$ se vápnění nepovažuje za nutné. Nejucelenější informace o stavu ekosystému poskytují látkové bilance zpracované na úrovni jedné plochy nebo povodí. Tato metoda je často používána také pro hodnocení efektu vápnění nebo hnojení na celý ekosystém a obecně pro hodnocení dynamiky vývoje ekosystému (Feger et al. 1990, Westling a Hultberg 1990, Marschner 1990, Ranger, Tulpaut 1999, Kahl et al. 2000).

Je zřejmé, že pro hodnocení efektu vápnění na lesní ekosystém je možné využívat řadu charakteristik. Pro podmínky ČR je specifické, že z tohoto širokého spektra možností byly zatím využívány jen ty nejzákladnější charakteristiky – zpravidla půdní chemismus a stav výživy na úrovni obsahů jednotlivých prvků. Málo jsou využívány komplexnější analýzy půdního chemismu a stavu výživy, jež dovolují lépe posoudit skutečný stav porostu, potřebu melioračních opatření a také případná rizika s nimi spojená. V současné době zcela chybí aktuální údaje o vlivu vápnění na dynamiku látek v půdním roztoku, nejsou dostupné informace ani na úrovni odhadů o bilanci látek v ekosystému ovlivněného vápněním. Při přípravě vápnění není zpravidla brána do úvahy depozice dusíkatých látek. Ta přitom zásadním způsobem ovlivňuje reakci ekosystému na vápnění.

C.1.5. DÍLČÍ SOUHRN – MOŽNOSTI A OMEZENÍ APLIKACE VÁPŇNÍ V LESNÍCH POROSTECH

1. Vápnění je široce používaným prostředkem pro melioraci půd ovlivněných kyselou depozicí. Při jeho použití ve vhodných podmínkách a vhodným způsobem lze očekávat příznivý efekt na půdu.
2. Pro vápnění v lesních porostech jsou vhodné zejména dolomitické vápence s převahou částic o velikosti do 1 mm. Dávky se pohybují v rozmezí 2-3 t/ha.
3. Změny po vápnění se nejdříve projevují ve svrchních horizontech nadložního humusu. K ovlivnění minerální půdy dochází se zpožděním více let.
4. Při použití vápnění ve vhodných podmínkách lze příznivé změny v půdě i ve výživě porostu pozorovat i po 10-15 letech.
5. Vápnění má i nevýhody a rizika, ke kterým patří: relativně malý vliv na zdravotní stav stromů, podpora homogenizace půdního prostředí s následným ochuzením diversity rostlin i mikroorganismů a zejména mineralizace organické hmoty.
6. Riziko mineralizace organické hmoty narůstá zejména na stanovištích s aktivními formami humusu a za situace, kdy do lesního ekosystému vstupuje depozicí nadměrné množství dusíku. Vzhledem k tomu, že v ČR jsou depozice dusíku na většině území poměrně vysoké, je potřeba věnovat tomuto aspektu vápnění zvýšenou pozornost.
7. Zrychlená mineralizace s sebou může nést vyšší uvolňování těžkých kovů poutaných v organické hmotě.
8. V důsledku vápnění může docházet k přesunu kořenů do svrchních horizontů. Tento proces ovlivňuje odolnost porostů vůči suchu, mrazu a může zhoršit využitelnost živin v půdě.
9. Většina potenciálních rizik odpadá při vápnění k jednotlivým sazenicím při obnově lesa. Použití vápnění při obnově lesa zpravidla zřetelně zvyšuje úspěch obnovy a podporuje také procesy přirozeného zmlazování dřevin na povápněných ploškách.

C

Tab. C3:
Poměr prvků v 1.
ročníku smrkového
jehličí pro zajištění
vyvážené výživy
(podle Hüttla, 1990,
1991, Cape et al.
1990, Kazdy 1990,
Pregitzer et al.
1992)
*) kritické hodnoty.

POMĚR PRVKŮ	HODNOTA
N/Ca	2-20
N/Mg	8-30
P/Zn	30-150
K/Ca	<2*
K/Mg	2-15
S/Ca	<0.4*
S/Mg	<3*
S/N	0.03
*) kritické hodnoty.	

10. Pro rychlou úpravu změn ve výživě způsobené absolutním nebo relativním nedostatkem hořčíku se doporučuje použít spíše hnojiv, ve kterých je potřebná živina

obsažena v rychle dostupné formě. Vliv dolomitického vápence na výživu stromů se projevuje zpravidla až po dvou a více letech.

11. Pro efektivní aplikaci vápnění je důležité mít informace o více složkách ekosystému. Je důležité použít všech dostupných a dnes již standardizovaných postupů pro hodnocení podmínek pro aplikace i výsledného efektu.
12. Vápnění představuje komplexní zásah do lesního ekosystému a jako takové vyžaduje důkladné hodnocení možných příznivých i nepříznivých důsledků. Při dodržení tohoto přístupu lze očekávat, že vápnění může být účinnou složkou systému opatření při zvyšování odolnosti lesních půd vůči acidifikaci.

C.2. Změny způsobů hospodaření v lesích zaměřené na omezení negativních dopadů půdní acidifikace

Možnosti chemické meliorace jsou uvedeny v předcházejících kapitolách. Lesní hospodářství mimoto disponuje možnostmi, jak hospodařením v lese omezit vliv kyselé depozice na lesní ekosystémy. Tato opatření nemohou ovlivnit globálně působící změny chemického prostředí, jež ovlivňují geologické cykly látek v ekosystémech, a vytváří tak nové prostředí pro existenci lesů. I přesto je však potenciál lesnických opatření relativně značný a zatím do značné míry nevyužitý.

Při hledání způsobů, jak zvýšit odolnost lesních ekosystémů vůči vlivu kyselé depozice, byla vyzkoušena řada postupů v široké škále od technických meliorací až po sofistikované postupy využívání přírodních procesů při obnově odumírajících lesů a obnově narušených lesních ekosystémů.

C.2.1. CELOPLOŠNÁ PŘÍPRAVA PŮDY POUŽÍVANÁ PŘI ZALESNĚNÍ V KRUŠNÝCH HORÁCH

Celoplošná příprava půdy představovala jedno z technických řešení acidifikace půd. Svrchní půdní horizonty byly při tomto postupu odstraněny z plochy a shrnuty do valů. Důvodem byla vysoká kyselost svrchních vrstev půdy. Souběžným cílem byla úprava podmínek pro nasazení další techniky při výsadbě a ošetřování lesních kultur zakládanych na těchto plochách (Kubelka 1992). Tento způsob přípravy půd byl použit na cca 15 % rozlohy holin v Krušných horách. Tento způsob obnovy lesa přinesl dočasné řešení obnovy lesa. Zároveň však je i po mnoha letech zdrojem značných, a dosud neřešených problémů v obnově funkčních lesních ekosystémů Krušných hor.

Z tohoto důvodu je zřejmé, že podobná technologicky zaměřená opatření nemají perspektivu, jejich další využívání je neefektivní a jako taková nemohou hrát významnější roli v procesu dlouhodobého omezování vlivu kyselé depozice na lesní půdy.

Jako podstatně progresivnější se jeví způsoby hospodaření, které berou v úvahu přirozený vývoj lesních ekosystémů a využívají potenciál biologických procesů při obnově nebo změně stávajících lesů.

C.2.2. VYUŽITÍ LISTNATÝCH DŘEVIN PŘI OBNOVĚ POŠKOZENÝCH POROSTŮ

Prvním popudem pro úvahy o změnách dřevinné skladby v oblastech postižených průmyslovými exhalacemi byl prudký nárůst rozlohy odumírajících porostů. Vznikající rozsáhlé kalamitní holiny se vyznačovaly zhoršenými ekologickými podmínkami. Hlavní pozornost proto byla věnována výběru dřevin vhodných pro zalesnění rozsáhlých holin po těžbě poškozených smrkových porostů (Jirgle 1980a, Kaňák 1984) a jejich růstu (Jirgle 1980b, 1984, Ferda a Čermák 1982, Jansa, Pajchl 1984, Jirgle 1980a, 1981, 1984a, Kaňák 1984, Tichý 1984, Balcar 2000).

Vznikající tzv. „náhradní porosty“ byly zakládány s cílem rychlé obnovy lesa na rozsáhlých holinách po těžbě imisemi poškozených porostů.

V jejich dřevinné skladbě se uplatnily dřeviny odolné vůči působení imisí a schopné růstu v nepříznivých ekologických podmínkách. Zejména to byla bříza, jeřáb a smrk pichlavý. Hlavním hospodářským cílem při pěstování první generace těchto porostů je obnova porostního prostředí, úprava ekologických podmínek a příprava podmínek pro obnovu hospodářsky cennějších dřevin.

Ekologie nových lesních porostů, které vznikaly po rozpadu původních smrkových porostů v Krušných horách, byla studována souběžně s nárůstem významu těchto porostů (např. Jirgle 1980a, 1981, Jirgle, Tichý 1981, Lettl 1984, Lochman 1983 aj.).

S pěstováním náhradních dřevin vznikaly také problémy. Jedním z prvních příznaků možného nepříznivého vývoje nových porostů bylo zhoršování stavu kultur smrku pichlavého pozorované na začátku 80. let. Příčiny byly zejména zhoršené růstové podmínky a narušená výživa kultur (Jirgle 1984b).

Podstatně větší narušení vývoje porostů náhradních dřevin přineslo rozsáhlé poškození březových porostů v letech 1996-1997 (Konference Krušné hory – The Ore Mountains 1997). Projevy tohoto poškození byly poměrně přesně popsány a jako příčina je uváděna kombinace nepříznivých imisních a meteorologických faktorů (Lomský a Šrámek 1999). Závěry konference věnované tomuto tématu také identifikovaly potřebu podstatně větší podpory dlouhodobých výzkumných prací, které umožní přesněji identifikovat příčiny poškození.

C.2.3. VYUŽITÍ MELIORAČNÍHO PŮSOBNÍ LISTNATÝCH POROSTŮ

Údaje o příznivém vlivu listnatých porostů na půdu i v oblastech se silným vlivem kyselé depozice jsou dostupné již dlouhou dobu. Rozdíly vlivu smrkových a bukových porostů v Krušných horách na půdu hodnotil Jonáš (1983) ve vyšších polohách Krušných hor, kde se podařilo založit bukové kultury pod ochranou stojících smrkových porostů. Již ve fázi mlazin byly pod bukem půdy se zřetelně lepšími vlastnostmi než pod vedlejší mlazinou smrku.

Vliv listnatých porostů na půdu v imisemi postižených oblastech je dvojitý:

- tyto porosty produkují opad s příznivějším obsahem živin a urychlují koloběh látek,
- pod listnatými porosty jsou nižší spady okyselujících látek.

Lochman (1986) například hodnotil koncentrace látek v podkorunových srážkách smrkového, březového a jeřábového porostu. Zjistil podstatné zvýšení koncentrací většiny látek pod porostem smrku ve srovnání s porosty listnáčů. V této práci byl hodnocen i chemismus půdního roztoku. V půdě smrkového porostu byly zjištěny vyšší koncentrace např. iontů NO_3^- , SO_4^{2-} a Al^{3+} , které indikují vyšší acidifikaci.

Rozdílné úrovně vstupu látek do smrkového a bukového porostu jsou předmětem dlouho-

C

C

dobého výzkumu na ploše Solling v Německu (Bredemeier, 1987). Látkové bilance, zpracované pro tyto porosty potvrzují příznivé působení listnatých porostů na snižování depozice.

V České republice uvádí souhrnný přehled depozic pod porosty Lochman (1993). Pod listnatými porosty, i v době jejich olistění, je celkové množství látek ve spadech menší než v porostech jehličnatých. Listnaté dřeviny společně s přizemní vegetací pozitivně ovlivňují koloběh prvků a zásobu živin v humusovém horizontu.

Na meliorační působení porostů náhradních dřevin lze usuzovat také z prací Jirgleho (1988). Příznivý vliv listnatých porostů na půdní prostředí a zásoby přístupných prvků se projevil i při obnově půdní úrodnosti na plochách postižených kombinovaným vlivem imisí a mechanizované přípravy půdy (Moravčík, 1994).

V Krkonoších studoval vliv listnatých dřevin na půdní podmínky Emmer (2000). Pozornost byla věnována zejména porostům jeřábu a břízy. Výzkum byl prováděn ve vegetačním lesním stupni 6., 7. a 8., kde bylo porovnáváno 7 dvojic porostů. Hodnocen byl vždy smrkový a listnatý porost rostoucí v těsné blízkosti. Přitom se vycházelo z předpokladu, že výchozí půdní podmínky byly stejné v obou porostech.

Výzkum působení listnatých porostů na půdu ukázal velmi podstatné rozdíly v podobě humusových forem v porostu smrku a v listnatých porostech. Listnaté porosty mohou zmírnit aciditu půdy až o 1,3 stupně pH, v průměru o 0,7 stupně pH. V humusovém horizontu listnatých porostů docházelo také ke zvýšení zásoby bazických kationtů. Akumulace bazických kationtů pozorovaná v organickém horizontu listnatých porostů je vysvětlována schopností těchto dřevin prokóřit hlubší půdní vrstvy a využít tak živiny z hlubších půdních horizontů.

Pozitivní působení bylo zaznamenáno u porostů ve stáří 20 let, s narůstajícím věkem se rozdíl proti smrkovému porostu dále zvyšuje. Tyto výsledky jsou v souladu s podobnými studiemi, jež se zabývaly hodnocením vlivu listnatých porostů na půdní prostředí (Podrázský 1992).

Zvýšení zastoupení jeřábu a břízy na stanovištích, jež jsou ohrožována kyselou depozicí a které dovolují pěstování těchto dřevin, může přinést zřetelnou úpravu půdního prostředí bez nutnosti technických opatření jako je hnojení a vápnění. Tento pozitivní vliv na půdu je v přímém protikladu s borealizací, způsobenou pěstováním smrkových porostů. Použití listnatých dřevin na vhodných stanovištích může příznivě ovlivnit půdní aciditu a upravit koloběh látek narušený pěstováním mělce kořenícího smrku.

Podrázský (1996) hodnotí vliv pěstebních opatření na půdní organickou hmotu. Práce srovnává změnu druhové skladby na pískách v oblasti Týnišských borů, různě intenzivní režim výchovy smrkových porostů v podhůří Orlických hor a vápnění ve vrcholových partiích Orlických hor. Výsledky dokládají, že všechna provedená opatření zřetelně ovlivňují stav nadložního humusu. Změna druhové skladby a silnější výchovné zásahy redukuje zásobu nadložního humusu. V listnatých porostech srovnávaných s porosty borovice je navíc patrné i zlepšení chemických vlastností humusu. Vápnění v závislosti na použité dávce silně ovlivnilo chemické vlastnosti humusového horizontu, změny v minerální půdě

byly menší. Práce demonstruje možnosti lesnických opatření jako nástroje pro úpravu půdních podmínek a dokládá, že praktické lesnictví má efektivní nástroje, jak ovlivňovat stav humusu.

C.2.4. VYUŽITÍ BIOMASY

Jako jednu z mála možností, jak zvrátit nebo zpomalit proces acidifikace lesní půdy, hodnotí Ulrich (1991) postup, kdy je klesť po těžbě využit pro pomalé doplňování živin do půdy. Efekt je podmíněn snížením depozice, například po odstranění porostu, kdy však nedojde k nárůstu nitrifikace, která může vyvolat dodatečnou acidifikaci. K deacidifikaci dochází jen při pomalém rozkladu organické hmoty, ve které je vysoký poměr C/N (dřevo, opad, nadložní humus s nízkým obsahem Al a Fe). Tento závěr nabízí omezené, ale zcela reálné možnosti, jak vhodným zpracováním klesťu a těžebních zbytků zpomalit proces acidifikace.

V protikladu s tím dnes ve většině lesů v ČR převažuje likvidace klesťu pálením nebo vyklížením na hromady i mimo vytěženou plochu. Zároveň však existují postupy pro příznivější likvidaci odpadu, například štěpkováním a rozptýlením štěpky po ploše. Tento postup patří i mezi položky dotované státem.

Podobně jako s klestem je možné hospodařit i s kůrou těžených stromů. V kůře je koncentrace živin řádově větší než ve vlastním dřevě a její ponechání v porostu má příznivé důsledky pro zásobení půd živinami.

Přehled vlivu některých technik při pěstování a těžbě lesa na velikost ztrát živin z ekosystému uvádí např. Kilian (1998), tabulka C4 na straně 51 nahoře.

Je zřejmé, že v oblasti vhodného využití klesťu je možné hledat velmi dostupný nástroj pro zmírňování vlivu acidifikace na lesní půdy.

C.2.5. OBNOVA POROSTŮ S OMEZENÍM VZNIKU OTEVŘENÝCH HOLIN

Při vzniku holiny dochází k rychlému rozkladu organické hmoty. Pokud na ploše chybí vegetace, která by využila uvolněné živiny, jsou produkty rozpadu humusu zpravidla vyplavovány mimo systém (Klimo, 1983). Ztráty humusu, ke kterým tak dochází, mohou být značné a na extrémních lokalitách vyvolávají obavy z dlouhodobého ovlivnění kvality stanoviště (Podrázský a Šach 1993).

Z dlouhodobých pokusů jsou známé výsledky o vlivu odlesnění na zásoby prvků v celém ekosystému (Borman a Likens 1979, Vitousek et al. 1979).

Trend k využívání obnovy lesa bez vzniku holiny je již akceptován například v Dolním Sasku, kde podíl holin od roku 1978 do roku 1994 poklesl z 68 % na méně než 20 % (Obr. C8 na straně 51 vpravo nahoře).

Využívání obnovy lesa pod mateřským porostem vytváří podmínky pro snazší zavádění listnatých dřevin do porostů smrku a také pro úpravu dřevinné skladby (zvýšení podílu melioračních dřevin) v porostech, které se nalézají pod silným vlivem imisí (Bartelt et al. 1999). Program obnovy lesa na německé straně Krušných hor využívá kombinované obnovy melioračními dřevinami spolu s cílenou úpravou půdních podmínek po-

VYTĚŽENÁ HMOŤA	ZTRÁTY BAZICKÝCH KATIONTŮ (kmol eq./ha)	ZTRÁTY DUSÍKU (kg/ha)
celé stromy	75-140	500-1120
dřevo a kůra	30-56	5-100
dřevo	16-21	2-65

Tab. C4: Ztráty živin při těžbě smrkového porostu

mocí hnojení a vápnění. Meliorační dřeviny zajišťují rychlejší koloběh látek mezi půdou a porostem a jsou schopné lépe využít dostupné živiny a transformovat je do podoby vhodné pro další rostliny (tvorba humusu). Při použití meliorace vápněním a hnojením jsou to právě meliorační dřeviny, které dokáží využít dodaných látek a akumulovat je v ekosystému. Tím dochází k vzájemné podpoře obou opatření a zvýšení výsledného efektu meliorace.

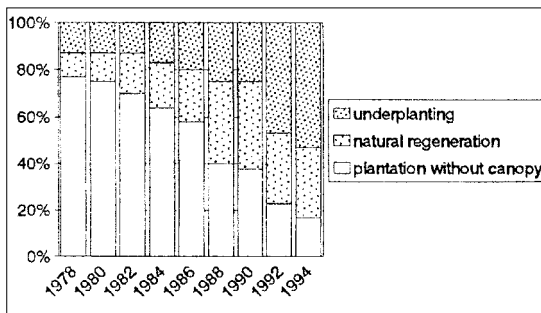
V Krkonoších byla ověřována řada postupů pro obnovu horských ochranných lesů v národním parku (Schwarz 1995, Zemek a Heřman 1995, Vacek 1995; zpráva Opočno). Při tom byla získána řada cenných poznatků využitelných obecně při obnově lesů a zejména v horských oblastech zatížených kyselou depozicí.

C.2.6. POSTUPY HOSPODAŘENÍ KE ZMÍRNĚNÍ VLIVU ACIDIFIKACE NA LESNÍ PŮDY

Na základě existujících informací je možné uspořádat některá lesnická opatření a metody podle jejich vztahu vůči acidifikaci půd. Je nutné uvést, že pro potřeby předkládané studie byly potřebné informace čerpány až na výjimky zejména ze zahraničních zdrojů. Zpracovaná stupnice proto představuje pouze schéma, které je využitelné pro obecné úvahy o vhodnosti či nevhodnosti jednotlivých opatření.

C.2.7. DÍLČÍ SOUHRN

- V podmínkách ČR existuje řada příkladů, které dokládají možnosti lesnických opatření při snižování vlivu acidifikace na lesní půdy.
- I v oblastech nejvíce postižených imisemi bylo možné vypěstovat lesní porosty, které dostatečně, často lépe než původní smrkové porosty, plní ochranné a meliorační funkce a mohou přispívat k obnově plně funkčních



ních lesních ekosystémů.

- Je zřejmé, že význam tzv. náhradních porostů nepominul se snížením koncentrací oxidu siřičitého v ovzduší. Naopak se stále více jeví jako potřebné aplikovat znalosti získané s pěstováním přípravných a melioračních dřevin v daleko širším měřítku i v tzv. hospodářských lesích.
- Zavádění melioračních dřevin je možné kombinovat s účelnou meliorací (vápnění a hnojení na základě potřeb konkrétních porostů) a umocnit tak jejich efekt obou dílčích postupů.
- Na základě existujících znalostí je možné vymezit potenciál některých lesnických opatření podle jejich účinnosti proti působení acidifikačních procesů. Tato škála zahrnuje na jedné straně operace, které acidifikaci přispívají, na druhé straně operace, které mohou acidifikaci snižovat. Význam jednotlivých operací je však zapotřebí dále upřesnit a určit jejich využitelnost v místních podmínkách.
- Je zřejmé, že vyhodnocení jednotlivých postupů a technologií pěstování lesa z hlediska jejich vztahu k acidifikaci lesních půd může být obecně využito při tvorbě vhodných doporučení, a také omezení, pro cíle a způsoby pěstování lesů v oblastech ohrožených vyšší depozicí okyselujících látek.

OPATŘENÍ	POTENCIÁL PRO OMEZENÍ ACIDIFIKACE PŮDY
celoplošná příprava půdy a shmutí humusu	
holina po listnatém porostu obnovená smrkem	
těžba celých stromů	
holá seč, těžba kmenů s kůrou, spálení klestu	
holá seč, těžba kmenů s kůrou, štěpkování klestu	
holá seč, těžba kmenů bez kůry, štěpkování klestu	
holá seč v podmínkách, kdy nedojde k mineralizaci humusu (jen pozitivní efekt snížení depozice)	
vápnění v podmínkách, kdy dojde k silné mineralizaci	
obnova pod porostem, štěpkování klestu	
obnova pod porostem s využitím melioračních dřevin	
obnova pod porostem s využitím melioračních dřevin a pomístního vápnění	
vápnění v podmínkách, kdy nedojde ke zvýšené mineralizaci	
vápnění se zapravením do půdy (na degradovaných stanovištích)	

Tab. C5: Přehled vybraných lesnických opatření a jejich potenciálu pro zmírnění vlivu acidifikace lesních půd.

C

C.3. Potřeba změn v hospodaření s lesem určovaná měnicími se podmínkami vnějšího prostředí

Tradiční lesnictví, založené na historických informacích o stavu lesů, stavu prostředí a uplatňující způsoby hospodaření zaměřené na trvalou produkci dřeva je konfrontováno s rychlými změnami vnějšího prostředí, kde se mění ekologické podmínky lesů a mění se také požadavky na funkce lesů. Zatímco např. před několika desítkami let měly depozice dusíku příznivý efekt, dnes, při překračování kritických zátěží je zvýšená depozice této živiny spíše faktorem destabilizujícím. Dalším vlivem, který nepochybně ovlivňuje lesní hospodářství, jsou narůstající klimatické změny. Za těchto podmínek je zapotřebí využívat komplexní znalosti o lesních ekosystémech pro efektivní hospodaření. Jednou z možností je podpora lesů, které budou více využívat přirozených regulačních procesů, a tak budou více uzpůsobené na změny prostředí. Puhe a Ulrich (2001) uvádějí dva hlavní procesy, které ovlivňují lesní hospodářství v Evropě i na celém světě:

1. vzrůstající lokální a regionální vliv chemických změn vnějšího prostředí (kyselý déšť, vysoká depozice dusíku a těžkých kovů)
2. narůstající globální efekt fyzických změn vnějšího prostředí, zejména v důsledku nárůstu koncentrací plynů podílejících se na skleníkovém efektu

Vliv těchto změn lze v omezené míře eliminovat technickými a melioračními opatřeními. Ta jsou však nákladná a dlouhodobě zřejmě neudržitelná. Je proto zřejmé, že uvedené změny vnějšího prostředí si vyžadují systémovou změnu v lesním hospodářství a ucelený pohled na les jako součást životního prostředí.

Zdá se také, že dřívější snahy lesníků o pěstování smíšených porostů dostávají v měnicích se podmínkách prostředí novou prioritu. Smíšené porosty mají značné ekologické výhody a případná rizika, ke kterým může nepředvídaně dojít, jsou rozptýlena mezi více druhů. To zvyšuje stabilitu a odolnost ekosystému jako celku.

Již v roce 1991 uvedl Thomasius některé žádoucí rysy péče o lesy v měnicích se podmínkách. Mezi ně patří:

1. pěstování nestejnověkových porostů
2. podpora diverzity přízemní vegetace ve všech fázích vývoje porostu
3. využití pěstebních možností pro podporu vývoje příznivějších forem humusu
4. zachování genetické diverzity na všech úrovních (stromy, přízemní vegetace, půdní biota)
5. využívání maloplošných a výběrných způsobů namísto velkoplošných těžeb
6. omezení využití produkce jen na dřevní hmotu a tam, kde je to možné, bez kůry

7. ochrana porostů, zejména ve fázi obnovy a regenerace proti působení zvěře

Na základě rozsáhlého přehledu poznatků ekologie lesa a lesního hospodářství vymezuje Puhe a Ulrich (2001) hlavní cíl ekologicky orientovaného pěstování lesa, kterým je „**obnova a zachování zdravých a stabilních porostů jako atraktivního prvku krajiny, který plní řadu ekologických požadavků (ochranných funkcí). Takovéto lesy mohou být také využity pro trvale udržitelnou produkci dřeva jako obnovitelného materiálu**“.

V tomto cíli musí být brána v úvahu především trvalost ve významu všech ekologických a ekonomických funkcí. Obnovitelné zdroje mohou být využívány pouze v rozsahu jejich možné regenerace. Pro dosažení těchto cílů je zapotřebí v lesnictví uplatňovat následující principy (Puhe a Ulrich 2001):

1. Pěstování lesů na základě ekologických principů

Pod tento princip spadá řada lesnických metod a konceptů. Jejich společným jmenovatelem je odklon od pěstování lesa věkových tříd. Tento přístup se stává stále více rozšířeným v evropském lesnictví. V jeho rámci je zřetelné využívání dlouhých obnovních dob a vysoké míry přirozenosti lesů. Princip samotný je dlouho rozšířený, ale jeho širší používání bylo zatím omezeno jen na pěstování bukových lesů. Nicméně, ve své podstatě je využitelný pro ostatní lesy. Využívání obnovy pod ochranou existujícího porostu dovoluje omezit holé seče, a tak snížit jejich nepříznivé působení na koloběh látek v lesních ekosystémech, zlepšit ochranu půdy a vody. Minimalizace prudkých zásahů do koloběhu látek má za následek omezení acidifikace a ztrát živin z ekosystému.

2. Efektivní ochrana lesa

Stabilizace lesních ekosystémů proti biotickým a abiotickým vlivům je důležitým cílem lesnictví. Předpokládá se, že lesy s bohatší strukturou mají vyšší odolnost vůči mechanickým stresům (polomy) a také proti hmyzím škůdcům.

V současné době existuje shoda, že potenciál lesního hospodářství využitelný pro omezení vlivu průmyslových imisí je omezený. Přírodě blízké hospodaření samo o sobě nemůže snížit rozsah poškození lesů. Za těchto podmínek může meliorace půdních vlastností, s ohledem na podmínky konkrétního stanoviště, být účelným nástrojem pro zvyšování elasticity systému.

Hospodaření se zvěří by mělo zajistit, že dlouhodobé obnovní cíle bude možné zajistit i bez ekonomicky nákladných ochranných opatření. Zřízení přírodních rezervací a ochranných lesů může být hodnoceno jako možný nástroj pro ochranu a zachování lesů.

C



*Zachovalá bučina
nižších poloh (450 -
500 m n. m.)
(Stříbrný roh, České
středohoří). Foto
Jeřýk Hofmeister.*



*Horská bučina
s vtroušenou jedlí,
smrkem a klenem
(Stužica, Bukovské
vrchy, Slovensko).
Foto Jeřýk
Hofmeister.*

3. Zvýšení dlouhodobé stability cestou vyšší biodiverzity

V současné době nejsou pochybnosti o tom, že lze očekávat zřetelné změny přírodních podmínek. Směr těchto změn je také zřetelný. Jejich intenzita a konečné působení na lesy je však předmětem řady spekulací. Jedinou cestou jak

reagovat na takto nejistou budoucnost je zvyšovat diverzitu, a tím dosáhnout možného rozložení rizika. V podmínkách střední Evropy to znamená cestu směrem k tvorbě smíšených lesů s vyšší druhovou bohatostí a také dosažení větší diverzity na genetické úrovni. Posuzování vhodnosti jednotlivých druhů by mělo být založeno na znalosti jejich stanovištních požadavků.

D

D. Nástroje a postupy pro určení citlivosti lesních ekosystémů vůči kyselé depozici – analýza současného stavu a výhled do budoucnosti

Stejně jako emise, i depozice síry poklesly (poslední údaje z roku 1999), depozice dusíku se prakticky nemění. Bohužel je současná úroveň depozic těchto prvků nadále vysoká pro efektivní regeneraci horských půd. Depozice síry je stále výrazně akcelerována ve smrkových lesích mechanismem suché depozice, tj. adsorpcí plynů, částic a aerosolů na povrchu jehlic a jejich následným oplachem deštěm do půd. Tento mechanismus se uplatňuje ve smrčinách, v list-

natých porostech je jeho význam velmi malý. Smrkové porosty tedy výrazně zvyšují vstup okyselujících sloučenin do půd. Celková atmosférická depozice S a N klesla zejména na západě ČR, na východě je pokles mnohem menší.

V následujících kapitolách jsou uvedeny postupy dovolující popis a kvantifikaci procesů okyselování půd a jejich časový vývoj.

D.1. Stanovení kritických zátěží síry a dusíku pro lesní půdy

D.1.1. KRITICKÉ ZÁTĚŽE SÍRY A DUSÍKU NA ÚZEMÍ ČESKÉ REPUBLIKY A JEJICH PŘEKROČENÍ ATMOSFÉRICKOU DEPOZICÍ V ROCE 1998

IRENA SKOŘEPOVÁ (ČESKÝ EKOLOGICKÝ ÚSTAV, PRAHA)

D.1.1.1. Úvod

Konvence o dálkovém znečišťování ovzduší přecházejících hranice států (CLRTAP) byla prvním mezinárodním právním nástrojem, který se týkal problémů znečištění ovzduší v širších regionálních souvislostech. Konvence byla podepsána v listopadu 1979 a vstoupila v platnost v březnu 1983. Významnou část v rámci CLRTAP tvoří aktivity věnované účinkům znečištění ovzduší na přírodní prostředí a lidské zdraví. Činnosti zaměřené na přírodní prostředí a zdraví jsou koordinovány Pracovní skupinou EHK/OSN pro účinky (WGE). Pracovní skupina pro účinky sdružuje mezinárodní výzkumné aktivity pro sledování stavu, trendů vývoje a vyhodnocování účinků znečištění ovzduší na povrchové vody, ekosystémy, přirozenou vegetaci a zemědělské plodiny, lesy, materiály a kulturní památky. Výsledky výzkumných aktivit jsou prezentovány v rámci mezinárodních programů spolupráce (ICP). Pracovní skupinou pro účinky (na jejím 5. zasedání v červnu 1986) byl iniciován program mapování kritických zátěží a koncentrací, který byl formálně dopracován na semináři organizovaném Radou ministrů severských zemí ve spolupráci s Evropskou hospodářskou komisí OSN ve švédském Skokloster v roce 1988 (Nilsson a Grenfelt 1988). Koncept kritických zátěží umožňuje, jako dosud jediný, kvantifikovat potřebné snížení emisí tak, aby bylo možné dostatečně chránit přirozené ekosystémy, půdy a vody před acidifikací.

Kritická zátěž je definována jako „nejvyšší dávka znečišťující látky, která ještě nepůsobí chemické změny vedoucí k dlouhotrvajícím škodlivým účinkům na strukturu a funkci ekosystému“. Koncept kritických zátěží se stal základem pro mezinárodní program EHK/OSN Mapování kritických zátěží (nyní pod názvem mezinárodní program spolupráce pro modelování a mapování kritických zátěží a koncentrací – ICP pro modelování & mapování). Cílem tohoto mapovacího programu bylo stanovit úroveň snížení emisí sloučenin do ovzduší pro jednotlivé země, které jsou signatáři Úmluvy o dálkovém znečišťování ovzduší přecházejících hranice států. Mezinárodní vědecké úsilí bylo v roce 1999 v Göteborgu dovršeno přijetím protokolu k Úmluvě o dálkovém znečišťování ovzduší přesahujícím hranice států z r. 1979 k omezování acidifikace, eutrofizace a tvorby přízemního ozónu. Tento protokol patří k nové generaci protokolů, jejichž omezení nejsou pouze administrativního charakteru, ale respektují také vlastnosti přírodního prostředí jednotlivých zemí charakterizované kritickými zátěžemi přirozených ekosystémů. Kritické zátěže lze považovat za indikátor setrvalého rozvoje ekosystémů, neboť stanovují maximálně přípustné množství škodlivin, které může ekosystém přijmout a při jejichž dodržování se snižuje riziko poškození všech jeho složek. Regionální vyhodnocení kritických zátěží se ukázalo jako velmi důležitý podklad pro definování nutné redukce okyselujících průmyslových emisí, a to jak na národní, tak mezinárodní úrovni. V minulých letech byly zhodnoceny kritické zátěže okyselujících emisí a jejich překročení na území Evropy (Downing et al. 1993, Posch et al. 1995, Posch et al. 1997). V České republice bylo mapování kritických zátěží zahájeno až v roce 1990 a výsledky zpracování Českým národním centrem pro účinky (NFC) byly prezentovány v zahraničních publikacích (Posch et al. 1995, Posch et al. 1997), na mezinárodních seminářích a odborných časopisech (Skořepová a Fottová 1993; Majer et al. 1995; Skořepová et al. 1997, Fottová a Skořepová 1998). Na mezinárodní úrovni byly mapovací aktivity v uplynulém desetiletí orientovány především na účinky znečištění ovzduší sloučeninami síry a dusíku a vypracovány podrobné metodiky a scénáře na ochranu ekosystémů před acidifikací a eutrofizací.

D.1.1.2. Kritické zátěže síry a dusíku pro řešení problematiky acidifikace a eutrofizace

Stanovení kritických zátěží je zaměřeno na ochranu přírodního prostředí před účinky kyselé atmosférické depozice a kvantifikaci nezbytného snížení emisí kyselinotvorných sloučenin do ovzduší. Principem vyhodnocení kritických zátěží je výpočet neutralizační kapacity přírodního prostředí, která umožní eliminovat přebytké vodíkové ionty vznikající při atmosférické depozici oxidů síry a dusíku. Kritická zátěž je definována jako nejvyšší dávka znečišťující látky, která ještě nezpůsobí chemické změny, jež by měly dlouhodobě škodlivé účinky na nejcitlivější ekologické systémy. Při výpočtu je uvažována především neutralizační kapacita půd, odčerpání živin vegetací a množství odtékající vody. Jako receptor byly zvoleny v ČR lesní ekosystémy, které zaujímají plochu 2630 tis. ha, což tvoří 33,4 % (k roku 1999). V současné době je poškozeno imisní zátěží 88,3 % lesních porostů, tj. 1.-4. třída poškození (BFH, 2000). Koncept kritických zátěží je možné použít i pro jiné typy ekosystémů, kde je zapotřebí snížit plošné zdroje znečištění dusíkem nebo sírou (např. zemědělské ekosystémy z důvodů nadměrného vyplavování dusičnanů, ekosystémy s přirozenými typy vegetace z důvodů ztráty druhové rozmanitosti). Metodika výpočtu kritických zátěží je založena na hmotové bilanci vodíkových iontů v lesních půdách za předpokladu ustáleného stavu ekosystému (Anonymous 1996). Výsledky jsou mapově zpracovány v systému ARC/INFO do schematických map kritických zátěží. Pro dusík jsou vypočteny rovněž kritické zátěže tzv. nutričního dusíku, které představují maximální množství dusíku, které je ekosystém schopen využít bez negativního vlivu eutrofizace. Hodnoty kritických zátěží jsou porovnány se skutečnou atmosférickou depozicí a je vyhodnoceno jejich překročení. Kritické zátěže umožňují sledovat změny v překročení každý rok a vymezit tak oblasti, kde se může očekávat zhoršení stavu nebo zlepšení. Ekosystémy zpravidla nereagují okamžitě na změny v aktuálním zatížení, ale jejich odezva je zpožděna.

Zpoždění projevů acidifikace je úměrné celkovému obsahu iontovýměnných bází v půdě a rychlosti účinků acidifikace, tj. velikosti překročení a době trvání překročení v dané oblasti. Podobně tomu je také při procesech podílejících se na obnově (revitalizaci) ekosystému, včetně chemismu vod a stavu lesních porostů nebo zemědělských plodin. Pokud hodnoty překročení jsou nižší nebo pokud už není překročení patrné v daném ekosystému, nastává postupná revitalizace, která má rovněž charakter dlouhodobý. Podobně délka trvání procesu revitalizace ekosystému a odeznění projevů acidifikace u povrchových a podzemních vod a obnovení či ozdravení vegetace bude záviset na množství bazických kationtů v půdním roztoku a na dosažení rovnováhy mezi koncentrací bází v půdním roztoku a celkovým obsahem v iontovýměnném komplexu půdy. Proto hodnoty překročení zjištěné pro půdy by měly být chápány jako „preventivní“ indikátory procesů acidifikace, případně revitalizace ekosystému. Princip výpočtu kritických zátěží je založen na hmotové bilanci vodíkových iontů v půdách za

předpokladu ustáleného stavu (steady-state mass balance). Všechny výsledky jsou v jednotkách ekvivalent na hektar za rok (1 ekvivalent odpovídá 1 g vodíkových iontů).

Při hodnocení procesů acidifikace není možné se ve zpracování omezit pouze na působení sloučenin síry, protože také transformace sloučenin dusíku způsobují okyselování. Rovněž tak je výhodné řešit oba prvky současně, neboť vyhodnocení jejich limitních hodnot zátěže (kritických zátěží) dovoluje optimalizovat požadované snížení atmosférické depozice, případně dalších plošných zdrojů znečištění, včetně hnojení. Určení limitních hodnot zátěže pro síru a dusík je významné z hlediska vymezení maximálně přípustné zátěže pro daný ekosystém. Každý ekosystém charakterizovaný určitými půdními vlastnostmi, množstvím vody a dalšími toky, které jsou schopné okyselující sloučeniny neutralizovat, má jinou maximálně přípustnou zátěž okyselujících sloučenin.

Další limitující hodnotou lesních ekosystémů s ohledem na atmosférickou depozici dusíku je kritická zátěž tzv. nutričního dusíku $CL_{nut}^{(N)}$, která vyjadřuje, kolik dusíku je ekosystém schopen na dlouhou dobu nevratně přijmout (do vegetace), vyloučit ho z půdy zpět do atmosféry anebo imobilizovat dlouhodobě do půdy. Tento dusík pak nepůsobí acidifikační efekty. Pro lesní ekosystémy ČR je limitující hodnotou pro atmosférickou depozici dusíku kritická zátěž dusíku jako živiny.

Překročení kritických zátěží se vypočte jako rozdíl mezi aktuální depozicí síry nebo dusíku a vypočtenou kritickou zátěží. Pokud je aktuální depozice vyšší, je kritická zátěž překročena a je nutno provést kroky k jejímu snížení. Pokud je aktuální depozice nižší než hodnoty kritické zátěže, ekosystém by neměl být dlouhodobě poškozován depozicí síry nebo dusíku.

D.1.1.3. Výsledky, diskuse a závěr

Vyhodnocení a mapování kritických zátěží je vidět na schematických mapkách, obr. D1 a D2 (barevná příloha). Obr. č. D1 (barevná příloha) reprezentuje vyhodnocení a mapové zpracování kritických zátěží pro síru a dusík (dohromady). Hodnoty kritických zátěží se pohybují od cca 700 do 2700 ekv.ha⁻¹.rok⁻¹. Vzhledem ke skutečnosti, že výsledné hodnoty kritických zátěží jsou dány součtem průměrných a dlouhodobě sledovaných či odvozených rychlostí - zvětrávání, odčerpávání živin lesními porosty, vyplavování, imobilizace dusíku a depozice bazických kationtů, je nutné tyto hodnoty považovat za kritérium charakteristické pro daný ekosystém, při jejich dodržování lze předpokládat dlouhodobý udržitelný rozvoj ekosystému.

Mapka na obr. D2 (barevná příloha) reprezentuje překročení kritických zátěží aktuální celkovou atmosférickou depozicí síry a dusíku v roce 1998. Hodnoty překročení zjištěné na základě porovnání kritických zátěží a aktuálních depozic vymezují oblasti, kde jsou v současné době projevy acidifikace v lesních ekosystémech. Z uvedených mapky je patrné, že téměř celé území ČR je stále pod vlivem acidifikace a eutrofizace, i když hodnoty překročení jsou podstatně nižší, než tomu bylo v první polovině devadesátých let. Vzhledem ke skutečnosti, že procesy

D

D

acidifikace jsou dlouhodobého charakteru, protože se jedná o postupné snižování pufrací schopnosti půd v důsledku redukce obsahu bazických kationtů na iontovýměnném komplexu půd, mají její projevy v povrchových a podzemních vodách i na vegetaci opožděný účinek. Zpoždění projevů acidifikace je úměrné celkovému obsahu iontovýměnných bází v půdě a rychlosti účinků acidifikace, tj. velikosti překročení a době trvání překročení v dané oblasti.

Podobně tomu je také při procesech podílejících se na obnově (revitalizaci) ekosystému, včetně chemismu vod a stavu lesních porostů nebo zemědělských plodin. Pokud hodnoty překročení jsou nižší nebo pokud už není překročení patrné v daném ekosystému, nastává postupná revitalizace, která má rovněž charakter dlouhodobý. Podobně délka trvání procesu revitalizace ekosystému a odeznění projevů acidifikace u povrchových a podzemních vod a obnovení či ozdravení vegetace bude záviset na množství bazických kationtů v půdním roztoku a na dosažení rovnováhy mezi koncentrací bází v půdním roztoku a celkovým obsahem v iontovýměnném komplexu půdy. Proto hodnoty překročení zjištěné pro půdy by měly být chápány jako prekursor (nebo indikátor) procesu acidifikace, případně revitalizace ekosystému. Při srovnání překročení kritických zátěží v letech 1994–1996 (Skořepová et al. 1997) a v roce 1998 (Obr. D2 (barevná příloha)) je možné vidět podstatné změny v regionálním zatížení ČR atmosférickou depozicí. Zatímco v první polovině devadesátých let byly problémy acidifikace a eutrofizace, tj. nejvyšší překročení kritických zátěží, zřetelné v oblasti Krušných hor, Jizerských hor a Krkonoš, oblasti s největším překročením se v roce 1998 přesouvají do oblasti Orlických hor, Českomoravské vrchoviny a některých oblastí střední Moravy. Současně se relativně snižuje zatížení Krušných hor, ale i v této oblasti překročení přetrvává (viz mapka D2 - barevná příloha). Bez překročení v roce 1998 je pouze oblast Šumavy a část Českého lesa.

Mapa kritické zátěže nutričního dusíku je na obr. D3 (barevná příloha) a mapa překročení této zátěže aktuální depozicí dusíku je na obr. D4 (barevná příloha). Kritická depozice nutričního dusíku je dána druhem porostů (jehličnany snižují kritickou zátěž, listnáče zvyšují) a dále veličinami jako je imobilizace, denitrifikace a spotřeba dusíku vegetací. Prakticky na celém území ČR, mimo části Šumavy, je tento důležitý parametr aktuální depozicí dusíku překročen. Překročení je poměrně monotónní po celém území, nejvyšší hodnoty překročení jsou v oblasti Orlických hor a orlického podhůří, dále pak v Krkonoších, Jizerských horách a jižní části Českomoravské vysočiny. Průměrné překročení je okolo 1000 ekv. $\text{ha}^{-1}.\text{rok}^{-1}$, což je, vzhledem k poměrně nízkým hodnotám kritických zátěží (Obr. D3 (barevná příloha)), dost značné aktuální překročení. Vzhledem k tomu, že depozice dusíku se v blízké budoucnosti pravděpodobně nebudou příliš snižovat, budou kritické zátěže nutričního dusíku zřejmě nadále na většině území ČR překračovány.

D.1.2. KRITICKÉ ZÁTĚŽE SÍRY A DUSÍKU NA ÚZEMÍ KRKONOŠ

JAKUB HRUŠKA (ČESKÝ GEOLOGICKÝ ÚSTAV, PRAHA)

D.1.2.1. Úvod

Oblast Krkonoš, zejména ve vyšších nadmořských výškách, je velmi ovlivněna dlouhodobou depozicí okyselujících sloučenin z atmosféry (kyselým deštěm). Přestože emise oxidu siřičitého (SO_2) v průběhu 90. let celorepublikově velmi klesly (zhruba na 20 % emisí z konce 80. let), poškození smrkových lesů se v průměru nezastavilo (Anonymous, 2000). Tento jev je způsoben dlouhodobým vyčerpáváním půd, ze kterých v průběhu posledního zhruba století byly kyselou depozicí vyplaveny důležité živiny, které jsou současně prvky schopnými bránit nadměrnému okyselení půd (jedná se zejména o vápník – Ca, a hořčík – Mg). Po jejich vyčerpání z iontové výměnného komplexu půd kleslo výrazně pH půdního roztoku a z půdního prostředí se do půdní vody začaly uvolňovat vysoké koncentrace hliníku – Al, který je toxický pro kořenový systém smrků (viz část B.2.1, Příloha H4.) Pokles emisí síry a dusíku prozatím nebyl dostatečný, aby se situace významně zlepšila. V posledních letech dochází také ke zvýšení emisí oxidů dusíku (NO_x). Kyselina dusičná vznikající jejich oxidací má z hlediska kyselosti stejné účinky jako kyselina sírová vznikající z SO_2 . Navíc je dusík důležitou živinou a jeho nadbytek také vede k jevům, které ve svých důsledcích vedou k poškození smrků. Stromy mají extrémně velké přírůstky biomasy, k jejíž stavbě potřebují větší množství vody a v půdě deficientních prvků (již shora zmiňovaných Ca a Mg). Nadměrný příjem dusíku tak vyvolává v metabolismu stromů nerovnováhu živin, která se projevuje celkovým chřadnutím, žloutnutím a opadáváním jehlic. Poškozený strom je velmi náchylný ke zlomům (má díky rychlému růstu křehké dřevo), škodám suchem a hmyzím škůdcům. Podrobněji je shora uvedená problematika popsána v publikaci Hruška et al. (1999).

Výpočty kritických zátěží byly provedeny obdobně (síra) a zcela identicky (dusík) jako v předcházející části D.1.1. Detailní metodiku lze nalézt v Anonymous (1996) či Hruška (2000). Hlavním zdrojem primárních dat pro výpočty byla atmosférická depozice měřená v rámci navazujících projektů GA/78/93 a VaV/602/3/97 MŽP „Rekonstrukce lesních ekosystémů v KR-NAP (Hošek a Kaufmann 1995, 1997). Údaje o zvětrávání půd a hornin viz Hruška (1997).

D.1.2.2. Výsledky a diskuse

(1) Kombinované vyjádření kritických zátěží síry a dusíku

Toto vektorové vyjádření kombinace obou veličin je nejsprávnějším vyjádřením kritických zátěží. Na obrázku D5 je vyjádřena kombinace obou zátěží (síry i dusíku) pro průměrné údaje z celých Krkonoš. Na osách jsou vyneseny aktuální depozice síry (osa y) a dusíku (osa x) vyjádřené černým bodem ($\pm$ směrodatná odchylka průměru depozice). Silnou čarou je vymezena oblast depozic, v rámci které není překročena ani kritická zátěž dusíku, ani síry (bližší vysvětlení konstrukce této oblasti viz Anonymous 1996). Jak z obrázku vyplývá, v roce 1995 byla překo-

čena kritická zátěž pro síru i pro dusík. Nejkratší cesta vede od aktuálních depozic k hranici kritické zátěže (tedy do bodu, kdy depozice by již neměla mít dlouhodobě negativní účinek) jako kombinace snižování depozice síry i dusíku (vektor určen šipkou), a to současným snížením průměrné depozice síry z 210 meq/m²/rok na 150 meq/m²/rok, tedy o 30 % a depozice dusíku z 93 meq/m²/rok na 60 meq/m²/rok, tedy o 35 %. Současně z obrázku vyplývá, že snížení jen jedné z depozic nepovede k průniku do oblasti nepřekročení kombinované kritické zátěže, že je nutné snížit obě depozice, tedy jak síru tak i dusík. Toto je třeba mít neustále na zřeteli při interpretaci map. Vzhledem k obrázku D5 je nutno také mít na paměti, že tato data jsou průměrem pro celé Krkonoše, a to znamená, že zahrnují jak oblasti nízko položené, kde za současné situace kritická zátěž síry překročena není (modré oblasti v mapách překročení kritických zátěží), tak i oblasti vyšších partií hor, kde je kritická zátěž překročena značně. Nelze tedy z obr. D5 vyvozovat, že shora uvedené redukce depozic postačí k uspokojivému stavu na celém území KRNP. Současně z obr. D5 vyplývá další skutečnost: Pokud by se snížila depozice síry, například na polovinu současné hodnoty a depozice dusíku se nezměnila, pak by (bod A v Obr. D5) celková kritická zátěž stejně zůstala překročena, protože samotná depozice N by stačila na udržení kombinované depozice S a N mimo podkritickou oblast. Stejně tak, pokud by se na polovinu snížila depozice pouze N, výsledná depozice (bod B) by zůstala mimo podkritickou oblast. Je tedy zřejmé, že dosažení podkritických depozic je možné v případě Krkonoš jen snížením obou těchto veličin.

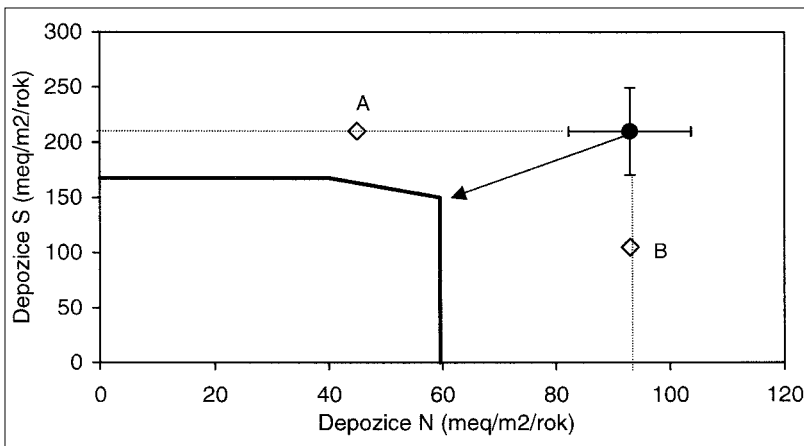
(ii) Kritická zátěž síry

Kritické zátěže síry jsou uvedeny na obr. D7. (barevná příloha). Nejvyšší kritické zátěže (tedy nejodolnější území) se nacházejí v nižších nadmořských výškách a v oblastech s půdami s velkým zvětráváním bazických kationtů. V Krkonoších jsou to dvě oblasti s výskytem vápenců, které jsou proti kyselé depozici extrémně odolné. V porovnání s nimi je reaktivita - tedy schopnost zvětrávat na ostatních územích nižší, navzájem podobná a hlavními řídicími složkami velikosti kritických zátěží je nadmořská výška a depozice bazických kationtů. Kritické zátěže tedy obecně klesají s nadmořskou výškou (území jsou více zranitelná).

Velikost atmosférické depozice síry i dusíku je na obr. D6 (barevná příloha). Překročení kritické zátěže síry je na obr. D7 (barevná příloha). Z map je patrné, že v nejnižších partiích hor a v oblasti vápenců kritická zátěž pro síru překročena není (modré oblasti v mapách zachycují překročení kritických zátěží). Nejvyšší překročení je pak v zalesněných polohách, kde se kombinuje vliv relativně vysoké depozice (díky suché depozici síry zprostředkované smrkem) s nižší kritickou zátěží. Vyšší polohy, ať už díky přirozenému bezleší anebo úhynu lesa mají relativně nižší depozici, a proto je překročení kritické zátěže v hřebenevých partiích nižší (relativně i absolutně).

Ani kritickou zátěž, ani její překročení nebylo možno vypočítat pro polohy nad 1250 m n.m., protože pro ně není k dispozici velikost atmosférické depozice. Autoři modelu depozice Hošek

a Kaufman (1997) uvádějí, že v těchto polohách selhávají standardní metody měření depozice a odhad depozice by byl velmi nepřesný. Kritická zátěž síry, která je v této studii hlavním parametrem vzhledem k acidifikaci lesních půd, byla v roce 1995 překročena na zhruba 80 % území KRNP. Nejčtenější překročení bylo



o 25-75 meq/m²/rok, tedy zhruba o 20-60 % kritické zátěže. Na nejvíce postižených územích je pak překročena kritická zátěž o více než 120 %. Vzhledem k úrovni atmosférické depozice v roce 1995 by to znamenalo, že je třeba ji snížit zhruba o 30 % - 40 %. Pak by pravděpodobně nebyla překročena kritická zátěž na větší části parku. Pokud by ale bylo cílem, aby tato zátěž nebyla překročena na více než 90 % parku, muselo by dojít k plošné redukci depozice síry nejméně o 60-70 % (vzhledem k roku 1995).

(iii) Kritická zátěž nutričního dusíku

Mapa $Cl_{nut}(N)$ a mapa překročení kritické zátěže je na obr. D8 (barevná příloha). Překročení se vypočte obdobně jako pro síru, tedy porovnáním kritické zátěže a depozice.

Oproti kritickým zátěžím síry je kritická zátěž nutričního dusíku poměrně monotónně rozdělena po celém území KRNP a převážná většina území leží mezi hodnotami 55 a 65 meq/m²/rok (medián 60 meq/m²/rok). Tento fakt je opět způsoben velkou výškovou a klimatickou členitostí hor. Na rozdíl od kritické zátěže síry, která s nadmořskou výškou klesá, kritická zátěž nutričního dusíku slabě roste - vyšší polohy jsou tedy vůči dusíku nepatrně odolnější.

Protože depozice dusíku stejně jako depozice síry roste s nadmořskou výškou, je i překročení kritické zátěže nutričního dusíku velmi podobné na celém území KRNP. Na rozdíl od kritické zátěže síry, která v nižších polohách není překročena, je kritická zátěž nutričního dusíku překročena na celém území KRNP, s výjimkou několika poloh, kde se vyskytují rozsáhlejší rašelinné půdy, které díky vysoké denitrifikaci mají i vysokou kritickou zátěž nutričního dusíku. Je to v případě poloh pod 1250 m pouze oblast pod Kolínskou boudou. Přestože je kritická zátěž nutričního dusíku relativně překročena méně než pro síru (v průměru o 30-40 % na celém území parku), bude snížení tohoto překročení do budoucna problématické. Zatímco emise a depozice síry jsou během devadesátých let velmi dramaticky snižovány, emise a depozice dusíku

D

Obr. D5: Vektorové vyjádření kombinace kritické zátěže síry a dusíku pro průměrná data KRNP za rok 1995. Modrý bod je kombinace aktuální atmosférické depozice síry a dusíku, šipka představuje nejkratší cestu na hranici kritické zátěže (plocha vymezená červenou čarou). Bod A reprezentuje snížení depozice dusíku na polovinu (při nezměněné depozici síry), bod B reprezentuje snížení depozice síry na polovinu (při nezměněné depozici dusíku).

D

stagnují (z mobilních zdrojů rostou, viz část A.1.). Proto v budoucnu může být překročení kritické zátěže dusíku daleko významnější problém než depozice síry.

D.1.2.3. Závěry

- Na celém území Krkonoš byly v roce 1995 překročeny kombinované kritické zátěže síry a dusíku pro lesní ekosystémy.
- Kritické zátěže síry nebyly překročeny v nižších nadmořských výškách a v oblasti výskytu vápenců (celkem asi na 20 % území parku), ve vyšších nadmořských výškách však byly překročeny značně (až o 120 %)
- Kritické zátěže nutričního dusíku byly překročeny téměř na celém území KRNAP, a to zhruba o 30-40 %.

D.1.2.4. Doporučení

- Je nutno dále snižovat všemi dostupnými prostředky velikost atmosférické depozice síry a dusíku.
- Protože tento výpočet byl proveden pro rok 1995, pro který je k dispozici model atmosfé-

rické depozice na celém území KRNAP, je pravděpodobné, že s poklesem emisí síry mezi lety 1996 a 2000 se situace v překročení kritické zátěže síry poněkud zlepšila. Pro výpočet kritických zátěží a jejich překročení v současné době by bylo žádoucí vytvořit aktualizovaný model atmosférické depozice.

- Je nutno si uvědomit, že i pokud depozice síry poklesne pod kritickou zátěž (v průměru ve vyšších a přírodovědecky cennějších partiích zůstane pravděpodobně překročena), je velmi pravděpodobné, že depozice dusíku se mezi lety 1996 a 2000 příliš nezmenšila. Kombinovaná kritická zátěž je tak pravděpodobně překročena i v současnosti pro celé území KRNAP. Tento fakt je mít nutno na paměti při rekonstrukci lesních ekosystémů a preferovat dřeviny, které jsou odolnější ke zvýšenému vstupu dusíku a které současně nezvyšují atmosférickou depozici síry a dusíku. Takovou skupinou dřevin jsou listnáče, které jsou do současných podmínek mnohem vhodnější než smrky.

D.2. Mechanismus poškození půd kyselou depozicí – průběh, současný stav a predikce budoucnosti, včetně vápnění. Aplikace modelu MAGIC (Model of Acidification of Groundwaters in Catchments) na Krkonoše a Slavkovský les

JAKUB HRUŠKA (ČESKÝ GEOLOGICKÝ ÚSTAV)

D.2.1. ÚVOD

Prakticky všechna česká pohoří jsou dlouhodobě postižena odumíráním smrkových lesů. Tento jev je spjat s emisemi okyselujících sloučenin (zejména SO_2 , NO_x) v průběhu posledního století. V minulých desetiletích byl za hlavní příčinu poškození stromů považován přímý efekt působení SO_2 na asimilační orgány stromů (jehlice). Protože ale i po výrazné redukci emisí (od konce 80. let) a poklesu koncentrací SO_2 v ovzduší dochází k dalším poškozením, je velmi pravděpodobné, že tento mechanismus nová poškození nezpůsobuje. Naproti tomu velmi pravděpodobnou příčinou je dlouhodobá půdní acidifikace vedoucí k ochuzení půd o významné biogenní prvky (Ca, Mg), okyselení půd a následnému zvýšení koncentrací toxických prvků (Al), viz výše (kapitola A2). Jednou z kritických informací, která je nezbytná k vytvoření konceptu udržitelného lesního hospodaření, je tedy odhad, jak se bude půdní chemismus vyvíjet v blízké budoucnosti (horizont 20-30 let). Tento odhad byl zpracován modelem MAGIC, který je ve světě jedním z nejpoužívanějších geochemických modelů, pro čtyři dlouhodobě sledované lokality v Krkonošském národním parku (KRNP) a jedno dlouhodobě sledované malé povodí ve Slavkovském lese.

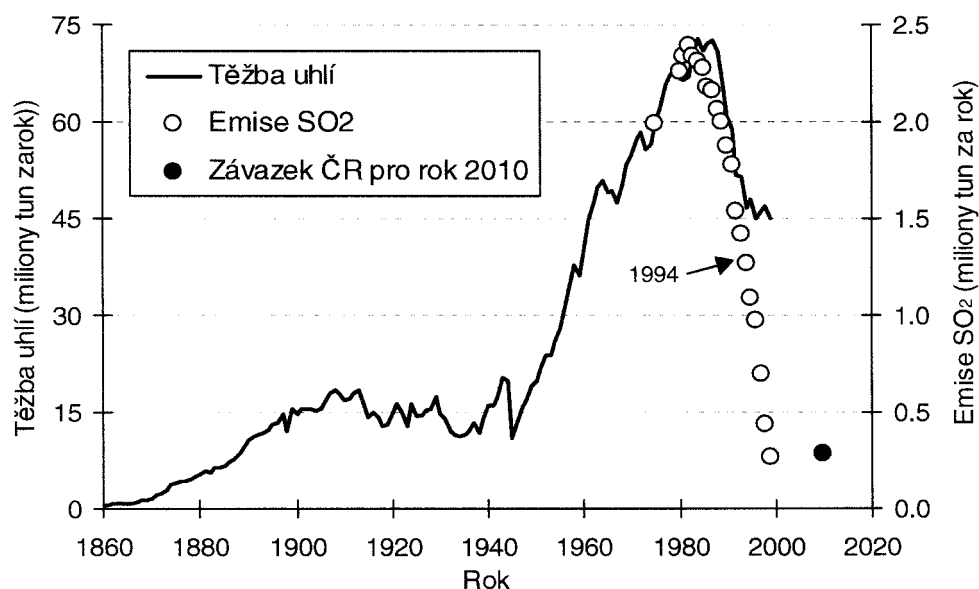
D.2.2. PRINCIPY PROBLEMATIKY

Ve světle informací o snižování emisí sloučenin síry by se mohlo zdát, že je poškození lesů kyselými dešti minulostí. Vždyť rychlost, s jakou během druhé poloviny 90. let dochází ke snižování emisí SO_2 z velkých zdrojů na území České republiky, nemá ve světě obdoby. Podle údajů

Registru emisí a zdrojů znečišťování ovzduší (REZZO 1-4; Grafická ročenka ČHMÚ 2000) klesly v roce 1997 emise SO_2 oproti roku 1987 o plných 71 %. Do roku 1999 je předpokládán pokles ještě vyšší, zhruba na hodnotu 10 % oproti roku 1987. Obdobný trend je možné sledovat i u zahraničních zdrojů na území bývalé NDR, které vedle polských zdrojů značnou měrou ovlivňují emisní situaci v severní části republiky (Schwarz 1996). Ovšem ani tento na první pohled skvělý výsledek nezavdává příčinu k přílišnému optimismu. Dlouhodobé studie v malých povodích ukazují, že okyselování lesních ekosystémů, zejména půd, zůstane i v budoucnu velkým problémem.

S ohledem na úroveň dnešních znalostí o problematice kyselých dešťů a jejich vlivu na lesní ekosystém jsou ve srovnání s ošidností relativních hodnot mnohem důležitější údaje o absolutních hodnotách emisí. Emise zhruba 2,2 miliony tun SO_2 v České republice v roce 1987 byly v roce 1999 sníženy na 0,269 milionů tun (REZZO 1-4) (Obr. D9 na předcházející straně). Ovšem 269 000 tun SO_2 není zrovna malé množství, uvažíme-li, že je to například více než emise celého Švédska, Norska a Finska dohromady. V roce 1996 tyto státy emitovaly 225 000 tun SO_2 (EMEP/MS, 1998), ovšem na území zhruba pánáctkrát větším než Česká republika. To znamená stále dvanáctkrát vyšší měrné emise v České republice. Přesto ve Skandinávii stále probíhá rozsáhlá diskuse na téma poškození lesů a vod kyselými dešti.

Ještě závažnější je údaj, že se tyto emise z domácích zdrojů už nebudou po roce 2000 dále dramaticky snižovat, i když plánovaná roční úroveň emisí je 283 000 tun pro rok 2010 (viz část A1). Další snižování by bylo technologicky extrémně náročné a nákladné. Další pokles emisí SO_2 by musel být řešen přechodem na jiné způ-



Obr. D9:
Těžba uhlí
v severozápadních
Čechách (1860-
1998), emise SO_2
(1980-1999)
a závazek
České republiky
pro rok 2010.
V roce 1994 byla
odsířena první
elektrárna ČEZ.

D

soby výroby elektrické energie než je spalování uhlí nebo jejím nákupem. Bezvýznamným zdrojem emisí s především místním dopadem nejsou dosud ani lokální topeniště spalující uhlí. Obdobně u emisí oxidů dusíku (NO_x) došlo sice k poklesu emisí, ale zhruba pouze na polovinu emisí z roku 1988 (z 858 000 tun na 389 000 tun v roce 1999). Zde je problém komplikovanější, protože emise dusíku se čím dál více přesunují z velkých zdrojů ke zdrojům mobilním (doprava) a zde nelze očekávat v blízké budoucnosti žádnou významnou redukci emisí.

μg/m³ a z tohoto hlediska jsou koncentrace SO₂ na našem území stále velmi vysoké. Mechanismus suché depozice je zhruba následující: SO₂ a síranový aerosol z atmosféry se sorbuje na povrch vegetace, kde SO₂ oxiduje na kyselinu sírovou (H₂SO₄), která je při nejbližším dešti opláchnuta do půdy. Nejefektivnější jsou v tomto směru smrkové monokultury díky vysoké suché depozici na jehličí smrků, které pro ni mají ideální hydrodynamické vlastnosti. Listnaté opadavé dřeviny mají schopnost zachytu suché depozice síry výrazně nižší (Havel et al. 1996). Suchá depozice síry tvoří na území České republiky zhruba 2/3 celkové depozice a je rozhodujícím faktorem okyselování zalesněných oblastí.

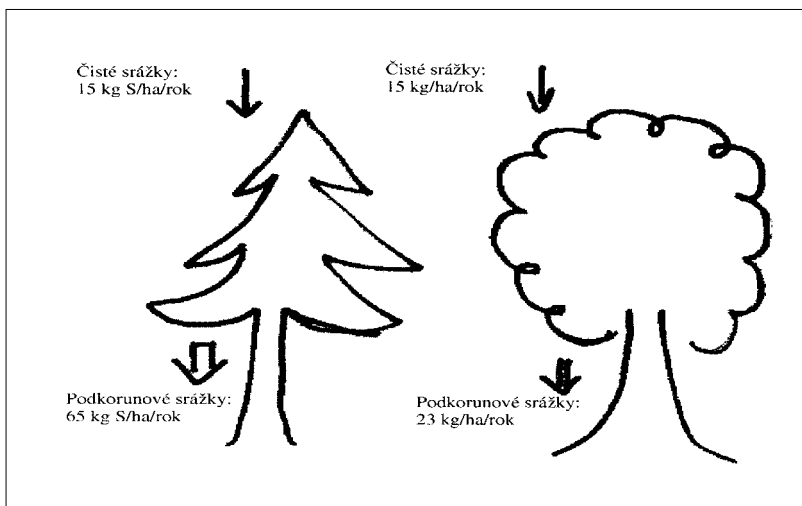
D.2.2.2. Jak působí kyselý déšť?

Přesný mechanismus poškozování a odumírání stromů jako následek působení kyselého deště není dodnes znám. Do procesu umírání je zapojeno velké množství fyzikálních, biologických a chemických faktorů (Kráš 1997b). Jedinou jasnou spojitostí jsou kouřící komíny na začátku a mrtvé lesy na konci. Existuje několik základních hypotéz mechanismu odumírání stromů a konkrétní příčina na konkrétním místě je obvykle kombinací více mechanismů.

První mechanismus je rychlý: přímý kontakt velmi koncentrovaného SO₂ s asimilačními orgány smrku poškodí chlorofyl a jehličí uschne (tzv. akutní poškození). Tento mechanismus se nejvíce uplatňuje v oblastech s extrémně vysokými koncentracemi SO₂ v ovzduší (Krušné hory). Imisní epizoda může být velice krátká. Při vhodném počasí stačí k akutnímu poškození vedoucímu k odumření stromu desítky minut. Význam tohoto mechanismu ustoupil, ale v bezprostředním okolí velkých zdrojů může způsobovat poříže i v budoucnu.

Další dva mechanismy jsou „pomalé“ (chronické). První můžeme nazvat „půdní“: půdy jsou vyčerpány (mají málo vápníku a hořčíku), jsou příliš kyselé a půdní voda obsahuje vysoké koncentrace toxických kovů mobilizovaných kyselým deštěm, zejména hliníku. Strom hyne následkem nedostatku živin a postupné otravy hliníkem z půdního roztoku. Nerozhoduje jen absolutní koncentrace hliníku, ale poměr mezi vápníkem a hliníkem. Čím je poměr nižší (méně vápníku vůči hliníku), tím hůř.

Druhou příčinou poškození mohou být i disproporce ve výživě stromu. Kyselé deště jsou dobrým hnojivem, protože obsahují množství dusíku ze zemědělství (amoniak) a ze spalovacích procesů (oxidy dusíku - NO_x). Naopak v půdě se nedostává hořčíku, který je nezbytnou součástí chlorofylu. Strom má nadbytek dusíku, ale málo hořčíku. Rychle přirůstá, hořčík se do nových jehlic relokuje ze starších, ty žloutnou a opadávají. Dřevo je ale řidší, méně pevné, nevyzrálé a smrky jsou daleko náchylnější k mechanickému poškození (zlomy) i k nejrůznějším patogenům. Všechny popsané mechanismy stromy výrazně oslabují, ale jen zřídka jsou bezprostřední příčinou úhynu. Tou bývá obvykle klimatický stres (náhlá změna teploty v zimě, dlouhotrvající sucha nebo mrazy) nebo hmyzí škůdce, či jiné patogeny, kterým by se zdravý les obvykle ubránil jen s malými ztrátami. Příkladem může být



Obr. D10: Schematické vyjádření rozdílu celkové depozice ve smrkovém a bukovém porostu. Data z povodí Jezeří, Krušné hory (Havel et al. 1996)

Ačkoliv byly v 90. letech prudce sníženy emise a současně klesala depozice síry na celém území České republiky a tedy i v Krkonoších, není možné očekávat přímo úměrné zlepšení zdravotního stavu smrkových porostů na celém našem území. Ani provedené razantní snížení emisí není totiž pro bezproblémovou existenci smrkových lesních ekosystémů dostatečné, zejména ve vztahu k tzv. kyselým deštům.

D.2.2.1. Co je kyselý déšť?

Oxid siřičitý (SO₂), který vzniká zejména spalováním hnědého uhlí, a oxidy dusíku (NO_x), vznikající hlavně vysokoteplotním spalováním v automobilových motorech, jsou v atmosféře a na povrchu vegetace oxidovány za vzniku kyseliny sírové a kyseliny dusičné. Přítomnost těchto kyselin ve srážkové vodě snižuje kyselost (pH) srážek. Po dopadu na zem startuje kyselá srážková voda řetěz reakcí vedoucích k okyselení půd a povrchových vod, tedy ke stavu zvanému acidifikace.

V České republice stále hraje nejdůležitější roli v okyselování půd kyselina sírová. V celé republice byla tato skutečnost prokázána měření atmosférické depozice zejména v rámci měření látkových toků v malých povodích (Kráš et al. 1997, Fottová a Škořepová 1998) nebo regionálních studií (Hošek et al. 1996, Hošek a Kaufmann 1997). Z atmosféry se na zemský povrch dostává dvěma mechanismy. Prvním je vlastní kyselý déšť, správněji „mokrý depozice“, druhým je takzvaná „suchá depozice“ síry. Ta se uplatňuje v oblastech s vysokými koncentracemi SO₂ v ovzduší. „Vysokými“ se v tomto kontextu rozumí průměrné roční koncentrace vyšší než 3-5

kalamitní výskyt houby *Ascochyta abietina* v Orlických horách od roku 1999 (Šach, nepubl. údaje). Imise nejčastěji působí podobně jako AIDS. Svoji oběť fatálně oslabí, ale přímo neusmrtí. Smrt přijde ve formě, se kterou by se zdravý organismus dokázal vypořádat.

D.2.2.3. Půdní acidifikace

Acidifikace půd je problém, který ani výrazný pokles emisí definitivně nevyřeší. Vedle množství depozice závislé na imisních poměrech, druhové skladbě a věku porostu, rozhodují o stupni acidifikace další faktory. Jedním z těchto faktorů jsou přirozené vlastnosti půd, zejména množství bazických kationtů (Ca^{2+} , Mg^{2+} , Na^+ , K^+) v iontově-výměnném komplexu půd. Jejich hlavním zdrojem v půdách je zvětrávání podložních hornin a jejich celkové množství určuje odolnost vůči kyselé depozici. Čím více je v půdách bazických kationtů, tím jsou půdy odolnější, protože mohou déle neutralizovat kyselý vstup z atmosféry (Krášný et al. 1997). Nejméně odolné jsou horské půdy, které mají malou mocnost a přirozeně nízké množství bazických kationtů. To je spolu s drsným klimatem a vysokou kyselou depozicí důvod, proč se devastující vliv kyselých dešťů nejdříve objevuje v horských oblastech. Dalším důležitým faktorem ovlivňujícím půdní acidifikaci je kvalita opadu, tedy vedle velikosti depozice další funkce druhové skladby porostu. Zásoby bazických kationtů vznikly v půdách zvětráváním podloží zejména v období od poslední doby ledové, tedy asi za 10 000 let. V důsledku změn druhové skladby původních lesních porostů na smrkové monokultury (acidifikace půdy rozkladem jehličnatého opadu v kombinaci se zvýšenou kyselou depozicí) byly rychle vyčerpány v průběhu zhruba posledních stovek let, hlavně však v posledních desetiletích. Místo nich dnes kyselý déšť uvolňuje z půd velké množství toxického hliníku a dalších kovů, které by se normálně (bez kyselého deště) nevylučovaly. Tyto kovy jsou přijímány kořeny z půdního roztoku a významně přispívají k úhynu lesa (Ulrich et al. 1980, Cronan a Grigal 1995, Hruška et al. 2001, Puhe a Ulrich 2001). Tento jev je možno jen s malou nadsázkou přirovnat ke změně geologické epochy.

D.2.2.4. Model acidifikace půd

Povězme si něco o možnostech modelování historie a budoucnosti ekosystémů (nebo alespoň jeho částí), tedy o vědecké disciplíně, která je u nás bohužel málo rozvinutá, přestože přesně naše podmínky masivní acidifikace jsou pro modelové výpočty jako stvořené. Acidifikace je proces dlouhodobý a kumulativní, který se dynamicky vyvíjí. Teprve po určité době se projevují příznaky procesů, které již dlouho skryté probíhají. Proto je vhodné zabývat se i minulostí acidifikovaných ekosystémů. Pokud nebudeme schopni alespoň kvalifikovaným odhadem rekonstruovat stav sledovaného ekosystému před začátkem acidifikace, nebudeme mít srovnávací bod, ke kterému bychom se v budoucnu měli opět snažit přiblížit. Pro tento cíl se používají matematické modely simulující dlouhodobý průběh acidifikace. Protože hlavní složkou ekosystému určující jeho odolnost vůči an-

tropogennímu okyselování jsou půdy, zahrnují tyto modely zejména půdní procesy vedoucí k acidifikaci půd a vod. Jedním ze středně komplexních modelů je MAGIC (Model of Acidification of Groundwater in Catchments - Model acidifikace podzemních vod v povodích), vyvinutý v polovině osmdesátých let v USA (Cosby et al. 1985a,b) a od té doby úspěšně aplikován na mnoha místech světa. Princip jeho fungování je podrobněji popsán v kapitole D 2.4.5.

D.2.3. Popis lokalit

V rámci KRMAP bylo modelování provedeno na 4 plochách reprezentujících různé přírodní podmínky parku (Tab. D1). Na těchto plochách probíhá od roku 1994 měření množství a chemismu srážek na volné ploše (bulk) a podkorunových srážek (throughfall - TH), od roku 1997 měření složení půdních vod v hloubkách 10 a 45 cm (Agnos, nepublikované údaje). Lokalizace ploch je uvedena na obrázku D11 (barevná příloha) v rámci souborů lesních typů (mapový podklad KRMAP).

Vrstva GIS	Měřítko	Zdroj	Typ ekosystému	Využití
Typy půd ČR	1 : 500 000	ČEÚ	Lesní, zemědělský	BC _w
Zrnatost půd ČR	1 : 1000 000	ČEÚ	Lesní, zemědělský	BC _w , f _{de} , g(w)
Základní odtok	1 : 200 000	VÚV, MGEData	Lesní, zemědělský	N _{l(crit)} a BC _{l(crit)}
CORINE mapa	Rozlišení 1x1m	MŽP	Lesní	N _{up} , BC _{up}
Sít' EMEP	150 x 150 km	EMEP program	Lesní	BC _{dep}
Mapa teplot ČR	1 : 1000 000	ČEÚ	Lesní, zemědělský	N _i , f(T)
Mapa pH	1 : 200 000	ČEÚ	Zemědělský	h(pH)
Atm.depozice suchá	10 x 10 km	Ekotoxa Opava	Lesní	N _{dep} , S _{dep}
Atm.depozice mokrá		VUV, ČGÚ, UKZÚS, ČEÚ	Lesní, zemědělský	N _{dep} , S _{dep} , BC _{dep}

D.2.4. METODIKA

D.2.4.1. Atmosférická depozice

Pro modelování průběhu chemismu půd a půdních roztoků na zkoumaných plochách jsme použili všude podobné schéma atmosférické depozice. Průběh depozice síry, která je v podmínkách střední Evropy stále rozhodující, jsme odhadli na základě historických údajů a množství hnědého uhlí těžného v letech 1860-1997 v severočeských revírech (Obr. D9). Sirnaté hnědé uhlí totiž tvoří rozhodující podíl na historických i současných emisích SO_2 , a následně i atmosférické depozici síry. Podlé historické studie Josefa Hanamana „Lučební povaha tekoucích vod českých“ (1896) jsme odhadli depozici síry v západních Čechách asi na 2 kg S/ha/rok. Z této hodnoty vztahované k tehdejší těžbě uhlí jsme vycházeli při odhadu depozice v jiné době. Jinými slovy, depozice síry kopíruje zhruba těžbu uhlí v poměru těžba/depozice v roce 1896. Z grafu těžby (Obr. D9) jasně vyplývá depoziční sekvence a její průběh. Nejdůležitější je období po druhé světové válce do poloviny osmdesátých let, kdy těžba, a tím i depozice síry, rostla stabilně s vysokou směrnicí. Od roku 1946 do osmdesátých let vzrostla zhruba 4x. V osmdesátých letech stagnuje a od roku 1989 do roku 1996 klesla na úroveň zhruba 60. let. Emise SO_2 po roce 1994 klesaly výrazně díky odsíření. Depozice síry na zkoumaných plochách klesala také. Na zkoumaných plochách byla jako celková depozice síry brána depozice podkoruno-

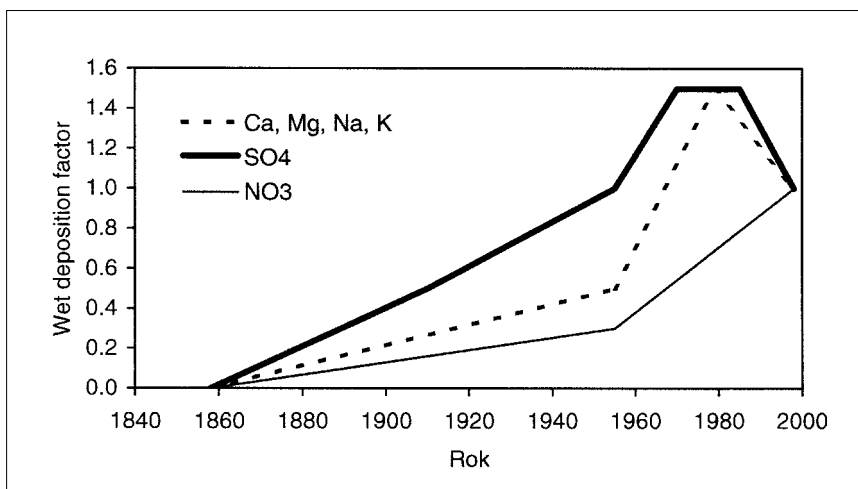
D

Tab. D1:
Popis lokalit.
(*Transformace
koruny v rámci
stupnice 0-4,
nejvyšší poškození
reprezentuje číslo 4;
Cudlín 1999,
nepublikované
údaje).

D

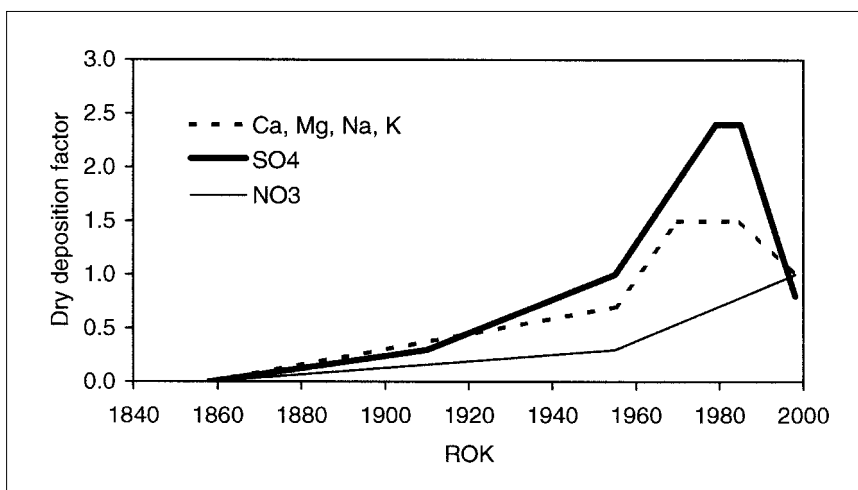
Obr. D12: Depoziční sekvence „wet deposition factor“. Udává, jak se relativně měnila mokrá depozice příslušných prvků (bez podkorunové depozice) v průběhu let 1860-1998.

Hodnota 1 reprezentuje současnou depozici. Je-li číslo větší než 1, byla depozice vyšší, je-li nižší než 1, byla nižší než je současná úroveň.



Obr. D13: Depoziční sekvence „dry deposition factor“. Udává, jak se relativně měnila suchá depozice příslušných prvků (v našich podmínkách se jedná prakticky jen o příspěvek podkorunové depozice, která integruje všechny typy depozice) v průběhu let 1860-1998.

Hodnota 1 reprezentuje současnou depozici. Je-li číslo větší než 1, byla depozice vyšší, je-li nižší než 1, byla nižší než je současná úroveň.



vá, která reprezentuje skutečný vstup do lesního ekosystému díky suché depozici.

Depozice dusíku, který je dnes druhou příčinou okyselování ekosystémů, má zcela jinou depoziční sekvenci. Do začátku 60. let byly emise NO_x poměrně nízké, protože NO_x jsou produkovány zejména při vysokoteplotních spalovacích procesech. Hlavním zdrojem jsou tepelné elektrárny a v poslední dekádě hlavně automobily. Amoniak, jako druhá sloučenina dusíku má hlavní původ v emisích ze zemědělství (živočišná výroba) a jejich emise vzrůstají a klesají podle intenzity zemědělské výroby.

Depozice bazických kationtů (Ca, Mg, Na, K) je lokálně odlišná podle prašnosti prostředí, ale také je závislá na kyselosti srážek. Při vyšší kyselosti je prach v atmosféře více rozpouštěn kyselinami a bazické kationty jsou transportovány na dlouhé vzdálenosti od svých zdrojů. Proto i jejich depozice byla nejvyšší v letech s velkou depozicí síry. Důležité pro okyselení ekosystémů bylo zavedení odlučovačů prachu a popílku na velkých zdrojích, které bylo provedeno v 70. letech. Srážky se tak staly kyselějšími, protože bylo emitováno stejné množství síry ve formě SO_2 , ale emise prachu a popílku poklesly. 70. a 80. léta jsou tak obdobím s nejvyšší depozicí H^+ , tedy s nejvyššími srážkami a největším okyselením lesních ekosystémů. Pro odlišení celkové atmosférické depozice od podkorunového toku, který je výrazně vyšší než depozice, byla pro bazické kationty použita metoda výpočtu dle Bredemeiera (1988). Tato metoda je detailně

popsána v publikaci Kaufmann (1998).

Depoziční sekvence použité v této studii jsou znázorněny na obrázcích D12 a D13. Sekvence pochází z povodí Lysina ve Slavkovském lese (Hruška et al. 2002, nepublikované údaje) a byla odhadnuta pro nadmořskou výšku 880 m n.m. a srážkový úhrn 1000 mm. V letech 1990 až 1998 odpovídá skutečné měřené depozici na tomto povodí, reprezentované i rychlým poklesem koncentrace SO_4 v půdních a povrchových vodách tohoto povodí (Obr. D14 (barevná příloha)). Na zkoumaných krkonošských plochách byla použita tato sekvence a opravena na skutečný srážkový úhrn na lokalitě tak, aby navazovala na depozice měřené na těchto plochách v letech 1994 - 1998. Tato měření byla prováděna firmou Agnos

(Hošek a Kaufmann 1997, Kaufmann 1998) a pro účely této studie přepočtena na průměrné roční koncentrace a roční depozice pro Ca, Mg, Na, K, H, Al, SO_4 , NO_3 , Cl, F.

Pro odhad budoucího vývoje půdního chemismu na zkoumaných plochách byly použity dva scénáře vývoje atmosférické depozice:

- 1. Konstantní depozice měřená v roce 1998. Tento scénář reprezentuje pokračování současného stavu při zalesnění smrkovou monokulturou. Do budoucna je tedy simulován vývoj za pokračující dnešní depoziční zátěže. Tento scénář se jeví jako realistický, protože v roce 1998 skončilo odsiřování velkých zdrojů SO_2 .
- 2. Hypotetická situace, kdy by byl v roce 1999 nahrazen smrkový porost porostem bukovým. Jinými slovy, v modelu byla snížena suchá depozice síry tak, jak je naznačeno na obr. D10. Poměr mezi suchou depozicí pod bukovým porostem a smrkovým porostem byl odvozen podle Havel et al. (1996). Dry deposition faktor (viz dále) byl snížen na polovinu současné hodnoty pro všechny 4 zkoumané plochy.

D.2.4.2. Chemismus půd

Půdy byly odebrány z jam při instalaci lyzimetrů. Byl odebrán směsný vzorek z hloubky 0-10 cm a 10-45 cm tak, aby reprezentoval půdu nad lyzimetry. Pro účely modelování byla analyzována

Plocha	CEC (meq/kg)	BS Ca (%)	BS Mg (%)	BS Na (%)	BS K (%)	Suma (%)
Bílá voda	116	1,0	0,5	0,1	0,9	2,6
Rýchory	65	3,7	1,4	0,3	2,3	7,8
Bílá Labe	118	2,5	1,2	0,2	1,3	5,3
Přední Žalý	118	4,3	0,7	0,1	1,0	6,1

na CEC (kationtová výměnná kapacita), saturace CEC bazickými kationty (SBC - Ca, Mg, Na, K) a síranová adsorpční izoterma podle metodiky Petříka (1993). Pro určení CEC a SBC byly použity dva extraktanty, BaCl_2 a NH_4Cl . Výsledky obou metod jsou v dobré shodě a pro modelování byl použit aritmetický průměr obou hodnot. Protože byla modelovaná půdní voda z hloubky 45 cm, pro MAGIC byl vypočten průměrný chemismus jako průměr z obou hloubek vážený mocností odebraných horizontů (Tab. D2).

D.2.4.2. Chemismus půdního roztoku

Půdní roztok byl odebíráán gravitačními lyzimetry z hloubky 45 cm ve čtrnáctidenních intervalech. Byl analyzován na Ca, Mg, Na, K, H, celkový Al, SO_4 , NO_3 , Cl, F, Z rozdílů sumy kationtů a aniontů silných kyselin byla vypočtena koncentrace aniontů organických kyselin (Hruška et al. 1996). Pro modelování byly vypočteny ročním objemem vážené průměrné koncentrace (viz obrázky v příslušných kapitolách).

D.2.4.3. Hydrologické charakteristiky

Množství srážek a podkorunových srážek bylo vypočteno z objemů odebraných srážek. Množství vody protékající půdní vrstvou 45 cm bylo odhadnuto dvěma způsoby:

Podle množství povrchového odtoku v dané nadmořské výšce Krkonoš. Tento regresní vztah byl odvozen ve studii Hruška (1997): nadmořská výška (m n.m.) = $0.0155 \cdot (\text{průměrný roční odtok} - 1.5635)$. Tok vody v hloubce 45 cm lze v Krkonoších již zhruba považovat za hodnotu ekvivalentní povrchovému odtoku.

Takto vypočtená hodnota byla korigována na látkové toky mobilních aniontů (Cl a SO_4), které nemají jiný zdroj než atmosférickou depozici a v systému se geochemickými ani fyzikálními procesy v současné době nezadržují/neuvolňují.

D.2.4.4. Modelování acidifikace modelem MAGIC

Antropogenní vlivy jsou zaznamenávány jak ve změnách chemického složení půdních a povrchových vod, půd i rostlin, tak i v látkových tocích jako jsou depozice, povrchový odtok, složení půd a půdního roztoku, zvětrávání a fixace látek v organické hmotě. Monitoring vývoje složení vod, půd, akumulace a rozkladu organické hmoty produkuje množství informací, které lze použít ke tvorbě matematicko-fyzikálních modelů biogeochemických procesů.

Jedním ze středně komplexních modelů je MAGIC (Model of Acidification of Groundwater In

Catchments - Model acidifikace podzemních vod v povodích), vyvinutý v polovině osmdesátých let v USA (Cosby et al. 1985a,b), který jsme použili pro modelování dlouhodobého vlivu kyselé depozice na půdu a půdní roztok zkoumaných ploch. MAGIC je procesově orientovaný (mechanistický), dynamický model, který byl sestaven a kalibrován pro zalesněné povodí White Oak Run ve Virginii, USA (Cosby et al. 1985a,b). Jako většina modelů je založen na určitém stupni zjednodušení struktury systému. Je tzv. „lumped“, tedy shrnující, který neuvažuje heterogenitu ekosystému. Předpokládá, že veškeré děje probíhající v povodí nebo na experimentální ploše je možno shrnout do několika relativně snadno popsatelných procesů. V přírodě proměnlivá hodnota je v modelu popsána jednou shrnující, průměrnou hodnotou (zvláště půdní složení, obvykle velmi heterogenní). Proces, jak z prostorově heterogenních dat získat jediné číslo reprezentující lokalitu není formálně ustálen a obvykle vychází z vážení měřených hodnot. MAGIC je založen na řešení systému rovnovážných rovnic půda-půdní roztok a hmotové bilanci získaných produktů.

Jako vstupní parametry pro model jsou použity hlavně současné vlastnosti půd ve zkoumaném povodí nebo ploše (velikost sorpčního půdního komplexu, jeho nasycenost bazickými kationty, množství a struktura půd, adsorpce SO_4^{2-} na jílových minerálech, disociační konstanty organických kyselin, rychlost zvětrávání matečné horniny, fixace důležitých prvků v biomase) a další experimentálně dosažitelné veličiny.

Hlavní řídicí proměnnou celého modelu jsou údaje o časových změnách atmosférické depozice. Další důležitou řídicí veličinou je příjem bazických kationtů vegetací, zejména stromy a jejich fixace v biomase, v tomto případě hlavně ve dřevě.

Součástí práce s modelem je i odhad všech uvedených parametrů pro období před začátkem kyselé depozice. Model pracuje tak, že vychází z odhadnutých „přírodních“ preindustriálních podmínek a podle zadaných scénářů depozice vypočítává odezvu půd a vod na měnící se kyselou zátěž. Modelování je úspěšné, pokud se podaří zadáním preindustriálního odhadu a navržených scénářů vývoje depozice zreprodukovat současný známý stav ekosystému. Teprve pak je možno modelovat budoucí vývoj. V případě krkonošských ploch byly použity dva scénáře popsané na konci kap. D.2.4.1. Atmosférická depozice. Základní půdní parametry, stejně jako hydrologické charakteristiky, nebyly oproti současnosti měněny. Odhad byl proveden do roku 2028, tedy 30 let od současného stavu.

D

Tab. D2:
Chemické charakteristiky průměrné půdy v hloubce 45 cm

D

D.2.5. VÝSLEDKY A DISKUSE

D.2.5.1. Přední Žalý

Na příkladu této plochy probereme detailněji některé mechanismy, které se podílejí na současném stavu půdy po jejich jednotlivých částech. Modelová rekonstrukce vývoje acidifikace půd na lesní ploše Přední Žalý vypadá následovně:

Síraný jako anionty kyseliny sírové vzniklé oxidací SO_2 v atmosféře jsou hlavním ukazatelem míry zátěže. Jejich historická depozice na Předním Žalý je stejně jako jinde na českých horách spjata s těžbou uhlí a spalováním uhlí a pěstováním smrkových monokultur (Hruška et al. 1999). Poměr mokré depozice a suché depozice síry modelovaný pro roky 1858 - 1998 je znázorněn na obr. D15 (barevná příloha).

Suchá depozice začala převládat zhruba od 50. let, celková depozice síry vrcholila v polovině 80. let. Pak následuje velmi rychlý pokles po roce 1989. Devadesátá léta jsou obdobím s nejvyšším gradientem změn depozice za posledních 150 let. Výsledkem je aktuální depozice síry na úrovni zhruba konce 40. let. Výsledkem je pak koncentrace síranů v půdním roztoku (Obr. D15 - barevná příloha) spolu s měřenými koncentracemi.

Reálnost modelovaného průběhu, zejména umístění vrcholu a prudký pokles v 90. letech, je možno ukázat na datech z povodí Lysina (Obr. D14 - barevná příloha), odkud byly depoziční sekvence (Obr. D12 a D13) přejaty. Zde měření začínají v roce 1989 tedy prakticky těsně po absolutním vrcholu emisí a depozic. Jak již bylo v předchozích kapitolách napsáno, není do budoucna dán předpoklad dalšího výrazného snižování emisí SO_2 a tím i dalšího poklesu depozic a koncentrací SO_4 ve srážkách a půdních vodách.

Redukci depozice síry by bylo možno dosáhnout změnou druhové skladby porostů na listnaté dřeviny. Pak by bylo dosaženo výrazně nižší suché depozice síry (Obr. D10) a tím i vodíkových iontů, hlavní příčiny okyselování půd a půdního roztoku. Tento scénář je také uveden na obr. D15 - barevná příloha. Nastalo by snížení depozice a tím i koncentrací v půdním roztoku na zhruba polovinu dnešního stavu (či stavu za 30 let, pokud v oblasti zůstane smrkový porost). Tato úroveň by se projevila v dalších důležitých vlastnostech půd a půdního roztoku, o kterých bude pojednáno dále.

Bazické kationty (Ca, Mg, Na, K) jsou z hlediska acidifikace nejdůležitější skupinou kationtů. Jsou schopny bránit okyselování půdního prostředí, protože po jistou, na různých lokalitách různou dobu, mohou neutralizovat kyselý vstup z atmosféry. Jejich zdroje v přírodě jsou dané vlastnostmi geologického podloží, na kterém jsou půdy vyvinuty a také atmosférickou depozicí. Z půdních vlastností je rozhodující rychlost zvětvávání podložní horniny a půdních částic. V půdě jsou bazické kationty přístupné v sorpčním komplexu půd, kde jsou vázány iontově-výměnnými silami na povrchu jílových minerálů nebo v karboxylových skupinách přírodních organických kyselin (huminových kyselin a fulvokyselin). Velikost iontově-výměnného komplexu půd je,

za obvyklých podmínek, převážně dána množstvím organických kyselin v příslušných horizontech. V půdě a půdním roztoku na lokalitě Přední Žalý je možno popsat změny koncentrací bazických kationtů (pro zjednodušení budeme uvádět jejich sumu v mikroekvivalentech) následovně:

V polovině minulého století bylo pH půdního roztoku zhruba 4,3; koncentrace síranů byly rovny přirozenému prostředí, pH deště bylo okolo hodnoty 5,0 a déšť neobsahoval téměř žádnou kyselinu sírovou, protože její zdroj, spalování hnědého uhlí, bylo teprve v počátcích. S rozvojem průmyslu začaly stoupat koncentrace SO_2 v ovzduší. Déšť se stával zvolna kyselějším. Saturace půd bazickými kationty (procento, jakým jsou obsazena místa v iontově-výměnném komplexu půd bazickými kationty) byla zhruba 18 % (Obr. D15 barevná příloha).

Zde je nutno připomenout, že tato saturace byla výsledkem zvětvávání podloží a tvorby humusu, které trvalo zhruba 10 000 let. Vodíkové ionty (H^+) vnesené do ekosystému kyselinou sírovou začaly tyto sorbované bazické kationty rychle vytěšňovat a zaujímat jejich místo. V okamžiku, kdy rychlost přísunu H^+ z atmosféry a z rozkladných procesů jehličnatého opadu převýšila rychlost zvětvávání, tedy rychlost, s jakou byla tato zásoba přirozeně doplňována (pro Přední Žalý byla rychlost zvětvávání odhadnuta na 42 meq/m²/rok), začala klesat bazická saturace půdy (Obr. D15 barevná příloha). Současně začalo klesat *pH půdního roztoku* (Obr. D15 barevná příloha).

Zhruba do 50.-60. let nebyl postup acidifikace (měřeno pH, koncentracemi hliníku a poměrem Bc/Al), tedy parametry majícími přímý vliv na zdravotní stav porostů, výrazný. Zkratka Bc v předchozím výrazu je suma molární koncentrací $\text{Ca}^+\text{Mg}^+\text{K}$, není v ní zahrnut Na, protože ten nemá z hlediska zdravotního stavu stromů význam, má ale velký význam pro pufraci půd. Bazické kationty z depozice a z iontově-výměnného komplexu půd byly stále schopny kyselý vstup poměrně dobře eliminovat. Rostla ale jejich koncentrace v půdním roztoku, s rozložením bazické kationty opouštěly svrchní půdní horizonty a nevratně odtékaly do podzemních a povrchových vod. Od 50.-60. let však nastává velký přírůstek emisí a depozic síry. S ním značně roste i vyčerpávání iontově-výměnného komplexu půd. Tento mechanismus již nestačí k neutralizaci kyselého vstupu v půdním prostředí. I přes další nárůst koncentrací bazických kationtů dochází k významnému snižování pH. Bazická saturace půdy klesá na hodnoty pod 10 % nasycení, kyselost půd roste. Dnešní bazická saturace je jen 6,1 %, což představuje pokles na 35 % počáteční saturace (Obr. D15 barevná příloha). Zásoba bazických kationtů - vzniklá za posledních zhruba 10 000 let - je téměř vyčerpána během jednoho století. S poklesem koncentrace SO_4 klesají i koncentrace Bc v půdním roztoku, protože množství H^+ vstupujících do půdy klesá a rovnováha výměny H^+ za Bc je vrácena více k vázání Bc v iontově-výměnném komplexu. Přes rapidní zlepšení depozičních parametrů se situace v budoucnu nebude zlepšovat. Pokud na plochách zůstanou smrkové porosty, bude bazická saturace půd nadále mírně klesat (Obr. D15 barevná příloha).

Dosažená úroveň celkové depozice okyselujících sloučenin nebude dostatečná k nastartování regenerace půdního prostředí. V případě teoretické změny porostů (scénář Buky v Obr. D15 barevná příloha) by se trend acidifikace, měřený změnou bazické saturace půd mírně zlepšoval a bazická saturace půd by začala mírně růst.

V těchto úvahách a výpočtech není zahrnut ještě jeden důležitý faktor, kterým je dlouhodobá fixace bazických kationtů v opadu smrku. Vzhledem k nízké dekompozici opadu v podmínkách chronické acidifikace je značné množství BC dlouhodobě kumulováno v nepřístupné formě v surovém humusu. Dekompozice opadu listnatých dřevin je rychlejší a tato dočasně nedostupná zásoba by tak byla rychleji vrácena do půdního prostředí.

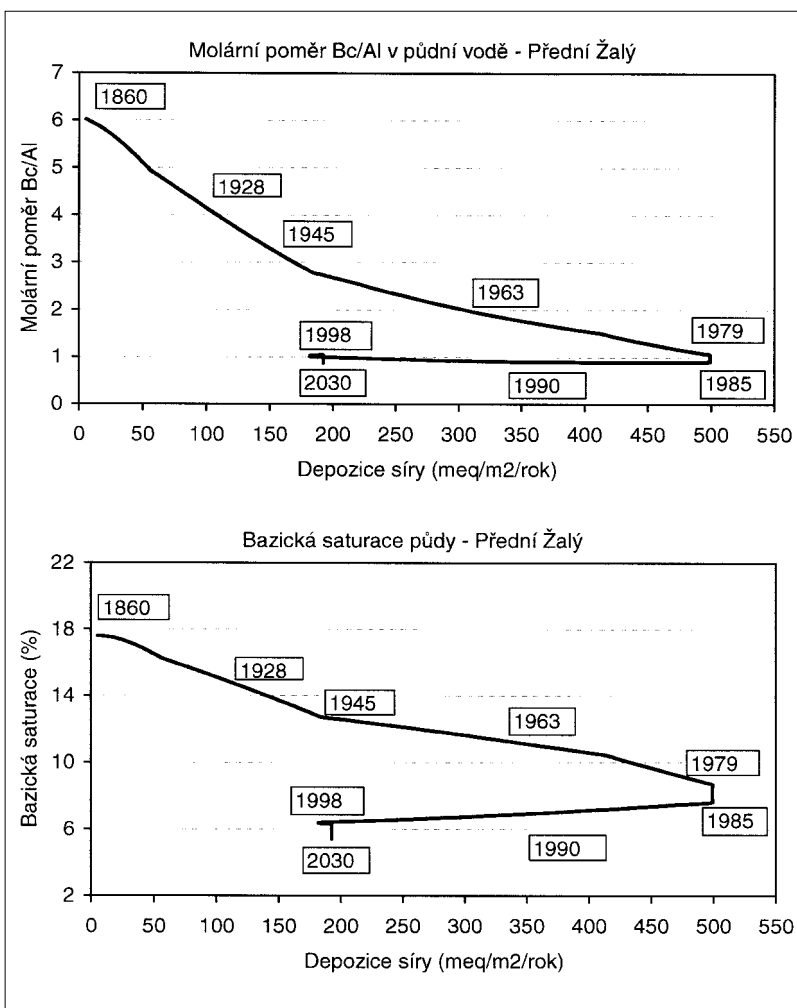
pH půdního roztoku. Jak již bylo popsáno v předchozích částech, je pH půdního roztoku výsledkem ustavení rovnováh mezi látkami vstupujícími z atmosféry, iontově-výměnným komplexem půd, rozpouštěním jílových minerálů a amorfního Al z půdního prostředí a příspěvku organických kyselin vzniklých během dekompozice organických zbytků v půdě. Příspěvek organických kyselin ke kyselosti je vyjádřen koncentrací aniontů organických kyselin. Ten je vypočten z iontové bilance roztoku (Hruška et al. 1996). V případě Přední Žalý je tento příspěvek poměrně vysoký, anionty organických kyselin tvoří v současnosti zhruba – aniontů (Obr. D15 barevná příloha).

Anionty organických kyselin dominovaly v sumě všech aniontů do zhruba 40.–50. let, dokud nenarostly sírany, které převzaly dominantní postavení (Obr. D15 barevná příloha). Proto je i historické pH půdního roztoku poměrně nízké – zhruba 4,3 v polovině minulého století a jeho absolutní změna není příliš velká (minimum 3,7 v osmdesátých letech, protože organické kyseliny mají v případě acidifikace významné pufrací schopnosti (Hruška et al. 1996). Vyjádřeno hodnotou pH (Obr. D15 barevná příloha), je v současné době půdní roztok ve stavu mírné regenerace, která se ovšem zastaví po předpokládané stabilizaci atmosférické depozice na hodnotě okolo pH=3,8-3,9. V případě změny složení druhové skladby lesa na listnaté porosty by nastalo zlepšení na hodnoty pH=3,9-4,0.

Hliník je, z hlediska toxicity pro kořenový systém rostlin, jeden z nejdůležitějších prvků. Protože hliník je typickým prvkem s amfoterním chováním, jsou jeho koncentrace v roztocích velmi závislé na kyselosti půdního prostředí. Hliník je jeden z nejrozšířenějších prvků geosféry a v půdním prostředí je přítomen jak v primárních minerálech, tak v sekundárních minerálech vzniklých při zvětrávání primárních minerálů, případně ve formě amorfního Al, který nemá krystalickou strukturu, ale je také produktem primárního zvětrávání. Právě sekundární jílové minerály a amorfni Al tvoří zásobu, která je kyselými vodami snadno mobilizovatelná do roztoku. Al se ovšem nerozpouští, pokud pH vody neklesne pod hodnotu zhruba 5,0 (závisí velmi na parciální tlaku CO₂ v systému). Pak nastává poměrně rychlé rozpouštění, velmi citlivé na relativně malé změny pH. V modelu MAGIC je rozpouštění Al říze-

no rovnováhou s gibsitem – Al(OH)₃ a koncentrace Al jsou inverzně závislé na pH. Nejvyšších koncentrací tak bylo dosaženo koncem osmdesátých let (Obr. D15), které byly zhruba dvojnásobkem dnešní koncentrace. Podobně situace

D



probíhala i na povodí Lysina, kde bylo měření zahájeno pravděpodobně těsně po vrcholu koncentrací. Z těchto pozorování vyplývá i realita modelu sestaveného pro Přední Žalý. Pokud bude zachována současná úroveň atmosférické depozice, koncentrace Al v půdním roztoku zůstane na dnešní úrovni, dokonce bude i mírně růst. V případě redukce depozice v listnatém porostu Al významně poklesne.

Molární poměr Bc/Al (Bc=Ca+Mg+K) je považován za rozhodující veličinu, na které z hlediska acidifikace půd závisí zdravotní stav stromů (Sverdrup et al. 1994). Cronan a Grigal (1995) uvádějí, že při poměru Ca/Al menším než 1 je 50 % pravděpodobnost úhynu stromů. V současné době se ale od prostého poměru Ca/Al přechází při hodnocení toxicity půdního prostředí na kořenový systém na již zmiňovanou hodnotu Bc/Al, která lépe vystihuje poměry v půdním roztoku, protože uvažuje sumu všech bazických kationtů, které fyziologicky interagují s kořenovými membránami. Za kritickou hodnotu je považována také hodnota = 1. Tento parametěr je v současné době uplatňován jako kritická

Obr. D16: Časový průběh molárního poměru Bc/Al a bazické saturace půdy na ploše Přední Žalý vyjádřený jako závislost na celkové depozici síry (data MAGIC).

D

veličina pro výpočty kritických zátěží pro lesní ekosystémy v Evropě (Anonymous 1996). Poměr Bc/Al je uveden na obr. D15 (barevná příloha). Poměr byl poměrně příznivý až zhruba do 70. let, kdy se prudce snížil díky velkému nárůstu koncentrací hliníku (Obr. D15 barevná příloha), a nyní se pohybuje okolo kritické hodnoty 1. Pokud bude pokračovat trend depozice s vysokým podílem suché depozice (scénář Smrky), nebude se poměr v budoucnu zlepšovat, stále bude okolo 1. Naopak, v případě změny dřevinné skladby na listnaté by se poměr zvýšil a toxicita půdního prostředí pro kořenový systém by tak klesla (scénář Buky na Obr. D15 barevná příloha).

Ještě lépe situaci v acidifikovaném ekosystému, kde klesla depozice, vystihuje obr. D16, kde je změna klíčových parametrů (poměru Bc/Al a bazické saturace půdy) vyjádřena jako funkce velikosti atmosférické depozice síry.

D.2.5.2. Bílé Labe

Plocha Bílé Labe představuje klimaticky exponovanou část Krkonoš ve vyšších nadmořských výškách (1100 m n.m.). Plocha je umístěna na terase pod poměrně prudkým svahem a tato poloha je pravděpodobně důvodem některých odlišností od ostatních ploch.

Koncentrace síranů v půdním roztoku jsou relativně nejnižší ze všech sledovaných ploch (Obr. D17 barevná příloha), je to způsobeno velkým množstvím vody v ekosystému (srážky 1569 mm, odtok v 45 cm odhadnut na 1050 mm). Celková atmosférická depozice síry je tak pouze více zředěná, celková depozice je naopak poměrně vysoká (Obr. D17 barevná příloha). Plocha má poměrně malý faktor suché depozice, který je pravděpodobně způsoben rozvolněním porostu. Pokles depozice, a tím i síranů v půdní vodě, je podobný ostatním plochám. Hypotetický scénář poklesu depozice při změně porostu za listnáče ukazuje opět významné snížení koncentrace síranů v půdním roztoku.

Bílé Labe poněkud vybočuje relativně vyšší koncentrací bazických kationtů v půdní vodě (SBC, Obr. D17 barevná příloha), půdní voda je proto více neutralizovaná (vyšší pH, Obr. D17) a obsahuje méně hliníku. Tento jev může být způsoben horizontálním tokem půdní vody ve strmém svahu nad plochou, případně preferenční hydrologickou cestou opět ze svahu. V půdní vodě je pak velký podíl vody, která neprošla pouze horizontem nad lyzimetry, ale přitekla „ze strany“.

Tato voda mohla migrovat skrz poměrně mohutné vrstvy půdy ve svahu, a tudíž se neutralizovat více než pouze při vertikálním pohybu půdním profilem nad lyzimetry. Protože tuto skutečnost nelze v modelu MAGIC zohlednit, bylo nutno optimalizovat hodnotu zvětrávání tak, aby bylo dosaženo měřené koncentrace BC v půdní vodě. Tato hodnota ($62 \text{ meq/m}^2/\text{rok}$) je pro půdu vytvořenou na granitu velmi vysoká, téměř jistě značně nadhodnocená. pH půdní vody je tedy vyšší ($pH=4,53$), než by se při naměřené bazické saturaci iontově-výměnného komplexu ($5,3 \%$, Obr. D17 barevná příloha) a pH podkorunových srážek dalo očekávat. Tomu odpovídají i relativně nízké koncentrace celkového hliníku a poměrně vysoký poměr Bc/Al v hloubce 45 cm (Obr. D17 barevná příloha).

Protože les na ploše není v dobrém stavu a povolna odumírá, je pravděpodobné, že lyzimetrická data na této ploše nejsou zcela reprezentativní. Tomu odpovídá i sdělení provozovatele plochy (Agnos Hořovice), že jeden z lyzimetrů odebírá enormní množství vody. Protože tato hydrologická cesta je pravděpodobně vysoce selektivní a vázána na hlubší půdní horizonty, voda nejde přes kořenovou zónu stromů na ploše a plochu tedy dostatečně nereprezentuje.

D.2.5.3. Bílá voda

Plocha Bílá voda v západních Krkonoších reprezentuje typickou vysokohorskou silně acidifikovanou lokalitu. Má nejvyšší odhadnutou depozici síry ($570 \text{ meq/m}^2/\text{rok}$ v osmdesátých letech) ze všech 4 ploch. Je zde vysoký srážkový úhrn (1238 mm) a přirozeně kyselé podloží (granit), typické předpoklady chronické silné půdní acidifikace.

Koncentrace síranů (Obr. D18 barevná příloha) jsou relativně dost vysoké (vyšší než ve výškové srovnatelné lokalitě Bílé Labe). Na jejich poklesu se v posledních letech podílela významně i ztráta suché depozice, protože stromy na ploše ztrácejí jehličí a tím i plochu, na které se suchá depozice zprostředkovává (pokles DDF – dry deposition factor – faktor suché depozice) z hodnot 3,7 na 2,3 během 4 let. Přesto by i na této ploše další redukce depozice síry, vyjádřená změnou porostů na listnatý, vedla k významnému snížení koncentrací síranů.

Koncentrace bazických kationtů (Obr. D18 barevná příloha) v půdním roztoku jsou nízké, nejnižší ze všech ploch. To odpovídá jednak druhu podloží (granit pomalu zvětrává, má velký podíl SiO_2 na celkovém složení a nízké obsahy minerálů obsahujících Ca a Mg). Díky tomu mají půdy velmi nízkou aktuální bazickou saturaci, pouze $2,6 \%$ (Obr. D18 barevná příloha), stejně jako pouze průměrnou rychlost zvětrávání ($51 \text{ meq/m}^2/\text{rok}$). Zde je nutno poznamenat, že na této ploše je poměrně významné zvětrávání sodíku, který zvyšuje zvětrávání sumy bazických kationtů ($Ca+Mg+Na+K$). Sodík ale nemá žádné významnější efekty spojené se zdravotním stavem stromů, ani příliš neobsahuje místa v CEC (obvykle jen $0,1 \%$ bazické saturace). Jeho tok jde obvykle přímo ze zvětrávání do půdní vody a dále do podzemních a povrchových vod, setrvání v CEC je velmi krátké a Na^+ je rychle vyměněn za H^+ z depozice. Bílá voda má také nejnižší odhadnutou historickou bazickou saturaci (Obr. D18 barevná příloha), pouze 13% a relativní pokles bazické saturace je nejvyšší ze všech ploch. Změna depozice díky změně porostů by proto vedla ke zvýšení bazické saturace řádově o $0,5 \%$ do roku 2028.

Tomuto trendu odpovídají i vysoké koncentrace Al v půdní vodě (Obr. D18 barevná příloha), kde současná vysoká koncentrace zapříčiňuje velmi nízký molární poměr Bc/Al (Obr. D18 barevná příloha). Současný poměr Bc/Al zhruba $0,3$ je pro kořenový systém smrků velmi nevhodný a je pravděpodobně příčinou velkého poškození stromů na ploše (tabulka D8), nejvyššího ze sledovaných lokalit. Změna porostů by vedla k nárůstu poměru, současný stav k jeho konzervaci na příští desetiletí. Přesto tento poměr zů-

stane pravděpodobně hluboko pod hodnotou 1 a na této ploše nelze z dlouhodobého hlediska očekávat významnější regeneraci půdního prostředí.

D.2.5.4. Rýchory

Plocha Rýchory reprezentuje nižší polohy Krkonoš (tabulka D8) ve východní části, v relativní blízkosti lokálních zdrojů znečištění (Trutnov, elektrárna Poříčí). Plocha má nejnižší odtok vody (600 mm) právě díky nižší nadmořské výšce (742 m n.m.), kde je relativně vyšší evapotranspirace. Je zde také nejvyšší faktor suché depozice jak pro síru (průměr 3,5 za roky 1994-1998), tak pro bazické kationty (1,7) ze všech ploch. Plocha má proto nejvyšší koncentrace síranů v půdní vodě (Obr. D19 barevná příloha). Změna porostů na listnaté by vedla k relativně nejvyššímu poklesu koncentrací v budoucnu, protože snížení DDF u síry by mělo největší efekt.

Koncentrace bazických kationtů (Obr. D19 barevná příloha) nevybočují z rámce ostatních ploch, jsou spíše vyšší. Problém ale na této ploše působí velmi vysoké koncentrace manganu v podkorunových srážkách a hlavně v půdní vodě. Mangan tvoří téměř polovinu sumy kationtů, což je nebyvale vysoké procento svědčící o lokální anomálii tohoto kovu. Problematické je proto modelování koncentrací všech kationtů modelem MAGIC, ve kterém není možno s manganem pracovat. Je jisté, že takto vysoké koncentrace mají vliv na vzájemné chování kationtů (selektivní koeficienty výměny mezi BC, Al a iontově-výměnným komplexem jsou ovlivněny, ale není je možno do modelu zahrnout).

Proto byl použit následující postup: Protože Mn má v některých chemických vlastnostech podobnost s hliníkem, byl Mn přičten k celkové koncentraci Al, a takto v modelu zpracován. Tímto způsobem se podařilo poměrně dobře reprodukovat průběh pH půdního roztoku (Obr. D19 barevná příloha) i koncentrací bazických kationtů. Vysoká koncentrace sumy Al a Mn však vyžadovala poměrně nízkou rychlost zvětrávání bazických kationtů v modelu (velká část aktuálního CEC musela být k dispozici pro Al a Mn) a značná část ztráty bazických kationtů během acidifikace šla na úkor bazické saturace iontově-výměnného komplexu, která byla odhadnuta na 30 % v polovině minulého století (Obr. D19 barevná příloha). Současná bazická saturace je 7,8 %, nejvíce ze všech ploch. Díky modelovému „tríku“ s Al a Mn pak vychází i v případě redukce depozice změnou porostů jen nepatrná regenerace, pokud bude měřena opětovným růstem bazické saturace půd.

Plocha Rýchory má ještě jednu významnou odchylku od ostatních ploch, a tou je vysoká koncentrace dusičnanů v půdním roztoku, který tvoří 1/3 všech aniontů. Pokud by dusičnany pocházely pouze přímo z depozice, znamenalo by to, že porosty a půdní mikroorganismy nespoteblovávají téměř žádný dusík (včetně amoniakálního). Tato možnost je ale nepravděpodobná a logičtější bude vysvětlení, že na ploše výrazně běží nitrifikační procesy uvolňující dusík vázaný v organické hmotě. Tento proces může být akcelerován právě vysokými koncentracemi Mn.

D.2.5.5. Změny půdních vlastností po vápnění půdy

Jak bylo v předchozích odstavcích naznačeno, situace horských půd se ani v blízké budoucnosti nebude vyvíjet příznivě, a proto by bylo možno považovat vápnění za cestu, která by mohla snížit kyselost půd a zlepšit podmínky pro přežívání lesa. Pomocí modelu MAGIC si můžeme ukázat i tento teoretický scénář: model takové výpočty umožňuje. Jako modelovou lokalitu jsme zvolili Přední Žalý, s následujícími dvěma scénáři:

1. Jednorázové povápnění plochy dávkou 3 tuny dolomitského vápence na hektar (2 tuny CaCO_3 a 1 tuna MgCO_3).
2. Rozdělení této dávky na 20 let, to znamená roční dávku 100 kg CaCO_3 a 50 kg MgCO_3 .

Již zde si je nutno uvědomit, že jednorázová dávka představuje 4000 meq/m² Ca a 2730 meq/m² Mg, tedy zhruba 150x více než je modelovaná přirozená rychlost zvětrávání sumy všech bazických kationtů na této ploše (42 meq/m²/rok, z toho Ca a Mg 28 meq/m²/rok). Je tedy již na počátku modelování zřejmé, že takový zásah musí vyvolat poměrně drastickou odezvu. V případě postupného vápnění se dávka rozdělí na 200 meq/m²/rok Ca a 137 meq/m²/rok, což je sice také dávka zhruba řádově vyšší než přirozené zvětrávání, ale pro půdu pravděpodobně snesitelnější.

Bazická saturace půdy by se v případě jednorázového povápnění během 2 let zvýšila z hodnoty zhruba 6,5 % na 18 % (Obr. D20 barevná příloha). Tedy na hodnotu, která byla optimalizovaná jako výchozí preindustriální hodnota pro polovinu minulého století. Zde je nutno vyložit, že model při tomto scénáři rozpustí všechny složky v průběhu jednoho roku, tedy představuje to případ, kdy by se vápnilo velmi jemným materiálem, který by se dokázal v průběhu jednoho roku zcela rozpustit a rovnoměrně se dostat do půdní vrstvy 45 cm mocné. Přesto je ale jasné, že taková dávka způsobí skokovou změnu vlastností a uvede jednorázově půdu zcela neadekvátní rychlostí na hodnotu, která byla výsledkem ustalování rovnováh po dobu 150 let. Po dvou letech začne bazická saturace opět rychle klesat, a to rychlostí vyšší než jaká byla odvozena pro roky s nejvyššími depozicemi síry, tedy v období zhruba 1955-1990. Toto období je detailněji zobrazeno na obr. D20 (barevná příloha). Pokud by bylo vápněno nižší dávkou, nárůst bazické saturace by nebyl zdaleka tak strmý a svého maxima 16 % by dosáhl až 20 let po první aplikaci. V obrázku D20 (barevná příloha) jsou také uvedeny další hypotetické scénáře vývoje půdního chemismu, a to scénář, kdy by na ploše rostl po celou dobu bukový (listnatý) porost. V tomto případě by bazická saturace klesla jen na cca 10 % v roce 1998 a v budoucnu by se dále mírně snižovala. Zůstala by však bezpečně nad úrovní současného stavu, tedy smrkové monokultury v posledních 150 letech. Další scénář je, stejně jako v předchozích kapitolách, založen na teoretické „výměně“ smrkových porostů za listnaté v roce 1999. V tomto případě by došlo k mírné samovolné regeneraci.

D

D

Z hlediska vztahu půdního prostředí k toxicitě pro kořenový systém jsou ale důležitější koncentrace v půdním roztoku. Podívejme se nejprve, jak se změnila koncentrace celkového hliníku v půdní vodě. V současnosti se koncentrace pohybují okolo 150 $\mu\text{eq/l}$. Po jednorázové aplikaci velké dávky by se ale oproti jednoduchému očekávání koncentrace Al snížily pouze asi o 1/3, a ihned by opět mírně začaly vzrůstat. V případě postupného vápnění by změna sice trvala déle, ale po desíti letech by se koncentrace u obou způsobů vyrovnaly a dalších 10 let by pak koncentrace Al byly nižší. Velmi podobného dokonce lepšího efektu než oba způsoby vápnění by však bylo dosaženo, pokud by byl smrkový porost „vyměněn“ za listnatý – pak by koncentrace Al klesly v půdní vodě velmi rychle na zhruba polovinu hodnot měřených v roce 1998. Ještě lepší výsledek by byl dosažen při teoretickém zalesnění plochy listnáči již od poloviny minulého století. V takovém případě by koncentrace Al ani při vrcholu kyselé depozice nedosáhly úrovně po povápnění smrkové plochy. Popsaný jev má geochemické vysvětlení: Během acidifikace totiž docházelo k rozpouštění Al z amorfních polymerů a koloidů a také sekundárních jílových minerálů. Iontový hliník pak obsazoval místa v iontové-výměnném komplexu půd, odkud vytěsňoval do roztoku bazické kationty – tento mechanismus udržoval po dlouhou dobu relativně příznivý poměr Bc/Al v půdní vodě i v době, kdy již byla acidifikace velmi vysoká (60. a 70. léta). Dnes je iontové výměnný komplex půd obsazen především iontovým Al. Pokud do tohoto systému vpravíme velkou dávku Ca a Mg, dojde k posunu výměnných rovnováh v půdě a vysoká koncentrace Ca a Mg začne z výměnných míst vytěsňovat Al, který se dostává do roztoku. Protože celkové pH půdní vody se přece jen o něco zvýší (viz dále), část Al přejde opět na nedisociované formy (podstata pufrace sloučenin Al), ale značná část ho dále zůstane v roztoku. Tímto mechanismem se tak Al v půdní vodě udrží na koncentracích, které zhruba odpovídají počátku 50. let, zatímco výše zmíněná bazická saturace půd se dostane na hodnoty srovnatelné s obdobím před 150 lety. V tomto ohledu tedy vápnění jistě nesplní jednoduchá očekávání.

Podobně je tomu i v případě pH půdní vody, které sice vzroste (Obr. D20 barevná příloha) ale nijak dramaticky. Vysvětlení je podobné jako v případě hliníku. Část H^+ iontů sice bude neutralizována přímou reakcí s CO_3^{2-} za vzniku CO_2 (zvýší se významně půdní parciální tlak), ale současně dojde k iontové výměně Ca a Mg za H^+ zachycené na iontové-výměnných místech půdy, které se dostanou do roztoku. Další část vodíkových iontů je uvolněna při přechodu sloučenin Al do nižších valencí a na nedisociované formy (podstata pufrace). Svůj vliv zde sehraje i huminové kyseliny a fulvokyseliny, které začnou přecházet na více disociované formy a opět uvolní část H^+ , které předtím vázaly v protonizované formě (Hruška 1999). Vzrůst pH tak bude po povápnění jen o cca 0,1 jednotky pH (z 3,85 na cca 3,95). V tomto případě by opět nejlepší výsledek přinesla výměna smrkového lesa za listnáče, kdy by pH vzrostlo na nejvyšší hodnoty ze všech diskutovaných případů. Stejně jako v minulém případě Al by nejlepší situace na-

stala, kdyby plocha byla zalesněna listnatým lesem již od minulého století (scénář „Buky od 1858“). Zde je nutno opět zdůraznit, že hodnota pH je výslednou hodnotou probíhajících procesů a ustavujících se rovnováh a vliv pH na zdravotní stav stromů není zdaleka rozhodující veličinou.

Koncentrace Ca a Mg v půdním roztoku po aplikaci dolomitického vápence samozřejmě vzrostou. V případě Ca však díky velkému zpětnému toku na výměnná místa (Ca má nejvyšší afinitu k výměnným místům) koncentrace Ca v půdní vodě nepřesáhne koncentrace modelované pro 70. a 80. léta (Obr. D20 barevná příloha), kdy díky vysokému vstupu H^+ z atmosféry jasně převažovalo vyplavování Ca z výměnných míst, zatímco po vápnění je tento proces právě opačný. Zde je nutno poznamenat, že v případě scénáře nahrazení smrků listnáči (scénář „Buky od 1999“) by se Ca v půdním roztoku významně snížilo, a to zejména proto, že po skokovém poklesu depozice H^+ v listnatém porostu (viz výše) by tlak na vymývání Ca z výměnných míst významně klesl, a proto by se snížila i jeho koncentrace v půdním roztoku. Teoretický listnatý scénář od poloviny minulého století by přinesl díky nižší depozici H^+ zejména v sedmdesátých a osmdesátých letech celkově nižší vymývání, a proto i vyšší koncentrace než současný stav bez vápnění, a jen asi o 30 % nižší koncentrace než při vápnění. Nárůst koncentrací při pozvolném vápnění by byl pravděpodobně mnohem příznivější než jednorázová dávka. Koncentrace Mg se chovají zcela analogicky k Ca, protože však aplikovaná dávka je relativně vyšší vůči zvětrávání než u Ca, došlo by pravděpodobně ke zvýšení v porovnání s dosud nejvyššími dosaženými koncentracemi.

Konečně se dostáváme k nejdůležitější veličině, a tou je poměr Bc/Al v půdním roztoku (Obr. D20 barevná příloha). V případě jednorázové aplikace se poměr skokově zvýší na hodnoty okolo 3 a během dalších 25 let se sníží opět o jednotku. Při postupném vápnění se během cca 8 let zvýší poměr na hodnotu 2 a za dalších 10 let na hodnotu 3. Tento scénář mnohem lépe odpovídá regeneraci půd po stejné křivce, po jaké došlo k poškození. Již po 5 letech po aplikaci se ale molární poměr dostává bezpečně nad kritickou hodnotu. Stejně tak by se nad hodnotou 1 poměr udržel při „vyměně“ smrků za listnáče v roce 1999. Stejně jako u ostatních parametrů je i na poměru Bc/Al vidět důležitá věc: Bc/Al se nezlepší na hodnoty, jaké měl poměr v minulém století, ale maximálně se zlepší na úroveň 50. let (stejně jako Al).

D.2.6. ZÁVĚRY

Shora popsané výsledky z krkonošských ploch jsou ve shodě jak s pozorováními ve světě, tak i několika málo obdobnými studiemi provedenými u nás. Pokračující pokles bazické saturace půd v budoucnu vyplývá ze studie, kterou uveřejnili Havel et al. (1996) pro povodí Jezeří v Krušných horách. Také pro Krkonoše byla na základě regionální studie odhadnuta rychlost osobně bazických kationtů z půd několikrát vyšší než jejich zvětrávání (Hruška 1997), což znamená pokračování půdní acidifikace,

stejně jako pro povodí Lysina ve Slavkovském lese (Obr. D14 barevná příloha).

Z porovnatelných světových lokalit je stejně pesimistický vývoj půdní acidifikace předpokládán v jižním Švédsku (Moldan et al. 1998, Moldan 1999), v Německu v pohoří Harz, v USA v pohoří White Mountains (Likens et al. 1996) a to přesto, že tamní podmínky byly v porovnání s našimi v minulosti vystaveny mnohem menší zátěží.

Jak již bylo popsáno v předchozích kapitolách, nelze obecně očekávat zlepšení stavu lesních půd po snížení emisí a depozic v 90. letech. Současný stav bude většinou konzervován, případně se bude nadále mírně zhoršovat. Alternativní cestou, jak ještě snížit depozice do lesních půd, by byla cílená změna dřevinné skladby směrem k listnatým dřevinám díky geochemickým rizikům vápnění. Připočteme-li nesrovnatelně příznivější chemismus rozkladu listnatého opadu, je reálná naděje na skutečné zlepšení stavu lesních půd na značné části lokalit, pokud klimatické a ostatní podmínky růst listnáčů v postižených oblastech dovolí.

Je tedy jisté, že na mnohých lokalitách se zastoupením melioračních dřevin předepsané vyhláškou MZe č. 83/1996 Sb. nevystačíme. Opatrně musíme pracovat i s termínem přirozený nebo přírodě blízký lesní ekosystém, protože ten může být v důsledku imisní situace neovlivnitelné lesním hospodářem značně vzdálen od potenciálního klimaxu.

Například za současné situace v místech, kde smrk byl přirozeně přítomný (potenciální klimax smrku), tedy ve vysokých horských polohách, jsou dnes podmínky pro jeho existenci nejhorší. Nežijeme totiž v přírodních podmínkách, ale ve světě silně změněném antropogenními vlivy. Zkušenosti našich předků zde téměř neplatí. Se zcela novou situací se musíme vypořádat podle poznatků, které jsme získali v posledních několika desetiletích. A v kontextu shora popsané reality se rýsuje ještě jedna cesta: Mimo přeměnu dnešních smrkových monokultur na lesy listnaté nebo převážně listnaté všude tam, kde smrkový les svým úhynem jasně prokázal nemožnost akceptovat dnešní stav půd a ovzduší a kde nepředpokládáme dostatečné snížení atmosférické depozice (Schwarz 1998), je možno ponechat některá území zcela bez jakýchkoliv zásahů. Tato možnost se nabízí zejména v národních parcích, kde by měly být preferovány přírodní procesy a kde zachování lesnické produkce není a nesmí být prvořadým zájmem. Přírodní procesy sice za poměrně dlouhou dobu, ale zcela neomylně ukáží, jaké složení ve-

getace je pro acidifikované horské podmínky akceptovatelné.

Z poslední části věnované modelování odezvy vápnění sice vyplývá, že z hlediska poměrů Bc/Al v půdní vodě by vápnění mělo splňovat svůj účel – udržení netoxických půdních podmínek. Je ovšem otázkou diskuse, zda tento přísný geochemický pohled nemá řadu negativních spolupůsobení, které není tato modelová předpověď schopna podchytit a které souvisí s biologickou odezvou a s dalšími chemickými reakcemi, které nejsou v modelu zahrnuty. Jedná se zejména o následující procesy:

- jednorázová dávka vápence vede k velmi rychlé dekompozici nadložního humusu, kdy se mineralizují sloučeniny dusíku, a to zejména na kyselinu dusičnou, která vyvolá další acidifikační stres, současně pak v humusu chybí rychle přístupný dusík, přestože v minerální půdě je ho nadbytek
- během rychlé dekompozice se tvoří huminové kyseliny a fulvokyseliny, které opět acidifikují svrchní vrstvy minerální půdy
- nadměrná alkalizace půd vede k dramatickým změnám v půdní fauně, kdy rychle klesá abundance acidofilních a oligotrofních druhů, které se ale během pozvolné acidifikace půd staly dominantními společenstvy a nemají v současnosti v půdě alternativu
- většina Ca a Mg se může zachytit již v humusových horizontech, které ale díky své vysoké výměnné kapacitě a malých interních zdrojích Al mají poměr Bc/Al příznivý i v půdách, kde je Bc/Al v minerálních půdách nepříznivý. Zachycené Ca a Mg pak podporují nadměrný výskyt trav, které dokáží tyto prvky udržet v dynamickém cyklu na povrchu půdy

Je nutno konstatovat, že uvedené procesy nejsou v modelu zahrnuty, a proto skutečná odezva půd v různých hloubkách nemusí s modelovou předpovědí zcela korespondovat. Přesto ale můžeme říci, že v trendech je modelová předpověď věrohodná a ukazuje, že vápnění malými dávkami je příznivější (pokud vůbec musí být vápnění prováděno) než jednorázové velké dávky.

Dynamické modelování prezentované v této studii na příkladu čtyř krkonošských ploch je cestou ke kvalifikované predikci půdních procesů a může být podkladem k objektivnímu posouzení budoucího vývoje stavu lesních půd.

D

D

Tab. D3:
Látkové toky bazických kationtů BC (Ca+Mg+K+Na) a Bc (Ca+Mg+K) na povodí Lysina v roce 1999. Kladné znaménko označuje zdroje a záporné znaménko propady (sinky) v ekosystému. Všechny údaje v meq/m²/rok.

D.3. Vliv lesnictví na acidifikaci a nutriční degradaci lesních půd

JAKUB HRUŠKA (ČESKÝ GEOLOGICKÝ ÚSTAV)

Shora popsané modelové výpočty nám umožňují i kvantifikaci vlivu současného způsobu lesního hospodaření na acidifikaci a látkové změny v půdách. Jak se vyvíjely látkové toky v půdách si ukážeme na příkladu dat z povodí Lysina ve Slavkovském lese. Zde byly v průběhu 90. let podrobně sledovány látkové toky a to na úrovni depozice (volná plocha i podkorunová depozice) půdních vod, půdního chemismu a povrchového odtoku i analýz vegetace (Krám et al. 1997, Krám 1997a, Hruška et al. 1996, Hruška et al. 1999, Hruška a Krám 2000, Hruška a Krám

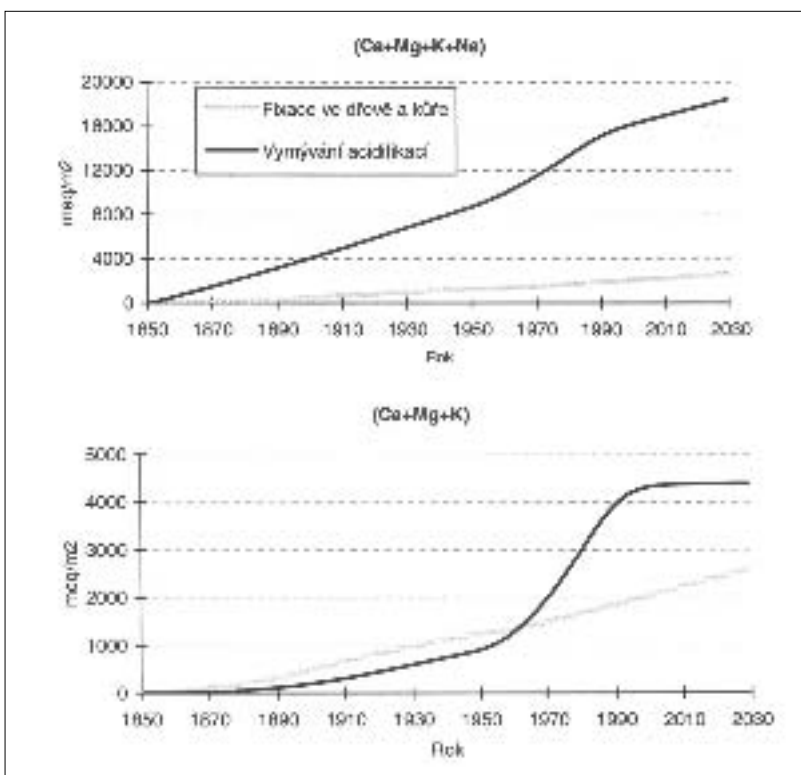
teristika povodí je uvedena v publikaci Krám et al. (1997). Povodí se nalézá ve vrcholové oblasti Slavkovského lesa (880 m n.m.) a je porostlé smrkovou monokulturou průměrného stáří 45 let (druhá generace hospodářského lesa). Půdy jsou podzolované hnědé lesní půdy na granitu s vysokým obsahem SiO₂ a malým obsahem Ca a Mg. Povodí leží převážně v 7. vegetačním stupni. Půdy jsou velmi kyselé, s velmi nízkou průměrnou bazickou saturací (mocnost 90 cm) 5%.

Při dlouhodobých biogeochemických výpočtech je nutno uvažovat i s faktem, že díky těžbě je z lesního ekosystému zejména z půd nevratně odčerpávána část bazických kationtů (Ca, Mg, Na, K), která by jinak v ekosystému zůstala a při rozkladu biomasy by se opět dostala zpátky do půdy. Dlouhodobou intenzivní těžbou je tento uzavřený cyklus rozpojen a systém tak nevratně ztrácí část zásoby bazických kationtů, které jsou důležité jako prvky bránící acidifikaci tak i jako významné živiny pro stromy.

Lesní ekosystém má dva hlavní zdroje veškerých prvků, a těmi je atmosférická depozice a zvětrávání půd a hornin. Hlavní propady (sinky) tedy mechanismy prvky odnášející jsou právě již zmínovaná těžba a další je odtok půdní vody, a posléze povrchové vody. Aktuální velikost těchto toků pro rok 1999 je uvedena v tabulce D10. Je nutno rozlišit jednak celkový tok bazických kationtů (BC=Ca+Mg+K+Na) a látkový tok biogenních bazických kationtů (Bc=Ca+Mg+K). Sodík (Na) sice hraje významnou roli v omezení acidifikace, protože na neutralizaci H⁺ se podílí stejně jako ostatní prvky, jako živina však má zanedbatelný význam. Čistá fixace Bc v biomase je pak téměř shodná s BC, protože v kůře a dřevu se téměř žádný Na neukládá.

Obr. D21: Kumulativní látkové toky sumy celkových bazických kationtů (Ca+Mg+K+Na) a živinných bazických kationtů (Ca+Mg+K), které jsou nevratně odnášeny z ekosystému vymýváním z půd a fixací v odtěžené biomase kmenů a kůry smrků. Model MAGIC 1850-2030.

1994, Krám et al. 1999). Na základě těchto dat byl také zde nakalibrován model MAGIC pro toto povodí. Na rozdíl od ostatních ploch (Krkonosy) zde byla provedena kompletní chemická analýza jednotlivých částí smrků – dřevo kmene, kůra kmene, větve, jehličí a kvantifikace zásob a průměrného ročního příjmu a trvalé fixace Ca, Mg, Na, K (Krám et al. 1997, Krám 1997a). Byla provedena i analýza dalších prvků (N, C, P, Al a stopových prvků). V této kapitole se ale budeme zabývat jen bazickými kationty, které mají z hlediska velikosti látkových toků - i acidifikace - největší význam. Detailní charak-



Tabulka D3 zachycuje aktuální stav, a pokud bychom sečetli zdroje a propady, dostaneme výsledek, že z ekosystému více bazických kationtů odchází, než se do něj dostává. Systém je tedy mimo rovnováhu a má pozitivní takzvaný čistý látkový tok bazických kationtů (ekosystém v tuto chvíli opouští víc bazických kationtů, než se do něj dostává). Tento rozdíl jde na vrub acidifikace, a tímto mechanismem se v půdách snižuje nasycení iontově výměnného komplexu. Rok 1999 již reprezentuje rok s velmi sníženou atmosférickou depozicí oproti osmdesátým letům, kdy byla depozice největší. Tehdy byl čistý odnos z iontově-výmenného komplexu mnohem vyšší, protože do systému vstupovalo více kyselin a tlak na vytěšňování bazických kationtů byl větší. Zde je nutno si uvědomit, že tento mechanismus je umožněn skutečností, že zvětrávání během holocénu postupně sytilo iontově-výmenný komplex půd a antropogenní vlivy je během posledního zhruba půlstoletí dokázaly velmi efektivně z ekosystému odstranit a to částečně odtěžením biomasy stromů, ale hlavně vymytím acidifikací do podzemních a povrchových vod.

Z vypočtených látkových toků pro období 1851-2030 lze sestavit dva velmi zajímavé grafy (Obr.

D21). Jedná se o kumulativní toky odnosu BC (Ca+Mg+Na+K) jednak z iontové výměnného komplexu půd vlivem acidifikace do podzemních a povrchových vod a dále o fixaci v biomase, která je z ekosystému odvážena během těžby. Pokud budeme uvažovat pouze BC, tak je tok z iontové výměnného komplexu výrazně vyšší než fixace v biomase (fixace je asi 15 % odnosu) a intenzivní lesní hospodaření tak zhruba 15 % přispělo k celkové acidifikaci. Pokud ale budeme uvažovat jen odnos biogenních bazických kationtů ($Bc=Ca+Mg+K$), pak fixace v odtěžené biomase se stává významným mechanismem ochuzování půd. Jak již bylo uvedeno, sodík, i když se podílí významně na neutralizaci, má ale velmi malou afinitu k iontové-výměnným místům a rychle z nich odchází, a tvoří tak značnou část toku BC z iontové-výměnného komplexu.

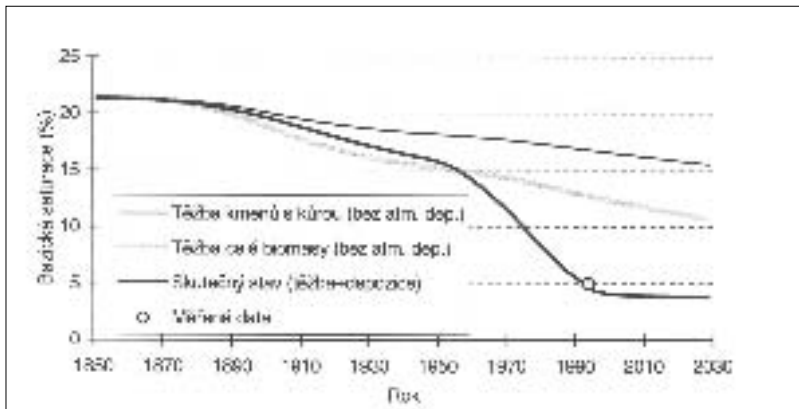
V obou případech byl tok z iontové-výměnného komplexu nejvyšší v období nejvyšších depozic síry (50.–80. léta), i když nárůst byl kryt hlavně vytěšňováním Ca a Mg a křivka odpovídá inverznímu průběhu poklesu bazické saturace půdy. Protože v budoucnu bude depozice acidifikujících sloučenin stagnovat na relativně nízkých hodnotách, nebude takový tlak na vymývání zbytku Bc a tento tok se výrazně zmenší (kumulativní křivka bude plochá). Naproti tomu fixace Bc v biomase bude pokračovat zhruba stejnou rychlostí (pokud les neuhynie) a bude tak v budoucnu „dohánět“ kumulativní odnos Bc z iontové-výměnného komplexu. Zatímco dnes je tento podíl na současném stavu asi 25 % (Obr. D21), v blízké budoucnosti se může lesnictví stát dominujícím mechanismem ochuzujícím půdy o Ca, Mg a K v citlivých oblastech, tedy v oblastech s nízkou přirozenou zvětrávací rychlostí. Povodí Lysina je typickým příkladem takové lokality, kde se pak poměry Bc/AI v půdním rozloku mohou v budoucnu zhoršovat i bez výrazného vlivu kyselé depozice. Pokud trend velikosti depozice i růstu lesa bude pokračovat, okolo roku 2030 by lesnictví přispělo již zhruba 40 % k dlouhodobému ochuzení půd.

Na celý problém vyčerpávání Ca, Mg a K z půdy se můžeme podívat ještě z jiné strany. Následující tabulka D4. ukazuje průměrnou roční fixaci těchto prvků v biomase stromů (data z povodí Lysina, Slavkovský les, Krám 1997a) v 45 letém porostu, a to v jednotlivých částech stromu.

Největší množství Bc (Ca+Mg+K) je obsaženo v asimilačním aparátu, zejména množství draslíku je zde největší ze všech částí smrku. Další části se pak podílejí na průměrné roční fixaci vcelku rovnoměrně. Důležité je si ale uvědomit, že v případě lokalit s malou rychlostí zvětrávání, jakou je povodí Lysina ve vrcholové granitové části Slavkovského lesa, je průměrná roční fixace Ca, Mg a K velmi podobná rychlosti zvětrávání těchto prvků. Příjem prvků stromy byl 36,8 meq/m²/rok, a zvětrávání podloží bylo odhadnuto na celkových 40 meq/m²/rok. Rostoucí hospodářský smrkový les je tedy na citlivém stanovišti schopen odčerpat téměř celou kapacitu zvětrávacích procesů, které jsou dominantním přírodním zdrojem těchto prvků pro celý ekosystém. Pokud je tato zásoba v nadzemní biomase těžbou zcela odstraněna mimo ekosystém, je nevratně ztracena velká zásoba Ca, Mg a K, která

by se v přirozeném ekosystému po odumření stromů vrátila zpět do půdy. Tímto mechanismem vysoce produkční lesnictví velmi přispívá k acidifikaci a degradaci půd.

Jak by taková lesnictvím indukovaná acidifikace probíhala, za předpokladu velmi nízké kyselé depozice, je znázorněno na obr. D22. Pro simulaci vývoje nasycení půd bazickými kationty byl opět použit model MAGIC, aplikovaný na povodí Lysina. V prvním scénáři (celá biomasa,



Obr. D22) byla použita průměrná fixace Bc celou nadzemní biomasou a její odstranění těžbou. Tomuto scénáři odpovídá lesnická praxe, při které jsou kmeny s kůrou odvezeny a na pasece jsou větve s jehličím spaleny na hromádách. Část popela sice zůstane na místě, ale je soustředěna na velmi malém území a velká část bývá splavena při prudkých deštích do vodotečí.

Druhý scénář simuluje odvoz kmenů s kůrou a rozptřeni zbytků biomasy na terén (kmeny s kůrou, Obr. D22).

V obou případech pak je použita stejná atmosférická depozice, a to depozice odhadnutá jako preindustriální tedy taková, která pravděpodobně ekosystém nijak nepoškozovala. Jak je jasné z obr. D22, při prvním způsobu pěstování a těžby dojde během modelovaných 170 let, tedy vlastně necelých dvou obměn hospodářského smrkového lesa ke značnému poklesu bazické saturace půdy (z 21 % na cca 11 % v roce 2030) pouze vlivem lesnického hospodaření! V druhém, šetrnějším případě, by bazická saturace půdy poklesla v roce 2030 na 16 %.

Ze shora uvedených výpočtů, měření a simulací je zřejmé, že vysoce produkční smrkové hospodaření na přirozeně citlivých lokalitách, které mají nízké zvětrávací rychlosti, významně přispívá k acidifikaci a degradaci lesních půd a že samo lesní hospodářství by v budoucnu silně acidifikovalo a degradovalo citlivější lesní půdy i bez příspěvu imisí. Jak vyplývá z obr. D22, jeho podíl je významný i v kombinaci s imisemi, které acidifikaci půd urychlily a prohloubily. Tento reálný stav, který zahrnuje jak fixaci bazických kationtů ve stromech, tak účinky depozice okyselujících sloučenin, reprezentuje černá silná čára na obr. D22, která je výsledkem kalibrace modelu MAGIC na základě měřených dat o depozici a půdním chemismu.

V postižených oblastech by lesní hospodaření mělo být upraveno následujícím způsobem, kte-

D

Obr. D22: Vývoj bazické saturace půdy na povodí Lysina, Slavkovský les simulovaný modelem MAGIC pro léta 1850-2030 s různými scénáři atmosférické depozice a lesního hospodaření.

D

rý by ztráty bázi co nejvíce snižoval:

- mělo by se prodloužit obmýtí (smrky mají absolutně nejvyšší příjem Bc zhruba v období tvorby zápoje porostu, pak fixace klesá)
- lesy by měly být pěstovány rozvolněnější, aby celková biomasa hrubí byla nižší a nevratná fixace tedy menší
- při těžbě by měla být z lesa odvezena pouze využitelná hmota kmene zcela bez kůry, větví a jehličí. Vodivá pletiva obsahují v relativně malém objemu velké množství Bc a musí být ponechána v lese. Zbylá biomasa by neměla být pálena, ale

ponechána pro volnou přirozenou dekompozici

Celý problém je ještě umocněn skutečností, že depozice dusíku a pravděpodobně i zvýšení průměrných teplot výrazně akcelerovaly během posledních zhruba 50 let přírůst. Puhe a Ulrich (2001) uvádějí, že produkce středoevropských smrkových lesů se zvýšila o 20 % od roku 1950 a předpokládají další nárůst produkce, zhruba o dalších 20 % během dalších 30 let. V takovém případě bude lesnictví velmi přispívat k okyselování půd i v budoucnu.

D.4. Zonace území KRMAP na základě multikriteriální analýzy faktorů prostředí a zdravotního stavu lesa

**MARTIN ČERNÝ, ŠÁRKA HOLÁ, PAVEL MORAVČÍK
(IFER, JÍLOVÉ U PRAHY)**

Následující příspěvek je zkrácenou verzí studie „Poškození lesů a související faktory prostředí v Krkonošském národním parku“ (Černý et al. 1998, IFER), která byla financována holandskou nadací FACE.

Důvodem zařazení studie je demonstrování pokročilých postupů při konstrukci zonace ekologických pásem. Taková zonace území podle ekologického stresu odpovídá lépe skutečnému stavu lesa než subjektivně vymezená pásma poškození. Tato metodika představuje kvalitativně nový analytický přístup k ekosystémové analýze a nové možnosti využití dostupných dat a vědomostí pro potřeby lesnického výzkumu.

D.4.1. CÍL STUDIE

Cílem projektu bylo:

- analyzovat a zpracovat existující geografické datové vrstvy, dostupné na Správě KRMAP a týkající se životního prostředí a lesů v KRMAPu společně s daty monitoringu stavu lesů, IFER;
- zpracovat multikriteriální analýzu celé dostupné databáze vrstev GIS a analyzovat vztah mezi životním prostředím a stavem lesního ekosystému a navrhnout zonaci území KRMAP na základě různých úrovní faktorů ohrožujících lesní ekosystémy;
- připravit výsledné vrstvy GIS pro přímé zavedení do praxe v oblasti lesnictví a ochrany přírody

D.4.2. MATERIÁL A METODY

Krkonoše (51° severní šířky, 15° východní délky) jsou součástí Sudet s nadmořskou výškou pohybující se mezi 400 - 1600 m n. mořem. Krkonoše byly vyhlášeny Národním parkem v roce 1959 na polské straně a v roce 1963 na české straně. V roce 1992 se celé pohoří stalo biosférickou rezervací UNESCO.

Prvním postupovým krokem řešení bylo shromáždit dostupné informace o území. Byly proto shromážděny následující datové soubory a mapové vrstvy:

- Obecná data o území Krkonoš - digitální terénní model terénu a klimatická data
- Výsledky pozemního monitoringu zdravotního stavu lesa prováděné podle rozšířené metodiky ICP Forest (1992-1997). Data získávaná při monitoringu zdravotního stavu lesů mají charakter bodového šetření. V průběhu zpracování dat byly tyto údaje transformovány do GISových rastrů, které byly následně použity v dalších GISových analýzách.
- Výsledky měření depozice v letech 1994-1995 (Agnos, zadavatel MŽP). Atmosférická depozice byla měřena v soustavě ploch lokalizovaných v lesních porostech i na volné ploše. Data celkové depozice byla zpracována prostorovou analýzou do interpolovaných rastrových map.
- Celkový odnos, zvětrávání a vyplavování chemických prvků - v separátní studii (Hruška 1997) byly kvantifikovány hlavní geofyzikální a chemické procesy. Celkový výstup chemických prvků byl kalkulován z celkového množství vody v povrchových tocích a koncentrací jednotlivých chemických prvků v povrchové vodě. Byla zpracována mapa ve formě rastrů zahrnující kvantitativní charakteristiky jednotlivých biochemických procesů.
- Údaje dálkového průzkumu zdravotního stavu lesa - byly zpracovány satelitní snímky Landsat TM z let 1984, 1986, 1990, 1992.
- Vegetační mapy: a) aktuální vegetace 1992, b) lesnická porostní mapa, c) genetická klasifikace porostů, d) mýtní těžby v periodě 1979-1995.
- Stanovištní mapy - mapa lesních typů a z ní pak následně odvozená mapa půd. Do této skupiny patří také geologická mapa
- Data hospodářské úpravy lesů - Tato data jsou hlavním zdrojem informací pro praktické hospodaření v lesích.
- Existující mapové vrstvy byly v různých datových formátech (SPANS, Arc/Info, Surfer atd.). Na začátku zpracování bylo proto nutné vektorová a rastrová data převést z jiných softwarových systémů do formátu SPANS. GIS SPANS (TYDAC) je vhodný nástroj pro analýzu a modelování dat.

K tomu, aby byly zjištěny vztahy mezi údaji o zdravotním stavu lesů a proměnnými charakterizujícími prostředí, byla provedena statistická analýza bodových dat. Byly použity následující metody: korelační analýza, faktorová analýza a regresní analýza.

V rámci řešení projektu byly použity některé postupy rastrového modelování s cílem agregovat a generalizovat data. Ze série GIS vrstev ve formě rastrů (například defoliace v letech 1993–1997) byly vypočteny rastry s průměrnými hodnotami a dynamikou. Dynamika charakterizuje vývoj jednotlivých pixelů v čase popsaných lineární regresí. Výsledný rastr pak obsahuje hodnoty směrnice regresní přímky.

Zpracování připravených rastrových podkladů bylo provedeno multikriteriální analýzou, což je metodický postup umožňující kombinovat řadu GIS vrstev obsahujících kvalitativně odlišnou informaci (například defoliaci porostů s údaji o výskytu sekundárních výhonů apod.). V rámci této studie bylo cílem multikriteriální analýzy vyhodnotit soubor existujících GIS vrstev a zpracovat ekologickou zonaci pro území KRNAP.

Zdravotní stav porostů je v podstatě abstraktním pojmem a nemůže být zjišťován přímým šetřením. Namísto toho existuje soubor indikátorů, který ve svém souhrnu umožňuje zdravotní stav posoudit. Jednotlivé indikátory (například defoliace porostů) jsou přímo zjistitelné a jsou doplněny konkrétním metodickým postupem. Metodou multikriteriální analýzy je možné souborně zpracovat všechny GIS vrstvy specifikující údaje jednotlivých indikátorů v jedné úloze. Každé vrstvě je přiřazena statistická váha zohledňující význam indikátoru a také přesnost a spolehlivost jeho zjišťování. Hodnota statistické váhy je stanovena na základě kvalifikovaného odhadu podpořeného předběžným zpracováním dat metodami faktorové analýzy. Jednotlivé vrstvy jsou dále reklasifikovány jednotným a reprodukovatelným způsobem tak, že mapované území je rozděleno na percentily a ty jsou klasifikovány v rozmezí od jedné do sta.

V rámci studie byly zpracovány dvě úlohy multikriteriální analýzy. Jedna z nich byla zaměřena na rozčlenění území KRNAP podle zdravotního stavu lesa a druhá podle úrovně ekologického stresu. Na základě provedených analýz byla zpracována zonace parku.

D.4.3. VÝSTUPY PROJEKTU

V rámci řešení projektu bylo vytvořeno 114 nových vrstev rozšiřujících stávající GIS KRNAP. Existující metadatabáze byla odpovídajícím způsobem rozšířena o nové údaje a byl rovněž vytvořen nový softwarový nástroj usnadňující práci s ní. V průběhu řešení projektu bylo vytvořeno několik dalších softwarových nástrojů obecnějšího použití a byl také vytvořen software usnadňující využití dat v praxi.

D.4.3.1. Zonace parku podle ekologické zátěže a podle zdravotního stavu lesů

Jedním z hlavních výstupů studie byla provedená zonace parku podle míry ekologické zátěže a podle zdravotního stavu lesů. Pro zonaci byly vybrány geografické vrstvy, které mají vysokou vypovídací schopnost. Pro výběr vhodných vrstev

byly použity pokročilé metody statistické a geografické analýzy, jež jsou popsány v předchozích kapitolách. Pro vlastní zonaci byly použity vrstvy uvedené v Tab D5. Důležité je, že každá provedená zonace je založena na samo-

D

ZDRAVOTNÍ STAV LESA	EKOLOGICKÝ STRES
dynamika barevných změn	depozice H^+
dynamika defoliace horní třetiny koruny	depozice SO_4
dynamika defoliace celé koruny	hmotnost povrchového humusu
intenzita barevných změn	obsah Ca v jehličí letorostů
procento stromů s barevnými změnami	obsah Mg v jehličí letorostů
defoliace horní třetiny koruny	obsah N v jehličí letorostů
defoliace celé koruny	vyplavování Al z půdního profilu
procento stromů s podvrcholovou dírou	koncentrace NO_x v ovzduší
výskyt sekundárních výhonů	obsah Ca v minerální půdě
výskyt odumřelých vršků	výměnná kationtová kapacita v minerální půdě
	obsah Mg v minerální půdě
	výměnná kyselost
	koncentrace SO_2 v ovzduší

statním souboru dat. Z toho plyne, že vytvořené zóny jsou na úrovni vstupních dat mezi sebou nezávislé.

Vlastní zonace je založena na metodách multikriteriální analýzy, pomocí které je možné zohlednit význam (váhu) jednotlivých vrstev, které vstupují do analýzy. Výsledky zonace jsou uvedeny na následujících obrázcích (Obr. D23, Obr. D24 barevná příloha). Vytvořené zóny jsou značně podobné, což znamená, že datové vrstvy reprezentující ekologický stres dobře korelují se stavem lesa. Aplikovaná metoda tedy umožňuje spolehlivě vymezovat kumulativní vliv prostředí na stav lesa. Zároveň se ukázalo, že objektivně provedená zonace podle míry ekologického stresu odpovídá na některých lokalitách lépe skutečnému stavu lesa než např. doposud používaná pásma ohrožení.

D.4.4. ZÁVĚR

Uvedená studie demonstruje aplikaci pokročilé technologie pro geografické informace, která je obecně použitelná pro analýzu na úrovni regionu jakékoliv velikosti (lesní oblast, pohoří, plocha České republiky).

Na základě multikriteriální analýzy byla zpracována zonace parku podle faktorů prostředí (ekologický stres) a podle charakteristik zdravotního stavu lesů. Oblasti s různou mírou ekologického stresu dobře korelují se skutečným stavem lesních porostů. To dokládá, že metoda multikriteriální analýzy umožňuje objektivní zonaci území na základě souhrnného vyhodnocení více faktorů, které spoluvytváří ekologickou zátěž pro lesní ekosystémy.

Tab D5:
Seznam vrstev GIS
použitých
v multikriteriální
analýze

E

E. Návrh systému opatření regenerace lesních půd

E.1. Rajonizace ohrožených oblastí s ohledem na praktické postupy regenerace lesních ekosystémů

**JAKUB HRUŠKA, TOMÁŠ NAVRÁTIL, PAVEL MORAVČÍK,
EMIL CIENCIALA (ČESKÝ GEOLOGICKÝ ÚSTAV, IFER)**

E.1.1. ZDŮVODNĚNÍ POTŘEBY NOVÉHO PŘÍSTUPU K RAJONIZACI ÚZEMÍ OHROŽENÝCH KYSELOU DEPOZICÍ

Za současného stavu je zonace lesů prováděna na základě vyhlášky 78/1996 Sb. podle tzv. „pásem ohrožení“. Pásmo ohrožení je definováno jako „území s obdobnou dynamikou zhoršování zdravotního stavu lesních porostů charakterizované stupněm poškození těchto porostů imisemi se zařazuje do pásma ohrožení lesních porostů imisemi“ (dále jen „pásmo ohrožení“).

Pásmo ohrožení ovlivňuje celý soubor lesopěstebních opatření a také dotace do hospodaření v lesích.

Lze však uvést více výhrad ke koncepci pásem ohrožení a ke způsobu jejich vylišování:

1. Podle definice pásem ohrožení je základním faktorem pro jejich vylišení rychlost zhoršování zdravotního stavu lesa. Tato teorie byla opodstatněná v relativně krátkém období, kdy docházelo k plynulému zhoršování stavu lesa, a tak podle rychlosti bylo možné soudit na intenzitu působení nepříznivých vlivů. Dnes jsme však konfrontováni se situací, kdy se stav lesa v řadě oblastí zlepšuje (viz např. zpráva „Monitoring zdravotního stavu lesa v České republice“, Ročenka programu ICP Forests 2000, VÚMLH, str. 39, kde uvedené mapy dokládají, že zdravotní stav lesů v České republice se od roku 1994 do roku 1998 zřetelně zlepšil). Je také zřejmé, že se stav lesa nemůže zhoršovat donekonečna. Za této situace je definice podle rychlosti zhoršování stavu lesa neaktuální a nevhodná.

2. Pásmo ohrožení jsou vylišována podle stavu lesa, který je důsledkem působení řady faktorů. Vymezování pásem ohrožení podle důsledku a ne podle příčiny nevytváří předpoklad pro hospodaření, které by na kritických místech poškození lesů předcházelo.

3. Vymezování pásem ohrožení podle důsledku (tj. podle stavu lesa) snímá do značné míry odpovědnost za stav lesa z lesního hospodáře. Je známo, a je to uvedeno na více místech v předkládané studii, že v současných podmínkách může být acidifikace prostředí umocněna nevhodnými pěstebními opatřeními. Na druhé straně však existuje řada opatření, která může lesní hospodář aplikovat, a tak acidifikaci omezit nebo eliminovat. Je nutné uvést, že vápnění je jen jedním z mnoha dostupných opatření.

4. Je patrné, že současné problémy poškozených lesních porostů (západní Krušné hory, Orlické hory) mají svůj původ v místně specifické kombinaci faktorů prostředí. Zmíněná ohniska navíc nemají zcela jasnou souvislost s pásmem ohrožení. Problémy zdravotního stavu lesů od-

povídají charakteristice tzv. „nového poškození lesů“ popisovaného na území Evropy v 80. letech. Pro tyto druhy poškození lesů se uvádí jako důležitá právě kombinace místně specifických faktorů. Při vylišování pásem ohrožení se právě místně specifické kombinace neberou v úvahu. 5. Z výsledků vědeckého zkoumání (zejména mimo Českou republiku) vyplývá závěr, že současný stav depozice látek plošně mění stav prostředí, a ovlivňuje tak stanovištní podmínky. Velikost změn je úměrná kumulované a aktuální velikosti depozice a míře odolnosti půd, která je silně závislá na geologickém podloží.

6. Z předchozího bodu je zřejmé, že právě tyto dva faktory tedy: a) velikost depozice okyselujících látek a b) odolnost lesních půd tvoří podmínky, které ovlivňují míru poškození lesů kyselou depozicí. Tyto dva faktory by proto měly sloužit jako základ pro vymezení oblastí s různou mírou ohrožení kyselou depozicí.

7. Předkládaná studie zároveň uvádí příklad (viz např. Krkonoše), kdy zonace území podle ekologického stresu odpovídá lépe skutečnému stavu lesa než subjektivně vymezená pásma ohrožení (viz část D4).

8. Provedení zonace podle odolnosti prostředí a velikosti depozice je po technické stránce poměrně dobře zvládnuto a na řadě případů ověřeno. Jedná se o objektivní systém, jehož výpočtová schopnost lze jednoduše zvyšovat doplněním informací z hustější sítě bodů.

Na základě těchto informací je zřejmé, že je zapotřebí změnit současný způsob vymezování pásem ohrožení, a pro tato nově vylišená pásma definovat vhodná nebo přípustná/nepřípustná opatření. V následujícím textu je předložen návrh nového přístupu k rajonizaci území z hlediska odolnosti a ohroženosti acidifikací. Tento návrh vychází z reálně dostupných údajů a používá ověřené postupy kombinace zvažovaných faktorů nástroji geografických informačních systémů (GIS).

E.1.2. VYMEZENÍ OBLASTÍ OHROŽENÝCH DLOUHODOBOU ACIDIFIKACÍ A EUTROFIZACÍ PŮD

Tato část obsahuje návrh nové rajonizace území ČR, která je na rozdíl od dosavadních pásem ohrožení založena na schopnostech půd odolávat nebo podléhat acidifikaci a eutrofizaci lesních půd. Je konstruována tak, že vymezuje nástroji GIS oblasti, které jsou přirozeně citlivé a ty oblasti, které jsou zatíženy vysokou atmosférickou depozicí síry a dusíku. V oblastech, které budou vymezeny jako velmi citlivé a citlivé, bude nutno začít neodkladně s lesnickými postupy, které mohou nastartovat alespoň částečnou samovolnou regeneraci půd způsobu, jejichž podstata a principy fungování byly popsány v předchozích kapitolách.

E.1.2.1. Predispoziční faktory

Jak již bylo popsáno v předchozích kapitolách, účinek kyselé depozice na lesní ekosystémy je závislý jednak na velikosti depozice, dále na přirozené citlivosti ekosystému (zejména půdního prostředí) a na způsobech lesnického hospodaření. Velikost atmosférické depozice a lesnické hospodaření jsou veličiny lidskou činností změnitelné, přirozená citlivost nikoliv. V této kapitole jsem se zaměřil na vymezení oblastí České republiky, které jsou přirozeně citlivé a kde bude nutno v maximální míře uplatnit takové způsoby hospodaření, které nebudou akcelarovat další poškozování půdního prostředí a zpět nou vazbou i lesní porosty samotné. Přirozená citlivost prostředí vůči kyselé depozici je určena zejména vlastnostmi horninového a půdního prostředí (půdní druhy, půdní substrát) a klimatickými podmínkami (srážkové poměry, teplota vzduchu).

(i) Množství srážek

V místech, kde je nevyšší srážkový úhrn, dochází k největšímu odnosu (vyplavování) kationtů z půdy do podzemních a povrchových vod, půdní komplex je obvykle málo nasycený a zásoba prvků, majících svůj původ ve zvětrávání půdy a hornin, je malá. V místech s vysokými srážkami je také trvale vlhká půda a dobré podmínky pro tvorbu huminových kyselin a fulvokyselin, které přirozeně okyselují půdní profil. V tabulce č. 1 jsou průměrné srážkové úhrny rozděleny do 4 kategorií, nejvyšší kategorie pak znamená nejvyšší citlivost z hlediska okyselování. Tab. E1: Kategorizace srážkových úhrnů (primární nekategorizovaná data ČHMÚ Praha)

(ii) Průměrná teplota

Dalším důležitým klimatickým faktorem je průměrná roční teplota. V oblastech s vyšší průměrnou teplotou jsou lepší podmínky pro zvětrávací procesy, a tedy relativně vyšší přísun látek ze zvětralin do půd (jedná se zejména o zvětrávání bazických kationtů – Ca, Mg, Na, K). Naopak v místech s nižšími teplotami je zvětrávání nízké a zásobením půdního komplexu pomalé, což činí tyto oblasti náchylné k poškození antropogenní acidifikací.

(iii) Půdní druhy

Nejdůležitějším stupněm při neutralizaci kyselé depozice jsou bazické kationty v iontově-výměnném komplexu půd. Na území, kde mají půdy vysoký obsah bazických kationtů, není kyselá depozice velkým nebezpečím. Naopak, v místech s přirozeně nízkou bazickou saturací se vliv kyselé depozice a dalších acidifikujících mechanismů (intenzivní pěstování smrkových monokultur) projeví rychle a málo reverzibilně. Půdní druhy (Tab. E3) jsou opět seřazeny od nejodolnějších k nejcitlivějším.

(iv) Půdní substrát

Dalším faktorem, který významně ovlivňuje pufrační schopnost půd je půdotvorný substrát (Tab. E4). Ve vlastnostech zvětralin a uloženin se odráží vlastnosti půd z nich vzniklých, tedy na chudých substrátech nemohou vzniknout půdy bohaté na bazické kationty ani při vhodných klimatických podmínkách (Tab. E1-2).

E.1.2.2. Metodika zpracování mapy citlivosti

Použitá metoda reklasifikuje typy půd, druhy půd, průměrné teploty a srážkové úhrny do menšího počtu kategorií. Pro každou ze základních map byly zvoleny 4 kategorie citlivosti prostředí vůči acidifikaci: 1. Odolné, 2. Málo citlivé, 3. Citlivé, 4. Velmi citlivé.

KATEGORIE	SRÁŽKOVÉ ÚHRNY V MM ZA ROK
1 Odolné	401 – 600
2 Málo citlivé	601 – 700
3 Citlivé	701 – 750
4 Velmi citlivé	750 a více

KATEGORIE	PRŮMĚRNÉ ROČNÍ TEPLOTY VE °C
1 Odolné	8,1 – 10
2 Málo citlivé	5,1 – 8
3 Citlivé	2,1 – 5
4 Velmi citlivé	0,1 – 2

KATEGORIE	PŮDNÍ DRUH
1 Odolné	Hnědozemě modální ze spraší, prachovic a polygenetických hlín se sprašovou příměsí Černozemě modální a karbonátové ze spraší Rendziny a pararendziny z vápenců a opuk, lokálně residuální pelosoly Smonice modální ze slinitých jíílů Černozemě vertické ze slinitých jíílů s pelozeměmi Černozemě luvické ze spraší Šedozezemě ze spraší s černozeměmi a hnědozeměmi Černozemě pelické (často stagnické) ze slínů s pelozeměmi
2 Málo citlivé	Pseudogleje modální z polygenetických hlín, terciálních a jiných substrátů Kambizemě modální, eubazické až mesobazické, z pevných a zpevněných hornin Luvizemě modální z prachovic a z polygenetických hlín s eolickou příměsí Pseudogleje luvické a přechody k luvizemím z prachovic Kambizemě eutrofní z transportovaných zvětralin bazických a ultrabazických hornin Fluvizemě modální, převážně z bezkarbonátových nivních sedimentů Kambizemě pelické až pelozemě - včetně stagnických Kambizemě modální až eutrofní z pevných neutrálních až bazických hornin Kambizemě stagnické (mesobazické a oligobazické) ze svahovin Černice modální ze svahovin a nivních sedimentů Luvizemě z lehkých substrátů Černozemě z lehkých substrátů s regozeměmi a kambizeměmi Hnědozemě stagnické ze sprašových substrátů a polygenetických hlín, často uložených nad těžkým podloží Černice glejové ze svahovin a nivních sedimentů Černice z lehkých substrátů
3 Citlivé	Kambizemě dystrické z pevných a zpevněných hornin Kambizemě stagnické (eu a mesobazické) ze svahovin Pseudogleje pelické z jíílů, z odvápněných slínů Rozsáhlejší areály organozemě s gleji Kambizemě arenické z písků a šterkopisků (teras) Fluvizemě glejové, z bezkarbonátových nivních sedimentů Gleje ze svahovin a nivních sedimentů
4 Velmi citlivé	Podzoly kambické z pevných a zpevněných hornin Podzoly arenické s regozeměmi arenickými z písků Území změněná důlní činností a antroposoly

3. Citlivé a 4. Velmi citlivé. (Tab. E1-4). Po spojení všech 4 map pomocí software Arcview byla přiřazena každému z výsledných polygonů hodnota v rozmezí od 4 do 16. Pro výslednou mapu, (Obr. E1 barevná příloha) pak bylo toto rozmezí lineárně rozděleno opět do 4 kategorií.

Jako nejcitlivější oblasti České republiky, vzhledem k riziku acidifikace půd, byly touto metodou vyhodnoceny: Šumava, Novohradské hory, nejvyšší partie Českého lesa, Slavkovského lesa, hřebeny Krušných hor (i když ty ne zcela kompletně), Jizerské hory, Krkonoše, Orlické hory, Kralický Sněžník, Jeseníky, pouze malé oblasti Beskyd, vrcholová část Žďárských vrchů, a ko-

E

Tab. E1:
Kategorizace srážkových úhrnů (primární nekategorizovaná data ČHMÚ Praha)

Tab. E2:
Kategorizace průměrných ročních teplot (primární nekategorizovaná data ČHMÚ Praha)

Tab. E3:
Kategorizace půdních substrátů (primární nekategorizovaná data ČZU)

E

nečně malá oblast Javořické vrchoviny. Nižší přirozenou citlivost (stupeň 3 – Citlivé) pak mají zejména Beskydy, části Českomoravské vysočiny, Brdy a podhůří hor spadajících do kategorie 4 – Velmi citlivé). O velkých oblastech České re-

KATEGORIE	CELKOVÁ DEPOZICE SÍRY	CELKOVÁ DEPOZICE DUSÍKU
1 Nízká	<10	<5
2 Střední	10-15	5-10
3 Vysoká	15-20	10-15
4 Velmi vysoká	>20	>15

Nahoře tab. E5:

Rozdělení velikosti atmosférické depozice.
Depozice v kg/ha/rok.

kteřá nespadá do nejcitlivějších podle shora uvedeného vymezení. Naopak, relativně nízká depozice v přirozeně citlivých oblastech je může posunout do relativně méně ohrožených oblastí.

Proto jsme velmi podobným způsobem jako mapu přirozené citlivosti zpracovali i mapy relativních depozic síry a dusíku podle údajů z roku 1999 (zobrazeny v kapitole A2). Jak vyplývá z tabulky E5, byly opět použity čtyři relativní třídy, kde třída 1 znamená nejnižší depozici a třída 4 nejvyšší depozici.

Obě mapy jsou pak na obrázcích E2 a E3 (barevná příloha). Nejnižší depozici síry mají jižní a jihozápadní oblasti České republiky, které jsou málo ovlivněny lokálními zdroji a převládající směr západních větrů nepřináší ze západní Evropy mnoho síry. Střední velikost depozice síry je typická pro hustěji zalidněné oblasti s menšími průmyslovými zdroji a také pro oblasti nacházející se ve směru převládajících větrů od velkých energetických a průmyslových celků v severozápadních Čechách či v Polsku a bývalé NDR a dále pak oblasti, kam se dostávají emise z Ostravska. Depozice síry, kterou lze hodnotit jako vysokou, najdeme v bezprostředním okolí velkých zdrojů a také ve středních nadmořských výškách nedaleko a ve směru převládajících větrů od těchto zdrojů. Najdeme ji také v horských oblastech, které byly odlesněny a suchá depozice síry zde nehraje tak velkou roli jako v zalesněných oblastech. Velmi vysokou depozici síry pak najdeme zejména v nejvyšších nadmořských výškách pohoří na severu České republiky, kde je kombinace vysokých srážkových úhrnů, velkého podílu horizontální a suché depozice a současně leží ve směru převládajících větrů z velkých průmyslových aglomerací nebo v jejich bezprostřední blízkosti.

Relativní depozice dusíku (N) je distribuována po území České republiky spojitěji než depozice síry a je více závislá na nadmořské výšce a druhu hospodaření v krajině. U dusíku jsou hlavními zdroji doprava a zemědělství. Nejnižší depozice dusíku je v malé oblasti jižních Čech, střední depozice jsou v relativně málo zalidněných oblastech nebo v oblastech s nižší nadmořskou výškou (malé srážkové úhrny). Vysokou depozici N najdeme zejména v oblastech s vyšší nadmořskou výškou a v hustě obydlených oblastech s intenzivní zemědělskou činností. Velmi vysokou depozici pak opět najdeme v těsném okolí velkých průmyslových aglomerací a ve vrcholových partiích hor z obdobných důvodů jako pro vysokou depozici síry.

E.1.2.3. Vymezení narušených oblastí

Kombinací tří shora uvedených vrstev byla zís-

KATEGORIE	PŮDOTVORNÝ SUBSTRÁT
1 Odolné	Bazická efusiva, hlavně čedičů Bazická metamorfika Bazická intrusiva Hluboké svahoviny + tercierní sedimenty Karbonátové píský Nivní karbonátové sedimenty Opuky Polygenetické a nivní hlíny Polygenetické hlíny s eolickou příměsí Prachovice na terasách, ev. přimísené do teras Prachovice, sprašové hlíny Slinité uložení na terase Smíšené svahoviny z karbonátového a bazického materiálu Spraše Spraše na slínech či střídání se slíny Spraše na terasách Svahoviny z karbonátového materiálu Vápnité pískovce Vápence
2 Málo citlivé	Břidlice a droby Flyšová břidlice Flyšové, jílovité větřající břidlice Flyšové pískovce Hlubší svahoviny různých hornin Nivní bezkarbonátové sedimenty Permské a permokarbonské horniny Polygenetické hlíny a slíny Slinité jíly a slíny Syenity Štěrky nad slíny
3 Citlivé	Bezkarbonátové píský Glaciofluviální uložení Jílovitopísčité-písčitojílovité, hlavní tercierní substráty Jíly Píský nad štírky Rašeliniště Ruly Ruly a svory Svahoviny křemenců a břidlic svorů a fylitů Štěrky a štěrkopíský Štěrky nad píský
4 Velmi citlivé	Antropogenně změněná území Kyselé žuly a blízké horniny neutrálních a kyselých efusiv Nevápnité pískovce

Tab. E4:
Kategorizace
půdních substrátů
(primární nekate-
gorizovaná data
ČZU)

publiky spadajících do tříd „Odolné“ a „Málo citlivé“ lze říci, že jejich potenciál, vzhledem k ohrožení acidifikací, je relativně dobrý a půdy nejsou příliš náchylné k poškození antropogenní acidifikací.

Shora vymezená přirozená citlivost nevypovídá zcela přesně o aktuálním stavu půd, protože nezohledňuje současnou velikost atmosférické depozice okyselujících sloučenin. Pokud ta je příliš velká, může způsobovat problémy i v oblasti,

kána výsledná mapa oblastí poškození půd vzhledem k přirozené citlivosti půd a velikosti atmosférické depozice Obr. E4 v barevné příloze. Tyto se kategorizují na oblasti narušené 1) mírně 2) středně 3) silně 4) extrémně.

Jednotlivé zóny lze vhodně charakterizovat pouze vzhledem ke konkrétní oblasti. Výsledná zonace může totiž být kombinací různých faktorů, respektive váhový podíl jednotlivých faktorů je různý. V hrubých rysech lze charakterizovat oblasti takto:

Zóny extrémního narušení půd: jedná se o lokality s velmi vysokou přirozenou citlivostí, která je současně kombinovaná s velmi vysokou nebo vysokou úrovní atmosférické depozice. Do této kategorie patří Jizerské hory, Krkonoše, západní část Krušných hor, vrcholová část Orlických hor, Jeseníků a Králického Sněžníku. Dále sem patří lokality s vysokou přirozenou citlivostí, ale s velmi vysokou depozicí – sem patří zejména východní částí Krušných hor.

Zóny silného narušení půd zahrnují lokality přirozeně velmi citlivé, které se ale kombinují s nízkou úrovní atmosférické depozice – tato kombinace je typická pro jižní, jihozápadní a západní Čechy, tedy velkou část Šumavy a Novohradských hor a pro vrcholové partie Českého lesa, Slavkovského lesa a Javořícké vrchoviny. Dále tato zóna zahrnuje oblasti s přirozeně citli-

vými půdami a vysokou až střední úrovní depozice. Sem patří Moravskoslezské Beskydy, Rychlebské hory, vrcholová oblast Žďárských vrchů, Brd, nižší partie Krušných hor, oblast Šluknovského výběžku, Lužické hory, Labské pískovce. Dále sem patří nižší partie Jeseníků a Orlických hor a také pískovcové oblasti Broumovských stěn a Adršpachu.

Zóny středního narušení půd jsou ty, které kombinují malou přirozenou citlivost a nízkou až střední úroveň depozice. Jedná se hlavně o oblasti Českomoravské a Dražanské vysočiny, oblast Nízkého Jeseníku, a značnou část hornatin v jižních Čechách a oblast jihočeských pánví. Patří sem ale i oblasti klasifikované přirozeně jako citlivé, ale s velmi nízkou úrovní atmosférické depozice – to jsou oblasti Brd, mimo nejvyšší partie, velká oblast Českého lesa a Smrčiny v Ašském výběžku.

Zóny mírného narušení půd jsou ty, kde jsou půdy přirozeně odolné a kde je obvykle střední velikost atmosférické depozice. Jedná se zejména o nížinné oblasti České republiky, v západních Čechách je to pak i oblast středních poloh, které ale díky podloží jsou přirozeně odolné a je zde, a stejně jako v celých jihozápadních Čechách, relativně velmi nízká úroveň atmosférické depozice.

E.2. Návrh zásad lesnického hospodaření pro jednotlivé zóny

JAKUB HRUŠKA, EMIL CIENCIALA, PAVEL MORAVČÍK
(ČESKÝ GEOLOGICKÝ ÚSTAV, PRAHA, IFER, JÍLOVÉ U PRAHY)

Hospodaření v jednotlivých zónách se řídí podobnými principy, i když jednotlivá opatření mohou být různá a různý může také být důraz na jejich realizaci. Obecně lze ale tvrdit, že doba pasečného hospodaření stejnověkých porostů jedné dřeviny je již historií. Naopak je nutno vytvářet druhové a strukturně bohaté porosty, které budou nejen lépe odolné vůči klimatickým extrémům, ale budou hodnotnější pro své mimoprodukční funkce. Z hlediska acidifikace půd je pak především důležitá schopnost takových ekosystémů na dané lokalitě odrůstat a současně nepřispívat k další degradaci půd. Je zcela jednoznačné, že lesnické hospodaření musí pěstovat takové porosty, které nebudou půdní stanoviště dále znehodnocovat, ale budou naopak přispívat k jejich postupné regeneraci.

Následující odstavce uvádí nástin principů hospodaření pro jednotlivé zóny. Je nutno zdůraznit, že konkrétní lesopěstební opatření bude muset být pro dané lokality v rámci jednotlivých zón dále specifikováno podle aktuálního stavu lesního ekosystému (viz níže). Vypracování detailních hospodářských směrnic přesahuje rámec této práce.

E.2.1. ZÓNA EXTRÉMNIHO NARUŠENÍ PŮD

Extrémně narušené oblasti jsou v hlediska akutnosti zásahu prioritní. Je nutno je považovat za silně problémové i do budoucna a platí o nich

všechny závěry zmíněné v předchozích částech, zejména v části D. I při redukcí emisí, imisí a depozice se bude v těchto oblastech při současném obhospodařování acidifikace půd buď mírně prohlubovat, anebo bude současný stav konzervován na několik příštích desetiletí. Na lesy v této zóně je nutno pohlížet jako na lesy zvláštního určení.

Do těchto oblastí je potřeba soustředit veškeré úsilí a v co nejkratší době změnit hospodaření tak, aby umožnilo alespoň částečnou samovolnou regeneraci. Ve zcela výjimečných a dobře indikovaných případech lze lokality podpořit dodáním deficientních živin (zejména Mg) do smrkových porostů a/nebo opatrným kompenzačním vápněním malými dávkami rychle rozpustného dolomitického vápence. Pro jakékoliv zásahy je nutno zásadně používat materiály a hnojiva neobsahující dusík. Jak vyplývá z výpočtu kritických zátěží nutričního dusíku pro lesní ekosystémy (část D) i z kapitoly o vlivu sloučenin dusíku na lesní ekosystémy (B3) je další vstup dusíku nežádoucí až škodlivý.

Aplikace vápnění ovšem v žádném případě neznamena pravidelné dlouhodobé dodávání živin či snižování acidity půd za účelem maximalizace produkce. Naopak, dodávání nedostatkových živin je akceptovatelné jako relativně krátkodobé stabilizační a podpůrné opatření do doby, než se podaří převést hospodaření v oblasti na takový způsob, který nebude tyto umělé zásahy pravidelně vyžadovat a bude šetrně využívat omezených zdrojů poškozených půd bez dalších dramatických zásahů. Vytváření podmínek luxusní výživy (Vavříček, př-

E

loha H2) umělým a pravidelným dodáváním biogenních prvků není slučitelné se zásadami trvale udržitelného lesnického hospodaření. V případě aplikace dolomitických vápenců nastává ovšem vážný problém se saturací půd dusíkem (viz část C a D). Vápnění by proto nemělo být aplikováno tam, kde je:

a) depozice N klasifikována jako velmi vysoká (Obr. E3 barevná příloha)

b) poměr C/N v humusu nižší než 24

Při nižších hodnotách (viz kap. B.3.1) by hrozila rychlá mineralizace dusíku a následný sekundární acidifikační puls vzniklé kyseliny dusičné. Účinnějším, i když pomalejším mechanismem nápravy je ve všech těchto oblastech **změna cílové skladby dřevin na smíšené, či pokud je to klimaticky únosné, na čistě listnaté porosty**. Důvodem je zejména:

- nutnost snížit atmosférickou depozici síry a dusíku – jak bylo ukázáno v předchozích částech (část D), smrkové porosty akcelerují a zvyšují celkovou depozici. Touto cestou je možné depozici výrazně snížit
- změnu cílové druhové skladby je třeba prosazovat nejen při obnově, ale i během výchovných zásahů. Faktorem, který negativně ovlivňuje snahu o zvýšení zastoupení listnatých dřevin, je tlak vysoké zvěře, její stavy je v této oblasti nutno razantně snížit na úroveň dovolující odrůstání dřevin a keřů nebo používat plocení
- listnaté dřeviny, zejména buk, jsou mnohem odolnější než smrk k hliníkové toxicitě půdy (část B, příloha H4). Kritické poměry Bc/Al pro bukové porosty jsou mnohem nižší než pro smrky, a buky tak mohou změněné půdní podmínky snášet podstatně lépe než smrky
- listnaté porosty obnoví rozklad opadu, který je v acidifikovaných smrčinách velmi inhibován a kde je v opadu imobilizováno značné množství bazických kationtů.

Kromě výše popsané změny dřevinného složení je nutno prosazovat tato další opatření:

- zakládání a udržování rozvolněné formy lesa, s nízkým zakmeněním, aby celkový příjem bazických kationtů stromy byl pokud možno nízký (část D) a neubíral půdě neutralizační potenciál daný obvykle nízkými rychlostmi zvětrávání
- maximální prodloužení doby obmýtí a zabránění holosečným způsobům těžby (zabránění rychlé mineralizaci humusu a jeho nitrifikaci s rizikem uvolnění kyseliny dusičné)
- z lesa vyvážet při případné těžbě pouze kmeny bez kůry (viz část D)
- veškeré zbytky po těžbě ponechávat na místě, nepálit, ale ponechat k volné dekompozici (návrat bazických kationtů do půd, podpora přirozené obnovy)
- krátkodobě uvažovat s využíváním alternativních způsobů hospodaření jako jsou: přechodné bezlesí na základě výjimky ze zákona v kombinaci s využíváním přípravných dřevin i keřovitého charakteru
- aplikace specifických zalesňovacích postupu využívajících přípravné dřeviny a speciální technologie zalesnění (použití odrost

ků, nezbytná výživa k jednotlivým sazenicím, ochrana proti zvěři atd.).

E.2.2. ZÓNA SILNÉHO NARUŠENÍ PŮD

V této zóně je nutno vyloučit vápnění a dodávání deficientních živin a lesnickými způsoby obnovit a podpořit přirozenou regenerační schopnost půd. Pěstební postupy musí podporovat významné zvýšení druhové a prostorové diverzity lesa. Smíšený les s výraznou prostorovou, věkovou a druhovou diverzitou a s rozumnou produkcí musí být cílem lesnických zásahů v této zóně. Převážná většina stejnověkých smrkových monokultur v této zóně může být významně ovlivněna také globálními změnami, a to zejména epizodami sucha a vysokých teplot v letních měsících. Ústup od těchto monokultur směrem k dřevinám lépe snášejícím klimatické extrémy musí být součástí lesopěstebních změn. Obdobně jako v zóně extrémního narušení je žádoucí zejména:

- změna druhové skladby ve prospěch listnatých dřevin na základě aktuálních stanovištních podmínek. Změnu druhové skladby je třeba prosazovat nejen při obnově, ale i během výchovných zásahů. Tímto opatřením dojde i k redukci atmosférické depozice
- přeměna stejnověkých převážně smrkových porostů na přírodě blízké lesy s bohatou strukturou (více etážový smíšený les). Provádění obnovní těžby ve prospěch existující obnovy
- udržování stavu spárkaté zvěře na úrovni umožňující plynulé odrůstání dřevin a keřů, alternativně používat plocení
- ústup od holosečného hospodaření. Holosečné hospodaření vede ke ztrátě humusu, nitrifikaci svrchních horizontů půdy a dále se zvyšující acidifikaci půdního prostředí.
- ponechávání zbytků po těžbě na místě, nepálit, ale ponechat k volné dekompozici (návrat bazických kationtů do půd, podpora přirozené obnovy)

E.2.3. ZÓNA STŘEDNÍHO NARUŠENÍ PŮD

Tato zóna je poměrně rozsáhlá a měla by být v budoucnu hlavní oblastí moderního lesnictví zaměřeného na produkci při respektování všech poznatků a postupů přírodě blízkého a dlouhodobě udržitelného lesního hospodaření. Ekologická valence těchto území je poměrně široká a umožňuje nejrozumnější lesopěstební opatření a úpravy. Je nutno zde tedy respektovat přirozené stanovištní podmínky a na základě typologie volit správné dřeviny. Vyhnout se pěstování stejnověkých smrkových monokultur, které i v této relativně málo narušené oblasti mohou půdy dlouhodobě vyčerpávat. Jejich stabilita bude také v budoucnu pravděpodobně velmi ovlivněna očekávaným klimatickým posunem k vyšším teplotám a větší frekvenci suchých epizod, které budou smrkové monokultury významně stresovat. V této zóně platí stejná doporučení jako v zóně předchozí, není zde již ale klíčové ponechávání těžebních zbytků na místě z důvodů maximálního návratu bazických kationtů do půdy, protože zóny mírného narušení půd mají obvykle dostatečné zvětrávací rychlosti, které jsou schopné úbytek růstem

lesa plně nahradit. Ponechání tlející biomasy je i zde významné z důvodů zvýšení druhové a prostorové diverzity ekosystému.

E.2.4. ZÓNA MÍRNÉHO NARUŠENÍ PŮD

Tato zóna zahrnuje území, kde je riziko acidifikace půd vcelku zanedbatelné. Půdy mají velkou mocnost, velké rychlosti zvětrávání a acidifikací

nejsou v současnosti reálně poškozovány. To ovšem neznamená, že lesnické hospodaření zde bude zcela bez problémů. Jedná se zejména o oblasti, kde je velmi intenzivní zemědělství a kde půdy mohou být poškozovány splachy a úlety hnojiv a dalších agrochemikálií, které mohou způsobit jiná poškození půd, než o jakých se diskutovalo v této práci.

E.3. Zásady pro vápnění a dodávání živin a deficientních prvků do lesních půd.

PAVEL MORAVČÍK, EMIL CIENCALA, JAKUB HRUŠKA
(IFER, JÍLOVÉ U PRAHY, ČESKÝ GEOLOGICKÝ ÚSTAV, PRAHA)

Vápnění je nepřírodním jednorázovým zásahem do půdního prostředí a tento - na první pohled jednoznačný recept na omezení acidifikačních pochodů - přináší velká rizika. Hlavními jsou velmi rychlá mineralizace humusu a následné změny v C/N poměrech, rychlé uvolnění organicky vázaného N ve formě kyseliny dusičné (následná acidifikace a eutrofizace prostředí), relokační kořenových zón smrků, drastická redukce půdní fauny a naprostá změna mykorrhizních společenstev (viz přílohy H4 a H5 a H6). Všechny naznačené mechanismy pak vedou k dalšímu zhoršení stavu stromů a to i přesto, že primární účel vápnění, tedy snížení kyselosti půd, byl dosažen. Z hlediska půdní struktury a i přirozených zdrojů Ca a Mg (které leží v minerálních horizontech půd) je nejvhodnější malé dávky zapravovat přímo do minerálních horizontů, aby nebyly příliš dotčeny vlastnosti humusu. Zejména humus je vápněním velmi negativně ovlivňován a je nutno si uvědomit, že kořenové zóny v acidifikovaných lokalitách leží zejména v humusových horizontech.

V publikovaných pracích posledních let, jež zhodnocují výsledky dlouhodobých experimentů v České republice, se objevuje opatrný až záporný vztah k vápnění. Studie jednoznačně podporující velkoplošnou povrchovou aplikaci vápenatých hnojiv v podmínkách lesů České republiky prakticky neexistují. Provozní velkoplošné vápnění, které se aplikovalo v České republice (Krušné hory, Orlické hory, Jizerské hory, Krkonoše, Beskydy, Jeseníky) zpravidla plně nevyužívalo dostupné poznatky z experimentálních studií. Navíc, provozní podmínky často nedovolily uplatnění doporučených postupů pro vápnění. To se projevilo ve způsobu aplikace, použitých materiálech (hrubé drtě) a zejména absencí kontrolních programů, jež by umožnily hodnověrně vyhodnotit výsledný efekt vápnění.

E.3.1. ROZHODOVACÍ MECHANISMUS PRO APLIKACI VÁPŇENÍ A HNOJENÍ

Úpravu výživy porostů lze s úspěchem použít jen tehdy, stane-li se prvkem komplexní péče o porosty. Tím ovšem v žádném případě není myšleno pravidelné dlouhodobé dodávání živin či snižování acidity půd za účelem maximalizace produkce. Naopak, dodávání nedostatkových živin je akceptovatelné jako relativně krátkodobé opatření do doby, než se podaří převést hospodaření v poškozené oblasti na takový způsob,

který nebude tyto umělé zásahy pravidelně vyžadovat a bude šetrně využívat omezených zdrojů poškozených půd bez dalších dramatických zásahů. To vyžaduje využívání nejnovějších lesnicko-pěstebních poznatků při současném respektování širších ekologických souvislostí.

Pro úspěch chemické meliorace je nezbytným předpokladem propracovaný a prakticky použitelný rozhodovací mechanismus. Další část popisuje současný rozhodovací proces používaný pro současnou aplikaci vápnění v České republice. Dále je uveden návrh pro jeho zlepšení.

E.3.1.1. Současný stav

Na základě dostupných informací je patrné, že o vápnění a hnojení provedené v roce 2000 bylo rozhodnuto pod tlakem rychle se zhoršujícího stavu lesních porostů a to zejména na základě požadavků vlastníků lesa.

(i) Rozhodnutí o provedení vápnění

K vápnění a hnojení se přikročilo v důsledku akutního zhoršení zdravotního stavu lesních porostů v Orlických horách a v západním Krušnohoří. Při rozhodnutí o aplikaci hnojení a vápnění se bral v úvahu zejména vizuálně hodnocený zdravotní stav porostů, doplněný o parametry výživy porostu, zjišťované dodatečně na základě listových analýz. Dále se braly v úvahu starší údaje (1994/95) o půdním chemismu, dostupné z přehledů zpracovaných ÚKZÚZ.

Z přípravy vápnění pro rok 2000 není patrné, že by byla používána komplexnější kritéria pro hodnocení potřeby vápnění (poměry prvků v jehličí, stav půdního roztoku, humusové formy apod.). Podobně také chybí údaje o biogeochemických charakteristikách území navržených pro vápnění.

(ii) Výběr porostů a používané materiály

Porosty pro aplikaci vybírali vlastníci lesa. Lokality pro vápnění upřesňoval ÚHÚL. Z aplikace byly vyloučeny přírodní rezervace a chráněná území. Z vápnění byly vyloučeny také půdy ovlivněné vodou. Vápnění probíhalo zejména na chudých stanovištích, vymezených na základě typologického průzkumu. Pro výběr porostů nebyly využívány aktuální charakteristiky chemických půdních vlastností, stavu humusu a stavu výživy porostů.

Při provozním vápnění v roce 2000, jež probíhalo v rámci programu MZe, byl použit drčený vápenec o maximální velikosti zrn 4 mm. Použití to-

E

E

hoto materiálu bylo dáno především výrobními možnostmi vápencových lomů. Podíl hrubé frakce (nad 1 mm) se odhaduje až na 50 % (informace z VÚLHM). To znamená, že v rámci programu vápnění se MZe v roce 2000 nepodařilo dodržet jeden ze základních požadavků ovlivňujících účinnost vápnění.

Při hnojení na list byla používána hnojiva MgNsol a Lamag. Tato hnojiva obsahují také dusík, a to v průměrném množství kolem 8 -10 %.

(iii) Shrnutí

Vápnění a hnojení v roce 2000 bylo uvažováno jako jediné schůdné řešení pro nápravu náhle zhoršeného stavu silně poškozených porostů.

Pro vápnění v roce 2000 byl používán vápenec o velikosti zrn do 4 mm. Tento materiál může obsahovat až 50% zrn o velikosti nad 1 mm. Materiál o velikosti zrn nad 1 mm je přitom hodnocen jako málo vhodný.

Při přípravě se nebrala v úvahu vysoká depozice dusíkatých látek a možná rizika pro stav lesních ekosystémů. Aplikace vápnění v Orlických horách proto nemusí mít očekávaný příznivý efekt. V této oblasti jsou depozice dusíku extrémně vysoké, čímž došlo k nasycení lesních ekosystémů dusíkem. Za těchto podmínek lze předpokládat, že se projeví rizika vápnění.

Pro doplnění stavu živin byla použita hořčeatá hnojiva obsahující také dusík. Za situace obecně zvýšené dostupnosti tohoto prvku a dokladům o tom, že právě nadbytek dusíku může vyvolávat projevy nedostatku hořčíku, se zdá aplikace těchto hnojiv jako málo vhodná. Použití hnojiv vedlo ke zvýšení obsahu Mg v jehličí. Poškození, které se objevilo po aplikaci na části ošetřených porostů v Orlických horách, však indikuje možné neuvažované následky.

V přípravě vápnění se zatím nebrala v úvahu rizika, ke kterým může dojít. Jejich vyhodnocení není zatím součástí rozhodovacího procesu.

Zatím nebyl připraven souhrnný návrh opatření ke zlepšení stavu lesů a půd na kritických lokalitách, v němž by vápnění a hnojení mohlo hrát významnou, ale ne osamocenou roli bez navázaných lesopěstebních opatření.

E.3.1.2. Navrhovaný postup realizace vápnění nebo hnojení

S ohledem na dostupné informace k problematice acidifikace lesních půd je zřejmé, že pro efektivní použití vápnění je nutné brát v úvahu řadu faktorů. Vždy ale je nutno jednoznačně určit příčinu poškození lesa. O aplikaci vápnění či dodávání živin je možno rozhodnout jen v případě, kdy příčinou poškození lesa je stav půd. Mnohé symptomy poškození mohou být způsobeny jinými vlivy. Např. žloutnutí jehličí může být způsobeno suchem nebo oxidativním účinkem ozónu.

Eventuální vápnění, stejně jako dodávání chybějících živin, by mělo být vždy zařazeno do širšího kontextu péče o lesy a zvyšování jejich odolnosti vůči vlivu acidifikace lesních půd. Rozhodně by nemělo být izolovaným opatřením a rovněž by se nemělo stát trvalou součástí lesnického hospodaření. Jak již bylo uvedeno výše, vápnění a dodávání živin je akceptovatelné pouze jako ambulantní zásah, který na pře-

chodnou dobu řeší otázku stabilizace porostu a jeho přeměnu ve formy, které nebudou dále degradovat půdní prostředí, budou dlouhodobě poškozené půdy snášet a přispívat k jejich regeneraci.

Následující část proto uvádí obecný postup a některá důležitá kritéria pro posouzení vhodnosti vápnění.

(i) Výběr oblastí

- Výběr regionů, kde vápnění nebo jiný způsob dodávání chybějících živin může být použit jako součást opatření ke zlepšení stavu lesa, by měl vycházet z celkových informací o biogeochemii lesních ekosystémů. Je zřejmé, že pouze ucelené vyhodnocení informací o stavu půd a půdního roztoku, velikosti atmosférické depozice a stavu výživy lesních porostů může vymezit oblasti, kde lze očekávat pozitivní efekt vápnění. Základem pro vymezení jednotlivých oblastí může sloužit zonace území České republiky tak, jak je uvedena výše. Ta explicitně doporučuje aplikaci vápnění jen pro oblasti extrémně narušených půd. V méně narušených oblastech jsou doporučovány pouze postupy biologické meliorace, tedy změny prostorové a druhové skladby lesa.

- V případě úvah o použití vápnění mimo vymezené oblasti je zapotřebí, aby mu vždy předcházelo šetření, které by vyhodnotilo informace o biogeochemii daného území.

(i) Výběr porostů

(i) Kategorizace porostů

V rámci vymezených oblastí je možné očekávat, že stav jednotlivých typů porostů a podobně jejich reakce na provedené vápnění, mohou být rozdílné. Proto by v rámci vymezených oblastí měla být provedena kategorizace porostů, kdy by byly sledovány zejména charakteristiky významné z hlediska přínosů a možných rizik vápnění. Kategorizace může pomoci při vymezení porostů vhodných či nevhodných z hlediska vápnění a může být také podkladem pro rozdělení porostů podle potřebnosti specifikací. Kategorizace by měla být specifická pro daný region. Při kategorizaci je třeba brát v úvahu:

- věk (kultury, mlaziny, dospělé porosty)
- druhové složení (převládající dřevina)
- zdravotní stav
- pokud existují data, také podrobnější zonaci oblastí podle velikosti depozice

(ii) Zjištění stavu reprezentativních porostů z každé kategorie

Pro reprezentativní porosty z každé kategorie provést šetření, které by umožnilo vyhodnotit potřeby a důsledky vápnění. Pro tyto účely je možné využít existující plochy, kde jsou uvedené charakteristiky sledované. Přehled skupin zjišťovaných charakteristik a jejich význam pro hodnocení vlivu vápnění je uveden v Tab. E6.

(iii) Vyhodnocení možného efektu a rizik vápnění

Na základě zjištěných informací a jejich vyhodnocení v kontextu existujících poznatků o vlivu

E

Tab. E6:
Charakteristiky
stavu půdy
a porostů, jejich
význam
pro posouzení
vlivu vápnění

CHARAKTERISTIKY	VÝZNAM PRO POSOUZENÍ EFEKTU VÁPŇENÍ
humusová forma	v příznivých humusových formách (mull, mulmoder) je zvýšené riziko mineralizace
chemické vlastnosti humusových horizontů celková koncentrace a obsah bioelementů (C, N, P, K, Ca a Mg), pH.	údaje o koncentracích jednotlivých prvků poskytují podklady pro celkové hodnocení stanoviště, poměr $C/N < 24$ vymezuje kritické podmínky pro vápnění se zvýšeným nebezpečím zrychlené mineralizace
chemické vlastnosti minerálních horizontů celková koncentrace/obsah bioelementů (C, N, P, K, Ca a Mg) v prokořeněné části půdního prostoru spolu s pH	údaje o koncentracích jednotlivých prvků poskytují podklady pro celkové hodnocení stanoviště
koncentrace/obsah bazických (Ca, Mg, K) a kyselých (Al, Fe, Mn) kationtů vyluhovatelných pomocí NH_4Cl spolu s údaji o nasycení jednotlivými elementy	nasycení bazemi $< 10\%$ vymezuje půdy s nedostatkem bází, vápnění může podíl bazických kationtů zvýšit. Tato hodnota je orientační, nikoliv indikační, protože porosty mohou snášet i nízkou bazickou saturaci půdy pokud je poměr Bc/Al v půdním roztoku nad kritickou hodnotou
prokořenění	lokalizace kořenů v povrchové vrstvě zvyšuje ohrožení porostu suchem, mrazem; vápnění může přesun do svrchních horizontů ještě podpořit
koncentrace bioelementů v půdním roztoku	významný je zejména poměr bazických kationtů ($Bc=Ca+Mg+K$) a hliníku. Poměr $Bc/Al = 0.3$ vymezuje podmínky, kde může docházet k poškození jemných kořenů v důsledku toxicity hliníku
hospodaření porostu s dusíkem, zátěž dusíkatými látkami, nasycení ekosystému	v porostech, které nejsou schopné využít uvolněný dusík může docházet k další acidifikaci v důsledku vyplavování nitrátových iontů
výživa porostů, obsah bioelementů v asimilačních orgánech	významné jsou především poměry prvků (Ca/N, Mg/N), které dovolují posoudit vyváženost výživy, nejpodstatnější je sledovat výživu hořčíkem

vápnění je možné provést posouzení možného příznivého efektu a také možných rizik provedení vápnění na půdu, vodní zdroje a stav porostu samostatně pro každou kategorii porostů.

(iv) Specifikace typů porostů v dané oblasti podle vhodnosti jejich vápnění

Na základě provedené analýzy je možné specifikovat typy porostů, kde by vápnění mohlo být vhodné a naopak typy porostů, kde by toto opatření mohlo mít negativní vliv na stav půdy a lesních porostů. Vzhledem k výše uvedenému návrhu zonace území představuje tato specifikace lokální zonaci a stanovení priorit v rámci dané zóny narušení půd.

(v) Provedení a kontrola aplikace

Provedení úspěšné aplikace předpokládá důkladnou analýzu celého procesu a vymezení potenciálních rizik. Sem patří hlavně kvalita a množství použitého materiálu. Souhrn zásad pro vápnění a dodávání deficientních prvků vhodně shrnuje Podrázský (Příloha H1). Případná rizika těchto postupů uvádí Vavříček (Příloha H2).

Je nutno zdůraznit, že kompenzační vápnění je

vhodné provádět relativně často a v malých dávkách za použití rychle rozpustného materiálu. Jako výchozí podklad pro určení dávky je nutno vzít průměrnou roční depozici sumy vodíkových iontů a část amoniaku, která se v půdách nitrifikací přeměňuje na kyselinu dusičnou. Při současné úrovni atmosférické depozice je tak ekvivalent této sumy výrazně menší než jedna tuna $CaCO_3$ na hektar za rok.

Pro jakékoliv zásahy je nutno zásadně používat materiály a hnojiva neobsahující dusík. Jak vyplývá z výpočtu kritických zátěží nutričního dusíku pro lesní ekosystémy (část D) i z kapitoly o vlivu sloučenin dusíku na lesní ekosystémy (B.3.) je další vstup dusíku nežádoucí až škodlivý. Podle dostupných informací není v současnosti problém takový materiál v potřebném množství připravit. Aplikace běžných hnojiv používaných v zemědělství je pro lesní ekosystémy naprosto nevhodná a svědčí o zásadním neporozumění problematiky.

Pro tyto operace je zapotřebí zpracovat podrobné postupy a jejich vyhodnocení založit na statistických metodách. Jako vzorový příklad lze uvést vypracované postupy procesu vápnění a jeho kontroly v Sasku (Leitfaden Forstliche Bodenschutzalkung in Sachsen – v tisku).

E

E.4. Systém informací na podporu rozhodovacího procesu zlepšování odolnosti lesních půd vůči acidifikaci

Dalším cílem rozvoje problematiky omezení vlivu acidifikace na lesy by mělo být vytvoření uceleného systému, který by integroval existující informace o stavu lesních ekosystémů. Takový systém musí být schopný pružně reagovat na potřebu informací týkající se melioračních zásahů, ale také obecně na potřebu informací o stavu lesů. Je také nutné, aby tento systém byl kompatibilní s mezinárodně zavedenými konvencemi. Jeho základní rysy jsou uvedeny v následujících bodech:

E.4.1. UCELENÝ SYSTÉM MONITORINGU LESNÍCH EKOSYSTÉMŮ

Současný způsob sběru a vyhodnocování dat o lesích se ukazuje být nedostatečný. Je zaměřen jen na některé části lesního ekosystému (zejména stav korun a jednorázové chemické analýzy půd) a postihuje vlastně jen následky, a nikoliv příčiny a mechanismy změn a poškození. V souvislosti se všemi výše uvedenými hypotézami, příklady a modelovými předpověďmi se jeví jako účelné založit či doplnit v nejhroženějších oblastech sběr údajů o sledování biogeochemických cyklů prvků a sloučenin v celém ekosystému. Nejvhodnějším je k tomuto účelu koncepte sledování toků látek v malých povodích.

Malé povodí je, za splnění některých základních předpokladů, relativně uzavřeným systémem, v rámci kterého lze kvantifikovat látkové toky a zásoby důležitých sloučenin a prvků v jejich dynamické rovnováze a lze v něm uplatňovat integrovaný monitoring všech složek ekosystému. Pro tyto účely se volí obvykle povodí o ploše desítek hektarů, které má jednoznačně definované hranice a závěrný profil. Musí být reprezentativní pro danou oblast, zejména co se týče nadmořské výšky, svažitosti, druhu a typu hornin a půd a lesního společenstva. Základními sledovanými parametry jsou množství a chemické složení srážek, podkorunových srážek, půdních vod a povrchového odtoku. Tato měření jsou prováděna kontinuálně. Dalším měřením je nutno charakterizovat chemické a mineralogické složení půd, chemické složení a množství vegetace a pravidelně monitorovat zdravotní stav porostů v povodí. Tento sběr dat je nutno v nezměněné podobě a metodice udržovat po co nejdelší dobu (desítky let). Soubor získaných dat poslouží nejen k prostému popisu současného stavu, ale v celém komplexu umožní používat biologické a geochemické modely, které mohou predikovat vývoj ekosystému v budoucnu a které určí kritické fáze a „úzká hrdla“ probíhajících procesů. Na základě modelových scénářů je pak možno kvalifikovaně navrhovat opatření vedoucí k odstranění či redukci procesů limitujících dostatečnou funkčnost ekosystému.

Podrobně jsou možnosti konceptu malých povodí shrnuty v knize Moldan a Černý (1994) a přehledně v publikaci Krám (1999). Koncept využívání malých povodí jako nástroje hodnocení ekosystémů je velmi rozšířen ve Skandinávii, částečně v Německu a dlouhou tradici má

v USA, kde tento koncept v 60. letech vznikl (např. Likens et al. 1996).

V České republice existuje mnoho studií provedených o malých povodích (např. Lochman et al. 2000, Hruška et al. 1999, Krám et al. 1997, Pačes 1985) a dále zde od roku 1994 existuje systém malých povodí GEOMON, kde jsou od roku 1994 unifikovanými metodami zkoumány hlavní látkové toky v lesních povodích (depozice, odtok), a to zejména pro účely kvantifikace změn depozice a jejich vliv na chemismus povrchových vod a výpočty kritických zátěží (Fottová 1999, 2000, Fottová a Skořepová 1998). Systém povodí je podrobněji popsán v příloze H7. Po doplnění některých měření (půdní vody, půdní chemismus a parametry související s porosty) je možno stávající síť 14 povodí použít jako základ pro vybudování skutečně integrovaného monitoringu lesních ekosystémů v ČR, který umožní predikci vývoje těchto ekosystémů a návrh udržitelné strategie jejich obhospodařování při očekávaných změnách klimatu a znečištění přírodního prostředí.

E.4.2. ROZVOJ SOUČASNÝCH METOD A POSTUPŮ MONITORINGU LESA, KTERÝ ZAJIŠŤUJE INFORMACE O LESÍCH

Monitoring lesa by měl poskytnout kriticky důležité informace o aktuálním stavu lesa. Síť monitoringu podle standardu ICP Forests vylišuje úroveň I. a II. Na monitorovacích plochách úrovně I. (100 ploch v síti 16x16 km a 200 ploch v síti 8x8 km) je v pravidelných intervalech (1-5 let) prováděno hodnocení stavu koruny (defoliace a barevné změny) a některých dalších parametrů, které především slouží k popsání aktuálního stavu lesa. Na monitorovacích plochách úrovně II. (12 ploch v roce 1999) se provádějí podrobnější měření a sledování s ambicí poskytnout údaje pro studium vztahu příčin a následků procesů probíhajících v lesních ekosystémech (viz Uhlířová 2000).

V oblastech extrémního a silného narušení půd je nutno získávat informace minimálně v rozsahu monitoringu úrovně II. Je závažné, že v nejpřístřežnějších oblastech České republiky (Obr. E4 barevná příloha) není dosud založena dostatečná hustota těchto ploch. Například v Krušných horách neexistuje žádná taková plocha, totéž platí pro oblasti Šumavy, Beskyd a Orlických hor, které jsou vylišeny jako oblasti s extrémně a silně narušenou půdou (srovnej Obr. E4 a Obr. E5 v barevné příloze). V ostatních oblastech dosud není rozmístění těchto ploch provedeno reprezentativně vzhledem k druhu lesa v dané oblasti. Například v Krkonoších je plocha (B151, Obr. E5 v barevné příloze) umístěna v bukovém porostu.

Na všech plochách spadajících do úrovně II. v oblastech zón extrémně a silně narušených půd je nutno doplnit program měření o atmosférickou depozici a chemismus půd, minimálně v kořenové zóně. Nutné je také zkrácení intervalu měření chemismu půd na zhruba tříletý interval.

Plochy úrovně II. by se měly nacházet v reprezentativních lokalitách každé oblasti, která spadá do zóny extrémně narušených půd (Obr. E4 barevná příloha). V současné době neodpovídá jejich umístění potřebě informací o stavu prostředí v oblastech ovlivněných kyselou depozicí.

V oblastech extrémního narušení půd, a především tam, kde je zvažována aplikace vápnění, je nutno využít klasický monitoring úrovně I., ale zahuštěný podle potřeby na síť 4x4 km nebo vyšší. Tyto informace jsou důležité jak pro lokální vymezení aplikace vápnění v rámci zóny extrémního narušení půd, tak i pro vyhodnocení odezvy porostů na provedený zásah.

E.4.3. POZNÁMKA NA OKRAJ

Z přehledu uvedeného v dané studii vyplývá, že efekt vápnění na lesní ekosystémy může být velmi rozmanitý. Při různorodosti podmínek v lesích je běžné, že zatímco na jednom stanovišti může mít použité meliorační opatření výrazně příznivý efekt, v odlišných stanovištních podmínkách může být tento efekt minimální anebo i záporný. Může též dojít k nežádoucím, předem neuvažovaným procesům, které mohou překrýt nebo i znehodnotit přínos použité meliorace. Zejména při celoplošné aplikaci, pokud není založena na diferenciaci stanovišť podle jejich reakce na aplikované meliorační opatření, se tak přínos získaný na stanovištích s pozitivní reakcí znehodnocuje zápornými důsledky na stanovištích s negativní odezvou.

Z tohoto důvodu je potřebné, aby veškerým melioračním zásahům předcházelo podrobné posouzení přírodních podmínek a výběr pouze těch stanovišť, na kterých lze očekávat pozitivní reakci na dané opatření. Tím, že z ošetření se předem vyloučí plochy se slabou nebo dokonce zápornou reakcí na zásah, se výrazně zvyšuje efektivnost vynaložených prostředků.

V případě celoplošného vápnění, jež se využívalo a využívá v imisemi postižených oblastech

ČR, byly tyto zásady nedoceny. I přes velký objem prostředků vynaložených na vápnění chybí objektivní informace, které by umožnily vyhodnotit efektivnost jejich použití.

V tomto smyslu v roce 1986, přibližně 10 let po zahájení rozsáhlého vápnění v provozním měřítku, konstatoval ředitel Severočeských státních lesů: "... Je ale nutné poznamenat, že chybí průkazný materiál, který by svými výsledky požadavek oprávněnosti a funkčnosti vápnění podpořil, nebo vyvrátil. Nejsou zajišťovány, alespoň v průkazné míře, růstové analýzy kultur, případně dřevin na plochách, které byly a jsou opakovaně vápněny a hnojeny z neošetřovaných kultur. Nejsou dále známy prováděné opakované půdní analýzy, které jsme požadovali již v roce 1978." (Vala 1986). I přes toto hodnocení a nedostatek základních údajů však program vápnění pokračoval i v dalších letech.

V roce 1993, tedy o sedm let později, při zpracování práce o melioraci půd vápněním konstatovali její autoři, že i přesto, že se již objevují podrobnější experimentální výsledky s hodnocením vlivu vápnění v podmínkách imisních oblastí a také první výsledky vyhodnocování vlivu provozního vápnění na stav lesních půd a porostů, je celkový objem údajů získaných v podmínkách ČR minimální, a naprosto nedostačující pro objektivní posouzení vlivu vápnění na lesy (Černý et al. 1993).

Při zpracování dané studie, tedy v roce 2001, je bohužel nutné konstatovat, že stav informací o vlivu vápnění na lesní ekosystémy v měnících se podmínkách prostředí získaných v ČR se příliš nerozšířil. I přes dílčí práce, které v této oblasti výzkumu vznikly a které se snad podařilo z velké části do dané studie zahrnout, je celkový objem údajů, jimiž by bylo možné fundovaně podpořit aplikaci vápnění v podmínkách České republiky, stále nedostatečný. Výše uvedené hodnocení o využitelnosti souboru informací o vlivu vápnění na lesy, které vyslovil ing. Vala již v roce 1986, je tak stále platné a aktuální.

E

F

F. Shrnutí

F.1. Současný stav imisí a jejich vliv na lesní půdy

F.1.1. EMISE A IMISE

V roce 1999 bylo dokončeno odsíření velkých zdrojů SO_2 , což vedlo ke snížení celkových emisí síry v České republice na úroveň 10 % poloviny 80tých let (2,27 mil. tun v roce 1985 na 0,27 mil. tun v roce 1999). Již v roce 1999 tak ČR splnila závazek vyplývající z Protokolu o snižování acidifikace, eutrofizace a přízemního ozonu z roku 1998. Ten předepisuje ČR pro rok 2010 emise 0,28 mil tun SO_2 . Emise NO_x klesly v průběhu 90tých let o ca. 50 % a změnila se jejich struktura – dominantním zdrojem se stala doprava, která v roce 1999 byla zdrojem 53 % emisí NO_x , zatímco v roce 1990 to bylo pouze 28 %. Závazek pro rok 2010 předpokládá snížení o dalších ca. 27 %. Emise amoniaku jsou již dnes pod hranicí závaznou pro rok 2010 a další pokles nelze očekávat. U obou polutantů, síry i dusíku, byly v současnosti vyčerpány meze dalšího významného snižování emisí. Pro dalších nejméně 10 let budou emise stagnovat. Relativní snížení emisí síry je sice obrovské, ale i tak jsou dnešní emise stále na úrovni, která pravděpodobně nepovede k významné samovolné regeneraci půdního prostředí v nejpoškozenějších oblastech (viz dále). Průměrné koncentrace SO_2 v ovzduší také velmi poklesly (obr. A5 - barevná příloha) a dnes jsou na 98 % území ČR nižší než $20 \mu\text{g}/\text{m}^3$, což je hodnota imisního limitu na ochranu vegetace a ekosystémů stanovená Evropskou komisí.

Koncentrace NO_x mezi lety 1996 a 1999 stagnují či mírně rostou, zejména vlivem dopravy. I zde však imisní limit $30 \mu\text{g}/\text{m}^3$ není pro 96 % území ČR překročen. Zhruba o 50-60 % se během 90tých let snížila i depozice síry, depozice dusíku stagnují. Ve všech shora uvedených parametrech se tak ČR zařadila do evropského průměru, a byl zaznamenán významný (síra) nebo alespoň částečný pokles (dusík) emisí a imisí.

F.1.2. ZDRAVOTNÍ STAV LESŮ

Podle údajů Výzkumného ústavu lesního hospodářství a myslivosti se v 90. letech defoliace jehličnanů mírně zvyšovala (obr. A11), zatímco u listnatých dřevin je pozorováno mírné zlepšení. Vzhledem ke shora popsaným trendům poklesu emisního i imisního zatížení by tato skutečnost mohla být považována za překvapující. Tato a další pozorování potvrzují, že přes výrazné snížení emisí v 90tých letech není reálné očekávat rychlé zlepšení stavu lesních porostů.

F.1.3. PŘÍČINY POŠKOZENÍ LESA

Do procesů vedoucích k chřadnutí a odumírání lesa je zapojeno velké množství fyzikálních, biologických a chemických faktorů. Existuje několik základních hypotéz mechanismu odumírání stromů a konkrétní příčina na konkrétním místě je obvykle kombinací více mechanismů. První mechanismus je rychlý: přímý kontakt velmi koncentrovaného SO_2 s asimilačními orgány

smrku (tzv. akutní poškození). Tento mechanismus se nejvíce uplatňoval v oblastech s extrémně vysokými koncentracemi SO_2 v ovzduší (Krušné hory). Imisní epizoda může být velice krátká. Při vhodném počasí stačí k akutnímu poškození vedoucímu k odumření stromu desítky minut. Význam tohoto mechanismu v současné době ustoupil, protože koncentrace SO_2 v ovzduší se velmi snížily.

Další mechanismy jsou „pomalé“ (chronické). Dlouhodobou acidifikací jsou z půd vyplaveny bazické kationty (Ca, Mg, K, Na), půdy jsou příliš kyselé a půdní voda obsahuje vysoké koncentrace toxických kovů mobilizovaných kyselým deštěm, zejména hliníku. Vysoké koncentrace hliníku, respektive nízký poměr molární sumy bazických kationtů a hliníku - $(\text{Ca}+\text{Mg}+\text{K})/\text{Al}$ (dále jen Bc/Al) v půdním roztoku působí fyziologické problémy kořenovému systému smrků. Při nízkém poměru soutěží ionty hliníku (Al) úspěšně s kationty vápníku (Ca), hořčíku (Mg) a draslíku (K) na výměnných místech buněčných membrán kořenového apoplastu, kde porušují iontovou rovnováhu. Hliník brání aktivnímu transportu iontů přes buněčné membrány tím, že obsazuje místa, která jsou určena pro bivalentní nebo monovalentní ionty, které mají podobné sférické vlastnosti jako iontový Al. Dále dochází k odumírání takto zasažených orgánů - typicky jemných kořenů - s následným špatným příjmem živin, vody a celkovým oslabením rostliny. Typicky, v případě hliníku, dochází k významnému blokování příjmu Mg. Ten je nezbytnou součástí chlorofylu. Stromy mající nedostatek Mg, ať již z důvodů vyčerpanosti jeho zásob v půdě, nebo proto, že ho nejsou schopny kořeny přijmout v důsledku nevhodného poměru Bc/Al , trpí chlorózou, žloutnutím jehlic z nedostatku chlorofylu. Tento mechanismus je typický pro B-horizonty lesních půd v celé střední Evropě i jižní Skandinávii. Velké riziko poškození je tam, kde je molární poměr Bc/Al menší než 1. Platnost této hypotézy je doložena i z ČR. Kořenový systém smrků je přirozeně velmi mělký, a v oblastech s nízkým poměrem Bc/Al se dále posunuje směrem do organických horizontů, které mají vždy příznivější poměry Bc/Al než minerální horizonty. Stromy se tak stávají extrémně náchylnými vůči suchu, mrazu a dalším abiotickým vlivům. Protože scénáře klimatických změn počítají s vysokým výskytem extrémně suchých period, může acidifikace půd indukovat poškození suchem. Podle německých studií bylo prokázáno, že sucho samo může blokovat příjem Mg. Druhou příčinou pomalého poškození mohou být i disproporce ve výživě stromu. Kyselé deště jsou dobrým hnojivem, protože obsahují množství dusíku. Naopak v půdě se nedostává hořčíku, anebo jeho příjem je blokován. Smrk rychle přirůstá, hořčík do nových jehlic se musí relokovat ze starších, ty žloutnou a opadávají. Dřevo takto stresovaných stromů je řídké a stromy jsou náchylné k napadení patogeny. Vysoká depozice dusíku je tak jednou z příčin zvýšené náchylnosti k patogenním invazím.

F.2. Nástroje a postupy sloužící ke kvantifikaci vlivů imisí

Popsané mechanismy stromy výrazně oslabují, ale jen zřídka jsou bezprostřední příčinou úhynu. Tou bývá obvykle klimatický stres (náhlá změna teploty v zimě, dlouhotrvající sucha nebo mrazy) nebo hmyzí či houbový škůdce, kterému by se zdravý les obvykle ubránil jen s malými ztrátami. Imise nejčastěji působí podobně jako AIDS. Svoji oběť fatálně oslabí, ale přímo neusmrtí. Smrt přijde ve formě choroby, se kterou by se zdravý organismus dokázal vypořádat. Například současná invaze houby *Ascochyta blight* v Orlických horách se vyskytuje v oblastech, která má z celé ČR nejvyšší depozici dusíku. Nejdůležitější roli v okyselování půd mají kyselina sírová a kyselina dusičná. Z atmosféry se na zemský povrch dostávají dvěma mechanismy. Prvním je vlastní kyselý déšť, správněji „mokrá depozice“, druhým je takzvaná „suchá depozice“. Ta se uplatňuje v oblastech s vysokými koncentracemi SO_2 a NO_x v ovzduší. „Vysokými“ se v tomto kontextu rozumí průměrné roční koncentrace vyšší než 3-5 mg/m^3 a z tohoto hlediska jsou koncentrace obou plynů v mnoha oblastech ČR stále vysoké. Jedná se o kombinaci průmyslových zdrojů, dopravy a přenosů ze zahraničí. Tyto zdroje budou existovat i v budoucnu a je nutno s jejich existencí nadále počítat. Mechanismus suché depozice je zhruba následující: plyny a aerosol z atmosféry se sorbuje na povrch vegetace, kde oxidují na kyseliny, které jsou při nejbližším dešti opláchnuty do půdy. Nejeftektivnější jsou v tomto směru porosty jehličnanů, protože mají výrazně vyšší specifický povrch ve srovnání s listnatými. Suchá depozice síry tvoří dnes na území ČR zhruba 1/2-2/3 celkové depozice a je rozhodujícím faktorem okyselování zalesněných oblastí (obr. D10). U dusíku tvoří suchá depozice zhruba 10-50% celkové depozice a její podíl v posledních letech roste.

F.2.1. PŮDNÍ ACIDIFIKACE A JEJÍ MODELOVÁNÍ

Vedle množství depozice závislém na imisních poměrech a druhové skladbě a věku porostu rozhodují o stupni acidifikace další faktory. Jedním z těchto faktorů jsou přirozené vlastnosti půd, zejména množství bazických kationtů (Ca, Mg, Na, K) v iontové-výměnném komplexu půd. Jejich hlavním zdrojem v půdách je zvětrávání podložních hornin a jejich celkové množství určuje odolnost vůči kyselé depozici. Čím více je v půdách bazických kationtů, tím jsou půdy odolnější, protože mohou déle neutralizovat kyselý vstup z atmosféry. Nejmeně odolné jsou horské půdy, které mají malou mocnost a přirozeně nízké množství bazických kationtů. To je, spolu s drsným klimatem a vysokou kyselou depozicí, důvod proč se devastující vliv kyselých dešťů nejdříve objevuje v horských oblastech. Dalším důležitým faktorem ovlivňujícím půdní acidifikaci je kvalita opadu, tedy vedle velikosti depozice další funkce druhové skladby porostu. Zásoby bazických kationtů vznikly v půdách zvětráváním podloží zejména v období od poslední doby ledové, tedy asi za 10 000 let. V důsledku změn druhové skladby původních lesních porostů na smrkové monokultury (acidifikace půdy rozkladem jehličnatého opadu v kom-

binaci se zvýšenou kyselou depozicí) byly bazické kationty vyčerpány jednak vlivem exploatačního hospodaření v minulých stoletích, ale hlavně kyselou depozicí v posledních desetiletích. Proto dnes kyselý déšť navíc uvolňuje z půd velké množství toxického hliníku a dalších kovů, které by se jinak nevyluhovaly. Tento jev je možno jen s malou nadsázkou přirovnat ke změně geologické epochy.

Acidifikace je proces dlouhodobý a kumulativní, který se dynamicky vyvíjí. Teprve po určité době se projevují příznaky procesů, které již dlouho skrytě probíhají. Proto bylo jen velmi málo známek poškození např. v 60tých letech, a to přesto, že velikost emisí a atmosférické depozice již byla velmi vysoká. V tu dobu však půdy ještě měly relativně velký neutralizační potenciál – množství bazických kationtů a bazická saturace půdy byly ještě vysoké, a proto i poměr Bc/Al byl příznivý. Proto je vhodné zabývat se i minulostí acidifikovaných ekosystémů. Pokud nebudeme schopni alespoň kvalifikovaným odhadem rekonstruovat stav sledovaného ekosystému před začátkem acidifikace, nebudeme mít srovnávací bod, ke kterému bychom se v budoucnu měli opět snažit přiblížit. Pro tento cíl se používají modely simulující dlouhodobý průběh acidifikace. Protože hlavní složkou ekosystému určující jeho odolnost vůči antropogennímu okyselování jsou půdy, zahrnují tyto modely zejména půdní procesy vedoucí k acidifikaci půd a vod. Jedním ze středně komplexních modelů je MA-GIC (Model of Acidification of Groundwater In Catchments), vyvinutý v polovině osmdesátých let v USA, a úspěšně použitý na mnoha místech světa.

F.2.1.1. Průběh půdní acidifikace

Historický průběh dlouhodobé půdní acidifikace je modelově popsán na příkladu plochy Přední Žalý v Krkonoších, dlouhodobě zatížené depozicí i historicky nevhodným způsobem využívání a pěstování lesa. Naše modelová rekonstrukce vývoje acidifikace půd vypadá následovně: V polovině minulého století bylo pH půdní vody 4,3, koncentrace síranů byly rovny přirozenému pozadí, pH deště bylo okolo hodnoty 5,0 a déšť neobsahoval téměř žádnou kyselinu sírovou, protože její zdroj, spalování hnědého uhlí, bylo teprve v počátcích. S přibývajícím důlním činnostem a s rozvojem průmyslu začaly stoupat koncentrace SO_2 v ovzduší. Déšť se stával zvolna kyselějším. Bazická saturace půd (procento jakým jsou obsazena místa v iontové výměnném komplexu půd bazickými kationty) byla zhruba 18 % (obr. D15 barevná příloha). Vodíkové ionty (H^+) vnesené do ekosystému kyselinou sírovou a dusičnou začaly tyto sorbované bazické kationty rychle vytěsňovat a zaujímat jejich místo. V okamžiku kdy rychlost přísunu H^+ z atmosféry a z rozkladných procesů jehličnatého opadu převýšila rychlost zvětrávání, tedy rychlost s jakou byla tato zásoba přirozeně doplňována, začala klesat bazická saturace půd. (obr. D15 barevná příloha). Současně začalo klesat pH půdního roztoku (obr. D15). Po 2. světové válce došlo k velkému nárůstu těž-

F

F

by sirnatého uhlí, ke zvýšení koncentrace SO_2 v ovzduší, zvýšení depozice síry (obr. D15 barevná příloha). Bazická saturace půd a pH začaly klesat mnohem strměji. Teď již výrazně kyselá půdní voda začíná rozpouštět hliník z jílových minerálů v půdách. Tento proces částečně neutralizuje a brzdí další pokles pH, protože H^+ jsou spotřebovávány na rozpouštění jílových minerálů, ale zato výrazně roste koncentrace rozpuštěného hliníku. Současně prudce klesá bazická saturace půd. Molární poměr Bc/Al sice klesá, ale jeho hodnoty jsou stále poměrně vysoké a nejsou fyto toxické. Nejvyšších emisí a také depozice síry bylo na našem území dosaženo v polovině osmdesátých let. Od roku 1989 dochází k velkému poklesu atmosférické depozice síry (obr. D15 barevná příloha), který se ale zastaví na hodnotách měřených zhruba v roce 1999 (viz část o imisích). Přes tento velký pokles depozice se ale půdní chemismus v 90tých nelepšil, stagnoval na předchozích hodnotách. Stejně jako se ve skutečnosti stav smrkového lesa nelepšil, v modelové předpovědi se klíčové parametry půdní acidifikace také dále nelepšil. Ani velmi snížená depozice síry, nepovede v citlivých oblastech ke stavu, kdy by přirozená rychlost zvětrávání bazických kationtů převýšila velikost vstupu kyselosti z atmosféry v kombinaci s kyselostí produktů rozkladu jehličnatého opadu. Jedině pak by mohla začít samovolná regenerace půdního prostředí. Pokračující nevhodný trend se projeví tak, že bazická saturace bude až do roku 2030 nadále klesat. Zvýší se sice poněkud půdní pH, (obr. D15 barevná příloha), ale to nebude mít vliv na klíčovou veličinu půdní acidifikace: poměr Bc/Al bude stagnovat na hodnotě blízké 1, tedy na hranici rizika fyto toxicity, celkový stav se tedy, přes všechna opatření, nezlepší, pravděpodobně se ale ani výrazněji nezhorší. Z porovnatelných světových oblastí je stejný průběh půdní acidifikace předpokládán v jižním Švédsku, v německém Harzu i na východě USA.

Shora popsaná pesimistická situace je na obr. D15 (barevná příloha) vyjádřena trendy, které mají označení „smrky“ a které uvažují přítomnost smrkových porostů. Jak již bylo popsáno, přítomnost smrků výrazně zvyšuje množství kyselosti vstupující do půd. Proto byl sestaven ještě jeden scénář, který modelově počítá s nahrazením smrkového porostu listnatým lesem pro úroveň roku 1998 (scénář buky). V takovém případě se parametry půdní acidifikace do budoucna zlepšil už díky snížené atmosférické depozici. pH půdního roztoku se zvýší výrazněji než v případě smrků a pokles bazické saturace se zastaví. Poměr Bc/Al v půdní vodě se nepatrně zvýší a půdní prostředí se začne pravděpodobně částečně regenerovat. Důvodem této pozitivní změny bude další snížení vstupu kyselosti do půd, způsobené daleko nižší schopností zachytu suché depozice síry korunami listnáčů.

F.2.2. VLIV LESNICTVÍ NA ACIDIFIKACI A NUTRIČNÍ DEGRADACI LESNÍCH PŮD

Při dlouhodobých biogeochemických výpočtech je nutno uvažovat i s faktem, že díky těžbě dřeva je z lesního ekosystému, zejména z půd, nevratně odčerpávána část bazických kationtů (Ca , Mg , Na , K), která by jinak v eko-

systému zůstala a při rozkladu biomasy by se opět dostala zpátky do půdy. Dlouhodobým intenzivním vyvážením dřeva z porostů je tento uzavřený cyklus rozpojen a systém tak nevratně ztrácí část zásoby bazických kationtů, které jsou důležité jednak jako prvky bránící acidifikaci, ale i jako významné živiny pro stromy. Lesní ekosystém má dva hlavní zdroje litogenních prvků a těmi je atmosférická depozice a zvětrávání půd a hornin. Hlavní mechanismy prvky odnášející jsou již zmiňovaná těžba a další je odtok půdní a posléze povrchovou vodu. Tok z iontově-výměnného komplexu byl nejvyšší v období nejvyšších depozic síry (50-80 léta, obr. D21.). Protože v budoucnu bude depozice acidifikujících sloučenin stagnovat na nižších hodnotách, acidifikační tlak na vymývání zbytku Bc se výrazně zmenší (kumulativní křivka bude plochá). Naproti tomu fixace Bc v biomase bude pokračovat zhruba stejnou rychlostí (pokud les neuhynie) a bude tak v budoucnu „dohánět“ kumulativní odnos Bc z iontově-výměnného komplexu. Zatímco dnes je tento podíl na současném stavu asi 25% (obr. D21), v blízké budoucnosti se může lesnictví stát dominujícím mechanismem ochuzujícím půdy o Ca , Mg a K v oblastech s nízkou přirozenou zvětrávací rychlostí. Granitové povodí Lysina ve Slavkovském lese, odkud údaje pocházejí (Hruška et al. 1999), je typickým příkladem lokality, kde se poměry Bc/Al v půdním roztoku mohou v budoucnu zhoršovat i bez výrazného vlivu kyselé depozice. Pokud velikosti depozice zůstane na úrovni roku 2000, pak v roce 2030 by lesnictví přispělo již zhruba 40% k dlouhodobému ochuzení půd.

Jak by lesnictvím indukovaná acidifikace probíhala, za předpokladu velmi nízké kyselé depozice, je znázorněno na obr. D22. V prvním scénáři (těžba celé biomasy, obr. D22) byla použita průměrná fixace Bc celou nadzemní biomasou a její odstranění těžbou. Tomuto scénáři odpovídá lesnická praxe, při které jsou kmeny s kůrou odvezeny a na pasece jsou větve s jehličím spáleny na hromádách. Část popela sice zůstane na místě, ale je soustředěna na velmi malém území a velká část bývá splavena při prudkých deštích do vodotečí. Druhý scénář simuluje odvoz kmenů s kůrou a rozprostření zbytků biomasy na terén (těžba kmenů s kůrou, obr. D22), opět bez přispění kyselé depozice.

V obou těchto případech je použita depozice odhadnutá jako preindustriální, tedy taková, která pravděpodobně ekosystém nepoškozovala. Jak je jasné z obr. D22, při prvním způsobu pěstování a těžby dojde během modelovaných 170 let, tedy vlastně necelých dvou obmýtí hospodářského smrkového lesa ke značnému poklesu bazické saturace půdy (z 21% na ca. 11% v roce 2030) pouze vlivem lesnického hospodaření. V druhém, šetrnějším případě, by bazická saturace půdy poklesla v roce 2030 na 16%. Je zřejmé, že dosud převažující způsoby lesního hospodaření zaměřené na smrkové porosty významně přispívají k acidifikaci a degradaci lesních půd. Jak vyplývá z obr. D22, jeho podíl je významný i v kombinaci s imisemi, které acidifikaci půd hlavně způsobily. Tento reálný stav, který zahrnuje jak fixaci bazických kationtů ve stromech, tak účinky depozice okyselujících sloučenin, reprezentuje modrá čára na obr. D22, která je výsledkem získaným na základě měře-

ných dat o depozici a půdním chemismu. V přirozeně citlivých a silně acidifikovaných oblastech (viz dále zóny extrémně narušených půd a silně narušených půd) by lesní hospodaření mělo být upraveno následujícím způsobem, který by ztrátyází co nejvíce snižoval:

- prodloužit dobu obmýtí (smrky mají absolutně nejvyšší příjem Bc zhruba v období tvorby zápoje porostu, pak fixace klesá)
- lesy by měly být pěstovány rozvolněnější, aby celková biomasa hroubí byla nižší a nevratná fixace tedy menší
- při těžbě by měla být z lesa odvezena pouze využitelná hmota kmene pokud možno bez kůry, větvi a jehličí. Vodivá pletiva obsahují v relativně malém objemu velké množství Bc a musí být ponechána v ekosystému. Biomasa by neměla být pálena, ale ponechána k přirozené dekompozici.

Celý problém je ještě umocněn skutečností, že depozice dusíku a pravděpodobně i oteplení klimatu střední Evropy, k němuž v posledních 40 letech dochází, jsou pravděpodobným důvodem podstatného zvýšení produkce středoevropských lesních porostů.

F.2.3. VÝZNAM POMĚRU C/N LESNÍCH PŮD A KLIMATICKÝCH ZMĚN

Význam znalosti poměru C/N půd (poměr uhlíku ku dusíku) spočívá v indikaci stavu humusu v lesních ekosystémech a v případě jehličnatých ekosystémů i k velmi dobrému odhadu rizika vyplavování dusíku z ekosystému. Výsledky výzkumů z více než sta jehličnatých ekosystémů z celé Evropy (včetně České republiky) ukazují, že množství vyplavovaného minerálního dusíku z jehličnatých lesních ekosystémů zčásti určuje velikost atmosférické depozice dusíku, zčásti poměr C/N v organickém půdním horizontu (stav humusu) a zčásti zásoba bazických kationtů v minerálních půdních horizontech daného ekosystému. Vyplavování minerálního dusíku je výrazně vyšší v jehličnatých porostech s poměrem C/N v organickém horizontu nižším než 25. Poměr C/N v organickém horizontu podstatné části jehličnatých lesních porostů v oblastech s vysokou antropogenní depozicí na území České republiky dosahuje zřejmě této kritické hodnoty (je nižší než 25), což indikuje významné vyplavování živin z těchto ekosystémů.

Na základě existujících publikovaných dat lze předpokládat, že listnaté ekosystémy mají obecně vyšší retenční schopnost vůči zvýšenému vstupu dusíku ve srovnání s jehličnatými ekosystémy a vyplavování minerálního dusíku (a spolu s ním i dalších důležitých živin) z těchto ekosystémů je ve většině případů nižší.

Antropogenní atmosférická depozice není jediným význačným faktorem ovlivňujícím současný stav humusu lesních půd. Prvním z těchto faktorů, na něž je třeba upozornit, je způsob a intenzita hospodaření v lesním porostu v minulosti, který se může překvapivě i po několika staletích odrážet v úrovni stavu humusu (velikosti poměru C/N) a zásobením ekosystému živinami. Druhý významný faktor, jemuž u nás dosud není přikládána patřičná vážnost, představují dlouhodobé klimatické změny.

Tyto klimatické změny nepochybně ovlivňují ved-

le vláhvých poměrů i rychlost mineralizace půdní organické hmoty (uvolňování dusíku a ostatních živin do půdního roztoku ve formě přístupné rostlinám). V odborné literatuře roste počet dokladů dokumentujících, že i relativně malé změny teploty či množství srážek mohou vyvolat značné změny vegetace ekosystémů. Současné změny klimatu ve střední Evropě tak vytváří nepříznivé podmínky pro chladnomilné a vlhkostní horské dřeviny, jejichž typickým a hospodářsky významným zástupcem je smrk ztepilý (*Picea abies*). V této souvislosti je třeba upozornit, že jakkoli se na současných změnách klimatu zřejmě podílí činnost člověka, klima Země nebylo nikdy v minulosti zcela stabilní a některé doložené výkyvy teplot dokonce předchýly současný vývoj. S tímto vědomím je nutno připustit, že přirozené prostorové i výškové rozšíření jednotlivých druhů lesních stromů se v čase mění (bohužel pro nás dosud do značné míry nepředvídatelně).

Z uvedeného vyplývá, že trvale udržitelné lesnictví se musí v současnosti vyrovnat s celou řadou dosud jen málo poznaných antropogenních i čistě přírodních vlivů snižujících hospodářské využití lesů. Trvale udržitelné lesnictví, ale i každý hospodář usilující o dlouhodobé zachování kontinuity lesa bude nucen zavést způsoby hospodaření respektující vývoj poznání vztahu lesa a přírodních či antropogenních faktorů. Jedná se o takové formy hospodaření, které umožní vytvoření a udržení zásob živin lesního ekosystému z vlastní organické hmoty tohoto ekosystému. Naproti tomu je třeba velmi zvažovat razantní opatření jakým je například vápnění lesních porostů užívané jako prostředek vedoucí ke zlepšení stavu půdních živin. V případě konkrétních vybraných lesních porostů, v nichž jsou prokazatelné silné příznaky narušení jejich výživy z důvodu nízké dostupnosti bazických kationtů lze vhodně provedenou aplikací dolomitického vápence považovat za odůvodněnou. Velkoplošně provedené vápnění by naopak nejspíše znamenalo podstatné zhoršení stavu živin (další snížení poměru C/N, zvýšená intenzita vyplavování bazických kationtů atd.). Aplikace hnojiv s obsahem dusíku je vzhledem k obecně vysokému obsahu dusíku vůči obsahu bazických kationtů v půdách lesních ekosystémů ČR obecně nepřijatelná.

F.2.4. KRITICKÉ ZÁTĚŽE SÍRY A DUSÍKU

Stanovení kritických zátěží je zaměřeno na ochranu přírodního prostředí před účinky kyselé atmosférické depozice a kvantifikaci nezbytného snížení emisí kyselinotvorných sloučenin do ovzduší. Principem vyhodnocení kritických zátěží je výpočet neutralizační kapacity přírodního prostředí, především půd a vegetace, která umožní eliminovat přebytečné vodíkové ionty vznikající při atmosférické depozici síry a dusíku. V případě dusíku se určuje ještě kritická zátěž nutričního dusíku, tedy maximální míru eutrofizace kterou je daný ekosystém schopen akceptovat bez změny své funkce a struktury.

Kritická zátěž je definována jako nejvyšší dávka znečišťující látky, která ještě nezpůsobí chemické změny, jež by měly dlouhodobé škodlivé účinky na nejcitlivější složky ekosystému

Koncept kritických zátěží v tomto smyslu je oficiální metodou výpočtu imisních zátěží platných v rámci evropské konvence o dálkovém přenosu

F

škodlivin (UN ECE Convention on Long-Range Transboundary Air Pollution) a slouží evropské komisi k posouzení vlivu emisí na ekosystémy a další strategie jejich snižování.

V ČR jsou aktuální kritické zátěže acidifikujících sloučenin síry a dusíku překročeny na velké většině území (obr. D1). Obdobná situace je i pro kritické zátěže nutričního dusíku (obr. D2). Jak již bylo uvedeno v části o emisích, další snižování emi-

sí a tedy následně depozic síry a dusíku po roce 2000 bude velmi obtížně dosažitelné, u depozice sloučenin dusíku můžeme očekávat naopak nárůst. Je proto nutno začít uplatňovat nepřímé metody snižování depozice (přeměna jehličnatých porostů na listnaté) a také přechod k ekosystémům tolerantnějším k vysokému vstupu dusíku (listnaté lesy).

F.3. Návrh opatření směřujících k zastavení degradace lesních půd

F.3.1. HOSPODÁŘSKÁ OPATŘENÍ, MELIORACE, ÚPRAVA DRUHOVÉ SKLADBY

Pro omezení nepříznivých důsledků imisí, pokud pomineme snižování celkové produkce polutantů, což je celospolečenská otázka širšího významu, může lesní hospodářství využívat dva základní přístupy. Jedním z nich je chemická meliorace, která znamená úpravu půdních vlastností nebo úpravu výživy stromů cestou dodávání melioračních materiálů jako jsou hnojiva nebo vápenaté materiály. Druhou možností je využívání postupů, které působí proti vlivu acidifikace nebo snižují její dopad na lesní půdy. Patří sem například změna způsobu využívání biomasy, úprava dřevinného složení směrem k druhům s melioračními účinky a další opatření v oblasti pěstování lesů, jež napomáhají stabilizovat přirozený koloběh látek v lesním ekosystému.

F.3.1.1. Meliorační opatření

Mezi nejpožívanější meliorační opatření patří vápnění. Původně bylo vápnění zaměřeno především na zlepšení přírůstu lesních porostů, kterého se dosahovalo v důsledku urychlení procesů rozkladu humusu a mobilizací živin v něm obsažených. Koncem 70. a začátkem 80. let bylo vápnění použito jako prostředek, o kterém se předpokládalo, že zmírní nepříznivý vliv kyselých depozic. V 80. letech došlo k dalšímu prudkému zhoršení stavů lesů v Evropě. Za této situace se obracela pozornost k vápnění jako prostředku nápravy výživy a zdravotního stavu poškozených porostů. Cílem bylo napravit kritický stav výživy porostů, zabránit pokračujícímu poškození a upravit podmínky pro obnovu nových porostů. Na mnoha místech byla také aplikována minerální hnojiva, kterými byly do lesních porostů dodávány chybějící živiny. V tomto kontextu vznikla celá řada prací, jež podrobně hodnotí využitelnost vápnění a hnojení v závislosti na stanovišti a stavu porostu.

Vápnění je široce používaným prostředkem pro melioraci půd ovlivněných kyselou depozicí. Při jeho použití ve vhodných podmínkách a vhodným způsobem lze očekávat příznivý efekt na půdu. Pro vápnění v lesních porostech jsou vhodné zejména dolomitické vápence s převahou částic o velikosti do 1 mm. Materiály s vyšším obsahem částic nad 1 mm jsou málo efektivní z důvodu jejich pomalého rozpouštění. Dávky využívané pro vápnění lesů se pohybují v rozmezí 2-4 t/ha. Příznivějšího efektu se dosáhne častějším opakováním menších dávek niko-

liv jednorázovou aplikací vysokých dávek. Změny po vápnění se nejdříve projevují ve svrchních horizontech nadložního humusu. K ovlivnění minerální půdy dochází se zpožděním více let. Při vápnění ve vhodných podmínkách a vhodnými materiály lze příznivě změny v půdě i ve výživě porostu pozorovat i po 10-15 letech. Vápnění má i své nevýhody a rizika. K nim patří zejména to, že se jedná o zásah, který prudce a na relativně krátkou dobu mění chemické podmínky povrchových horizontů. Dochází k homogenizaci půdního prostředí s následným ochuzením diverzity rostlin i mikroorganismů. Změny, ke kterým dochází v důsledku vápnění mohou dále podpořit přesun kofenů do povrchových horizontů, což ovlivňuje odolnost porostů vůči suchu, mrazu a může zhoršit využitelnost živin v půdě. Za nejvýznamnější riziko vápnění je však považován zvýšený rozklad humusu, ke kterému může docházet na stanovištích s aktivními formami humusu, v půdách s nízkým poměrem C/N (< 25) a za situace, kdy do lesního ekosystému vstupuje depozicí nadměrné množství dusíku. Vzhledem k tomu, že v ČR jsou depozice dusíku na většině území poměrně vysoké, je potřeba věnovat tomuto aspektu zvýšenou pozornost. Zrychlená mineralizace může způsobit také vyšší uvolňování těžkých kovů poutaných v organické hmotě.

Většina potenciálních rizik odpadá při vápnění (zapravení do minerální půdy) k jednotlivým sazenicím při obnově lesa. Použití vápnění při obnově lesa zpravidla zřetelně zvyšuje úspěch obnovy a podporuje také procesy přirozeného zmrazování dřevin na povápněných ploškách. Při různorodosti podmínek v lesích je běžné, že zatímco na jednom stanovišti může chemická meliorace vápněním přinést výrazný příznivý efekt, v jiných podmínkách může být tento efekt minimální a nebo i záporný. Může též dojít k nežádoucím, předem neuvažovaným procesům, které mohou překrýt nebo i znehodnotit přínos použité meliorace. Zejména při celoplošné aplikaci, pokud není založena na diferenciaci stanovišť podle jejich reakce na aplikované meliorační opatření, se tak přínos získaný na stanovištích s pozitivní reakcí znehodnocuje zápornými důsledky na stanovištích s negativní odezvou. Vzhledem k tomu je nezbytné, aby aplikace melioračních zásahů byla vždy podepřena informacemi, jež by dovolily vyhodnotit potenciální přínosy a rizika. Při hodnocení dostupnosti poznatků o vlivu vápnění na lesní ekosystém v podmínkách České republiky je bohužel nutné konstatovat, že chybí průkazné údaje, které

by potvrdily nebo vyvrátily potřebu velkoplošného vápnění. Chybí a nebo je jen na velmi omezeném počtu ploch (Orlické hory, Beskydy) prováděno dlouhodobé sledování vlivu vápnění na půdu. Pravděpodobně zcela chybí sledování dlouhodobého efektu vápnění na dospělé lesní porosty, kde se vápnění, především v posledních letech, provádělo. Na základě těchto sporých dat je obtížné posoudit oprávněnost velkoplošného vápnění. Nelze se pouze odvolávat na zahraniční praxi, neboť tam zpravidla podkladová experimentální data existují a jsou při rozhodování o vápnění brána do úvahy (viz rozhodovací proces v sousedním Sasku).

Na základě existujících poznatků lze konstatovat, že úpravu výživy porostů lze s úspěchem použít jen tehdy, stane-li se prvkem komplexní péče o porosty. To vyžaduje využívání lesnicko-pěstebních poznatků při současném respektování širších ekologických souvislostí. Z četných experimentálních prací je zřejmé, že lze poměrně přesně stanovit charakteristiky porostů a půd, které mohou a mají být vápněním ovlivněny (obsahy látek v půdě a v asimilačních orgánech, poměry látek v asimilačních orgánech, obsahy látek v půdním roztoku, ekosystémové bilance apod.) Důležité je také zjištění, že příčiny poškození lesů je v současnosti nutné hledat vždy v lokálně specifické kombinaci růstových podmínek a stavu porostů. Proto při hledání adekvátních opatření ke zlepšení stavu lesa není možné se obejít bez uceleného souboru údajů charakterizujících stav všech hlavních složek lesního ekosystému. Pokud se tak stane, pak jen na úkor výsledného efektu. S ohledem na náročnost získávání takových dat je samozřejmě jasné, že tato šetření nemohou být prováděna v každém jednotlivém porostu. Řešení je proto nutné hledat v jasné strukturovaném systému, který zajistí, aby plošně významné charakteristiky byly sledovány v síti ploch, která umožní jejich plošnou interpretaci a lokálně významné vlastnosti byly sledovány lokálně podle oblastí. Je vhodné, aby tato sledování byla opřena o referenční síť vhodně rozmístěných ploch, kde budou sledovány látkové toky celým ekosystémem i odezva porostů.

Vápnění představuje komplexní zásah do lesního ekosystému a jako takové vyžaduje důkladné hodnocení možných příznivých i nepříznivých důsledků. Při dodržení tohoto přístupu lze očekávat, že vápnění může být účinnou složkou systému opatření při zvyšování odolnosti lesních půd vůči acidifikaci.

Způsoby hospodaření směřující k omezení acidifikace

Při hospodaření v lesích lze uplatňovat řadu postupů, kterými lze snížit acidifikaci a nutriční degradaci půd. Mezi nejvýznamnější patří snaha o zajištění vyššího podílu listnatých, a to jak hospodářských listnatých, tak i melioračních a zpevňujících listnatých dřevin. Podle existujících poznatků mohou listnaté dřeviny snižovat velikost depozice okyselujících látek do porostu a ve srovnání s porosty jehličnatými je jejich působení na půdu příznivější (rychlejší a v důsledku hlubšího prokořenění i více uzavřený koloběh látek, tvorba příznivých forem humusu, podpora biodiverzity půdní bioty). Na většině ploch, kde

je reálné plánovat vyšší podíl listnatých dřevin se přitom jedná také o žádoucí změnu směrem k přirozené dřevinné skladbě.

Jak plyne i ze zkušeností v ČR i v oblastech v minulosti nejvíce postižených imisemi bylo možné vypěstovat lesní porosty, které by dostatečně plnily ochranné a meliorační funkce a vytvářely podmínky pro obnovu lesních ekosystémů. Je zřejmé, že význam tzv. náhradních porostů nepominul se snížením koncentrací oxidu siřičitého v ovzduší. Naopak se stále více jeví jako potřebné aplikovat znalosti získané s pěstováním přípravných a melioračních dřevin v daleko širším měřítku i v dalších oblastech, kde by bylo vhodné využít jejich příznivých účinků.

Mezi další možnosti patří omezení vzniku velkoplošných holin. Při vzniku holiny dochází k rychlému rozkladu organické hmoty. Pokud na ploše chybí vegetace, která by využila uvolněné živiny, což je zpravidla případ holin po těžbě, jsou produkty rozpadu humusu zpravidla vyplavovány mimo systém. Ztráty humusu, ke kterým tak dochází mohou být značné a na extrémních lokalitách v horských oblastech dlouhodobě zcela změni stanoviště. Změna směrem k obnově pod porostem, využití přípravných a melioračních dřevin a další postupy, které omezují vznik holin mohou z tohoto hlediska významně přispívat ke stabilizaci lesních ekosystémů v ohrožených oblastech.

Jednou z mála možností jak zvrátit nebo zpomalit proces degradace lesní půdy je omezení exportu biomasy z těžných porostů tak, jak bylo popsáno v odstavci E.2.2. Příznivý efekt (deacidifikaci) lze očekávat jen při pomalém rozkladu organické hmoty, ve které je vysoký poměr C/N (dřevo, opad, nadložní humus s nízkým obsahem Al a Fe). Tato metoda nabízí omezené, ale zcela reálné možnosti, jak vhodným zpracováním klesu, kůry a těžebních zbytků zpomalit proces acidifikace, ale zejména nutriční degradace. Na základě existujících znalostí je tak možné vymezit potenciál některých lesnických opatření podle jejich účinnosti proti působení acidifikačních procesů. Tato škála zahrnuje na jedné straně operace, které acidifikaci zvyšují a na druhé straně operace, které acidifikaci snižují. Jejich rámcové rozdělení je platné a řada z nich je použitelná ihned, jak je například uvedeno v předcházejících odstavcích. V některých dalších případech je však zapotřebí dalšího upřesnění a zvážení všech výhod i nevýhod. Předpokládá se, že toto upřesnění a podrobnější klasifikace opatření doporučených pro jednotlivá konkrétní území bude předmětem dalšího šetření.

Uvedené přístupy a snaha o nalezení ekologicky vhodných postupů pro ohrožená území mají širší platnost. Je totiž zřejmé, že tradiční lesnictví, založené na historických informacích o stavu lesů, stavu prostředí a uplatňující způsoby hospodaření zaměřené na trvalou produkci dřeva je konfrontováno s rychlými změnami vnějšího prostředí, kde se mění ekologické podmínky ovlivňující růst lesů. Bohužel se nepotvrdil předpoklad, že po snížení emisí síry a dalších polutantů dojde k samovolné nápravě stavu lesů a bude umožněn návrat ke způsobům hospodaření, jež byly používány v éře před nárůstem imisní zátěže. Jedním z mnoha příkladů mohou být depozice dusíku, jež před několika desetiletími měly spíše příznivý efekt na růst lesů. Dnes, při překra-

F

čování kritických zátěží, je zvýšená depozice dusíku příčinou, která může destabilizovat lesní ekosystémy (viz. např. Orlické hory). Další vlivy, které nepochybně ovlivňují lesní hospodářství jsou narůstající koncentrace jiných látek (ozon, organické látky) a také klimatické změny. Za této situace, kdy se mění vnější podmínky, je zapotřebí využívat komplexní znalosti o lesních ekosystémech pro efektivní hospodaření. Jednou z obecně uznávaných možností je přitom podpora lesů, které budou více využívat přirozených regulačních procesů a tak budou lépe uzpůsobené reagovat na změny prostředí. Cenou za dosažení příznivého efektu pomocí hospodářských opatření, které mohou snižovat poškození lesních půd v dlouhodobé perspektivě, jsou zvýšené náklady na realizaci, nutnost změn managementu lesů nebo jiná omezení ve srovnání s dosud používanými postupy. Je tedy nereálné očekávat a prosazovat jejich aplikaci bez rozdílu ve všech lesích. Je však naopak vysoce účelné, aby tyto postupy byly využívány všude tam, kde stav lesních půd a lesů je kritický a každé by i dílčí zlepšení, může znamenat přínos z hlediska stabilizace lesních ekosystémů. Pro hodnocení, kde je využívání hospodářských opatření, které snižují acidifikaci lesních půd, prioritním zájmem může sloužit i zonace území ČR podle míry narušení lesních půd acidifikací a nutriční degradací jak je uvedeno v následující části.

F.3.2. RAJONIZACE ČR PODLE NARUŠENÍ PŮD

Dnes je zonace lesů prováděna na základě prováděcí vyhlášky č. 78/1996 Sb., k zákonu č. 289/1995 Sb., v platném znění, podle tzv. „pásem ohrožení“. Pásmo ohrožení je: „Území s obdobnou dynamikou zhoršování zdravotního stavu lesních porostů charakterizované stupněm poškození těchto porostů imisemi se zařazuje do pásma ohrožení lesních porostů imisemi (dále jen „pásmo ohrožení“).

Pásma ohrožení ovlivňují celý soubor lesopěstebních opatření a také dotace do hospodaření v lesích. Lze však uvést více výhrad ke koncepci pásem ohrožení a ke způsobu jejich vymezování. Je to stav lesa, který se na řadě lokalit dále nezhoršuje. Důležité také je, že pásma ohrožení jsou vylišována podle stavu lesa, který je důsledkem působení řady faktorů, nejen velikost imisí. K faktorům výrazně ovlivňujícím stav lesa patří způsoby hospodaření, původ reprodukčního materiálu a lesnicko-hospodářské praktiky minulosti (např. hrabání steliva, lesní pastva).

Vymezování pásem ohrožení podle důsledku a ne podle příčiny nevytváří předpoklad pro hospodaření, které by na kritických místech poškození lesů předcházelo. Vymezování pásem ohrožení podle důsledku (tj. podle stavu lesa), který je navíc jednoznačně připisován pouze vnějším vlivům (imise), tak snímá do značné míry odpovědnost za stav lesa z lesního hospodáře.

Na základě dostupných informací je zřejmé, že je zapotřebí změnit tento způsob vymezování pásem ohrožení a nahradit jej systémem, který dovoluje objektivnější posouzení skutečného ohrožení na základě veličin, které jsou měřitelné

a kvantifikovatelné a nejsou výsledkem subjektivního hodnocení.

Na základě shora popsaných poznatků o mechanismech a veličinách, které ovlivňují acidifikaci a nutriční degradaci půd byla vytvořena rajonizace ČR podle oblastí různého stupně narušení půd. Tento systém je možné doplnit o další vrstvy potřebné pro rozhodování například o prioritách managementu. Jako příklad takových vrstev lze uvést aktuální stav lesů nebo aktuální stav půd. Rajonizace byla vytvořena v prostředí GIS a byly vzaty v úvahu jak přirozené vlastnosti prostředí (klima, geologické a půdní vlastnosti), tak složky antropogenní (velikost atmosférické depozice síry a dusíku). Výsledkem je rajonizace do 4 základních skupin (obr. E4), klasifikovaných jako zóny:

- extrémně narušených půd (2% plochy ČR)
- silně narušených půd (12% plochy ČR)
- středně narušených půd (53% plochy ČR)
- mírně narušených půd (32% plochy ČR)

F.3.2. ZÓNA EXTRÉMNÍHO NARUŠENÍ PŮD

Extrémně narušené oblasti jsou z hlediska akutnosti zásahu prioritní. Je nutno je považovat za silně problémové i do budoucna. I při redukci emisí, imisí a depozice se bude v těchto oblastech při současném obhospodařování acidifikace půd buď mírně prohlubovat, anebo bude současný stav konzervován na několik příštích desetiletí. V těchto oblastech je nutno v co nejkratší době změnit hospodaření tak, aby umožnilo alespoň částečnou samovolnou regeneraci půd. V dobře indikovaných případech lze lokality podpořit dodáním deficientních živin (zejména Mg) nebo opatrným kompenzačním vápněním malými dávkami rychle rozpustného dolomitického vápence. Pro jakékoliv zásahy je nutno zásadně používat materiály neobsahující dusík, kterého je v současnosti v těchto půdách nadbytek a další vstup dusíku je nežádoucí. Je nutno vypracovat metodický předpis, který bude obsahovat metodiku vylišování ploch, kde vápnění či dodávání živin jednoznačně povede ke zlepšení současného stavu. Dodávání nedostatkových živin je akceptovatelné jen jako krátkodobé stabilizační a podpůrné opatření do doby, než se podaří převést hospodaření v oblasti na takový způsob, který nebude tyto umělé zásahy pravidelně vyžadovat a bude šetrně využívat omezeného potenciálu poškozených půd bez dalších zásahů. Vytváření podmínek luxusní výživy umělým a pravidelným dodáváním biogenních prvků není slučitelné se zásadami trvale udržitelného lesnického hospodaření.

V případě aplikace dolomitických vápenců nastává vážný problém se saturací půd dusíkem. Vápnění by proto nemělo být aplikováno tam, kde je:

1. depozice N klasifikována jako velmi vysoká (>20 kg/ha/rok)
 2. poměr C/N v humusu nižší než 25
- Účinnějším, i když pomalejším mechanismem nápravy, je v této zóně změna cílové skladby dřevin na smíšené, či pokud je to klimaticky únosné, na čistě listnaté porosty. Důvodem je zejména:

- nutnost snížit atmosférickou depozici síry a dusíku – jak bylo ukázáno v předchozích částech, smrkové porosty akcelerují a zvyšují celkovou depozici. Touto cestou je možné depozici výrazně snížit
- změnu cílové druhové skladby je třeba prosazovat nejen při obnově, ale i během výchovných zásahů. Faktorem, který negativně ovlivňuje snahu o zvýšení zastoupení listnatých dřevin je tlak vysoké zvěře, její stav je v této oblasti nutno razantně snížit
- listnaté dřeviny, zejména buk, jsou mnohem odolnější než smrk k hliníkové toxicitě půdy. Kritické poměry Bc/Al pro bukové porosty jsou mnohem nižší než pro smrky, buky tak mohou změněné půdní podmínky snášet podstatně lépe než smrky
- listnaté porosty obnoví rozklad opadu, který je v acidifikovaných smrčinách velmi inhibován, a kde je v opadu imobilizováno značné množství bazických kationtů.

Kromě výše popsané změny dřevinné skladby je nutno prosazovat tato další opatření:

- zakládání a udržování rozvolněné formy lesa s nízkým zakmeněním, aby celkový příjem bazických kationtů stromy byl pokud možno nízký a neubíral půdě neutralizační potenciál, daný obvykle nízkými rychlostmi zvětrávání
- maximální prodloužení doby obmýtí a zabránění holosečným způsobům těžby (zabránění rychlé mineralizaci humusu a jeho nitrifikaci s rizikem uvolnění kyseliny dusičné)
- z lesa vyvážet při případné těžbě pouze kmeny bez kůry
- veškeré zbytky po těžbě ponechávat na místě, nepálit, ale ponechat k volné dekompozici (návrat bazických kationtů do půd, podpora přirozené obnovy)
- krátkodobě uvažovat s využíváním alternativních způsobů hospodaření jako jsou: přechodné bezlesí na základě výjimky ze zákona v kombinaci s využíváním přípravných dřevin i keřovitého charakteru
- aplikace specifických zalesňovacích postupů využívajících speciální technologie zalesnění (použití odrostků, nezbytná výživa k jednotlivým sazenicím, ochrana proti zvěři atd.).

F.3.2.2. Zóna silného narušení půd

V této zóně je žádoucí vyloučit vápnění a dodávání deficientních živin a lesnickými způsoby obnovit a podpořit přirozenou regenerační schopnost půd, a to jak z ekonomických důvodů (zóna zaujímá 12% plochy ČR), tak i proto, že lesotechnická opatření jsou v delším časovém horizontu schopna přinést požadované zlepšení. Pěstební postupy musí podporovat významné zvýšení druhové a prostorové diverzity lesa. Smíšený les s výraznou prostorovou, věkovou a druhovou diverzitou a s rozumnou produkcí musí být cílem lesnických zásahů v této zóně. Převládá většina stejnověkých smrkových monokultur v této zóně může být významně ovlivněna také globálními změnami, a to zejména epizodami sucha a vysokých teplot v letních měsících. Ústup od těchto monokultur směrem k

dřevinám lépe snášejícím klimatické extrémy musí být součástí lesopěstebních změn. Obdobně jako v zóně extrémního narušení je žádoucí zejména:

- změna druhové skladby ve prospěch listnatých dřevin na základě aktuálních stanovištních podmínek. Změnu druhové skladby je třeba prosazovat nejen při obnově, ale i během výchovných zásahů. Tímto opatřením dojde i k redukci atmosférické depozice
- přeměna stejnověkých převážně smrkových porostů na přírodě blízké lesy s bohatou strukturou (více etážový smíšený les). Provádění obnovní těžby ve prospěch existující obnovy
- udržování stavu spárkaté zvěře na úrovni umožňující plynulé odrůstání dřevin a keřů, alternativně používat plocení
- ústup od holosečného hospodaření - velké holoseče vedou ke ztrátě humusu, nitrifikaci svrchních horizontů půdy a dále se zvyšující acidifikaci půdního prostředí
- ponechávání zbytků po těžbě na místě, nepálit, ale ponechat k volné dekompozici

F.3.2.3. Zóna středního narušení půd

Tato zóna je poměrně rozsáhlá a měla by být v budoucnu hlavní oblastí moderního lesnictví zaměřeného na produkci při respektování všech poznatků a postupů přírodě blízkého a dlouhodobě udržitelného lesního hospodaření. Ekologická valence těchto území je poměrně široká a umožňuje nejrozumnější lesopěstební opatření a úpravy. Je nutno respektovat přirozené stanovištní podmínky a na základě typologie volit správné dřeviny. Stabilita lesa bude v budoucnu pravděpodobně velmi ovlivněna očekávaným klimatickým posunem k vyšším teplotám a větší frekvenci suchých epizod, které budou smrkové monokultury významně stresovat. V této zóně platí stejná doporučení jako v zóně předchozí, není zde již ale klíčové ponechávání těžebních zbytků na místě, protože zóny mírného narušení půd mají obvykle dostatečné zvětrávací rychlosti, které jsou schopné úbytek bází růstem lesa plně nahradit. Ponechání tlející biomasy je i zde významné z důvodů zvýšení druhové a prostorové diverzity ekosystému.

F.3.2.4. Zóna mírného narušení půd

Tato zóna zahrnuje území, kde je riziko acidifikace půd vcelku nízké. Půdy mají obvykle velkou mocnost, velké rychlosti zvětrávání a acidifikací nejsou v současnosti významněji poškozovány. To ovšem neznamená, že lesnické hospodaření zde bude zcela bez problémů. Jedná se zejména o oblasti, kde je velmi intenzivní zemědělství a kde půdy mohou být poškozovány splachy a úlety hnojiv a dalších agrochemikálií, které mohou způsobit jiná poškození půd, než jaká byla diskutována v tomto příspěvku.

F

F.4.. Závěr

Předložená studie shrnuje a vysvětluje mechanismy a příčiny poškození lesních půd v důsledku dlouhodobé kyselé atmosférické depozice, nadbytku dusíku a nevhodného lesnického hospodaření. Na základě dosavadních znalostí bylo zformulováno nové vymezení oblastí narušení půd vzhledem k jejich přirozené citlivosti a velikosti atmosférické depozice.

Byly navrženy strategie a způsoby dalšího obhospodařování lesních ekosystémů, které povedou k alespoň částečné regeneraci půd nebo nebudou současnou situací nadále zhoršovat. Navržená opatření jsou vesměs dlouhodobě známá, ale jejich uplatňování je podceňováno a nebylo dosud komplexně shrnuto ani uplatňováno. Navržená systémová opatření jsou vedena maximální snahou o šetrný a dlouhodobě udržitelný způsob lesnického hospodaření založený, zejména v poškozených oblastech, na změně paradigmatu současného produkčního lesnictví. Pouze v dobře indikovaných případech je navržena možnost použít dočasně, omezeně a šetrně kompenzační vápnění a dodávání deficientních živin do půd.

Práce formuluje nové principy a vytyčuje postu-

py na úrovni relativně velkých celků. Není tedy návodem k lesopěstebnímu opatření v provozním měřítku. Podat geograficky detailní návod nebylo ani jejím účelem. Dalším logickým krokem proto je, na základě formulovaných principů, vypracování geograficky detailnějších studií, které budou moci být podkladem pro opatření na úrovni celků jako jsou národní parky, chráněné krajinné oblasti (a jejich zóny) či přírodní lesní oblasti. Tento krok ale vyžaduje nový systém sběru potřebných dat, která prozatím nebyla ve větším měřítku získávána, anebo byla získávána jen v některých oblastech. Současně je ale nutno využívat v co největší míře dat již získaných, která je nutno utřídit, adekvátně zpracovat a vyhodnotit.

Současný stav přírodního prostředí, úroveň jeho akumulovaného a současného znečišťování, vyžaduje aplikaci principů trvale udržitelného lesního hospodaření. K omezení a zastavení další degradace lesů a lesního prostředí je nutné tento ohrožený přírodní potenciál využívat rozumně a s jasnou znalostí rizik a omezení, která existují a budou existovat i v budoucnu.

G. Literatura

- Aamlid, D., Torseth, K., Venn, K., Stuanes, A. O., Solberg, S., Hysen, G., Christophersen, N., Framstad, E., 2000. Changes of forest health in Norwegian boreal forests during 15 years. *Forest Ecology and Management* 127, 103-118.
- Aber, J., Magill, A., McNulty, S., Boone, R., Nadelhoffer, K., Downs, M., Hallett, R., 1995. Forest biogeochemistry and primary production altered by nitrogen saturation. *Water, Air and Soil Pollution* 85, 1665-1670.
- Aber, J., McDowell, W., Nadelhoffer, K., Magill, A., Berntson, G., Kamakea, M., McNulty, S., Currie, W., Rustad, L., Fernandez, I., 1998. Nitrogen saturation in temperate forest ecosystems. *Bioscience* 48, 921-934.
- Aber, J.D., Driscoll, C.T. 1997. Effects of land use, climate variation, and N deposition on N cycling and C storage in northern hardwood forests. *Global Biogeochemical Cycles* 11, 639-648.
- Adams, S. N. et al. 1978. Some effects of lime and fertilizer on Sitka spruce plantation. *Forestry* 52, 57-65.
- Aldinger, E. 1983. Gesundheitszustand von Nadelholzbeständen auf gedüngten und ungedüngten Standorten im Buntsandstein-Schwarzwald. *Allg. Forstz.* 39, 794-796.
- Aldinger, E. 1987. Elementgehalte im Boden und in Nadeln verschieden stark geschädigter Fichten-Tannen-Bestände auf Praxiskalkungsflächen im Buntsandstein-Schwarzwald.. *Freib. Bodenk. Abh.* 19, 1-266.
- Andersen, D.O., Pempkowiak, J. 1999. Sediment content of metals before and after lake water liming. *Sci. Total Envir.* 244, 107-118.
- Andersson, F., Bramryd, T., Liljelund, L.E., Nihlgård, B., Nilsson, S.I., Persson, H., Popović, B., Söderström, B. 1988. General conclusions. In: Andersson F., Persson T., (eds.). Liming as a measure to improve soil and tree condition in areas affected by air pollution. *National Swedish Environmental Protection*, p. 115-120.
- Andersson, S., Nilsson, I., Valeur, I. 1999. Influence of dolomitic lime on DOC and DON leaching in a forest soil. *Biogeochemistry* 47, 297-317.
- Anonymous, 1996. Manual of methodologies and criteria for mapping critical levels/loads and geographical areas where they are exceeded. *Texte 71/96*, UN ECE Convention on long range transboundary air pollution. Umweltbundesamt, Berlin, s. 142.
- Anonymous, 2000. Zpráva o stavu lesa a lesního hospodářství České republiky. Stav k 31.12.1999. Ministerstvo zemědělství, vydavatelství Lesnická práce, s. 139.
- Anonymous, 2000. Leitfaden Forstliche Bodenschutzkalkung in Sachsen. Armbruster, M., Kohler, H., Feger, K.H. 2000. Chemical composition of first-order forest streams in the upper Black Forest - Variability related to runoff dynamics and soil liming. *Forstwiss Centralbl.* 119, 249-262.
- Asche, N. 1999. Forest liming and root system of beech (*Fagus sylvatica*) - A case study in the Sauerland region. *Forstwiss Centralbl.* 118, 294-301.
- Augustin, S., Mindrup, M., Meiwes, K.J. 1997. Soil chemistry. In: Hüttel F. and Schaaf W. (eds.). *Magnesium deficiency in forest ecosystems*. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, 255-273.
- Badalucco, L., Grego, S., Dellorco, S., Nannipieri, P. 1992. Effect of liming on some chemical, biochemical, and microbiological properties of acid soils under spruce (*Picea abies*). *Biology and Fertility of Soils* 14, 76-83.
- Bakker, M.R., Keisit, R., Verbist, K., Nys, C. 1999. Effects of liming on rhizosphere chemistry and growth of fine roots and of shoots of sessile oak (*Quercus petraea*). *Plant and Soil* 217, 243-255.
- Balcar, V. 2000. Dynamika lesních půd v imisních oblastech a možnosti jejich revitalizace. Podkladová zpráva, VULHM Jíloviště-Strnady.
- Bartelt, Nebe, Leube 1999. Biogeochemisches Potenzial ausgewählter Baumarten auf meliorierten, immissionsbeeinflussten Standorten des Erzgebirge. *Schriftenreihe der Sächsischen Landesanstalt für Forsten*, 18, p. 40.
- Belkacem, S., Nys, C. 1995. Consequences of liming and gypsum top-dressing on nitrogen and carbon dynamics in acid forest soils with different humus forms. *Plant and Soil* 173, 79-88.
- Bernadzki, E., Bolibok, L., Brzeziecki, B., Zajaczkowski, J., Żybura, H. 1998. Compositional dynamics of natural forests in the Białowieża National Park, northeastern Poland. *Journal of Vegetation Science* 9, 229-238.
- BFH, Federal Research Centre for Forestry and Forest Products, 2000. Forest Condition in Europe. ISSN 1020-587X, UN-ECE, p. 33, Geneva.
- Binkley, D., Driscoll, C.T., Allen, H.L., Schoeneberger, P., McAvoy, D. 1989. Acidic deposition and forest soils: context and case studies of the southeastern United States. Springer-Verlag, New York, p. 149.
- Binkley, D., Giardina, C. 1998. Why do tree species affects soil? The Warp and Woof of tree-soil interactions. *Biogeochemistry* 42, 89-106.
- Binkley, D., Hogberg, P. 1997. Does atmospheric deposition of nitrogen threaten Swedish forests? *Forest Ecology and Management* 92, 119-152.
- Birch, H.F. 1958. Further aspects of humus decomposition. *Nature* 182, 1172.

G

G

- Boneau, M. 1991. Remedies for forest decline. In: French research into forest decline. DEFORPA Programme, 2.nd report, 101-112.
- Bobbink, R., Hornung, M., Roelofs, J. G. M. 1998. The effects of air-borne nitrogen pollutants on species diversity and seminatural European vegetation. *Journal of Ecology* 86, 717 – 738.
- Bobbink, R., Roelofs, J. 1995. Nitrogen critical loads for natural and semi-natural ecosystems. The empirical approach. *Water, Air and Soil Pollution* 85, 2413–2418.
- Borman, F.H., Likens, G.E. 1979. Patterns and processes in a forested ecosystem. Springer, Berlin, Heidelberg, New York.
- Bosch, C. 1986. Standorts-und ernährungskundliche Untersuchungen zu den Erkrankungen der Fichte *Picea abies* (L.) Karst. in höheren Gebirgslagen. *Forstliche Forschungsberichte* 75, München, p. 241.
- Bredemeier, M., 1987. Quantification of ecosystem-internal proton production from the ion balance of the soil. *Plant and Soil*, 101, 273-280.
- Bredemeier, M. 1988. Forest canopy transformation of atmospheric deposition. *Water, Air and Soil Pollution* 40, 121.
- Cape, J.N., Freersmith P.H., Paterson, I.S., Parkinson, J.A., Wolfenden, J. 1990. The nutritional status of *Picea abies* (L.) Karst. across Europe and implications for „forest decline“. *Trees* 4, 211-224.
- Caravaca, F., Lax, A., Albaladejo, J. 1999. Organic matter, nutrient contents and cation exchange capacity in fine fractions from semiarid calcareous soils. *Geoderma* 93, 161-176.
- Compton, J.E., Boone, R.D. 2000. Long-term impacts of agriculture on soil carbon and nitrogen in New England forests. *Ecology* 81, 2314-2330.
- Cosby, B.J., Hornberger, G.M., Galloway, G.N., Wright, R.F. 1985a. Time scales of catchment acidification. *Environmental Science and Technology* 19, 1144-1149.
- Cosby, B.J., Hornberger, G.M., Galloway, G.N., Wright, R.F. 1985b. Modeling the effects of acid deposition: Assessment of a lumped-parameter model of soil water and stream water chemistry. *Water Resources Research* 21, 51-63.
- Cote, L., Brown, S., Pare, D., Fyles, J., Bauhus, J. 2000. Dynamics of carbon acid nitrogen mineralization in relation to stand type, stand age and soil texture in the boreal mixedwood. *Soil Biology and Biochemistry* 32, 1079-1090.
- Cotrufo, M.F., Miller, M., Zeller, B. 2000. Litter decomposition. In: Schulze E.D., (ed.). Carbon and nitrogen cycling in European forest ecosystems. *Ecological Studies* 142, 276-296.
- Cronan, C.S., Grigal, D.F. 1995. Use of calcium/aluminum ratios as indicators of stress in forest ecosystems. *Journal of Environmental Quality* 24, 209-226.
- Crowley, T.J. 2000. Causes of climate change over the past 1000 years. *Science* 289, 270-277.
- Cudlín, P., Novotný, R., Chmelíková, E. 1999. Studies of crown structure transformation to clarify the response of Norway spruce forest to multiple stress impact. In: EFI Proc. Int. Workshop on spruce monocultures in Central Europe – Problems and prospects, June 1998, Brno, Czech Republic, EFI, Joensuu, Finland (in press).
- Cudlín, P., Novotný, R., Chmelíková, E. 1999. *Phyton* 39, 149.
- Černý, M., Holá, Š., Moravčík, P., Emmer, I.M. 1998. Poškození lesů a související faktory prostředí v Krkonošském národním parku. Závěrečná zpráva.
- Černý, M., Moravčík, P., Tichý, J. 1993. Meliorace lesních půd vápněním. Studie zpracovaná pro Lesy České republiky, s. 24.
- De Wit, H., Mulder, J., Nygaard, P.H., Aamlid, D., Huse, M., Kortnes, E. 1999. Aluminium: the need for a re-evaluation of its solubility and toxicity in mature spruce stands. In: Critical Loads Copenhagen Conference Abstracts, National Environmental Research Institute, Silkeborg, Denmark, 165-168.
- Derome, J. et al. 1986. Forest liming on mineral soils. Results of Finnish experiments. National Swedish Environment Protection Board, Report 3084., p. 85.
- Derome J., Kukkola M., Smolander A., Lehto T. 2000. Liming of forest soils. Forest Condition in a Changing Environment: the Finnish Case 65, 328-337.
- Dise, N.B., Matzner, E., Forsius, M. 1998a. Evaluation of organic horizon C/N ratio as an indicator of nitrate leaching in conifer forests across Europe. *Environmental Pollution* 102, 453-456.
- Dise, N.B., Matzner, E., Gundersen, P. 1998b. Synthesis of nitrogen pools and fluxes from European forest ecosystems. *Water, Air and Soil Pollution* 105, 143-154.
- Downing, R.J., Hettelingh, J.-P., de Smet, P.A.M. 1993. Calculation and mapping of critical loads in Europe: Status Report 1993. RIVM Rep. no. 259101003, Bilthoven.
- Ebben, U. 1991. Die toxische Wirkung von Aluminium auf das Wachstum und die Elementgehalte der Feinwurzeln von Altbuchen und Altfichten. Ber forschungszentrum waldokosyst Univ. Göttingen A:64.
- EC, 1999. Council Directive 1999/30/EC of 22 April 1999 relating to limit values for sulphur dioxide, nitrogen dioxide and oxides of nitrogen, particulate matter and lead in ambient air. Official Journal of the European Communities, L 163, 0041-0060.
- EMEP/MSC-W Report 1/98 Transboundary acidifying air pollutions in Europe. Červenec 1998.
- Emisní bilance ČR v letech 1980 – 1999 (tabulky ČTIO, ČIŽP, ČHMÚ).
- Emmer, I.M. 1998. Methodology of humus form research. *Lesnictví-Forestry* 44, 16-22.
- Emmer, I. 1996. Forest soils and humus forms of the Krkonoše Mts. – a review. Department of Physical Geography and Soil Science, The Netherlands Centre for Geo-Ecological Research (ICG), University of Amsterdam – Report, p. 26.
- Emmer, I.M., Wessel, W.W., Kooilman, A., Sevink, J., Fanta, J. 2000. Restoration of degraded central-european mountain forest soils under changing environmental cir

- cumstances. In: Klimo E., Hager H., Kulhavý J. (eds.). Spruce monocultures in Central Europe - problems and prospects. *EFI Proceedings* 23, 81-92.
- Emmett, B. A., Boxman, D., Bredemeier, M., Gundersen, P., Kjonaas, O. J., Moldan, F., Schleppei, P., Tietema, A., Wright, R. F. 1998. Predicting the effects of atmospheric nitrogen deposition in conifer stands: evidence from the NITREX ecosystem-scale experiments. *Ecosystem* 1, 352 – 360.
- Ende, H.-P., Evers, F.H. 1997. Visual magnesium deficiency symptoms (coniferous, deciduous trees) and threshold values (foliar, soil). In: Hüttel F., Schaaf W. (eds.) *Magnesium deficiency in forest ecosystems*. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, 3-21.
- Etherington, J. R. 1975. *Environment and plant ecology*. John Wiley and Sons, p. 347.
- Evers, F.H., Hüttel, R.F. 1990. A new fertilization strategy in declining forests. In: Zöttl, Hüttel (eds.). *Management of nutrition in forests under stress*, 54, 495-506.
- Feger, K.H. 1997. Biogeochemistry of magnesium in forest ecosystems. In: Hüttel F., Schaaf W. (eds.). *Magnesium deficiency in forest ecosystems*. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, 67-99.
- Feger, K.-H., Brahmmer, G., Zöttl, H.W. 1990. An integrated watershed/plot scale study of element cycling in spruce ecosystems of the Black Forest. In: Zöttl, H.W., Hüttel, R.F. (eds.). *Management of nutrition in forests under stress*, 545-560.
- Fenn, M., Poth, M., Aber, J., Baron, J., Bormann, B., Johnson, D., Lemly, D., McNulty, S., Ryan, D., Stottlemeyer, R. 1998. Nitrogen excess in North American ecosystems. Predisposing factors, ecosystem responses, and management strategies. *Ecological Applications* 8, 706-733.
- Ferda, J., Čermák, P. 1982. Obnova lesa na zamokřelých lesních půdách v imisních oblastech Krušných hor komplexní meliorací. *Lesnictví* 28, 578-610.
- Finzi, A.C., Van Breemen, N., Canham, C., 1998. Canopy tree-soil interactions within temperate forests: species effects on soil carbon and nitrogen. *Ecological Applications* 8, 440 – 446.
- Fottová, D. 1999. Monitoring látkových toků v síti malých povodí GEOMON. - Sborník konference Ovzduší '99, Brno 7.-10.2.1999, 159-160.
- Fottová, D. et al. 2000. Regionální hodnocení látkových toků v síti malých povodí GEOMON. - Výroční zpráva odboru geologie Ministerstva životního prostředí za rok 1999.
- Fottová, D., Skořepová, I. 1998. Changes in mass element fluxes and their importance for critical loads: Geomon network, Czech Republic. *Water, Air and Soil Pollution* 105, 365-376.
- Freer-Smith, P.H. 1998. Do pollutant-related forest declines threaten the sustainability of forests? *Ambio* 27, 123-131.
- Gaffen, D.J., Santer, B.D., Boyle, J.S., Christy, J.R., Graham, N.E., Ross, R.J. 2000. Multidecadal changes in the vertical temperature structure of the tropical troposphere. *Science* 287, 1242-1245.
- Galloway, J.N., Keene, W.C., Likens, G.E. 1996. Processes controlling the composition of precipitation at a remote southern hemispheric location. Torres del Paine National Park, Chile. *Journal of Geophysical Research* 101, 6883-6897.
- Glatzel, G. 1989. Internal proton generation in forest ecosystems as influenced by historic land use and modern forestry. In: Ulrich B. (ed.). *Internationaler Kongress Waldschadensforschung: Wissenstand und Perspektiven*. Vorträge Bd I. Kernforschungszentrum Karlsruhe, Karlsruhe, p. 335-349.
- Gorham, E., Gordon, A.G. 1960. The influence of smelter fumes upon chemical composition of lake waters near Sudbury, Ontario and upon the surrounding vegetation. *Canadian Journal of Botany* 39, 371.
- Gorham, E. 1957. The chemical composition of lake waters in Halifax County, Nova Scotia.. *Limnology and Oceanography* 2, 12.
- Gruber, F. 1994. Morphology of coniferous trees: Possible effects of soil acidification on the morphology of Norway spruce and silver fir. In: Godbold D.L., Hüttermann A. (eds.). *Effects of acid rain on forest processes*, Wiley-Liss: New York, 265-324.
- Gundersen, P. 1991. Nitrogen deposition and the forest nitrogen cycle: role of denitrification. *Forest Ecology and Management* 44, 15-28.
- Gundersen, P. 1995. Nitrogen deposition and leaching in European forests – preliminary results from a data compilation. *Water, Air and Soil Pollution* 85, 1179 – 1184.
- Gundersen, P., Callesen, I., de Vries, W. 1998b. Nitrate leaching in forest ecosystems is related to forest floor C/N ratios. *Environmental Pollution* 102, 403-407.
- Gundersen, P., Emmet, B.A., Kjonaas, O.J., Koopmans, C.J., Tietema, A. 1998a. Impact of nitrogen deposition on nitrogen cycling in forests. A synthesis of NITREX data. *Forest Ecology and Management*, 101, 37-55.
- Håggvar, S. 1994. Soil biology. Decomposition and soil acidity. In: Abrahamsen G., Stuanes A.O., Tveite B. (eds.). *Long-term experiments with acid rain in Norwegian forest ecosystems*. 136-139.
- Hanamann, J. 1896. Lučební povaha tekoucích vod českých.
- Havel, M., Krejčí, R., Černý, J. 1996. Pokles kyselé atmosférické depozice v Krušných horách. Závěrečná zpráva grantu GAČR 205/93/0675. Český geologický ústav, s. 176.
- Heinsdorf, D. et al. 1988. Ernährung und bodenkundliche Untersuchungen in Fichtenbestände des mittleren Thueringer Waldes unter Berücksichtigung in den letzten Jahren aufgetretenen Umweltbelastungen. *Beitr. Forstw. BLN*, 22, 160-167.
- Hildebrand, E.E. 1990. Der Einfluss von Forstduengungen auf die Loesungsfracht des Makroporenwassers. *Allg. Forstz.* 45, 604-607.
- Högborg, P., Jensen, P. 1994. Aluminium and up take of base cations by tree roots – a critique



- of model proposed by Svedrup et al. *Water, Air and Soil Pollution* 75, 121-125.
- Honnay, O., Hermy, M., Coppin, P. 1999. Effects of area, age and diversity of forest patches in Belgium on plant species richness, and implications for conservation and reforestation. *Biological Conservation* 87, 73-84.
- Hošek, J., Kaufmann, R. 1997. Celková atmosférická depozice ekologicky významných látek do lesních ekosystémů Krkonošského národního parku – vegetační sezona 1995. Zpráva projektu GA/78/93.
- Hošek, J., Kaufman, R. 1995. Celková atmosférická depozice ekologicky významných látek na území Krkonošského národního parku a CHKO Jizerské hory. (Vegetační sezona 1994). Zpráva projektu VaV/620/3/97
- Hošek, J., Kaufman, R., Schwarz, O., Hofmeister, J. 1996. Atmospheric deposition in the Krkonoše and Jizerské hory Mts., A field excursion guide for the NATO-Advance Research Workshop Atmospheric Deposition and Forest Management, Špindlerův Mlýn, Krkonoše (Giant) Mountains, Czech Republic, April 23-26, 13-16.
- Hruška, J. 1997. Estimate of the rate of weathering of base cations in the rock and soils of the Krkonoše national park. In: Černý M., Holá Š., Moravčík P., Emmer I.M. (eds.). *Forest damage and related environmental factors in the Krkonoše mountains*. IFER Praha.
- Hruška, J. 2000. Kritické zátěže lesních ekosystémů Krkonoš. In: O.Schwarz (ed.). *VaV/620/3/97 „Rekonstrukce lesních ekosystémů Krkonoš (dynamika vývoje lesa a analýza možností a limitujících faktorů pro rekonstrukci horských lesů)“, subprojekt 1) „Monitoring a ekologická kategorizace“*. Úkol 1.8-Ekologická kategorizace. Závěrečná zpráva za rok 2000. Správa KRNP, Vrchlabí; s 14.
- Hruška, J. 1999. Kyselé deště a horská rašeliniště. *Vesmír* 78, 438-444.
- Hruška, J., Krám P. 1994. Aluminium chemistry of the root zone of forest soil affected by acid deposition at the Lysina catchment, Czech Republic. *Ecological Engineering* 3, 5-16.
- Hruška, J., Cudlín, P., Krám, P. 2001. Relationship between Norway spruce status and soil water base cations/aluminum ratio in the Czech Republic. *Water, Air and Soil Pollution*, v tisku.
- Hruška, J., Johnson, C.E., Krám, P. 1996. The role of organic solutes in the chemistry of acid-impacted bog waters of the western Czech Republic. *Water Resources Research* 32, 2841-2851.
- Hruška, J., Krám, P., Schwarz, O. 1999. Kyselé deště stále s námi. *Lesnická práce* 6, 256-259.
- Hruška, J., Krám, P. 2000. Role of Norway spruce monoculture in soil and water acidification. In: Hasenauer H. (ed.). *Forest Ecosystem Restoration. Ecological and Economical Aspects of Restoration Processes in Secondary Coniferous Forests*, University of Agricultural Sciences, Vienna, 126-133.
- Hruška, J., Moldan, F., Krám, P. 1996. Vliv kyselého deště na povrchové vody. *Vesmír* 75, 373-376.
- Hruška, J., Moldan, F., Krám, P. 2002. Recovery from acidification in Central Europe - observed and predicted changes of soil and streamwater chemistry in the Lysina catchment, Czech Republic. Submitted to *Environmental Pollution*.
- Hunger, W. 1962. Zur Kalkungung älterer Fichtenbestände des Erzgebirges. In: *Tagungsberichte der DAL*, Nr. 50, Berlin, Deutsche Akademie für landwirtschaftliche Wissenschaften, 181-191.
- Hůnová, I., Livorová, H., Ostanická, J. 2000a. Critical Levels for Ozone in the Czech Republic. *Meteorologický časopis /Meteorological Journal SHMÚ* 3, No. 1, 11-18.
- Hůnová, I., Livorová, H., Ostanická, J., Uhlířová, H. 2000b. Přizemní ozon a jeho potenciální vliv na lesy v České republice. str. 33-37. In: Uhlířová H. (ed.). *Monitoring zdravotního stavu lesa v České republice. Ročenka programu ICP Forests 2000 (dvojazyčně: česky/anglicky)*. VÚLHM, Praha. s. 60. ISBN 80-902615-5-8.
- Hurrell, J.W., Trenberth, K.E., 1997. Spurious trends in satellite MSU temperatures from merging different satellite records. *Nature* 386, 164-167.
- Hüttl, F. 1997. Concluding remarks. In: Hüttl F., Schaaf W. (eds.). *Magnesium deficiency in forest ecosystems*. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, 357-362.
- Hüttl, R.F. 1990. Nutrient supply and fertilizer experiments in view of N saturation. *Plant and Soil* 128, 45-58.
- Hüttl, R.F. 1991. Relation between damage symptoms and nutritional status of Norway spruce stands (*Picea abies* Karst.) in southwestern Germany. *Fertilizer Research* 27, 9-22.
- Hüttl, R.F., Schneider, B.U. 1998. Forest ecosystem degradation and rehabilitation. *Ecological Engineering* 10, 19-31
- Hüttl, R.F., Zöttl, H.W. 1993. Liming as a mitigation tool in Germany's declining forests - reviewing results from former and recent trials. *Forest Ecology and Management* 61, 325-338.
- Chapin, F.S., Zavaleta, E.S., Eviner, V.T., Naylor, R.L., Vitousek, P.M., Reynolds, H.L., Hooper, D.U., Lavorel, S., Sala, O.E., Hobbie, S.E., Mack, M.C., Diaz, S. 2000. Consequences of changing biodiversity. *Nature* 405, 234-242.
- ICP Forest. 1994. Manual on methods and criteria for harmonized sampling, assessment, monitoring and analysis of the effects of air pollution on forests. UN ECE Convention on Long-Range Transboundary Air Pollution. International Co-operative Programme on Assessment and Monitoring of Air Pollution Effects on Forest. Hamburg and Prague.
- Ingerslev, M. 1997. Effects of liming and fertilization on growth, soil chemistry and soil water chemistry in a Norway spruce plantation on a nutrient-poor soil in Denmark. *Forest Ecology and Management* 92, 55-66.
- Ingestad, T. 1987. New concept on soil fertility and plant nutrition as illustrated by research on forest trees and stands. *Geoderma*, 40, 237-252.
- Innes, J. L. 1993. Forest health, its assessment and status. CAB International, Wallingford, p. 677.
- Jacoby, G.C., D'Arrigo, R.D., Davaajamts, T.



1996. Mongolian tree rings and 20th century warming. *Science* 273, 771-773.
- Jakrllová, J., Pelikán, J. 1999. Ekologický slovník termnologický a výkladový. Fortuna Praha, s. 144
- Jansa, M., Pajchl, J. 1984. Volba druhů vrb pro imisní oblasti. *Zprávy lesnického výzkumu* 29, 16-19.
- Jirgle, J. 1980a. Použití náhradních dřevin pro obnovu lesa v Krušných horách. Dílčí závěrečná zpráva. VÚLHM Jíloviště-Strnady.
- Jirgle, J. 1980b. Zhodnocení náhradních dřevin z hlediska biologického a ekonomického. Závěrečná zpráva. VÚLHM Jíloviště-Strnady.
- Jirgle, J. 1981. Specifické problémy obnovy lesa v imisní oblasti Krušných hor a jejich řešení. Kandidátská disertační práce, VÚLHM Jíloviště-Strnady.
- Jirgle, J. 1984b. Příčiny chřadnutí některých kultur náhradních dřevin v Krušných horách. *Zprávy lesnického výzkumu* 29, 15-20.
- Jirgle, J. 1984a. Vyhodnocení pokusných ploch a provozních výsadeb různých druhů dřevin v Krušných horách. Závěrečná zpráva, VÚLHM, Jíloviště-Strnady, s. 125.
- Jirgle, J. 1986. Význam vápnění půd pro obnovu lesa v Krušných horách. In: Vápnění lesních půd v imisních oblastech. Ústí nad Labem, Dům techniky ČSVTS, 45-54.
- Jirgle, J. 1988. Ekologické podmínky obnovy lesa v Krušných horách. *Lesnická práce* 67, 318-322.
- Jirgle, J., Tichý, J. 1981. Zhodnocení produkce břízy a jeřábu jako náhradních dřevin v Krušných horách. *Práce VÚLHM*, 58, 123-137.
- Joergensen, R.G., Anderson, T.H., Wolters, V., 1995a. Carbon and nitrogen relationships in the microbial biomass of soil in beech (*Fagus sylvatica* L.) forests. *Biology and Fertility of Soils* 19, 141-147.
- Joergensen, R.G., Kübler, H., Meyer, B., Wolters, V., 1995b. Microbial biomass phosphorus in soils of beech (*Fagus sylvatica* L.) forests. *Biology and Fertility of Soils* 19, 215-219.
- Johnson, C.E., 1995. Soil-nitrogen status 8 years after whole-tree clear-cutting. *Canadian Journal of Forest Research* 25, 1346-1355.
- Jonáš, F. 1983. Vliv imisí na vývoj lesních půd na lokalitě Jelení hora. *Lesnictví* 29, 359-368.
- Jonáš, F. 1986. Acidifikace lesních půd, její prognóza a úprava reakce půdy. In: Vápnění lesních půd v imisních oblastech. Sborník referátů. ČSVTS Ústí nad Labem, 19-27.
- Kahl, J., Kluge, R., Thomas, S. 2000. Evaluation of an attempt to cultivate shrubs and trees on a heap of a potash mine. *Landscape Urban Planning* 51, 109-112.
- Kahl, J., Norton, S., Fernandez, I., Rustad, L., Handley, M. 1999. Nitrogen and sulfur input-output budgets in the experimental and reference watersheds, Bear Brook Watershed in Maine (BBWM). *Environmental Monitoring Assessment* 55, 113-131.
- Kaňák, K. 1984. Výzkum vhodných druhů rodu *Pinus* v imisních oblastech. Podkladová zpráva pro záv. oponentní řízení. VÚLHM Jíloviště-Strnady.
- Karpačevskij, A.O. 1981. Les i lesnyje počvy. Moskva, Lesnaja promyšlennost', s. 262.
- Kaufmann, R. 1998. VaV/620/3/97 Rekonstrukce lesních ekosystémů v Krkonošském národním parku, úkol 1.3.: Měření atmosférické depozice. Dílčí zpráva za rok 1998. AGNOS Hořovice.
- Kaupenjohann, M. 1989. Chemischer Bodenzustand und Nahrerlementversorgung immissionsbelasteter Fichtenbestände in NO-Bayern. *Bayreuther Bodenkd. Ber.* 11, 1-202.
- Kaupenjohann, Zech 1989. Ergebnisse des IMA-querschnittseminar in Bayreuth: Waldschaden und Duengung. *Allg. Forstz.* 37, 1002-1008.
- Kauppi, P.E., Mielkainen, K., Kuusela, K. 1992. Biomass and carbon budget of European forests, 1971 to 1990. *Science* 256, 70-74.
- Kazda, M. 1990. Indications of unbalanced nitrogen nutrition of Norway spruce stands. *Plant and Soil* 128, 97-101.
- Kilian, W. 1998. Forest site degradation - temporary deviation from the natural site potential. *Ecological Engineering* 10, 5-18.
- Klimo, E. 1983. Vliv holé seče na půdní vlastnosti a koloběh látek v ekosystému smrkového lesa. *Lesnictví* 29, 497-512.
- Klimo, E., Vavříček, D. 1991. Acidifikace a vápnění lesních půd v Beskydech. *Lesnictví* 37, 61-72.
- Kolektiv autorů, 1967. Der Wald braucht Kalk, Kolín nad Rýnem.
- Kolling, N., Pauli, B., Haberle, K.H., Rehfuess, K.E. 1997. Magnesium deficiency in young Norway spruce (*Picea abies*) trees induced by NH_4NO_3 application. *Plant Soil* 195, 283-291.
- Konečný, M. 1986. Vápnění lesních půd v experimentálním povodí Malá Ráztoka. In: Vápnění lesních půd v imisních oblastech. Ústí nad Labem, Dům techniky ČSVTS, 71-76.
- Köchy, M., Wilson, S.D. 1997. Litter decomposition and nitrogen dynamics in aspen forest and mixed-grass prairie. *Ecology* 78, 732 - 739.
- Krám, P. 1997a. Biogeochemistry of forest catchments in the Czech Republic with contrasting lithology under conditions of acidic deposition. Ph.D. dissertation, Syracuse University, Syracuse, New York.
- Krám, P. 1997b. Decline of Norway spruce (*Picea abies*) and environmental sensitivity to acidic deposition in the Czech Republic. *Proceedings of International congress acid snow and rain research association of Acid Snow and Rain, Niigata, Japonsko*, 551-556.
- Krám, P. 1999. Integrovaný monitoring látkových toků v krajině - metoda malých povodí. In: Krajča J. Monitoring geofaktorů životního prostředí (Metody získávání vstupních dat v terénu a jejich interpretace. Vodní zdroje Ekomonitor, s.r.o., Chrudim, 75-84.
- Krám, P., Hruška, J., Driscoll, C.T., Johnson, C.E. 1995. Biogeochemistry of aluminum in a forested catchment in the Czech Republic impacted by atmospheric input of strong acids. *Water, Air and Soil Pollution* 85, 1831-1836.
- Krám, P., Hruška, J., Wenner, B.S., Driscoll, C.T., Johnson, C.E. 1997. The biogeochemistry of basic cations in two forest catchments with contrasting lithology in the Czech Republic. *Biogeochemistry* 37, 173-202.
- Krám, P., Hruška, J., Driscoll, C.T., Johnson, C.E. 1999. Aluminum biogeochemistry in two Czech catchments with contrasting lithology subject to chronic acidic deposition. *Critical Loads Copenhagen Abstracts, National Environmental Research Institute, Silkeborg, Denmark*, 40-44.
- Kreutz, K.J., Mayewski, P.A., Meeker, L.D., Twickler, M.S., Whitlow, S.I., Pittalwala, I.I.

G

1997. Bipolar changes in atmospheric circulation during the Little Ice Age. *Science* 277, 1294-1296.
- Kreutzer, K. 1984. Mindern Duengungsmassnahmen die Waldschaeden? *Allg. Forstz.* 39, 771-773.
- Kreutzer, K., Reiter, H., Schierl, R., Goettlein, A. 1989. Effects of acid irrigation and liming in a Norway spruce stand (*Picea abies* (L.) Karst.). *Water, Air, Soil Pollut.* 48, 111-125.
- KRNAP, 1995. Requirements of the KRNAP Administration, Department of Forestry Management, for Research Connected with the Restoration and Stabilization of Forest Ecosystems.
- Krušné hory - The Ore Mountains 1997. Sborník z konference.
- Kubelka, L. 1992. Zhodnocení vlivu chemické meliorace půd degradovaných imisemi v lesní oblasti Krušné hory za období 1973-1991. Závěrečná zpráva. Teplice, SČSL PŘ, Teplice, s. 69.
- Kubelka et al. 1992. Obnova lesa v imisemi poškozené oblasti severovýchodního krušnohoří. Praha, MZe ČR. s. 133.
- Kubelka, L., Karásek, A., Rybář, V., Badalík, V., Slodičák, M. 1993. Forest regeneration in the heavily polluted NE, "Krušné hory" Mts. Czech Ministry of Agriculture, Agrospoj, Prague.
- Kula, E., Hrdlička, P. 1998. Monitoring živinových a cizorodých prvků v listech bříz rostoucích v imisní oblasti. *Lesnictví - Forestry* 44, 1, 1-9.
- Lesinski, J.A., Landman, G. 1985. Crown and branch malformation in conifers related to forest decline. In: Cape J.N., Mathy P. (eds.). Scientific basis of forest decline symptomatology, Air Pollution Research Report 15, Commission of European Communities: Brussels, 95-105.
- Lettl, A. 1984. Vliv náhradních porostů na úrodnost lesních půd a jejich využití. Podkladová zpráva pro záv. oponentní řízení, VÚLHM Jíloviště-Strnady.
- Lettl, A. 1985. Ovlivnění půdní mikroflory hynutím smrku a jeho náhradou jeřábem v oblasti znečištění imisemi. *Lesnictví* 31, 465-479.
- Likens, G.E., Driscoll, C.T., Buso, D.C. 1996. Longterm effects of acid rain: Response and recovery of forest ecosystems. *Science* 272, 244-246.
- Lochman, V., Chlebek, A., Jařabáč, M., Šebková, V. 2000. Působení lesů v povodí Červíku a Malé Ráztoky na chemismus vody povrchových zdrojů. *Journal of Forest Science* 46, 305-324.
- Lochman, V. 1986. Současný vývoj lesních půd v Krušných horách. *Práce VÚLHM*, 68, 9-48.
- Lochman, V. 1983. Spady v lesních porostech a jejich vliv na lesní půdy. Kandidátská disertační práce, VÚLHM, Jíloviště-Strnady.
- Lochman, V., Materna, J., Lettl, A. 1985. Vliv imisí na půdy a možnost předcházení jejich degradace. In: Posobenie imisí v biosfére. Sborník referátů celostátní konference, Bratislava, Praha, 101-128.
- Lochman, V., Šrámek, V., Šebková, V. 2000. Acidifikace lesních půd. Souhrn výzkum. Výzkumný ústav lesního hospodářství a myslivosti.
- Lochman, V. 1993. Spady imisních látek do lesních ekosystémů ve vztahu ke změnám v lesních půdách. *Lesnictví-Forestry* 39, 58-72.
- Løkke, H., Bak, J., Falkengren-Grerup, R.D., Finlay, H., Ilvesniemi, P.H., Nygaard, P.H. Starr, M. 1996. Critical load of acidic deposition for forest soils: Is the current approach adequate? *Ambio* 25, 510-516.
- Lomský, B. 2000. Výsledky listových analýz. In: Uhlířová H. (ed.). Monitoring zdravotního stavu lesa v České republice. Ročenka programu ICP Forests, VÚLHM, 49-53.
- Lomský, B., Šrámek, V. 1999. Damage of the forest stands in the Ore Mts. during the period 1995-1997. *Journal of Forest Science* 45, 169-180.
- Lovett, G.M., Rueth, H. 1999. Soil nitrogen transformations in beech and maple stands along a nitrogen deposition gradient. *Ecological Applications* 9, 1330-1344.
- Lovett, G.M., Weathers, K.C., Sobczak, W.V. 2000. Nitrogen saturation and retention in forested watersheds of the Catskill mountains, New York. *Ecological Applications* 10, 73-84.
- Ludwig, B., Meiwes, K.J., Khanna, P., Gehlen, R., Fortmann, H., Hildebrand, E.E. 1999. Comparison of different laboratory methods with lysimetry for soil solution composition - experimental and model results. *J Plant Nutr. Soil Sci.*, 162, 343-351.
- Magill, A., Aber, J., Hendricks, J., Bowden, R., Melillo, J., Steudler, P. 1997. Biogeochemical response of forest ecosystems to simulated chronic nitrogen deposition. *Ecological Applications* 7, 402-415.
- Magill, A.H., Aber, J.D., Berntson, G.M., McDowell, W.H., Nadelhoffer, K.J., Melillo, J.M., Steudler, P. 2000. Long-term nitrogen additions and nitrogen saturation in two temperate forests. *Ecosystems* 3, 238-253.
- Machálek, P., Machart, J. 1997. Emisní bilance malých zdrojů znečišťování ovzduší 1991 - 1995. ČHMÚ Praha, s. 10.
- Majer, V., Pačes, T., Skořepová, I., Veselý, J. 1995. Critical loads of acidic emissions and mobilization of trace metals in terrestrial ecosystems of Czech Republic. In: Feng Z., Liu C., Ogura N., Matsumoto S. (eds.). Proceeding of China - Japan Joint Symposium: Impacts of salinization and acidification on terrestrial ecosystems and their rehabilitation in East Asia, Nov. 3 - 5, 1995, Beijing, 159-168, Shijiazhuang Institute of Agricultural Modernization, China Academy of Sciences.
- Mäkipää, R. 1995. Effect of nitrogen input on carbon accumulation of boreal forest soil and ground vegetation. *Forest Ecology and Management* 79, 217-226.
- Markert, B., Herpin, U., Berlekamp, J., Oehlemann, J., Grodzinska, K., Mankovska, B. 1996. A comparison of heavy metal deposition in selected Eastern European countries using the moss monitoring method, with special emphasis on the „Black Triangle“. *The Science of the Total Environment* 193, 85-100.
- Marschner, B. 1990. Elementumsätze in einem Kieferforstökosystem auf Rostbraunerde unter dem Einfluß einer Kalkung/Düngung. 60, 192 p. Ber. Forsch. Waldökosysteme, 60, p. 192.
- Marschner, B., Wilczynski, A.W. 1991. The effect of liming on quantity and chemical composition of soil organic matter in a pine forest in Berlin, Germany. *Plant Soil* 137, 229-236.



- Mařan, B., Kaš, 1948. Biologie lesa. 1. díl. Pedologie a mikrobiologie lesních půd. Melantrich, s. 596.
- Masaryk, Š. 1980. Vápnenie pôd. Bratislava, Príroda, s. 185.
- Matějka, K. 2001. Acidifikace lesních půd (literární rešerše domácích prací a příloha „Přehled výzkumných úkolů VÚLHM týkajících se poškození lesů imisemi“), IDS Praha, manuskript.
- Materna, J. 1963. Hnojení lesních porostů. Praha, SZN, s. 227.
- Materna, J. 1986. Vliv imisí na minerální výživu lesních dřevin. Lesnictví 32, 569-580.
- Matzner, E., Grosholz, C. 1997. Relationship between NO_3^- output, C/N ratios of the humus layer and N input in central European spruce forest (*Picea abies* Karst.) ecosystems. Forstwissenschaftliches Centralblatt 116, 39-44.
- Matzner, E., Murach, D. 1995. Soil changes induced by air pollutant deposition and their implication for forests in central Europe. Water, Air and Soil Pollution 85, 63-76.
- Millard, P., 1996. Ecophysiology of the internal cycling of nitrogen for tree growth. Z. Pflanzenernähr. Bodenkd., 159, 1-10.
- Moldan, B., Černý, J. 1994. Biogeochemistry of small catchments: Tool for environmental research. John Wiley and Sons Ltd.
- Moldan, F., Westling, O., Munthe, J. 1999. Geochemical modelling of acidification and recovery in forest soils and runoff waters. Swedish Environmental Research Institute, Report B 1323, Stockholm, Sweden.
- Moldan, F., Wright, R.F., Ferrier, R.C., Andersson, I., Hultberg, H. 1998. Simulating the Gardsjön Covered Catchment Experiment with the MAGIC model. In: Hultberg H., Skeffington R. (eds.). Experimental Reversal of Acid Rain Effects: The Gardsjön Covered Catchment Experiment. John Wiley & Sons, 351-361.
- Moravčík, P. 1994. Development of new forest stands after a large scale forest decline in the Krušné hory Mountains. Ecological Engineering 3, 57-69.
- Munk, H., Riess, P. 1991. Kompensationskalkung und Schwermetallzufuhr. Forst und Holz 46, 30-33.
- Murach, D. 1987. Judgements of the applicability of liming to restabilize forest stands with special consideration of root ecological aspects. In: Proc. Int. COST Symp Air pollution and ecosystems, Grenoble, France, 18-22 May 1987, 445-451.
- Murach, D., Schuenemann, E. 1985. Reaktion der Feinwurzeln von Fichten auf Kalkungsmassnahmen. Allg. Forstz. 41, 1151-1154.
- Myneni, R.B., Keeling, C.D., Tucker, C.J., Asrar, G., Nemani, R.R. 1997. Increased plant growth in the northern high latitudes from 1981 to 1991. Nature 386, 698-702.
- Nadelhoffer, K.J., Emmet, B.A., Gundersen, P., Kjonaas, O.J., Koopmans, C.J., Schleppi, P., Tietema, A., Wright, R.F. 1999. Nitrogen deposition makes contribution to carbon sequestration in temperate forests. Nature 398, 145-148.
- Nihlgård, B., Popović, B. 1984. Effects of different liming agencies in forests - a literature review. National Swedish Environment Protection Board, Report 1851, p. 85.
- Nihlgård, B., Nilsson, S.I., Popović, B. 1988. Effects of lime on soil chemistry. In: Andersson F., Persson T. (eds.). Liming as a measure to improve soil and tree condition in areas affected by air pollution. National Swedish Environmental Protection, 27-39.
- Nilsson, J., Grennfelt, P. 1988. Critical Loads for Sulphur and Nitrogen. NORD 1988:97, Nordic Council of Ministers, Copenhagen, Denmark, p. 418.
- Nilsson, J., Grennfelt, P. 1988. Critical loads for sulphur and nitrogen: Report from a workshop at Skokloster. Nordic Council of Ministers, Miljörapport 1988, 15, Copenhagen.
- Nohrstedt, H.O., Jacobson, S., Sikstrom, U. 2000. Effects of repeated urea doses on soil chemistry and nutrient pools in a Norway spruce stand. Forest Ecology and Management 130, 47-56.
- Odén, S. 1967: Acidification of precipitation. Dagens Nyheter, (in Swedish).
- Oren, R., Schulze, E.D., Werk, K.S., Meyer, J. 1988b. Performance of two *Picea abies* (L.) Karst. stands at different stages of decline. VII. Nutrient relations and growth. Oecologia 77, 163-173.
- Oren, R., Werk, K.S., Schulze, E.D., Meyer, J., Schneider, B.U., Schramel, P. 1988a. Performance of two *Picea abies* (L.) Karst. stands at different stages of decline. VI. Nutrient concentration. Oecologia 77, 151 - 162.
- Pavliček, V., Musil, I. 1988. Některé chemické a fyzikální aspekty ovlivňující účinnost vápnění lesů v imisních oblastech. Lesnická práce 67, 397-399.
- Pačes, T. 1985. Sources of acidification in Central Europe estimated from elemental budgets in small basins. Nature 385, 31-36.
- Pastor, J., Aber, J.D., McClaugherty, C.A., Mellilo, J.M. 1984. Aboveground production and N and P cycling along a nitrogen mineralization nitrogen on Blackhawk Island, Wisconsin. Ecology 65, 256-268.
- Pasuthová, J., Lomský, B. 1998. Výživa mladých smrkových porostů s různou imisní zátěží. Lesnictví - Forestry 44, 385-391.
- Persson, T. 1988. Effects of acidification and liming on soil biology. In: Andersson F., Persson T. (eds.). Liming as a measure to improve soil and tree condition in areas affected by air pollution. National Swedish Environmental Protection, 53-70.
- Persson, T., Rudebeck, A., Jussy, J.H., Colin-Belgrand, M., Priemé, A., Dambrine, E., Karlsson, P.S., Sjöberg, R.M. 2000. Soil nitrogen turnover - mineralisation, nitrification and denitrification in European forest soils. In: Schulze E.D. (ed.). Carbon and nitrogen cycling in European forest ecosystems. Ecological Studies 142, 297-331.
- Peřina, V., Podrázský, V. 1988. Účinnost vápnění v Jizerských horách. Lesnická práce 12-17.
- Petřík, S. 1993. Acidifikace půd v Krušných horách. Diplomová práce. Přírodovědecká fakulta University Karlovy, Praha.
- Podrázský, V., Vacek, S. 1996a. Dynamika poškození smrkových a bukových lesních porostů



- v CHKO Orlické hory. IV. Stav půd v přírodních rezervacích. Příroda – sborník prací z ochrany přírody 5, 125-138.
- Podrázský, V., Vacek, S. 1996b. Dynamika poškození smrkových a bukových lesních porostů v CHKO Orlické hory. V. Stav výživy lesních dřevin v přírodních rezervacích makroelementy. Příroda – sborník prací z ochrany přírody 5, 139-146.
- Podrázský, V. 1989. Vliv vápnění na chemické vlastnosti lesních půd Jizerských hor, Orlických a Krkonoš. Práce VÚLHM, 74, 169-205.
- Podrázský, V. 1989. Zahraniční zkušenosti s vápněním lesních půd. Lesnická práce, 117-120.
- Podrázský, V. 1992. Biologická aktivita extrémních skeletových půd na holinách. Opera Concorctica 29, 177-181.
- Podrázský, V. 1992b. Změny intenzity dekompozičních procesů na vápněných plochách. Zprávy z lesnického výzkumu 37, 8-9.
- Podrázský, V. 1996. Silvicultural effects on soil organic matter: preliminary results. Lesnictví-Forestry 42, 5, 237-241.
- Podrázský, V. 1991. Krátkodobé účinky vápnění v extrémních imisně ekologických podmínkách Orlických hor. Lesnictví 37, 1009-1023.
- Podrázský, V. 1990. Dosavadní výsledky výzkumu vápnění v imisních oblastech Jizerských hor, Krkonoš a Orlických hor. Lesnická práce, 399-404.
- Podrázský, V., Šach, F. 1990. Degradace lesních půd na extrémně kamenitých horských svazích. In: Studium horských lesních ekosystémů a jejich poškození v České republice. České Budějovice, 69-85.
- Posch, M., de Smet, P.A.M., Hettelingh, J.-P., Downing, R.J. 1995. Calculation and Mapping of Critical Thresholds in Europe. Stat. Rep. 1995, Coordination Centre for Effects, RIVM Rep. No. 259101004, ISBN No. 90-6960-060-9, Bilthoven.
- Posch, M., Hettelingh, J.-P., de Smet, P.A.M., Downing, R.J. 1997. Calculation and Mapping of Critical Thresholds in Europe. Stat. Rep. 1997, Coordination Centre for Effects, RIVM Rep. No. 259101007, ISBN No. 90-6960-069-2, Bilthoven.
- Pregitzer, K.S., Burton, A.J., Mroz, G.D., Liechty, H.O., Macdonald, N.W. 1992. Foliar nutrient supply and nitrogen saturation along an 800-km pollution gradient. Canadian Journal of Forest Research 22, 1761-1769.
- Prescott, C.E., Chappell, H.N., Vesterdal, L. 2000. Nitrogen turnover in forest floors of coastal Douglas-fir at sites differing in soil nitrogen capital. Ecology 81, 1878-1886.
- Puhe, J., Ulrich, B. 2001. Global climate change and human impacts on forest ecosystems. Ecological Studies 143, p. 593.
- Puhe, J. 1994. Die Wurzelentwicklung der Fichte (Picea abies) bei unterschiedlichen chemischen Bodenbedingungen. Ber. Forschungszentr. Waldokosyst. Univ. Göttingen, p. 108.
- Ranger, J., Turpault, M.P. 1999. Input-output nutrient budgets as a diagnostic tool for sustainable forest management. Forest Ecology and Management 122, 139-154.
- Raspe, S. 1997. Fine root development. In: Hüttl F., Schaaf W. (eds.). Magnesium deficiency in forest ecosystems. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, 309-332.
- Raška, L. 1989. Vyhodnocení účinku leteckého vápnění v Beskydech na lesních porostech poškozených imisemi. Lesnická práce, 536-540.
- Raulund-Rasmussen, K. 1989. Effects of artificial acid rain and liming on the base status in an acid forest soil. Commun. Norwegian For. Res. Inst. 42, 177-178.
- Rehfuess, K.E. 1999. Indicators of forest soil fertility - temporal changes and anthropogenic impact. Forstwiss Centralbl. 118, 88-96.
- Reich, P.B., Grigal, D.F., Aber, J.D., Gower, S.T. 1997. Nitrogen mineralization and productivity in 50 hardwood and conifer stands on diverse soils. Ecology, 78, 335-347.
- Roberts, T.M., Skeffington, R.A., Blank, L.W. 1989. Causes of type 1 spruce decline in Europe. Forestry 62, 179-222.
- Rost-Siebert, K. 1985. Untersuchungen zur H- und Al-Ionen Toxizität an Keimpflanzen von Fichte und Buche in Losungskultur. Ber. Forschungszentr. Waldokosyst. Univ. Göttingen A:12.
- Santer, B.D., Wigley, T.M.L., Gaffen, D.J., Bengtsson, L., Doutriaux, C., Boyle, J.S., Esch, M., Hnilo, J.J., Jones, P.D., Meehl, G.A., Roeckner, E., Taylor, K.E., Wehner, M.F. 2000. Interpreting differential temperature trends at the surface and in the lower troposphere. Science 287, 1227-1232.
- Scott, N.A., Parfitt, R.L., Ross, D.J., Salt, G.J., 1998. Carbon and nitrogen transformations in New Zealand plantation forest soils from sites with different N status. Canadian Journal of Forest Research, 28, 967-976.
- Seibt, G., Wittich, W. 1977. Der älteste Kalkungsversuch in Neuenheerse und bodenkundliche Grundlagen. Mitteilungen Niedersächs. Versuchsanst. Band 50, Göttingen, Frstliche Fakultät der Universität Göttingen, 5-88.
- Schaaf, W. 1997. Evaluation of different magnesium fertilization strategies. In: Hüttl F., Schaaf W. (eds.). Magnesium deficiency in forest ecosystems. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, 333-355.
- Schaaf et. al, 1988. Nitrogen output of declining Norway spruce stands in NE-Bavaria, (unpublished manuscript).
- Schove, D.J., Lowther, W.G. 1957. Tree-rings and medieval archeology. Journal of the Society for Medieval Archeology 1, 78-95.
- Schulte-Bisping, H., Murach, D. 1984. Inventur der Biomasse und ausgewählter chemischer Elemente in zwei unterschiedlich stark versauerten Fichten-Jungebeständen im Hils. Ber. Forschungszentrum Waldoekosysteme/Waldsterben, Bd. 2, 207-265.
- Schulze, E.D. 1989. Air pollution and forest decline in a spruce (Picea abies) forest. Science 244, 776-783.
- Schwarz, O. 1998. Rekonstrukce lesních ekosystémů v KRNP (Dynamika vývoje lesa a analýza možností a limitujících faktorů pro rekonstrukci horských lesů) Projekt VaV/620/3/97.
- Schwarz, O. 1995. Application of geographical information system on analysis of natural environment and forest stand as a precondition for regeneration of forests in the National Park Krkonoše Mts. Workshop Research of the

- Forest Ecosystem, Opočno, April 1995.
- Schwarz, O. 1996: Management of Forest Ecosystems in the Krkonoše National Park, Black Triangle Region, Czech Republic. In: Gutkowski, R.M., Winnicki, T. (eds.). *Restoration of Forests*, Kluwer Academic Publishers, Netherlands, 1997, 215-226.
- Skořepová, I., Fottová, D. 1993. Geochemical changes in acid atmosphere deposition loaded forest ecosystems of the Czech Republic. In: Satake, K. (ed.). *Proceedings of the International Workshop on Development and Application of Biogeochemical Methods in Acid Rain Research*, Tsukuba - Kusatsu, Japan, 100-116.
- Skořepová, I., Roušarová, Š., Fanta, M., Šolc, P., Strnad, Z. 1997. Mapování kritických zátěží síry a dusíku na území České republiky. *Ochrana ovzduší* 3, 2-7.
- Sprugel, D.G. 1991. Disturbance, equilibrium, and environmental variability. What is „natural“ vegetation in a changing environment? *Biological Conservation* 58, 1-18.
- Staff, H., Persson, T., Bertills, U. 1996. Skogsmarkskalkning: resultat och slutsatser från Naturvårdsverkets försöksverk samhet. Rapport 455, Naturvårdsverkets Förlag, Stockholm, p. 290.
- Stanners, D., Bourdeau, P. (eds). 1995. *Europe's Environment: The Dobris Assessment*. EEA, Copenhagen.
- Stott, P.A., Tett, S.F.B., Jones, G.S., Allen, M.R., Mitchell, J.F.B., Jenkins, G.J. 2000. External control of 20th century temperature by natural and antropogenic forcing. *Science* 290, 2133-2137.
- Sverdrup, H., Warfvinge, P., Nihlgard, B. 1994. Assessment of soil acidification effects on forest growth in Sweden. *Water, Air and Soil Pollution* 78, 1-36.
- Sverdrup, H., Warfvinge, P. 1993. The effect of soil acidification on the growth of trees, grass and herbs as expressed by the (Ca+Mg+K)/Al ratio. Report 2:1993, Lund University.
- Šach, F. et al. 1999. Mohou imise i dnes škodit lesním porostům v Orlických horách? *Lesnická práce* 78, 10, 452-455.
- Šantroch, J., Machálek, P., Fiala, J. 1998. Vývoj znečištění ovzduší v ČR. In: Drobná B. et al. (eds). *Sborník ze 3.konference Ovzduší 98*, SHMÚ, Bratislava, 11-14.
- Škarecká, K., Fabiánek, P. 1997. Czech Republic. In: Vanmechelen L., Groenemans R., Van Ranst E. (eds.). *Forest soil conditions in Europe*. Forest Soil Co-ordinating Centre, 145-148.
- Tesař, V. 1986. Reakce smrku ztepilého na přihnojení vápencem nebo diabasem při výsadbě do imisní oblasti. In: Vápnění lesních půd v imisních oblastech. Ústí nad Labem, Dům techniky ČSVTS, 36-44.
- Tett, S.F.B., Scott, P.A., Allen, M.R., Ingram, W.J., Mitchell, J.F.B. 1999. Causes of twentieth-century temperature change near the Earth's surface. *Nature* 399, 569-572.
- Thomasius, H. 1991. Mogliche Auswirkungen einer Klimaveränderung auf die Walder in Mitteleuropa. *Forstwiss. Centralbl.* 110, 305-330.
- Thompson, L.G., Mosley-Thompson, E., Davis, M.E., Lin, P.N., Henderson, K.A., Cole-Dai, J., Bolzan, J.F., Liu, K.-B. 1995. Late glacial stage and holocene tropical ice core records from Huascarán, Peru. *Science* 269, 46-50.
- Tichý 1984. Porovnání nadzemní biomasy mezi smrkem pichlavým (*Picea pungens*) a smrkem ztepilým (*Picea abies* Karst.) *Sborník IUFRO*, Most.
- Tilman, D., Knops, J., Wedin, D., Reich, P., Ritchie, M., Siemann, E. 1997. The influence of functional diversity and composition on ecosystem processes. *Science* 277, 1300-1302.
- Tiktak, A., Bredemeier, M., Vanheerden, K. 1995. The Solling dataset. Site characteristics, monitoring data and deposition scenarios. *Ecological Modelling* 83, 17-34.
- Townsend, A.R., Braswell, B.H., Holland, E.A., Penner, J.E. 1996. Spatial and temporal patterns in terrestrial carbon storage due to deposition of fossil fuel nitrogen. *Ecological Applications*, 6, 806-814.
- Tyler, G., Falkengren-Grerup, U. 1998. Soil chemistry and plant performance – ecological considerations. *Ecology and Vegetation Science*, 635 – 658.
- Uhlířová 2000. Monitoring zdravotního stavu lesa v České republice. Ročenka programu ICP Forests 2000. VÚLHM, s. 60.
- Ulrich, B. 1992b. An ecosystem approach to soil acidification. In: Ulrich, B., Sumner, M.E. (eds.). *Soil acidity*. Springer-Verlag, Berlin, 28-79.
- Ulrich, B. 1983. Soil acidity and its relations to acid deposition In: *Effects of accumulation of air pollutants in forest ecosystems*.
- Ulrich, B., Pankrath, J. (eds.). D. Reidel Publishing Company, Dordrecht, 127-146.
- Ulrich, B., Mayer, R., Khanna, P.K. 1980. Chemical changes due to acidic precipitation in a loess-derived soils in Central Europe. *Soil Science* 130, 193-199.
- Ulrich, B., Sumner, M.E. 1991. *Soil acidity*. Springer Verlag, p. 224.
- Vacek, S., Matějka, K. 1999. Stav lesních porostů na výzkumných plochách v Krkonoších v letech 1976 – 1997. *Journal of Forest Science* 45, 291-315.
- Vacek, S. 1995. Decline dynamics in mixed spruce-beech stands in the Krkonoše Mts.. In: Matějka, K., *Investigation of the Forest Ecosystems and of Forest Damage. Processes in Forest Ecosystems and their External Functions*. Proc. Workshop Opočno, April 25-27.
- Vala, L. 1986. Vápnění jako součást programu meliorací lesních půd severočeských státních lesů. In: *Vápnění lesních půd v imisních oblastech*. Ústí nad Labem, Dům techniky ČSVTS, s. 1-7.
- Van Breemen, N. 1992. Soil acidification and alkalization. In: Ulrich, B., Sumner, M.E. (eds.) *Soil Acidity*. Springer, Berlin. 1-7.
- Van Breemen, N., Finzi, A.C. 1998. Plant-soil interactions. *Ecological aspects and evolutionary implications*. *Biogeochemistry* 42, 1-19.
- Van Breemen, N., Burrough, P.A., Velthorst, E.J., Van Dobbed, H.F., De Wit, T., Ridder, T.B., Reijnders H.F.R. 1982. Soil acidification from atmospheric ammonium sulphate is forest canopy throughfall. *Nature* 299, 548-550.
- Van Leeuwen, E.P., Hendriks, K.M.A., Klap, J.M.,

G

- de Vries, W., de Jong, E., Erisman, J.W. 2000. Effects of environmental stress on forest crown condition in Europe. Part II. Estimation of stress induced by meteorology and air pollutants. *Water, Air and Soil Pollution* 119, 335-362.
- Vanmechelen, L., Groenemans, R., Van Raust, E. 1997. Forest soil condition in Europe. Forest Soil Co-ordinating Centre, p. 261.
- Vavříček, D., Betušová, M. 1993. Vliv vápnění a hnojení na vývoj půd a lesních kultur na imisních holinách Beskyd. /Závěrečná zpráva/. Brno, LF VŠZ 1993. 8 s.
- Vitousek, P.M., Reiners, W.A. 1979. Ecosystem succession and nutrient retention. A hypothesis. *Bioscience* 25, 376-381.
- Vitousek, P. 1982. Nutrient cycling and nutrient efficiency. *American Naturalist* 119, 553-572.
- Vitousek, P., Aber, J., Howarth, R., Likens, G., Matson, P., Schindler, D., Tilman, D. 1997. Human alteration of the global nitrogen cycle. Sources and consequences. *Ecological Applications* 7, 737-750.
- Vitousek, P., Gosz, J.R., Grier, Ch.C., Melillo, J.M., Reiners, W.A., 1982. A comparative analysis of potential nitrification and nitrate mobility in forest ecosystems. *Ecological Monographs* 52, 155-177.
- Vitousek, P.M., Gosz, J.R., Grier, C.C., Melillo, J.M., Reiners, W.A. 1979. Nitrate losses from disturbed ecosystems. *Science* 204, 469-474.
- Von Wilpert K., Zirlwagen D., Kohler, M. 2000. To what extent can silviculture enhance sustainability of forest sites under the immission regime in central Europe? *Water, Air and Soil Pollution* 122, 105-120.
- Vyhláška Mze č. 83/1996 Sb. (131) - Zákon o lesích a příslušné vyhlášky - Praktická příručka. Mze ČR, Praha. 52-67.
- Wedin, D.A., Tilman, D. 1996. Influence of nitrogen loading and species composition on the carbon balance of grasslands. *Science* 274, 1720-1723.
- Westling, O., Giesler, R. 2001. Åtgärdsstrategier: Skogsstyrelsens rapportserie om markförurning, kalkning och vitaliseringsgödsling av skog. Nepublikovaná předběžná zpráva, p. 20.
- Westling, O., Hultberg, H. 1990. Liming and fertilization of acid forest soils: short term effects on runoff from small catchments. In: Zöttl, H.W., Hüttl, R.F (eds.). *Management of nutrition in forests under stress*, 377-390.
- Whittaker, R.H., Likens, G.E., Bormann, F.H., Eaton, J.S., Siccama, T.G. 1979. The Hubbard Brook ecosystem study. Forest nutrient cycling and element behaviour. *Ecology* 60, 203-220.
- Willis, K.J., Braun, M., Sümegi, P., Tóth, A. 1997. Does soil change cause vegetation change or vice versa? A temporal perspective from Hungary. *Ecology* 78, 740-750.
- Zarin, D.J., Johnson, A.H., Thomas, S.M., 1998. Soil organic carbon and nutrient status in old-growth montane coniferous forest watersheds, Isla Chiloe, Chile. *Plant Soil* 201, 251-258.
- Zemek, F., Heřman, M. 1995. GIS and remote sensing technology for the 'Black Triangle' assessment. In: Matějka, K. (ed.). *Investigation of the Forest Ecosystems and of Forest Damage. Processes in Forest Ecosystems and their External Functions. Proc. Workshop Opočno, April, 25-27.*
- Zlatník, A. 1976. *Lesnická fytoecologie*. SZN Praha, s. 495.
- Zwiers, F.W., Weaver, A.J. 2000. The causes of 20th century warming. *Science* 290, 2081-2083.

H. Přílohy

H.1. Účinky melioračních opatření a potenciál jejich využití v imisních oblastech ČR

VILÉM PODRÁZSKÝ

(ČESKÁ ZEMĚDĚLSKÉ UNIVERZITA, PRAZE)

H.1.1. ÚVOD

Dopad antropogenních imisí a souvisejících aktivit na lesní ekosystémy je v posledních několika letech opět aktuálním problémem naší administrativní sféry. Po období první poloviny 90. let XX. století, kdy se stav lesních porostů zdál stabilizovaný a dokonce příznivě se vyvíjející, dostavily se další velkoplošné problémy v dynamice lesních porostů. Byly spojeny s extrémními klimatickými podmínkami, a především nelze vyloučit ani dlouhodobý vliv předešlé zátěže. Přitom se jedná v první řadě o zátěž průmyslovými imisemi, negativní jevy však byly do jisté míry prohloubeny i dlouhodobě akceptovanými a v běžných provozních podmínkách potenciálně akceptovatelnými způsoby managementu lesních porostů.

Ve stejném období přitom došlo k výrazné redukci lesnického výzkumu a to jak personálně, tak i finančně. Prohloubila se situace, kdy administrativou byly výsledky nejen tohoto výzkumu ignorovány a nebyly zohledněny v rozhodovacích procesech. Na druhé straně vznikla řada aktivit mimoresortního výzkumu, i zahraničních, které uvolněnou niku využívají a nahrazují tak do určité míry výpadek výzkumných rezortních aktivit. Roste tlak na syntézu dostupných údajů o vlivu lidské činnosti na lesní ekosystémy, tlak na nápravu nežádoucího stavu i tlak na resort lesního hospodářství ke změně typu managementu lesů.

Předkládaná studie tak má přispět k syntéze disponibilních podkladů o účincích melioračních opatření v lesních porostech postižených oblastí a o možnostech jejich využití v dalším období. Vychází ze syntézy vzniklé v rámci řešení grantu, výzkumného záměru MŠMT 414100009 Obnova funkčních lesních ekosystémů Krušných hor. Tato studie, vydaná pod názvem Možnosti revitalizace lesních půd imisních oblastí, shrnuje výsledky výzkumu prováděného LF ČZU v Praze za spolupráce VÚLHM. Zde prezentované závěry jsou v ní podrobně dokládány a interpretovány. Výzkumné aktivity za minimální podpory (kromě oblasti Krušných hor) probíhají nadále.

Tlak na znalosti o dynamice lesních ekosystémů v oblastech pod vlivem imisí vyvolává aktivity administrativní sféry na duplicitní až multiplicitní zadávání podobných úkolů. Je žádoucí koordinace a meziinstitucionální syntéza již získaných výsledků.

H.1.2. EKOLOGICKÉ ÚČINKY NÁPRAVNÝCH (MELIORAČNÍCH) OPATŘENÍ

Obnova funkčních lesních ekosystémů imisních oblastí spočívá v obnově vegetačního pokryvu s vhodným druhovým složením a s vhodnou výstavbou, tedy v obnově struktury ekosystémů,

a v obnově funkce lesních ekosystémů, tj. v zajištění koloběhu živin na určité úrovni - v určité minimální kvalitě a kvantitě. Cílem je obnova funkcí lesů, tj. funkce produkční, alespoň v kategorii přiřaditelné k hospodářským lesům, tak i funkcí mimoprodukčních, v dnešní době tolik zdůrazňovaných. Prvním krokem je volba vhodného druhového složení následných porostů. Kromě tzv. cílových dřevin v příznivějších podmínkách, tj. především smrku, buku, jedle, javoru (klenu) a dalších dřevin se ve velké míře uplatňují tzv. přípravné či náhradní dřeviny (břízy - bílá, pýřitá, pýřitá karpatská, osika, vrby, ve vyšších polohách jeřáb i kleč). Na rozsáhlých plochách byly využity i druhy introdukované, jako je smrk pichlavý (*Picea pungens*), s. černý (*P. mariana*), s. omorika (*P. omorica*), borovice pokroucená (*Pinus contorta*) aj. Tyto uměle obnovené porosty mají obnovit lesní prostředí a při výrazném poklesu imisního zatížení je připravit pro obnovu dřevin cílových. Od produkční funkce je programově upouštěno a důraz je kladen na zajištění funkcí mimoprodukčních, zejména hydrické, půdoochranné, v některých případech i půdotvorné.

i) Přirozená sukcese

Otázkou zůstává využití procesů spontánní sukcese v revitalizaci lesních ekosystémů postižených oblastí. Ve vhodných podmínkách je samozřejmě možné, u nás však dosud jeho aplikace není významným způsobem zdokumentována. Lesnický provoz šel v českých zemích důsledně cestou technického řešení obnovy lesa v imisních oblastech, větší význam mu byl přiznán např. v německé části Krušných hor. Většímu využití sukcesních pochodů pak v našich horských oblastech brání vysoké stavy jeleň zvěře, důsledně eliminující zmlazení listnatých dřevin i většinu dřevin introdukovaných (s výraznou výjimkou smrku pichlavého).

ii) Chemická meliorace

Špatný stav kultur následných porostů cílových i náhradních dřevin, pronikavě zhoršený stav lesních půd i jejich velkoplošná degradace vyvolaly potřebu zlepšit jejich stav na úroveň, umožňující obnovu a vegetování lesních dřevin. Jelikož jako příčina nepříznivého stavu lesních ekosystémů (ať již dosud s lesní vegetací nebo bez ní) byl prokázán, u nás pak často spíše předpokládán, nepříznivý stav půdní složky, přistoupilo se k její melioraci, a to na rozsáhlých územích všech pohraničních hor, včetně Šumavy. Největší plochy pak byly ošetřeny v Krušných horách a Krkonoších. V zásadě bylo použito látek, majících zlepšit a zintenzivnit koloběh živin v lesních ekosystémech, odstranit důsledky chemické degradace půd a zabránit jejich další acidifikaci a vyplavování živin, tedy bylo využito postupů chemické meliorace stanovišť. Tato opatření lze členit na přímá, dodávající do eko-

H

H

systémů deficitní živiny a zvyšující intenzitu jejich cyklů a na nepřímá, zvyšující úroveň těchto procesů intenzivnější činností půdních organizmů jako důsledku zlepšení stavu jejich prostředí. Přímá opatření lze označit i jako hnojení, či hnojení přímé, jsou dodávány živiny ve formě především minerálních hnojiv. Živiny v nich obsažené jsou rostlinami přijímány a obohacují přímo cykly živin. Deficitní živiny jsou určovány s využitím půdních, ještě lépe pak listových analýz a v případě jejich dodání je zpravidla registrováno rychlé a zpravidla kratší zlepšení zdravotního stavu lesních dřevin. Podmínkou je přítomnost vitálního porostu lesních dřevin s dobrou prognózou.

Jako nepřímá opatření lze chápat v první řadě vápnění, označované někdy i jako nepřímé hnojení. Aplikace látek na bázi karbonátů, hydroxidů a oxidů vápníku a hořčíku v první řadě upravuje půdní chemismus. Přítomnost velkého množství bazických kationtů neutralizuje půdní aciditu a další kyselý spád. Je dodáván deficitní hořčík a vápník a zlepšují se podmínky pro existenci a aktivitu půdních mikroorganismů. Díky jejich činnosti se zvyšují mineralizační aktivity v půdě, a zejména ve vrstvě nadložního humusu je zvýšena přístupnost živin a zlepšuje se tak růstové prostředí lesních dřevin. Podmínkou optimálního využití působení vápnění je opět přítomnost vitálního porostu lesních dřevin, které poutají produkty rozkladu humusu a poněkud brzdí explozivní charakter půdních reakcí úpravou prostředí. Mikro- a mezoklimatické podmínky holin (imisních holin) samy o sobě zvyšují rozklad humusu a ztráty živin nad přijatelnou úroveň.

V českých zemích je možno uvažovat v zásadě o vápnění na čtyřech výrazně odlišných typech lokalit:

- a) vápnění při rekultivacích těžbou (nerostů, uhlí, zeminy pro stavbu cest). Substráty (hlubinné jíly a jílovce po těžbě uhlí, haldy) jsou často nezvětralé, někdy toxické, bez obsahu přístupných živin a značně kyselé. Vápnění (i hnojení) je podmínkou vytváření půdní úrodnosti a podmínkou existence jakékoli rostlinné vegetace.
- b) vápnění buldozerovou přípravou devastovaných ploch, na kterých je zároveň vysoká kyselá depozice a vysoké přímé imisní zatížení. Na těchto stanovištích je chemická meliorace základní podmínkou vytváření, tj. obnovy i udržení půdní úrodnosti a podmínek pro růst dřevin.
- c) aplikace vápenatých látek v oblastech s malou koncentrací polutantů, ale s relativně vysokou kyselou depozicí, chudými půdami s nízkým obsahem živin a dosud vitálními porosty v nízkém stupni poškození (Šumava, Českomoravská vrchovina). Zde má vápnění velký význam pro eliminaci acidifikace, s velkým úspěchem se setkala i přímé hnojení deficitními živinami (rakouská a německá strana Šumavy).
- d) nejvíce diskutabilní je vápnění imisních holin v oblastech s odumřelým a vytěženým lesem ve vysokých horských polohách. Zde i malá imisní zátěž vede k výraznému poškození lesních dřevin (smrku) v důsledku jeho růstu v limitních podmínkách (extrémní imisně ekologické podmínky). Půdy holin jsou náchylné k degradaci (nadměrnou mineralizací) samovolným vývojem, který vápnění ještě zrychluje. Na druhé straně desetileté výzkumy indikují lepší odrůstání les-

ních kultur, první náznaky však dokládají i vysoké ztráty dusíku. Vápnění zde bylo použito na rozsáhlých plochách a jeho vhodnost se nyní jeví stále menší. Jako prioritní řešení se jeví spíše co nejrychlejší založení intenzivně rostoucích porostů cílových i náhradních dřevin.

iii) Biologická meliorace

Stav půd může být výrazně zlepšen i změnou dřevinné skladby. Zejména náhrada jehličnatých monokultur porosty s vysokým podílem listnáčů včetně tzv. přípravných dřevin vede k poměrně rychlému zlepšení stavu půd. Listnaté dřeviny díky svým vyšším nárokům na živiny, díky lepšímu využití jejich disponibilních zdrojů v půdě a díky tvorbě kvalitního opadu příznivým způsobem ovlivňují půdní chemismus i půdní biologickou aktivitu. Biologická meliorace půd je pak cílevědomé využití těchto jejich schopností v revitalizaci poškozených lesních ekosystémů. Jako vhodné se jeví i kombinace postupů chemické a biologické meliorace, přípravné (náhradní) dřeviny mohou často využít zvýšenou nabídku živin z krátkodobého hlediska efektivněji.

H.1.2.1. Možnosti využití sukcesních pochodů

V imisních oblastech nebyly cílevědomě zakládány výzkumné plochy, umožňující sledování přirozené sukcese a přirozené dynamiky lesních ekosystémů s různým stupněm narušení. Šetření tohoto typu však umožňují kontrolní varianty různých experimentů. Tyto části výzkumných ploch jsou většinou minimálně ovlivněny melioračními opatřeními, aby bylo možné srovnání s ostatními variantami. V dalším textu je proto uvedeno zobecnění z těchto kontrolních plotů různých experimentů.

Tyto experimenty a šetření zahrnovaly:

- vliv porostů lesních dřevin, zakládáných na zemědělských půdách (Machov) a nebo na plochách po celoplošné přípravě půdy (Trutnov),
- kontrolní varianty experimentů s aplikací vápnění (Jizerské a Orlické hory).

Z výsledků šetření a především jejich syntézy vyplývá:

- 1) Na imisních holinách je třeba počítat s nepříznivým vývojem lesních půd a zvyšováním jejich extremity: zhoršuje se vodní režim, vyvíjí se směrem k extremitě, nastává nadměrná mineralizace humusu a dusíku, dále jsou dokládány značné ztráty humusu, retenční kapacity, dusíku i ostatních živin. Pro nově vysazené kultury je tato dynamika zčásti příznivá, neboť zvyšuje nabídku zdrojů, později (a jak ukazují problémy i např. v Orlických horách zcela oprávněně) je však nutno očekávat problémy. Přirozenou sukcesí na lokalitách s intaktní humusovou vrstvou (i mimo ně) prakticky eliminuje zvěř.
- 2) Zejména na plochách postižených buldozerovou přípravou nelze očekávat, že přirozená sukcese povede v dohledné době k revitalizaci stanovišť a obnově funkčních lesních ekosystémů. Je nutné uplatnit postupy chemické a biologické meliorace. Rozsáhlé skarifikované a degradované imisní holiny se nemohou samovolně vyvíjet žádoucím směrem a jsou nutné leso-pestební meliorace, významně urychlující tento

proces. V rámci revitalizačních opatření se však jeví výrazně vyšší vhodnost biologických postupů, pouze doplněných chemickými (vápnění, hnojení) zásahy. Technické postupy se jeví jako nejméně vhodné a vesměs převažují jejich negativní stránky.

3) Porosty jednotlivých dřevin projevily zřetelně výrazně odlišný potenciál vytváření vrstvy nadložního humusu. Jako velice účinné se projevily porosty břízy (nutno respektovat druh a provenienci), meliorační roli je možno očekávat i u dalších dřevin: osiky, buku (ve vhodných podmínkách). Porosty osiky s bukem jeví značný potenciál obnovy dynamiky lesních půd příznivého charakteru (do zhruba 600 m n.m.). Povrchová akumulace nadložního humusu byla sice nejnižší, zato kvalita (pH, obsah bází, živin) nejvyšší a nejpříznivěji byla ovlivněna i nejsvrchnější vrstva minerální zeminy.

4) Méně kvalitní humusové formy byly vytvářeny v případě dalších dřevin, např. dubů a nejméně kvalitní v porostech jehličnanů. V porostu vejmutovky a dalších jehličnanů docházelo k vysoké akumulaci povrchové organické hmoty s nízkou kvalitou. Intenzivně přirůstající porost této dřeviny navíc půdu značně ochuzoval.

5) Smrk pichlavý vytvářel ve všech případech nejhorší typ organické povrchové hmoty, přispíval tak výrazně k degradaci půdy. Lze jej tak hodnotit jako dřevinu ohrožující kvalitu půdy a působící pronikavě degradačně.

6) Výsledky potvrdily značný potenciál smrku ztepilého ve vytváření půdní organické hmoty na půdách nelesního charakteru. Tuto půdotvornou funkci lze předpokládat i na plochách devastovaných mechanizovanou přípravou půdy. Tento způsob využití smrku ztepilého (eventuálně modřínu) vyžaduje další diskusi.

Pro využití smrku ztepilého a modřínu v rámci revitalizace devastovaných půd v Krušných horách tímto způsobem hovoří několik argumentů:

- lesnický provoz umí s těmito dřevinami poměrně dobře pracovat na úseku pěstování sadebního materiálu, zakládání a základní péče o mladé porosty,

- k dispozici je odpovídající množství sadebního materiálu, uvažuje-li se rekonstrukce mladých smrkových a modřínových porostů a využití biomasy pro obnovu zásob půdní organické hmoty, nehraje genetický původ zásadní roli,

- smrk i modřín vytváří značná množství organické hmoty využitelné v obnově biomasy, ale hlavně nekromasy z kvantitativního hlediska,

- vytvářejí relativně vhodné prostředí pro cílové dřeviny, zejména buk.

Zároveň je třeba mít na zřeteli i další hlediska a rizika:

- lze předpokládat zásadní nechuť k pozdější rekonstrukci smrkových a modřínových porostů založených tímto způsobem, dokud se samovolně nerozpadnou,

- smrkové i modřínové porosty takto založené budou trpět řadou biotických i abiotických škodlivých faktorů,

- tento způsob využití smrku a modřínu k revitalizaci lesních půd je náročný na dlouhodobou koncepci a její udržení v dlouhých termínech, dosavadní přístup rozhodovací sféry neskýtá záruky optimálního, přitom však maximálně efektivního a finančně nenáročného provedení,

- návazná i současná práce s listnatými dřevi-

namí může být odkládána s odkazem na prioritu zajištění přípravných funkcí jehličnanů.

Další soubor získaných výsledků byl získán na velkoplošných, provozně i experimentálně vápněných holinách v oblasti Sudet (Jizerské hory, Krkonoše, Orlické hory). Provozně vápněné plochy v Jizerských horách a k nim příslušející plochy kontrolní umožňují v hrubých rysech popsat dynamiku lesních půd na velkoplošných imisních holinách.

- Vznik velkoplošných imisních holin inicioval řadu procesů, jež vedou ke změnám kvality lesních půd, jejich pedochemických charakteristik, ale i ke kvantitativním změnám v nich.

- Po fázi degradace a acidifikace, kterou je možno předpokládat zhruba do r. 1985, lze uvažovat i o revitalizačních procesech (půdního chemismu) daných změnou imisních a ekologických podmínek, tj. poklesu imisí zejména po letech 1990 - 1995, změnou vegetace, tj. náhradou smrku ztepilého společenstvy otevřené plochy, zejména travními, a konečně i aplikací vápence.

- Tato revitalizace spočívá v dekompozici a mineralizaci silných vrstev nadložního humusu, v relativním obohacení svrchních horizontů půdy živinami, zejména dusíkem a bázemi. Zvyšuje se půdní reakce a zlepšuje stav půdního sorpčního komplexu. Zlepšují se podmínky pro výživu sazenic lesních dřevin dusíkem, fosforem, draslíkem, ale i vápníkem a hořčíkem.

- Zároveň však klesá retenční schopnost svrchních půdních horizontů poutat živiny a vodu, což se projevuje vysycháním lokalit a celkově velkými ztrátami živin z ekosystémů. Doposud nemají nové výsadby velké nároky na živiny (v absolutním množství), především ne výsadby funkčně téměř bezcenného smrku pichlavého, v budoucnosti však tyto ztráty mohou hrát důležitou roli v další dynamice lesních porostů.

Vápnění výše popsané jevy ještě prohlubuje a zvyšuje jednak příznivé změny kvality půdního chemismu, na druhé straně ale i zvýrazňuje změny negativní. Ohrožuje zejména dynamiku dusíku a zvyšuje negativní dopady odlesnění na vodní režim stanovišť. Jako celkově žádoucí se jeví opuštění technologie povrchového vápnění na holinách a hledání způsobu ošetření vitálních zapojených porostů, v případě holin pak hledat spíše možnosti přímého přihnojování sazenic a využití zejména biologické meliorace stanovišť.

H.1.2.2. Dopady a účinky melioračních opatření

V první řadě byla studována dynamika ploch na lokalitách s tzv. buldozerovou přípravou v Krušných horách. Poznatky získané na daných plochách je možno zobecnit pro podstatnou část lokalit s buldozerovou přípravou půdy. K ověřeným tezím, jež lesnický výzkum předpokládá, je nutno počítat:

1) Buldozerová příprava má za následek odstranění rozhodující části vrstvy nadložního humusu. Ten je koncentrován do valů, kde mineralizuje a produkty tohoto rozkladu jsou vyplavovány z ekosystémů. Vytváří se velmi špatné prostředí pro vývoj následných výsad: extrémní mikrostanořiště - klimaticky, pedochemicky, hledisko abiotických i biotických škodlivých činitelů.

H

H

2) Odstraněná vrstva nadložního humusu obsahuje podíl živin, rozhodujícím způsobem určujícím půdní úrodnost daných lokalit. Narušena je v první řadě dynamika dusíku, který potom limituje vývoj lokalit.

3) Dřeviny po výsadbě na dané ploše vykazují horší zdravotní stav a řádově nižší intenzitu růstu, která podmiňuje a určuje jejich funkční účinky.

4) Je nutno počítat s tím, že produkční funkce lesních dřevin (produkce biomasy) determinuje na podobných lokalitách i mimoprodukční funkce lesních porostů. Z tohoto hlediska je nutno zdůraznit vhodnost přípravných dřevin jako je bříza, osika, ale i různé druhy borovic i smrk ztepilý. Smrk pichlavý je z hlediska revitalizace půd takřka bezcenný, produkuje minimum biomasy a nekryje půdu. Lokality se smrkem pichlavým se po několik desetiletí chovají prakticky jako extrémní holiny.

5) Meliorace půdního prostředí vápněním je na daných lokalitách nedílnou součástí obnovy půdní úrodnosti a je při dobrém provedení úspěšná. Vápnění však může vytvořit i vhodné podmínky pro rozvoj kořenových patogenů (václavka, kořenovník) a podporovat další mineralizaci půdní organické hmoty. Bez funkčního krytu dřevin převažují spíše negativní dopady.

6) Meliorace biologická je pak ještě výrazněji patrná v intenzitě a rychlosti revitalizace půd. Porosty melioračních dřevin mohou s úspěchem využívat účinků vápnění. Na lokalitách je nutno předpokládat další acidifikaci půd, které při vysoké intenzitě nezabrání ani chemická ani biologická meliorace. Další tlak na snižování kyselého spadu je věcí prvořadé důležitosti. Stejně tak je pro řadu dřevin (prakticky všechny, s výjimkou smrku pichlavého a břízy) limitující stav spárkaté zvěře.

7) V budoucnu bude aktuální uvažovat o dodání živin deficitních v konkrétních porostech (ekosystémech), což může výrazně urychlit revitalizaci půd s využitím meliorace chemické i biologické.

Dále byly vyhodnoceny výsledky sledování účinnosti provozního i experimentálního vápnění. Získané výsledky reprezentují účinnost vápnění na velkém území (Jizerské hory, Krušné hory - mechanizovaně nenarušené lokality, Krkonoše, Orlické hory, Českomoravskou vrchovinu). Při vápnění intaktní půdy v Krušných horách by byly podobné výsledky i v tomto regionu. Souhlasí jednoznačně i s výsledky modelových výpočtů dynamiky půd (Hruška et al. 1999).

a) Vápnění tak vcelku příznivě ovlivňuje charakteristiky půdního chemizmu. Zvyšuje se půdní pH, klesá hydrolytická a výměnná acidita. Zvyšuje se obsah bází, je příznivě ovlivněna i sorpční kapacita kationtů a nasycení sorpčního komplexu bázemi.

b) Účinky vápnění na půdní chemizmus pronikavě rostou při zapravení do půdy. To je možné jen při výsadbě, v jiných případech je to nežádoucí pro narušení kořenových systémů a pro drastické zvýšení negativních důsledků vápnění na půdní složku lesních ekosystémů.

c) Vápnění výrazně negativně ovlivňuje dynamiku dusíku (a humusu - nadměrná mineralizace), dále pak negativně ovlivňuje i dynamiku draslíku (antagonismus kationtů), někdy i fosforu.

d) Aplikace mouček bazických hornin je z hlediska šetrnosti k ekosystému výhodnější, kromě změn půdního chemizmu má i přímý hnojivý efekt. Nevýhodou je vyšší množství hmot, nutných pro dosažení stanoveného efektu.

e) V prvním období je vliv vápnění na kultury lesních dřevin vesměs příznivý. Roste vitalita sazenic, zlepšuje se při jejich malých nárocích výživa, roste i biomasa asimilačního aparátu. Vápnění zlepšuje podmínky pro nálet a udržení pionýrských dřevin, a to i při absenci mateřských stromů v okolí řádově stovek metrů až kilometrů. Přirozená sukcese je však zcela blokována tlakem zvěře. Ten zásadně brání uplatnění sukcese.

f) Nadále pokračuje acidifikace půd, a to přes pokles imisního zatížení. Zvyšuje se sice půdní reakce, obsah bází a živin však nadále podléhá značnému vyplavování. Zdroje acidifikace však nejsou pouze atmogenní (antropogenní), jak poukazuje např. Hruška et al (1999), ale i pedogenní. Na rozsáhlých holinách roste pronikavě nitrifikace a vyplavování bází ve formě nitrátů. Nefunkční porosty náhradních dřevin (v první řadě smrku pichlavého) pak tomuto trendu nejsou schopny zabránit.

Vcelku je možné doložit při aplikaci vápnění příznivý vliv na stav kultur, v případě stavu lesních půd je ale nutno očekávat v delším časovém horizontu neutrální až různě negativní dopad. Potenciál přirozené sukcese je značný, tlak velkých herbivorů však uplatnění sukcesních pochodů zcela vylučuje. Aplikace vápnění byla motivována několika předpoklady:

1) Vysoký kyselý spad nemůže být neutralizován přirozenými (přírodními) procesy a acidifikace se nežádoucím způsobem projevuje v dynamice lesních půd.

2) Kyselá depozice vede k poklesu půdní reakce, takže prostředí kořenové vrstvy se stává nepříznivé pro vývoj kořenů a příjem jednotlivých bioelementů.

3) Změny v půdním chemizmu způsobují uvolňování kationtů hliníku do půdního prostředí, tyto látky mohou být při vyšších koncentracích toxické pro kořeny rostlin.

4) Sulfáty a nitráty, jež jsou vyplavovány ze svrchních vrstev půdy i z asimilačních orgánů dřevin, jsou vyplavovány společně s doprovodnými kationty. Kationty vodíku (resp. protony, H^+), jež jsou hlavní součástí imisí, jsou přitom v půdním prostředí nahrazovány kationty bází, tj. Na^+ , K^+ , Ca^{2+} a Mg^{2+} . To může vést až k výrazným projevům deficitu jednotlivých bází (živin).

Jednotlivé typy melioračních opatření vyžadují i nadále pozornost výzkumu pro své potenciální přínosy, ale i pro svá možná rizika.

H.1.3. ZPŮSOBY VYUŽÍVÁNÍ MELIORAČNÍCH POSTUPŮ

H.1.3.1. Hodnocení stavu lesních půd, stavu živiny lesních porostů a diagnostika potřeb jejich meliorace

Meliorační opatření mají v lesním hospodářství dlouhou tradici. Rovněž v imisních oblastech jsou jednotlivé meliorační postupy a jejich soustavy používány od počátku imisní kalamity, v některých případech (hydromeliorační záslahy) ještě dříve. Pro potřeby řešeného projektu je

pak nutno zdůraznit následující skutečnosti:

- používání jednotlivých melioračních opatření (lesomelioračních opatření, lesopěstebních meliorací) bylo lesnickým výzkumem poměrně dostatečně popsáno, vyhodnoceno a v našem případě se jedná spíše o shrnutí disponibilních výsledků než o výsledky vlastních šetření, a to přes dlouhodobou aktivitu v daném oboru,
- problémem při aplikaci melioračních opatření je v současné době spíše neochota a neschopnost používat výstupy lesnického výzkumu než nedostatek údajů. Ty pro minimalizaci vedlejších negativních důsledků melioračních zásahů, minimalizaci nákladů a maximalizaci efektu do stačují přes svůj často dílčí charakter,
- v předkládané studii je přednost dána jednoduchosti a stručnosti před komplexním popisem problematiky, což bylo provedeno v řadě jiných případů.

V současné době je problematika melioračních opatření, zejména postupů chemické meliorace, opět v popředí zájmu lesnické rozhodovací a provozní sféry. Po krátké etapě, kdy se v souvislosti s klesající imisní zátěží uvažovalo o poklesu významu těchto opatření, pomístně se zlepšoval stav lesů a nebyly dostupné dostatečné finanční prostředky, se situace změnila. Poškození lesních porostů je stále výrazné a projevuje se i u dalších dřevin. Změny vyvolané antropogenními vlivy jsou v řadě případů natolik závažné, že přírodní autoregulační procesy je nejsou schopny vyrovnat, nebo je jejich vliv na řadě lokalit velice pomalý a nevýrazný. K dispozici je zřejmě i větší množství finančních prostředků, takže o obnovení melioračních aktivit je aktuální uvažovat.

Proto je cílem předkládané studie shrnout ve stručnosti uplatnitelné výsledky předešlých šetření, výzkumů a syntéz a umožnit orientaci v problematice diagnostiky melioračních opatření. Navazující část pak uvádí zásady aplikace těchto opatření v praxi. Přednostně jsou tyto výstupy orientovány pro potřeby lesů Krušných hor, nicméně jsou při jisté generalizaci aplikovatelné i v dalších lesních (imisních) oblastech.

Hodnocení potřeby melioračního zásahu

Pro hodnocení potřeby meliorace půd a obecně potřeby melioračního zásahu v lesním porostu (ekosystému) v podmínkách jakékoli lesní oblasti je nutno posoudit **stav porostu**, **stav podmínek výživy** (stav půd, půdní analýzy) a **stav vlastní výživy** (listové analýzy, eventuálně fyziologická šetření).

(i) Hodnocení stavu porostu

Pro posouzení vhodnosti melioračního zásahu je důležité uvážit stav porostu a lokality spolu s cíli, jichž chceme melioračním zásahem dosáhnout. Toto posouzení má obecně zajistit, aby efekt zásahu byl maximální a došlo přitom k minimálnímu vedlejšímu dopadům, s nimiž je nutno vždy počítat. Je nutné uvážit vitalitu a stabilitu lesních porostů a jejich předpokládanou dynamiku.

(ii) Hodnocení podmínek výživy

Pro komplexní posouzení podmínek výživy (stavu lesních půd) lesních porostů je nutno posoudit veškeré půdní charakteristiky, tj. charakteristi-

ky **morfologické**, **pedofyzikální (hydrofyzikální) a pedochemické**. Předmětem zájmu této studie jsou pak charakteristiky morfologické a pedochemické, umožňující posoudit míru degradace půdní složky lesního ekosystému a eventuálně nutná nápravná opatření. Pedofyzikální charakteristiky jsou předmětem studia jiných projektů a představují zvláštní problematiku, důležitou právě v oblasti Krušných hor s výrazně specifickými hydrickými a hydropedologickými poměry. Při vlastním hodnocení lesních půd a potřeby jejich meliorace se tedy v případě předkládaného RV 02 pozornost soustřeďuje na dva komplexy půdních vlastností:

a) míru mechanického narušení stanoviště (zachování půdní struktury a vrstvy nadložního humusu). Vycházíme z předpokladu vhodnosti přirozených pedomorfologických a pedofyzikálních charakteristik daného lesního ekosystému na daném stanovišti před působením imisí a jinými antropogenními poruchami.

b) pedochemické charakteristiky, v první řadě půdní reakci. Ty pro změnu charakterizují půdní změny (degradaci, melioraci) z hlediska biogeochemických cyklů autogenního i allogenního původu.

Nutnost posouzení míry narušení půdního svršku vyplývá z potřeby zachování příznivých pedofyzikálních (hydrofyzikálních) vlastností půd a z poznání významu půdní organické hmoty v imisních horských oblastech. Spolu s výsledky dalších šetření: (Ulrich 1986, Podrázský 1999) je možno shrnout, a zvláště zdůraznit:

1) Svrchní vrstvy půdy a jejich dynamika hrají základní roli v koloběhu živin a obecně v geobiochemických cyklech elementů, stejně tak jsou významné z hlediska příznivých pedofyzikálních vlastností.

2) Narušení vrstvy nadložního humusu vede k negativním změnám v geobiochemických cyklech, jež se odrazí výrazným způsobem v růstových podmínkách stanoviště, a tedy i ve stabilitě lesních ekosystémů.

3) Humusová vrstva představuje základní prostředí pro jemné kořeny lesních dřevin, které zde získávají naprostou většinu potřebných živin.

4) Humusová vrstva představuje ochranu před toxickým působením některých látek, jež jsou uvolňovány acidifikací půdního prostředí (např. sloučeniny hliníku, těžké kovy). Jejich odstranění vede k výsadbě sazenic do toxického prostředí minerální půdy.

5) Svrchní vrstvy půdy se výrazným způsobem podílejí na struktuře půdního těla s výraznou funkcí regulátoru hydrologického cyklu.

V otázkách půdního chemizmu je pak nutná širší diskuse a další výzkum. Na základě současných znalostí je možno shrnout:

1) Pedochemické vlastnosti jsou velice proměnlivé, komplexně provázané a úzce souvisejí se stanovištěm.

2) Je velice obtížné vybrat pedochemické charakteristiky, jež jednoznačně souvisejí s kvalitou stanoviště.

3) Absolutní obsahy jednotlivých látek, elementů, živin jsou málo vypovídající, je lépe se soustředit na komplexní ukazatele půdního chemizmu.

4) Půdní chemizmus pak pro potřeby posouzení degradace a melioračních opatření je charakterizován především půdní reakcí, nasycením

H

půdního komplexu bázemi a eventuálně dalšími charakteristikami.

5) Ukazatel půdní reakce se projevil jako vhodný pro stanovení stavu půdního sorpčního komplexu.

ké hmoty na lokalitách s devastujícími mechanizovanými zásahy při hodnocení postupu revitalizace jednotlivých složek lesních ekosystémů (porostů).

b) Pedomerické charakteristiky

Z pedomerických charakteristik je jako vhodnou možno považovat hodnotu půdní reakce, nasycení sorpčního komplexu bázemi a v jednotlivých případech i další vlastnosti (např. poměr Ca/Al v půdním roztoku).

Půdní reakce je velice vhodným ukazatelem stavu půd. V nepodzolových minerálních horizontech by její aktivní forma neměla klesnout pod hodnotu 4,0, v organických horizontech pak pod hodnotu 3,0. V jiných případech je žádoucí meliorační zásah, neboť se jedná o značnou degradaci půdního chemizmu, jen výjimečně pozorovatelnou v přirozených podmínkách.

Nasycení půdního sorpčního komplexu bázemi by pak nemělo klesnout pod 20 - 25 % (opět mimo nepodzolové minerální horizonty).

c) Odběr půdních vzorků pro potřeby popisu stanoviště na trvalých plochách a v rámci monitoringu půd

Odběr a vyhodnocení půdních vzorků je možno rozdělit podle účelu na základní popis půd a na stanovení půdních vlastností pro potřeby hnojení. V prvním případě se jedná o základní určení půdních podmínek. Na plochách, kde je posuzována možnost aplikace hnojení, je důležitým parametrem půdní typ. Odběr vzorků tedy musí respektovat pedogenezi a probíhat podle morfologicky patrných pedogenetických horizontů. Tyto odběry bývají prováděny specialisty, pro něž není problém jednotlivé horizonty vylíčit a odebrat z nich vzorky. Pro potřeby odběru se kopolu klasické pedologické sondy, provádí se standardní popis a odběr. Při výkopu sondy se půdní profil odkrývá v šířce alespoň 1 - 1,5 m a do hloubky také minimálně 1 m. Pokud lze, má se sonda vykopat až na zvětralou matečnou horninu.

Při popisu půdního profilu se uvádí: popis a charakteristika terénu, půdní typ a mocnost jednotlivých horizontů, barva zeminy, dále se stanovuje zrnitostní složení zeminy jednotlivých horizontů, obsah skeletu, struktura, konzistence, vlhkost, novotvary a humusové formy, hloubka půdy a prokořenění. Typ laboratorních analýz se řídí požadavky na výsledky průzkumu - stanovují se význačné pedomerické (pH, obsah výměnných bází a živin, hydrolytická a výměnná acidita), pedofyzikální (pórovitost, vodní kapacita, objemová hmotnost) a pedobiologické charakteristiky (respirační aktivita, rozklad celulózy, nitrifikace atd.). Jednotlivé analýzy jsou popsány např. v publikacích Zbírka (1995, 1996), či Šarmana (1981). Pro stanovení potřeby hnojení mají výsledky tohoto výzkumu význam jako popis základních stanovištních podmínek a přírodních limitů podmínek výživy. Z tohoto hlediska jsou významné zejména výsledky pedomerických charakteristik: pH, obsah bází, kationtová výměnná kapacita, nasycení sorpčního komplexu bázemi a obsah živin (bioelementů), v první řadě makroelementů (P, K, Ca, Mg) v přístupné formě. Pro posouzení kvality stanoviště pak má značný význam i analýza obsahu hu-

LVS	5	6	7	8
půdní typ	kambizem	kambizem	kambizem	
mocnost cm	L + F 2 H 1 - 3	L + F 1 - 2 H 1 - 4	L + F 1 - 2 H 1 - 4	
zásoba t/ha	10 - 15	10 - 20	10 - 20	
půdní typ		kryptopodzol	kryptopodzol	
mocnost cm		L + F 2 - 3 H 2 - 3	L + F 2 - 3 H 2 - 3	
zásoba t/ha		10 - 30	10 - 30	
půdní typ		rankr	podzol, rankr	podzol, rankr
mocnost cm		L + F 2 - 4 H 2 - 5	L + F 2 - 4 H 2 - 5	L + F 2 - 4 H 2 - 5
zásoba t/ha		40 - 100	50 - 100	50 - 100

Tab. H1: Minimální množství nadložní organické hmoty, jež odpovídá přirozeným stanovištním podmínkám

Stanovit konkrétní limity půdních vlastností je velice obtížné, přesto je možno se o to alespoň pro posouzení míry degradace pokusit. Důsledně je nutno vycházet z lokálních podmínek a regionálních odchylek. **Komplexní posouzení všech stanovištních faktorů je bezpodmínečně nut-**

Horizont	Holorg - F + H			A		
Charakteristika	pH akt.	pH pot.	V	pH akt.	pH pot.	V
Půdní typ						
Kambizem	4,0	3,0	40	4,2	3,8	30
Luvizem aj.						
Kryptopodzol	3,5	3,0	30	4,0	3,5	30
Podzol	3,0	2,5	20	3,5	2,5	10
Organozem	3,0	2,5	10	-	-	-
Rankr	4,0	3,5	30	4,0	3,5	20

Tab. H2: Hodnoty půdní reakce a nasycení sorpčního komplexu bázemi indikující nadměrnou acidifikaci

nou podmínkou. Následující kritéria jsou platná obecně, je však nutno posuzovat je velice kriticky v konkrétním případě.

a) Morfologické charakteristiky:

Pro morfologické posouzení stavu půd je rozhodující stanovišti odpovídající humusová forma (Green et al. 1993 - viz RV 01). Ta představuje (pokud nedošlo již dříve k ekosystémovým poruchám, silným antropogenním vlivům) optimální formu akumulace a přeměn organické hmoty a výsledek biogeochemických cyklů odpovídající dané lokalitě.

V nejširších mezích lze uvést, že na stanovištích s půdním typem eutrofní kambizemě je odpovídající humusovou formou **mull** a **mulový moder**, **na oligotrofních moder** a **na podzolovaných půdách až podzolech pak formy moru**. Samostatným problémem zůstanou vždy vodou ovlivněná stanoviště. V konkrétním případě pak je nutno vycházet z poznatků půdní typologie jednotlivých lesních oblastí. Zároveň je však nutno odlišit, kdy je daná humusová forma výsledkem přibližně přirozeného vývoje, nebo i výsledkem degradace v důsledku nevhodných antropických vlivů.

Žádoucí je minimální narušení stanovišti odpovídající (vhodné) humusové formy. Tyto úvahy budou mít větší význam při obnově cyklů organic-

musu (uhlíku), celkového dusíku a poměr C:N.

d) Odběr půdních vzorků pro stanovení potřeby hnojení

Pro stanovení potřeby hnojení je kromě základního popisu stavu půd nutná reprezentativní deskripce základních pedochemických charakteristik důležitých z hlediska půdní úrodnosti. Odběr se zaměřuje na svrchní vrstvy půdy, kde se předpokládá nejvyšší koncentrace kořenů dřevin a optimum pro příjem živin.

Při vyrovnaných stanovištních podmínkách by se reprezentativní vzorek měl odebírat z plochy 10 ha. Průměrný vzorek se získá z alespoň 5 dílčích odběrů rovnoměrně rozptýlených po celé ploše. Dílčí vzorky o pokud možno stejném objemu se mohou smísit přímo v terénu, nebo mohou být transportovány a analyzovány samostatně. Při odběru se svrchní vrstva nadložího humusu odstraní a vzorek se odebere např. z hloubky 0 - 30 cm.

Podrobnější jsou např. směrnice v SRN (Kolektiv 1985), kde se odběr reprezentativního vzorku požaduje na ploše 1 ha a počet dílčích odběrů činí 10. Také počet vzorků z jedné sondy je větší (humus, 0-5, 5-10, 10-30, popřípadě 30-60, resp. 50-70 cm). Při pestrých stanovištních nebo výrazně odlišných porostních podmínkách je nutno jednu sérii vzorků odebrat z každého stanovištního nebo porostního typu. Přitom je nutno dodržet zásady reprezentativnosti místa odběru pro dané stanoviště a vyhnout se zkreslení narušením místa odběru (cesty, pěšiny, kmeny stromů, vývraty). Pro potřeby analýz musejí mít jednotlivé vzorky čerstvou hmotnost kolem 1 kg a musejí být řádně označeny (číslo plochy, číslo vzorku, datum odběru ap.).

e) Analýzy půdních vzorků a jejich vyhodnocení

V terénu odebrané vzorky je nutno co nejrychleji dopravit v čerstvém stavu do laboratoře, není-li to možné, je nutno je předběžně ošetřit. Vzorky je třeba v dobře větrané místnosti co nejrychleji vysušit do stavu, kdy již v důsledku vodního deficitu nemohou probíhat biologické pochody, výrazně ovlivňující právě přístupnost živin. Vzorky se rozprostřou do tenké vrstvy a nechají se až několik dnů schnout. Tyto vzorky pak mohou být skladovány i dlouhou dobu, pokud možno však ne déle než 1 rok. Je samozřejmě nutno zabránit kontaminaci vzorků jiným materiálem (prachem, biologicky atp.). V laboratoři při dalším vysušení (105 °C) mohou být v hermetických podmínkách archivovány i dlouhodobě.

Jak bylo již uvedeno, vzorky mohou být analyzovány jednotlivě, nebo ve formě směsných vzorků. Limitující jsou vysoké náklady na pedochemické analýzy, proto je dávana často přednost druhému způsobu. V tom případě je možné a vhodné odebírat více dílčích vzorků k přípravě směsného vzorku k analýze, zejména při použití různého nářadí k odběru zemín - sondyky různých typů a další zařízení. Ze základních pedologických a pedochemických analýz je pro potřebu hnojení a pro posouzení jeho efektů vhodné stanovit půdní typ a půdní druh (zrnitostní složení či texturu půdy), půdní reakci (aktivní i výměnnou (pH), vlastnosti sorpčního komplexu (obsah bází poutaných ve výměnné for-

mě, kationtovou výměnnou kapacitu a nasycení sorpčního komplexu bázemi), obsah humusu (uhlíku) a celkového dusíku či jeho frakcí a konečně i obsah přístupně poutaných bioelementů. Stanovení je třeba provést standardními metodami a v akreditovaných laboratořích, ať již univerzit, výzkumných ústavů, dalších státních institucí i soukromých komerčních laboratořích (VS Opočno, VÚLHM Strnady, Lesprojekt, ČZU Praha, MZLU Brno, ÚKZÚZ aj.).

Obecně platí, že pro determinaci aktuální potřeby hnojení má v lesních porostech popis pedochemických vlastností půd spíše orientační charakter. Pro lesní půdy je totiž obtížné určit optimální parametry půdních charakteristik a tyto pro některé půdní typy, zejména ty extrémnější, ani kvantifikovat nelze. U podzolů a organogenních půd tak chybějí pro posouzení stavu půd jakákoli kritéria, pouze u hlavních prokořeněných horizontů půd je možno k hnojení přistoupit při poklesu hodnoty nasycení sorpčního komplexu pod 20 % a podílu hořčíku pod 5 %. U půdních typů charakteru typických, hnědých a andosolových rankrů, rendzin a pararendzin, kambizemí (hnědých lesních půd), luvizemí (illimerizovaných půd), černozemí, hnědozemí, nivních půd a bohatších pseudoglejových a glejových půd také nejsou stanovena optima a hranice deficitu pro půdy lesních porostů - orientačně lze využít kritéria používaná např. Lesprojektem či jsou uváděna ve skriptech Šarmana (1981). V přílohách tohoto RV jsou tato kritéria uvedena rovněž.

Udržování optimálních půdních vlastností je potom ve většině případů v terénních podmínkách nereálné a v každém případě by bylo z ekonomických příčin neefektivní. Větší roli hraje úprava půdních charakteristik pouze v případě výrazné degradovaných půd při vyrovnání význačných půdních extrémů. V tomto případě je pak možno, a mnohdy i značně výhodnější, využít postupů spojených s vápněním, a to zejména v kombinaci s biologickou meliorací stanoviště. Při výraznější degradaci stanoviště a biogeochemických cyklů je třeba používat opatření s výraznějším dopadem na tyto pochody, vyloučených ovšem na území CHÚ. Vlastní hnojení sensu stricto tak, jak bylo vymezeno výše, je zpravidla pro výraznější a trvalejší změny charakteru stanoviště nedostatečné a příliš jemné opatření.

(iii) Určení stavu výživy lesních porostů

Stanovení aktuálního stavu výživy je v podmínkách lesních porostů klíčovým opatřením z hlediska hnojení. Přitom se uplatňují především dvě základní diagnostické metody:

a) stanovení poruch ve výživě podle vizuálních symptomů (růst rostlin a jeho poruchy, morfologické poruchy ve vývoji částí rostlin, zejména asimilačního aparátu, barevné změny listů a jehliček - karencní jevy),

b) stanovení stavu výživy na základě listových analýz, ať již samostatně, nebo v komparaci s předpokládaným normálním stavem.

Vizuálně se poruchy výživy manifestují zpravidla v pokročilém stavu a ve značném rozměru, mohou být překryty, doprovázeny a kombinovány dalšími příčinami (mráz, sucho). Pro včasnou diagnostiku a jednoznačné stanovení jsou rozhodující výsledky listových analýz.

H

H

a) Vizuální stanovení nedostatků ve výživě

Na akutní deficiencie ve výživě je možno u lesních dřevin usuzovat zejména podle následujících vizuálních symptomů:

Dusík - barevné změny nejdříve na starších jehlicích a na listech ve spodní části koruny, zbarvení je světle zelené až žluté po celé ploše asimilačních orgánů, později se tyto zbarvují do hnědožluta, před opadem do oranžova až červena (jako na podzim). Změny při prohlubujícím se nedostatkem postupují k mladším částem koruny. Již latentní deficit má ze následků zeslabení růstu a menší rozměry asimilačních orgánů (jehlic a listů). Při opožděném začátku rašení se dostavuje současně i předčasné ukončení růstu a opad jehlic i listů.

Fosfor - nedostatek vizuálně obtížně rozeznatelný, typická špinavě tmavozelená až modrozelená barva. Listy matné, kožovité, na spodní straně čepele často červeně až fialově zbarvené. Na okrajích listů někdy žlutohnědé až červenohnědé zbarvení ve tvaru půlměsíce, později od špičky zasychají. Dochází k předčasnému opadu, podobně jako u dusíku se vizuální symptomy projevují nejdříve u starších asimilačních orgánů.

Draslík - růst zpočátku normální, listy a jehlice tmavozelené. Později na starších jehlicích a listech ve spodní části koruny nastupuje lehká chloróza, poté charakteristické nekrózy na listových špičkách, postupně se rozšiřující na celý okraj listu, který se stáčí dolů a lžičkovitě vybohlí. Je pozorována kadeřavost listů. U javoru klenu dochází k vybělení částí listů mezi nervaturou. U jehličnanů nejdříve u starších ročníků zažloutnutí až bledě zelené, případně až mědnatě červené zbarvení. U listnáčů se barví okraje a špičky starších listů hnědě a odumírají, uschlé listy však zůstávají na rostlinách (na rozdíl od deficitu Mg). Výhony nedostatečně dřevnatí a při silnějším nedostatku odumírají. Asimilační orgány jsou zmenšené, rostliny jsou náchylné k plišňovým onemocněním (nebezpečí při skladování sadebního materiálu).

Hořčík - příznaky se objevují rovněž nejdříve u starších jehlic a listů, kde díky poruchám v tvorbě chlorofylu dochází k vytváření bledě zelených až žlutých chlorotických skvrn. Listová nervatura a k ní přilehlé části asimilačních orgánů zůstávají normálně zbarveny, na listech je tak patrné mramorování. Při pokročilejších příznacích se vyskytují odumírající našedlé plošky, postupně se rozšiřují a zasychají. Na rozdíl od nedostatku draslíku se změny šíří z vnitřku plochy listů. U některých dřevin dochází ke svinování okrajů, typické je i jejich hnědé zbarvení. Listy předčasně usychají a opadávají. U jehlic jsou příznaky podobné deficitu K: špičky jehlic jsou žluté a při ztížených stanovištních podmínkách (sucho apod.) dochází k jejich usychání až k usychání celých výhonů. Podobné příznaky může vyvolat nadbytek K či Ca (antagonismus iontů) nebo nadměrné používání amonného dusíku.

Zinek - listy ztrácejí chlorofyl, až do vybělení, zůstávají úzké ostře ohraničené temně zelené pruhy podél nervů. Mezi nervy se objevují skvrny odumírajících pletiv, nejprve ve starších částech, posléze v celém objemu koruny. Listy jsou nápadně úzké a často se svinují. Výhony zakrslé, zkrácené.

Molybden - na starších listech žluté skvrny a žluté okraje, nervy zůstávají zelené, listy lžicovitě tvaru. Žluté části listů se vybohlují. Nekróza postupuje od kraje jako letokruhy, růst je oslaben, onemocnění lze očekávat na rašelinných substrátech s nedostatkem vápníku.

Železo - nejmladší listy mají chlorotické skvrny - světlezelené, žluté až bílé. Příznaky nejprve na špičkách listů a jehlic. Nervatury obvykle dlouho zelené, až později žlutnou a bělají. V extrémních případech nejmladší listy i s nervaturou zcela bílé. K projevům dochází především v převápněném prostředí se ztíženým příjmem Fe.

Mangan - mladší a někdy i starší listy kropenatě chlorózy po celé ploše, i nejjemnější nervy zelené s úzkým zeleným lemem. V pokročilejším stavu chlorotické skvrny odumírají a zelená část tvoří stromečkovitou kresbu. U smrku často chlorotické jehlice již při rašení. Příznaky časté na nadměrně vyvápněných, zejména slatinných substrátech, dále pak na písčitých podzolových půdách s primárním nedostatkem Mn. Nedostatek se zesiluje nízkým vláhovým zásobením, je zaznamenán antagonismus s Fe, Mg, Ca.

Síra - listy světlezelené a nervatura světlejší než pletivo, na listech jednotlivé nekrotické skvrny, slabý růst, podobné deficitu N.

Měď - u mladých listů a jehlic zesvětlení okrajů, okraje listů se někdy svinují a zasychají od špičky. Výhony postupně odumírají a od vrcholů postupně opadají listy. V další fázi se na bázi odumírajících výhonů tvoří nové postranní výhony s malými listky, které záhy zasychají. Na chudých písčitých půdách, stejně jako na půdách organických, se jehlice u borovice nedostatkem Cu barví do červenohnědých odstínů, u smrku do světle zeleného (na vegetačním vrcholu někdy odumírají). U modřínů se vrcholové výhony sklápějí k zemi. U mnohých jehličnatých i listnatých dřevin se ve spodní části kmínků u děložních listů vytvářejí četné nové výhony, které špatně vyžívají a v zimním období mrznou.

Vápník - nedostatek jen v silně kyselých půdách a substrátech. Odumírání vrcholových částí výhonů, stejně jako svinování čepelí nejmladších listů. Konce výhonů a listů někdy hákovitě zahnuté, příznaky komplikované, častý souběh s deficitem jiných živin (Mg).

Bór - nedostatek jen při vysoké hodnotě pH, podobně jako u Fe nejprve poškozeny vrcholy výhonů. Listy zůstávají malé a mají mozaikovitě světlé skvrny. Barva nejmladších listů světlá směrem od stopky, listy se postupně kroutí, a později barví dohněda až dočerna. Internodia výhonů výrazně zkrácená a mají nahloučené listy (tvorba tzv. rozet), vegetační vrchol v extrémnějších podmínkách odumírá.

b) Odběr listových vzorků

K odběru jsou vhodné pouze dominantní (nadúrovňové a úrovňové) stromy. Na posuzované ploše se vybere nejméně 5 vhodných jedinců. Pro objektivní vyhodnocení je výhodnější odebrat vzorky z více stromů (7 - 10), jejich počet je však limitován kapacitou laboratoře a finanční náročností analýz. To platí především pro starší a dospělé porosty. V kulturách, kde je snadný odběr listů a jehlic přímým sběrem ze země, je možno odebrat vzorky z daleko většího počtu jedinců - to je nutné při analýze vzorků směsných. V takových případech musí počet jedin-

ců, z nichž byly asimilační orgány odebrány, dosáhnout alespoň čísla 30. Jsou-li ve stavu asimilačních orgánů výrazné rozdíly u jedinců v rámci jednoho porostu (silný výskyt jedinců s karenčními jevy), je nutné odebrat jednu sérii vzorků ze stromů se znaky deficitu a jednu ze stromů s normálním olistěním.

U jehličnanů je nejvhodnějším obdobím pro odběr vzorků perioda od konce zří do začátku února, tj. v době vegetačního klidu, u listnáčů (a modřínů) od konce července do konce srpna, kdy jsou asimilační orgány již vyzrálé, dosud však nedochází ke změnám v souvislosti se senescencí. V každém případě by se u opadavých dřevin neměly odebírat vzorky listů, u něhož již dochází k barevným změnám před opadem.

Vzorky se odebírají ze svrchní, osluněné části koruny. Nejvhodnější pro odběr je 4. přeslen (smrk a jedle), vrcholový nebo druhý přeslen (borovice), u modřínu se vzorky odebírají z výhonů loňského roku a u listnatých dřevin ze střední části letorostů vrcholových partií. U jehličnanů se pro potřeby posouzení stavu výživy analyzuje první ročník jehlic, pro posouzení zatížení ekosystému oxidy síry i jinými polutanty druhý ročník.

Z každého jedince se odeberou 2 – 3 větve rostoucí v různých směrech rovnoměrně po obvodu. Tyto větve se sváží do svazečku a označí číslem plochy a pořadovým číslem vzorníku. Všechny svazky z jednoho porostu se sváží dohromady a transportují společně k dalšímu zpracování. V jednom porostu se volí minimálně 5 vzorníků. Svazky se skladují v chladném tmavém prostředí, pouze chráněném před deštěm a sněžením. Je nutné zabránit vysychání a opadání jehličí, na druhé straně i jejich zapálení a zplisnivění. Pokud není možné vzorky takto zabezpečit až do jejich odvozu do laboratoře (vždy v dobře prodyšných obalech), je nutné je předběžně zpracovat. Oddělí se jednotlivé ročníky jehličí (letošní a loňské letorosty) a uloží se v prodyšných čistých papírových či plátěných sáčcích. Skladují se na suchých a čistých místech,

a) makroelementy

ŽIVINA DŘEVINA	N %	P %	K %	Ca %	Mg %
Smrk (<i>Picea abies</i>)	1,35 - 1,70	0,13 - 0,25	0,50 - 1,20	0,35 - 0,80	0,10 - 0,25
Borovice (<i>Pinus sylvestris</i>)	1,40 - 1,70	0,14 - 0,30	0,40 - 0,80	0,25 - 0,60	0,10 - 0,20
Modřín (<i>Larix decidua</i>)	1,60 - 2,30	0,15 - 0,30	0,50 - 1,10	0,60 - 0,90	0,12 - 0,30
Jedle (<i>Abies alba</i>)	1,30 - 1,80	0,13 - 0,35	0,50 - 1,10	0,40 - 1,20	0,15 - 0,40
Douglaska (<i>Pseudotsuga menziesii</i>)	1,10 - 1,70	0,12 - 0,30	0,60 - 1,10	0,20 - 0,60	0,10 - 0,25
Tis (<i>Taxus baccata</i>)	1,60 - 2,50	0,14 - 0,25	0,90 - 2,00	0,25 - 1,00	0,10 - 0,25
Borovice (<i>Pinus radiata</i>)	1,30 - 1,70	0,13 - 0,17	0,50 - 1,00	0,15 - 0,18	0,10 - 0,12
Buk (<i>Fagus spp.</i>)	1,90 - 2,50	0,15 - 0,30	1,00 - 1,50	0,30 - 1,50	0,15 - 0,30
Dub (<i>Quercus spp.</i>)	2,00 - 3,00	0,15 - 0,30	1,00 - 1,50	0,30 - 1,50	0,15 - 0,30
Javor (<i>Acer spp.</i>)	1,70 - 0,00	0,15 - 0,25	1,00 - 1,50	0,30 - 1,50	0,15 - 0,30
Bříza (<i>Betula spp.</i>)	2,50 - 4,00	0,15 - 0,30	1,00 - 1,50	0,30 - 1,50	0,15 - 0,30
Jasan (<i>Fraxinus spp.</i>)	1,70 - 2,20	0,15 - 0,30	1,10 - 1,50	0,30 - 1,50	0,20 - 0,40
Lipa (<i>Tilia spp.</i>)	2,30 - 2,80	0,15 - 0,30	1,00 - 1,50	0,20 - 1,20	0,15 - 0,30
Topol (<i>Populus spp.</i>)	1,80 - 2,50	0,18 - 0,30	1,20 - 1,80	0,30 - 1,50	0,20 - 0,30

b) mikroelementy

ŽIVINA DŘEVINA	B ppm mg/kg	Mo ppm mg/kg	Cu ppm mg/kg	Mn ppm mg/kg	Zn ppm mg/kg
Smrk (<i>Picea abies</i>)	15 - 50	0,04 - 0,20	4 - 10	50 - 500 200 - 3200	15 - 60
Borovice (<i>Pinus sylvestris</i>)	20 - 50	0,08 - 0,30	4 - 10	50 - 500 100 - 1000	20 - 70
Modřín (<i>Larix decidua</i>)	15 - 50	0,05 - 0,20	4 - 10	35 - 200 100 - 2600	20 - 80
Jedle (<i>Abies alba</i>)	20 - 50	0,06 - 0,25	5 - 10	50 - 500 200 - 5000	15 - 60
Douglaska (<i>Pseudotsuga menziesii</i>)	20 - 40	0,05 - 0,20	2 - 10	50 - 500 500 - 2800	15 - 80
Tis (<i>Taxus baccata</i>)	15 - 60	0,07 - 0,40	5 - 12	40 - 500 100 - 8000	25 - 100
Borovice (<i>Pinus radiata</i>)	20 - 50	0,08 - 0,30	4 - 10	50 - 500 100 - 1000	20 - 70
Buk (<i>Fagus spp.</i>)	15 - 40	0,05 - 0,20	5 - 12	35 - 100	15 - 50
Dub (<i>Quercus spp.</i>)	15 - 40	0,05 - 0,20	6 - 12	35 - 100	15 - 50
Javor (<i>Acer spp.</i>)	15 - 40	0,05 - 0,20	6 - 12	30 - 100	15 - 50
Bříza (<i>Betula spp.</i>)	15 - 40	0,05 - 0,20	6 - 12	30 - 100	15 - 50
Jasan (<i>Fraxinus spp.</i>)	15 - 40	0,05 - 0,20	6 - 12	35 - 100	15 - 50
Lipa (<i>Tilia spp.</i>)	15 - 40	0,05 - 0,20	6 - 12	35 - 100	15 - 50
Topol (<i>Populus spp.</i>)	15 - 40	0,05 - 0,20	6 - 12	35 - 100	15 - 50

je žádoucí rychlé vyschnutí asimilačních orgánů. Spolu se vzorky je nutno zajistit i potřebné průvodní údaje – lesní správa, polesí, porost, stanovištní a taxační data. Zejména u lesních kultur je možno vytvářet již při sběru směsné vzorky z velkého počtu jedinců. Sběr listů (stejný počet

H

Tab. H3.: Obsah živin v asimilačních orgánech lesních dřevin dostatečný z hlediska výživy (Bergmann 1988)

H

Tab. H4: Stupně výživy borovice lesní (Hofmann, Kraus 1988)

a) makroelementy (%)

Živina Stupeň	N %	P %	K %	Ca %	Mg %	S %	Cl %
I	0,93-1,06-1,21	0,03-0,038-0,048	0,24-0,27-0,30	0,10-0,12-0,15	0,025-0,031-0,040	0,066-0,081-0,099	0,06-0,08-0,10
II	1,21-1,38-1,58	0,048-0,060-0,075	0,30-0,34-0,39	0,15-0,18-0,21	0,040-0,049-0,060	0,099-0,121-0,148	0,10-0,13-0,17
III	1,58-1,80-2,06	0,075-0,095-0,119	0,39-0,43-0,49	0,21-0,25-0,31	0,060-0,075-0,090	0,148-0,182-0,222	0,17-0,22-0,28
IV	2,06-2,35-2,68	0,119-0,150-0,189	0,49-0,54-0,60	0,31-0,37-0,45	0,090-0,117-0,150	0,222-0,272-0,333	0,28-0,37-0,48
V	2,68-3,06-3,50	0,189-0,238-0,300	0,60-0,68-0,77	0,45-0,54-0,65	0,150-0,181-0,225	0,333-0,408-0,500	0,48-0,62-0,80

a) mikroelementy (ppm, mg/kg)

Živina Stupeň	Al	B	Cu	Fe	Mn	Mo	Zn
I	100-119-141	5,0-6,8-9,3	1,2-1,5-1,9	10-17-27	80-110-152	0,001-0,002-0,004	23-26-30
II	141-167-198	9,3-12,7-17,3	1,9-2,4-3,0	27-45-74	152-210-290	0,004-0,009-0,018	30-34-38
III	198-235-278	17,3-23,7-32,3	3,0-3,8-4,8	74-122-202	290-400-552	0,018-0,037-0,076	38-44-50
IV	278-330-391	32,3-44,1-60,1	4,8-6,0-7,6	202-334-550	552-761-1051	0,076-0,155-0,319	50-56-64
V	391-464-550	60,1-82,1-112	7,6-9,5-12,0	550-909-1500	1051-1450-2000	0,319-0,657-1,350	64-73-83

z jednotlivých individuí) či jehlic (nejlépe 1 - 3 letorosty, stejný počet z jedince) je prováděn přímo do čistého, nejlépe nového prodyšného papírového sáčku. Vzorky jsou ihned dopraveny do laboratoře, nebo rychle vysušeny. Je nutno zaznamenat rovněž údaje o původu.

Minimální hmotnost čerstvého vzorku by měla dosahovat asi 80 - 100 g, aby po jeho úpravě bylo k dispozici alespoň 5 - 10 g suchého (105 °C) materiálu. Pro analýzy je opět nutno vybrat akreditované laboratoře, pracující standardními metodami. Kromě laboratoří lesnických institucí jsou vhodné i zemědělské agrochemické laboratoře, pracující často operativněji a rychleji.

c) Vyhodnocení výsledků analýz

K vyhodnocení výsledků je možno využít řady vyhodnocovacích tabulek. Přitom lze vyjít z porovnání aktuálního obsahu bioelementů s hodnotami limitními, indikujícími deficit dané živiny. K dispozici je řada tabulek, poměrně přesně uvádějících limitní hodnoty, a do jisté míry i rozmezí optima. Jednotlivé tabulky se mohou lišit v hodnotách obsahů různých živin, při volbě tabulky lze vycházet z podobnosti přírodních podmínek v oblasti jejich vypracování a předpokládaného využívání.

Tabulka H3 uvádí jednu z důležitých vyhodnocovacích tabulek, uveřejněnou v základním díle Bergmanna (1988). Pomocí této tabulky je

Tab. H5: Stupně výživy buku (Hofmann - Kraus 1988) - pozn.: X - předběžné stanovení stupňů

Živina Stupeň	N %	P %	K %	Ca %	Mg %	S %
I	1,40-1,53-1,68	0,070-0,081-0,094	0,30-0,35-0,41	0,25-0,31-0,38	0,035-0,044-0,055	0,085-0,099-0,115
II	1,68-1,84-2,02	0,094-0,109-0,127	0,41-0,48-0,56	0,38-0,47-0,57	0,055-0,070-0,088	0,115-0,133-0,155
III	2,02-2,21-2,43	0,127-0,147-0,171	0,56-0,65-0,76	0,57-0,71-0,87	0,088-0,111-0,139	0,155-0,180-0,209
IV	2,43-2,66-2,91	0,171-0,198-0,230	0,76-0,88-1,03	0,87-1,07-1,32	0,139-0,175-0,221	0,209-0,242-0,282
V	2,91-3,19-3,50	0,230-0,267-0,310	1,03-1,20-1,40	1,32-1,62-2,00	0,221-0,278-0,350	0,282-0,327-0,380

Stupeň	%	%	ppm	ppm	ppm X	ppm X
I	0,020-0,030-0,045	0,018-0,022-0,026	1,4-1,7-2,0	14-17-20	150-158-167	75-81-88
II	0,045-0,067-0,099	0,026-0,031-0,038	2,0-2,4-2,9	20-24-28	167-176-185	88-95-103
III	0,099-0,148-0,221	0,038-0,045-0,055	2,9-3,5-4,3	28-33-40	185-196-206	103-111-120
IV	0,221-0,331-0,494	0,055-0,066-0,079	4,3-5,2-6,2	40-47-56	206-217-229	120-130-141
V	0,494-0,737-1,100	0,079-0,096-0,115	6,2-7,5-9,0	56-67-80	229-242-255	141-152-165

možno posoudit stav výživy jednotlivými makro- (část ad a) i mikroelementy (část ad b) v širokém spektru podmínek střední Evropy. Nevýhodou je její široká valence a menší přesnost právě v oblasti limitních hodnot. Naproti tomu následující tabulky H4 a H5 byly vypracovány v podmínkách severoněmeckých nížin a umožňují podrobně posoudit stav výživy borovice lesní a buku lesního v dané oblasti a v oblastech sousedních. Přitom stupeň III znamená optimum, stupeň II a I nedostatek a výrazný nedostatek, stupeň IV a V nadbytek až toxické obsahy, způsobené většinou vnějšími zdroji.

Kromě absolutních hodnot obsahu jednotlivých živin je důležitý i jejich vzájemný poměr. Například pro dobrý růst lesních dřevin je vyžadován vyrovnaný příjem dusíku a síry v poměru 10:1 pro zajištění bezproblémové syntézy proteinů. Náznornou srovnávací metodu vyvinuli v Rakousku, podstatou je grafické porovnání aktuálních a limitních obsahů zvolených živin. Podle počtu porovnávaných živin se zvolí počet os, které vycházejí ze společného středu a tvoří tak paprsky ve vrcholech úhlů příslušných pravidelných n-úhelníků. Na ně se ve stejné jednotkové vzdálenosti umístí hodnoty limitní = 100 %. Při volbě například základních makroelementů (N, P, K, Ca, Mg) tak vznikne pravidelný pětiúhelník, kde osy vycházejí ze středu a v místech vrcholů jsou v relativním měřítku hodnoty limitních obsahů. Nyní se na tyto osy vynese v relativní hodnotě aktuální obsah jednotlivých živin. Vzniklý útvar pak ukáže nejen to, zda jsou obsahy jednotlivých živin v oblasti deficitu či dostatku, ale jeho případné odchylky od pravidelného tvaru odhalí i disproporce ve výživě.

Tyto zásady uvádějí obecné postupy pro stanovení potřeby hnojení v lesním hospodářství, včetně aplikace v podmínkách Krušných hor. V jednotlivých případech je pak třeba respektovat platnou legislativu týkající se aplikace hnojivých materiálů, jejich schválení, ochrany životního prostředí a přírody.

H.1.3.2. Aplikace postupů chemické meliorace v oblasti Krušných hor

Aplikace vápnění a hnojení, tj. hnojiv a látek s hnojivým a melioračním účinkem, je významnou, determinující součástí chemické meliorace stanovišť. Pod tímto pojmem je nutno rozumět vnos chemicky, biologicky, mikrobiologicky a fyziologicky aktivních látek s obsahem živin (bioelementů) majících za cíl zintenzivnění koloběhu těchto prvků a zlepšení stavu výživy lesních dřevin nebo zlepšení či obnovení kvality stanoviště. Cíle aplikace jsou produkční, tj. hnojiva a hnojivé materiály jsou aplikovány především pro stimulaci primární produkce lesního porostu, nebo dodané látky či živiny mají stabilizovat a revitalizovat dřevinnou, popřípadě půdní složku lesního ekosystému. Tyto látky mohou mít přímý účinek, tj. mohou přímo dodávat bioelementy v daném lesním ekosystému deficitní či dobře využitelné pro jeho produkci, ve druhém případě, kdy hovoříme o nepřímém účinku, aktivizují biologické pochody, vedoucí k zintenzivnění biocyklů. To je způsobeno v první řadě zvýšením biologické aktivity půdy a zrychlením mineralizačních pochodů díky úpravě prostředí a zlep-

šení podmínek pro životní projevy půdních organismů.

Nepřímé účinky převažují zejména při použití jemně mletých a drcených karbonátových hornin a látek z nich odvozených (vyrobených). V tomto případě se jedná o vápnění, které bude předmětem první části předkládaného realizačního výstupu, mající specifický charakter a podmínky využití. V další části se budeme zabývat naopak přímým hnojením, tzn. aplikací bioelementů deficitních v daných lesních ekosystémech s bezprostředním důsledkem pro růst a prosperitu porostů lesních dřevin v různém stádiu jejich vývoje. Alespoň okrajově je třeba zmínit i možnost použití mouček silikátových bazických hornin, jejichž účinky svým charakterem stojí mezi oběma zmíněnými případy. Lépe řečeno, mají výrazné přímé i nepřímé účinky na biogeochemické cykly bioelementů a neopomenutelný je i jejich význam pro úpravu fyzikálních poměrů na ošetřených stanovištích. Je třeba se zmínit i o jednotlivých typech melioračních materiálů a hnojiv.

Cílem předkládaného realizačního výstupu je tedy stručné shrnutí možností využití postupů chemické meliorace v podmínkách Krušných hor. Tato oblast se vyznačuje značným rozsahem negativních vlivů antropogenního původu, narušením půdní složky lesních ekosystémů, cyklů bioelementů a značným potenciálem využití postupů vápnění a hnojení. Jsou uvedeny hlavní zásady aplikace obou typů opatření a uvedeny různé přístupy, navržen je i postup aplikace a hlavní typy melioračních látek. Vlastní diagnostika vhodnosti chemické meliorace je přitom předmětem Realizačního výstupu 02 a zde jsou zopakovány jen postupy při řešení problémů spojených s melioračními projekty.

(i) Aplikace vápnění v lesním hospodářství Krušných hor

Vápnění je v lesním hospodářství středoevropských zemí využíváno již celé století. Původně mělo odstranit následky degradace v porostech s akumulací surového nadložního humusu, později byla tato opatření cílena na zvyšování produkce lesních porostů. Časem se však projevil negativní vedlejší dopad vápnění, především na dynamiku dusíku a v případě cíleného zvyšování produkce se přešlo k přímému hnojení. Aktuálnost vápnění se objevila spolu s výrazným vlivem imisí na lesní ekosystémy. To se projevilo v plné míře i v podmínkách České republiky.

a) Důvody použití vápnění

Aplikace vápnění byla motivována několika předpoklady:

- 1) Vysoký kyselý spad nemůže být neutralizován přirozenými (přírodními) procesy a acidifikace se nežádoucím způsobem projevuje v dynamice lesních půd.
- 2) Kyselá depozice vede k poklesu půdní reakce, takže prostředí kořenové vrstvy se stává nepříznivé pro vývoj kořenů a příjem jednotlivých bioelementů.
- 3) Sulfáty a nitráty, jež jsou vyplavovány ze svrchních vrstev půdy i z asimilačních orgánů dřevin, jsou vyplavovány společně s doprovodnými kationty. Kationty vodíku (resp. protony, H⁺), jež jsou hlavní součástí imisí, jsou přitom v půdním pro-

H

středí nahrazovány kationty bází, tj. Na^+ , K^+ , Ca^{2+} a Mg^{2+} . To může vést až k výrazným projevům deficitu jednotlivých bází (živin).

4) Změny v půdním chemizmu způsobují uvolňování kationtů hliníku do půdního prostředí, tyto látky mohou být při vyšších koncentracích toxické pro kořeny rostlin.

Jak již bylo uvedeno, v současné době se objevují požadavky na obnovu vápnění v imisních oblastech, zejména opět v regionu krušnohorském. Rozsáhlým rozbořem využití vápnění byly vylíšeny tři základní soubory imisně - ekologických podmínek, za kterých je možno toto opatření chemické meliorace využít. Týká se to i poměrů v imisní oblasti Krušné hory:

a.1) Vápnění v extrémních imisně ekologických podmínkách se přitom Krušných hor dotýká jen okrajově. Jedná se spíše o vrcholové polohy např. Krkonoš, Jizerských hor, Orlických hor a Jeseníků. Tyto lokality jsou charakterizovány: středním až slabším imisním zatížením, kyselými půdami a extrémními klimatickými poměry, až blízkými horní hranicí lesa. Lesní ekosystémy jsou limitovány klimaticky a imisní zátěží představuje zátěž, se kterou se již většinou nemohou vyrovnat. Základním předpokladem obnovy lesních ekosystémů je zde radikální snížení imisní zátěže a intenzivní využívání náhradních dřevin schopných růstu v extrémním klimatu.

V Krušných horách se jedná o nejvyšší polohy a poměrně malé rozlohy. Blízkost extrémně silných imisních zdrojů takřka vylučuje zabránění poškození citlivějších dřevin (smrku). Aktuální je zde obnova lesa s využitím tolerantních náhradních dřevin a politický tlak na snížení emisí z domácích, ale i zahraničních zdrojů.

Účinnost chemické meliorace je zde rovněž omezená. Je oprávněná při odstraňování akutních nedostatků ve výživě (hnojení) a při acidifikaci minerální zeminy pod hodnotu 4,0 (pH aktivní - vápnění). Na lokalitách ohrožených introskeletovou erozí je aktuální opětovná výsadba smrku, v tomto případě podpořená přihnojením. Na těchto lokalitách je vápnění nežádoucí.

a.2) Vápnění antropogenně devastovaných půd. Zejména při buldozerové přípravě půdy došlo k vytvoření myslitelně nejhoršího prostředí následných kultur, tj. vznikly velkoplošné holiny, půdy byly zbažené humusu a živin, výsadba se dávala do toxické minerální zeminy. Na těchto lokalitách je nutné obnovit základní parametry půdní úrodnosti, tj. zvýšit půdní reakci, dodat deficitní živiny a maximálně podpořit obnovu podle možností, příznivých, ale stanovišti odpovídajících humusových forem. Vápnění je nedílnou součástí těchto revitalizačních opatření, následné přihnojení a biologická meliorace jsou však přinejmenším stejně důležité. V současné době je na místě důkladný rozbor situace na těchto lokalitách. V minulých desetiletích zde byla aplikována místy i značná množství vápenatých látek a jejich další dodání je již méně žádoucí, až škodlivé. Vyskytují se lokality s půdou devastovanou buldozerovou přípravou, kde je půda dosud extrémně kyselá, na druhé straně jsou ale lokality s pH (aktivní) kolem hodnoty 6. Přitom za dostatečné je nutno uvažovat hodnotu pH ve vrchních 20 cm kolem 5, další zvýšení znamená nežádoucí mineralizaci humusu a živin.

Na těchto stanovištích je podle dosavadních vý-

sledků výzkumu v současné době nutné analyzovat vývoj humusových forem a stav výživy porostů náhradních (i ojediněle cílových) dřevin jako základní další postup revitalizace daných lokalit. Zdá se, že s problémy ve stavu výživy je spojen do jisté míry i fenomén hynutí břízy.

a.3) Revitalizační vápnění v lesních porostech. Aktuálnost tohoto způsobu využití vápnění se objevuje až v posledních letech. Je to spojeno s projevy tzv. žloutnutí smrku, které bylo popsáno v německé a anglosaské literatuře zhruba v polovině 80. let jako tzv. „nový typ poškození lesů“ (Neualltige Waldschäden, New type of forest decline). U nás bylo žloutnutí popisováno např. z oblasti Šumavy, jeho význam byl až do nedávné doby zcela ignorován přes stabilní upozorňování lesnického výzkumu na závažnost tohoto jevu.

V posledních zhruba dvou letech se začal tento fenomén masově projevovat i v oblasti Krušných hor, resp. v jejich západní části, v oblasti dřívějšího LZ Horní Blatná. K dispozici zatím nejsou výsledky laboratorních analýz, přesto se také v tomto případě zdá, že příčinou žloutnutí, jež přechází až v hynutí porostů, je extrémní nedostatek živin, vyvolaný acidifikačními jevy. Akutní je v první řadě nedostatek hořčíku.

Tyto jevy byly popisovány ve velkém rozsahu v Německu a v Rakousku, zejména na německé straně Smrčin, Českého lesa a Šumavy (a to i v Rakousku). Souvisely s vyplavováním živin z asimilačních orgánů a z půdy. Zároveň byla v těchto podmínkách ověřena možnost rychlé revitalizace dodáním deficitních živin. Rychlejší byla účinnost přímých opatření ve srovnání s nepřímými (vápněním). Vápnění však může mít deleterující efekt, musí být ale použit materiál s vysokým obsahem hořčíku. Ověřen byl slín, dolomit, BIOMAG (částečně vypálený magnezit), dolomitické vápence, rychle rozpustná hořečnatá hnojiva. Na tyto zkušenosti lze bez problémů a bez prodlení navázat. Důležitý je důkladný rozbor stavu půd a stavu výživy podle RV 02. I v příslušných oblastech Krušných hor lze očekávat rychlý efekt s poměrně dlouhým trváním. Přímé dodání deficitní živiny odstraní rychle jevy žloutnutí, trvalejší efekt je pak podmíněn oživením dynamiky živin vápněním, a zejména větším podílem listnatých dřevin v lesních porostech.

b) Způsob aplikace vápnění

V případě, že bude rozhodnuto o aplikaci vápnění, je nutno uvědomit si několik skutečností.

- Vápnění může neutralizovat kyselý spad, a to díky schopnosti uvolňovat kationty Ca a Mg z meliorační hmoty a jejich následnému vyplavování. Dynamiku živin oživuje, kromě vápníku a hořčíku však nezvyšuje množství živin v lesním ekosystému (nepřímé účinky).

- Vápnění má obecně negativní dopad na dynamiku dusíku.

- V současné době je k dispozici dostatek podkladů pro formulování zásad aplikace vápnění s maximálním efektem a minimálními nežádoucími vedlejšími dopady.

Pro vlastní aplikaci vápnění je nutné dodržet zásady:

- 1) Uvážit, zda přímé hnojení, tj. dodání deficitní živiny, není důležitější než vlastní vápnění, popřípadě oba postupy odpovídajícím způsobem

kombinovat. V řadě případů je tato úvaha mimořádně důležitá.

2) Dávky vápenatých látek, vypočítané standardními způsoby, jsou velmi vysoké, v praxi je výhodnější a levnější jednorázově aplikovat dávku odpovídající zhruba 2 - 3 t/ha karbonátových hornin, po třech letech kontrolovat výsledek a eventuálně rozhodnout o další aplikaci.

3) Výsledky analýz rozhodně podporují aplikaci vápenatých látek s vyšším obsahem hořčíku, tj. alespoň na úrovni dolomitických vápenců.

4) Zásadně je nutno v případě použití karbonátových hornin používat materiály upravené na zrnitost pod 1 mm, větší částice je nutno považovat za neúčinné. Jejich rozpouštění postupuje spíše v geologických než hospodářských měřítkách. Jako optimální z hlediska účinnosti se jeví částice mezi 0,5 a 0,2 mm.

5) Nutnost používat jemné materiály omezuje využití letecké aplikace. Jako výhodnější z ekologického (účinnost) i ekonomického hlediska se jeví pozemní aplikace, jež je pro změnu omezena terénními a porostními podmínkami. Z ekonomických důvodů nelze vyloučit ani ruční aplikaci, v polovině 80. let se v Německu jevila jako nejekonomičtější (nejnižší náklady). V našich poměrech je mimořádně aktuální výzkum ekonomických parametrů chemické meliorace v lesním hospodářství.

6) Zásadně je nutno znovu a znovu zdůrazňovat specifickou jednorázovou zásahu a varovat před šablonovitým uplatňováním jakéhokoli postupu chemické meliorace. Projekty musí být kvalifikovaně vypracovány pro jednotlivé oblasti (lokality) a případy aplikace s odpovídající dokumentací.

(ii) Aplikace hnojení v lesních porostech Krušných hor

V lesních porostech je nutno postupy hnojení aplikovat na základě důkladného a komplexního rozboru situace a uvážení všech důsledků provedeného opatření. Z hlediska ovlivnění lesního prostředí a lesního porostu je možno zásah hodnotit ze dvou základních hledisek. Je-li cílem úprava produkční schopnosti půd, resp. jejich fyzikálních, chemických a biologických vlastností (tj. podmínek výživy), jedná se o hnojení základní, je-li ovlivňován přímo stav výživy porostů, jde o hnojení operativní. Zohledníme-li další hlediska, lze hovořit o: hnojení produkčním, diagnostickým, regeneračním podle funkce, hnojení kultur, dospělých (předmýtních) porostů, speciálních a intenzivních kultur (lignikultur) podle stáří a typu lesních porostů, přihnojování, hnojení pozdním podle doby aplikace, hnojení lokálním, pruhovým, celoplošným, vrstevnatým, povrchovým, se zapravením podle způsobu aplikace hnojivé látky, ručním, mechanizovaným pozemním či leteckým hnojením podle použité techniky, hovoříme o mimokořenové aplikaci (např. hnojení na list) při využití jiných mechanismů příjmu živin, a konečně můžeme hnojivé zásahy třídit podle typu hnojiva (jednosložkové, vičesložkové, organické, minerální, moučky bazických hornin atd.).

Je opětovně nutno zdůraznit, že každý hnojivý zásah je místně specifický a plánování i realizace musejí přihlížet k místním poměrům. Měl by být proveden na základě projektu, jehož rozsah a kvalita umožní posouzení limitních faktorů výživy dřevin a produkční schopnosti lesních půd

a stanovení optimálního způsobu jejich úpravy. V současné době je nejčastějším důvodem využití hnojení výrazný deficit některých živin, z nichž je možno jmenovat v první řadě hořčík a další báze v důsledku acidifikace lesních stanovišť. Dalším častým případem jsou lesnické rekultivace, kdy jsou lesní porosty zakládány na devastovaných lokalitách. Možné jsou rovněž případy, kdy je sice stav výživy i jejích podmínek dobrý, regenerace porostu však vyžaduje svým způsobem luxusní příjem živin (po velkém žíru škůdců, poškození abiotickými faktory, stimulace fruktifikace atd.).

Provádění melioračních

a hnojivářských opatření a aplikace hnojiv

Podrobný popis jednotlivých hnojiv, zásad jejich používání, technologie a metod hnojení přesahuje možnosti realizačního výstupu. K tomuto předmětu existuje pro komerčně vyráběná hnojiva dostatek literatury, kterou je možno bez problémů využít. V dalším textu budou uvedeny pouze základní pravidla a zásady pro využití hnojiv v lesním hospodářství, plánování a provádění hnojivářských a melioračních opatření i využití jednotlivých typů hnojiv.

Každý případ aplikace hnojivých materiálů by měl být řádně zdokumentován, měly by být zachovány písemné a mapové podklady o ošetřených plochách, typu a dávce hnojiva i způsobu aplikace. Dokumentace by měla obsahovat i vyhodnocení přírodních, porostních a technologických podmínek, údaje o provedeném průzkumu melioračním i výživářským, včetně metodik, dokumentací zpracování a vyhodnocení vzorků.

a) základní hnojení lesních půd - zlepšuje kvalitu stanoviště, upravuje biogeocykly živin a obecné podmínky výživy. Představuje počáteční impuls regenerace na degradovaných stanovištích. Tento typ melioračních opatření je použit při výrazné degradaci stanoviště antropickými vlivy, výrazné acidifikaci a tvorbě nevhodné humusové formy. Základem je aplikace dlouhodobě působících materiálů revitalizujících pedobiologické a pedochemické procesy, zpravidla celoplošně. Hnojivé materiály obsahují zpravidla vápník a hořčík (při výrazné acidifikaci prostředí a jeho ztrátách), další často aplikovanou živinou je fosfor. Tyto makroelementy jsou často deficitní v lesních ekosystémech, výrazně oživují biologickou aktivitu půdy a neohroží jejich rychlé ztráty z půdní složky ekosystémů. Další živiny se ve větší míře aplikují výjimečně a pouze v případech, kdy příčinou jejich deficitu je pronikavá degradace stanoviště. Hnojivé materiály jsou převážně na bázi karbonátových hornin různé zrnitosti a chemicky upravených s přísadami dalších živin (P). Dávkování se řídí stavem porostu, humusové formy a půdního typu, druhu a chemizmu - dávka se pohybuje v rozmezí 400 - 1600 kg čisté živiny na 1 ha (1 - 4 t vápence i v několikerém opakování v rozmezí několika let). Doplňkové fosforečné hnojení může být 40 - 80 kg č.ž. na 1 ha (přírodní fosfáty, superfosfáty, Thomasova moučka). Kromě karbonátových hornin se mohou využít i bazické horniny silikátové s vhodným obsahem dalších živin, pomalu uvolňovaných a s příznivým vlivem na fyzikální půdní charakteristiky, zejména na lehkých a organogenních půdách. Nevýhodou je nut-

H

nost aplikovat velká množství, což daná opatření značně prodražuje. Vliv těchto zásahů, zejména při povrchové aplikaci, se omezuje na povrchové vrstvy, může však přetrvat desetiletí. Je nutno posoudit i vedlejší účinky navrhovaných opatření, ke kterým patří v první řadě nadměrná mineralizace a intenzivní dynamika dusíku, hrozící ztrátami N ($-\text{NO}_3$) a doprovodných kationtů.

Tyto typy hnojiv je možno aplikovat během celého roku, i když vhodnější je období vegetačního klidu (ochrana přírody, turistika). Je dobré využít ochranné funkce porostů a podle možností nevápnit holiny - negativní dopady se enormně zesilují. Zapravení melioračních materiálů do půdy umocňuje jejich účinky - v porostech však hrozí poškozením kořenů, na holinách zesiluje ztráty humusu a živin a je tedy omezeno převážně na zcela devastované plochy (rekultivace, buldozerové plochy atd.). Využití postupů chemické meliorace stanovišť je specifické v různých stanovištních a porostních podmínkách.

b) operativní hnojení (přihnojování) - představuje doplňování živin při manifestaci akutního nebo prokázání latentního deficitu jednoho nebo více bioelementů. V mladých porostech se dává přednost lokální (individuální), ve starších pak celoplošné nebo pomístní aplikaci. Je však nutno podotknout, že díky růstu a distribuci kořenů je již několik let po výsadbě kultury individuální přihnojování dosti iluzorní záležitostí. Doba aplikace se řídí obdobím maximálního příjmu živin rostlinami, tj. optimální je na jaře. Hnojení dusíkem by mělo být ukončeno před polovinou července. Pouze u vápenatých a fosforečných hnojiv je možnost širší doby aplikace pro nízkou pohyblivost těchto živin, alespoň v karbonátové a fosfátové formě. Hnojivé zásahy se projektují zásadně individuálně pro jednotlivé ošetřené plochy. Kromě klasického typu přihnojování je pro rychlé odstranění akutního deficitu možno využít kapalného hnojení na list. Tento postup vyžaduje volbu optimálního typu hnojiva, dávky a doby aplikace. Zůstává omezen pro relativně vysoké náklady a rizika (poškození asimilačních orgánů vysokou koncentrací, splavení při srážkách). Nejčastěji se k přihnojování používají minerální hnojiva jednosložková a více-složková ve formě práškové, granulované či tzv. tvarované (tablety, brikety, kolíky). Prášková forma splňuje při ruční aplikaci požadavek na rovnoměrnost a rychlost rozpouštění, tvarovaná pak na snadnost dávkování a techniku aplikace. Optimální se jeví forma granulovaná, spojující rychlost rozpouštění se snadností aplikace (i při mechanizovaném způsobu a letecky) a hygienickými požadavky (snížení prášivosti).

K dispozici jsou i typy hnojiv, vyrobené s přihlédnutím ke specifickým požadavkům v oblasti lesního hospodářství. K těm patří především dlouhodobost působení, pomalé rozpouštění a požadavky variabilního složení. Jako příklad lze uvést hnojiva řady SILVAMIX (výrobce ECOLAB Znojmo, Česká republika), která tyto požadavky splňují. Spojují relativně pomalou rozpustnost a prozatím několik let ověřený účinek s možností podle podmínek stanoviště zvolit výhodnější složení (obsah živin).

Pomalá účinnost a minimum vedlejších nega-

tivních efektů je žádoucí i z hlediska poměrně malé kvalifikovanosti lesníků v oblasti výživy a hnojení. Stejného výsledku je možno dosáhnout i aplikací klasických rychle rozpustných hnojiv, ale s odpovídající přípravou, technologií a znalostmi o vlastnostech jednotlivých hnojiv i stanoviště. Ekonomické podmínky ale i z objektivních důvodů vyžadují v lesních porostech výživářské zásahy s minimální náročností, frekvencí a s minimem negativních environmentálních důsledků. Jiná situace je pak v lesních školkách. K operativnímu odstranění poruch výživy dusíkem se preferují hnojiva s nitrátovou formou (ledky). Aplikace močoviny je vázána na půdy s vyšší zásobou organické hmoty poutající produkty rozkladu. Zejména v zamokřených podmínkách pak hrozí těkání amoniaku (i z amoné formy hnojiv) do ovzduší. Poruchy ve výživě fosforem lze odstranit aplikací superfosfátů, citrofosfátů, mletých surových fosfátů a mouček s obsahem P. Inhibice P hrozí na silně kyselých půdách, proto je zde výhodná předchozí úprava půdního chemizmu vápněním. Výživu draslíkem a hořčíkem lze zlepšit použitím síranových draselno-hořečnatých hnojiv typu kieserit. Je nutné zohlednit obsah chlóru, na který jsou citlivé zejména jehličnaté dřeviny. V rakouských poměrech se používají hnojiva typu BIOMAG, vzniklá částečným vypálením dolomitů (ve slovenských podmínkách např. tzv. kaustický dolomit). Obsahují hořčík v rychle rozpustné oxidové formě i v dlouhodobě rozpustné formě karbonátové. Působí rychle, intenzivně a po dlouhou dobu.

Jednorázové dávky průmyslových hnojiv se mají pohybovat v rozmezí (v čistých živinách) 50 - 150 kg/ha u N, 10 - 180 kg/ha u P, 25 - 200 kg/ha u K a 10 - 120 kg/ha u Mg. Jak již bylo uvedeno, obsahy živin v hnojivech jsou často uváděny v oxidové formě.

c) hnojení v imisních oblastech a jeho využití v obnově lesa - zahrnuje jak prvky základního, tak i operativního hnojení (přihnojování). Spolu s ostatními lesopěstebními opatřeními a zásahy musí tvořit ucelený komplex v obnově lesních porostů a revitalizaci lesních půd. Spočívá v aplikaci základního hnojení (meliorace) s doplňkovými úpravami výživy lesních porostů, převážně pak nově zakládaných kultur, tzv. cílových i náhradních (přípravných) dřevin. Pozornost je však třeba věnovat jednotlivým stanovištím již před obnovou poškozeného lesa, s až 10-20 letým předstihem, neboť tak lze maximálně využít příznivých vlivů meliorace a současně zabránit nejvýraznějším negativním dopadům, např. vápnění. Zásady a postupy melioračních a hnojivářských zásahů se jinak podstatně neliší od postupů uváděných v bodech ad a) a ad b). Na imisních holinách s kulturami lesních dřevin roste význam urychlení růstu, vytváření porostního prostředí a částečné kompenzace jiných nepříznivých faktorů. Hnojení je výhodné kombinovat s tzv. biologickou meliorací, tj. působením porostů náhradních dřevin na lesní půdy. Tyto realizační výstupy uvádějí obecné zásady a postupy pro využití vápnění i hnojení v lesním hospodářství. V jednotlivých územích je pak třeba respektovat platnou legislativu týkající se aplikace hnojivých materiálů, jejich schválení, ochrany životního prostředí a přírody. Plně jsou využitelné i v oblasti Krušných hor. Zásadní myšlenka, kterou je při aplikaci postupů chemické

meliorace v lesním hospodářství třeba mít na paměti je, že:

Přírodní procesy i procesy a opatření spojené s degradací a revitalizací lesních ekosystémů jsou obecně platné, ale jejich aplikace a účinky, stejně jako požadavky a optimální reakce lesních ekosystémů jsou přísně specifické, individuální.

H.4. Literatura

- Bergmann, W. 1988. Ernährungsstörungen bei Kulturpflanzen. Jena, G. Fischer, p. 762.
- Dušek, V. 1985. Metodický pokyn pro rozborů půd v lesních školkách. Bulletin TEI, série Pěstování, č. 1/85. Jíloviště-Strnady, VÚLHM, s. 5.
- Hofmann, G., Krauss, H.H. 1988. Die Ausscheidung von Ernährungsstufen für die Baumarten Kiefer und Buche auf der Grundlage von Nadel- und Blattanalysen und Anwendungsmöglichkeiten in der Überwachung des ökologischen Waldzustandes. Sozialistische Forstwirtschaft 38, 272 – 27.
- Green, R.N., Trowbridge, R.L., Klinka, K. 1993. Towards a taxonomic classification of humus forms. Forest Science 39.
- Kolektiv, 1985. Entnahme von Bodenproben aus Waldbeständen für die chemische Analyse. Allg. Forstzeitschrift 45, p. 1172.
- Podrázský, V. 1999. Význam vápnění a přirozené sukcese pro obnovu Jizerskohorských lesů. In: Obnova a stabilizace horských lesů. /Sborník celostátní konference/. M. Slodičák (ed.) VÚLHM, Jíloviště - Strnady, s. 41 - 47.
- Podrázský, V. 1999. Pedologické charakteristiky na půdách náchylných k introskeletové erozi. In: Obnova a stabilizace horských lesů. /Sborník celostátní konference/. M. Slodičák (ed.) VÚLHM, Jíloviště - Strnady, s. 101 - 105.
- Ulrich, B. 1986. Die rolle der bodenversauerung beim Waldsterben: langfristige konsequenzen und forstliche möglichkeiten. Forstwissenschaftliches Centralblatt 105, 421-435.
- Šarman, J. 1981. Lesnické půdoznalství s mikrobiologií. Státní pedagogické nakladatelství, Praha, 225 s.
- Zbírál, J. 1995. Analýza půd I. Jednotné pracovní postupy. Brno, SKZÚZ Brno. Přer. Stránk.
- Zbírál, J. 1996. Analýza půd II. Jednotné pracovní postupy. Brno, SKZÚZ Brno.. Přer. Stránk.

H

H

H.2. Některá rizika vyplývající z povrchového vápnění lesních ekosystémů ve vyšších polohách

DUŠAN VAVŘÍČEK

(MENDELOVA ZEMĚDĚLSKÁ A LESNICKÁ UNIVERSITA, BRNO)

Otázka úpravy půdní reakce lesních ekosystémů, zvláště ve vyšších polohách cca od 5. - 6. lesního vegetačního stupně, je značně složitá a diskutabilní. Stanovištní poměry těchto poloh definované převážně edafickými kategoriemi (K, S, N, O, P) ve vztahu k LVS, nebo přímo skupinami typů geobiocenóz, jsou charakteristické silně kyselou (3,0 - 3,5 pH/KCl), v 7. - 8. LVS převážně velmi silně kyselou (pod 3,0 pH/KCl) půdní reakcí s výrazně převažujícími podzolizačními procesy. Tyto hodnoty můžeme považovat za přirozené a jsou měřené ve svrchních organických humifikačních horizontech (Oh) a v horizontech organominerálních (A), případně eluviálních E. Jsou to horizonty základní distribuce kořenového vyživovacího systému zde se vyskytující a převážně zastoupených cílových dřevin. Jedná se především o velmi rozšířené STG našich okrajových pohoří Fageta piceoso-abietina, Abieti-fageta, Abieti-fageta piceae, Fageta abietino-piceosa, Sorbi-piceata atd. Pufrovací schopnost půd na těchto stanovištích je podmíněna zejména vysokým obsahem slabých organických kyselin a jejich solí, pufrovacím procesem Al_3^+ a Fe_3^+ . Jsou to stanoviště, která mohou odolávat jak acidifikačním procesům, tak i procesům eliminace jejich acidity. Také Wiklander (1980) považuje velmi kyselé půdy za daleko stabilnější a méně senzitivní, zpravidla s nižší hodnotou pH než jakou vykazují atmosférické srážky daných oblastí.

V 80. letech byla podporována myšlenka úpravy půdní reakce pro zlepšení stavu imisně velmi silně poškozovaných lesních porostů. Nastal intenzivní proces povrchové aplikace vápenatých minerálních hnojiv, které prezentovaly především jemně mleté dolomické vápence. Tyto postupy s jednorázovými dávkami 3 t materiálu byly zahrnuty do kategorie melioračního vápnění, tzn. do kategorie, kdy musí dojít k výrazným změnám v hodnotách pH. Při výše uváděných SLT, případně STG, je edatop definován převážně půdními typy ze skupiny podzolovaných půd, s extrémními přirozenými formami nadložního surového humusu mor, morový moder, rašelinný mor. Tato vrstva pro daná opatření tvoří významný pufrovací i mechanický nárazník. Při důsledném a objektivním odběru půdních vzorků z jednotlivých stratigrafických horizontů nebyl dle dlouhodobých pozorování (18 let) v organominerálních (humusových) horizontech A, eventuálně v horizontech E, prokázán výrazný rozdíl mezi výchozími a průběžnými hodnotami výměnné půdní reakce (Vavříček 1996). Při empirickém stanovení rozpustnosti melioračního materiálu a při dané extrémně nízké půdní reakci by bylo nutné použít v přepočtu na chemické ekvivalenty pro úpravu pH o 1 stupeň cca 80 tun vápence na 1 ha! Např. v oblasti vyšších poloh flyšového pásma Beskyd se výměnná půdní reakce z původní průměrné hodnoty 2,74 pH/KCl v roce 1983 zvýšila na hodnotu 3,00 pH/KCl (1994) a v dalším období v roce 1996 a 1997 dochází opět k poklesu na hod-

noty 2,82 pH/KCl. Výrazně vzrostl obsah přístupného hořčíku. Pětinasobná hodnota oproti původnímu stavu v roce 1988 (229 mg.kg⁻¹) se v dalších letech významně snižuje na hodnoty cca 100 mg.kg⁻¹ Mg. Obsah hořčíku v půdě, hodnoty půdní reakce, a s tím související obsah vápníku, ani množství aplikovaného vápence neměly významný vliv a nebyl ani tento vliv korelačně prokázán na růst, vývoj a zdravotní stav dnes již cca 20 letých smrkových porostů. Vždy rozhodovaly rozdílné charakteristiky stanoviště definované SLT a půdním typem (např. skeletnatost). Krátkodobý ale značně vysoký obsah Mg a luxusní výživa s výrazným nepoměrem k obsahu draslíku může naopak v důsledku významného antagonizmu tohoto dvovalentního prvku způsobit ekologické riziko v důsledku deficitní výživy draslíkem (Vavříček 1998). K podobným závěrům v Německu došel také Hüttl a Zöttl (1993), kde sice zjistili nepatrný vliv na aciditu půdy a významný vliv na obsah výměnného Ca a Mg se současným zlepšením poměrem k Al, ale zvýšení produkce lesního ekosystému nebylo prokázáno. Také v lesní oblasti krystalinika Hrubého Jeseníku se dlouhodobý vliv vápnění lesních ekosystémů výrazně neprojevil. Zvýšená eluviace na texturálně méně příznivých stanovištích (písčité až hlinito-písčité profily) umocňuje ztráty nejen základních dvojmocných bází z aplikovaného vápence, ale i možnou eluviaci N - frakcí v důsledku urychlené mineralizace.

Významná pufrovací schopnost půd ve vyšších polohách se projevila i při aplikaci vysokých dávek melioračního materiálu (26 tun dolomitého vápence na 1 ha). Výsledné hodnoty se na humusových podzolech 7. - 8. LVS významně nelišily od předchozích šetření s leteckým opakovaným vápněním. Vliv na ekosystém může mít v důsledku prováděného vápnění i intenzivnější mineralizace svrchních organických vrstev. Příkladem mohou být některá stanoviště v lesní oblasti Orlických hor, kde byl zaznamenán na lokalitách s kvarciťickým půdotvorným substrátem a při intenzivním povrchovém vápnění výrazný pokles zásoby nadložního povrchového humusu. Z formy rašelinného moru přechází tato humusová forma do základního typického moru při podstatném snižování hloubky organické vrstvy. Současně dochází ke stimulaci dlouhivého růstu v důsledku luxusní výživy dusíkem, navíc umocněného zvýšenou imisní zátěží NO_x. Hodnoty obsahu N v asimilačním aparátu smrků zde dosahují velmi vysokých hladin cca 2 % (Šach 2000). Rizikový faktor se projevuje především v důsledku špatného vyžrávání dřeva, což je z aspektu mrazových škod pro dané polohy s krátkou vegetační dobou vysoce aktuální. Kontradikcí tohoto stavu je situace, kdy zásoba nadložního surového humusu je téměř nulová. Např. v oblasti mírně zvlněné náhorní plošiny střední části Krušných hor (LS Janov), na stanovišti s původní dozerovou přípravou půdy ve velmi mírném nepatrně zvlněném svahu s nepravidelným vývojem organominerálního horizontu Akp iniciálního stadia se vliv vápnění projevuje přesně naopak. Půdní typ s přirozeným

vývojem genetických horizontů byl na této ploše před celoplošnou úpravou půdy zastoupen humusovým podzolem. Také humusová forma v období cca 25 let zůstává pouze v iniciálním stadiu a není dostatečným zásobníkem humusových látek, které jsou v rámci mineralizačně humifikačních procesů významným zdrojem dusíku. Rychlost dekompozice organických látek opadu smrkové mlaziny a trávobylinného patra je umocněna až nepřirozeně vysokou hodnotou výměnné půdní reakce způsobené opakovaným leteckým vápněním. V rámci plochy dosahuje pod cca 0 - 0,5 cm vrstvou surového humusu u horizontu Akp (3 cm) hodnotu až 5,9 pH/KCl (Vavříček 2000)! Při vysokém úhrnu srážek a výše uvedených faktorech dochází v základní rhizosféře k výrazné eluviaci a bilančnímu deficitu minerálního dusíku. I při nízké zásobě dusíku v A horizontu je však rozhodujícím faktorem N-výživa především z humifikovaného horizontu Oh, který zde však pomístně chybí. Z tohoto důvodu dochází na sledované ploše porostu k deficitní až karenční výživě dusíkem, což prokázaly i listové analýzy jehličí. Hodnoty N (0,82 % a 0,72 %) na poškozených jedincích jsou hluboko pod spodní hranicí karenčních limitů (Mauer, Palátová 1999). Při stávajícím stavu v půdní ekosystémové složce hrozí na těchto lokalitách z aspektu výměnné půdní reakce, stárí porostu a blokace vývoje alespoň iniciálního stádia humusové formy, výrazné ekologické riziko vedoucí až k odumírání celých porostních enkláv smrku pichlavého. Všeobecně vysoké ztráty v důsledku povrchového vápnění N i C uvádějí ve svých studiích také někteří další autoři, např. Schüller (1987) uvádí nejen snížení C : N, ale i % ztráty N, Ulrich a Keufel (1970) zase ztrátu až 15 t C a 470 kg N na 1 ha.

K podobným závěrům došli v Německu Hüttl, Zöttl (1993), kteří se zabývali dlouhodobým vlivem vápnění na zmírnění hynutí lesů. Na pokusných plochách vápněných od roku 1950 sice prokázali příznivý vliv na půdní prostředí z hlediska redukce půdní acidity, nicméně zlepšení produkce lesního ekosystému nebylo na základě zvýšeného koloběhu živin prokázáno. Bylo naopak zjištěno, že vápněním dochází ke zvýšeným ztrátám nitrátů, a tím i k dusíkaté deficitenci ve výživě. Na některých krušnohorských lokalitách (např. LS Načetín) byla prokázána vysoká korelace mezi výživou N a stupněm diskolorace. Z hlediska výživy byla u poškozených jedinců stanovena i mírně deficitní výživa draslíkem. I když naměřené hodnoty v jehličí se pohybují mírně pod spodní hranicí optima, může tento nedostatek K v důsledku příjmového antagonismu Mg_2^{+} z nadměrného vápnění vyvolat stav se sklonem porostů k poškození klimatickým stresem. Komparační hodnoty síry v jehličí, která se v zátěžových regionech může projevit jako jeden ze stresorů imisní zátěže, byly v těchto případech na velmi nízké úrovni.

Nadměrným vápněním může být ovlivněn i obsah přístupné formy manganu, který působí významně na vývoj kořenového systému a proces přeměny škrobu z nepříznivých tukových forem. Na některých lokalitách byl u manganu zapsán deficitní příjem (39 mg.kg^{-1}), což se projevilo i v mírně snížených hodnotách přístupného Mn v půdním organominerálním horizontu A. Problematický nedostatek manganu se však

projevuje i na zásaditých půdách s vysokým obsahem solí Ca_2^{+} , kde podléhá rychlé oxidaci, a je tedy pro rostliny ve vyšší valenci než Mn_2^{+} nepřístupný. Tato situace může nastat i v nestále dovápňovaných půdách až na hladinu neutrální reakce.

Plochy relativně nižších lesních vegetačních stupňů (5. LVS) jsou v důsledku menších hloubek holorganických horizontů při nadměrném vápnění, při vyšších srážkových úhrnech a průměrné teplotě, a z toho vyplývající intenzivnější mineralizaci, také významně ohroženy. Diskolorace a nárůst biomasy jehličí jsou značně sníženy a pro dané vegetační stupně neobvyklé. Při méně extrémních půdních typech, ale na kyselých půdotvorných substrátech, s velmi neekvivalními humusovými frakcemi smrkových monokultur, dochází u těchto porostů v pokročilém stádiu mlazin k významné konkurenci kořenového systému. Při zachování dostatečného zakmenění pro udržení stability těchto porostů pak nastává výrazná deficitence ve výživě N (Vavříček 2000). Na takovýchto stanovištích klesají hodnoty dusíku v asimilačním aparátu smrku běžně pod 1,2 %. Uvedené faktory mohou být navíc umocněny vysokým podílem hrubého skeletu v celém profilu, což není v rámci krystalika Českého masívu nic neobvyklé.

Při optimálních hloubkách a neporušených strukturách specifických humusových forem smrkových monokultur, příznačných pro stanoviště vyšších poloh, může povrchové vápnění vytvářet také významné ekologické riziko z aspektu a v souvislosti výrazných klimatických změn (dlouhodobé přísušky, velmi nízké teploty a dlouhé trvání holomrazů, výrazné teplotní gradienty). V důsledku vápnění s aplikací na povrch nadložního surového humusu dochází k výrazným změnám v jeho jednotlivých horizontech opadové, fermentační i humifikační frakce. Z hlediska celkových změn těchto vrstev se mechanickým posunem jemných frakcí vápence mění některé základní fyzikálně chemické charakteristiky, zvyšuje se biologická aktivita a toto prostředí se zlepšuje na hodnoty optimálního klasifikačního kritéria (Podrázský 1992). V daném procesu jsou však ovlivněny především a pouze horizonty nadložního surového humusu, které zvláště ve vyšších polohách tvoří významné specifické humusové formy. Jako mechanický a pufrovací nárazník zabraňují většímu vlivu povrchově aplikovaného vápence na změny parametrů v organominerálních horizontech A (Vavříček a Betušová 1996). Z výše uvedených důvodů pak dochází k podstatně výraznějšímu růstu a rozvoji kořenového systému v těchto svrchních organických vrstvách. Z celkového podílu jemných kořínků se pak ve svrchních organických horizontech diferencuje až 70 - 80 % této kořenové frakce (Mauer a Palátová 1999). Prezentovaný stimulační vliv se při výše uvedených klimatických stresorech může negativně projevit na zdravotním stavu takto ošetřených porostů.

Význam vápnění, a to výhradně jemně mletými karbonátovými horninovými moučkami, má své opodstatnění pouze v případech použití aplikačních metodik upřednostňujících zapravení vápence do minerální půdy. Uvedenou technologii lze provádět, např. při zalesňování přímo k sazenici do jamky, případně v kulturách až

H

mlazinách s využitím mechanizačních zaorávacích prostředků. Před každou aplikací je nutné provádět podrobná šetření všech základních parametrů a jejich hodnocení v souvislosti s přirozenými poměry jednotlivých souborů lesních typů nebo typů geobiocenóz. Dále je nutné v souvislosti s SLT, STG provést přesnou definici půdní jednotky se současným zohledněním humusové formy. Cílová skladba z toho vyplývajících hospodářských souborů (HS) a přírodě blízké pěstování lesů s podmíněnou dřevinnou skladbou je základní antecedencí pro úspěšnou revitalizaci lesních porostů, zvláště v lesních oblastech v minulosti výrazně zatěžovaných imisními depozicemi.

H.2.1. Literatura

- Hüttl, R.F., Zöttl, H.W., 1993. Liming as mitigation tool in Germanys declining forests – reviewing results from former and recent trials. *Forest Ecology and Management* 61, 325-328.
- Mauer, O., Palátová, E. 1999. Vývin kořenového systému smrku pichlavého (*Picea pungens* Engl.) v imisní oblasti Krušných hor, Výroční zpráva proj. NAZV čís. EP 9302, Brno, s. 32.
- Podrázský, V. 1992. Změny intenzity dekompozičních procesů na vápněných plochách. *Zprávy lesnického výzkumu* 37, 8 - 9.
- Schüler, G. 1987. Neue Wege bei der Kompensationskalkung. *Forst-und Holzwirt* 42, 400 – 401.
- Ulrich, B., Keufel, W. 1970. Auswirkungen einer Bestandeskalkung zu Fichte auf den Nährstoffhaushalt des Bodens. *Forstarchiv* 41, 30 – 35.
- Vavříček, D. 1998. Možnosti využití mletých bazických horninových mouček v lesnictví. *Sborník: Vliv imisí na lesy a lesní hospodářství Beskyd* 11., 89 – 96.
- Vavříček, D. 2000. Význam prioritního půdotvorného faktoru na vlastnosti edatopu a typ stanoviště. *Sborník: Geobiocenologická typizace krajiny a její aplikace*, 43 – 48.
- Vavříček, D., Betušová, M. 1996. Vliv různé dávky povrchového vápnění na jednotlivé složky smrkových ekosystémů v imisních oblastech vyšších poloh Beskyd. *Sborník: Vliv imisí na lesy a lesní hospodářství Beskyd* 8., 129 – 132.
- Wiklander, L. 1980. The sensitivity of soil to acid precipitation, In: Hutchinson T.C., Havas M. (eds): *Effect of acid precipitation on terrestrial ecosystems*, Plenum Press, New York, 553 – 568.

H.3. Vliv dlouhodobé acidifikace na stav a strukturu asimilačních orgánů smrku ztepilého

PAVEL CUDLÍN
(ÚSTAV EKOLOGIE KRAJINY AV ČR, ČESKÉ BUDĚJOVICE)

H.3.1. PRINCIP PROBLEMATIKY

Synergické působení extrémních klimatických výkyvů, dlouhodobé přirozené acidifikace půdy a antropogenních vlivů, především imisní zátěže, má na téměř celém území střední Evropy za následek postupné chřadnutí lesních porostů. Mechanismus poškozování lesních dřevin probíhá jak přímým působením polutantů na asimilační orgány a kořeny rostlin, tak i nepřímým působením, především vlivem kyselé depozice na komplex půdních vlastností. Proces poškozování se liší podle typu, intenzity a délky stresového působení a jeho interakce s půdními, klimatickými a dalšími biotickými faktory.

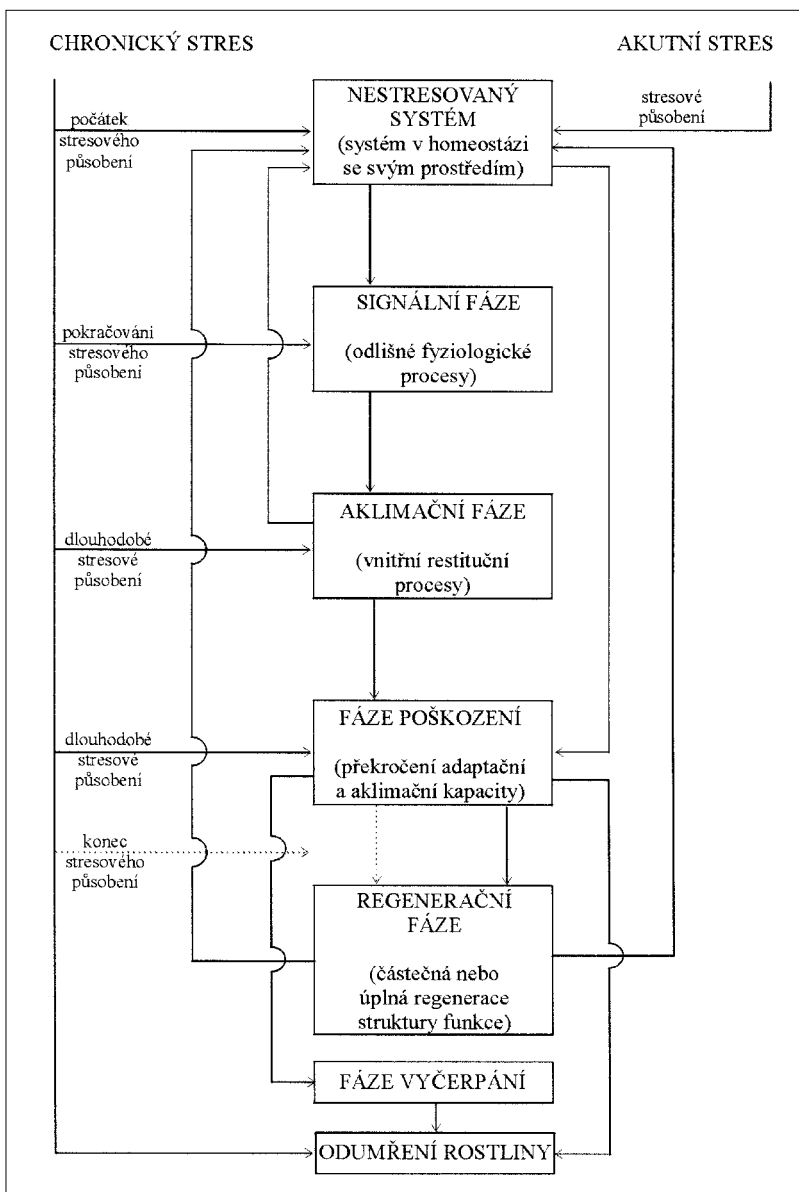
Poškození asimilačních orgánů dřevin má za následek snížení schopnosti rostliny k vlastní sebe-reprodukcí. Rostlina oslabená chronickým, byť slabým působením stresových faktorů, není již po delší době schopna udržet rovnováhu mezi produkčními a degradačními procesy a zajistit tak obnovu všech svých orgánů a musí přistoupit k jejich redukci. Přednost je přitom dávat na mladším orgánům, a proto dochází u jehličnanů k předčasné ztrátě starších ročníků jehlic (Cudlín a Šiffel, 1992).

Stres můžeme definovat jako stav, ve kterém nepříznivé vlivy vnějšího prostředí (stresové faktory neboli stresory) způsobují destabilizaci fyziologických funkcí rostliny. První fází stresové reakce je tzv. signální fáze, kdy rostlina reaguje na první narušení buněčných struktur a funkcí. Během následující aklimační fáze jsou v rámci fenotypové plasticity určitého genotypu indukovány do značné míry nespecifické restituční procesy (McLaughlin a Percy 1999). K nejčastějším patří tvorba stresových proteinů (např. proteáz), tvorba a odstraňování aktivních forem kyslíku v buňkách, tvorba stresových fytohormonů (např. etylenu, kyseliny abscisové, jasmonové a polyaminů) a osmoregulačních sloučenin (např. cukrů a polyalkoholů). Pokud se pomocí těchto procesů rostlině podaří obnovit vnitřní homeostázi, případně též zvýšit rezistenci vůči určité skupině stresových faktorů, mluvíme o eu-stresu. Jestliže je vlivem délky či intenzity stresového působení překročena adaptační a aklimační kapacita rostliny, dochází k fázi poškození rostlinných orgánů, která může skončit i odumřením, tzv. distres (Lichtenthaler, 1997). Velmi často je poškození orgánů a jejich fyziologických funkcí následně kompenzováno regeneračními procesy, vedoucími ke vzniku náhradních orgánů (regenerační fáze). Při dlouhodobém chronickém působení stresových faktorů dochází často po mnohokrát opakované tvorbě náhradních orgánů k fázi vyčerpání, která končí odumřením rostliny (Cudlín a Tříška 1997; obr. H1).

Vliv jednotlivých složek dlouhodobé acidifikace prostředí na lesní dřeviny lze stanovit jen velmi obtížně. Všechny stresové faktory působí totiž na rostliny současně a mají často synergické, občas i protikladné účinky (Schäfer et al. 1988). Vybrané vazby klimatických podmínek a zne-

čištění ovzduší s důrazem na kyselou depozici, uplatňující se v procesu chřadnutí lesů, jsou uvedeny na obr. H2. Ve formě chronického působení se většina těchto stresových faktorů může podílet na chřadnutí lesních ekosystémů jako predispoziční i iniciační (spouštěcí) faktory, při akutním působení i jako mortalitní stresové faktory (Manion 1981, Mrkva 1993).

Jednou z možností, jak tento problém uchopit, by mohl být detailní popis přímého a nepřímého působení jednotlivých složek, podílejících se na kyselé depozici (plynné složky, suché a mok-



ré depozice hlavních chemických sloučenin – SO_2 , SO_4 , NO_x , NH_3 , HF) na konkrétní druh dřeviny v jednotlivých výše uvedených fázích stresové reakce. Bylo by třeba rozlišit působení na fyziologické procesy rostliny (příjem H_2O a CO_2 listy, příjem H_2O a živin kořeny, jejich transport xylémem, fotosyntetické procesy, distribuci asimilátů, tvorbu a opadávání listů, transpiraci, délko-

Obr. H1: Reakce rostliny na chronické a akutní stresové působení.

H

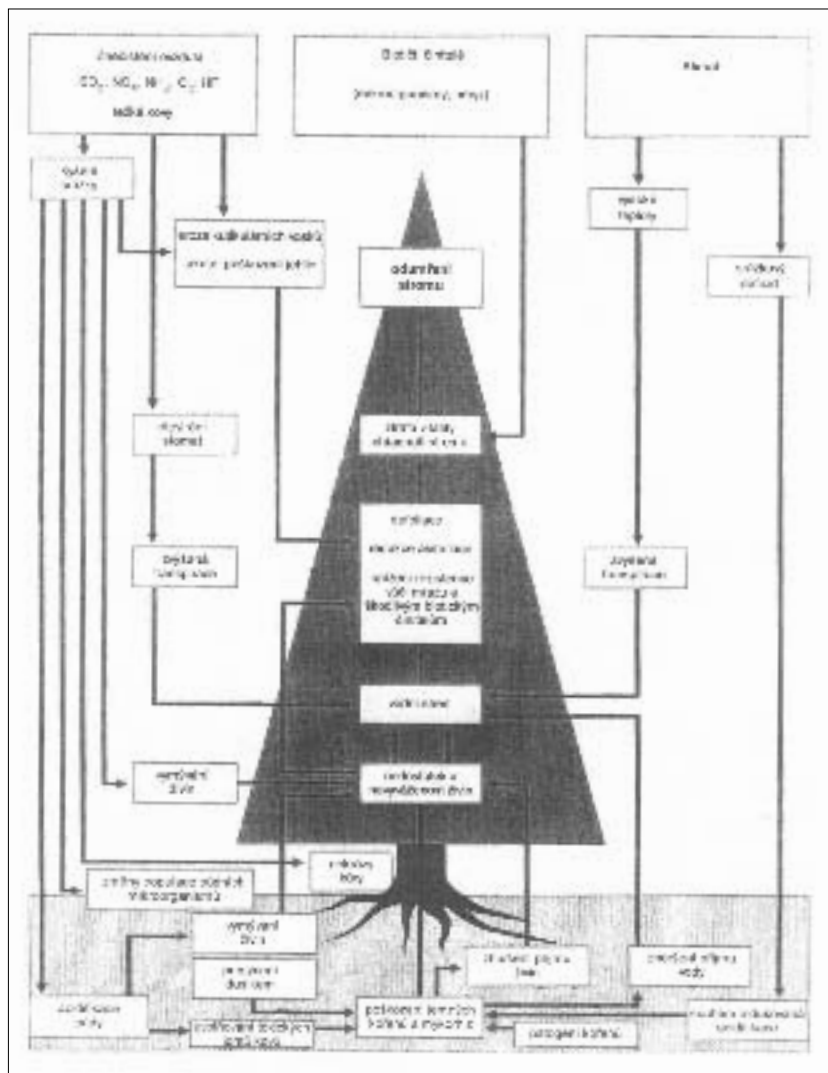
vé a flouškové přírůsty, kvetení a tvorbu semen) od působení na jednotlivé rostlinné orgány (asimilační orgány, stonky a vodivá pletiva, kořeny a jejich symbiotické vztahy s půdními mikroorganismy a rozmnožovací orgány). U po-

jehlic až jejich nekrózy (Sander a Eckstein 1994, Uhlířová et al. 1996, McLaughlin a Percy 1999) a předčasný opad (Jalkanen et al. 1994, Hofmand a Bile-Hansen 1999). Velmi významným fenoménem, diskutovaným od začátku 80. let, je „nový typ chřadnutí lesa“, projevující se především tzv. žloutnutím jehlic (Klein a Perkins 1988, Murach a Ulrich 1988, Wellburn 1988, Schulze et al. 1989). Tento, v některých případech reverzibilní jev, dosud ne zcela objasněným způsobem souvisí s nedostatkem Mg v jehlicích, případně i v půdě (Huettli 1988, Ke a Skelly 1990, Tveite et al. 1994). Dalším latentním znakem poškození asimilačního aparátu dřevin kyselou depozicí je zvýšený obsah síry v jehlicích (Tichý 1996, Batič et al. 1999). Morfologické změny koruny, typ defoliace a strukturu větvení, jako následek chronické atmosférické zátěže, popisují detailně Lesinski a Landmann (1985), Innes (1987), Hanisch a Kilz (1990) a Gruber (1994). Fyziologické příznaky akutního poškození kyselou atmosférickou depozicí se projevují především v poruchách příjmu a hospodaření s vodou, fotosyntézy a s ní spojených procesů, např. distribuce asimilátů (Bell 1986, Schulze et al. 1989). Jako příklad lze uvést studie zabývající se změnami ve funkci průduchů (Wolfenden a Mansfield 1991), stavu fotosyntetických pigmentů (Tausz et al. 1996), nebo výtěžností fotosyntézy (McLaughlin et al. 1993). Konečným důsledkem je vždy snížení přírůstků, a tím i produkce biomasy (Kauppi et al. 1990, Cannell a Cape 1991, Michaelis 1997). Kyselé depozice tak přímo i nepřímo inhibují vitalitu dřevin (Smith 1981, Schulze 1989, Ulrich 1994). Diagnostická interpretace by měla být zpřesňována matematickými simulacemi a modelováním reakcí dřevin na působení stresových faktorů (Schäfer et al. 1988, Harmke a Göran 1995, Augustin et al. 1998).

H.3.2. STUDIUM TRANSFORMACE STRUKTURY VĚTVENÍ ASIMILAČNÍCH ORGÁNŮ SMRKU ZTEPILÉHO

Vzhledem k výše uvedeným konceptuálním a metodickým problémům jsme se při vývoji vhodné metody pro sledování reakce horských smrkových porostů na působení antropogenních stresových faktorů snažili zjistit, ve kterém stádiu reakce na chronické nebo akutní působení těchto faktorů se sledovaný porost nachází.

Cílem naší práce bylo nalézt a ověřit možnosti využití vybraných indikátorů pro stanovení, kdy došlo ke klíčovým momentům z hlediska odpovědi lesního ekosystému na komplexní působení stresových faktorů (překročení vnitřní tolerance systému, významnému poškození systému, doby, po kterou probíhá průběžná regenerace poškozovaných struktur) a jaký bude další pravděpodobný vývoj sledovaných porostů (vyčerpání nebo regenerace systému), viz obr. H3. Ze všech sledovaných indikátorů, umožňujících zpětně rekonstruovat reakci horských smrkových ekosystémů na komplexní působení stresových faktorů (např. defoliace koruny, poškození jehlic, výskyt suchých větví, tvar horní části koruny, počet a poškození kořenových špiček, výskyt plodnic ektomycorhizních hub, přirozené zmlazení, změny bylinného patra) se nejlépe osvědčila transformace struktury korun a vzorníkových



Obr. H2: Schéma působení vzdušných polutantů s klimatickými faktory a biotickými činiteli v procesu chřadnutí lesních dřevin (upraveno podle Schäfer a kol. 1988).

pisu jednotlivých reakcí by bylo třeba uvést, zda existují nějaké specifické příznaky, zda se daný stresový faktor uplatňuje obvykle spíše chronicky nebo akutně, zda může působit jako predispoziční, iniciační (spouštěcí) nebo mortalitní faktor a s kterými dalšími faktory prostředí může působit synergicky, případně antagonisticky. Takovýto detailní rozbor by však přesahoval rámec této studie.

V další části studie proto shrneme jen vybrané základní údaje o akutním a chronickém působení hlavních složek kyselé depozice na poškození rostlinných orgánů jehličnatých dřevin, se zaměřením na smrk ztepilý (*Picea abies* (L.) Karst.) a v nich probíhající fyziologických procesů.

Již mnoho let detailně studovaným symptomem akutního i chronického působení kyselé depozice na jehličnaté dřeviny je anatomické poškození průduchů (Schulze et al. 1989, Kmeř 1995) a epikutikulárních vosků (Huttunen a Laine 1983, Günthard-Goerg 1989, Grodzinska-Jurcak a Szarek-Lukaszewska 1999). Pokročilejším akutním poškozením jehlic jsou pak změny barvy

větvi smrku ztepilého (Cudlín et al. 2000). Průběh degradačních procesů a regeneračních reakcí asimilačních orgánů hlavní složky horských lesních ekosystémů, smrku ztepilého, není dost dobře rozlišitelný ani standardními metodami monitoringu lesních porostů, ani pomocí dendrochronologických metod aplikovaných na kmeny smrku. Akutní i chronické působení přírodních i antropogenních stresových faktorů si ce způsobuje redukci přírůstu letokruhu, ale neumožňuje přesnější rekonstrukci vývoje porostu v minulosti. Regenerační potenciál jemných kořenů smrku, stav ektomycorhizních špiček a přirozeného zmlazení porostu poskytuje pouze informace o současné regenerační schopnosti porostu (Cudlín a Chmelíková, 1999).

V průběhu vývoje smrku dochází ke tvorbě třech typů výhonů, které se liší dobou mezi založením pupene a vyrašením výhonu. Proleptické výhony (v některých případech nazývané též syleptické) vznikají z pupene založeného v době též vegetačním obdobím, pravidelné (primární) výhony se tvoří z přezimujícího pupene, založeného v minulé vegetační sezóně a náhradní (sekundární) výhony vyrážejí na dva a více let starém dřevě. Obdobně jako při rozlišování primární a sekundární (tvořené sekundárními výhony vyrůstajícími přímo na kmeni) koruny (Gruber, 1994), běžné u jedle i některých druhů smrku (*Picea sitchensis*), jsme doporučili rozlišovat u smrku primární a sekundární strukturu koruny. Jde tedy o soubor olistěných či neolistěných primárních nebo sekundárních výhonů (Cudlín et al., 2000). Transformace struktury koruny je tedy proces, při kterém dochází k postupnému nahrazování primárních výhonů sekundárními výhony.

Sekundární výhony se tvoří zvláště intenzivně při narušení rovnováhy mezi celkovým množstvím asimilačních orgánů a vnějšími (přísun fotosynteticky aktivního záření) nebo vnitřními (příjem vody a živin) podmínkami pro fotosyntetickou asimilaci. Výskyt sekundárních výhonů není tedy specifickým symptomem imisního poškození smrku (Gruber, 1994).

Základní metodou určování typu výhonu (primární, sekundární) je jeho stáří vzhledem k „mateřskému dřevu“, ze kterého vyrůstá. Vizuálně se stáří hodnotí podle odpočítání kroužků od nejmladšího výhonu. Když však nelze (vzhledem k poškození) rozeznat stáří nejmladšího výhonu, lze stáří sledovaného výhonu určit dendrochronologickou analýzou ročních přírůstů.

Na trvalých výzkumných plochách v Krkonoších, Krušných horách, na Šumavě a v Beskydech byly ve smrkových porostech starších 40 let vyhodnoceny kromě základních charakteristik podle mezinárodního programu ICP-Forest (1994) (sociální postavení, typ větvení, defoliace, barevné změny jehlic a další) tvar horní části koruny, defoliace primární struktury, způsob poškození a výskyt sekundárních výhonů (jen u střední – produkční části koruny). Z posledních dvou charakteristik byl odvozen stupeň transformace koruny (obr. H4 v barevné příloze). Poškození odkmenové: jehlice chybějí převážně jen na výhonech ve střední části koruny, které vyrůstají na polovině větve, nacházející se blíže ke kmeni.

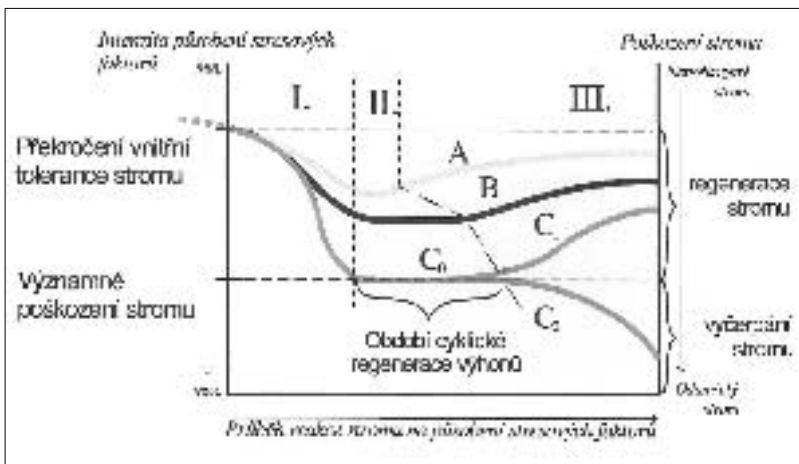
Poškození podvrcholové (nazývané též „okno“): jehlice chybějí na větvích rostoucích těsně pod

horní částí koruny.

Poškození okrajové: jehlice chybějí na koncích větví; ve skutečnosti jsou odlistěny všechny primární výhony a všechny zelené jehlice vyrůstají již na výhonech sekundárních.

Poškození vrcholové: suchá horní část koruny.

H



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

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

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

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

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

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

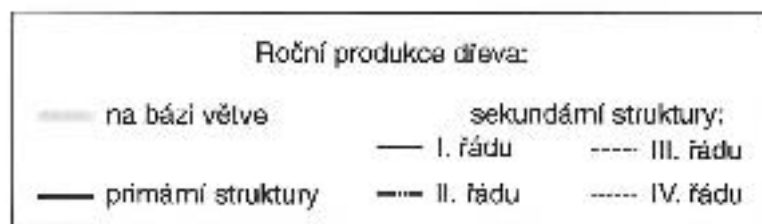
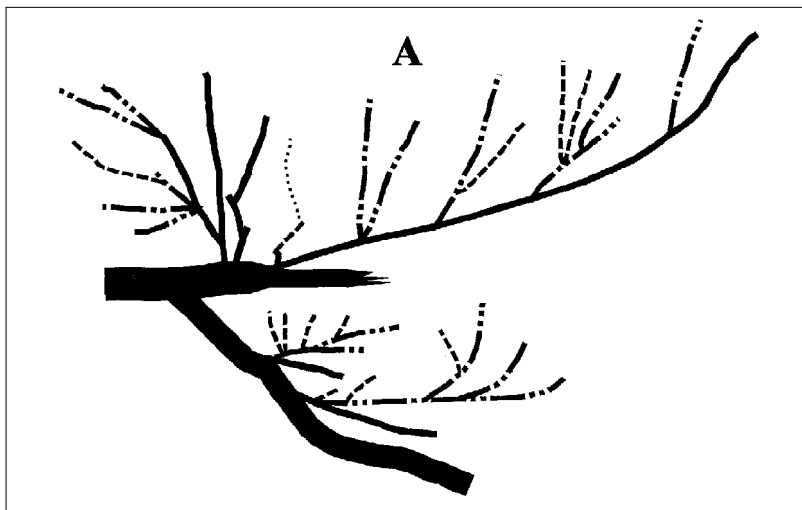
Obr. H3:
Průběh reakce smrku ztepilého na působení stresových faktorů.

Poškození mozaikovitě (modřínového typu): více či méně rovnoměrné odlistění větví bez následné tvorby náhradních výhonů; zelené jehlice vyrůstají většinou jen na posledních ročních primárních výhonů. U stromů s výrazným poškozením tohoto typu došlo v posledních letech pouze k více či méně rovnoměrnému odlistění, bez následné tvorby sekundárních výhonů. Tento proces není většinou nevratný; trvá-li však více let, strom odumře.

Pokud bylo zapotřebí detailnější analýzy reakce porostu na komplexní působení stresových faktorů u pěti vzorníkových stromů, reprezentujících

H

nejčastěji se vyskytující stupně transformace koruny, byla odebrána jedna větev z návětrné strany z horní části čtvrté pětiny koruny. V místech větvení byly zhotoveny příčné řezy a na nich počítány a změřeny tloušťkové přírůsty.



Obr. H5-A nahoře: - Schéma rozložení primárních výhonů a sekundárních výhonů následných řádů, zjištěných dendrochronologickou analýzou větve smrku ztepilého z trvale výzkumné plochy Pašerácký chodníček v Krkonoších. Obr. H5-B: Roční produkce dřeva výhonů tvořících primární strukturu a výhonů tvořících sekundární strukturu následných řádů.

Podle věku byly výhony rozděleny na primární a sekundární (vyrůstající na dvouletém a starším dřevě) výhony následných řádů (Gruber, 1994). Součtem hodnot časových řad „čistých produkci“ (tloušťkových přírůstů vytvořených výhonem z vlastní fotosyntetické produkce) výhonů stejného řádu jednotlivých struktur byla získána roční produkce dané struktury. Od doby kdy hodnoty roční produkce dřeva následné struktury převyšují hodnoty produkce primární struktury, nastává situace, kdy produkce dřeva na bázi větve (místo, kde větev vyrůstá z kmene) je zajišťována zejména asimiláty pocházejícími ze sekundárních výhonů. Tuto dobu nazýváme dobou převládnutí sekundární struktury (Cudlín et al. 1998, Obr. H5).

Pro popsání reakce jednotlivých stromů smrku ztepilého na komplexní působení stresových fak-

torů byly nalezeny indikátory umožňující rozlišit, zda hladina celkového stresového působení již překročila vnitřní toleranci stromu, zda již způsobila významné poškození stromu, jak dlouho trvá období cyklické regenerace výhonů a zda jsou již patrné nějaké projevy regenerace či úplného vyčerpání stromu. Tyto indikátory byly nejprve nalezeny při detailním rozboru vzorkových větví (například průběh roční produkce dřeva na bázi větve, převládání sekundárních výhonů v roční produkci dřeva, ukončení produkce dřeva primární struktury) a druhotně byly odvozeny i pro znaky pozorovatelné dalekohledem na celých korunách (například defoliace primární struktury, procento zastoupení sekundárních výhonů a typy a stupně transformace koruny). Umožňují nám pro každý studovaný strom přibližně rekonstruovat průběh reakce na působení stresových faktorů v posledních 30 až 40 letech (podle stáří větve) a určit místo, kde se právě teď strom nalézá na příslušné hypotetické křivce. Tyto křivky popisují různé typy reakcí jednotlivých stromů na konkrétní kombinaci přírodních a antropogenních stresových faktorů (Obr. H3). Podle výsledků hodnocení transformace struktury koruny byla zrekonstruována reakce jednotlivých smrkových porostů na komplexní působení stresových faktorů v minulosti na šesti trvalých výzkumných plochách v Krkonoších (Cudlín et al. 1995). Podle nich byla popsána retrospektivní reakce na působení komplexních stresových faktorů.

V tabulce H6 je pomocí vybraných indikátorů odhadnut retrospektivní průběh reakce horských smrkových porostů na trvalých výzkumných plochách na synergické působení přírodních a antropogenních stresových faktorů. Zatímco vnitřní tolerance většiny stromů v porostu je vůči tomuto stresovému působení překročena na všech plochách, k významnému poškození většiny stromů v porostu zatím ještě nedošlo na plochách Pudlava a Modrý důl. Podle navržených indikátorů stromy na ploše Slunečné údolí jeví určité známky regenerace, stromy na ploše Mumlavská hora jeví znaky energetického vyčerpání a postupně odumírají. Stromy na ploše Pašerácký chodníček se pohybují těsně před hranicí vyčerpání a na ploše Alžbětinka se stále ještě pohybují v „koloběhu výhonů“ – období, kdy jsou defoliční i regenerační procesy v rovnováze. Další vývoj na plochách Modrý důl a Pudlava nebyl zatím odhadován, protože na nich ještě nedošlo u většiny stromů k významnému poškození – převaze stromů s větším než 50 % periferním poškozením větví I. řádu.

H.3.3. ZÁVĚR A DOPORUČENÍ

Ze stručného literárního přehledu v první části studie vyplývá složitost studia vlivu kyselé depozice na smrk ztepilý. Proto byla vypracována metoda, která umožňuje alespoň zjistit retrospektivní reakci jednotlivých stromů nebo celého smrkového porostu na působení stresových faktorů. V případě, že máme k dispozici časové řady průběhu hlavních stresových faktorů (koncentrace vzdušných polutantů, klimatické extrémy apod.), je možné s určitou pravděpodobností odhadnout vliv určitého faktoru (např. kyselá depozice) na defoliční a regenerační procesy smrku ztepilého. V případě, že od určitého roku převažuje jeden typ antropogenního stre-

H

Plocha	Překročení vnitřní tolerance většiny stromů v porostu [+/-]	Významné poškození většiny stromů v porostu [+0]	Regenerace / koloběh výhonů / vyčerpání	Stupeň transformace v sestupném zastoupení stromů ¹⁾
Mumlavská hora	+	+	-	4,2
Alžbětinka	+	+	0	3,2,4,1
Pudlava	+	0	nehodnoceno	2,1,3,4,
Modrý důl	+	0	nehodnoceno	2,3,1,4
Slunečné údolí	+	+	+	3,2,4,8
Pašerácký chodníček	+	+	0(-)	4,3,2,1

Tab. H6: Průběh reakce porostů na působení stresových faktorů na trvalých výzkumných plochách v Krkonoších (viz obr. H3)

sového faktoru. Ize z uvedeného retrospektivního přístupu též přisuzovat převládající stresové působení tomuto faktoru.

Uvedená metoda má v environmentálním výzkumu celou řadu možných aplikací. Přiřazení stromu k určitému typu reakce na stresové působení umožňuje přesnější prognózu jeho dalšího vývoje. Retrospektivní charakter získaných dat poskytuje dobré podklady pro upřesnění dosavadních pásem ohrožení A, B, C, D (A-nejohroženější, D-neohrožené), do kterých jsou rozčleněny všechny lesní porosty v naší republice. V minulém roce byla pomocí této metody na Šumavě potvrzena naše hypotéza, že lýkožrout smrkový upřednostňuje při náletu stromy s více transformovanou strukturou koruny, tedy stromy v minulosti poškozené, které musely nahradit ztráty asimilačního aparátu intenzivní tvorbou sekundárních výhonů (Havlíček a kol., 2000). Popsaná metoda poskytuje dále dobrý základ pro nový přístup k určování škod na produkci lesních porostů způsobených nutností nahrazovat (často i několikrát) i silné větve s asimilačními orgány, které byly poškozeny nadměrným působením stresových faktorů.

Z dlouholetých výzkumů reakce horských smrkových ekosystémů na synergické působení přírodních a antropogenních stresových faktorů na šesti trvalých výzkumných plochách v Krkonoších vyplývá:

1) V posledním desetiletí byl pomocí morfolo-

gického studia vzorníkových větví zjištěn mnohem menší výskyt příznaků akutního poškození (ztráty velkého procenta jehlic, odumření terminálních pupenů) ve srovnání s obdobím 1970 – 1990 (Cudlín et al. 2000a).

2) Celková defoliace smrkových porostů s určitými fluktuacemi se na některých výzkumných plochách v posledních letech udržuje na stejné úrovni, u jiných velmi mírně stoupá. Defoliace primární struktury, procento sekundárních výhonů, a tedy i stupeň transformace struktury větvení, naproti tomu stoupá kontinuálně (Cudlín et al. 2000), a to rychleji než odpovídá stárnutí porostů. Tuto skutečnost lze doložit postupně se zvyšujícími hodnotami opadu z těchto porostů (tab. H7, Cudlín a Chmelíková 2000).

3) Na většině ploch se periodicky objevují příznaky žloutnutí jehlic na horní straně jehlice, prokazatelný indikátor nedostatku hořčíku ve stromu a pravděpodobně i v půdě (Cudlín a Chmelíková 1996).

4) Mírné zhoršování výše uvedených příznaků poškození v minulých letech v Krkonoších a i v dalších obdobných horských oblastech je pravděpodobně způsobeno synergickým chronickým působením vzdušných polutantů (včetně suché a mokré kyselé depozice) a nepří-
mým působením kyselé depozice přes půdní prostředí na porosty dlouhodobě akutně i chronicky stresované v uplynulých desetiletích.

Období	jehličí [g/m ²] zimní období				jehličí [g/m ²] vegetační období				jehličí [g/m ²] CELKEM			
	MH	AL	MD	PCH	MH	AL	MD	PCH	MH	AL	MD	PCH
1993-1994	44,841	49,527	82,592	59,018	37,597	51,542	95,523	68,065	82,438	101,069	178,115	127,082
1994-1995	36,984	46,307	55,717	51,929	9,281	12,285	15,884	13,810	46,266	58,592	71,601	65,738
1995-1996	58,805	58,813	99,001	58,184	39,203		34,404	25,915	98,008	77,397	133,405	84,099
						18,584						
1996-1997	52,645	45,890	89,455	98,811	101,159	27,740	37,076	31,819	153,804	73,630	126,531	130,630
1997-1998	14,543	76,379	141,816	96,857	10,355	33,617	48,388	36,623	24,897	109,996	190,204	133,479
1998-1999	24,940	86,403	145,995	86,022	8,099	56,002	102,010		33,039	142,405	248,005	
1999-2000	32,873	74,219	145,602									
Celkem	265,630	437,538	760,179	450,8	205,695	199,771	333,284	176,231	471,325	637,309	1093,463	541,029

Tab. H7: Celkový opad a opad jehličí ze smrkových porostů na trvalých výzkumných plochách v Krkonoších v období 1993-2000.

Období	celkový opad [g/m ²] zimní období				celkový opad [g/m ²] vegetační období				celkový opad [g/m ²] CELKEM			
	MH	AL	MD	PCH	MH	AL	MD	PCH	MH	AL	MD	PCH
1993-1994	144,064	136,552	210,329	112,331	78,934	92,630	134,527	124,077	222,998	229,182	344,856	236,409
1994-1995	112,432	141,698	146,681	104,030	28,742	37,660	43,277	29,391	141,174	179,358	189,959	133,422
1995-1996	139,242	171,529	155,957	102,535	60,281	46,576	186,241	66,546	199,523	218,104	342,198	169,081
1996-1997	144,060	152,997	192,552	171,180	121,948	49,294	77,978	65,176	266,008	202,291	270,530	236,357
1997-1998	89,811	150,775	211,881	158,527	24,346	51,633	78,631	61,442	114,157	202,408	290,512	219,969
1998-1999	104,412	230,120	248,021	141,288	20,519	70,859	132,946		124,931	300,979	380,967	
1999-2000	108,396	385,931	244,309									
Celkem	842,417	1369,601	1409,731	789,892	334,770	348,652	653,599	346,633	1068,791	1332,323	1819,022	995,237

H

H.3.4. Literatura

- Augustin, S., Schall, P., Schmieden, U. 1998. Modeling aspects of forest decline in Germany: I. Theoretical aspects and cause-effect relationships. *Chemosphere* 36, 965-970.
- Batič, F., Kalan, P., Kraigher, H., Šircelj, H., Simoničič, P., Vidergar-Gorjup, N., Turk, B. 1999. Bioindication of different stresses in forest decline studies on Slovenia. *Water, Air and Soil Pollution* 116, 377-382.
- Bell, N. 1986. Air Pollution Injury to Vegetation. In: *Proc. 93rd Environmental Health Congress*, 1-13.
- Cannell, M., Cape, J. 1991. Forestry Expansion – a study of technical, economic and ecological factors. Forestry Commission, Edinburgh.
- Cudlín, P. et al., 2000. Biotechnologie pro podporu obnovy lesa v Krkonoších. Průběžná zpráva grantového projektu MŠMT ČR OK 355. Depon. in knihovna ÚEK AV ČR, České Budějovice.
- Cudlín, P., Chmelíková, E. 1996. Degradation and restoration processes in crowns and fine roots of polluted montane Norway spruce ecosystems. *Phyton* 36, 69-76.
- Cudlín, P., Chmelíková, E. 1999. Fine root regenerative potential of montane Norway spruce under pollution impact. *Phyton* 39, 143-147.
- Cudlín, P., Chmelíková, E., Rauch, O. 1995. Monitoring of Norway spruce forest stand response to the stress impact in the Krkonoše Mts. In: Flousek J., Roberts G.C.S. (eds.). *Mountain national parks and biosphere reserves: Monitoring and management. Proc. Int. Conf., September 1993, Špindlerův Mlýn, Czech Republic, Krkonoše National Park Administration, Vrchlabí*, 75-80.
- Cudlín, P., Triska, J. 1997. Hodnocení ekologických rizik v lesních ekosystémech. In: *Sborník konf. Hodnocení rizik pro životní prostředí, "Od molekulární a buněčné úrovně po ekosystém"*, Brno, 108-116.
- Cudlín, P., Chmelíková, E. 2000. Analýza opadu jako informační zdroj o reakci horských smrkových ekosystémů na působení stresových faktorů. In: *Soubor abstr. mez. konf. Geologické problémy Krkonoš (4), Vrchlabí*, 6-7.
- Cudlín, P., Novotný, R., Chmelíková, E. 2000. Retrospektivní sledování působení stresových faktorů na horské smrkové ekosystémy. *Život. Prostr.* 34, 98-102.
- Cudlín, P., Novotný, R., Chmelíková, E. 2000. Crown structure transformation and response of Norway spruce forests to multiple stress impact. In: Klimo E., Hager H., Kulhavý J. (eds.). *Spruce Monocultures in Central Europe – Problems and Prospects*, 22-25.6.1998, Brno, Czech Republic, 103-112.
- Cudlín, P., Novotný, R., Chmelíková, E., Falta, V. 1998. Geologiczne problemy Karkonoszy. *Materialy z sesji naukowej w Przesieci*, 15-18. 10. 1997, Poznań, Poland, 169-175.
- Cudlín, P., Šíffel, P. 1992. Interrelationships between responses of the assimilative apparatus and root system of Norway spruce in a mountain forests stressed by air pollution. In: *Proc. Sem. Industrial Pollution Damage of Forest Ecosystem in ČSFR, Federal Committee for Environment, Prague*, 23-26.
- Grodzińska-Jurczak, M., Szarek-Lukaszewska, G. 1999. Evaluation of SO₂ and NO₂ – related degradation of coniferous forest stands in Poland. *Sci. Total Env.* 241, 1-15.
- Gruber, F. 1994. Morphology of coniferous trees: possible effects of soil acidification on the morphology of Norway spruce and silver fir. In: Godbold D.L., Hüttermann A. (eds.). *Effects of acid rain on forest processes*, Wiley-Liss, New York, 265-324.
- Günthardt-Georg, M.S. 1989. Site-dependent changes in the epicuticular wax structure of spruce. In: Bucher J.B., Bucher-Wallin I. (eds.). *Proc IUFRO P2.05 Interlaken Switzerland 1988: Air pollution and forest decline, EAFV, Birmensdorf*, 416-418.
- Havlíček, F., Moravec, I., Cudlín, P. 2000. Vliv zdravotního stavu smrku ztepilého na první sezónní nálet lýkožrouta smrkového. In: Podrázský V., Vacek S., Ulbrichtová I. (eds.). *Monitoring, výzkum a management ekosystémů Národního parku Šumava, Sborník z celostátní konference, Lesnická práce, Kostelec nad Černými lesy*, 66-69.
- Hanisch, B., Kilz, E. 1990. Monitoring of Forest Damage – Spruce and Pine, Eugen Ulmer & Co., Stuttgart.
- Harmke, O. van Goran, J. 1995. The application of the model NAP to the Solling spruce site. *Ecological Modelling* 83, 139-149.
- Hovmand, M.F., Bille-Hansen, J. 1999. Atmospheric input to Danish spruce forest and effects on soil acidification and forest growth based on 12 years measurements. *Water, Air and Soil Pollution* 116, 75-88.
- Hüttel, R.F. 1988. „New type” forest declines and restoration / Revitalization strategies. *Water, Air and Soil Pollution* 41, 95-111.
- Huttunen, S., Laine, K. 1983. Effects of air-borne pollutants on the surface wax structure of *Pinus sylvestris* needles. *Ann. Bot. Fennici* 20, 79-86.
- ICP Forest, 1994. Manual on methods and criteria for harmonized sampling assessment, monitoring and analysis of the effects of air pollution on forests. UN ECE Convention on Long-Range Transboundary Air Pollution. International Co-operative Programme on Assessment and Monitoring of Air Pollution Effects on Forest. Hamburg and Prague.
- Innes, J.L. 1987. Air pollution and forestry. Forestry Commission, Bull., 70, p. 40.
- Jalkanen, R., Aalto, T., Innes, J., Kurkela, T., Townsend, I. 1994. Needle retention and needle loss of Scots pine in recent decades at Thetford and Alice Holt, England. *Can. J. For. Res.* 24, 863-867.
- Kauppi, P., Anttila, P., Kenttämies, K. (eds.). 1990. *Acidification in Finland*, Springer-Verlag, Berlin.
- Ke, J., Skelly, J.M. 1990. Foliar symptoms on spruce and relationships to magnesium deficiencies. *Water, Air and Soil Pollution* 54, 75-90.
- Klein, R.M., Perkins, T.D. 1988. Primary and Secondary Causes and Consequences of Contemporary Forest Decline. *Botan. Rev.* 54, 1-43.
- Kmeř, J. 1995. Qualitative vitality of tree species of the submontane forests. *Folia Dendrol.* 21-

- 22, 307-312.
- Lesinski, J.A., Landman, G. 1985. Crown and branch malformation in conifers related to forest decline. In: Cape J. N., Mathy P. (eds.). Scientific basis of forest decline Symptomatology, Commission of the European Communities, Brussels, Air Pol. Res. Rep. 15, 92-105.
- Lichtenthaler, H.K. 1997. In vivo chlorophyll fluorescence as tool for stress detection in plants. In: Lichtenthaler, H.K. (ed.). Applications of chlorophyll fluorescence of photosynthetic research, stress physiology, hydrology and remote sensing, Kluwer Academic Publ., London et Dordrecht, 129-142.
- Manion, P.D. 1981. Tree disease concepts. Prentice Hall Inc., New Jersey, Englewood Cliffs.
- McLaughlin, S.B., Tjoelker, M.G., Roy, W.K. 1993. Acid deposition alters red spruce physiology: laboratory studies support field observations. Can. J. For. Res. 23, 380-386.
- McLaughlin, S., Percy, K. 1999. Forest health in North America: Some perspective on actual potential roles of climate and air pollution. Water, Air and Soil Pollution 116, 115-197.
- Michaelis, W. 1997. Air pollution – Dimensions, Trends and Interactions with a Forest Ecosystem, Springer – Verlag, Heidelberg.
- Mrkva, R. 1993: Ochrana lesa. Ekologické pojetí a rozvoj. Lesnictví – Forestry 39, 357-364.
- Murach, D., Ulrich, B. 1988. Destabilization of forest ecosystems by acid deposition. GeoJournal 17, 253-260.
- Sander, C., Eckstein, D. 1994. Reconstruction of the foliation of *Picea abies* by means of needle traces. Scand. J. For. Res. 9, 311-315.
- Schäfer, H., Bossel, H., Krieger, H., Trost, N. 1988. Modelling the Response of Mature Forest Trees to Air Pollution. GeoJournal 17, 279-287.
- Schulze, E.D., Lange, O.L., Oren, R. 1989. Forest decline and air pollution – a study of spruce (*Picea abies*) on acid soils, Springer-Verlag, Heidelberg.
- Smith, W.H. 1981. Air pollution and forests. Springer Verlag, Berlin.
- Tausz, M., Zellnig, G., Bermadinger-Stabentheiner, E., Grill, D., Katzensteiner, K., Glatzel, G. 1996. Physiological, structural, and nutritional parameters of Norway spruce needles from declining forest stands in Austria. Can. J. For. Res. 26, 1769-1780.
- Tichý, J., 1996. Impact of atmospheric deposition on the status of planted norway spruce stand: a comparative study between sites in southern Sweden and the northeastern Czech Republic. Environmental Pollution 93, 303-312.
- Tveite, B., Abrahamsen, G., Huse, M. 1994. Trees: Growth. In: Abrahamsen G., Stuanes A.O., Tveite B. (eds.). Long – term experiments with acid rain in Norwegian forest ecosystems, Springer-Verlag, New York, 180-203.
- Ulrich, B. 1994. Process hierarchy in forest ecosystems: an integrative ecosystem theory. In: Godbold D.L., Hüttermann A. (eds.). Effects of acid rain on forest processes, Wiley-Liss, New York, 353 – 397.
- Uhlířová, H. a kol. 1996. Symptomy poškození lesních dřevin, Ministerstvo zemědělství ČR, Praha.
- Wellburn, A. 1988. Air pollution and acid rain. The Biological impact, Longman Scientific & Technical, Harlow.
- Wolfenden, J., Mansfield, T.A. 1991. Physiological disturbances in plants caused by air pollutants. Proceedings of Royal Society of Edinburgh, 97B, 117-138.

H

H.4. Vliv acidifikace a melioračních opatření na ektomykorhizní systém lesních dřevin, především smrku ztepilého

ANNA LEPŠOVÁ

(ÚSTAV EKOLOGIE KRAJINY AV ČR A JIHOČESKÁ UNIVERZITA,
ČESKÝCH BUDĚJOVICÍCH)

H.4.1. EKTOMYKORHIZNÍ SYSTÉM

Ektomykorhizy v jemném kořenovém systému lesních dřevin temperátní a boreální zóny jsou obligátní a nezastupitelnou součástí. Jsou představovány krátkými, často větvenými kořeny, které vyrůstají na dlouhých kořenech předposledního řádu a jejich průměr se pohybuje kolem 0,5 mm. Tyto krátké kořeny dřevin jsou osídleny houbovým partnerem – ektomykorhizní houbou, která s nimi vytváří mutualistickou symbiózu. Ektomykorhizní houba na povrchu krátkého kořene vytváří různě tlustý a různě kompaktní plášť, tvořený jednoduchými houbovými pletivy. Do nitra kořene houba proniká prostorami mezi buňkami primární kůry kořene, kde vytváří labyrinticky větvenou spleť – Hartigovu síť. Ektomykorhizní houba neproniká přes endodermis do vodivých pletiv a také běžně neproniká do buněk primární kůry kořene. Na kontaktu mezi buňkami primární kůry a Hartigovou sítí dochází k výměně metabolitů – houba získává od rostliny jednoduché cukry, které vzápětí přeměňuje na vlastní transportní disacharidy (trehalózu). Naopak houba předává rostlině fosfor v podobě aniontů k. fosforečné a dusík, převážně v podobě aminokyselin. Kromě minerálních látek houba rostlině poskytuje také vodu. Mimo vlastní mykorhizu houba prorůstá do půdního prostředí (vytváří extramatrickální mycélium, někdy odvozené myceliální provazce a rhizomorfy). Mycélium, a zejména odvozené struktury, pronikají od kořene u některých druhů do vzdálenosti až několika desítek centimetrů. Z odvozených myceliálních struktur vyrůstají další jemná mycélia. Mycélia mají především vyživovací funkci: jsou vybavena extracelulárními enzymy, jimiž z půdního prostředí efektivně získávají především fosfor (především z inositolfosfátu, pomocí kyselých fosfatáz), rychle jej přijímají a přeměňují do vysokoenergetických polyfosfátů. Některé ektomykorhizní houby jsou schopné z humusu enzymaticky uvolňovat i dusík (pomocí proteáz) – tato schopnost je významná hlavně v půdách se surovými formami humusu, v nichž je dusík vázán ve formách pro rostliny nedostupných. Mykorhizní houby jsou také schopny získávat uvolněné živiny v interakcích se dřevokaznými houbami. Odvozené myceliální struktury mají vodivou funkci a umožňují okamžité obsazení vhodného substrátu vyživovacím mycéliem, které z něho vyrůstá.

Svou stavbou a uspořádáním jednotlivých složek představuje celý ektomykorhizní systém (jemné kořeny, mykorhizy, extramatrickální mycélium) výrazně zvětšený absorpční povrch a prostor pro získávání živin a vody. Tento systém je dynamický a přizpůsobuje se podmínkám prostředí. Několikanásobně nahrazuje nepřítomné kořenové vlášení. Kromě zvětšení absorpčního povrchu a prostoru jemných kořenů rostlin a schopnosti uvolňovat živiny nepřístupné rostlinám se mykorhizy obalené houbovým pláštěm

uplatňují i ve zvýšené odolnosti absorpčních krátkých kořenů vůči nepříznivým faktorům půdního prostředí a vůči patogenům. Mycélium hub, jeho odvozené struktury a houbový plášť jsou nositeli buněčné stěny, která má na svém velkém povrchu obrovské množství vazebných míst, kde se mohou zachycovat ionty živin a kde mohou být také přijaty. Naopak, tato vazebná místa mohou být také obsazena toxickými prvky a do určité míry mohou zabraňovat jejich vstupu do mycélia a tím také do rostliny. Ektomykorhizní houby jsou také schopné inaktivovat toxické kovy několika účinnými způsoby: vyloučenou kyselinou šfavelovou již mimo houbové vlákno nebo jsou přijaté kovy vyvazovány do komplexů polypeptidů a polyfosfátů ve vakuolách.

Ektomykorhizní systém na jedné straně navazuje na dřevinu (fotobionta, hostitele) a na straně druhé na případné plodnice ektomykorhizních hub (některé ektomykorhizy vytvářejí dobře viditelné plodnice běžně – hříby, holubinky, ryzce, muchomůrky atd., jiné vytvářejí plodnice jen velmi nenápadně – Tylospora, Amphinema. nebo v podzemí – jelenka, lanýž).

Je známo, že ektomykorhizní systémy jsou běžně sdíleny několika dřevinami (dokonce různého druhu), existuje spojení mezi dospělými stromy a semenáčky, mezi pionýrskými a následnými dřevinami. Zejména v posledních dvou případech byl dokumentován přenos cukerných látek prostřednictvím sdíleného ektomykorhizního systému směrem k zastíněným semenáčkům nebo v určité fázi vývoje porostu směrem k následným dřevinám.

Z naznačených skutečností je zřejmé, že ektomykorhizní systém především zabezpečuje tzv. malý koloběh živin v ekosystému: má jednak schopnost uvolňovat rostlinám nedostupné živiny (vázané v organické hmotě půdy) a jednak dokáže vychytávat živiny uvolněné saprofytickými a dřevokaznými houbami nebo bakteriemi.

Aktuální stav ektomykorhizního systému je výsledek zdravotního stavu celé dřeviny, jejího asimilačního aparátu a půdních a klimatických podmínek. Dynamika růstu a rozvoje jemného kořenového systému a ektomykorhiz je řízena vnitřními faktory dřevin, vegetační sezónou, je ovlivněna podmínkami půdního prostředí: teplotou, aerací a zaplavitováním, hladinou spodní vody a dostupností vody, aciditou, dostupností minerálních živin, obsahem organické hmoty v půdě a kořenovou kompeticí, případně exudáty bylinného patra. Stárnoucí a poškozené ektomykorhizy ztrácejí svou funkci a odumírají. Na jejich místě narůstají nové krátké kořeny, které jsou osídlovány mykorhizní houbou. Na novém dlouhém kořenu posledního řádu dochází k sekundárnímu tloustnutí, k dalšímu větvení a nárůstu nových nosných struktur pro nové krátké kořeny. Rozvoj extramatrickálních myceliálních struktur je opět svázán s přísunem cukerných látek od fotobionta na straně jedné a s kvalitou půdního prostředí. Výskyt plodnic hub je opět výsledkem vnitřních faktorů samotného druhu houby, stavem fotobionta a půdních podmínek. O výskytu plodnic také rozhodují podmínky vnějš-

šího klimatu v přízemním prostředí lesa (teplota a vlhkost vzduchu, jeho proudění, případně oslunění lesní půdy).

Antropogenní faktory ovlivňují ektomykorhizní systém přímo nebo zprostředkovaně buď změnou fyziologického stavu hostitelské dřeviny a nebo změnou podmínek v půdním profilu.

H.4.2. KOŘENOVÝ SYSTÉM SMRKU ZTEPILÉHO

Kořenový systém smrku ztepilého je obvykle plochý a nezasahuje hluboko do půdního profilu. Prorůstání kořenů do větších hloubek v horských polohách je omezeno nepříznivými podmínkami hlouběji v půdním profilu. Velkou bariérou pronikání kořenů je vrstva podzolu nebo dokonce ortsteinu, která je vyvinuta v horských polohách s převládajícím přirozeným výskytem smrku. Hlouběji, zejména v horizontech B je značně vyšší koncentrace aktivních iontů hliníku, která může být pro kořeny toxická. Rastin (1991) a Rastin a Mintening (1992 b) extrahovali celý kořenový systém dospělých pokusných stromů a zjistili, že uspořádání horizontálních a vertikálních kořenů nad 10 cm v průměru a hloubka prokořenění závisí na velikosti koruny, na DBH a na půdním typu (hnědozem, pseudoglej a přechodné typy). Hloubka prokořenění byla ovlivněna hladinou podzemní vody a chemickými vlastnostmi půdy, které jsou ovlivněny acidifikací.

H.4.2.1. Distribuce jemných kořenů a ektomykorhiz

Distribuce jemných kořenů a ektomykorhiz v půdním profilu lesa je omezena vhodnými podmínkami pro získávání vody a živin. Sutton (1969) uvádí, že jemné kořeny lesních dřevin jsou soustředěny do prostoru mezi nadložním humusem a svrchní minerální vrstvou, která je nejbohatší na živiny a kde probíhají nejintenzivnější biologické půdní procesy (Sutton 1991).

Ulrich a Pirouzpanah (1986) zaznamenali nejvyšší biomasu jemných kořenů smrku asi 80 let starého v hloubce 5 cm minerálního profilu a v nadložním humusu, přitom více než 90 % se vyskytovalo do hloubky 15 cm. Raspe a Feger (1990) našli přes 90 % jemných kořenů do hloubky 25-30 cm minerální půdy. Murach a Schünemann (1985) našli přes 90 % jemných kořenů v nadložním humusu a v minerální půdě do hloubky 10 cm. Lepšová a Oborník (1992) našli nejvyšší zastoupení jemných kořenů v přechodné vrstvě nadložního humusu a minerální půdy (horizont A/H). Všechny kořenové kategorie a mykorhizy byly negativně korelovány s hloubkou půdního profilu.

Meyer (1967) sledoval vertikální rovnoměrnost distribuce krátkých mykorhizních kořenů u buku na různých půdách, kde distribuce pozitivně korelovala se stanovištními a biologickými podmínkami půdy. Zvyšování počtu mykorhiz v horizontu A jejich ubývání v horizontu B bylo známkou deteriorace živinového stavu a biologických podmínek. Množství mykorhiz buku ve vrstvě A půdního horizontu bylo 556 pro eutrofní hnědou lesní půdu a 44 600 pro podzol. Biomasa jemných kořenů byla koncentrována do vrstev nadložního humusu a horizontu A půdního profilu kyselé hnědé lesní půdy. V horizontu

B se jemné kořeny vyskytovaly s vyšší frekvencí do hloubky 40 cm. Bylo zde vyšší zastoupení mrtvých kořenů (Meyer a Götsche 1969).

H.4.3. VLIV ACIDIFIKACE A MELIORAČNÍCH ZÁSAHŮ NA JEMNÉ KOŘENY A EKTOMYKORHIZY

U stromů postižených defoliací byly zjištěny změny ve větvení jemného kořenového systému (např. Puhe et al. 1986; Blaschke 1986) a nízký počet a poškození ektomykorhiz (Livingston a Blaschke 1984; Meyer 1985). V lesních ekosystémech zatížených depozicí atmosférických polutantů a v silně acidifikovaných půdách dochází k narušení kořenového systému dřevin, zejména jemných kořenů a mykorhiz (Blaschke 1986).

Umělý kyselý déšť způsobil pokles ektomykorhizní infekce (Reich et al. 1985, 1986; Stroo a Alexander 1985; Dighton a Skeffington 1987; Stroo et al. 1988; Deans et al. 1990; Blaschke 1990). Roth a Fahey (1998) změnu v počtu mykorhiz nezaznamenali. Schafer et al. (1985) zjistili inhibici mykorhizní infekce při simulovaných srážkách pH 4,0 a 3,2, naopak při silně kyselém simulovaném dešti zjistili zvýšenou intenzitu mykorhizní infekce. Podobné výsledky uvádějí Stroo a Alexander (1985). Vliv na početnost různých mykorhizních typů vlivem umělého kyselého deště popisují další autoři (Meier et al. 1989; Deans et al. 1990). Změnu ve spektru mykorhizních typů popisují Roth a Fahey (1998), Shaw et al. (1992, 1993) ji přisuzují spíše změně v dostupnosti fosforu.

Kraigher et al. (1996) popisují rozdílnou skladbu mykorhizních typů na dvou lokalitách, které se liší mírou imisního zatížení. McAfee a Fortin (1987) ukázali různou citlivost dvou inokulovaných mykobiontů a jejich přežívání v lesním ekosystému pod vlivem umělého deště.

Vliv pH jak v čisté kultuře tak v symbióze se dřevinami se liší pro jednotlivé izoláty (Erland et al. 1990).

Persson a Börjesson (1986) zjistili, že množství jemných kořenů koreluje pozitivně s intenzitou defoliace. Poškození kořenů a jejich zvýšená mortalita byla výrazná zejména v minerální části půdního profilu, kde bylo vlivem acidifikace sníženo nasycení bázemi a zvýšená koncentrace aktivního Al, Fe iontů H a v mnoha případech i těžkých kovů. Pokles mykorhizní infekce je způsoben také vysokým spadem dusíku. Poukázali na to, že stromy na acidifikovaných stanovištích jsou náchylné k vývrátům a kořeny jsou vystaveny kolísání vlhkosti a zejména suchu. Murach a Schünemann (1985) našli lepší růst jemných kořenů na vápněných plochách v oblasti Sollingu, které měly dobré zásobení živinami. Aplikace vápence však také vedla k vytvoření mělčího kořenového systému. V obdobích letních nebo suchých period se však tento trend může stát nevýhodným. Jestliže však vliv vápnění proniká hlouběji, pak i prokořenění sleduje zlepšené půdní podmínky.

Blaschke (1986) sledoval působení kompenzačního vápnění, acidifikace a zavlažování na rozvoj mykorhiz v pokusu Högelwald v Německu. Zjistil, že intenzita mykorhizní infekce byla prokazatelně ovlivněna pokusnými zásahy. Vlivem acidifikace se snížilo množství mykorhiz ve vrstvě humusu o 1/4 proti kontrole. Ve variantě sou-

H

H

časného vápnění a zavlažování se ve stejné vrstvě zvýšilo množství mykorhiz o 50 %. Změnila se i distribuce mykorhiz v půdním profilu. V acidifikované variantě pokleslo množství mykorhiz v humusové vrstvě, po vápnění došlo k jejich vyššímu rozvoji v humusové vrstvě než v minerální. Tento vzestup byl ještě zesílen zavlažováním vápněné varianty. V acidifikační variantě byl zjištěn nízký podíl nemykorhizních krátkých kořenů (asi 1/8). Ve variantě kombinované acidifikace s vápněním byla mykorhizní infekce velmi potlačena, mykorhizních byla pouze 1/10 živých krátkých kořenů. Podíl odumřelých krátkých kořenů byl nejvyšší v acidifikované a zavlažované variantě (asi 50 % z množství krátkých kořínků). Vápnění snížilo množství odumřelých krátkých kořenů.

Persson a Ahlström (1990/91) sledovali vliv vápnění a hnojení na růst jemných kořenů v porostech borovice lesní a smrku různého stáří na pokusných plochách v jižním a středním Švédsku. Reakce jemných kořenů na aplikaci N byla na některých plochách negativní, došlo ke snížení množství jemných kořenů až na 50 %. Na jiných stanovištích se naopak množství kořenů zvýšilo 2 až 3 krát. Současná aplikace N a Ca měla silný negativní vliv na rozvoj kořenů, jejich množství pokleslo až na 30 % oproti kontrole. Autoři upozorňují na možný negativní vliv vápnění v oblastech s vysokou depozicí dusíku. Vzhledem k významnému uvolňování živin po vápnění je nutné zvážit, jak kořenový systém, dříve poškozený acidifikací, může reagovat na přísun živin a efektivně je využít. Rychlý příjem živin může být zprostředkován pouze dobře fungujícím kořenovým a mykorhizním systémem dřevin. Tato úvaha má svůj význam i při aplikaci hnojiv.

Lepšová a Oborník (1992) neprokázali vliv aplikace dolomitu na biomasu jemných kořenů a mykorhiz na šumavě dva roky po vápnění, i když vápněné plochy vykazovaly vyšší množství jednotlivých kořenových frakcí.

Nejnovější výsledky s pokusy vápnění a hnojení ve smrkových porostech (Helmisaari a Halbäken 1999) vykazují nižší biomasu jemných kořenů na plochách, které byly vápněny (varianty s přidáním Ca, N a Ca, K a Ca) anebo byly ošetřeny pouze P a K. Největší podíl nekromasy jemných kořenů byl nalezen ve variantě N a Ca. Podobně zvýšený podíl mrtvých krátkých kořenů uvádí Letho (1994). Vzhledem k tomu, že aplikace Ca vede ke zvýšení dekompozice organické hmoty, lze předpokládat, že navýšený podíl odumřelých jemných kořenů a mykorhiz není způsoben zpomalením dekompozice. Autoři se domnívají, že příčinou jevu je nižší nárůst jemných kořenů na plochách kombinovaně ošetřených (Ca, N a Ca, K a Ca a P a K) a jejich vyšší mortalita.

Biomasa mykorhiz smrku v podmínkách Šumavy a Krušných hor se zabývali Kocourek a Bystřičan (1988). Na šumavě sledovali plochy starých smrkových porostů (80-150 let) na Boubíně a na Trojmezí (v nadm. výškách 1140-1350 m). Na Krušných horách našli pouze plochy mladší (30-40 let) a v nižších polohách (680-870 m n.m.) v různých zónách ohrožení. Na Krušných horách byla zjištěna biomasa živých mykorhiz v rozmezí 70-170 kg/ha. Na šumavě byla biomasa mykorhiz 340-500 kg/ha.

V živých a v odumřelých mykorhizách byly sta-

noveny těžké kovy. V Krušných horách byly zjištěny několikanásobně vyšší koncentrace Co, Ni, Pb a Fe v obou frakcích. Koncentrace Cu a Zn byly v Krušných horách také signifikantně vyšší, ale jen asi 2x. Koncentrace Cd v živých mykorhizách na Krušných horách byly výrazně nižší než na šumavě. Koncentrace všech kovů byly také prokazatelně vyšší v odumřelých mykorhizách. K významným faktorům pro dobrý růst kořenů patří dostatečná vlhkost. Ojedinelou prací, která se zabývá vlivem suchého období a acidifikací na růst kořenů, je studie Bartsche (Bartsch 1987). Zjistil, že smrk při pH 3,8 půdy potřebuje delší období pro alespoň částečnou obnovu růstu po suché periodě a znovuzavlažení než při pH 5,9. Borovice lesní byla v tomto ohledu méně citlivá a obnovila růst po opětovném zavlažení dřve i při nízkém pH.

H.4.3.1. Působení iontové formy hliníku na růst kořenů dřevin a ochranná funkce mykorhiz

Pokusy, které sledují toxicitu iontové formy Al, používají koncentrace od 35(M (Finlay et al. 1995b) do 30mM (Göransson a Eldhuset 1991). Tyto koncentrace většinou převyšují koncentrace fyto toxického iontu Al nalézané ve vrstvě nadložního humusu lesních půd. Ve většině lesních půd hodnoty výměnného Al nepřesahují 2 % z celkové iontové výměnné kapacity, vzhledem k tomu, že je hliník vázán v komplexech s organickou hmotou (Tyler 1987). Naopak v minerální vrstvě B horizontu mohou koncentrace iontu Al v půdním roztoku dosáhnout hodnot mezi 0,3 až 1 mM (Bergkvist 1987). Zvýšené koncentrace v pokusech ukázaly případy, že koncentrace hliníku může být vyšší na některých mikrostanovištích nebo v období sucha. Abrahamsen (1984) zjistil, že růst smrku byl negativně ovlivněn při koncentracích 0,5-1 mM iontů Al. Podobné výsledky získal Godbold et al. (1988), který zjistil porušené prodlužování kořenů smrku o cca 70 % v rozmezí koncentrací 0,8 až 1,2 mM Al. Nosko a Kershaw (1992) zjistili toxické působení již při 10 (m iontů Al při sníženém pH 3,5 na růst kořenů semenáčků smrku, které se projevilo redukcí prodlužování kořenů. Růst prýtu nebyl v pokusu ovlivněn.

Intoxikace smrku Al se projevuje ztlustěním kořenů. Poškození kořenů je výsledkem narušení meristematického růstu (van Praag et al. 1985 a Schier 1985). Jemné kořeny smrku a borovice, které se vyvíjely při vysokých koncentracích iontu Al, byly velmi deformovány a snadno se u-lamovaly (Göransson a Eldhuset 1991).

Kolonizace dřevin mykorhizními houbami nebyla zvýšenými koncentracemi Al (0,7-1,0 mM Al) ovlivněna (Finlay et al. 1995c). Mykorhizní rostliny v pokusech byly odolnější vůči působení Al. Zatímco nemykorhizní kořeny semenáčků borovice zpomalovaly růst při 6 mM Al, negativní vliv aktivního Al byl pro borovici s mykorhizou *Suillus bovinus* zjištěn až při koncentracích 10 mM Al. Extramatrickální mycélium mykorhizních hub bylo dobře vyvinuto i při vysokých koncentracích Al (Göransson a Eldhuset 1991). Podobně se odolnost různých druhů borovice s mykorhizou pohybovala v rozmezí vnějších koncentrací 3 až 9 mM Al (McCormick a Steiner 1978). Kasuya et al. (1990) zjistili, že druhy ektomykorhizních hub se lišily v citlivosti vůči Al, což se projevovalo i při o-

sídlování kořenů borovice a při schopnosti tvořit ektomykorhizy. Rostliny infikované mykorhizami však byly odolnější vůči toxicitě Al.

Na acidifikovaných stanovištích v Německu nevystupuje toxicita hliníku jako přímý škodlivý faktor, který působí na jemné kořeny a mykorhizy, Haug a Oberwinkler (1989) zde nenalezli žádné poškození mykorhiz.

Pokusy (Cumming a Weinstein 1990a,b,c) prokázaly pozitivní vliv ektomykorhizy s *Pisolithus tinctorius* na odolnost borovice *Pinus rigida* vůči negativnímu vlivu iontů Al. Ionty Al byly vysráženy do komplexů s ionty fosforečnanů. Tato forma P není přijatelná pro rostliny, ale mykorhizní systém dokázal fosfor z této sloučeniny získat, a tak udržet dostatečné zásobení pokusných borovic fosforem. Finlay et al. (1995a,b) prokázali pozitivní působení mykorhiz na schopnost rostlin vypořádat se se zvýšenou koncentrací iontů Al. Redukce růstu, která byla patrná u nemykorhizních rostlin, byla omezena inokulací pokusných borovic (*Pinus contorta*) ektomykorhizními houbami (*Laccaria bicolor* a *Paxillus involutus*). Pozitivní působení bylo závislé na době expozice rostlin působením zvýšených koncentrací iontů Al a době inokulace houbovým partnerem. Nejodolnější byly rostliny inokulované před expozicí hliníku.

Ektomykorhizní houby ochraňují kořeny dřevin proti negativnímu vlivu zvýšených koncentrací iontů Al (Wilkins a Hodson 1989, Cumming a Weinstein 1990 a). Buněčné stěny houbových vláken mají velkou kapacitu vazebných míst, kde mohou být inaktivovány některé toxické prvky. Význam mykorhiz při ochraně kořenů před aktivními ionty toxických kovů (hliníku a olova) dokumentují Eeckhaoudt et al. (1992). V jemných kořenech se sekundární strukturou byl hliník nalezen v periferních buněčných vrstvách. Olovo bylo nalezeno ve vnějších vrstvách a také v primárním floému. Hliník byl nalezen i v mykorhizní plášti a ve stěnách Hartigovy sítě. Oba prvky byly akumulovány hlavně ve stěnách kořenových buněk.

Z uvedených výsledků vyplývá, že v normálních podmínkách smrkového lesa na podzolované půdě, kde koncentrace aktivního Al v horizontu B obvykle nepřesahují 0,1 mM v lysimetrických vodách a kde je většina krátkých kořenů s mykorhizou, přímý toxický vliv iontů Al nepřichází v úvahu. V procesu acidifikace, kdy je zvýšena koncentrace iontů H a snížen obsah bází, se toxické působení hliníku může projevit především při kompetici v příjmu živin.

H.4.3.2. Koncentrace živin a rizikových prvků v jemných kořenech a mykorhizách v podmínkách acidifikace a vápnění

Z rozboru prvkového složení jemných kořenů vyplývá (Murach 1990; Raspe a Feger 1990; Majdi a Persson 1992; Rastin a Mintening 1992 a,b; Hahn a Marschner 1998), že sledují koncentrace prvků v půdním roztoku, tedy i poměr Ca/Al.

Raspe a Feger (1990) našli nejvyšší koncentrace K, Mg, N, S, P a Ca v kořenech do hloubky 10 cm minerálního profilu. Koncentrace Mg a K se pak výrazně snižovaly na acidifikované lokalitě směrem do hloubky půdního profilu. Na této lokalitě byla objevena i deficiencie Mg v jehličí smrku. Na lokalitě s příznivějšími půdními pod-

mínkami a dostatečným zásobením Mg v jehličí, se koncentrace obou prvků od hloubky 30 cm zvyšovaly. Koncentrace Al se naopak s hloubkou profilu zvyšovala. Uvedené poměry Ca/Al převyšovaly hodnotu 1 pouze do hloubky 10 cm, pod hodnotu 0,5 poklesly již v hloubce 30 cm na obou plochách. Přesto kořeny za nízkého poměru Ca/Al byly vitální a částečně i mykorhizní. Nebyl pozorován zvýšený podíl mrtvých kořenů. Podobné výsledky zaznamenali Majdi a Persson (1992), kteří sledovali distribuci K, Mg, Ca, Fe a Al v jemných kořenech smrku na plochách uměle zatížených depozicí síry a dusíku. Nalezli 75 % kořenů ve vrstvě nadložního humusu, pak množství prudce klesalo až do hloubky 20 cm minerálního profilu. Koncentrací N, Ca a Mg v jemných kořenech směrem do hloubky přes 20 cm poklesly, a naopak vzrostly koncentrace Al a Fe. Poměr Ca/Al odpovídal těmto trendům: v živých jemných kořenech v nadložním humusu měl hodnoty 2,6, pak po 10 cm do hloubky v minerální půdě rychle klesal na hodnoty 0,2; 0,09 a 0,1. V porovnání s předchozím pozorováním (Raspe a Feger 1990) poměr Ca/Al klesal výrazně rychleji. V nekromase kořenů zjistili vyšší koncentrace Al. Podíl nekromasy jemných kořenů byl vyšší v minerálním profilu půdy. Je zřejmé, že ionty hliníku jsou vázány do biomasy jemných kořenů a s jejich odumřením přecházejí do organické hmoty v půdě.

Murach (1990) analyzoval distribuci a chemické složení jemných kořenů smrku a buku ve vztahu k chemickým parametrům půdního profilu, zejména k obsahu Ca, Mg, Al a vodíkových iontů v pokusném území Solling v Německu. Byla zde prokázána acidifikace, která se projevila poklesem poměrů Ca/Al a Mg/Al od roku 1969. Oba parametry jsou důležité pro růst kořenů a příjem živin jak smrku tak i buku. Poměry Ca/Al a Ca/H mají opačný průběh v půdních profilech. Poměr Ca/Al s hloubkou profilu klesá.

Kritické hodnoty toxicity koncentrací Al a H pro buk i pro smrk stanovených Rost-Siebertem (1983) jsou vyjádřeny v limitní hodnotě Ca/H pro buk 1,0 a pro smrk 0,1; a v limitní hodnotě Ca/Al pro smrk 1,0. Smrk je více citlivý vůči Al než buk, ale je méně citlivý k nízkému pH. V jemných kořenech buku se kumuluje Al ve vyšší míře než ve smrku, je to pravděpodobně způsobeno tím, že kořeny buku mají delší životnost a vyšší odolnost vůči Al. V laboratorních pokusech našel Rost-Siebert (1983) poškození kořenů smrku při poměru vnitřních koncentrací Ca/Al 0,23 po 14 dnech vystavení kořene působení Al. Takové poměry Ca/Al v jemných kořenech a v jejich nekromase v minerální půdě však nejsou výjimkou, jsou dokumentovány i nižší hodnoty. Akumulace Al v jemných kořenech je závislá na délce života jednotlivého kořene a na citlivosti druhu dřeviny k toxickému působení Al. Z pokusů v Sollingu se zdá, že limitní hodnota poměru Ca/Al v souladu s Rost-Siebertem je pro smrk 0,1 a pro buk 0,01.

Vertikální rozložení biomasy jemných kořenů smrku sleduje gradient Ca/Al a je nejvyšší v organické vrstvě půdního profilu. Distribuce biomasy buku se prokazatelně liší. Hustota kořenů v hlubších vrstvách půdního profilu je vyšší než u smrku. Např. v hloubce 20-30 cm v minerálním profilu představuje biomasa jemných kořenů smrku pouze 60 % biomasy kořenů buku.

H

Biomasa kořenů buku je zdaleka nejvyšší ve fermentační vrstvě nadložního humusu, ale pak velmi rychle klesá v humifikační vrstvě a ve svrchních 5 cm minerální půdy. Murach (1990) to přičítá nízkému poměru Ca/H a nízkému pH (3,0-3,3 pH v CaCl₂) a vysoké koncentraci dostupných těžkých kovů.

Hahn a Marschner (1998) zjistili, že další umělá acidifikace na lokalitě Solling, která trvala 6 let, snížila obsah Ca a Mg v kořenech ve všech částech profilu. Odběr téměř dva roky po skončení umělé acidifikace již snížení nepotvrdil. Jedním z důvodů je fakt, že životnost krátkých kořenů je odhadována na 1 rok. Dalším důvodem může být to, že acidifikace na pokusné ploše nepřekročila určitou limitní hranici a živinové poměry v půdě a vitalita dřevin na ploše dovolily návrat do původního stavu.

Vápnění zvýšilo obsah obou prvků v kořenech v nadložním humusu a v horních 10 cm minerální půdy. Hlouběji vliv pozorován nebyl. Bez ohledu na pokusné zásahy byly koncentrace Al v nadložním humusu nízké a pak se prudce zvyšovaly směrem do hloubky. Vápnění snížilo množství Al ve všech vrstvách profilu. Poměry Ca/Al na nevápněných plochách klesaly směrem do hloubky: v nadložním humusu byl poměr 6,19; pak 0,09 od 10 cm až do hloubky 30 cm.

Hahn a Marschner (1998) nepovažují vysoký obsah Al a nízký molární poměr Ca/Al v minerální půdě na indikaci toxicity Al. Snížení obsahu Ca a zvýšení Al v kořenech v hlubším horizontu považují za důsledek poměru obsahu těchto prvků v půdním roztoku. Navíc se domnívají, že s hloubkou stoupá koncentrace monomerního Al, který efektivně blokuje vazebná místa Ca v apoplastu kořenů (Jorns a Hecht-Buchholz 1985). Při nízkých molárních poměrech Ca a Al v kořenech se zvyšuje pravděpodobnost toxicity (Rost-Siebert 1983). Avšak celkový obsah Al v kořenech musí být interpretován jen opatrně, vzhledem k tomu, že Al je v kořenech různým způsobem inaktivován: např. v houbovém partneru mykorrhiz je Al inaktivován ve vakuolách vazbou na polyfosfáty (Kottke a Martin 1994). Dahlgren et al. (1991) v kořenech *Abies amabilis* popisuje vazbu většiny Al do organických sloučenin. Pouze asi 12 – 17 % Al je vázáno na negativně nabitá místa v kořenovém apoplastu, kde interferují s příjmem Ca. Naopak až 40 % Al je vázáno na fosfáty anebo tvoří komplexy se šfavelany (Fink 1992).

H.4.3.3. Interference zvýšených koncentrací Al a příjmu živin ektomykorhizním systémem

Narušení příjmu živin hliníkem je obvykle interpretováno jako antagonistický vliv Al na příjem kationtů. Göransson a Eldhuset (1991) prokázali negativní vliv Al na příjem Mg a Ca rostlinami smrku a borovice, i když ne vždy se tento vliv odrazil na růstu rostlin. Po celou dobu pokusu byl poměr Ca/Al v živném roztoku nízký, ale pokud byla kvantitativní potřeba Ca uspokojena, neprojevil se poruchy v růstu. Redukce růstu se projevila až při takových koncentracích Al, které se v prokořeněných horizontech v boreálních lesích nevyskytují. Jak už bylo zmíněno, 80 – 90 % jemných kořenů se normálně vyskytuje v nadložním humusu (F a H horizont) a v minerálním humusovém A horizontu lesních půd, kde kon-

centrace aktivního Al jsou nižší, než v hlubších minerálních horizontech. Hliník, uvolněný z B horizontů, představuje toxičtější iontovou formu, než formy organických komplexů, které se vyskytují v organických horizontech (Nilsson a Bergkvist 1983).

Pokusy, které sledovaly vliv zvýšených koncentrací Al při deficienci Ca, Mg, K a P ektomykorhizními houbami in-vitro (Jongbloed a Borst-Pauwels 1992), prokázaly, že jednotlivé druhy ektomykorhizních hub reagují na zvýšené koncentrace Al různě. Ryzce byly tolerantní k nízkému pH, ale citlivé k vysokým koncentracím Al. Jejich citlivost se v závislosti na druhu ryzce lišila. Naopak lakovka byla citlivá k acidifikaci, ale snášela vyšší koncentrace Al. Nebyl zjištěn vliv vápníku (0,9 mM Ca) na růst testovaných kmenů při žádné koncentraci Al. Růst *L. hepaticus* byl stimulován přidavkem Mg (0,85 mM Mg) i při koncentraci Al 0,1 mM. Růst *L. rufus* byl hořčíkem stimulován pouze v přítomnosti Al. Tolerance obou druhů ryzců vůči Al byla výrazně vyšší v médiu s přidaným fosforem (0,12 mM kys. fosforečná). Naopak růst lakovky nebyl stimulován přidavkem fosforu při koncentraci Al 0,3 mM. Každý ze sledovaných druhů vykazoval jiné hodnoty pH pro optimální příjem draslíku. Příjem draslíku nebyl ovlivněn u druhu *L. rufus* vyššími koncentracemi Al, zatímco k redukci došlo u *L. hepaticus*. Lakovka vykazovala nižší redukci při 0,3 mM Al.

Jongbloed et al. (1992) testovali vliv různých koncentrací iontů Al na příjem fosforu mykorrhizními houbami. Zjistili, že příjem P byl velmi redukován v přítomnosti Al iontů. Hlavní příčinou je to, že ionty hliníku tvoří s fosfáty málo rozpustné komplexy. Po potřebné korekci se projevila druhově specifická odpověď testovaných druhů mykorrhizních hub. Ačkoliv v předchozí studii se projevilo, že *Lactarius rufus* je vůči Al senzitivnější než *Laccaria bicolor*, jeho příjem P v přítomnosti Al byl stimulován. U druhu *Laccaria bicolor* a *Lactarius hepaticus* byl příjem P mírně inhibován.

Finlay et al. (1995c) nenašli žádný vliv krátkodobé expozice iontům hliníku na translokaci radioaktivních iontů K (nahrazeno Rb), P a Ca ektomykorhizním mycéliem čechratky *Paxillus involutus*. Dlouhodobější expozice vysokým koncentracím iontů Al (0,08-0,7 mM) měla negativní vliv na mykorrhizní kolonizaci buku a borovice čechratkou. Tento vliv je spíš vysvětlitelný tím, že ionty Al způsobují takové změny v kořenech dřevin, že nemohou být osídleny mykorrhizní houbou.

H.4.3.4. Vliv vstupu anorganického dusíku do půdního systému na ektomykorhizní systém

Při zkoumání jeho vlivu a vlivu dusičnanů na mykorrhizy se uvažují vlivy okyselení, které byly již zmíněny v předchozí části. Vzhledem k tomu, že jednou z funkcí mykorrhiz je zpřístupňování dusíku pro rostliny, je zřejmé, že vstup nadbytečného dusíku do lesní půdy bude interferovat s funkcí ektomykorhiz.

Wallenda a Kottke (1998) sumarizují dosavadní poznatky o působení vstupu minerálního dusíku do lesních půd na ektomykorhizy. Ektomykorhizní houby mohou přijímat dusík v podobě amoniaku i dusičnanu. Dusičnany redukují na amonné ionty a inkorporují je do aminokyselin.

Nadbytečné amonné ionty jsou pro houbu toxické, takže syntéza musí probíhat rychle. Uhlíkaté řetězce pro stavbu aminokyselin jsou získávány z cukrů, které většinou dodává hostitelská dřevina. Mykorhizní houby nedokážou vyloučit minerální dusíkaté látky při příjmu a nutně je musejí zpracovat do inaktivních podob. V experimentech s nadměrným simulovaným spadem dusíkatých látek bylo prokázáno, že mykorhizní houby dokážou dusík akumulovat: v mykorhizách do zvláštních vakuol, v nichž je nadbytečný dusík uložen v podobě aminokyselin nebo bílkovin.

Vstup minerálního dusíku do lesního ekosystému z hlediska fungování ektomykorhiz je jednoznačně rizikovým faktorem. Během fylogeneze i ontogeneze mykorhiz a rostlin došlo ke vzájemné adaptaci na nedostatečnou dostupnost N ve vyzrálém společenstvu. Vznik a vývoj mykorhiz v kořenových systémech je podmíněn vznikem určitého fyziologického stavu hostitelské rostliny, rozpoznatelného podle exudátů, které se stávají signálem pro infekci kořenů mykorhizní houbou. Lesní porosty, ve kterých vlivem depozice nastane dostatečné zásobení dusíkem, nemají plně vyvinuté mykorhizy a může u nich dojít k dalším poruchám ve výživě.

H.4.3.5. Změny v diverzitě ektomykorhizních hub

Studium diverzity ektomykorhizní mykoflóry podle výskytu plodnic je nejjednodušším způsobem, jak popsat ektomykorhizní společenstva a jejich změny. Metoda je limitována tím, že je nutné pracovat na relativně velkých plochách, navštěvovat je několikrát během sezóny a sledovat je několik let. I přesto některé druhy ektomykorhizních hub nebudou objeveny, jednak proto, že tvoří plodnice jen vzácně anebo tvoří nenápadné, malé anebo podzemní plodnice.

V 80. letech byl zaznamenán pokles počtu druhů mykorhizních hub v západní Evropě a jejich úbytek byl zkoumán v souvislosti s kyselými srážkami, později se spadem dusíku a chřadnutím lesních ekosystémů. V lesních porostech byl zaznamenán pokles druhové diverzity mykorhizních hub a pokles v produkci plodnic, zejména v oblastech vystavených kyselým depozicím (Fellner a Pešková, 1995), spadům dusíku (Termoschuizen a Schaffers, 1987, 1991; Arnolds 1988, 1991) nebo těžkých kovů (Rühling a Söderström 1990).

Vlivem umělého kyselého deště byl výskyt počtu druhů plodnic ektomykorhizních hub a jejich biomasa všeobecně snižovány a docházelo k posunu druhového spektra ektomykorhizních hub (Jansen a de Nie 1988; Jansen a de Vries 1988; Brandrud 1995; Wiklung et al. 1995).

V podmínkách České republiky byly zjištěny rozdíly ve výskytu počtu druhů ektomykorhizních hub v Krušných horách, na Šumavě a v Krkonoších (Lepšová et al. 1987). Podle dostupných literárních pramenů a vlastních výzkumů jsme zaznamenali následující množství druhů (Tab. H8).

Intenzivním průzkumem ektomykorhizních společenstev plodnic hub se u nás zabývali také Fellner a Pešková (1995) a konstatovali ochuzování v počtu mykorhizních druhů hub v souvislosti s poškozením lesa.

Velmi intenzivní výzkum změn společenstev mykorhizních hub v lesních porostech probíhal v Holandsku, kde je významným acidifikačním faktorem kromě oxidu siřičitého i vysoký přísun dusíkatých látek do lesních ekosystémů. Arnolds (1991) poukazuje na úbytek druhů r. *Tricholoma*, *Cortinarius* a *Suillus*, které považuje za citlivější vůči polutantům. Naopak diverzita druhů rodu *Laccaria*, *Paxillus* a *Scleroderma* nebyla ovlivněna. Jsou to druhy, které mají širokou ekologickou amplitudu a vyskytují se v listnatých i jehličnatých porostech a jsou nazývány druhy obecné (generalists). Tyto obecné druhy, k nimž je možné ještě přiřadit druhy *Thelephora terrestris* a *Lactarius necator*, tvoří v lesních porostech zatížených acidifikací hlavní a často jedinou složku druhového spektra ektomykorhizních hub (makromycetů, tj. těch, které tvoří dostatečně velké plodnice). Jsou dominantní v horských smrkových acidifikovaných porostech v Krkonoších, Šumavě a v Krušných horách, jak poukázali i Fellner a Pešková (1995), Lepšová (nepublikováno), Cudlín a kol. (nepublikováno).

H.4.4. ZÁVĚR

Distribuce jemných kořenů lesních dřevin je podle názoru většiny citovaných autorů pozitivně limitována dostupností živin a vody. Negativní limitace je dána nedostatkem vody a zvýšeným obsahem rizikových prvků. To znamená, že pro rozvoj jemných kořenů a ektomykorhiz jsou nevhodnější vrstvy nadložního humusu (kromě vrstvy opadu, která rychle přesychá) a svrchní minerální horizont. V hlubších vrstvách minerální půdy je množství kořenů ovlivněno souborem faktorů daných zvýšenou koncentrací aktivního hliníku, nasycením půdního profilu bázemi a obsahem příznivé organické hmoty. Tyto parametry se liší u různých půdních typů (nejméně příznivé jsou podzolované půdy) a jsou ovlivňovány acidifikací půdního profilu (přírodního a antropogenního původu).

Acidifikace zvyšuje koncentrace aktivního hliníku v minerální půdě a vede k vymývání bází. Tyto jevy způsobují pokles poměru Ca/Al (nebo Ca+Mg+K/Al) v půdním profilu. V polních experimentech bylo stanoveno, že kritická hodnota Ca/Al v půdním roztoku je pro kořeny smrku 0,1 a pro kořeny buku 0,01.

Je pravděpodobné, že se soustava jemných kořenů dřevin během acidifikace přesunula více do povrchových vrstev nadložního humusu, kde jsou acidobazické podmínky příznivější. To však s sebou přináší zvýšené riziko vystavení jemných kořenů a mykorhiz extrémům klimatických poměrů (např. déletrvajícímu suchu), polutantům, které se hromadí ve vrstvě opadu (např. těžké kovy, organické cizorodé látky – např. polychlorované uhlovodíky) a zásahům managementu (včetně vápnění).

Jemné kořeny a mykorhizy, zejména v minerální vrstvě půdního profilu, vykazují značně vysoké koncentrace toxických prvků. Nejvyšší pozornost byla věnována Al, jehož iontová forma je v laboratorních pokusech toxická pro růst kořenů a negativně interferuje s příjmem živin. V přírodních podmínkách však vždy neznamená, že kořeny jsou samotnými zvýšenými koncentracemi hliníku ohrožovány. Bylo prokázáno, že přítomnost mykorhiz zvyšuje odolnost kořenů vůči pů-

H

Tab. H8: Počty ektomykorhizních druhů hub zjištěných na třech pochořích v Čechách do roku 1987, (upraveno dle Lepšová et al. 1987).
MPa – druhy hub tvořící ektomykorhizní symbiózy se smrkem ztepilým.

	Šumava	Krušné hory	Krkonoše	Celkem
Všechny ektomykorhizní druhy	176	75	98	227
Ektomykorhizní se smrkem ztepilým	112	59	64	134
MPa 1 se smrkem a s listnáči	57	24	30	66
MPa 2 se smrkem a s jinými listnáči	40	29	21	49
MPa 3 (pouze se smrkem)	15	4	8	18

sobení Al a že Al je v mykorhize různým způsobem inaktivován vazbou na polyfosfáty nebo organické kyseliny, pouze nízké procento obsazuje aktivní vazebná místa na stěně houby a nepříznivě koinciduje s příjmem živin. Tento mechanismus je ale hlavní při poškozování smrků vlivem půdní acidifikace.

Nepříznivé acidobazické poměry v půdním roztoku acidifikované minerální půdy způsobují rychlejší odumírání jemných kořenů a ektomykorhiz. Odumíráním kořenů mykorhiz se rostlina zbavuje nahromaděných toxických látek, které se navázaly na biomasu kořene (hliník, těžké kovy). Dorůstání nových potřebných kořenů se však děje na úkor spotřeby cukrů a energie od hostitelské dřeviny. Míra regenerace kořenového systému je zcela závislá na celkovém fyziologickém stavu hostitelské dřeviny. Pokud je oslabená dlouhodobou acidifikací nebo nějakým akutním ohrožením, nemůže podporovat stálou obnovu v kořenové sféře a dříve nebo později odumírá.

Porušení jemného kořenového systému a nedostatek živin vyvolává nedostatečné zásobení hostitelské dřeviny minerálními látkami a vodou a zvýšenou potřebu asimilátů pro obnovu kořenového systému. Naopak porušení asimilačního aparátu dřeviny agresivními plynnými polutanty nebo nedostatkem Mg v důsledku acidifikace půdy způsobuje nedostatek v zásobení kořenů asimiláty a jemné kořeny odumírají v těsné návaznosti po odumírání jehličí. Z uvedeného je zřejmé, že na dřevinách jsou obě distální funkční soustavy, jemný kořenový systém s ektomykorhizami a asimilační aparát, těsně provázané a poškození jedné části znamená poškození i opačného konce. Je známo, že v korunách probíhají různě intenzivní procesy regenerace asimilačního aparátu (viz kapitola Vliv dlouhodobé acidifikace prostředí na stav a strukturu asimilačních orgánů smrku ztepilého). Zejména z prací německých autorů vyplývá, že podobné regenerační procesy probíhají i v kořenovém systému. Koncentrace iontů Al, které se vyskytují v prokořeněných vrstvách půdy v boreálních a horských evropských jehličnatých porostech, pravděpodobně nenarušují významně růst smrku ani borovice. Citlivější dřevinou se jeví smrk, jehož kořeny jsou poškozovány při koncentracích nad 0,3 mM iontu Al v živném roztoku. Letální koncentrace 8-10 mM Al však daleko převyšují koncentrace zjištěné v půdě. Toto zjištění vyvrací hypotézu, že pouze samotné anorganické formy Al jsou hlavním činitelem poškození jehličnatých porostů. Avšak v půdách, které mají malou zásobu Ca a Mg v prokořeněných půdních

horizontech, může vyšší koncentrace Al iontů působit antagonisticky na příjem bazických kationtů. Změny poměrů Ca/Al či (Ca+Mg+K)/Al v půdních roztocích jsou pravděpodobně hlavní příčinou poškození smrkových porostů. Samotnou koncentraci Al nelze považovat za indikační a příčinnou veličinu.

Ektomykorhizní houby v ektomykorhizním systému jsou v čistých kulturách různě citlivé vůči působení jednotlivých faktorů, které provázejí acidifikaci. Jejich reakce se liší mezi druhy i mezi kmeny téhož druhu. Jejich růst a fyziologické projevy jsou při nízkém pH, vysokém obsahu Al a nízkých koncentracích živin, nebo zvýšenými koncentracemi těžkých kovů do určité míry bržděny, opět v závislosti na druhu a kmenu houby jsou schopny se vyrovnat s nižšími koncentracemi polutantů.

Houby, které se uplatňují v ektomykorhizním systému, jsou vitálnější než v čisté kultuře. Také mykorhizní pokusné rostliny jsou odolnější vůči nepříznivým vlivům vysoké koncentrace iontů vodíku a hliníku ve srovnání s nemykorhizními rostlinami. Je zajímavé, že vápník nestimuloval vyšší odolnost mykorhizních hub vůči zvýšeným koncentracím Al, jako např. Mg a P. Z fyziologických studií je známo, že Ca není pro houby nutnou živinou. Naopak, ve vyšších koncentracích působí na houby toxicky.

Ektomykorhizní houby (většinou třídy Basidiomycetes a Ascomycetes) představují ve střední Evropě minimálně 2000 druhů, které jsou vázány na jednu nebo více hostitelských dřevin. V zachovalých lokalitách je možné objevit i 150 až 200 druhů plodnic ektomykorhizních hub. Na postižených stanovištích lze nyní najít stěží 5 – 10 druhů. Podle literárních údajů z Evropy i z naší republiky je druhová diverzita ektomykorhizních hub dobrým a citlivým indikátorem poškození lesa. Horské polohy smrkových porostů již prošly ochuzením ektomykorhizní mykoflóry během acidifikace.

Ektomykorhizní houby, které vytvářejí plodnice, uvolňují výtrusy a ty jsou roznášeny větrem. Najdou-li vhodné podmínky a vhodnou hostitelskou dřevinu, mohou vytvořit novou mykorhizu. Spolu s širokou variabilitou reakcí na negativní podmínky prostředí u jednotlivých druhů a kmenů se prakticky vždy najdou nějaké ektomykorhizní houby, které vstoupí do mykorhizy s určitou dřevinou za určitých podmínek. Dá se předpokládat, že v přirozeně se vyvíjejícím ekosystému se ze širokého spektra hub vyselektovaly pro dané podmínky ty nejvhodnější ektomykorhizní houby. V acidifikovaných systémech nyní přežívají ty nejodolnější.

O významu přítomnosti houbového partnera v mykorhizním systému bylo již několikrát diskutováno. Mykorhizy obecně umožňují rostlinám osídlit i extrémní stanoviště, kde by bez mykorhiz nemohly existovat. Samotné horské lesní porosty, zejména smrkové, se přirozeně vyvíjejí v extrémních podmínkách. Další negativní faktory, jako je nyní acidifikace a spady rizikových látek, extrémnost podmínek ještě zvyšují. Houby jsou do určité míry schopny „pufrovat“ tyto negativní vlivy.

Působení melioračního vápnění a hnojení vyvolávalo různé reakce v distribuci jemných kořenů lesních dřevin a spektru mykorhizních druhů hub. Aplikace Ca v kombinaci se živinami (zejména s N) měla ve většině případů negativní vliv na rozvoj biomasy jemných kořenů a způsobovala jejich rychlejší odumírání. Tvrdí se, že vápnění podporuje růst jemných kořenů a mykorhiz pouze na stanovištích s dobrým zásobením živin. Působení vápenných materiálů je závislé na druhu a dávce vápenného materiálu, typu hnojení, stáří porostu, na kvalitě nadložního humusu a na živinovém zásobení na lokalitě. Vliv těchto zásahů pro konkrétní lokality je možné do určité míry predikovat podle znalostí těchto faktorů na lokalitě. Účinnost opatření bude ovlivněna také zdravotním stavem lesa (porost silně poškozený má i poškozený ektomykorhizní systém, který nemůže dostatečně efektivně využít zvýšený přísun živin). Mladší porosty budou reagovat pozitivněji na meliorační zásahy, než porosty staré. Vzhledem k náhlému a relativně krátkodobému efektu budou účinky melioračního vápnění spíše dalším stresovým faktorem již zatížených ektomykorhizních systémů. Tím spíše, že se při zrychlené dekompozici nadložního humusu kromě dostupnosti živin zvyšuje i dostupnost těžkých kovů (např. Cd a Pb). Náhlé změny v pH pro houby v mykorhizních systémech, které mají poměrně trvalou povahu, může znamenat narušení některých druhů hub zastoupených v systému, který je nyní adaptován na kyselé podmínky. Vzhledem k tomu, že mykorhizní mykoflóra je poměrně chudá a nemá dostateč-

nou stabilitu, aby mohla porušení nebo ztrátu některých druhů kompenzovat. Pro houby je důležitá také kvalita půdního prostředí a substrátu, který využívají, vzhledem k tomu, že jejich „trávení“ probíhá vně buňky, v bezprostředním okolí houbového vlákna. Sem houby vylučují enzymy, jimiž narušují substrát a odtud pak čerpají malé molekuly potřebných (i nepotřebných) živin. Většina hub je adaptovaná k určitým úzkým podmínkám prostředí a podle toho také obsazuje svou niku. Náhlá změna prostředí je dosti riskantní. Kromě změn v pH je při vápnění také nutno počítat se vstupem Ca. Náhlý přísun Ca do půdního systému může ohrozit mykorhizní spektrum vzhledem k potenciální toxicitě vápníku vůči houbám. Vyrovnat se s nadbytečným vápníkem je pro houby poměrně energeticky náročné, většinou jej vážou do šfavelanu buď vně anebo uvnitř buňky.

Meliorační opatření, které spočívá v pozvolné změně druhového spektra dřevin v horských porostech směrem k přirozené skladbě (to je zvýšení podílu listnáčů – buku, javoru klenu a z jehličnanů jedle), může do chemismu půdního systému vnést prvky trvale působící proti acidifikaci, a tak podpořit hlubší prokořenění půdního profilu. Druhové spektrum mykorhizních hub se může vlivem zvýšené diverzity dřevin a zlepšeným podmínkám v půdě rozšiřovat, a tak přispět k vyšší stabilitě lesního ekosystému.

Kromě úvah o melioračním účinku obohacení druhového spektra dřevin doporučuji nezanebávat velmi přehlížený význam odumřelé dřevní hmoty v lesním ekosystému. Tato je velmi důležitá pro kvalitu půdního profilu: obsahuje množství živin, které se pozvolna uvolňují (viz kapitola Vliv lesnictví na acidifikaci a nutriční degradaci lesních půd), v půdě zvyšuje vodní kapacitu a vnáší vhodnou formu humusu, který přispívá ke zmírnění následků acidifikace. V horských podmínkách je tlející dřevní hmota, zejména ležící klády a pahýly větších průměrů, významná pro přirozenou regeneraci smrku.

H

H

H.4.5. Literatura

- Abrahamsen, G. 1984. Effects of acidic deposition on forest soil and vegetation. Phil. Trans. R. Soc. London B 305, 369-382.
- Arnolds, E. 1988. The changing macromycete flora in the Netherlands. Trans. Brit. Mycol. Soc. 90, 391-403.
- Arnolds, E. 1991. Decline of ectomycorrhizal fungi in Europe. Agric. Ecosys. Environm. 35, 209-244.
- Bartsch, N. 1987. Responses of root systems of young *Pinus sylvestris* and *Picea abies* plants to water deficits and soil acidity. Can. J. For. Res. 17, 805-812.
- Bergkvist, B. 1987. Leaching of metals from forest soils as influenced by tree species and management. Forest Ecol. Management 22, 29-56.
- Blaschke, H. 1986. Vergleichende Untersuchungen über die Entwicklung mykorrhizierter Feinwurzeln von Fichten in Waldschadensgebieten. Forstw. Cbl 105, 477-487.
- Blaschke, H. 1990. Mycorrhizal populations and fine root development on Norway spruce exposed to controlled doses of gaseous pollutants and simulated acidic treatments. Environm. Pollut. 68, 409-418.
- Brandrud T.E. 1995. The effects of experimental nitrogen addition on the ectomycorrhizal fungus flora in an oligotrophic spruce forest at Garsjon, Sweden. Forest. Ecol. Manag. 71, 111 - 122.
- Cumming, J.R., Weinstein, L.H. 1990a. Aluminium-mycorrhiza interactions in the physiology of pitch pine seedlings. Plant Soil 125, 7-18.
- Cumming, J.R., Weinstein, L.H. 1990b. Nitrogen source effects on Al toxicity in nonmycorrhizal and mycorrhizal pitch pine (*Pinus rigida*) seedlings. I. Growth and nutrition. Can. J. Bot. 68, 2644-2652.
- Cumming, J.R., Weinstein, L.H. 1990c. Utilization of AlPO_4 as a phosphorus source by ectomycorrhizal (*Pinus rigida*) seedlings. New Phytol., 116, 99-106.
- Dahlgren, R.A. et al. 1991. The influence of soil chemistry on fine root aluminium concentrations and root dynamics in a subalpine spodosol, Washington State, USA. Plant Soil 133, 117-129.
- Deans, J.D. et al. 1990. The influence of acid mist on growth, dry matter partitioning, nutrient concentrations and mycorrhizal fruiting bodies in red spruce seedlings. New Phytol. 115, 459-464.
- Dighton, J., Skeffington, R.A. 1987. Effects of artificial acid precipitation on the mycorrhizas of Scots pine seedlings. New Phytol. 107, 191-202.
- Eeckhaoudt, S. et al. 1992. Laser microprobe mass analysis (LAMMA) of aluminium and lead in fine roots and their ectomycorrhizal mantles of Norway spruce (*Picea abies* (L.) Karst.). Tree Physiol. 10, 209-215.
- Erland, S. et al. 1990. Effects of liming on ectomycorrhizal fungi infecting *Pinus sylvestris* L. II. Growth rates in pure culture at different pH values compared to growth rates in symbiosis with the host plant. New Phytol. 115, 683-688.
- Fellner, R., Pešková, V. 1995. Effects of industrial pollutants on ectomycorrhizal relationships in temperate forests. Can. J. Bot. 73 (suppl.), 1310-1315.
- Fink, S. 1992. Occurrence of calcium oxalate crystals in nonmycorrhizal fine roots of *Picea abies* (L.) Karst.. J. Plant Physiol. 140, 137-140.
- Finlay, R. et al. 1995a. Interactions between exposure to raised aluminium concentrations and ectomycorrhizal infection in *Pinus concorta*, and *Fagus sylvatica* plants grown in semi-hydroponic culture system. Tree Physiol.
- Finlay, R. et al. 1995b. Effects of elevated soil aluminium on growth and nutrient uptake by ectomycorrhizal and non-mycorrhizal *Fagus sylvatica* and *Pinus concorta* plants. Plant Soil.
- Finlay, R. et al. 1995c. Mycelial uptake and translocation of ^{45}Ca , ^{86}Rb and ^{32}P in ectomycorrhizal association between *Fagus sylvatica* and *Paxillus involutus* exposed to different levels of soil aluminium. Plant Soil.
- Godbold, D.J. et al. 1988. Aluminium toxicity and forest decline. Proc. Natl. Acad. Sci. USA 85, 3888-3892.
- Göransson, A., Eldhuset, T.D. 1991. Effects of aluminium on growth and nutrient uptake of small *Picea abies* and *Pinus sylvestris* plants. Trees 5, 136-142.
- Hahn, G., Marschner, H. 1998. Cation concentrations of short roots of Norway spruce as affected by acid irrigation and liming. Plant Soil 199, 23-27.
- Helmisaari, H.-S., Hallbäck, L. 1999. Fine-root biomass and necromass in limed and fertilized Norway spruce (*Picea abies* (L.) Karst.) stands. Forest Ecol. Management 119, 99-110.
- Jansen, A.E., Nie, H.W. 1988. Relations between mycorrhizas and fruitbodies of mycorrhizal fungi in Douglas fir plantations of The Netherlands. Acta Bot. Neerl. 37, 243-250.
- Jansen, A.E., de Vries, F.W. 1988. Qualitative and quantitative research on the relation between ectomycorrhizae of *Pseudotsuga menziesii*, vitality of the host and acid rain. Dutch priority Program, Acid., Report 25-02, Wageningen Agricult. Univ., The Netherlands.
- Jongbloed, R.H., Borst-Pauwels, G.W.F. 1992. Effects of aluminium and pH on growth and potassium uptake by three isolated ectomycorrhizal fungi in liquid culture. Plant Soil. 140, 167-174.
- Jongbloed, R.H., Jongbloed, R.H., Tosserams, M.W.A., Borstpauwels G.W.F.H. 1992. The effect of aluminium on phosphate uptake by three isolated ectomycorrhizal fungi. Plant Soil 140, 167-174.
- Jorns, A., Hecht-Buchholz, Ch. 1985. Aluminiuminduzierter Magnesium- und Calciummangel im Laborversuch bei Fichtensämlingen. Allg. Forstztg. 46, 1248-1252.
- Kasuya, M.C.M., et al. 1990. Influence of aluminum on in-vitro formation of *Pinus caribaena* mycorrhizae. Plant Soil 124, 73-77.
- Kocourek, R., Bystřičan, A. 1988. Fine root and mycorrhizal biomass in Norway spruce (*Picea abies* (L.) Karst.) forest stands under different pollution stress. Agric. Ecosyst. Environm. 28, 235-242.

H

- Kottke, I., Martin, F. 1994. Demonstration of aluminium in polyphosphate of *Laccaria amethystea* (Bolt.: Hooker) Murr. by means of electron energy-loss spectroscopy. *J. Microsc.* 174, 225-262.
- Kraigher, H. et al. 1996. Types of ectomycorrhizae and mycobioidication of forest site pollution. *Phyton* 36, 115-120.
- Lepšová, A. et al. 1987. Ektomycorrhizní houby smrku ztepilého v imisních oblastech Šumavy, Krušných hor a Krkonoš. In: Fellner R. (ed.).
- Lepšová, A. 1988. Dis.Pr. ÚKE ČSAV, České Budějovice.
- Lepšová, A., Oborník, M. 1992. Fine root distribution in Norway spruce forest stands (*Picea abies* /L./ Karst.) in Šumava Mts. with regard to liming. In: Kutschera L. et al. (eds.). Root ecology and its practical application. 3. ISSR Symp. Wien, Univ. Bodenkultur, 1991. 529-533.
- Letho, T. 1994. Effect of soil pH and calcium on mycorrhizas of *Picea abies*. *Plant Soil* 163, 69-75.
- Livingston, W.H., Blaschke, H. 1984. Deterioration of mycorrhizal short roots and occurrence of *Mycelium radicis-atrovirens* on declining Norway spruce in Bavaria. *Eur. J. For. Pathol.* 14, 340-346.
- Majdi, H., Persson, H. 1992. Spatial distribution of fine roots, rhizosphere and bulk soil chemistry in an acidified *Picea abies* stand. *Scand. J. For. Res.* 7, 00-00.
- McAfee, B.J., Fortin, J.A. 1987. The influence of pH on the competitive interactions of ectomycorrhizal mycobionts under field conditions. *Can. J. For. Res.* 17, 859-864.
- McCormick, L.H., Steiner, C.K. 1978. Variation in aluminum tolerance among six genera of trees. *For. Sci.* 24, 565-568.
- Meier, S., Robarge, W.P., Bruck, R.L., Grand, L.F. 1989. Effects of simulated rain acidity on ectomycorrhizae of red spruce seedlings potted in natural soil. *Environm. Pollut.* 59, 205-216.
- Meyer, F.H. 1967. Feinwurzelverteilung bei Waldbäume in Abhängigkeit vom Substrat. *Forstarch.* 38, 286-290.
- Meyer, F.H. 1985. Einfluß des Stickstoff-Factors auf dem Mykorrhizabesatz von Fichtensämlingen im Humus einer Waldschadenfläche. *Allg. Forstztg.* 40, 208/219.
- Meyer, F.H., Gottsche, D. 1969. Distribution of root tips and tender roots of beech. 48-52.
- Murach, D. 1990. Effects of soil acidification on root growth in beech (*Fagus sylvatica* L.) and spruce (*Picea abies* Karst.) stands and its possible consequences for the shoot.. In: Persson H. (ed.). Above and below-ground interactions in forest trees in acidified soils. CEU, Air Pollut. Research Rep. 32, 148-167.
- Murach, D., Schünemann, E. 1985. Reaktion der Feinwurzeln von Fichten auf Kalkungsmaßnahmen. *Allg. Forstztg.* 43, 1151-1154.
- Nilsson, S.I., Bergkvist, B. 1983. Aluminum chemistry and acidification processes in a shallow podzol on the Swedish westcoast. *Water Air Soil Pollut.* 20, 311-329.
- Nosko, P., Kershaw, K.A. 1992. The influence of pH on the toxicity of a low concentration of aluminum to white spruce seedlings. *Can. J. Bot.* 70, 1488-1492.
- Persson, H., Ahlström, A. 1990/91. The effects of forest liming and fertilization on fine-root growth. *Water Air Soil Pollut.* 54, 365-375.
- Persson, H., Börjesson, I. 1986. Root development in forests stands subjected to different regimes of acidity and nutrients. In: Proc. Workshop CEC and Kernforschungsanlage Jülich GmbH, 5-6 Dec. 1985. Effects of air pollution on terrestrial and aquatic ecosystems. Indirect effects of air pollution on forest trees. Root-rhizosphere interactions, Working party 1, 61-70.
- V an Praag, H.J. et al. 1985. Aluminium effects on spruce and beech seedlings II. Statistical analysis of sand culture experiments. *Plant Soil* 83, 339-356.
- Puhe, J. et al. 1986. Wurzelwachstum und Wurzelschäden in skandinavischen Nadelwäldern. *Allg. Forstztg.* 20, 488-492.
- Raspe, S., Feger, K.-H. 1990. Element distribution in roots of two contrasting Norway spruce stands in the Black forest/ Germany. In: Persson, H. ed. Above and below-ground interactions in forest trees in acidified soils. CEU, Air Pollut. Research Rep. 32, 137- 146.
- Rastin, N. 1991. Influence of waterlogging on root distribution, fine root biomass and mycorrhizal number of Norway spruce. In: McMichael B.L., Persson H. (eds.). Plant roots and their environment. Elsevier, 319-332.
- Rastin, N., Mintenig, H. 1992a. Element contents of spruce roots at different sites. In: Kutschera, L. et al. (eds.). Root ecology and its practical application. 3. ISSR Symp. Wien, Univ. Bodenkultur, 1991.
- Rastin, N., Mintenig, H. 1992b. Quantitative determination of Norway spruce root systems on different sites. In: Kutschera, L. et al. (eds.). Root ecology and its practical application. 3. ISSR Symp. Wien, Univ. Bodenkultur, 1991.
- Reich, P.B. et al. 1985. Effects of O₃, SO₂ and acidic rain on mycorrhizal infection in northern red oak seedlings. *Can. J. Bot.* 63, 2049-2055.
- Reich, P.B. et al. 1986. Acid rain and ozone influence mycorrhizal infection in tree seedlings. *J. Air Pollut. Cont. Ass.* 36, 724-726.
- Rost-Siebert, K. 1983. Aluminium Toxizität und Toleranz an Keimpflanzen von Fichte (*Picea abies* Karst.) und Buche (*Fagus sylvatica* L.). *Allg. Forstztg.* 38, 686-689.
- Roth, D., Fahey, T.J. 1998. The effects of acid precipitation and ozone on the ectomycorrhizae of red spruce saplings. *Water Air Soil Pollut.* 103, 263-276.
- Rühling, A., Söderström, B. 1990. Changes in fruitbody production of mycorrhizal and litter decomposing macromycetes in heavy metal polluted coniferous forest in north Sweden. *Water Air Soil Pollut.* 49, 375-387.
- Schier, G.A. 1985. Response of red spruce and balsam fir seedlings to aluminium toxicity in nutrient solution. *Can. J. For. Res.* 15, 29-33.
- Shafer, S.R. et al. 1985. Formation of ectomycorrhizae on *Pinus taeda* seedlings exposed to simulated acidic rain. *Can. J. For. Res.* 15, 66-71.
- Shaw, P.J.A., Dighton, J., Poskitt, J., McLeod, A.R. 1992.

H

- The effects of sulphur dioxide and ozone on mycorrhizas on Scots pine and Norway spruce in a field fumigation system. *Mycol. Res.* 96, 785-791.
- Shaw, P.J.A., Dighton, J., Poskitt, J. 1993. Studies on the mycorrhizal community infecting trees in the Liphook Forest fumigation experiment. *Agric. Econ.* 47, 185-191.
- Stroo, H.F., Alexander, M. 1985. Effects of simulated acid rain on mycorrhizal infection of *Pinus strobus* L. *Water Air Soil Pollut.* 25, 107-114.
- Stroo, H.F., Reich P.B., Schoettle A.W., Amundson R.G. 1988. Effects of ozone and acid rain on white pine (*Pinus strobus*) seedlings grown in five soils. II. Mycorrhizal infection. *Can. J. Bot.* 66, 1510-1516.
- Sutton, R.F. 1969. Form and development of conifer root systems. *Commonw. For. Bur., Tech. Commun.* No. 7, p. 131.
- Sutton, R.F. 1991. Soil properties and root development in forest trees. A review. *Forestry Canada. Inf. Rep. O-X-413*, p. 42.
- Termoschuijzen, A.J., Schaffers, A.P. 1987. Occurrence of carpophores of ectomycorrhizal fungi in selected stands of *Pinus sylvestris* in the Netherlands in relation to stand vitality and air pollution. *Plant Soil* 104, 209-217.
- Termoschuijzen, A.J., Schaffers, A.P. 1991. The decline of carpophores of ectomycorrhizal fungi in stands of *Pinus sylvestris* L. in the Netherlands: possible causes. *Nova Hedw.* 53, 267-289.
- Tyler, G. 1987. Acidification and chemical properties of *Fagus sylvatica* L. forest soils. *Scand. J. For. Res.* 2, 263-271.
- Ulrich, B., Pirouzpanah, D. 1986. Untersuchungen zur Feinwurzelindynamik im Versuch Högelwald. *Forstw. Cbl.* 105, 318-321.
- Wallenda, T., Kottke, I. 1998. Nitrogen deposition and ectomycorrhizas. *New Phytol.* 139, 169-187.
- Wiklung, K. et al. 1995. Effect of irrigation, fertilization, and artificial drought on basidioma production in a Norway spruce stand. *Can. J. Bot.* 73, 200-208.
- Wilkins, D.A., Hodson, M.J. 1989. The effects of aluminium and *Paxillus involutus* Fr. on the uptake and toxicity of Norway spruce (*Picea abies* (L.) Karst.). *New Phytol.* 113, 225-232.

H.5. Vliv acidifikace, eutrofizace, lesního hospodaření a vápnění lesních půd na půdní faunu

JOSEF RUSEK

(ÚSTAV PŮDNÍ BIOLOGIE AV ČR, NA SÁDKÁCH 7,
370 05 ČESKÉ BUDĚJOVICE)

Globální poškození ekosystémů, včetně lesních, se během posledních desetiletí podstatně zrychlilo. Celá škála lidské činnosti, jako důlní a hutní činnost, provoz motorových vozidel, kácení lesů a nesprávný lesní management, zemědělská činnost a přeměna krajiny ovlivnily suchozemské ekosystémy přímo. Mezi důležité negativní faktory ovlivňující suchozemské ekosystémy patří imise. Znečištění přicházející ze vzduchu ovlivňuje svou toxicitou přímo, ale i nepřímo nejen vegetaci, ale i půdu a půdní organizmy. Půdní organizmy jsou nepostradatelnou složkou všech suchozemských ekosystémů. Řídí celou řadu procesů při rozkladu mrtvé organické hmoty v půdě (tzn. detritofágní potravní řetězec) a jsou nezbytné pro tvorbu humusu a půdní mikrostruktury. Půdní organizmy jsou zodpovědné za mineralizaci složitých organických sloučenin v půdě. Během tohoto procesu jsou do půdy uvolňovány jednoduché anorganické soli přístupné jako živiny kořenům vyšších rostlin, včetně lesních dřevin. Půdní živočichové jsou rovněž dobrými bioindikátory znečištění půdy a celých ekosystémů. Půda bez půdních organizmů není více půdou; je to mrtvý substrát, který neplní žádnou z důležitých funkcí půdy (Rusek 1987).

Atmosférické polutanty jsou chemicky velmi různorodé a do půdy vstupují přes atmosféru ve formě kyselých srážek obsahujících H^+ , NO_x , SO_3 a SO_4^{2-} . Jiné polutanty, jako např. prach CaO , mohou zvyšovat pH půdy a podporovat zachycování těžkých kovů v půdní organické hmotě (Bloomfield et al. 1976). Všechny uvedené polutanty jsou pro půdní živočichy toxické přímo, nebo vyvolávají změny pH půdy, jež má na zooodafon (=půdní fauna) komplexní vliv.

Kyselé srážky, kterými jsou postiženy všechny naše ekosystémy, a které vyvolaly velkoplošné odumírání zejména horských klimaxových smrčín, jsou v krajině ukládány nerovnoměrně. Jejich ukládání je ovlivněno zejména konfigurací terénu a rostlinným porostem. Turbulentní vzdušné proudy ukládají větší množství znečištěných srážek zejména na závětrných svazích a v ledovcových kotlích či lesních částech horských svahů vyvolávajících zvýšenou turbulenci vzdušných proudů (Ruck a Adams 1988). Zvýšené množství kyselých srážek je rovněž na místech se zvýšenou akumulací sněhu nebo v širokých, periodických svahových odtokových rýhách (Rusek 1993). Atmosférické polutanty se koncentrují v blízkosti kmenů listnatých dřevin odtokem kyselých srážek po kmeni, který v listnatých lesích odvádí až 30 % srážek (Kazda et al. 1986). Půdní fauna je nejvíce ovlivněná v místech se zvýšenou koncentrací atmosférických polutantů v půdě.

H.5.1. VLIVY VZDUŠNÝCH POLUTANTŮ NA RŮZNÉ SKUPINY ZOOEDAFONU

H.5.1.1. Prvoci – Protozoa

Acidofilní krytenky (Testacea) převládají v silně okyselených a znečištěných půdách, kdežto bičíkovci (Flagellata) a nálevníci (Ciliata) v nich přežívají v malém množství a bičíkovci se encystují (Sztrantowicz 1980, 1984). Imisní polutanty zvyšují silně protozooární parazitaci půdních bezobratlých oslabením jejich imunitního systému. V silně imisemi znečištěných lesích dosahuje parazitace roupic 6 - 80 %, žížal 20 - 30 %, roztočů (Oribatida) 40 - 50 %, chvostoskoků 20 - 30 % (Purini 1981, 1983). To vede ke zkrácení životních cyklů a snížení početnosti (abundance) půdních bezobratlých a narušení důležitých půdotvorných funkcí.

H.5.1.2. Hlístice – Nematoda

Hlístice dosahují ve zdravých půdách až 30 x 10⁶ jedinců m⁻². Podobně jako u prvoků je jejich úloha v dekompozici organické hmoty v půdě zprostředkována. Jsou nicméně důležitými živočichy při uvolňování minerálních živin pro vyšší rostliny (Coleman, Crossley 1996). Existuje několik potravně specializovaných skupin půdních hlístic: bakteriofágové, fungifágové, všežravci, dravci a rostlinní paraziti. Jejich rozšíření v půdách je silně ovlivněno pH a rozlišujeme hlístice acidofilní, neutrofilní a bazofilní (Brzeski, Sandner 1974). Jejich reakce na pH půdy může být komplexní. Změny ve struktuře potravních skupin nematodů po okyselení půdy je ovlivněno potravními zdroji (Heugens 1980). Půdní mikroflóra reaguje na snížení pH zvýšením abundance hub a snížením početnosti bakterií, což vede ke snížení počtu bakteriofágních hlístic (Funke 1991). Mírné vápnění obecně zvyšuje početnost hlístic v lesních půdách (Bassus 1968, Timans 1986), ale toto zvýšení dlouho nepřetrvává - zvýšená biologická aktivita narušuje humusový horizont s následným zvýšením počtu bakteriofágních nematodů. Pokud polutanty (např. prach CaO) zvýšily pH půdy ze 3,5 na 7, změnila se i populace hlístic (Bassus 1968). Při nižším množství CaO se jejich druhová diverzita nezměnila, zvýšil se ale počet bakteriofágních druhů a snížil počet rostlinných parazitů a saprofágů. Když se ale pH blížilo 7, hustota a počet druhů nematodů se drasticky snížil. V silně postižených lesích byla zjištěna zvýšená mikrobiální aktivita, což vyvolalo zvýšení abundance saprofágních a dravých druhů nematodů.

Polutanty snižující pH (např. SO_2 , síra) jsou pro hlístice škodlivé a vyvolávají snížení hustoty a změny v dominanci jednotlivých druhů. Změny v dominanci mohou sloužit k bioindikaci narušení půdy polutanty, i k předpovědi dalšího vývoje struktury společenstva hlístic. Např. Háněl (1992a,b) zjistil, že druhy rodů *Malenchus* a *Ecphyadophora* vymizely v silně znečištěných lesích, kdežto abundance zástupců rodů *Plectus*, *Metateratocephalus*, *Rhabditis*,

H

H

Alaimus, Filenchus, Ditylenchus a Eudorylaimus se snížila. Nejvyšší poměr Acroboloides: Filenchus se vyskytoval v nejsilněji znečištěných lesích. Toto silné narušení společenstev hlístic vyvolává poruchy v různých funkcích půdy (např. rozklad opadu).

H.5.1.3. Roupice – Enchytraeidae

Roupice dosahují v klimaxových smrčinách se surovým humusem nebo moderovou formou humusu s kyselým pH vysokou abundancí. Jsou to zástupci půdní makrofauny a ve smrčinách žijí acidofilní druhy, tolerující pH v rozmezí 2,5 – 6,0 (Healy 1980, Nurminen 1967, Springet 1963 aj.), reagují negativně na vápnění. Rovněž emise NO_x eliminují všechny druhy roupic v půdě kromě druhu *Cogettia sphagnetorum* (acidofilní druh) (Górny 1972, 1975). Veliká pozornost byla v literatuře věnována zejména acidofilním druhům *C. sphagnetorum* (Abrahamsen 1972, 1983, Bååth et al. 1980 a,b, Hågvar a Abrahamsen 1977, a,b, 1980, Jans a Funke 1989, Lohm 1980) a *Mesenchytraeus pelicensis* (Abrahamsen 1972, 1983, Hågvar, Abrahamsen 1977, a,b, 1980). Mezi bazofilní druhy zvyšující svoji abundanci po vápnění patří *Enchytraeus buchholzi*, *Enchytronia parva*, *Fridericia paroniana* a *Mesenchytraeus cambrensis* (Abrahamsen 1972, 1983, Hågvar, Abrahamsen 1977, a,b, 1980, Jans, Funke 1989).

Chalupský (1992) zjistil, že emise ovlivňují jak abundanci, tak strukturu dominance společenstev roupic. V nepoškozené horské smrčině zjistil v průměru 51 000 jedinců roupic na 1 m². Z 10 zjištěných druhů dominovaly *C. sphagnetorum* (D=60%) a *Marionina cambrensis* (D=22%). V silně poškozené smrčině s 69 000 jedinci na m² a 11 druhů byla změněna dominance mezi oběma druhy: *C. sphagnetorum* D=76% a *M. cambrensis* 9%. Abundance *C. sphagnetorum* je pozitivně korelována s respirací půdy a s diverzitou a produktivitou mykorrhizních hub (Ohtonen et al. 1992). Počty roupic v půdě jsou rovněž redukovány depozicí těžkých kovů (Cu, Zn, Pb) (Bengtsson, Rundgren 1982).

H.5.1.4. Žížaly – Lumbricidae

Žížaly patří mezi půdní megafaunu. V jehličnatých lesích s kyselými půdami žijí především druhy povrchové (epigeické), méně druhy podpovrchové (endogeické), a hlubinné druhy (a-nektické) v nich nežijí. V mírném klimatickém pásmu žijí druhy acidotolerantní (pH<5), ubiquitous pH 4 - > 7), a acido-netolerantní (pH>4,6) (Bouché 1972, Satchell 1955).

Acidifikace snižuje početnost žížal (Hågvar 1988, Persson 1988, Persson et al. 1987). S výjimkou ve smrčinách hojného epigeického acidofilního druhu *Dendrobaena octaedra*, jsou ostatní hojné druhy smrčin acidifikací ovlivněny negativně. Rovněž *D. octaedra* je ovlivněna negativně, když pH půdy poklesne pod 3.

Vápnění má obvykle pozitivní vliv na abundanci žížal. Často je ale celkové zvýšení abundance doprovázeno snížením hustoty a biomasy některých druhů (Funke 1991). Může se rovněž změnit populační struktura společenstva žížal. *Lumbricus rubellus* bývá potlačen na povápněných plochách zvýšením hustoty *Dendrobaena*

rubida. Početnost *L. rubellus* a *Aporrectodea caliginosa* se někdy rovněž může zvýšit. Je ale překvapující, že acidofilní *D. octaedra* zvýší svou abundanci po každém vápnění (Persson 1988). Průmyslové imise mohou eliminovat všechny druhy žížal, s výjimkou *D. octaedra* (Górny 1976). Těžké kovy ovlivňují žížaly rovněž negativně (Gunther, Greven 1990).

H.5.1.5. Roztoči – Acarina

Roztoči patří mezi půdní mesofaunu a jejich početnost může dosahovat i více než 1 milion jedinců na m² půdy. Mesostigmata, Prostigmata a Cryptostigmata (=Oribatida – pancířníci) jsou nejhojnější řady půdních roztočů. Jsou saprofágní, fungifágní a draví a hrají důležitou úlohu v dekompozičním potravním řetězci v půdě. Někteří pancířníci jsou důležitými rozkladači jehličnatého opadu, dřeva a pevných sklerenchymatických rostlinných pletiv (Rusek 1985), jiní roztoči jsou důležití při obnově půdně-mikrobiálního společenstva po jeho poškození (Maraun et al. 1998).

Zastoupení půdních roztočů ve společenstvech různých ekosystémů je závislé na pH půdy. Řada druhů preferuje půdy s nízkým pH (Engelman 1972, Hågvar 1984, Karpinen 1958), jiné žijí v mírně kyselých půdách (pH 4,2 – 4,8) (Karpinen 1958), některé druhy (*Nothrus silvestris*) tolerují širší rozsah pH (3,5-5,6), některé druhy preferují vyšší pH (Hågvar 1984).

Změny pH půdy způsobené kyselými srážkami nebo vápněním vyvolávají u roztočů různé reakce. Celková abundance (početnost) roztočů, či řádů Mesostigmata a Oribatida se signifikantně zvyšuje po okyselení půdy. Tyto změny jsou vyvolány populační explozí několika druhů (Hågvar a Kjodal 1981). Acidofilní druhy byly pozitivně ovlivněny acidifikací a byly redukovány vápněním. Několik druhů bylo ovlivněno zvýšením pH, řada druhů ale na acidifikaci nebo vápnění nevykazovala zřetelnou odezvu (Hågvar a Amundsen 1981).

Obecně vede zvýšená kyselost půdy k vyšší dominanci Oribatida a k redukci Mesostigmata a Prostigmata. V lesních půdách se surovým humusem vede vápnění, v menší míře i acidifikace, ke změnám ve vertikálním rozmístění Oribatida v půdním profilu. Dochází ke zvýšení dominance ve vrstvě 3 – 6 cm ve srovnání s horními 0 – 3 cm půdního profilu. Naopak, vápnění zvyšuje dominanci prostigmatních roztočů ve svrchní 0-3 cm hluboké vrstvě půdy (Bååth et al. 1980). Speciálně pro Oribatida je vápnění silně negativní faktor. Zároveň zvyšuje rychlost rozkladu rostlinného opadu a redukuje tloušťku humusového horizontu, čímž dochází k dalšímu zhoršování nepříznivých podmínek pro řadu druhů pancířníků (Marshall 1977).

Polutanty degradují jak kvantitativní, tak kvalitativní strukturu společenstev Oribatida (Górny 1975, 1976, Schwalbe 1995, Seniczak et al. 1995, 1998). Tato degradace je spojena se zvýšenou hnízdovou agregací jednotlivých druhů, se snížením frekvence jejich výskytu a posunem v celém společenstvu, v němž jsou původně vzácné a méně hojné druhy vytěsňeny dominantami. Mezi velmi citlivé druhy patří např. *Adoristes ovatus*, *Eporitula rauscheniensis*, *Opiella minus*, citlivými druhy jsou např. *Carabodes labyrinthi-*

aus, *Oribatula tibialis*, mezi tolerantní druhy je možno zařadit *Chamobates schultzei*, *Liochthonius* sp., *Tectocepheus velatus*, *Trichoribates trimaculatus*, *Zygoribatula exilis* a *Rhodacarus coronatus*. Silně imisemi narušená stanoviště vykazují zřetelný gradient redukce společenstev od silně k slabě znečištěným stanovištím (Bielska 1989a-c).

H.5.1.6. Chvostokoci – Collembola

Chvostokoci patří k početně i druhově nejduležitější skupině půdní mesofauny. Ve smrkových porostech dosahují vyšší abundance než roztoči pancířníci (*Oribatida*) – až 150 000 – 300 000 jedinců na m². *Collembola* hrají důležitou úlohu v rozkladu mrtvé organické hmoty v půdě, při vytváření půdní mikrostruktury, a v interakcích s půdní mikroflórou. Dva hlavní faktory ovlivňují podstatně strukturu a funkci jejich společenstev v půdě – kyselé srážky a vápnění.

Collembola mají speciální systém k regulaci vodní bilance v těle (Eisenbeis 1982). Ventrální tubus slouží jako hlavní orgán (mimo ústní aparát) k příjmu vody z vnějšího prostředí. Absorpce vody je silně snižena při pH 2 – 3 a zvyšuje se do pH 6, a reakce se pak opět snižuje směrem k zásaditým hodnotám. Délka života a plodnost je u chvostokoků *Folsomia candida*, *Mesaphorura krausbaueri* a *Parisetoma notabilis* rovněž ovlivněna pH (Hutson 1978). Délka života je nejdelší při pH 4, ale nejvyšší snůšky vajíček dosahují při pH 5 – 7. Pouze *Proisetoma minuta* produkuje nejvíce vajíček při pH 7,2. V laboratorii snášejí partenogenetické druhy *Folsomia candida* a *Mesaphorura krausbaueri* vajíčka i při pH 3,3, ale snůška dosahuje pouze 10 % normální velikosti. Žádný z uvedených druhů neprodukuje vajíčka při pH 2,5.

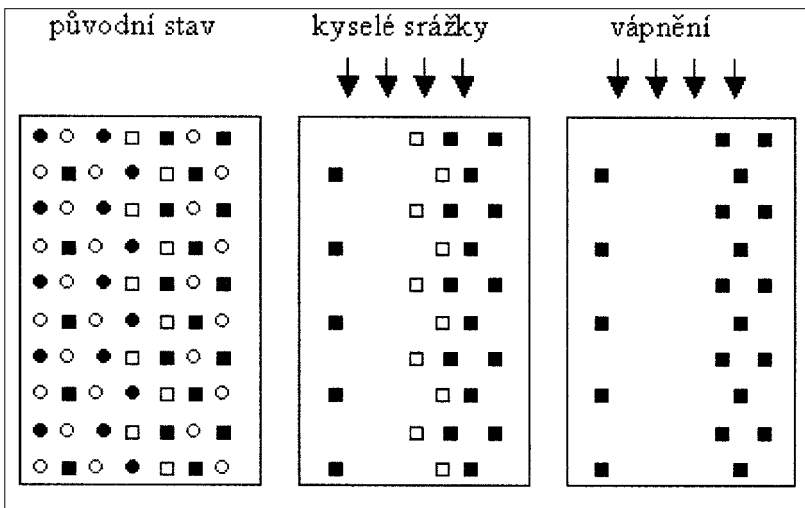
Laboratorní a terénní pokusy ukázaly, že změny indukované acidifikací a vápněním ovlivňují abundanci (Hågvar 1984, Hågvar a Abrahamsen 1980), chování (Mertensen 1975), strukturu společenstev (Eijsackers et al. 1983, Hågvar 1987, 1988) a vertikální distribuci chvostokoků v půdě (Hågvar 1984). Reakce chvostokoků mezi pH 2 a 6 jsou komplexní.

I když se může jejich abundance někdy zvýšit, druhové složení se mění v závislosti na pH závislostních kategoriích. Mnoho druhů je acidofilních, některé jsou zřetelně bazofilní a jiné jsou acidotolerantnější nebo s nevýraznou preferencí k určitému pH, což může naznačovat, že hlavní ovlivňující faktor v jejich biologii je jiný než pH. Vápnění a acidifikace může změnit vertikální distribuci *Collembola* v půdním profilu, podobně jako je tomu u pancířníků. Jejich abundance se ve smrcinách se surovým humusem zvyšuje po vápnění i acidifikaci ve vrstvě 3 – 6 cm na úkor svrchní vrstvy 0 – 3 cm.

Chvostokoci jsou rovněž citliví na změny pH v infiltrační zóně bukových lesů, kde jsou po kmene odtékající srážky často silně kyselé a obohacené těžkými kovy (Kopeszki 1991, 1992). Půda je v infiltrační zóně signifikantně chemicky pozměněná a vykazuje snížení abundance a druhové diverzity celého společenstva *Collembola*. Se vzdáleností od kmene vzrůstá dominance zástupců čeledí *Isotomidae*, *Onychiuridae*, *Entomobryidae* i jiných zástupců, kdežto u zástupců podčeledi *Tullbergiinae* se vzdáleností

od kmene jejich početnost naopak klesá a dosahuje hodnot typických pro neovlivněné půdy. Podobně se mění struktura celého společenstva *Collembola* v závislosti na aciditě půdy. Na dusík bohaté srážky (eutrofizace) silně redu-

H



kují společenstvo chvostokoků (Górny 1972 a-c) nebo mohou vést až k vymizení celého původního oligotrofního společenstva chvostokoků v ekosystémech s dominantním rašeliníkem a k osídlení zcela jiným společenstvem chvostokoků s podstatně změněnou strukturou i funkcí (Rusek 2000). Při dlouhodobých sledováních (od r. 1959) byly zjištěny závažné změny ve společenstvech půdní fauny vlivem kyselých srážek a vlivem eutrofizace. Řada druhů vázaných v minulosti na vápencové půdy (horské rendziny) po snížení pH o 1,4 – 1,9 (po změnách je pH ještě stále v oblasti zásadité až neutrální) vymřela řada druhů vázaná na rendziny, a řada druhů vázaná v minulosti na kyselé půdy na žulovém podkladu se začala šířit na vápencové území (Rusek 2000) (viz Obr. H6).

H.5.1.7. Jiné skupiny půdní fauny

Z jiných skupin půdní fauny reagují na okyselování půd *Paupoda* a *Protura*. Jsou to potravní specialisté živící se mykorrhizními houbami. Jejich vymizení v imisemi a kyselými srážkami postižených lesích má přímou souvislost s vymřením symbiotických mykorrhizních hub (Kholová 1968, Vaněk 1974).

H.5.2. VLIV KYSELÝCH SRÁŽEK NA ROZKLAD MRTVÉ ORGANICKÉ HMOTY V PŮDÁCH

Kyselé srážky redukují produkci CO₂ (=míra biologické aktivity v půdě) a dekompozici rostlinného opadu dokonce i v mírně kyselých (pH 5,8) vápnatých půdách (Wolters 1991). Literatura týkající se vlivů půdní fauny na rozklad rostlinného opadu je rozsáhlá a dokládá, že normální populace půdních živočichů urychluje rozklad rostlinného opadu. Tento pozitivní vliv byl prokázán jak pro půdní faunu jako celek, tak i pro jednotlivé skupiny zahrnující *Nematoda* (Wasiłewska 1998), *Lumbricidae* (Lee 1985, Scheu, Wolters 1991), *Acarina* (Hågvar 1988) i *Collembola* (Filser 1992, Hågvar 1988, Hågvar a Kjondal

Obr. H6: Vliv kyselých srážek a následného vápnění na půdní faunu

H

1981, Kopeszki 1992, Mebes a Filser 1998). Navíc je rychlost rozkladu ovlivněna i druhově-specifickými rozdíly v rámci taxonomické skupiny (Mebes a Filser 1998). Vyšší rychlost rozkladu mrtvého organického opadu je rovněž závislá na zvýšeném odběru živin rostlinami. Narušení přirozených populací a společenstev půdních živočichů změnami pH půdy může mít nezanedbatelný vliv na rozklad rostlinného opadu a na primární produkci rostlinné hmoty. Přítomnost i jediného druhu půdních členovců v jejich společenstvu může zvýšit rychlost rozkladu (Hågvar 1988, Hågvar a Kjodal 1981 a,b).

Důsledkem snížení nebo zvýšení pH půdy je změna v populacích půdní fauny vyvolaná částečně i kompeticí (konkurencí) mezi jednotlivými druhy (Hågvar 1987, 1990). V nenarušených ekosystémech a půdách jsou populace půdní fauny integrální částí fungujícího ekosystému, a proto změny v těchto společenstvech a populacích mají vliv na rozklad opadu. Je-li narušená nebo rozrušená struktura společenstva půdních živočichů i ostatních půdních organismů, vzácné nebo méně hojné druhy mohou být nahrazeny druhy dominantními (Vaněk 1967, 1968, 1974). Důsledky se odráží v rozbití potenciální druhové rezervy pro sekundární sukcesí ekosystémů, a regenerace půdní fauny se stane velmi pomalým procesem.

Vápnění je často používáno k melioraci kyselých půd (Anderson, Persson 1988). Vápnění však jen vzácně vede k trvalému zvýšení abundance některého druhu nebo skupiny půdní fauny (Hågvar 1984 a, Huhta et al. 1986). I nízká abundance žížal v jehličnatých lesních porostech přispívá významným způsobem k rychlosti rozkladu organické hmoty (Huhta et al. 1986). Přestože žížaly většinou nejsou negativně ovlivňovány vápněním, je nutno v širším kontextu uvažovat o negativním dopadu vápnění na jiné skupiny půdních živočichů a mikroflóry. Změny ve struktuře společenstev půdních organismů mají negativní dlouhodobé dopady nejen na půdu, ale i na celé ekosystémy. Kyselé srážky působí negativně na bazofilní a neutrofilní druhy půdní fauny, které následkem okyselení půd vymírají. Dobře míněné meliorační vápnění k opětovnému zvýšení pH půdy ale dlo zkázy v lesních ekosystémech dokončí! Kyselými srážkami vyselektované společenstvo acidofilních a acidotolerantních druhů edafonu je vápněním zdecimováno podruhé, neboť acidofilní a acidotolerantní druhy vápnění nesnášejí a hynou. Bez vápnění se kyselými srážkami zdecimované společenstvo může v dlouhodobém měřítku postupně regenerovat. Následné vápnění však jakoukoliv regeneraci dlouhodobě znemožňuje!

Vápnění našich horských smrčín dlo zkázy v okyselených půdách dovršilo! Měl by proto platit zákaz okyselené lesní půdy nadále vápnit.

H.5.3. SOUHRN

1. Imise a kyselé srážky negativně ovlivňují společenstva půdní fauny a mikroflóry. Tím je silně narušena funkce půdy jako např. rozklad mrtvé organické hmoty (opad), tvorba půdní mikrostruktury a různých forem humusu, uvolňování a koloběh živin v půdě.

2. Půdní živočichové jsou ve společenstvech zastoupeny druhy acidofilními, acidotolerantními, neutrofilními a bazofilními. Druhy neutrofilní a bazofilní po ovlivnění kyselými srážkami ze společenstev mizí (vymírají) a následně vyselektované společenstvo acidofilních a acidotolerantních druhů je druhově chudší a neplní všechny důležité a nepostradatelné funkce v půdě jako společenstva původní. Následné "meliorační" vápnění nejen že původní společenstvo neobnoví, ale působí dlouhodobě (desítky let) a drasticky na kyselými srážkami vyselektované acidofilní a acidotolerantní druhy, které postupně mizí a funkce edafonu se nadále snižuje, jak je podrobně uvedeno a zdokumentováno v základním textu této studie. Funkce edafonu je tak závažnou činností lesnického managementu snižovaná na minimum!

3. Kyselými srážkami a imisemi je narušen imunitní systém půdních bezobratlých, kteří jsou ve znečištěných oblastech až z 80 % napadeni parazity mikrobiálními, houbovými a prvky. Jejich životní cyklus je silně zkrácen a vede postupně k snižování populační hustoty půdních bezobratlých. Kyselé srážky ovlivňují negativně i celou řadu ekologických a biologických pochodů u půdní fauny – snížený příjem vody k saturací ztrát fyziologickými pochody, snížení délky životních cyklů, snížení plodnosti, zvýšené vylučování slizu u žížal, aj. Kyselými srážkami jsou redukovány i potravní zdroje zooedafonu.

4. Kyselými srážkami a vápněním jsou negativně ovlivňovány i všechny důležité procesy v půdě – rozklad rostlinného opadu, koloběh živin, tvorba humusu a půdní mikrostruktury, ale i chemické a fyzikální parametry v půdě.

5. Management lesních půd musí přihlížet k uvedeným skutečnostem a uplatňovat jen takové přístupy uvedené v této studii, které budou přihlížet i k půdně-biologické problematice ochrany a podpory rozvoje půdních organismů, a ne situaci zhoršovat velkoplošným vápněním lesů, které půdu postihuje ještě negativněji než samotné imise a kyselé srážky!

H.5.4. Literatura:

- Abrahamsen, G. 1972. Ecological study of Lumbricidae (Oligochaeta) in Norwegian coniferous forest soils. *Pedobiologia* 12, 267-81.
- Abrahamsen, G. 1983. Effects of lime and artificial acid rain on the enchytraeid (Oligochaeta) fauna in coniferous forest. *Holarctic Ecol.* 6, 247-54.
- Andersson, F., Persson, T. 1988. Liming as a measure to improve soil and tree condition in areas affected by air pollution. Results and experiences of an ongoing programme. *Nat. Swedish Environmental Protection Board. Report* 3518, 1-131.
- Bassus, W. 1968. Über Wirkungen von Industrieexhalationen auf den Nematodenbesatz im Boden von Kiefernwäldern. *Pedobiologia* 8, 289-95.
- Bååth, E., Berg, B., Lohm, U., Lundgren, B., Lundkvist, H., Rosswall, T., Söderström, B., Wiren, A. 1980a. Effects of experimental acidification and liming on soil organisms and decomposition in a Scots pine forest. *Pedobiologia* 20, 85-100.
- Bååth, E., Berg, B., Lohm, U., Lundgren, B., Lundkvist, H., Rosswall, T., Söderström, B., Wiren, A. 1980b. Soil organisms and litter decomposition in a Scots pine forest. Effects of experimental acidification. In *Effects of Acid Precipitation on Terrestrial Ecosystems*, ed. TC Hutchinson, M Havas, pp. 375-80. New York, Plenum.
- Bengtsson, G., Rundgren, S. 1982. Population density and species number of enchytraeids in coniferous forest soils polluted by a brass mill. *Pedobiologia* 24, 211-218.
- Bielska, I. 1989a. Communities of moss mites (Acari, Oribatei) of grasslands under the pressure of industrial pollution. I. Communities of moss mites of meadows. *Pol. Ecol. Stud.* 15, 75-87.
- Bielska, I. 1989b. Communities of moss mites (Acari, Oribatei) of grasslands under the pressure of industrial pollution. II. Communities of moss mites of pastures. *Pol. Ecol. Stud.* 15, 89-99.
- Bielska, I. 1989c. Communities of moss mites (Acari, Oribatei) of grasslands under the impact of industrial pollution. III. Communities of moss mites of wastelands. *Pol. Ecol. Stud.* 15, 101-110.
- Bloomfield, C., Kelso, W. J., Pruden, G. 1976. Reactions between metals and humified organic matter. *J. Soil Sci.* 27, 16-31.
- Bouché, M.B. 1972. *Lombriciens de France: Écologie et Systématique*. Paris, Institut National de la Recherche Agronomique, p. 671.
- Brzeski, M.W., Sandner, H. 1974. *Zarys Namatologii*. Warsaw, Pol. Sci. Publ. p. 400.
- Coleman, D.C., Crossley, D.A.Jr. 1996. *Fundamentals of Soil Ecology*. San Diego, CA, Academic. p. 205.
- Eijsackers, H., Lourijzen, N., Mentink, J. 1983. Effects of fly ash on soil fauna. In: Lebrun P., André H.M., de Medts A., Grégoire-Wibo C., Wauthy G. (eds.). *New trends in soil biology*. Louvain-la-Neuve, Dieu-Brichard, 680-681.
- Eisenbeis, G. 1982. Physiological absorption of liquid water by Collembola: absorption by the ventral tube at different salinities. *J. Insect Physiol.* 28, 11-20.
- Engelmann, H-D. 1972. Die Oribatidenfauna des Neissetales bei Ostriz/Oberlausitz. *Abh. Ber. Naturkundesmus. Görlitz.* 47, 1-42.
- Filser, J. 1992. Dynamik der Collembolengesellschaften als Indikatoren für bewirtschaftungsbedingte Bodenbelastungen - Hopfenböden als Beispiel. Aachen: Shaker, p. 136.
- Funke, W. 1991. Tiergesellschaften in Wäldern: Ihre Eignung als Indikatoren für den Zustand von Ökosystemen. *proj. Eur. Forsch. zent. Massn. Luftreinhalte. Kernforsch. zent. Karlsr.* 84, 1-202.
- Górny, M. 1972. Badania zoocenologiczne gleb borów sosnowych w sąsiedztwie Zakładów Azotowych w Puławach. XIX. Ogólnopolski Zjazd Naukowy PTG – Ochrona środowiska Glebowego, Puławy, 216-218. Krakow, PTG.
- Górny, M. 1975a. *Zoekologia gleb lesnych*. Państwowe Wydawnictwo Rolnicze i Lesne. Warszawa. p. 312.
- Górny, M. 1975b. Studies on the influence of industrial pollution on soil animals in pine stands, aims and methods of the soil-block model experiment. In: Vaněk J. (ed.). *Progress in Soil Zoology*, Prague, Academia, 357-362.
- Górny, M. 1976. Einige Podo-Ökologische Probleme der Wirkung von industriellen Immissionen auf Waldstandorte. *Pedobiologia* 16, 27-35.
- Gunther, A., Greven, H. 1990. Increase of the number of epidermal gland cells - an unspecific response of *Lumbricus terrestris* L. (Lumbricidae: Oligochaeta) to different environmental stressors. *Zool. Anz.* 225, 278-286.
- Hågvar, S. 1984a. Ecological studies of microarthropods in forest soils, with emphasis on relations to soil acidity. PhD thesis. Univ. Oslo. Norwegian Forest Research Institute, Ls-NLH. 35 pp.
- Hågvar, S. 1984b. Effects of liming and artificial acid rain on Collembola and Protura in coniferous forest. *Pedobiologia* 27, 341-354.
- Hågvar, S. 1987. What is the importance of soil acidity for the soil fauna? *Fauna* 40, 64-72 (In Norwegian).
- Hågvar, S. 1987b. Why do collembolids and mites react to changes in soil acidity? *Ent. Meddr.* 55, 115-119.
- Hågvar, S. 1987c. Effect of artificial acid precipitation and liming on forest microarthropods. In *Soil Fauna and Soil Fertility*, ed. BR Striganova, Moscow, Nauka, 661-667.
- Hågvar, S. 1988a. Acid rain and soil fauna. In: ed. Iturrondobetia J.C. (ed.). *Biologia Ambiental*, Tomo I. Proceeding Second World Basque Congress Bilbao, Bilbao, Universidad del Pais Vasco, 191-201.
- Hågvar, S. 1990. Reactions to soil acidification in microarthropods: is competition a key factor? *Biol. Fertil. Soils* 9, 178-181.
- Hågvar, S., Abrahamsen, G. 1977a. Acidification experiments in conifer forest. 5. Studies on the soil fauna. SNSF-project, IR 32/77, Oslo-Ls. p. 47 (In Norwegian)
- Hågvar, S., Abrahamsen, G. 1977b. Effect of artificial acid rain on Enchytraeidae, Collembola and Acarina in coniferous forest soil, and on Enchytraeidae in Sphagnum bog - Preliminary results. *Ecol. Bull. (Stockholm)* 25, 568-570.

H

H

- Hågvar, S., Abrahamsen, G. 1980. Colonisation by Enchytraeidae, Collembola and Acari in sterile soil samples with adjusted pH levels. *Oikos* 34, 245-258.
- Hågvar, S., Amundsen, T. 1981. Effects of liming and artificial acid rain on the mite (Acari) fauna in coniferous forest. *Oikos* 37, 7-20.
- Hågvar, S., Kjřndal, B.R. 1981a. Decomposition of birch leaves: dry weight loss, chemical changes, and effects of artificial acid rain. *Pedobiologia* 22, 232-45.
- Hågvar, S., Kjřndal, B.R. 1981b. Effects of artificial acid rain on the microarthropod fauna in decomposing birch leaves. *Pedobiologia* 22, 409-422.
- Háněl, L. 1992a. Soil nematodes in spruce forests with different degree of air pollution damage. In *Proc. VIth Int. Conf. Bioindicators Deteriorationis Regionis*, ed. J. Boháč, pp. 166-171. České Budějovice, Inst. Landscape Ecol., CAS.
- Háněl, L. 1992b. Soil nematodes and disturbed forest ecosystems. In: Matějka K. (ed.). *Investigation of the mountain forest ecosystems and of forest damage in the Czech Republic. Proc. Workshop C. Budějovice March 17 and 18, 1992*, České Budějovice, Scientific Pedagogical Publishing, 76-80.
- Healy, B. 1980. Distribution of terrestrial Enchytraeidae in Ireland. *Pedobiologia* 20, 159-175.
- Heugens, A. 1980. The influence of salt concentration on an enchytraeid population in pine litter. *Pedobiologia* 20, 154-158.
- Huhta, V., Hyvönen, R., Koskeniemi, A., Viikamaa, P., Kaasalainen, P., et al. 1986. Response of soil fauna to fertilization and manipulation of pH in coniferous forests. *Acta For. Fenn.* 195, 1-30.
- Hutson, B.R. 1978. Influence of pH, temperature and salinity on the fecundity and longevity of four species of Collembola. *Pedobiologia* 18, 163-179.
- Chalupský, J. 1992. Enchytraeids (Annelida, Enchytraeidae) in soils of deteriorated mountain forest sites in the Krkonose and the Beskydy Mts. In: Matějka K. (ed.). *Investigation of the mountain forest ecosystems and of forest damage in the Czech Republic. Proc. Workshop C. Budějovice, March 17 and 18, 1992*, 81-85.
- Jans, W., Funke, W. 1989. Die Enchytraen (Oligochaeta) von Laub- und Nadelwäldern Süddeutschlands und ihre Reaktion auf substantielle Einflüsse. *Verh. Ges. Ökologie* 18, 741-746.
- Karppinen, E. 1958. Über die Oribatiden (Acar.) der Finnischen Waldböden. *Ann. Zool. Soc. "Vanamo"* 19(1), 1-43.
- Kazda, M., Glatzel, G., Lindebner, L. 1986. Die Belastung von Buchenwaldökosystemen durch Schadstoffdeposition im Nahbereich städtischer Ballungsgebiete: Untersuchungen im Wienerwald. *Düsseld. Geobot. Kolloqu.* 3, 15-32.
- Kholová, H. 1968. Einfluss von Exhalten auf die Bodenfauna. In: *Immissionen und Waldzönosen*, Jevany u Prahy 1967, Praha, CSAV, ÚTOK, 63-67.
- Kopeszki, H. 1991. Abundanz und Abbauleistung der Mesofauna (Collembolen) als Kriterien für die Bodenzustandsdiagnose im Wiener Buchenwald. *Zool. Anz.* 227, 136-159.
- Kopeszki, H. 1992a. Versuch einer aktiven Bioindikation mit den bodenlebenden Collembolen-Arten *Folsomia candida* (Willem) und *Heteromurus nitidus* (Templeton) in einem Buchenwald-Ökosystem. *Zool. Anz.* 228, 82-90.
- Kopeszki, H. 1992b. Veränderungen der Mesofauna eines Buchenwaldes bei Saurebelastung. *Pedobiologia* 36, 295-305.
- Lee, K.E. 1985. *Earthworms: Their Ecology and relationship with soils and land use*. Sydney, Academic Press.
- Lohm, U. 1980. Effects of experimental acidification on soil organism populations and decomposition. In: *Ecological Impact of Acid Precipitation. Proc. Int. Conf. Impact acid Precip.*, Sandefjord, Norway, March 11-14, 1980, ed. D. Drablis, A. Tollan, Oslo-Ls, SNSF-project, 178-179.
- Maraun, M., Visser, S., Scheu, S. 1998. Oribatid mites enhance the recovery of microbial community after a strong disturbance. *Appl. Soil Ecol.* 9, 175-281.
- Marshall, V.G. 1977. Effects of manures and fertilizers on soil fauna: a review. *CAB, Commonwealth Bureau of Soils, Spec. Publ.* No. 3, 79 pp.
- Mebes, K.H., Filser, J. 1998. Does the species composition of Collembola affect nitrogen turnover? *Appl. Soil Ecol.* 9, 241-247.
- Mertens, J. 1975. L'influence du facteur pH sur le comportement de *Orchesella villosa* (Geoffroy, 1764) (Collembola, Insecta). *Soc. Roy. Zool. Belg.* 105, 43-50.
- Nurminen, M. 1967. Ecology of enchytraeids (Oligochaeta) in Finnish coniferous forest soils. *Ann. Zool. Fenn.* 4, 147-157.
- Ohtonen, R., Ohtonen, A., Luotonen, H., Markkola, A.M., 1992. Enchytraeid and nematode numbers in urban, polluted Scots pine (*Pinus sylvestris*) stands in relation to other soil biological parameters. *Biol. Fertil. Soils* 13, 50-54.
- Persson, T. 1988a. Effects of liming on the soil fauna in forests. A literature review. Report 3418, pp. 1-92. National Swedish Envir. Protection Board.
- Persson, T. 1988b. Effects of acidification and liming on soil biology. In: Andersson F., Persson T. (eds.). *Liming as a Measure to Improve Soil and Tree Condition in Areas Affected by Air Pollution. Results and experiences of an ongoing research programme*, Report 3518, National Swedish Envir. Protection Board, 53-70.
- Persson, T., Hyvönen, R., Lundkvist, H. 1987. Influence of acidification and liming on nematodes and oligochaetes in two coniferous forests. In: Striganova B.R. (ed.). *Soil Fauna and Soil Fertility*, Moscow, Nauka, 191-196.
- Purrini, K. 1981. Protozoa of soil fauna in beech forests, mixed coniferous forests and mixed deciduous forests. *Progress in Protozool. Abstr. Proc. 6th Intern. Congr. Protozool.*, p. 298.
- Purrini, K. 1983. Comparison of pathogenic agents in Collembola (Insecta, Apterygota) from different forests in the Federal Republic of Germany, Austria and Spain. *Pedobiologia* 25, 365-371.

H

- Ruck, B., Adams, E. W. 1988. Einfluss der Orographie auf die Schadenstoffdeposition durch Feinstropfchen. In: Horsch F., Filby W.G., Grund N., Gross S., Hanisch B. et al. (eds.). 4. Statuskolloquium des PEF vom 8. bis 10. März 1988 im kernforschungszentrum Karlsruhe, ed. proj. Eur. Forsch.zent. Massn. Luftreinhalte. Kernforsch. zent. Karlsr. 35, 627-640.
- Rusek, J. 1985. Soil microstructures-contributions on specific soil organisms. *Quest.Ent.* 21, 497-514.
- Rusek, J. 1987c. Protection of soil organisms and improvement of biological properties of soil. In: Phillips A.S., Schweitzer G.E. (eds.). *Agricultural Development and Environmental Research: American and Czechoslovak Perspectives*, ČSAV et USNAS, 89-96.
- Rusek, J., Marshall, V.G. 2000. Impacts of Airborne Pollutants on Soil Fauna. *Ann. Rev. Ecol. Syst.* 31, 395-423.
- Rusek, J. 1993a. Air-pollution-mediated changes in alpine ecosystems and ecotones. *Ecological Applications* 3, 409-416.
- Satchell, J.E. 1955. Some aspects of earthworm ecology. In *Soil Zoology*, ed. DKMcE Kevan, pp.180-201. London, Butterworths.
- Scheu, S., Wolters, V. 1991. Buffering of the effect of acid rain on decomposition of C-14-labeled beech leaf litter by saprophagous invertebrates. *Biol. Fertil. Soils* 11, 285-289.
- Schwalbe, T. 1995. Oribatida in spruce forests influenced by SO₂-immission in the Osterzgebirge Mountains, Germany. *Acta Zool. Fennica* 196, 352-353.
- Seniczak, S., Dąbrowski, J., Klimek, A., Kaczmarek, S. 1995. Air pollution effects on mites (Acari) in Scots pine forests polluted by a nitrogen fertilizer factory at Włocławek, Poland. *Acta Zool. Fennica* 196, 354-356.
- Seniczak, S., Dąbrowski, J., Klimek, A., Kaczmarek, S. 1998. Effects of air pollution produced by a nitrogen fertilizer factory on the mites (Acari) associated with young Scots pine forests in Poland. *Appl. Soil Ecol.* 9, 453-458.
- Springett, J.A. 1963. The distribution of three species of Enchytraeidae in different soils. In: Doeksen J., van der Drift J. (eds.). *Soil Organisms*, Amsterdam, North-Holland, 414-419.
- Sztrantowicz, H. 1980. Structure and numbers of soil protozoa on industrial areas of Silesia, Poland. *Pol. Ecol. Stud.* 6, 607-624.
- Sztrantowicz, H. 1984. Protozoa as indicators of environment degradation by industry. *Pol. Ecol. Stud.* 10:67-91.
- Timans, P. R. 1986. Einfluss der saueren Beregnung und Kalkung auf die Nematodenfauna. *Forstwiss. Centralbl.* 105, 335-37.
- Vaněk, J. 1967. Industrieexhalate und Moosmilbengemeinschaften in Nordböhmen. In: Graff O., Satchell J.E. (eds.). *Progress in Soil Biology*, Amsterdam, North-Holland /Braunschweig: Friedr. Vieweg & Shon GmbH, 331-339.
- Vaněk, J. 1968. Die Exhalate und die Moosmilbengemeinschaften in dem nordböhmisches Rauchschatengebiete. In: Immissionen und Waldzönosen, Jevany u Prahy 1967, Praha, ČSAV, UTOK, 69-94.
- Vaněk, J. 1974. Změny vyvolané průmyslovými imisemi ve společenstvech pancířníků; (Acarina-Oribatoidea) půd smrkových lesů. *Questiones Geobotanicae* 14, 133-116.
- Wasilewska, L. 1998. Changes in the proportions of groups of bacterivorous soil nematodes with different life strategies in relation to environmental conditions. *Appl. Soil Ecol.* 9, 215-220.
- Wolters, V. 1991. Effects of acid rain on leaf-litter decomposition in a beech forest on calcareous soil. *Biol. Fertil. Soils* 11, 151-156.

H

H.6. Shrnutí některých výsledků evropského projektu NITREX

FILIP MOLDAN
(SWEDISH ENVIRONMENTAL INSTITUTE, ŠVÉDSKO)

H.6.1. ÚVOD

Nejběžnější limitující živinou lesů mírného pásma je dusík. Antropogenní depozice dusíku často mnohonásobně převyšuje přirozenou depozici, a proto způsobuje výrazné jak kvalitativní, tak kvantitativní změny ve funkci lesních ekosystémů (Vítousek et al., 1997). Mírně zvýšený přísun dusíku způsobuje celkově vyšší biologickou aktivitu včetně vyššího přírůstu rostlin. Nicméně schopnost rostlin a mikroorganismů využívat dusík není neomezená. Vstupy velkého množství dusíku mohou vést až k nasycení ekosystému dusíkem do té míry, kdy se další zvyšování vstupu odráží víceméně jen ve zvyšování výstupu z ekosystému vyluhováním do podzemních či povrchových vod. (Emmett et al., 1998a) Pro pochopení chování dusíku v celém lesním ekosystému má stěžejní význam cyklus dusíku v půdě. Rozdíl ve funkci lesního ekosystému limitovaného dusíkem a lesního ekosystému nasyceného dusíkem je velký. Se vzrůstající depozicí dusíku (nebo hnojením) vzrůstá celkové množství dusíku v půdě a mění se rychlost mikrobiálních procesů, jako je přeměna organicky vázaného dusíku na anorganický (mineralizace) nebo mikrobiální oxidace NH_4^+ až na NO_3^- (nitrifikace). Druhé složení se posouvá směrem k druhům na dusík náročnějších, ať už jde o rostliny, například trávy nebo o půdní organismy, jako například bakterie nebo mykorrhizní houby. Co se týče stromů, dusík působí změny jak v jejich biochemii (Boxman et al., 1998), tak v jejich růstu, který může být jak stimulován (Binkley a Högberg, 1998), tak zpomalen (Aber et al., 1995). Doložené poškození stromů v důsledku zvýšené depozice dusíku (Nihlgård 1985, Hauhs a Wright, 1986) je však v literatuře vzácné (Binkley a Högberg, 1998).

Snížení depozice dusíku vede rovněž ke změnám ekosystému. Zatímco experimentálního zvýšení depozice dusíku lze dosáhnout poměrně snadno pohnutím, jednoduchá cesta ke snížení depozice neexistuje. Obvykle se pro snížení depozice používá různých střešních konstrukcí. Poznatky o povaze a rychlosti změn v důsledku snížení depozice dusíku jsou tedy omezeny na výsledky omezeného počtu experimentů provedených typicky v oblastech s vysokou depozicí dusíku. Ani data z dlouhodobě sledovaných stanic nejsou v tomto ohledu příliš použitelná, protože depozice dusíku nikde ve střední Evropě na rozdíl od síry dramaticky neklesla. Jaký dopad bude mít zvýšení či snížení depozice dusíku na konkrétní ekosystém, není jednoduché generalizovat. Mimo jiné to závisí do značné míry na tom, zda je dusík v ekosystému deficitní nebo přebytkový v době, kdy změna nastává. Jeden z projektů zaměřených na tyto otázky byl celoevropský projekt NITREX (Wright et al., 1992).

Projekt NITREX (NITrogen saturation EXperiments) se zabýval vlivem depozice dusíku na jehličnatý les, a především reakcí ekosystému jehličnatého lesa na změny depozice dusíku.

NITREX probíhal v letech 1991 – 1996 a byl sponzorován Evropskou unií. V rámci tohoto projektu se depozice dusíku měnila na sedmi zalesněných plochách rozložených v Evropě od Švýcarska přes Holandsko, Německo a Velkou Britanii až po Dánsko a Švédsko. Lokality byly zvoleny tak, aby nejen reprezentovaly běžné lesy v jednotlivých zemích, ale aby i byly co možná nejsrovnatelnější navzájem. Ve všech případech se jednalo o jehličnaté lesy, v pěti případech o smrk. Shrnutí základních parametrů jednotlivých lokalit je v tabulce H9.

Geografickým rozložením byla pokryta velká část evropského gradientu depozice dusíku. V rámci projektu byla depozice dusíku pro jednoduchost a srovnatelnost měřena jako podkorunové srážky, i když tím může být udávána depozice do jisté míry podhodnocena (Ferm 1983). Po zmapování velikosti depozice a stavu, ve kterém se lesy na jednotlivých místech nacházely, následovalo zvýšení depozice v místech s nízkou depozicí a snížení depozice v místech s vysokou depozicí (Tabulka H10). Zvýšení depozice bylo dosaženo přidáváním dusíku pomocí zavlažovacích systémů anebo ručních rozprašovačů. Snížení depozice bylo naopak dosaženo kombinací umělohmotných střešních velikostí několika set m^2 a zavlažování vodou bez dusíku. Ve všech případech byly střechy konstruovány pod korunou, tedy s průchodem pro každý jednotlivý kmen.

Účelem snižování vstupů dusíku pomocí střešních a zvyšování hnojením bylo ovlivnit stav jednotlivých ekosystémů vzhledem k nasycení dusíkem. Stav nasycenosti dusíkem byl definován jako stav, ve kterém přísun dusíku do ekosystému převyšuje kombinovanou poptávku rostlin a mikroorganismů, což se navenek projevuje zvýšeným vyplavováním anorganického dusíku pod koronovou zónou (Aber et al., 1989). Běžně používaný termín nasycení dusíkem je chápán různými autory velmi různě. Kupříkladu Ågren (1983) považuje les za nasycený dusíkem pouze pokud není schopen pojmout další přísun dusíku. Tamm (1985) považuje ekosystém za nasycený, když další přísun dusíku nevede k dalšímu zvyšování primární produkce a i jiných definic je v literatuře velké množství (např. Miller a Miller, 1988 nebo Nilsson a Grennfelt, 1988). Je zjevné, že systém nasycený dusíkem v tom smyslu, že dochází k vyluhování dusičnanů, může být daleko od nasycenosti ve smyslu ostatních definic. Vyluhování určitého množství dusičnanů ještě neznamená, že schopnost ekosystému absorbovat další dusík byla nutně vyčerpaná anebo že další vzrůstání vstupů dusíku nemůže vést ke zvýšenému růstu. Nicméně pokud k vyluhování dusičnanů dochází, jedná se jednoznačně o abnormální stav.

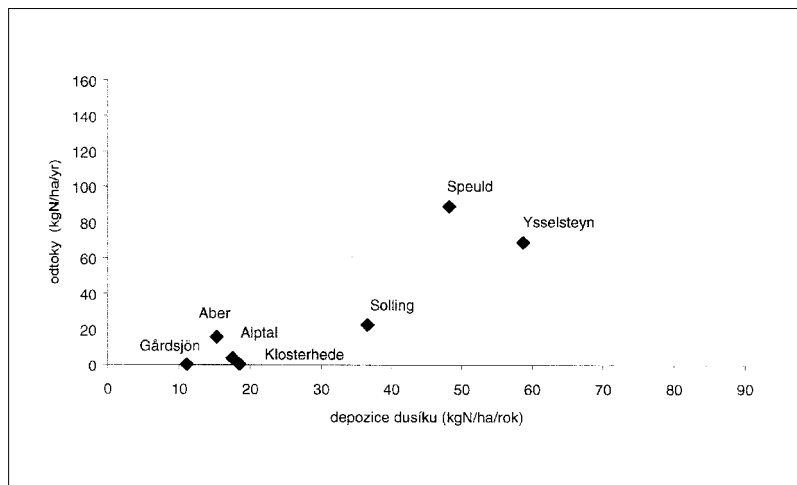
V rámci NITREXu byla depozice snížena na třech lokalitách s vysokou depozicí: na dvou lokalitách v Holandsku (Ysselsteyn, 48 kgN/ha/rok , Speuld, 59 kgN/ha/rok) a na jedné lokalitě v Německu (Solling, 37 kgN/ha/rok). Vstupy dusíku byly naopak zvýšeny na všech pěti lokalitách s nízkou až střední depozicí 10 – 20

kgN/ha/rok, to jest ve Švédsku, v Dánsku, ve Švýcarsku a ve Walesu. Vstup dusíku byl na těchto lokalitách zvýšen na 50 až 90 kgN/ha/rok, tedy zněkolikanásoben (Tabulka H9). Cílem této manipulace bylo změnit vstupy dusíku do té míry, aby bylo možno pozorovat přechod ekosystémů nasycených dusíkem směrem k deficitním systémům a naopak, systémů limitovaných dusíkem směrem k nasycenosti. V této souvislosti bylo položeno několik otázek. Existuje mezní depozice dusíku, nad kterou dochází k nasycení dusíkem a k poškozování ekosystémů? Je stav nasycení dusíkem možno zvrátit? A pokud ano, jak přechod probíhá? A v neposlední řadě: Jaká je role dusíku v okyselování lesních půd a zhoršování zdravotního stavu lesů?

H.6.2. VÝSLEDKY

Dopad depozice dusíku na podzemní a povrchové vody závisí na retenční kapacitě ekosystému a na velikosti depozice. Rozdíly v chování jednotlivých ekosystémů byly značné již před začátkem manipulace vstupu dusíku. Vyluhování nitrátů se pohybovalo v rozmezí od <1 kgN/ha/rok ve Švédsku a v Dánsku po 70 – 90 kgN/ha/rok v Holandsku (Bredemeier et al., 1998). Velikost vyluhování zjevně nezávisí jen na velikosti depozice, jak je zřejmé z obrázku H7. Rozdíly v retenční kapacitě nebylo možno uspokojivě vysvětlit žádným z mnoha měřených parametrů jednotlivě. Namísto toho byl zaveden pojem dusíkový status (Gundersen et al., 1998). Tímto pojmem se rozumí takový případ, kdy se ekosystém nachází mezi dvěma extrémy – ekosystém dusíkem limitovaný a ekosystém dusíkem nasycený.

Lokalita zahrnuté do NITREXu je možné jednoduše rozdělit do dvou kategorií – s nízkým dusíkovým statutem (Klosterhede, Gårdsjön) a s vysokým (Aber, Speuld, Solling a Ysselsteyn). U lokality s nízkým dusíkovým statutem byl prakticky všude přidáván dusík absorbován a nevedl



ke kvantitativně významnému vyluhování dusičnanů. Zvýšení vstupů dusíku vedlo naopak k prudkému zvýšení vyluhování u lokality Aber, kde byl dusíkový status vysoký (obrázek H8). Na této lokalitě bylo rovněž experimentálně ověřeno, že vyluhování je na lokalitách s nízkou nitrifikací větší, pokud je dusík přidáván ve formě dusičnanů (35 a 75 kg NaNO₃-N/ha/rok) ve srovnání s přidáním části dusíku v amonné formě (35 kg NH₄NO₃-N/ha/rok) (Emmett et al., 1998a).

Dusíkový status se zdá být rozhodující pro retenční kapacitu ekosystému, a tím pro předpokládání vyluhování dusičnanů v závislosti na depozici. Důvody pro nasycenost či limitaci dusíkem je třeba hledat v historii každé lokality, a to zvláště v historické depozici dusíku a v historii využívání půdy (Gundersen et al., 1998). Nicméně současný status je poměrně snadno měřitelný pomocí kupříkladu měření koncentrace N v půdě, v jehličí a nebo v opadu (Tietema a Beier 1995). Ještě užitečnějším parametrem se zdá být poměr celkového uhlíku k celkovému dusíku (C/N poměr) ve svrchní organické vrstvě půdy, protože C/N organické vrstvy je velmi úzce inverzně svázáno s rychlostí nitrifikace v půdě (Gundersen et al., 1998). Pomocí izotopu dusíku ¹⁵N bylo v rámci projektu NITREX ukázáno, že pokles C/N skutečně způsobuje ztrátu retenční schopnosti půdy vzhledem k dusíku (Tietema et al., 1998). Nejpravděpodobnějším mechanismem je právě zvýšení nitrifikace (Tietema 1998), i když na otázku existují i jiné názory (Stark a Hart 1997). V této souvislosti je dobré si uvědomit, že

H

Obr. H7: Depozice dusíku není jediným faktorem ovlivňujícím výstupy (měřeny jako vyluhování pod kořenovou zónou nebo odtoky) anorganického dusíku. Kupříkladu vyluhování bylo téměř 20 kgN ročně na lokalitě Aber a to při nižší depozici než v Alptalu nebo v Klosterhede, kde vyluhování bylo prakticky nulové. Data z období před započatím manipulace vstupů (upraveno podle Wright et al. 1995).

Lokalita	Zeměpisná		Dominantní dřevina	Půda	Depozice		Zdroj dat
	šířka	délka			kg N ha ⁻¹ rok ⁻¹	kg S ha ⁻¹ rok ⁻¹	
Gårdsjön, S	58°04'N	12°01'E	<i>Picea abies</i>	Ortic Humic Podzol	13	20	Moldan et al., 1995
Aber, UK	53°12'N	4°00'W	<i>Picea sitchensis</i>	Ferric Stagnopodzol	12	30	Emmett et al., 1995
Alptal, CH	47°03'N	8°43'E	<i>Picea abies</i>	Umbric Gleysol	19	8	Schleppi et al., 1998
Speuld, NL	52°13'N	5°39'E	<i>Pseudotsuga menziesii</i>	Ortic Podzol	48	33	Boxman et al., 1995
Ysselsteyn, NL	51°30'N	5°55'E	<i>Pinus sylvestris</i>	Humic Haplorthod	59	38	Boxman et al., 1995
Klosterhede, DK	56°29'N	8°24'E	<i>Picea abies</i>	Typic Haplorthod	20	28	Gundersen et Rasmussen, 1995
Solling, D	51°38'N	9°34'E	<i>Picea abies</i>	Aquic Dystrochrept	37	42	Bredemeier et al., 1995

Tab. H9: Základní charakteristiky ploch projektu NITREX v Evropě (podle Wright a Rasmussen, 1998).

H

NITREX lokalita	Povodí / plocha	manipulace	N-depozice kg N ha ⁻¹ rok ⁻¹		Zdroj dat
			atmosférická	experimentální	
Gardsjon, S	G2 NITREX	zvýšení	13	54	duben 1991
Aber	SN35	zvýšení	12	48	říjen 1990
	AN35	zvýšení	12	48	říjen 1990
	SN75	zvýšení	12	89	říjen 1990
Alptal	NITREX	zvýšení	19	54	duben 1996
Klosterhede	NITREX	zvýšení	20	61	únor 1992
Solling	Roof	snížení	37	0	červenec 1991
Speuld	Roof	snížení	48	0	květen 1989
Ysselsteyn	Roof	snížení	59	0	květen 1989

Tab. H10. vlevo nahoře: Přehled manipulací depozice dusíku v rámci projektu NITREX (podle Wright a van Breemen 1995, upraveno).

při množství uhlíku v půdě jsou změny C/N i při velkých změnách depozice dusíku dlouhodobou záležitostí. V rámci projektu NITREX byly mezi jednotlivými plochami zaznamenány značné rozdíly jak v rychlosti nitrifikace, tak v rychlosti mineralizace a dekompozice, ale ani po 4 - 5 letech drasticky změněné depozice nebyla na žádné z manipulovaných ploch zaznamenána změna v rychlosti těchto procesů (Boxman a kol. 1998).

Povaha vztahu mezi C/N v organické vrstvě půdy a vyluhováním nitrátů naznačuje (obr. H9), že existuje jakási prahová hodnota C/N, která může být položena zhruba okolo C/N=25 (g/g). Je-li humus na dusík chudší, to jest C/N vyšší než 25, ekosystém je schopen absorbovat i poměrně velká množství dusíku. Je-li C/N menší, vyluhování nastává a při velké depozici může být i značné. Hlubší pokles C/N může být spojen i se stavem, kdy vyluhování převyšuje depozici. Takový stav může nastat díky aktivní nitrifikaci, potenciálně kombinované se sníženou poptávkou po jak deponovaných tak vnitřně vyprodukovaných nitrátech (McNulty et al. 1996). Obecnější platnost empiricky odvozené hraniční hodnoty C/N okolo 25 byla potvrzena rozsáhlou kompilací evropských dat (Dise et al. 1998).

Vyluhování dusičnanů má několik negativních dopadů na podzemní a povrchové vody. Způsobuje eutrofizaci, způsobuje vyluhování bazických kationtů z půdy, a tím okyselení půdy, mobilizaci kyselých aniontů H⁺ a Al₃⁺, a tedy dochází i k okyselení vod (Reuss a Johnson, 1986). Nicméně výsledky NITREXu jednoznačně ukázaly, že vyluhování dusičnanů je reverzibilní. I v nasycených lokalitách v Holandsku a v Německu bylo vyluhování závislé na pokračujícím přísunu dusíku z atmosféry. Na těchto lokalitách (Speuld, Ysselsteyn a Solling) kleslo vyluhování nitrátů po zkonstruování ochranné střechy během krátké doby velmi dramaticky (Bredemeier et al. 1998) (srovnej obrázky H7 a H8).

V rámci NITREXu byly sledovány také reakce mykorhizy, kořenového vlášení, obsahu živin v jehličích, přírůst stromů, půdních hub a půdních bakterií. Shrnutím výsledků po třech až šesti letech změněné depozice se zabývá Boxman et al. (1998). Reakce různých organismů na změnu depozice byla velmi různorodá a ve srovnání

s reakcí chemických parametrů výluhů byla pomalá nebo žádná či nejednoznačná. Proto je generalizace možná jen do určité míry. Doba trvání experimentu byla pravděpodobně příliš krátká na to, aby se více změn měřitelně projevilo. Jen u 15 ze 60 zkoumaných organismů (půdní mikroorganismy, houby, rostliny) byla nějaká změna zaznamenána. Zaznamenané změny v důsledku snížení depozice byly celkově zjevnější než změny na plochách, kde byl dusík přidáván. Po snížení depozice byla zaznamenaná stimulace růstu stromů ve dvou ze tří zkoumaných případů, zatímco zhoršení růstu nebylo zaznamenáno na žádné a to včetně hnojených ploch. Snížení depozice také vedlo ke zlepšení stavu a růstu kořenového vlášení. Měřitelných efektů zvýšené depozice bylo ještě méně. Nejvýraznějším efektem zvýšení depozice bylo prudké snížení produkce plodnic hub. Některé vybrané aspekty reakce ekosystému na změnu depozice dusíku v rámci projektu NITREX jsou shrnuty v tabulce H11.

H.6.3. ZÁVĚRY

Hlavním cílem projektu NITREX bylo identifikovat a kvantifikovat faktory vedoucí ke změnám v cyklu dusíku a ve výstupu dusíku z ekosystému v návaznosti na změny depozice. V úvodu tohoto letního shrnutí bylo položeno několik otázek. Jaké jsou tedy odpovědi?

- **Existuje mezní depozice dusíku, která - pokud překročena - vede k nežádoucím změnám?**

Pravděpodobně ano, ale její velikost je různá pro různé ekosystémy a jednotnou hranici není možno určit. Chronická depozice dusíku se nemusí po dlouhou dobu navenek nijak projevovat, nicméně pokud pokračuje dostatečně dlouho, povede k nasycení ekosystému dusíkem, a ke změnám v jeho funkcích. Tento přechod může trvat velmi dlouhou dobu, řádově i více než desítky let, protože tolerance systémů hluboce deficitních vůči i značným dávkám dusíku je po určitou dobu velká.

- **Jak rychle přechod od ekosystému limitovaného k nasycenému dusíkem probíhá?**

V případě zkoumaných jehličnatých lesů a při použitých ročních dávkách dusíku (méně než 100 kg/ha/rok) probíhá postupně a pomalu, v případě že byl ekosystém před zvýšením depozice limitován dusíkem. Pokud byl již před zvýšením depozice ve stavu nasycenosti, je další přidání dusíku z velké části vyplaven do odtoku. Poměr C/N v organické vrstvě půdy je dobrým indikátorem stavu lesního ekosystému.

• **Pokud k nasycení dusíkem dojde, je možno tento stav zvrátit?**

Ano, a to dokonce překvapivě rychle, alespoň co se vyplavování dusičnanů týče. Za předpokladu, že je depozice snížena dostatečně, je to možné během několika málo let.

• **Způsobuje depozice dusíku okyselování půd?**

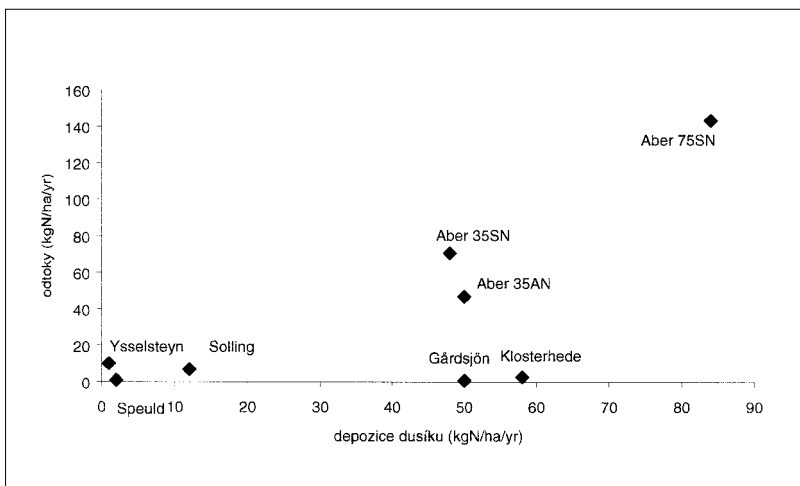
Jsou dva hlavní mechanismy, kterými je to možné. Jednak stimulací růstu a tím zvýšenou potřebou po všech živinách včetně bazických kationtů. (V případě že je vyprodukovaná biomasa z ekosystému odebírána). Druhým mechanismem je přímé okyselování půdy v souvislosti s eventuálním vyplavováním dusičnanů. Vyplavování dusičnanů je problémem také z hlediska eutrofizace vod.

• **Způsobuje depozice dusíku zhoršování zdravotního stavu lesů?**

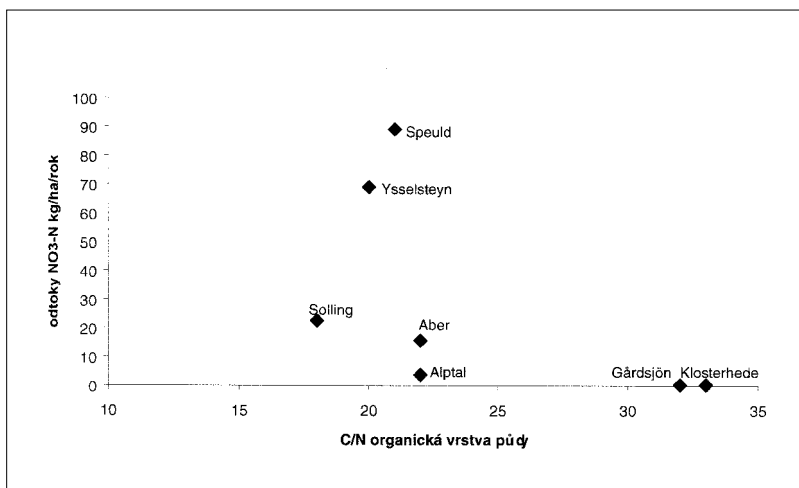
Pokud je dostatečně velká a trvá dostatečně

dlouhou dobu, tak pravděpodobně ano. Je ale dobré si uvědomit, že kupříkladu smrk ztepilý zdaleka není nejcitlivější částí ekosystému smrkového lesa, a že co je po určitou dobu neškodlivé pro smrk, může mít negativní dopad na jiné části ekosystému. Kupříkladu potoční voda vytékající z povodí zalesněných smrkem v JZ Švédsku je díky vysokému obsahu anorganického hliníku smrtelná pro pstruha a jiné ryby během méně než 24 hodin, přičemž produktivita smrkového porostu se v současnosti nezdá být okyselením půdy nijak závažně negativně ovlivněna.

H



Obr. H8: Vyluhování ve vztahu k depozici anorganického dusíku dva roky po zvýšení (Aber, Gårdsjön, Klosterhede) a snížení (Solling, Ysselsteyn, Speuld) depozice dusíku (data z Wright et al. 1995, Walse et al. 1998).



Obr. H9: Váhuový poměr C/N v organické vrstvě půdy je dobrým indikátorem retenční schopnosti ekosystému vzhledem k dusíku. Hraniční hodnota C/N, pod kterou začíná docházet k vyluhování dusičnanů je zhruba 25 (podle Gundersen a kol. 1998, upraveno).

LOKALITA	Dominantní dřevina	změna depozic	depozice celkem (kg N/ha ¹ /rok)	změna vyplavování dusičnanů	změna chemismu jehličí	změna rychlosti akumulace dřeva	změna vlášení mykorhizy
Gårdsjön, S	<i>Picea abies</i>	zvýšení	51	ANO	NE	NE	NE/ANO
Klosterhede	<i>Picea abies</i>	zvýšení	58	ANO	ANO	NE	nd/nd
Aber	<i>Picea sitchensis</i>	zvýšení	52	ANO	NE	NE	NE/nd
		zvýšení	52	ANO	NE	NE	NE/nd
		zvýšení	91	ANO	NE	NE	NE/nd
Solling	<i>Picea abies</i>	snížení	16	ANO	NE	NE	NE/NE
Speuld	<i>Pseudotsuga menziesii</i>	snížení	4	ANO	NE	nd	nd/nd
Ysselsteyn	<i>Pinus sylvestris</i>	snížení	4	ANO	ANO	ANO	NE/ANO

Tab. H11: Shrnutí klíčových výsledků projektu NITREX.

nd – informace není dostupná (upraveno podle Emmett et al. 1998b).

H

H.6.4. Literatura

- Ågren, G.I. 1983. Model analysis of some consequences of acid precipitation on forest growth. *Ecological Effects of Acid Deposition*, Report PM, 1636, Stockholm: Swedish Natl. Environ. Protect. Bd.
- Aber, J.D., Magill, A., McNulty, S., Boone, R., Nadelhoffer, K., Dows, M., Hallet, R. 1995. Forest biogeochemistry and primary production altered by nitrogen saturation. *Water, Air and Soil Pollution* 85, 1665-1670.
- Aber, J.D., Nadelhoffer K.J., Steudler, P., Melillo, J.M. 1989. Nitrogen Saturation in Northern Forest Ecosystems. *BioScience* 39, 378-386.
- Binkley, D. Högborg, P. 1997. Does atmospheric deposition of nitrogen threaten Swedish forests? *Forest Ecology and Management* 92, 119-152.
- Boxman, A.W., Blanck, K., Brandrud, T.E., Emmett, B.A., Gundersen, P., Hogervorst, R.F., Kjonaas, O.J., Persson, H., Timmermann, V. 1998. Vegetation and soil biota response to experimentally-changed nitrogen inputs in coniferous forest ecosystems of the NITREX project. *Forest Ecology and Management* 101, 65-79.
- Boxman, A.W., Van Dam, D., Van Dijk, H.F.G., Hogervorst, R.F., Koopmans, C.J. 1995. Ecosystem responses to reduced nitrogen and sulphur inputs into two coniferous forest stands in the Netherlands. *Forest Ecology and Management* 71, 7-29.
- Bredemeier, M., Blanck, K., Lamersdorf, N., Wiedey, G.A. 1995. Response of soil water chemistry to experimental 'clean rain' in the NITREX roof experiment at Solling, Germany. *Forest Ecology and Management* 71, 31-44.
- Bredemeier, M., Blanck, K., Xu, Y.J., Tietema, T., Boxman, A.W., Emmett, B., Moldan, F., Gundersen, P., Schleppi, P., Wright, R.F. 1998. Input-output budgets at the NITREX sites. *Forest Ecology and Management* 101, 57-64.
- Dise, N.B., Matzner, E., Forsius, M. 1998. Evaluation of organic horizon C:N ratio as an indicator of nitrate leaching in conifer forests across Europe. *Environmental Pollution* 102, 453-456.
- Emmett, B.A., Brittain, S.A., Hughes, S., Gorres, J., Kennedy, V., Norris, D., Rafeal, R., Reynolds B., Stevens, P.A. 1995. Nitrogen additions (NaNO₃ and NH₄NO₃) at Aber forest, Wales. I. Response of throughfall and soil water chemistry. *Forest Ecology and Management* 71, 45-59.
- Emmett, B.A., Reynolds, B., Silgram, M., Sparks, T.H., Woods, C. 1998a. The consequences of chronic nitrogen additions on N cycling and soilwater chemistry in a Sitka spruce stand, North Wales. *Forest Ecology and Management* 101, 165-175.
- Emmett, B.A., Boxman, D., Bredemeier, M., Gundersen, P., Kjonaas, O.J., Moldan, F., Schleppi, P., Tietema, A. Wright, R.F. 1998b. Predicting the effects of atmospheric nitrogen deposition in conifer stands: Evidence from the NITREX ecosystem-scale experiments. *Ecosystems* 1, 352-360.
- Gundersen, P., Emmett, B.A., Kjonaas, O.J., Koopmans, C.J., Tietema, A. 1998. Impact of nitrogen deposition on nitrogen cycling in forests: a synthesis of NITREX data. *Forest Ecology and Management* 101, 37-55.
- Gundersen, P., Rasmussen, L. 1995. Nitrogen mobility in a nitrogen limited forest at Klosterhede, Denmark, examined by NH₄NO₃ addition. *Forest Ecology and Management* 71, 75-88.
- Hauhs, M., Wright, R.F. 1986. Regional pattern of acid deposition and forest decline along a cross section through Europe. *Water, Air and Soil Pollution* 31, 463-474.
- McNulty, S.G., Aber, J.D., Newman S.D. 1996. Nitrogen saturation in a high elevation New England spruce-fir stand. *Forest Ecology and Management* 84, 109-121.
- Miller, H.G., Miller, J.D. 1988. Response to Heavy Nitrogen Applications in Fertilizer Experiments in British Forests. *Environmental Pollution* 54, 219-231.
- Moldan, F., Hultberg, H., Nystrom, U., Wright, R.F. 1995. Nitrogen saturation at Gardsjon, southwest Sweden, induced by experimental addition of ammonium nitrate. *Forest Ecology and Management* 71, 89-97.
- Nilsson, J., Grennfelt, P., 1988. Critical loads for sulphur and nitrogen, Nordic Council of Ministers, Copenhagen. 1988, 15.
- Nihlgård, B. 1985. The Ammonium Hypothesis -An Additional Explanation to the Forest Dieback in Europe. *Ambio* 14, 2-8.
- Reuss, J.O., Johnsson, D.W. 1986. Acid Deposition and the Acidification of Soils and Waters. 119. *Ecological Studies*, 59. New York: Springer-Verlag.
- Schleppi, P., Muller, N., Feyen, H., Papritz, A., Bucher, J.B., Fluhler, H. 1998. Nitrogen budgets of two small experimental forested catchments at Alptal, Switzerland. *Forest Ecology and Management* 101, 177-185.
- Stark, J.M., Hart, S.C. 1997. High rates of nitrification and nitrate turnover in undisturbed coniferous forests. *Nature* 385, 61-64.
- Tamm, C.O., 1985. Are there naturally nitrogen saturated ecosystems? In: Nilsson (ed.). Nitrogen saturation, Swedish Natl. Environ. Protect. Bd. Solna.
- Tietema, A. 1998. Microbial carbon and nitrogen dynamics in coniferous forest floor material collected along a European nitrogen deposition gradient. *Forest Ecology and Management* 101, 29-36.
- Tietema, A., Beier, C. 1995. A correlative evaluation of nitrogen cycling in the forest ecosystems of the EC projects NITREX and EXMAN. *Forest Ecology and Management* 71, 143-151.
- Tietema, A., Emmett, B.A., Gundersen, P., Kjonaas, O.J., Koopmans, C.J. 1998. The fate of N-15-labelled nitrogen deposition in coniferous ecosystems. *Forest Ecology and Management* 101, 19-27.
- Vitousek, P.M., Aber, J.D., Howarth, R.W., Likens, G.E., Matson, P.A., Schindler, D.W., Schlesinger, W.H., Tilman, D.G. 1997. Human alteration of the global nitrogen cycle: Sources and consequences. *Ecological Applications* 7, 737-750.

- Walse, C., Blanck, K., Bredemeier, M., Lamersdorf, N., Warfvinge, P., Xu, Y.J. 1998. Application of the SAFE model to the Solling clean rain roof experiment. *Forest Ecology and Management* 101, 307-317.
- Wright, R.F., Brandrud, T-E., Clemensson-Lindell, A., Hultberg, H., Kjřnaas, O., Moldan, F., Persson, H., Stuanes, A. 1995. NITREX project: ecosystem response to chronic additions of nitrogen to a spruce-forested catchment at Gřrdsjřn, Sweden. Copenhagen:

Munksgaard International Publishers Ltd., 322-334.

- Wright, R.F., Rasmussen, L. 1998. Introduction to the NITREX and EXMAN projects. *Forest Ecology and Management* 101, 1-7.
- Wright, R.F., van Breemen, N. 1995. The NITREX project: An introduction. *Forest Ecology and Management* 71, 1-5.

H

H

H.7. Charakteristika programu sítě malých povodí GEOMON a vývoj depozice síry a dusíku za období 1994-1999

DANIELA FOTTOVÁ
(ČESKÝ GEOLOGICKÝ ÚSTAV PRAHA)

Sít malých povodí GEOMON, zaměřená na monitoring látkových toků a koordinovaná Českým geologickým ústavem, je v současné formě provozována od roku 1994. Projekt byl do roku 1998 financován z programů PPŽP MŽP, tedy grantovým způsobem, v letech 1999 a 2000 pak z rozpočtu ČGÚ. Tuto formu financování dlouhodobých projektů doporučila Rada monitoringu MŽP. Ve čtrnácti malých lesních povodích se jednotnou odběrovou i analytickou metodikou pořizují v měsíčním intervalu (průtoky kontinuálně) vstupní údaje pro výpočet látkových toků ekologicky významných složek. Jedná se o celosvětově uznávaný způsob hodnocení stavu a vývoje přírodního prostředí. Prostředkem k takovému hodnocení je výpočet základních bilancí, tzn. vstupů a výstupů složek, v přirozených jednotkách biosféry reprezentovaných malým povodím. Vstup do povodí představuje depozice srážkami na volné ploše (pro většinu složek) a podkorunovými srážkami (pro síru a vodíkové ionty). Jako výstup z povodí je uvažován povrchový odtok. S využitím dat o látkových tocích lze vypočítat kritické zátěže síry, dusíku a těžkých kovů (kadmium, olovo a měď) a jejich případné překročení, což je nový směr v hodnocení znečišťování přírodního prostředí zohledňující jeho kapacitní možnosti dané do značné míry i vlastnostmi geologického podloží. Velikost překročení kritické zátěže skutečnou atmosférickou depozicí poukazuje na riziko poškození prostředí. V současné době je sledováno čtrnáct lesních povodí rozmístěných na území České republiky tak, že postihují různé krajinné typy, různou úroveň regionální zátěže, a tedy i různý stupeň degradace lesů. Většina povodí je v chráněných oblastech, jejich výběr se řídil požadavky hydrologické definovanosti, relativní geologické homogenity a absence lokálního antropogenního znečištění. Základní charakteristiky jsou v tabulce H12. Povodí jsou vybavena stejnými odběrovými zařízeními a vzorky se analyzují v jedné laboratoři, což zaručuje vzájemnou srovnatelnost pořizovaných dat. V akreditované laboratoři ČGÚ se provádějí následující stanovení: Na, K, Mg, Ca, Cl, F, N, S, Mn, Al, As, Cd, Cu, Pb, pH, vodivost, alkalita. Na projektu, který koordinuje Český geologický ústav, spolupracují Český hydrometeorologický ústav a pobočky, Výzkumný ústav lesního hospodářství a myslivosti a Geologický ústav AV ČR.

Databáze v současné době obsahuje šest kompletních ročních souborů z let 1994 až 1999 s následující strukturou:

- měsíční údaje o koncentracích složek ve srážkách na volné ploše, v podkorunových srážkách a v odtoku z povodí
- příslušné hydrologické údaje - srážkové úhrny obou typů srážek a denní průtoky
- vypočtené toky složek (vstup do povodí a výstup z povodí) v kg/ha/rok a bilance, tj. vstup minus výstup, která

vypovídá o výsledné akumulaci (+) či vyplavování (-) dané složky

- vypočtené kritické zátěže pro síru, dusík a těžké kovy (kadmium, měď, olovo)
- hodnoty překročení kritických zátěží aktuální depozicí

Významné závěry se týkají zejména vývoje depozic síry. Na základě dosud získaných dat lze konstatovat, že vysoká depozice síry podkorunovými srážkami zahrnujícími i suchou depozici (SO_2) byla zjištěna a od roku 1994 přetrvává v Orlických horách. Zde bylo v roce 1998 v povodí U dvou louček UDL stanoveno extrémních 91,1 kg S/ha/rok v podkorunové depozici pod smrky. S uvedenou hodnotou pravděpodobně souvisí nová vlna odumírání lesů v této oblasti. Také v roce 1999 v tomto povodí přetrvávala relativně vysoká podkorunová depozice - 68,8 kg S/ha/rok. Odpovídající hodnota depozice srážkami na volné ploše v roce 1999 byla 17,1 kg S/ha/rok. I zde se jedná o nejvyšší hodnotu v celé síti povodí i při zohlednění vysokých srážkových úhrnů. Rozdíl mezi depozicí na volné ploše a pod korunami stromů dokládá vysoký podíl suché depozice dané zachytem oxidu siřičitého vegetací. Jehličnaté stromy v důsledku velké celkové plochy jehličí a jeho neopadávání vykazují vysoké podkorunové depozice. Listnaté stromy zachycují suchou plynnou depozici podstatně méně efektivně a výsledkem jsou hodnoty depozic podstatně nižší než ve smrkových porostech. Srovnávací údaje depozic pod jehličnatými a listnatými stromy jsou zatím k dispozici ve dvou povodích s výraznějším zastoupením listnáčů, v povodí Jezeří JEZ v Krušných horách a v povodí Lesní potok LES u Říčan. V krušnohorském povodí byla například v roce 1998 zjištěna depozice síry na volné ploše 8,6 kg, v bukovém porostu 15,1 kg a v jehličnatém 35,7 kg S/ha/rok, v témž roce v říčanském povodí na volné ploše 5,3 kg, v bukovém porostu 6,6 kg a v jehličnatém 17,8 kg S/ha/rok. Uvedené údaje opravňují k názoru o nevhodnosti smrkových monokultur a potřebě vyššího zastoupení listnatých stromů pro snížení vstupu síry. Roční údaje o vývoji podkorunových depozic síry v jehličnatých porostech v celé síti jsou uvedeny v tabulce H13.

Uvedené údaje dokládají účinek odsiřovacího programu zahájeného v roce 1997. Nejmarkantnější je změna v krušnohorském povodí Jezeří JEZ, kde bylo v roce 1996 dosaženo extrémní podkorunové depozice 86,7 kg S/ha/rok. Tato hodnota byla zřejmě hlavní příčinou nové epizody odumírání stromů v Krušných horách. V letech 1998-1999 byl ale již zaznamenán pokles (na 27,2 kg S v roce 1999). Stejný trend vykazují i povodí Lysina a Pluhův bor ve Slavkovském lese. Například v povodí Lysina byl zjištěn pokles z hodnot přes 30 kg S/ha/rok v letech 1994 až 1996 (v předchozích letech dosahovaly až 40 kg) na 12,2 kg v roce 1999. V povodí Polomka POM v Železných horách nastalo snížení podkorunové depozice až v roce 1999, což zřejmě souvisí

s odsířením elektrárny Chvaletice ukončeným až na konci roku 1998.

Navzdory možné představě, že snížení emisí v rámci odsířovacího programu mělo za následek celoplošný pokles depozic, tedy výsledky projektu GEOMON ukázaly, že v Orlických horách relativně vysoké depozice síry přetrvávaly i v roce 1999. Zlepšení bylo zjištěno kromě Krušných hor a Slavkovského lesa i v Jizerských horách. Situaci v Orlických horách lze pravděpodobně vysvětlit vlivem

emisí z Polska a z Chvaletic. V současné době jsou vyhodnocována data za hydrologický rok 2000, v době konání konference budou již k dispozici.

Depozice dusičnanového dusíku v letech 1994 - 1999 na území ČR v zásadě stagnovala, snížení emisí ze stacionárních zdrojů je zřejmě kompenzováno nárůstem automobilové dopravy. Pokud bychom museli určit trend, byl by v řadě povodí v podkorunové depozici dokonce vzestupný.

H

Povodí	Plocha	Nadmořská výška	Srážky (prům. 94-99)	Geologické podloží (převažující typ)	pH odtoku (prům. 97-99)	Alkalita (prům. 97-99)
	km ²	m n. m.	mm			μmol/l
Uhlířská UHL Jizerské hory	1,87	780-870	1231	žula	4,81	9,8
Modrý potok MOD Krkonoše	2,62	1010-1554	1666	muskovitický svor	5,62	43,9
U dvou louček UDL Orlické hory	0,33	880-950	1308	dvojslídna rula	4,76	-8,4
Červík CER Beskydy	1,85	640-961	1155	flyš - pískovce	6,67	116,2
Jezeří JEZ Krušné hory	2,61	475-924	814	dvojslídna rula	5,45	103,3
Lysina LYS Slavkovský les	0,27	829-949	934	leukokrátň žula	4,02	-107,7
Pluhův bor PLB Slavkovský les	0,22	690-804	934	serpentinit	7,09	600,3
Na lízu LIZ Šumava	0,99	828-1024	905	sill.-biot.pararula	6,54	150,8
Spálenec SPA Šumava	0,53	795-858	816	granulitová rula	6,18	118,4
Anenský potok GEM Českomoravská vrchovina	0,27	480-540	644	sill.-biot.pararula	6,93	352,3
Salačova Lhota SAL Českomoravská vrchovina	1,68	557-744	572	sill.-biot.pararula	7,20	374,2
Lesní potok LES region Prahy-Říčansko	0,70	400-495	613	biotitická žula	5,07	10,7
Polomka POM Železné hory	0,69	512-640	695	migmatit až ortorula, pararula	6,40	124,0
Loukov LKV Českomoravská vrchovina	0,43	472-658	715	dvojslídna žula	5,04	-0,1

Nejvyšších hodnot depozice dusičnanového dusíku bylo dosaženo opět v povodí U dvou louček UDL v Orlických horách - v roce 1998 byla depozice na volné ploše 22,3 kg N/ha/rok a pod smrky 47,3 kg N/ha/rok. Jedná se o nejvyšší depozice z celé sítě GEOMON za celé období sledování. Také v ostatních letech však byly v tomto povodí měřeny nejvyšší depozice, což se odrazilo i na zhoršení stavu lesa. Svou roli zde však má vedle přímých účinků depozice i acidifikace půd, které mají v důsledku vysokých depozic okyselujících sloučenin vyčerpání zásobu bazických kationtů a dalším působením kyselého spadu dochází k mobilizaci toxických forem kovů, zejména hliníku, a poškození kořenového systému stromů.

Tab. H12:
Základní
charakteristiky
povodí sítě
GEOMON

H

Tab. H13:
Roční podkorunové
depozice síry
v jehličnanech
v letech
1994 – 1999;
Jednotky:
srážkový úhrn
(roční) - mm,
podkorunová
depozice
- kg S/ha/rok

UHL Jizerské hory	srážkový úhrn	podkorunová depozice	LIZ Šumava	srážkový úhrn	podkorunová depozice
1994	1171	70,7	1994	911	9,0
1995	1370	72,6	1995	1142	12,1
1996	1231	48,5	1996	986	18,8
1997	1265	64,9	1997	825	11,8
1998	1222	55,0	1998	827	8,8
1999	1133	34,1	1999	739	9,5
MOD Krkonosce	srážkový úhrn	podkorunová depozice	SPA Šumava	srážkový úhrn	podkorunová depozice
1994	1620	35,7	1994	705	13,2
1995	1837	49,5	1995	1041	21,4
1996	1492	26,7	1996	924	26,4
1997	1714	17,7	1997	736	13,1
1998	1810	20,4	1998	791	10,2
1999	1486	15,2	1999	697	7,1
UDL Orlické hory	srážkový úhrn	podkorunová depozice	GEM Českomor.vrch.	srážkový úhrn	podkorunová depozice
1994	1333	82,5	1994	607	18,4
1995	1565	69,9	1995	798	20,8
1996	1188	62,0	1996	607	23,7
1997	1312	49,6	1997	638	18,3
1998	1116	91,1	1998	660	15,8
1999	1285	68,8	1999	549	10,3
CER Beskydy	srážkový úhrn	podkorunová depozice	SAL Českomor.vrch.	srážkový úhrn	podkorunová depozice
1994	1137	30,0	1994	571	21,3
1995	1037	22,6	1995	688	25,8
1996	1244	34,2	1996	589	40,1
1997	1269	25,5	1997	489	20,2
1998	1249	22,0	1998	583	19,5
1999	993	22,4	1999	514	14,1
JEZ Krušné hory	srážkový úhrn	podkorunová depozice	LES region Prahy	srážkový úhrn	podkorunová depozice
1994	982	66,7	1994	637	27,3
1995	1059	62,7	1995	771	27,9
1996	951	86,7	1996	593	25,5
1997	705	60,3	1997	621	20,5
1998	618	35,7	1998	598	17,8
1999	568	27,2	1999	454	10,4
LYS Slavkovský les	srážkový úhrn	podkorunová depozice	POM Železné hory	srážkový úhrn	podkorunová depozice
1994	992	31,6	1994	-	-
1995	1154	30,4	1995	749	30,9
1996	827	31,1	1996	658	48,7
1997	685	21,9	1997	847	37,4
1998	1022	18,2	1998	652	46,4
1999	906	12,2	1999	516	22,9
PLB Slavkovský les	srážkový úhrn	podkorunová depozice	LKV Českomor.vrch.	srážkový úhrn	podkorunová depozice
1994	992	25,7	1994	-	-
1995	1154	23,1	1995	954	25,8
1996	827	18,4	1996	636	27,2
1997	685	15,1	1997	659	24,1
1998	1022	10,3	1998	625	19,9
1999	906	7,0	1999	664	13,4

H

Poznámky

Poznámky

Poznámky

Poznámky

**DLOUHODOBÁ ACIDIFIKACE
A NUTRIČNÍ DEGRADACE
LESNÍCH PŮD - LIMITUJÍCÍ
FAKTOR SOUČASNÉHO
LESNICTVÍ**

**VYDALO MINISTERSTVO ŽIVOTNÍHO
PROSTŘEDÍ V ROCE 2002**

Editoři

JAKUB HRUŠKA,

Český geologický ústav, Praha

a

EMIL CIENCIALA,

Ústav pro výzkum
lesních ekosystémů, s.r.o.,
Jílové u Prahy

Grafická úprava: © Jaroslav Lapač, 2002

Pre press:  soliter.com

Tisk: Tiskárna Nové Město Chlumeck nad Cidlinou

ISBN 80-7212-190-1