

ZPRÁVY LESNICKÉHO VÝZKUMU

Reports of Forestry Research

SVAZEK 51

ČÍSLO 2/2006

Vydává Výzkumný ústav lesního hospodářství a myslivosti Jíloviště-Strnady, ISSN 0322-9688

Vedoucí redaktorka: Ing. J. Danysová. Předseda ediční rady: RNDr. B. Lomský, CSc. Výkonná redaktorka: Mgr. E. Krupičková.

Vychází čtvrtletně. Adresa redakce: VÚLHM Strnady, 156 04 Praha 5 - Zbraslav, tel. 257 892 222, 257 923 140, fax 257 921 444, e-mail: krupickova@vulhm.cz, http://www.vulhm.cz

OBSAH – CONTENT

JIŘÍ ŠINDELÁŘ – JOSEF FRÝDL – PETR NOVOTNÝ

Výsledky hodnocení provenienčních ploch se smrkem ztepilým a jedlí bělokorou s ohledem na problematiku místních populací těchto dřevin 75
Results of Norway spruce and silver fir provenance plots evaluation with the special attention to these tree species local populations

IVAN KUNEŠ – VRATISLAV BALCAR – EVA VYKYPĚLOVÁ – JIŘÍ ZADINA

Vliv jamkové aplikace moučky dolomitického vápence na půdní prostředí uvnitř sadebních jamek a mimo jamkový prostor v rámci podmínek kyselého horského stanoviště v Jizerských horách 84
Effects of planting hole application of dolomitic limestone powder on soil in planting holes and out of them in conditions of an acidic mountain site in the Jizerské hory Mts.

ŠTEFAN KOHÁN

Zakladanie a pestovanie intenzívnych porastov topola 'I-214' na plochách bez klčovania prív bývalého porastu 92
Establishment and breeding of intensive stands with poplar 'I-214' on plots without stem grubbing of the preceding stand

PAVLA KOLÁŘOVÁ – LENA BEZDĚČKOVÁ – ZDEŇKA PROCHÁZKOVÁ

Sběr, předosevní příprava, skladování a hodnocení jakosti semen vybraných druhů keřů: literární rešerše 97
Collection, pretreating, storing and evaluating seed quality of some shrub species: a literature review

VÁCLAV LOCHMAN – MICHAL MAXA – MILAN BÍBA

Vývoj chemismu půdy na výzkumných plochách VÚLHM v období poklesu spadu imisních látek 106
Development of soil chemistry on FGMR research plots during reduction of air pollution fallout

MILAN ŠVESTKA – OLDŘICH PULTAR

Výzkum využití bakulovirů v preventivní ochraně lesa před bekyní mniškou (*Lymantria monacha* L.). 121
Research of using baculoviruses in forest protection against *Lymantria monacha* L.

PAVEL KOVÁŘ – ŠÁRKA DVOŘÁKOVÁ

Možnosti využití modelu přímého odtoku při návrhu cestní sítě 134
Possibilities to implement the direct runoff model to design a road network

LUDEK ŠIŠÁK

Potřeba racionálního diferencovaného vyjádření sociálně-ekonomických hodnot funkcí lesa v krajině 140
The need of rational differentiated expression of socio-economic values of forest services in the landscape

DANIEL NOVÁK

Výběr nejvhodnější formy hospodaření v obecních lesích pomocí metod rozhodovací analýzy 145
Choosing the most appropriate form of management in common forests using decision-making analysis methods

LESNICKÉ AKTUALITY – CURRENT CONTENTS

- Časová variabilita při fruktifikaci buku v letech 1981 až 2004 150
Temporal variation in beech mast in years 1981 – 2004
- Prostorové rozložení regenerace v nestejnověkých porostech jedle bělokoré v západních Karpatech 150
Spatial distribution of regeneration in West-Carpathian uneven-aged silver fir forests
- Vliv probírky na růst dřevin v lesích Litevska 150
Effects of thinning on growth of tree species in forests of Lithuania
- Hustota porostu a růst smrku ztepilého a buku lesního na dlouhodobých výzkumných plochách 151
Stand density and growth of Norway spruce and European beech on long-term experimental plots
- Mangan v letokruzích smrku ztepilého jako indikátor proběhlých chemických změn v půdě 151
Manganese in tree rings of Norway spruce as an indicator for soil chemical changes in the past
- Růst stromu jako indikátor vitality a reakce stromu na stres 151
Tree growth as indicator of tree vitality and of tree reaction to environmental stress

VÝSLEDKY HODNOCENÍ PROVENIENČNÍCH PLOCH SE SMRKEM ZTEPILÝM A JEDLÍ BĚLOKOROU S OHLEDEM NA PROBLEMATIKU MÍSTNÍCH POPULACÍ TĚCHTO DŘEVIN

Results of Norway spruce and silver fir provenance plots evaluation with the special attention to these tree species local populations

Abstract

In forest management, local populations of forest tree species, especially autochthonous populations, have been supposed to be characteristic by optimal, genetically conditioned, constitution with regard to locality, where reproductive material has to be used for forest stands regeneration or for afforestation. The mentioned aspects, reflecting results of foresters' experience, are currently applied not only in forest practice, but also involved in some legislative documents of many countries with advanced forest management, and of the Czech Republic (Ministry of Agriculture Decree no. 139/2004 Gaz.) as well. In paper presented, analyses of some results of partial "local" populations are summarized and evaluated for selected research plots with Norway spruce and silver fir stands. Obtained results indicate, that "local" partial populations do not always have to be considered as the best growing and the most productive ones. Anyway, regarding stability and health condition, using these "local" populations preferentially for reproduction is still recommended as suitable, in case of their corresponding to forest management demands like forest stands certified for seed crop, and if there is not documented, e. g. by testing, etc., applicability of other partial populations and their progeny.

Klíčová slova: lokální zdroje reprodukčního materiálu, hodnocení, smrk ztepilý (*Picea abies* /L./ KARSTEN), jedle bělokorá (*Abies alba* MILL.), provenienční výzkum

Key words: local sources of reproductive material, evaluation, Norway spruce (*Picea abies* /L./ KARSTEN), silver fir (*Abies alba* MILL.), provenance research

Úvod

V lesním hospodářství se obecně traduje předpoklad, že „místní“ populace lesních dřevin jsou charakteristické optimální, geneticky podmíněnou konstitucí se zřetelem na lokality, na nichž má být reprodukční materiál pro obnovu lesních porostů nebo pro zalesňování použit. V této souvislosti se uvažují zdrojové porosty přímo z míst realizace obnovy a z blízkého, případně i širšího okolí těchto lokalit. Jedná se v první řadě o populace autochtonní, které jsou v důsledku dlouhodobého přirozeného výběru adaptovány na místní podmínky prostředí. Lze proto předpokládat jejich relativní stabilitu a uspokojivý zdravotní stav i v dalších generacích. Pozitivně se hodnotí i některé vybrané místní populace, jejichž původnost sice není prokázána, avšak v průběhu dvou, případně i tří generací tyto populace vedle hospodářské hodnoty naznačily i vhodnou adaptaci na místní podmínky prostředí, pokud jde o stabilitu a zdravotní stav. V našich poměrech se jedná o porosty selektované, uznané ke sklizni semenného materiálu, zejména fenotypové třídy A. V těchto případech se jejich hodnota a stabilita dá do určité míry považovat za výsledek testu proveniencí na dané lokalitě.

Naznačené aspekty se uplatňují nejen v lesnické praxi jako výsledky úvah pracovníků tohoto odvětví, ale i v některých normativních ustanoveních řady zemí s vyspělým lesním hospodářstvím, tedy i ČR. Pokud jde o rajonizaci reprodukčního materiálu určeného pro obnovu lesů a zalesňování, pak z vyhlášky MZe ČR č. 139/2004 Sb. vyplývá, i když to v ní není přímo uvedeno, že pro využití se za nejvhodnější považuje materiál (osivo, sazenice) místního původu. Tento princip lze odvodit z ustanovení vyhlášky o doporučeném přednostním využívání reprodukčního materiálu v rámci jednotlivých přírodních lesních oblastí a v rámci výškových pásem určených lesními vegetačními stupni. Vychází se z předpokladu, že přírodní lesní oblast a v rámci ní výškové pásmo představují z hlediska ekologických podmínek víceméně specifické nebo nepříliš variabilní prostředí a lze je proto chápat jako „místní“ prostředí v širším smyslu. Jako „místní“ prostředí v užším smyslu se, pokud jde o reprodukční materiál pro konkrétní lokality, které mají být obnovovány, obvykle uvažuje porost, v němž se má obnova usku-

tečnit nebo jeho blízké okolí. Teprve v případech, kdy není pro obnovu, resp. zalesňování k dispozici materiál v užším či výše definovaném širším smyslu s požadovanými lesnickými významnými vlastnostmi, lze na základě zmíněné vyhlášky (příloh 1 až 5) používat reprodukční materiál z jiných, relativně vhodných přírodních lesních oblastí a příslušných lesních vegetačních stupňů. Ve srovnání se zrušenou vyhláškou č. 82/1996 Sb., o genetické klasifikaci, obnově lesa, zalesňování a o evidenci při nakládání se semeny a sazenicemi lesních dřevin, přináší vyhláška č. 139/2004 Sb. poměrně zásadní změny. Jde zejména o ustanovení o umožnění přenosu v rámci lesních vegetačních stupňů. Zatímco ve vyhlášce z roku 1996 byl při používání reprodukčního materiálu přípustný vertikální přesun v rozsahu ± jeden lesní vegetační stupeň, ve vyhlášce č. 139/2004 Sb. se zavádí jednotná výšková kategorie pro první až čtvrtý výškový lesní stupeň, kde je povolen přenos bez omezení. Určité specifické postavení mají přírodní lesní oblasti 17 – Polabí, 34 – Hornomoravský úval a 35 – Jihomoravské úvaly. Tato změna je zásadní a může být předmětem diskusí mimo jiné z toho důvodu, že není v souladu s logickou úvahou o možném výrazném vlivu nadmořských výšek na klimatické podmínky prostředí (diference od nejnižších poloh do 600 m n. m.), značné rozdíly v průměrných ročních teplotách, úhrnech srážek a specificky v délce vegetační doby od 140 do 165 dní. Jde rovněž o to, že realizované změny a jejich oprávněnost nejsou podloženy konkrétními výsledky lesnického výzkumu. Totéž platí i pro další ustanovení, které se týká vyšších lesních vegetačních stupňů počínaje pátým. Zmíněné změny zavedené vyhláškou č. 139/2004 Sb. si zaslouží podrobnější analýzu, zejména však konfrontaci s daty a poznatky z literatury a zejména z ověřování na základě již disponibilních informací z experimentálních výsadby smrku ztepilého, jedle bělokoré, borovice lesní a buku lesního.

Specifický případ „místních“ populací lesních dřevin v souvislosti s jejich reprodukcí představuje přirozená obnova, kdy se bezprostředně jedná o potomstva obnovovaných porostů. O charakteristice potomstev při přirozené obnově rozhodují kromě genetické skladby obnovovaného porostu i jeho rozloha, která je směrodatná pro dostatečnou, geneticky podmíněnou variabilitu následné generace a tím ze-

Tab. 1.

Charakteristika lokalit výsadby a místních dílčích populací. Smrk ztepilý

Characteristics of localities of planting and characteristics of local partial populations localities. Norway spruce

Lokalita výsadby/Planting locality			Přírodní lesní oblast/ Natural forest area	Místní dílčí populace/Local partial populations		
Evid. č./ Key number	Označení/ Locality name	Nadm. výška/ Altitude [m n. m.]		Prov. č./ Provenance number	Označení/ Provenance name	Nadm. výška/ Altitude [m n. m.]
263	Lanškroun, Damníkuv	450	31	25	Lanškroun	490
264	Vimperk, Strážný	880	13	14	Vimperk, Strážný	920
270	Pelhřimov, Drážd'any	660	16	7	Pelhřimov, Častrov	700
				8	Pelhřimov, Pacov	600
273	Nové Město na Moravě, Devět Skal	750	16	38	N. Město n. M., Cikháň	730
				39	N. Město n. M., Herálec	750
276	Ostravice, Samčanka	820	40	49	Ostravice, Staré Hamry	720
278	Pocínovice, Liščí	500	11	20	Nýrsko, Liščí	600
279	Teplá, Štenská	700	3	22	Teplá, Podhora	700

Přírodní lesní oblasti (Natural forest areas): 3 - Karlovarská vrchovina, 11 - Český les, 13 - Šumava, 16 - Českomoravská vrchovina, 31 - Českomoravské mezihory, 40 - Moravskoslezské Beskydy

jména pro žádoucí stabilitu vůči působení škodlivých faktorů a zdravotní stav. Význam má i tok genů z okolních porostů (pyl, semena), specificky jejich geneticky podmíněné složení.

Charakteristika původních místních populací lesních dřevin

Genetické složení populací je výsledkem různých evolučních faktorů, které byly významné v minulosti, ale jsou účinné i v současnosti. V této souvislosti hraje specifickou roli historie populací v době poledové. Značná množství genetických výzkumů orientovaných na různé druhy rostlin i živočichů dokládají, že refugiální oblasti, v nichž organismy přeživaly v ledových dobách (nejmladší skončila ca před 12 000 – 10 000 lety), představují centra vysoké genetické diverzity. Tato skutečnost je prokázána i pro lesní dřeviny. Po nejmladší době ledové docházelo u lesních dřevin k osídlování evropského území směrem k severu z refugií, situovaných zejména v jižní Itálii, jižním Španělsku, na Balkáně, při jižních okrajích Karpat aj. Genetické složení dnešních původních populací je určováno počtem a velikostí refugiálních populací, z nichž současné místní, resp. původní porosty vznikaly. Dále je do značné míry ovlivňováno ekologickými poměry oblastí, jimiž populace do míst svého současného výskytu pronikaly. Ekologické podmínky mohly do určité míry přispívat k zúžení geneticky podmíněné proměnlivosti (tzv. efekt hrdla láhve). Kromě těchto procesů mohly být pro současné genetické složení populací významné i některé další faktory, jako je již zmíněná velikost populací, šíření pylu a semen nebo přirozený výběr na lokalitách, na něž populace při šíření z refugií do současnosti dospěly.

Výsledkem genetického složení a selekčních mechanismů, které na „místní“ populace lesních dřevin působí, počínaje ekologickými vlivy refugií, přes vlivy prostředí, jimiž populace procházely v době poledové, až po faktory charakteristické pro současné prostředí, je evoluční adaptace. Tato adaptace (fitness podle Darwina) představuje takový stav populace, který dovoluje, aby v těchto podmínkách přeživala, reprodukovala se a prakticky bez omezení trvale existovala. Je tedy charakteristická v první řadě stabilitou a uspokojivým zdravotním stavem.

Mnohé populace lesních dřevin, charakteristické evoluční adaptací, však nemusí vyhovovat lesnickým požadavkům, zejména pokud jde o produkční schopnost a kvalitu produkované biomasy. S ohledem na tuto skutečnost byl švédskými autory (ex GEBUREK 2002) formulován pojem tzv. lesnické adaptace (domestic fitness). Představuje takový stav, kdy je populace v daných ekologických podmínkách během určité doby (zpravidla doba obmýtní nebo domýtní věk) schopna přežít a vytvářet hospodářské produkty žádoucí pro lesní hospodářství.

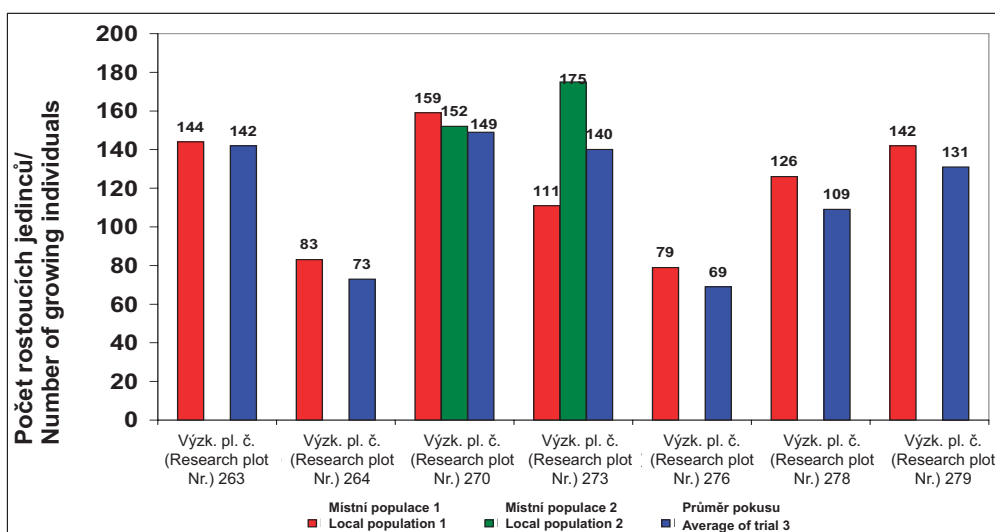
V současnosti se v lesnickém výzkumu uplatňují nové molekulární genetické metody, které umožňují mj. sledovat směry šíření populací lesních dřevin z refugií až do současných lokalit. Na základě těchto metodických postupů však nelze spolehlivě posoudit produkční výkonnost významnou pro lesní hospodářství. Informace tohoto druhu mohou přinést zejména srovnávací výsadby dílčích populací lesních dřevin, zakládané v různých ekologických podmínkách. Jestliže jsou na výzkumné ploše vysazeny populace z různých regionů a oblastí, lze z výsledků pozorování na těchto plochách odvodit charakteristický vzorec proměnlivosti pro zkoumaný druh dřeviny. Populace, které pocházejí z blízkosti míst výsadby, mají teoreticky patřit mezi ty, které se nejlépe osvědčily. Tyto lokální populace, v našem pojetí v užším či širším smyslu, však nemusejí na základě dosavadních výsledků výzkumu vždy patřit mezi nejlepší. Toto pozorování uskutečnil poprvé Gunar Schotte pro borovici lesní již v roce 1910. Jev, kdy místní populace nepatří mezi nejvýkonnější a hospodářsky nejhodnotnější, je zvláště rozšířený u těch druhů lesních dřevin, které mají rozsáhlý areál a obvykle se v této souvislosti vyznačují spíše klinální, tj. kontinuální genetickou variabilitou. Dosavadní výsledky výzkumu v některých případech prokazují (např. LANGLET 1936 pro borovici lesní aj.), že populace, které pocházejí z prostředí, které je ve srovnání s místem výsadby co do ekologických poměrů mírnější (např. jižněji položená lokalita, poněkud nižší nadmořská výška), vykazují někdy lepší růstové a produkční vlastnosti než lokální populace. Tento jev se vysvětluje tzv. „adaptivním doběhem“, tj. konzervativností, resp. dlouhým trváním evolučních procesů (GEBUREK 2002). Objasnění otázek tohoto druhu je v lesním hospodářství ČR žádoucí a významné se zřetelem na současně platné zásady rajonizace reprodukčního materiálu lesních dřevin, orientované na přednostní využívání

reprodukčního materiálu „místního“ původu v užším či širším smyslu (přírodní lesní oblasti, lesní vegetační stupně).

V současnosti existuje v České republice řada srovnávacích výzkumných ploch se zastoupením potomstev dílčích populací různých druhů lesních dřevin, někdy téměř z celého areálu, v jiných případech z jeho menších či větších částí. Na základě výsledků pozorování zejména na výzkumných plochách s potomstvy, jejichž věk a vývoj pokročil, lze posoudit, do jaké míry se na lokalitách výsadby „místní“ populace v užším či širším smyslu osvědčují. V rámci tohoto příspěvku jsou stručně zmíněny a analyzovány poznatky o stabilitě, růstu a produkci dílčích populací smrku ztepilého a jedle bělokoré ve vztahu k místům výsadby.

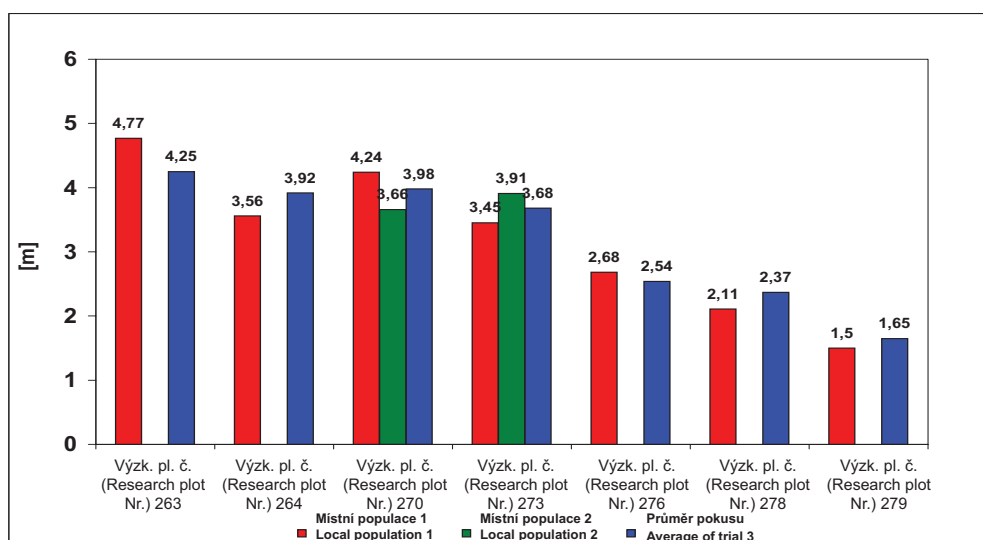
Místní populace smrku ztepilého

Pojmem „místní“ populace v užším smyslu jsou označovány porosty, které byly obnoveny nebo vznikly zalesněním reprodukčním materiálem pocházejícím z téhož místa nebo z jeho blízkosti. Jde např. o lesní správu (dříve lesní závod), revír (polesí) nebo prostředí v blízké lokalitě, než je celkový obvod příslušné přírodní lesní oblasti a příslušného lesního vegetačního stupně. Základem analýzy, orientované na posouzení místních dílčích populací smrku ztepilého v ČR a obecně i ověření základních principů rajonizace reprodukčního materiálu smrku ztepilého, je soubor 20 ověřovacích ploch založených v letech 1986 až 1990 v různých přírodních lesních oblastech. Na plochách lokalizovaných v různých ekologických podmínkách jsou vysazena potomstva 53 jednotek



Obr. 1.

Smrk ztepilý, potomstva ve věku 14 let. Porovnání veličin místních populací s průměrnými hodnotami jednotlivých pokusů Norway spruce, progenies at the age of 14 years. Comparison of local populations characteristics with average values of individual experiments



Obr. 2.

Smrk ztepilý, potomstva ve věku 14 let. Porovnání veličin místních populací s průměrnými hodnotami jednotlivých pokusů. Průměrné výšky [m] Norway spruce, progenies at the age of 14 years. Comparison of local populations characteristics with average values of individual experiments. Average heights (m)

uznaných ke sklizni semenného materiálu. Jde většinou o lesní porosty a jejich soubory fenotypové třídy B, částečně i fenotypové třídy A. S ohledem na relativně časný věk materiálu na plochách se pozorování ve věku 14 let omezilo pouze na registraci a analýzu podílu rostoucích (přežívajících) jedinců a na výškový růst. Počet, resp. podíl přežívajících jedinců může být považován za určitý indikátor životaschopnosti s ohledem na to, že po výsadbě se na plochách neuskutečnilo žádné vylepšování a do věku 14 let zde nebyl realizován žádný výchovný zásah. Údaje, které byly registrovány a hodnoceny, proto mohou jednotlivá potomstva smrku ztepilého charakterizovat pouze orientačně. Při dalších plánovaných hodnoceních budou v souladu s věkem a stupněm vývoje do hodnocení zařazovány další charakteristiky, např. výčetní tloušťka, v pokročilejších fázích i objemová produkce a další.

Nasedmivýzkumných plochách (tab. 1) byla dosortimentu zařazena potomstva porostů z bezprostřední blízkosti lokality výsadby, v některých případech i z poměrně vzdálených míst. Jde celkem o 9 dílčích populací, z toho na výzkumných plochách č. 270 – Pelhřimov, Drážďany a č. 273 – Nové Město na Moravě, Devět Skal o dvě populace, v ostatních případech jen o jednu populaci. Vždy jde o materiál z téže lesní správy, někdy i z téhož revíru. Výsadby se uskutečnily na lokalitách s relativně malou diferencí nadmořských výšek od lokalit mateřských porostů. V některých případech jsou nadmořské výšky shodné nebo téměř shodné, největší difference (100 m) je zaznamenána u výzkumné plochy č. 278 – Nýrsko, Pocínovice a vysazeného potomstva dílčí populace č. 20 – Nýrsko, Liščí, dále u výzkumné plochy č. 276 – Ostravice, Samčanka a potomstva č. 49 – Ostravice, Staré Hamry. Populace označované jako „místní“ (tab. 1) nejsou většinou autochtonní. S určitou poměrně vysokou pravděpodobností lze původnost předpokládat u jednotek č. 14 – Vimperk, Strážný a č. 49 – Ostravice, Staré Hamry. Ostatní porosty využitě jako zdroje osiva se však během své existence v jedné, případně ve dvou nebo více generacích adaptovaly na místní podmínky prostředí a vykazují takové vlastnosti, že mohly být uznány pro sklizeň semenného materiálu.

Jako kritérium pro posouzení projevů místních populací jsou použity průměrné hodnoty přežívání a výškového růstu všech potomstev zastoupených na dané srovnávací ploše. Vhodnost volby těchto kritérií může být předmětem diskusí. S ohledem na to, že pro hodnocení výsledků z pokusné série ploch nebyla předem zvolena vhodná „standardní“ dílčí populace, resp. mateřský porost, představuje použitý postup možné náhradní řešení. Ostatně i volba standardní populace jako kritéria pro posuzování je spojena s některými problémy. Není jednoduché zvolit jako „standard“ právě vhodnou dílčí populaci z několika možných alternativních řešení. Celkové výsledky testování jsou v tomto případě právě závislé na tom, zda jako standard byla vhodně zvolena dílčí populace, která dostatečně reprezentuje průměrné poměry v oblasti, pro kterou se testování populací realizuje.

Chování potomstev (tab. 1) ve vztahu k průměrným hodnotám jednotlivých ploch je proměnlivé. Pokud jde o stupeň přežívání (obr. 1), je v osmi z devíti hodnocených případů výsledek zřetelně nad průměrem pokusu, v jednom případě je stupeň přežívání pod průměrem celé plochy (provenience č. 38 – Nové Město na Moravě, Cikháj na výzkumné ploše č. 273 – Nové Město na Moravě, Devět Skal). Jestliže považujeme v tomto případě stupeň přežívání za určitou komponentu kritéria adaptační schopnosti, lze vyslovit názor, že výsledky pozorování, posuzování synteticky, naznačují u místních populací ve srovnání s průměry pokusů, až na jednu výjimku, nadprůměrnou adaptační schopnost. Tento výsledek lze považovat za odpovídající teoretickým předpokladům.

Poněkud jiná je situace u výškového růstu (obr. 2). Ve čtyřech případech vynikají místní populace na jednotlivých lokalitách více či méně zřetelně nad průměry souborů zastoupených jednotek, v pěti případech je tomu opačně. Lze tedy obecně konstatovat, že pokud jde o výškový růst, nepatří lokální dílčí populace, resp. jejich potomstva ve srovnání s průměry pokusů vždy k nadprůměrným. V některých případech ve vzrůstu zřetelně zaostávají. Z uvedených devíti dílčích populací označovaných jako místní lze s určitou pravděpodobností považovat za autochtonní pouze dvě jednotky. Dílčí populace č. 14 – Vimperk, Strážný se řadí na místní ověřovací ploše č. 264 – Vimperk, Strážný zřetelně pod průměr pokusu a to v obou uvažovaných ukazatelích. Potomstvo č. 49 – Ostravice, Staré Hamry v místních podmínkách v obou kritériích průměr pokusu výrazně předstihuje. Jako jedna z příčin proměnlivosti výsledků by mohla přicházet u „místních“ dílčích populací, resp. u jejich potomstev v úvahu určitá rozdílnost nadmořských výšek původu těchto populací od nadmořských výšek míst výsadby. Diference jsou však relativně malé (± 100 m). V případě difference 100 m, kdy je lokalita ověřované dílčí populace níže než místo výsadby, by se teoreticky minusová difference neměla projevit.

Výsledky analýzy populací smrku ztepilého lze stručně shrnout takto: Potomstva jednotek, které lze na ověřovacích plochách považovat za místní, vykazují relativně menší variabilitu v přežívání, výraznější pak u výškového růstu. Zatímco v případě přežívání zaostává za průměrem příslušné pokusné výsadby pouze jediné potomstvo, ve výškovém růstu jde o více než polovinu případů. U smrku ztepilého tak ne vždy patří potomstva místních dílčích populací ve zvolených kritériích k nejhodnotnějším. Toto zjištění není v rozporu s informacemi známými z literatury (SCHOTTE 1910, LANGLET 1936, SCHMIDT-VOGT 1977, GEBUREK 2002 aj.). Výsledky hodnocení je nutno považovat za předběžné s ohledem na věk hodnocených výsadeb a omezený počet ukazatelů využitých v daném případě jako kritérií. Předpokládá se, že soubor ploch bude hodnocen soustavně i v pokročilejších vývojových stadiích s využitím dalších faktorů.

Místní populace jedle bělokoré

V roce 1970 bylo ve VÚLHM Jiloviště-Strnady započato s realizací projektu zaměřeného na výzkum proměnlivosti a šlechtění jedle bělokoré pro potřeby lesního hospodářství České republiky. Základem výzkumných prací bylo založení srovnávacích ploch s potomstvy dílčích populací jedle bělokoré různého původu a některých dalších druhů a přirozených hybridů rodu *Abies*. Výzkum měl sledovat cíl získat informace o geneticky podmíněné proměnlivosti jedle bělokoré v rámci celého evropského areálu se zvláštním zřetelem na území České republiky. Poznatky měly být a jsou využívány v souvislosti s opatřeními orientovanými na záchranu a reprodukci jedle bělokoré, na zvýšení jejího podílu v druhové skladbě lesů a jako základ pro orientaci šlechtitelských programů. Během let 1970 a 1971 se podařilo shromáždit vzorky osiva 153 proveniencí jedle bělokoré téměř ze všech částí areálu této dřeviny. Z České republiky je v sortimentu zastoupeno 84 proveniencí, 14 proveniencí je ze Slovenska, ostatní materiál je ze zahraničí, celkem z 10 dalších zemí. Po úspěšném výpěstování sazenic bylo v letech 1973 až 1977 založeno 20 výzkumných ploch.

Výsadby byly až do současnosti několikrát hodnoceny, v posledním období pak s ohledem na pracovní kapacity v různém věku 28 až 31 let. Při těchto hodnoceních v pokročilejším věku již nebylo možno sledovat jako v případě smrku ztepilého stupeň přežívání, neboť ve výsadbách byly realizovány výchovné zásahy. Vedle výšek byly měřeny a hodnoceny výčetní tloušťky a na základě měřených údajů byl

Tab. 2.

Charakteristika lokalit výsadby a místních dílčích populací. Jedle bělokorá

Characteristics of localities of planting and characteristics of local partial populations localities. Silver fir

Lokalita výsadby/Planting locality			Přírodní lesní oblast/ Natural forest area	Místní dílčí populace/Local partial populations		
Evid. č./ Key number	Označení/ Locality name	Nadm. výška/ Altitude [m n. m.]		Prov. č./ Provenance number	Označení/ Provenance name	Nadm. výška/ Altitude [m n. m.]
62	Nýrsko, Dešenice	700	12	32	Nýrsko, Dešenice	500
				66	Nýrsko, Liščí	600
				76	Nýrsko, Suchý Kámen	620
67	Pelhřimov, Černovice	690	16	1-15	Kamenice nad Lipou, Losy	780 - 820
				16-30	Jihlava, Henčov - Popice	600
				49	Přibyslav, Hamry	580 - 590
				210	Nové Město na Moravě, Cikháň	690
71	Vítkov, Jánské Koupele	450	29	198	Vítkov, Budišov nad Budišovkou	500 - 570
77	Nové Hrady, Konratice	640	14	62	Nové Hrady, Hojná Voda	800
			15	80	Nové Hrady, Dolní Hvozd, Trhové Sviny	550

Přírodní lesní oblasti (Natural forest areas): 12 - Předhoří Šumavy a Novohradských hor, 14 - Novohradské hory, 15 - Jihočeské pánve, 16 - Českomoravská vrchovina, 29 - Nízký Jeseník

vypočten a hodnocen objem nadzemní biomasy průměrného stromu a dále i zásoby stromové biomasy v přepočtu na plochu 1 ha.

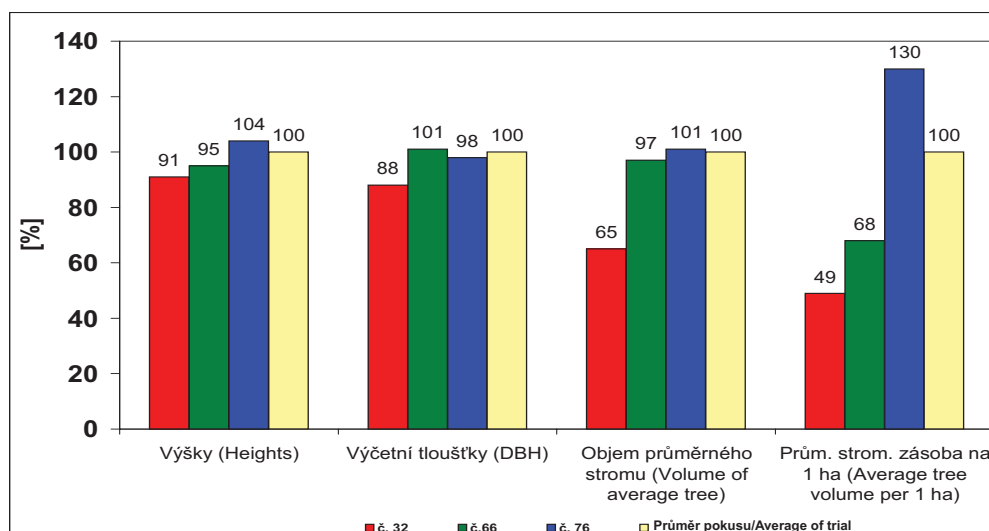
Na čtyřech výzkumných plochách, konkrétně na ploše č. 62 – Nýrsko, Dešenice, č. 67 – Pelhřimov, Černovice, č. 71 – Vítkov, Jánské Koupele a č. 77 – Nové Hrady, Konratice byla mj. vysazena i potomstva místních dílčích populací v pojetí již charakterizovaném dříve (tab. 2). S ohledem na tyto skutečnosti bylo možno posoudit, podobně jako u ploch smrku ztepilého, charakteristiky potomstev místních dílčích populací konfrontací s průměrnými hodnotami jednotlivých výzkumných ploch. Celkově jde o 3 dílčí populace na výzkumné ploše č. 62 – Nýrsko, Dešenice, 4 jednotky na ploše č. 67 – Pelhřimov, Černovice, jednu dílčí populaci ve výsadbě č. 71 – Vítkov, Jánské Koupele a dvě u č. 77 – Nové Hrady, Konratice. Místa původu hodnocených dílčích populací jsou až na jednu výjimku vždy lokalizována v téže přírodní lesní oblasti jako místa výsadeb, existují však určité difference v nadmořských výškách míst původu a lokalit výsadeb. Na výzkumné ploše č. 62 – Nýrsko, Dešenice pocházejí vysazené dílčí populace, resp. jejich potomstva z nadmořských výšek nižších než místo výsadby a to o 80 až 200 m. U výzkumné plochy č. 67 – Pelhřimov, Černovice se jedná o difference -110 až +130 m, u výsadby č. 71 – Vítkov, Jánské Koupele o +50 až +120 m a na lokalitě č. 77 – Nové Hrady, Konratice představuje rozdíl lokalit zastoupených místních dílčích populací se zřetelem k místu výsadby -90 až +160 m. Difference nejsou, až snad na případ dílčí populace č. 32 – Nýrsko, Dešenice na výzkumné ploše č. 62 – Nýrsko, Dešenice, tak značné, že by měly výrazně ovlivnit růst a produkci hodnocených jednotek vzhledem k místům výsadeb. Relace mezi růstem a produkcí „místních“ proveniencí vysazených na jednotlivých výzkumných plochách jsou patrné z obr. 3 až 6. Na grafech je stupeň rozdílnosti charakterizován v procentech ve vztahu k průměrům pokusů (100 %), a to ve všech čtyřech veličinách, které byly předmětem hodnocení (průměrná výška, výčetní tloušťka, objem průměrného stromu a zásoba biomasy na plochu 1 ha). Tento postup hodnocení byl zvolen pro větší názornost

s ohledem na větší diferenciaci veličin ve srovnání s výzkumnými plochami smrku ztepilého.

Pokud jde o lokalitu č. 62 – Nýrsko, Dešenice, pak dvě ze tří zastoupených místních proveniencí (č. 32 – Nýrsko, Dešenice a č. 66 – Nýrsko, Liščí) vykazují ve srovnání s průměrem celého pokusu zřetelně menší výšky, ve třetím případě (č. 76 – Nýrsko, Suchý Kámen) je výška ve srovnání s průměrem nepatrně větší. Analogicky je tomu i u výčetních tloušťek. U dalšího sledovaného znaku, objemu nadzemní biomasy průměrného stromu, jsou, zejména pokud jde o provenienci č. 32 – Nýrsko, Dešenice, difference zřetelnější. Tendence proměnlivosti jsou jako u ostatních charakteristik podobné i u stromové biomasy na plochu 1 ha, jsou však velmi výrazné. Tato skutečnost je do značné míry podmíněna diferencovaným počtem stromů na jednotku plochy.

Jestliže podobně analyzujeme stav na ploše č. 71 – Vítkov, Jánské Koupele, pak se hodnoty prvních tří sledovaných veličin pohybují ± těsně kolem průměru pokusu. Pokud jde o zásobu biomasy na 1 ha, je u dílčí populace č. 198 – Vítkov, Budišov nad Budišovkou hodnota této veličiny oproti průměru celé plochy výrazně nižší, což vyplývá z velmi malého počtu stromů rostoucích v přepočtu na 1 ha (700 jedinců).

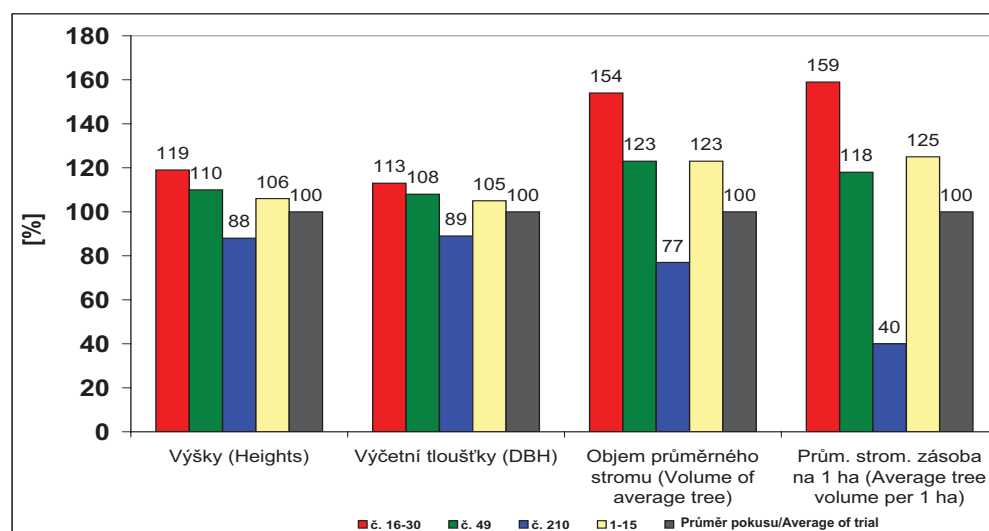
Na výzkumné ploše č. 67 – Pelhřimov, Černovice je zastoupeno několik dílčích populací z místa či širšího okolí výsadeb. Některé z těchto jednotek u výšek a výčetních tloušťek mírně, u ostatních dvou ukazatelů velmi výrazně převyšují průměr pokusu, zatímco např. provenienci č. 210 – Nové Město na Moravě, Cikháň ve všech ukazatelích u objemových veličin zvláště výrazně, průměru nedosahuje. Možné příčiny tohoto jevu jsou analyzovány v příslušné závěrečné zprávě (ŠINDELÁŘ, FRÝDL 2000), v které je vyjádřena hypotéza, že se může jednat o nepůvodní populaci z importu osiva, případně o důsledek inbreedingu (příbuzenského křížení) ve velmi malé dílčí populaci, v níž se uskutečnila sklizeň osiva (např. jen z několika málo stromů). Hypotézu by bylo možno alespoň částečně ověřit a objasnit analýzou genetických markerů.



Obr. 3.

Jedle bělokorá, věk 30 let, výzkumná plocha č. 62 – Nýrsko, Dešenice. Místní populace č. 32 – Nýrsko, Dešenice, č. 66 – Nýrsko, Liščí, č. 76 – Nýrsko, Suchý kámen

Silver fir, age of 30 years, research plot no. 62 - Nýrsko, Dešenice. Local populations no. 32 - Nýrsko, Dešenice, no. 66 - Nýrsko, Liščí, no. 76 - Nýrsko, Suchý kámen



Obr. 4.

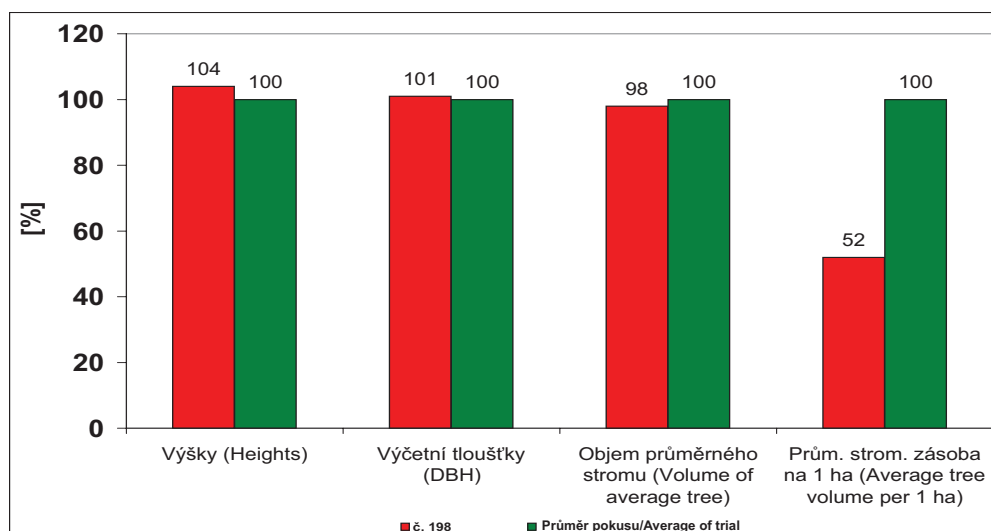
Jedle bělokorá, věk 29 let, výzkumná plocha č. 67 – Pelhřimov, Černovice. Místní populace č. 16 - 30 – Jihlava, Henčov-Popice, č. 49 – Přibyslav, Hamry, č. 210 – Nové Město na Moravě, Cikháj, č. 1 - 15 Kamenice n. Lipou, Losy

Silver fir, age of 30 years, research plot no. 67 - Pelhřimov, Černovice. Local populations no. 16 - 30 - Jihlava, Henčov-Popice, no. 49 - Přibyslav, Hamry, no. 210 - Nové Město na Moravě, Cikháj, no. 1 - 15 - Kamenice nad Lipou, Losy

Dílčí populace na ploše č. 77 – Nové Hradky, Konratice jsou zastoupeny dvěma potomstvy z obvodu LS Nové Hradky. Jedno z těchto potomstev (č. 62 – Nové Hradky, Hojná Voda z PLO 12) pochází z porostu rostoucího v podobných ekologických podmínkách, jaké jsou na místě založení výzkumné plochy, druhé potomstvo (č. 80 – Nové Hradky, Dolní Hvozď, Trhové Sviny) pochází z PLO 15 – Jihočeské pánve, i když je místo jeho původu relativně blízké lokalitě výsadby. Zatímco první jmenovaná jednotka převyšuje ve všech sledovaných veličinách, zvláště pak u objemových ukazatelů zřetelně průměr pokusu, charakteristiky výšek, výčetních tloušťek a objemu průměrného stromu provenience č. 80 se s průměrem pokusu shodují. Pouze zásoba stromové biomasy je ve srovnání s průměrem celého pokusu výrazně nižší. Provenienci

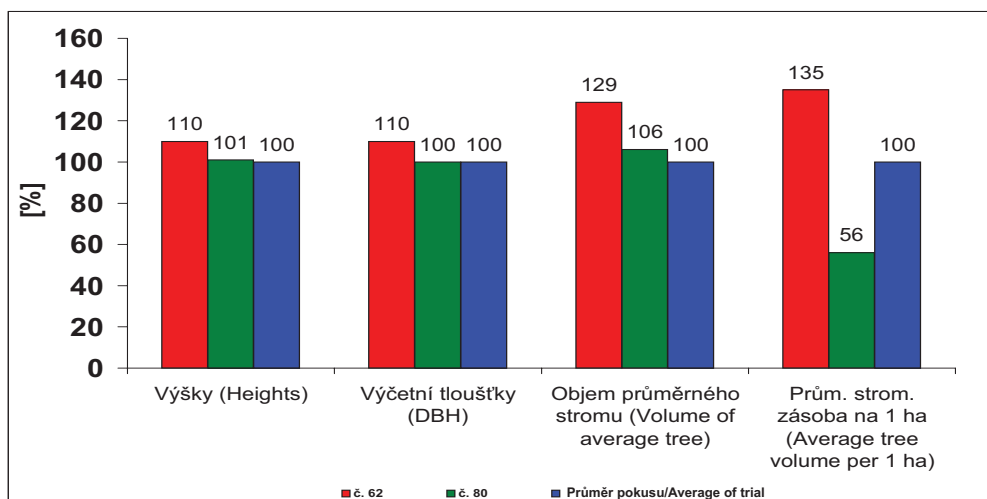
č. 80 – Nové Hradky, Dolní Hvozď, Trhové Sviny tedy nelze přes relativně malou vzdálenost lokality výsadby a porostu, z něhož se sklízelo osivo, považovat s ohledem na výrazně odlišné ekologické podmínky (zejména půdní charakteristiky) za provenienci „místní“ v ekologickém pojetí.

Podobně jako je tomu u smrku ztepilého, vykazují i u výsadeb jedle bělokoré místní provenienci, a to i ve věku 28 až 31 let, ve všech sledovaných ukazatelích ve srovnání s průměrnými hodnotami výzkumných ploch velmi proměnlivé výsledky. Z deseti sledovaných jednotek na čtyřech výzkumných plochách (neuvažujeme-li jednotku č. 80 – Nové Hradky, Dolní Hvozď, Trhové Sviny) převyšují místní dílčí populace průměr pokusu ve výškovém růstu a objemu průměrného



Obr. 5.

Jedle bělokora, věk 29 let, výzkumná plocha č. 71 – Vítkov, Jánské Koupele. Místní populace č. 198 – Vítkov, Budišov n. Budišovkou
Silver fir, age of 30 years, research plot no. 71 - Vítkov, Jánské Koupele. Local population no. 198 - Budišov n. Budišovkou



Obr. 6.

Jedle bělokora, věk 29 let, výzkumná plocha č. 77 – Nové Hrady, Konratice. Místní populace č. 62 – Nové Hrady, Hojná Voda, č. 80 – Nové Hrady, Dolní Hvozd, Trhové Sviny
Silver fir, age of 30 years, research plot no. 77 - Nové Hrady, Konratice. Local populations no. 62 - Nové Hrady, Hojná Voda, no. 80 - Nové Hrady, Dolní Hvozd, Trhové Sviny

ného stromu v šesti případech, ve výčetních tloušťkách v sedmi z devíti jednotek a v zásobách biomasy na 1 ha v pěti případech. Celkový závěr analýzy je tedy podobný jako u smrku ztepilého v tom smyslu, že „místní“ populace lesních dřevin nejsou v růstu a produkci vždy výkonnější, než je průměr pokusu.

Diskuse a závěr

Na základě výsledků pozorování na výzkumných plochách smrku ztepilého i jedle bělokore lze formulovat závěr v tom smyslu, že místní populace nejsou v růstu a produkci vždy výkonnější než srovnávací kritérium, které v našem případě představuje průměr pokusu. Je však nutno konstatovat, že místní populace se na plochách obou sledovaných druhů dřevin vyznačují dobrým zdravotním stavem a stabilitou vůči působení škodlivých faktorů, což dokládá u smrku ztepilého i stupeň přežívání místních populací.

V rámci diskuse lze mimo jiné zmínit i analogickou proměnlivost místních populací borovice lesní ve vzrůstu (výška, výčetní tloušťka) a v morfologických vlastnostech (tvárnost kmene, tloušťka větví) na základě hodnocení srovnávacích ploch potomstev jednotek uznaných ke sklizni semenného materiálu ve věku 17 let (ŠINDELÁŘ, PÁV, HOFMAN 1991, ŠINDELÁŘ 1992). U této dřeviny byla např. ze čtyř potomstev dílčích populací místního původu na srovnávací výzkumné ploše č. 49 – Nové Hrady, Jakule tři potomstva ve výškovém růstu, ale i v tvárnosti kmene a ve výčetních tloušťkách, z hospodářského hlediska hodnotnější než průměr pokusu, jedna z místních populací však v těchto ukazatelích za průměrem zaostávala. Na ploše č. 75 – Jindřichův Hradec, Kolence pak potomstvo jedné dílčí populace, kterou bylo možno označit za místní, dosahovalo ve třech zmíněných ukazatelích vyšší úrovně než průměr celého pokusu.

Pokud jde o modřín opadavý, bylo možno na srovnávací ploše mezinárodního provenienčního pokusu série IUFRO 1958/59 hodnotit jako

místní provenienci jednotku autochtonního sudetského modřínu č. 2 – Krnov, Radim (ŠINDELÁŘ 1982a). Potomstvo této dílčí populace ve věku 20 let ve sledovaných kvantitativních ukazatelích výrazně převyšovalo průměr pokusu. V celém souboru proveniencí jsou na výzkumných plochách série IUFRO 1958/59 zastoupeny ve větším počtu proveniencí z alpských oblastí, vesměs z vyšších poloh, které se vyznačují relativně pomalejším růstem a celkově menší produkcí biomasy. Vedle toho je možno podotknout, že modřín opadavý je s ohledem na disjunktivní areál rozšíření charakteristický nikoli klinálním, ale spíše ekotypovým vzorcem proměnlivosti, tedy jinými tendencemi než druhy s rozsáhlými, více méně spojitými areály a klinální variabilitou.

Nejen z obecných úvah o ekologicky a geneticky podmíněných charakteristikách, ale i na základě některých konkrétních experimentálních výsledků, které byly zmíněny, lze považovat za vhodné, zejména se zřetelem na předpokládanou a prokázanou stabilitu, i nadále přednostně používat reprodukční materiál z místních zdrojů, pokud jsou k dispozici. Musí však vedle předpokládané adaptace na podmínky prostředí vyhovovat i z hlediska růstu, produkce a jakosti lesnickým požadavkům, aby mohly být uznány ke sklizni semenného materiálu. Jejich náhrada jinými zdroji může být namísto tehdy, jestliže se na základě výsledků ověřovacích programů prokáže vhodnost použití jiného, z hlediska lesního hospodářství hodnotnějšího materiálu. V této souvislosti lze považovat za vhodné, řídit se v lesnické praxi dosavadními platnými právními předpisy, tj. zásadně využívat reprodukční materiál selektovaný a kvalifikovaný podle § 2 zákona č. 149/2003 Sb., o obchodu s reprodukčním materiálem lesních dřevin.

Za jeden z prioritních úkolů lesnického výzkumu, hospodářské úpravy lesů a lesnické praxe lze považovat ověřování vybraných dílčích populací lesních dřevin testy potomstev. Selektace zdrojů lesního osiva na základě výsledků testů a přednostní využívání zdrojů ověřených, testovaných, by mělo představovat významný příspěvek pro zvyšování produkce a stability lesních ekosystémů v České republice. Ověřovací práce byly v ČR zahájeny již koncem 70. let minulého století pro smrk ztepilý (ŠINDELÁŘ 1982b), přičemž činnost u této i jiných dřevin pokračuje zakládáním a hodnocením řady dalších ověřovacích ploch. Na základě získaných výsledků bylo možno až dosud předběžně navrhnout některé zdroje reprodukčního materiálu jako ověřené – testované, např. pro smrk ztepilý (ŠINDELÁŘ, FRÝDL, NOVOTNÝ 2003), jedlí bělokorou (ŠINDELÁŘ, FRÝDL 2000, ŠINDELÁŘ et al. 2005, ŠINDELÁŘ, NOVOTNÝ, FRÝDL 2005, 2006), dále pro borovici lesní (ŠINDELÁŘ, PÁV, HOFMAN 1991, ŠINDELÁŘ 1992). Během posledních 15 let byla založena řada dalších testovacích výsadeb pro vybrané zdroje reprodukčního materiálu (uznané porosty, semenné sady) zejména pro smrk ztepilý, borovici lesní, modřín opadavý, z listnatých dřevin pro buk lesní, dub letní a dub zimní.

S ohledem na existující srovnávací výsadby dílčích populací různého původu lze pro většinu hospodářsky významných lesních dřevin se zřetelem na místa výsadby posoudit zmíněné víceméně teoretické předpoklady na konkrétním materiálu z území ČR. Současně je možno těmito postupy ověřit, do jaké míry jsou některé základní principy rajonizace reprodukčního materiálu lesních dřevin, induktivně formulované v platných právních předpisech na základě obecných předpokladů, platné i pro naše lesní hospodářství. Je žádoucí v ověřovacích pracích soustavně pokračovat a testovací plochy nadále periodicky hodnotit a to i v pokročilejších vývojových stádiích.

Literatura

- GEBUREK, T.: Autochthone Bestände, Allheilmittel für die Forstwirtschaft? Öster. Forstzeitung, 6, 2002, s. 5-6.
- LANGLET, V.: Studien über die physiologische Variabilität der Kiefer und dem Zusammenhang mit dem Klima. Beiträge zur Kenntniss der Ökologie von *Pinus sylvestris*. Skogsförsökstitut, 29, 1936, s. 219-470.
- SCHMIDT-VOGT, H.: Die Fichte. I. Hamburg, Berlin, P. Parey 1977. 647 s.
- SCHOTTE, G.: Über die Bedeutung der Samenprovenienz und des Alters der Mutterbestände bei Kiefernulturen. Medd. fran Skogsförsökstitut, 1910, 78 s.
- ŠINDELÁŘ, J.: Zhodnocení výzkumné provenienční série modřínu IUFRO 1958/59 ve věku 20 let. Dílčí závěrečná zpráva. Jíloviště-Strnady, VÚLHM 1982a. 53 s.
- ŠINDELÁŘ, J.: Přehled výzkumných ploch provenienčních a ověřovacích se smrkem ztepilým *Picea abies* (L.) KARST. Zprávy les. výzkumu, 28, 1982b, č. 1, s. 1-3.
- ŠINDELÁŘ, PÁV, HOFMAN, V.: Brief survey of new findings of the variability of Scotch pine *Pinus sylvestris* (L.) in the CSFR. Comm. Inst. For. Cech., 17, 1991, s. 7-22.
- ŠINDELÁŘ, J.: Proměnlivost borovice lesní (*Pinus sylvestris* L.) na území České a Slovenské republiky z hlediska rajonizace reprodukčního materiálu. Lesnický průvodce, 1992, č. 2, 58 s., přílohy.
- ŠINDELÁŘ, J., FRÝDL, J.: Příspěvek k poznání proměnlivosti jedle bělokoré *Abies alba* MILL. se zvláštním zřetelem k přírodní lesní oblasti 16 – Českomoravská vrchovina. Dílčí závěrečná zpráva. Jíloviště-Strnady, VÚLHM 2000. 52 s.
- ŠINDELÁŘ, J., FRÝDL, J., NOVOTNÝ, P.: Příspěvek k poznání proměnlivosti smrku ztepilého (*Picea abies* /L./ KARST.) na území ČR se zvláštním zřetelem k rajonizaci reprodukčního materiálu. Dílčí závěrečná zpráva. Jíloviště-Strnady, VÚLHM 2003. 89 s., přílohy.
- ŠINDELÁŘ, J., FRÝDL, J., NOVOTNÝ, P., TOMEČ, J., HERCÍK, L.: Hodnocení vybraných provenienčních ploch s jedlí bělokorou ve věku 31 let se zřetelem na ověření fytogeografické proměnlivosti této dřeviny v České republice. Zprávy les. výzkumu, 50, 2005, č. 3, s. 179-190.
- ŠINDELÁŘ, J., NOVOTNÝ, P., FRÝDL, J.: Posouzení fytogeografické proměnlivosti a dalších charakteristik vybraných populací jedle bělokoré (*Abies alba* MILL.) na základě hodnocení jejich potomstev. In: Sborník referátů z konference Jedle bělokorá 2005, Srní 31. 10. – 1. 11. 2005. ČZU Praha, Správa NP a CHKO Šumava, 2005, s. 169-184.
- ŠINDELÁŘ, J., NOVOTNÝ, P., FRÝDL, J.: Hodnocení provenienční výzkumné plochy č. 77 – Nové Hradky, Konratice s potomstvy jedle bělokoré (*Abies alba* MILL.) ve věku 29 let. Zprávy les. výzkumu, 51, 2006, č. 1, s. 1-10.
- Vyhláška MZe ČR č. 82/1996 Sb., o genetické klasifikaci, obnově lesa, zalesňování a o evidenci při nakládání se semeny a sazenicemi lesních dřevin. In: Zákon o lesích a příslušné vyhlášky. Praktická příručka, 2003, č. 48, s. 39-54.
- Vyhláška MZe ČR č. 139/2004 Sb., kterou se stanoví podrobnosti o přenosu semen a sazenic lesních dřevin, o evidenci o původu reprodukčního materiálu a podrobnosti o obnově lesních porostů a o zalesňování pozemků prohlášených za pozemky určené k plnění funkcí lesa. Sbírka zákonů Česká republika, 2004, č. 46, s. 1955-1963.
- Zákon č. 149/2003 Sb., o uvádění do oběhu reprodukčního materiálu lesních dřevin lesnický významných druhů a umělých kříženců, určeného k obnově lesa a k zalesňování, a o změně některých souvisejících zákonů (zákon o obchodu s reprodukčním materiálem lesních dřevin). Sbírka zákonů Česká republika, 2003, č. 57, s. 3279-3294.

Poznámka:

Příspěvek vznikl v rámci řešení výzkumných projektů č. 1G46093 MZe NAZV „Využití šlechtitelských metod při testování zdrojů reprodukčního materiálu lesních dřevin“ a č. QF4024 MZe NAZV

„Aplikace šlechtitelských metod pro zachování a reprodukci genových zdrojů jedle bělokoré (*Abies alba* MILL.) a jiných druhů rodu *Abies* adaptovaných na podmínky ČR“.

Results of Norway spruce and silver fir provenance plots evaluation with the special attention to these tree species local populations

Summary

Following conclusions are possible to be mentioned in frame of Norway spruce partial populations analyses. Progenies of those units which are supposed to be of local origin, have proved relatively smaller variability of vitality, but better results have been found in case of height growth. Only one progeny's vitality characteristics are under mean value, in case of height growth this proportion is higher, more than half of variants. It means that progenies of local populations do not always present the best variants in frame of evaluated characteristics. These findings are not in contradiction with information of other literature sources (SCHOTTE 1910, LANGLET 1936, SCHMIDT-VOGT 1977, GEBUREK 2002, etc.). It is necessary to understand results of evaluation just as preliminary, with regards to age of evaluated plantings and limited number of criteria having been used for evaluation, too. It is supposed, that series of experimental plots will regularly be evaluated also in next periods using other criteria for evaluation, as well.

Similarly, as in case of Norway spruce, there have also been found very different and variable results of local silver fir provenances evaluation in case of plantings evaluations at the age 28 to 31 years, if compared with average values of evaluated characteristics having been found out on all other evaluated experimental plots. Of ten local evaluated progenies growing on four experimental plots (excluding unit no. 80 – Nové Hradky, Dolní Hvozd, Trhové Sviny), six local partial populations extend average value of experiment in case of height growth and average tree volume production, seven local units have above average characteristics in DBH, and five units are of above average level in case of biomass stock characteristics evaluation. Thus, final conclusion is similar to conclusions connected with Norway spruce partial populations evaluation, i. e. that “local” populations of forest tree species are not always better, if compared with average of experiment.

Recenzováno

Oprava názvu ve Zprávách lesn. výzkumu, 51, 2006, č. 1, s. 1-10:

Autoři se omlouvají za chybu v článku, který vyšel v čísle 1. Text se týkal hodnocení plochy ve věku 29 let. Správný název je následující:

HODNOCENÍ PROVENIENČNÍ VÝZKUMNÉ PLOCHY Č. 77 – NOVÉ HRADKY, KONRATICE S POTOMSTVY JEDLE BĚLOKORÉ (*ABIES ALBA* MILL.) VE VĚKU 29 LET

VLIV JAMKOVÉ APLIKACE MOUČKY DOLOMITICKÉHO VÁPENCE NA PŮDNÍ PROSTŘEDÍ UVNITŘ SADEBNÍCH JAMEK A MIMO JAMKOVÝ PROSTOR V RÁMCI PODMÍNEK KYSELÉHO HORSKÉHO STANOVIŠTĚ V JIZERSKÝCH HORÁCH

Effects of planting hole application of dolomitic limestone powder on soil in planting holes and out of them in conditions of an acidic mountain site in the Jizerské hory Mts.

Abstract

The object of this contribution is an assessment of dolomitic limestone powder effects on soil in harsh conditions of an acidic mountain site. The limestone powder (1 kg per tree) was used to support young Norway spruce (*Picea abies* /L./ KARST.) plants. It was incorporated into soil within planting holes (35 x 35 x 25 cm) when young trees were planted. The planting hole application was used in order to confine the effects of liming to immediate surroundings of young trees and to avoid affecting the whole soil environment on the sensitive mountain site. More than 13 years after planting and application of the limestone amendment, the soil samples were taken at different distance zones (10, 40 and 80 cm) from the centres of the limed planting holes and also from the area of non-limed control plots. The main pedochemical characteristics of the samples taken in the limed variant were determined and compared with the ones of control samples. On the whole, the planting hole application seems to be environmentally-sensitive way of application, though, it is laborious and expensive. According to our results, the applied dolomitic limestone powder changed markedly the soil in the planting hole space, however, its effects upon the surrounding soil were negligible.

Úvod

Na imisní holině v hřebenové partii Jizerských hor byla testována účinnost podpory nově zakládaných kultur lesních dřevin prostřednictvím jamkové aplikace moučky dolomitického vápence. Ke zjištění vlivu tohoto opatření na prosperitu mladých smrků v nepříznivých podmínkách horského imisního stanoviště zde byla založena i pokusná výsadba smrku ztepilého. Tato výsadba byla každoročně proměřována a v různých časových intervalech hodnocena (PODRÁZSKÝ 1994, BALCAR, PODRÁZSKÝ 1995, PODRÁZSKÝ, BALCAR 1996, BALCAR 1998, KUNEŠ et al. 2004). Některé práce zahrnovaly i posouzení změn, které vápenec vyvolal přímo v půdním prostředí jamky (PODRÁZSKÝ, BALCAR 1996, KUNEŠ 2003, KUNEŠ, ULBRICHOVÁ 2003). Stále však nebyla řešena otázka, do jaké míry jamkově aplikované vápnění ovlivňuje půdní prostředí mimo vlastní prostor sadebních jamek.

V roce 2003 byla ve zmiňované experimentální výsadbě smrku ztepilého provedena první prořezávka. Prořezávka ukončila období existence výsadby, během něhož nebylo do jejího vývoje zasahováno porostní výchovou. Ukončení tohoto období je podnětem ke zpracování několika dílčích studií, které budou uvedenou časovou periodu z různých úhlů pohledu rekapitulovat. Předkládaný příspěvek, zabývající se ovlivněním půdního prostředí jamkovou aplikací dolomitického vápence, je první z těchto studií.

Hlavním cílem experimentu, prezentovaného v tomto příspěvku, bylo zjistit, v jaké míře ovlivňuje vápenec aplikovaný do sadebních jamek půdu mimo jamkový prostor. Tato otázka byla motivována především relativně vysokou aplikovanou dávkou meliorantu, která v přepočtu činí 5 t na ha (viz metodika) a rizikem některých možných negativních dopadů vápnění na půdní prostředí, např. na dynamiku půdní organické hmoty a dusíku. Proti těmto obavám vystupoval předpoklad větší citlivosti jamkové aplikace. Přímé chemické působení vápence aplikovaného do jamky by podle tohoto předpokladu nemělo výrazněji ovlivnit chemismus půdy mimo jamku a na prostor vně jamek by tedy neměla být přenesena rizika spojená s vápněním. Cílená jamková aplikace by i za použití větších aplikačních dávek tudíž mohla být

citlivější vůči prostředí než plošný rozptyl meliorantu. Výše popsany předpoklad dosud nebyl experimentálně ověřen a právě jeho ověření bylo jedním z hlavních motivů studie.

Pedochemické charakteristiky jsou vyhodnocovány na vzorcích odebraných třináct a půl roku po realizaci jamkové formy cílené meliorace, která proběhla spolu s výsadbou kultury smrku ztepilého. Jsou zde porovnávány výstupy analýz půdních vzorků odebraných na kontrolní variantě s charakteristikami vzorků jednak přímo z prostoru přívápněných jamek, jednak ze dvou různých zón v jejich okolí. Jedná se o zóny 40 cm a 80 cm od jamkových středů.

Metodika

Výsadbový experiment byl založen v roce 1991 na pokusné ploše Jizerka a sleduje vliv aplikace jemné moučky dolomitického vápence na prosperitu mladé výsadby smrku ztepilého (*Picea abies* /L./ KARST.).

Oplocená plocha se nachází na imisní holině v nadmořské výšce 960 m n. m. na Středním Jizerském hřebeni asi 1 km severně od osady Jizerka. Stanoviště je řazeno do lesního typu kyselá smrčina třtinová (8 K 2), hospodářského souboru 721 a pásma imisního ohrožení B (BALCAR, PODRÁZSKÝ 1994). Průměrná roční teplota stanoviště je 5,2 °C a celkové roční srážky dosahují asi 1 089 mm (BALCAR 2002). Horninové podloží je tvořeno biotitickou žulou, půdním typem je horský humusový podzol. Průměrná koncentrace SO₂ ve vzduchu se do roku 2000 pohybovala kolem 11 μ m⁻³ (v současné době jsou zaznamenávané hodnoty nižší), koncentrace F odpovídá přibližně 0,18 μ g m⁻³.

Pokusná výsadba sestává z deseti čtvercových plošek (100 m²), přičemž na každou z nich bylo vysázeno 50 ks čtyřletých sazenic smrku ztepilého ve sponu 2 x 1 m.

Vedle kontroly (4 plošky, resp. opakování) byly založeny dvě vápněné varianty. První z nich byla varianta „jamka“ (3 opakování), kde byl při výsadbě kultury na každou sazenici použit 1 kg jemné moučky dolomitického vápence a promíšen s půdou v jamce (bodová aplikace). Velikost jamek zde byla přibližně 35 x 35 x 25 cm. Druhou vápněnou variantou byla varianta „povrch“ (3 opakování). Jemná moučka do-

Tab. 1.

Pedochemické vlastnosti vzorků příslušejících jednotlivým odběrovým sériím

Pedochemical properties of soil samples belonging to the particular sampling sets: „K“, „A“, „B“ and „C“

Odběrová série/Sample set			K	A	B	C
Půdní vlastnost/Soil property	Jednotka/Unit		Kontrola/Control	Jamka/Planting hole	40 cm	80 cm
pH/H ₂ O	-	x	4,4 a	5,6 b	4,5 a	4,5 a
		s	0,13	0,77	0,14	0,10
pH/KCl	-	x	3,6 a	4,5 b	3,6 a	3,5 a
		s	0,15	0,79	0,20	0,15
Obsah bází S/Sum of exchangeable bases	mval / 100 g meq / 100 g	x	4,09 a	13,86 b	4,70 a	3,96 a
		s	0,79	9,67	1,31	0,89
Humus (Springer-Klee)	%	x	8,5 a	7,2 a	8,3 a	8,0 a
		s	1,72	1,78	1,52	1,91
Půdní dusík/Soil nitrogen (Kjeldahl)	%	x	0,32 b	0,26 a	0,29 ab	0,27 a
		s	0,053	0,065	0,051	0,061
Sorpční vým. kapacita T/Cation exchange capacity	mval / 100 g meq / 100 g	x	15,0 a	21,4 b	14,9 a	14,0 a
		s	2,11	7,61	1,72	1,72
Nasyc. sorpč. kompl. bázemi V/Base saturation	%	x	27,2 a	59,0 b	31,2 a	28,0 a
		s	3,35	20,20	5,70	3,73
Hydrolytická acidita H = T - S/Hydrolytical acidity	mval / 100 g meq / 100 g	x	10,9 b	7,5 a	10,2 b	10,1 ab
		s	1,55	2,78	0,95	1,06
P ₂ O ₅	mg / kg	x	124 a	148 a	122 a	114 a
		s	45,2	31,8	55,7	32,3
K ₂ O	mg / kg	x	55 b	40 a	39 a	39 a
		s	11,8	10,3	8,0	8,9
CaO	mg / kg	x	418 a	2640 b	477 a	420 a
		s	106,4	1799,4	160,5	159,8
MgO	mg / kg	x	125 a	1404 b	178 a	146 a
		s	20,2	1096,1	85,5	51,2
Výměnný hliník/Exchangeable aluminium	mval / kg meq / kg	x	49,7 b	17,6 a	41,2 b	46,8 b
		s	9,49	17,33	9,51	7,51

“K” – control samples, “A” – samples taken directly from the planting hole space, “B” – samples taken at a distance of 40 cm from the planting hole centres (already outside the planting hole space), “C” – samples taken at a distance of 80 cm from planting hole centres (outside the planting hole space); figures (in the particular lines of the table) that are followed by different letters are significantly different

x - aritmetický průměr/mean, s - směrodatná odchylka/standard deviation

lomitického vápence se u této výsadbové obměny rozptýlila na povrch půdy kolem jednotlivých stromků v kruzích o průměru 1 m (pomístná aplikace). Zhodnocení vlivu povrchové aplikace vápence je tématem další připravované studie.

Obsah Ca v moučce dolomitického vápence činil 21,5 % a obsah Mg byl 11,3 %. Moučka obsahovala 5,8 % částic větších než 1 mm, 16,3 % částic s průměrem mezi 1 a 0,5 mm, 20,4 % částic o velikosti mezi 0,5 a 0,2 mm a 57, 2 % částic menších než 0,2 mm (BALCAR, PODRÁZSKÝ 1995).

V závěrečné dekádě září 2004 (třináct a půl roku po realizaci výsadby) bylo na ploše experimentální výsadby sondýrkou odebráno celkem 60 směsných půdních vzorků za účelem zjištění dopadů jamkové aplikace vápence na půdní prostředí. Odběry se tedy týkaly pouze

kontrolní varianty a varianty s jamkovou (bodovou) aplikací vápence. Vzorky se odebíraly ze svrchní vrstvy půdy v rozsahu 0 až 20 cm včetně horizontů nadložního humusu bez travního drnu.

U jamkově přihnojené varianty se odebralo celkem 45 směsných vzorků. Každý z těchto směsných vzorků obsahoval půdu ze 7 až 8 sondýrkových vpichů, kde se podařilo substrát odebrat z celého horizontu 0 – 20 cm. Tyto vzorky patří do tří různých sad, podle toho, v jaké pozici vůči jamce byly odebrány, každá z těchto sad zahrnuje celkem 15 směsných vzorků:

- **sada A** s půdními vzorky odebranými přímo z prostoru přívápných sadebních jamek
- **sada B** se vzorky odebranými v zóně 40 cm od jamkových středů
- **sada C** zahrnující vzorky ze zóny 80 cm od středu sadebních jamek

Jak bylo uvedeno, jamkově přívápněná varianta sestává celkem ze tří opakování. Na každém z těchto tří opakování bylo odebráno 5 směsných vzorků z jamkového prostoru, 5 vzorků ze zóny 40 cm od středů jamek a pět vzorků z 80 cm vzdálenosti od jamkových středů. Odběry byly provedeny kolem pařezků po jedincích odstraněných při prořezávce, aby nedošlo k poškození ponechaných stromů. Na jedno opakování tedy bylo vytypováno celkem 5 pařezků. U každého z těchto pařezků byla odebrána vždy série tří vzorků: jeden směsný vzorek příslušející sadě A, jeden patřící do sady B a jeden náležející sadě C.

Vzorky odebrané na kontrolní variantě jsou zařazeny do sady K. V rámci kontrolní varianty se sondýrkou odebralo celkem 15 ks směsných vzorků ze tří kontrolních ploch, které přímo sousedí s jamkově přívápněnými opakováními. Na čtvrtém kontrolním opakování, které přímo nesousedí s jamkově přívápněnou variantou, se vzorky neodebíraly. Odběr u kontroly probíhal nahodile mimo jamkový prostor s tím, že na každou z trojice sondovaných kontrolních plošek připadalo pět směsných vzorků.

Primárním cílem experimentu bylo zjistit, do jaké míry ovlivňuje jamkově aplikovaný vápenec půdu v okolí sadebních jamek. V tomto kontextu se stěžejním jeví především srovnání vzorků odebraných ve vzdálenostech 40 a 80 cm od jamkových středů s kontrolou. Jako kontrast a hlavně jako měřítko intenzity přesahu účinků jamkového vápnění i mimo prostor jamek slouží analýzy vzorků přímo z jamkového prostředí s aplikovaným vápencem. V zónách 40 a 80 cm od jamkových středů je půda přirozeně vrstvená, což představuje nezanedbatelný rozdíl od jamek, kde při výsadbě došlo k částečnému promíšení minerální půdy s organickými horizonty. Proto byly jako protějšky pro mimojamkové odběry přívápněné varianty zvoleny u kontrolní varianty vzorky odebrané rovněž mimo prostor sadebních jamek.

Po odběru byly vzorky předány k laboratornímu zpracování (Laborať Tomáš při Výzkumné stanici VÚLHM v Opočně). Byla provedena standardní pedochemická analýza zahrnující stanovení následujících pedochemických parametrů: pH/H₂O, pH/KCl, obsah celkového humusu, obsah celkového dusíku N_{tot}, obsah přístupných bází S, kationtová sorpční výměnná kapacita T, hydrolytická acidita H, nasycení sorpčního komplexu bázemi V, množství přístupné formy P, K, Ca, Mg a podíl výměnného hliníku Al³⁺.

Půdní reakce se zjišťovala potenciometricky. U pH/H₂O byla pro potenciometrické měření použita suspenze vzniklá rozmícháním 2,5 g homogenizované půdní sušiny s 25 ml destilované vody. U výměnné reakce bylo 5 g půdní sušiny rozmícháno v 50 ml 1M KCl. Charakteristiky sorpčního výměnného komplexu (S, T, H, V) byly stanoveny Kappenovou metodou, obsah celkového dusíku podle Kjeldahlova postupu, obsah oxidovatelného humusu metodou Springer-Klee. Přístupné formy základních živin se zjišťovaly ve výluhu kyselinou citrónovou standardními analytickými metodami používanými VÚLHM: přístupný P byl stanoven přístrojem Spekol 210, přístupný K pomocí plamenné fotometrie, dostupný Ca a Mg prostřednictvím AAS. Výměnný hliník Al³⁺ byl stanoven ve výluhu sušiny půdy 1N roztokem KCl titrační metodou na základě rozdílu hodnot výměnné titrační acidity a množství vodíkových iontů, po maskování hliníkových iontů 3% roztokem NaF. I když u řady chemických ukazatelů existují již modernější analytické postupy, pro prezentovanou studii byly zvoleny takové laboratorní metody, které se používají k hodnocení půdních parametrů v rámci výsadby od jejího založení. Důvodem k této volbě byla snaha o maximální srovnatelnost prezentovaných výstupů se staršími údaji o stavu chemismu půd. Podrobné postupy uvádí ZBÍRAL (1995, 1996).

Výstupy analýz byly vyhodnoceny neparametrickou statistickou analýzou (Kruskal-Wallisova jednofaktorová analýza rozptylu). Byla použita mnohonásobná porovnání pro součty pořadí, zpracovaná na hladině významnosti 0,05, metodou 95% Tukey-HSD interval.

Výsledky

Výsledky laboratorních analýz půdních vzorků shrnuje tabulka 1.

• pH/H₂O

Průměrné hodnoty aktivního pH u sad vzorků K, B a C si jsou vzájemně velmi blízké a pohybují se na rozhraní silně až středně kyselé reakce. V souladu s očekáváním tvoří výjimku pouze vzorky půdy odebrané přímo z prostoru jamky (sada A), kde i více jak 13 let po své aplikaci moučka dolomitického vápence hodnotu aktivního pH výrazně navyšuje a dostává ji na úroveň mírně kyselé půdní reakce.

Vzájemnou podobnost aritmetických průměrů u sad vzorků z kontroly a mimojamkových odběrů a zároveň signifikantní účinek vápnění v jamkovém prostoru prokázala i testovací statistika.

• pH/KCl

Při srovnání datových sad je i v případě výměnné reakce situace v podstatě analogická jako u aktivního pH. Sady vzorků K, B a C mají vzájemně velmi blízké střední hodnoty tohoto parametru bez signifikantní difference, zatímco střední hodnota výměnné reakce vzorků z jamkového prostoru vápněné varianty (sada A) je statisticky průkazně vyšší.

Z hlediska vztahů obou forem půdní reakce stojí za zmínku dosti výrazný rozdíl hodnot pH/KCl a pH/H₂O. Rozdíl se zde blíží a v případě jamkové aplikace dokonce překračuje jednu jednotku. Podle pH/H₂O byla reakce půdy u sad K, C a B zařazena na hranici mezi středně a silně kyselou půdou, u sady A hodnota této charakteristiky odpovídala mírně kyselé reakci. Pokud je ale na totožné vzorky půdy nahlíženo prostřednictvím pH/KCl, dostávají se vzorky z mimojamkových odběrů a kontroly (sady K, B a C) do středu kategorie „silně kyselá reakce“, a půda z prostoru vápněných jamek bude charakterizována jako středně kyselá.

• Obsah bází S

V prostoru jamek vápněných smrčků bylo v roce 2004 statisticky průkazně vyšší množství výměnných bází než u vzorků z kontroly a odběrů mimo jamkový prostor. Střední hodnota tohoto parametru u sady A (jamka) dosahovala téměř trojnásobku střední hodnoty zaznamenané u vzorků odebraných z úrovně 40 cm od středu jamky (sada B). Podíl výměnných bází v půdě odebrané na úrovni 80 cm od středů přívápněných výsadbových jamek (sada C) je při vzájemném porovnání prakticky stejný jako u kontroly (sada K) a o něco nižší než u sady B.

Střední hodnoty parametru S naznačují určité velmi mírné navýšení obsahu přístupných bází v blízkém okolí přívápněných jamek, testovací statistika ale neshledává toto navýšení vůči kontrole jako statisticky průkazné.

• Obsah oxidovatelného humusu

Množství oxidovatelného humusu je v jamkovém prostoru vápněných smrčků (sada A) zřetelněji nižší než u vzorků z ostatních odběrových sad. Určité rozdíly je ale možné konstatovat i mezi sadami dat z kontrolních ploch proti datům registrovaných u vzorků půdy z mimojamkových odběrů vápněné varianty. Nejvyšší zastoupení

oxidovatelného humusu je podle očekávání u půdních vzorků z kontroly (sada K). Následuje střední hodnota obsahu celkového humusu u vzorků z úrovně 40 cm od středů vápněných jamek (sada B), která je o 0,2 % nižší než u sady K. Sada C, která zahrnuje data ze vzorků odebraných 80 cm od středů přívápněných jamek, má překvapivě nižší střední hodnotu této charakteristiky než sada B a oproti střednímu obsahu organické hmoty kontrolní varianty zaostává o 0,5 %. Testovací statistika nicméně neprokázala signifikantní rozdíl ani mezi jednou datovou sadou.

• Obsah celkového dusíku N tot

Pokud srovnáváme jednotlivé datové sady půdních vzorků podle obsahu celkového dusíku, situace je analogická, jako tomu bylo u celkového humusu. Největší procento dusíku je zaznamenáno u kontroly, nejméně je ho ve vzorcích půdy z jamky. Střední hodnota obsahu dusíku u vzorků z jamkového prostoru je o necelou jednu pětinu menší než u vzorků z kontrolní varianty. Podíl dusíku u vzorků ze sady B a C se pohybuje mezi hodnotami registrovanými u sady vzorků A (jamkový prostor) a K (kontrola). Rozdíly v obsahu dusíku v jamkovém prostoru vápněné varianty a v zóně 80 cm od středu vápněné jamky vůči kontrole jsou statisticky průkazné.

• Sorpční výměnná kapacita T

V prostoru jamek se vápnění přes určitý pokles obsahu dusíku a uhlíku projevilo nezanedbatelným navýšením kationtové sorpční výměnné kapacity půdy. Parametr T je u sady A (jamkový prostor) statisticky průkazně vyšší než u ostatních sad vzorků, které pocházejí z kontroly (sada K) a mimojamkových odběrů (sady B a C). Průměrné hodnoty sorpční výměnné kapacity jsou u sad vzorků K, B a C (kontrola + mimojamkové odběry) vzájemně velmi podobné bez signifikantní difference.

V každém případě je ale sorpční výměnná kapacita půdy, jak ji vykazala laboratorní analýza, na svrchní část profilu horského humusového podzolu u všech čtyř datových sad neobvykle nízká.

• Nasycení sorpčního komplexu bázemi V

Nasycení sorpčního komplexu bázemi je podle očekávání v jamkovém prostoru přívápněných stromků (sada A) výrazně, prakticky dvojnásobně, větší než u sad vzorků z kontroly (sada K) a z odběrů mimo jamkový prostor vápněné varianty (sady B a C). Tento rozdíl je statisticky průkazný.

Hodnoty nasycení sorpčního komplexu registrované u sad mimojamkových odběrů a kontroly si jsou vzájemně velmi blízké, obzvláště v kontrastu s výrazně odlišnou mírou nasycení půdy bázemi v prostoru jamky. Přesto je možné zaznamenat mírně vyšší střední hodnotu parametru V u vzorků odebraných v blízkosti obvodu jamky (sada B), než jaká byla registrována u vzorků ze zóny 80 cm od jamkového středu (sada C) a u kontroly (sada K). Tyto rozdíly však nejsou výrazné a ani testovací statistika je neshledala průkaznými.

• Hydrolytická acidita H

Z hodnot obsahu přístupných bází S a kationtové sorpční výměnné kapacity T lze vyvodit, že v jamkovém prostoru přívápněných smrků došlo ke zřetelnému poklesu hydrolytické acidity oproti půdě mimo jamky a půdě z kontrolní varianty.

• Fosfor

Oproti kontrole (sada K) a vzorkům z mimojamkových odběrů (sady B a C) je možné v prostoru jamek vápněných smrků (sada A)

zaregistrovat vyšší množství přístupného fosforu. Testovací statistika však nevykazuje tento rozdíl jako signifikantní.

• Draslík

Dosti překvapivý výstup poskytla laboratorní analýza v případě přístupného draslíku. Ve všech třech sadách vzorků pocházejících z jamkově vápněné varianty, ať se jednalo o jamkový prostor (sada A), vzorky ze zóny 40 cm od středů jamek (sada B) nebo o vzorky z 80 cm vzdálenosti od jamkových středů (sada C), bylo množství přístupné formy draslíku prakticky stejné. Vzorky odebrané na kontrole pak obsahovaly tohoto prvku statisticky průkazně více.

• Vápník a hořčík

V jamkovém prostoru přívápněných smrků (sada A) je obsah přístupného vápníku a hořčíku podstatně a se statistickou průkazností vyšší, než jaký je registrován u sad ze všech ostatních odběrových pozic, ať už se jedná o kontrolu (sada K) nebo o mimojamkové odběry (sady vzorků B a C).

U vzorků z blízkosti obvodu přívápněných jamek (sada B) lze registrovat nepatrně zvýšený obsah přístupných forem obou těchto bází oproti (od jamky) vzdálenější odběrové pozici (sada C) a kontrole (sada K). Nicméně toto navýšení je v kontrastu s obsahem registrovaným v půdě jamkového prostoru prakticky bezvýznamné.

• Výměnný hliník

Vápnění statisticky průkazně snížilo množství výměnného hliníku v prostoru jamky, a to prakticky na třetinu úrovně, která byla zjištěna u kontrolní varianty. Pokles zastoupení iontů hliníku je zřetelný také u odběrů v těsném sousedství jamek s aplikovaným vápencem (sada B). Rozdíl vůči kontrole je zde ale podstatně menší, než jaký byl registrován přímo v jamce a představuje snížení asi o 17 %, což je již pod hranici statistické průkaznosti. Na úrovni 80 cm od středů přívápněných jamek je již zastoupení pohyblivého hliníku velmi blízké jeho hladině u kontroly.

Diskuse

Přes výrazný vzestup aktivní i výměnné půdní reakce v jamkovém prostoru přívápněných stromů lze konstatovat, že jamková aplikace dolomitického vápence prakticky neovlivnila půdní pH mimo přívápněné jamky. Z hlediska vztahů obou forem půdní reakce byly registrovány relativně velké rozdíly pH/KCl oproti pH/H₂O. To může naznačovat, jak velké množství kyselých iontů v sobě půdní prostředí slabě poutá.

Podstatný nárůst obsahu přístupných bází S v jamkách s aplikovaným dolomitickým vápencem byl předpokládán a je v souladu s mechanismy vápnění a jeho účinky na půdu. Do půdního prostředí je dodáno velké množství hořčíku a vápníku, které se svou kvantitou stávají zcela dominantními bazickými prvky. Vliv aplikovaného vápence na parametr S v určité velice malé míře a intenzitě přesahuje i zónu jamkového prostoru. Testovací statistika ale tento přesah neoznačila jako signifikantní.

Problematika bilance oxidovatelného humusu (oxidovatelné organické hmoty) a celkového dusíku N tot v půdě patří ve vztahu k vápnění ke klíčovým tématům. Zvýšené riziko ztrát organické hmoty a dusíku po vápnění popisuje či zmiňuje řada autorů (PODRÁZSKÝ 2003, PODRÁZSKÝ, ULBRICOVÁ 2000, PODRÁZSKÝ 1998, VAVŘÍČEK 1997, MORAVČÍK, CIENCIALA 2001, NILSSON et al. 2001, KREUTZER 1995, PRIHA, SMOLANDER 1995 atd.).

Pokud chápeme zastoupení humusu na kontrole za 100% základ, pak v jamkovém prostoru s přimíšeným vápencem došlo ke snížení celkového podílu organické hmoty asi o 15 %. Vzhledem k tomu, jak velké množství bazického materiálu bylo zapraveno do relativně malého prostoru sadebních jamek, není tento pokles tak výrazný, jak se očekávalo. Negativní vliv na bilanci organické hmoty totiž patří k hlavním rizikům vápnění v podmínkách imisních holin nebo narušených lesních ekosystémů (PODRÁZSKÝ 2003). Uvedený pokles obsahu oxidovatelného humusu v jamkovém prostoru navíc nelze přičítat na vrub pouze vápnění, ale i faktu, že organický horizont je v jamce promíšen s minerální půdou, což také přispívá k intenzivnější mineralizaci organické hmoty.

Jamková aplikace vápence možná zapříčinila mírné snížení obsahu organické hmoty (2,5 až 6 %) také v půdě mimo jamky. Toto nižší zastoupení obsahu celkového humusu je sice registrovatelné, není ale nikterak výrazné a na rozdíl od dusíku ani statisticky průkazné.

V této souvislosti je pro větší objektivitu na místě uvést, že jamkově přivápněné smrky testované v tomto experimentu dosud vykazují podstatně větší potenciál tvorby vlastní biomasy než jejich kontrolní protějšky. KUNEŠ et al. (2004) uvádí, že při srovnání objemu celkové čerstvé (kořenové + nadzemní) biomasy vzorníků dosahují reprezentanti varianty „jamka“ více jak 1,9násobku průměrné hodnoty objemu kontrolních vzorníků. Poměr mezi objemem nadzemní biomasy a biomasy podzemní kořenové je přitom u obou variant stejný a rovná se 4,7.

S množstvím organické hmoty úzce souvisí také podíl celkového dusíku v půdě. I jeho množství je v jamkovém prostoru přivápněných stromů nižší, v prostoru jamky o necelou jednu pětinu. Hovoříme-li o jamkovém prostoru, pak důvody jsou patrně stejné jako v případě celkového humusu. S velkou pravděpodobností se jedná o kombinaci chemického působení meliorační moučky a účinků promísení holorganických (humusových) horizontů s minerální půdou, což vede ke zintenzivnění mineralizačních procesů. Uvolněné nitráty pak mohou být vyplavovány z fyziologického horizontu půdy, což v podstatě znamená jejich ztrátu. K těmto ztrátám ale dochází zpravidla pouze tam, kde uvolněné nitráty nejsou včas a v dostatečné míře poutány kořenovými systémy rostlinného společenstva na daném stanovišti. Pokud k jejich poutání prostřednictvím kořenů rostlin dojde, dusík se jen přesouvá v rámci svého cyklu z půdy do živé biomasy rostlin na daném stanovišti a nelze pak hovořit o jeho ztrátě.

KUNEŠ et al. (2004) se ve své studii zabývá rozbořením biomasy vzorníků odebraných v rámci jednotlivých výsadbových variant u experimentu, jemuž se z pedologického pohledu věnuje i tento příspěvek. Uvádí přitom, že samotné kořenové systémy vzorníků z jamkově přivápněné varianty v sobě poutaly, vzhledem k množství vlastní biomasy, v absolutních číslech téměř dvojnásobek dusíku oproti svým kontrolním protějškům. Pro sestavení celkové bilance zatím není dostatek údajů, ale lze předpokládat, že zdaleka ne všechny dusík uvolněný intenzivnější mineralizací na ploše jamkově přivápněné varianty byl nutně vyplaven.

Vystupuje zde ale další otázka: Podobně jako podíl organické hmoty, také celkové množství dusíku N tot bylo nižší nejen v jamkách, ale i v mimojamkovém prostoru přivápněné varianty. V případě celkového dusíku bylo snížení obsahu této živiny proti kontrole statisticky průkazné i mimo jamku.

Jak u celkové organické hmoty, tak u celkového dusíku došlo v zóně vzdálenější od středu jamky (sada C) k výraznějšímu poklesu než v blízkosti jamek (sada B). Tento přesmyk (testovací statistika jej nevykazuje jako signifikantní) může být pouze důsledkem přirozené variability prostředí, případně náhodné chyby odběru či zpracování vzorků. Ve prospěch teorie, že vliv jamkového vápnění musí vždy

a u všech pedochemických parametrů mimo jamkový prostor rychle klesat k nule, však nehovoří.

V případě tohoto pokusu zřetelně až výrazně poklesla míra ovlivnění množství celkového dusíku a humusu za hranicí jamkového prostoru, nicméně se nezdá, že by se vzdáleností od jamky mířila přímo k nule. Vedle hypotézy variability a náhodné chyby dané odběrem nebo laboratorním zpracováním se může nabízet ryze spekulativní otázka, zda do bilance těchto pedochemických parametrů, kromě vlastního průsaku roztoku obohaceného o složky meliorační moučky z jamek do okolí, nepromlouvají v našem případě i jiné faktory a mechanismy, jako je v případě dusíku například zvýšený odběr této živiny mladými smrkem.

Zajímavé výstupy poskytla laboratorní analýza půdních vzorků u kationtové sorpční výměnné kapacity T. Překvapivým zjištěním bylo, jak neobvykle nízkých hodnot parametr T dosahuje vzhledem k tomu, že se týká svrchních 20 cm profilu (včetně holorganických horizontů) u půdy klasifikované jako horský humusový podzol. Druhým bodem bylo zjištění, že v prostoru sadební jamky s přimíšeným vápencem je sorpční výměnná kapacita výrazně a se statistickou průkazností vyšší než u mimojamkových a kontrolních odběrů.

Ke zvýšení kationtové sorpční výměnné kapacity v prostoru jamek došlo i přes snížený podíl celkového dusíku a oxidovatelného humusu, což jsou látky, které mají na velikost sorpční výměnné kapacity horských půd dominantní vliv.

Nárůst hodnot charakteristiky T po vápnění nicméně popisuje řada autorů, např. PODRÁZSKÝ, BALCAR 1996, BAKKER et al. 1999, LUNDSTRÖM et al. 2003, BRAEKE 1999.

Mechanismem, který ke zvětšení sorpční výměnné kapacity v jamkovém prostoru mohl přispět, je nárůst pH. Zůstává ale otázkou, zda vzestup hodnoty T v takové míře, jaká je v přivápněných jamkách registrována, lze vysvětlit pouze vývojem tzv. nestálého náboje koloidů v odezvě na půdní reakci; pH/H₂O totiž v prostoru jamek vzrostlo „pouze“ na 5,6 jednotek. Nabízí se možnost, že vyšší reakce v jamkách mohla pozitivně ovlivnit humifikační procesy a vést tak k tvorbě kvalitnějších produktů humifikace s větším aktivním povrchem a kapacitou poutat kationty. Jedná se však jen o hypotézu, která by měla být předmětem dalších šetření.

Statisticky průkazné zvýšení procenta nasycení sorpčního komplexu bázemi V a signifikantní snížení hodnoty hydrolytické acidity H v jamkovém prostoru jsou důsledkem dodání velkého množství vápníku a hořčíku obsažených v použitém vápenci.

Vyšší množství přístupného fosforu v přivápněném prostoru sadební jamky je podle všeho důsledkem příznivější reakce půdního prostředí, která dosažitelnost fosforu ovlivňuje. Obecně lze říci, že vápnění může působit na bilanci fosforu několika mechanismy, jejichž účinek na disponibilitu této živiny je protichůdný. Kupříkladu ve velmi kyselých půdách vápnění dostupnost fosforu zlepšuje navýšením půdní reakce a ovlivněním rozpustnosti sloučenin, v nichž je fosfor za nízkého půdního pH fixován (hydrogenfosfáty). Vápněním zvýšená reakce rovněž může ovlivnit dekompoziční procesy a uvolnit tak fosfor vázaný v mrtvé organické hmotě (FRANSSON et al. 1999). Naopak při vyšších hodnotách pH mohou začít fosforečné ionty postupně reagovat s kationty vápníku a vytvářet s nimi nerozpustné Ca-fosfáty (ŠIMEK 2003). Také je někdy potřeba brát úvahu imobilizaci fosforu v biomase mikroorganismů, kterou vápnění navyšuje (NEALE et al. 1997). Pokud do této úvahy započteme spotřebu fosforu nadzemní vegetací, která na meliorační stimul může reagovat různě, bývá někdy značně těžké odhadnout, jakým způsobem se bilance této živiny v půdě bude po vápnění vyvíjet.

Vůči kontrole statisticky průkazně nižší množství přístupného draslíku v půdě vápněné varianty ve všech odběrových pozicích (sady A, B, C) by mohla do určité míry vysvětlovat hypotéza většího odběru draslíku z půdy přivápněnými smrky, příp. dalšími rostlinami. Přivápněné smrky totiž mají, vzhledem k množství své biomasy, jednak větší spotřebu a jednak disponují podstatně lépe vyvinutým kořenovým systémem, o němž referuje KUNEŠ et al. (2004). Bohatší kořenový systém jim patrně umožňuje živiny včetně draslíku efektivněji přijímat.

Skokový nárůst množství přístupného vápníku a hořčíku v půdě vzorků z jamkového prostoru vyplývá z podstaty použitého meliorantu.

Zastoupení výměnného hliníku bylo vápněním v jamkovém prostoru výrazně sníženo a pozitivní vliv dolomitického vápence v tomto případě přesahoval i do bezprostředního okolí jamek, i když intenzita ovlivnění půdy mimo jamku je výrazně menší (mimo statistickou průkaznost) a se vzdáleností rychle klesá.

Obecně lze říci, že účinek kyselého spadu na hladinu výměnných forem hliníku může být v imisních horských oblastech velmi významný. Kyselé organické látky uvolňující se rozkladem surových forem nadložního humusu sice okyselují půdu v podstatě podobně jako imise, složitá chemická struktura těchto organických látek však zpravidla poskytuje dostatek míst, na něž se kyselostí zaktivovaný hliník může zpětně navázat. Sloučeniny obsažené v kyselém spadu ale schopnost zpětné deaktivace výměnného hliníku nemají, takže jejich okyselující účinek při dlouhodobějším imisním zatížení nemusí být z hlediska toxických forem hliníku dostatečně kryt. Vysoké koncentrace výměnného hliníku v půdě mohou přitom vyvolat nejen fyziologické poškození kořenů, ale také zhoršit příjem Ca a Mg. V této souvislosti se hovoří o tzv. hliníkem indukovaném nedostatku hořčíku a vápníku (GEBUREK, SCHOLZ 1989). Pokud se tedy v půdě vyskytne výměnný hliník v toxických koncentracích, vápnění dolomitickým vápencem může připadat v úvahu jako jeden z velmi účinných prostředků k nápravě situace. Uvedené opatření je totiž jednak schopno zvýšit reakci a deaktivovat velkou část iontů hliníku, jednak dodá do půdy dostatečné množství vápníku a hořčíku. Z některých novějších studií (HAHN, MARCHNER 1998a, b, NYGAARD, WIT 2004) nicméně vyplývá, že lesní ekosystémy patrně jsou vůči zvýšeným koncentracím výměnných forem hliníku v půdě odolnější, než jak se dříve předpokládalo. Při případném zvažování kompenzačních či preventivních opatření proti acidifikaci a jejím důsledkům v lesních ekosystémech by se k těmto novějším poznatkům mělo přihlížet.

Závěr

Celkově lze konstatovat, že vápnění příznivě ovlivnilo půdní reakci, celkový obsah bází, nasycení sorpčního komplexu bázemi, kationtovou výměnnou kapacitu, dostupnost fosforu, vápníku a hořčíku. Dále pak snížilo hydrolytickou aciditu půdy a přítomnost výměnného hliníku.

Na vápněných variantách bylo ale registrováno o něco nižší zastoupení organické hmoty, dusíku a draslíku. Nelze přesně definovat, v jaké míře je tento jev negativním dopadem přímého chemického působení vápence a na kolik se jedná o výsledek nepřímých faktorů, jako je přirozená variabilita stanoviště nebo vyšší odběr živin rychleji přirůstajícími smrky, stimulovanými chemickou meliorací.

Účinky vápnění se u většiny parametrů výrazně projevíly pouze v prostoru jamek a ovlivnění okolní půdy bylo relativně malé.

Nebereme-li v úvahu pracnost a nákladnost, lze v celkovém ohledu jamkovou aplikaci hodnotit jako velice citlivou formu realizace chemické meliorace, a to i při použití většího množství melioračního

materiálu, jako tomu bylo také u pokusu prezentovaného v této studii. Přednosti jamkové aplikace spočívají především v tom, že většina přímých účinků tohoto opatření je omezena buď pouze na jamkový prostor nebo jeho bezprostřední okolí. Nižší obsah celkové organické hmoty, celkového dusíku a přístupného draslíku v půdě vzorků odebraných mimo přivápněné jamky dost dobře nelze připisovat mezi přímé negativní účinky cíleného vápnění. Zdůvodnění tohoto tvrzení spočívá v tom, že faktory jako půdní reakce, obsah vápníku a hořčíku, kterými vápnění na sledované parametry může negativně působit, jsou u těchto mimojamkových vzorků prakticky na úrovni kontroly.

Literatura:

- BAKKER, M., KERISIT, R., VERBIST, K., NYS, C.: Effects of liming on rhizosphere chemistry and growth of fine roots and of shoots of sessile oak (*Quercus petraea*). Plant and Soil, 217, 1999, s. 243-255.
- BALCAR, V.: Obnova lesů v Jizerských horách. Lesnická práce, 77, 1998, č. 9, s. 338-340.
- BALCAR, V.: Present climatic conditions of experimental areas on ridges of the Jizerské hory Mts. In: 10 years of global change research in the Czech Republic. Conference abstracts proceedings. Ostravice, October 22 - 25, 2002. Brno, Laboratory of Ecological Physiology of Forest Trees 2002. Nestr.
- BALCAR, V., PODRÁZSKÝ, V.: Založení výsadbového pokusu v hřebenové části Jizerských hor. Zpr. lesn. výzk., 39, 1994, č. 2, s. 1-7.
- BALCAR, V., PODRÁZSKÝ, V.: Zvýšení vitality kultur lesních dřevin aplikací horninových mouček při obnově lesa na kalamitních holinách Jizerských hor. Zpr. lesn. výzk., 40, 1995, č. 3/4, s. 44-49.
- BRAEKE, F. H.: Drainage, liming and fertilisation of organic soils. I. Long-term effects on acid/base relations. Scand. J. For. Res., 14, 1999, s. 51-63.
- FRANSSON, A. M., BERGKVIST, B., TYLER, G.: Phosphorus solubility in an acid forest soil as influenced by applied phosphorus and liming. Scand. J. For. Res., 14, 1999, s. 538-544.
- GEBUREK, T., SCHOLZ, F.: Response of *Picea abies* L. KARST. provenances to aluminium in hydroponics. In: Genetic of air pollutants in forest tree populations. Berlin-Heidelberg, Springer Verlag 1989, s. 55-95.
- HAHN, G., MARSCHNER, H.: Effect of acid irrigation and liming on root growth of Norway spruce. Plant and Soil, 199, 1998a, s. 11-22.
- HAHN, G., MARSCHNER, H.: Cation concentrations of short roots of Norway spruce as affected by acid irrigation and liming. Plant and Soil, 199, 1998b, s. 23-27.
- KREUTZER, K.: Effects of forest liming on soil processes. Plant and Soil, 168/169, 1995, č. 1, s. 447-470.
- KUNEŠ, I.: Prosperity of spruce plantation after application of dolomitic limestone powder. J. For. Sci., 49, 2003, č. 5, s. 220-228.
- KUNEŠ, I., ČÍŽEK, M., BALCAR, V., VYKYPĚLOVÁ, E.: Vliv bodové jamkové a pomístné povrchové aplikace dolomitického vápence na biomasu mladých smrků (*Picea abies* /L./ KARST.). In: Obnova lesních ekosystémů Jizerských hor. Restoration of the forest ecosystems of the Jizerské hory Mts. Sborník z konference, Kostelec nad Černými lesy, 23. 11. 2004 Pavla Neuhöferová (ed.), s. 117-128. ISBN 80-213-1244-0
- KUNEŠ, I., ULBRICHOVÁ, I.: Dynamics of spruce plantation after liming. Ekológia (Bratislava), 22, 2003, Supplement 1/2003, s. 167-170.
- LUNDSTRÖM, U. S. et al.: Effects of acidification and its mitigation with lime and wood ash on forest soil processes in Southern Sweden. A

- joint multidisciplinary study. *Water, Air, and Soil Pollution: Focus* 3, 2003, s. 167-188.
- MORAVČÍK, P., CIENCIALA, E.: Přehled poznatků k omezení vlivu imisí a acidifikace půd na lesy. In: Dlouhodobá acidifikace a nutriční degradace lesních půd – limitující faktor současného lesnictví. Sborník prací. Hruška, J., Cienciala, E. (ed.), Praha, MŽP 2001, s. 33-53. ISBN 80-7212-190-1
- NEALE, S. P., SHAH, Z., ADAMS, W. A.: Changes in microbial biomass and nitrogen turnover in acidic organic soils following liming. *Soil. Biol. Biochem.*, 29, 1997, č. 9/10, s. 1463-1474.
- NIGAARD, P. H., WIT, H. A.: Effects of elevated soil solution Al concentrations on fine roots in a middle-aged Norway spruce (*Picea abies* (L.) KARST.) stand. *Plant and Soil*, 265, 2004, s. 131-140.
- NILSSON, S. I. et al.: Influence of dolomite lime on leaching and storage of C, N and S in a Spodosol under Norway spruce (*Picea abies* (L.) KARST.). *Forest Ecology and Management*, 146, 2001, s. 55-73.
- PODRÁZSKÝ, V.: Počáteční růst vápněných kultur smrku ztepilého v imisních oblastech (Initial growth of limed Norway spruce cultures in immission regions). *Zpr. lesn. výzk.*, 39, 1994, č. 2, s. 8-10.
- PODRÁZSKÝ, V.: Vápnění v extrémních stanovištních podmínkách. *Lesnická práce*, 77, 1998, č. 12, s. 456-457.
- PODRÁZSKÝ, V.: Velkoplošné povrchové vápnění imisních holin: rizika a přínosy. In: Využití chemické meliorace v lesním hospodářství ČR. Sborník ze semináře, Kostelec nad Černými lesy, 18. 2. 2003. Praha, ČZU, Lesnická fakulta 2003, s. 60-65. ISBN 80-213-1008-1
- PODRÁZSKÝ, V., BALCAR, V.: Liming of spruce plantation on the top locality of the Jizerske Mts. *Scientia Agriculturae Bohemica*, 27, 1996, č. 4, s. 271-282.
- PODRÁZSKÝ, V., ULBRICHOVÁ, I.: Vývoj lesních půd a experimentálních výsadeb po povrchovém vápnění na imisních holinách. In: Krajina, les a lesní hospodářství – Výzkumné záměry LF ČZU v Praze 2000. Sborník z celostátní konference v Kostelci nad Černými lesy pořádané 22. a 23. 1. 2001. Praha, LF ČZU a Lesnická práce 2000, s. 111-122.
- PRIHA, O., SMOLANDER, A.: Nitrification, denitrification and microbial biomass N in soil from two N-fertilized and limed Norway spruce forests. *Soil Biol. Biochem.*, 27, 1995, č. 3, s. 305-310.
- ŠIMEK, M.: Základy nauky o půdě. 3. Biologické procesy a cykly prvků. Studijní text. České Budějovice, Biologická fakulta JU 2003, 151 s. ISBN: 80-7040-630-5.
- VAVŘÍČEK, D.: Vliv bazických horninových mouček (dolomitického vápence, amfibolitu) na chemismus půd a vybrané složky smrkových ekosystémů v imisních oblastech flyšového pásma Beskyd. Autoreferát dizertační práce. Brno, MZLU 1997. 24 s.
- ZBÍRAL, J.: Analýza půd I. Jednotlivé pracovní postupy. Brno, 1995, přeruš. stránkování.
- ZBÍRAL, J.: Analýza půd II. Jednotlivé pracovní postupy. Brno, 1996, přeruš. stránkování.

Poznámka:

Výsledky prezentované v příspěvku vznikly v rámci institucionální podpory výzkumu a vývoje z veřejných prostředků – výzkumného záměru MZE ČR č. 0002070201 „Stabilizace funkcí lesa v biotopech narušených antropogenní činností v měnících se podmínkách prostředí“ a z prostředků FRVŠ přidělených na projekt č. 1475, TO G4 „Spontánní sukcese a meliorační opatření při obnově lesů Jizerských hor“. Za spolupráci při zakládání pokusné plochy a zajištění jejího provozu děkujeme pracovníkům LČR, lesní správy Frýdlant v Čechách.

Effects of planting hole application of dolomitic limestone powder on soil in planting holes and out of them in conditions of an acidic mountain site in the Jizerské hory Mts.

Summary

The object of this contribution is to assess the effects of planting hole application of dolomitic limestone powder on soil. The planting hole application was used in order to confine the effects of liming to immediate surroundings of young trees and avoid affecting the whole soil environment on the sensitive mountain site. This was because there may be some potential risks inherent in liming besides its expected desirable effects on the growth performance and vitality of spruce culture.

The site (lat. 50°49'N, long. 15°21'E) is located on a formerly clear-felled and replanted patch in the air-polluted Jizerské hory Mts. The Norway spruce (*Picea abies* /L./ KARST.) culture was planted at the spacing of 1 x 2 m (50 trees per 100 m²) on the southwest-facing slope of the Střední Jizerský ridge (960 m a. s. l., mountain humus podzol) in 1991. The mean annual air temperature is 5.2 °C on the site and the mean annual precipitation equals 1,089 mm there.

The experimental plantation consists of three variants ("Control", "Surface" and "Planting hole"). The "Surface" and "Planting hole" are limed variants. This particular paper is, however, only focused on the evaluation of the liming applied into the planting holes. The surface application is assessed in another contribution.

A dolomitic limestone used in the experiment was from the Horní Lánov pit (northern Bohemia). This amendment contained 21.5 % of Ca and 11.3 % of Mg. In terms of particle-size distribution the limestone powder consisted of 5.8 % of particles with the diameter over 1 mm, 16.3 % of particles with the diameter between 1.0 and 0.5 mm, 20.4 % of particles with the diameter between 0.5 and 0.2 mm and 57.2 % of particles whose diameter was below 0.2 mm. Liming was used in order to support young trees on the environmentally harsh site. In the "Planting hole" variant, 1 kg of the limestone powder was incorporated into the soil within planting holes (35 x 35 x 25 cm) at planting of the spruce cultures in 1991.

More than 13 years after planting and application of the limestone amendment, the soil samples were taken at different distance zones (10 cm, 40 cm and 80 cm) from the centres of the limed planting holes. The samples taken at the distance zone of 10 cm (i. e. in the planting hole space) form the sample set A. The samples taken at the distance zones of 40 and 80 cm (i. e. outside the planting hole space) form the sample sets B and C, respectively. The samples were also taken from the area of non-limed control plots (sample set K). The main pedochemical characteristics of the samples taken in the limed variant were determined and compared with the ones of control samples.

The results are summarized in the table 1. The applied liming influenced positively soil reaction (pH/H₂O, pH/KCl), sum of exchangeable bases, cation exchange capacity, base saturation and CaO and MgO contents (extracted with citric acid solution). The measure also reduced hydrolytical acidity and exchangeable aluminium content.

On the other hand, a lower proportion of soil organic matter (Springer-Klee), soil nitrogen (Kjeldahl) and citric acid K₂O was detected in the limed variant. As for a lower content of soil nitrogen and K₂O in the limed variant, a higher consumption by faster growing limed spruces might have influenced the balance (apart from the possible negative effects of liming inside the planting holes).

The "consumption theory" can be taken into account because the lower soil nitrogen and K₂O contents were also recorded out of the space of the planting holes in the limed variant although the soil reaction out of planting holes was on the same level as in the control. Moreover, the CaO and MgO concentration values did not differ significantly between the out-of-hole samples in the limed variant and the ones taken in the control (even though the values of these properties were strikingly elevated inside the planting holes of the limed variant). Actually, the soil reaction, CaO and MgO contents are the very factors through which liming directly influences soil chemical properties.

On the whole, the planting hole application seems to be environmentally-sensitive way of treatment, though it is laborious and expensive. According to our results, the applied dolomitic limestone powder changed markedly the soil in the planting hole space, however, its direct chemical effects upon the surrounding soil were negligible. The indirect effects of liming, such as raised consumption by faster growing limed spruces or weed, may possibly play a role in this regard and should be subjected to a more detailed research.

Recenzent: Prof. Ing. J. Kulhavý, CSc.

Ing. Štefan Kohán, CSc.

ZAKLADANIE A PESTOVANIE INTENZÍVNYCH PORASTOV TOPOĽA 'I-214' NA PLOCHÁCH BEZ KLČOVANIA PŇOV BÝVALÉHO PORASTU

Establishment and breeding of intensive stands with poplar 'I-214' on plots without stem grubbing of the preceding stand

Abstract

The article presents research results of growth and volume production of poplar 'I-214' in intensive stands at the age of 5 years which were established without stem grubbing of the former felled stand on the non-flooded alluvia of the Latorice river. The experimental plots consist of four partial plots founded after whole-area soil preparation in spacing 3 x 2 m, 5 x 5, 4 x 4 and 4 x 8 m. The research results showed that different spacing did not influence height growth of the observed poplar while influence on diameter growth was favourable. Supply and average volume increment were the highest for spacing 3 x 2 m and the lowest for spacing 4 x 8 m. On contrary the lowest volume of mean stem was found for spacing 3 x 2 m, and the highest for spacing 4 x 8 m. Regarding the youth of the investigated poplar 'I-214' we take these results for preliminary that are needed to complete and specify by further observation and assessment.

Klíčová slova: pěstování topolů, klučení pařezů, zalesňování, Slovensko
Key words: breeding of poplars, stem grubbing, reforestation, Slovakia

Úvod

Úspešné pestovanie náročných šľachtených topoľov v ekologických podmienkach Východoslovenskej nížiny negatívne ovplyvnených vodohospodárskymi zásahmi predpokladá okrem voľby vhodných klonov aj aplikáciu správnych technológií ich pestovania. Pri aplikácii pestovných technológií veľký význam majú intenzívne spôsoby, ktoré sa na území Slovenska praktizujú vo forme lignikultúr, v intenzívnych kultúrach a v špeciálnych kultúrach. Intenzívne spôsoby pestovania topoľov sa začali aplikovať v druhej polovici minulého storočia v Taliansku, kde ich uplatnením dosiahli veľmi pozoruhodné výsledky najmä pestovaním vysokoprodukčných tzv. talianskych klonov, ako napr. 'I-214', 'I-45/51', 'I-273', 'I-154' a niektoré ďalšie (PICCAROLO 1952, VENTRE 1981, BOCCALARI 1982 a iní). V krajinách západnej Európy, najmä vo Francúzsku, v Holandsku, v SRN a v ďalších, dosiahli dobrý rast a objemovú produkciu najmä s pestovaním talianskych klonov, ako aj s pestovaním balzamových klonov, ako aj klonov 'Andros-coggin', 'Dorskamp' a ďalších (LANGE 1966, POURTET 1969, STERN 1972, MANN 1972, VIART 1972, WEISGERBER 1984 a ďalší). Intenzívne spôsoby pestovania topoľov úspešne realizovali aj v štátoch bývalej Juhoslávie, v Poľsku, Českej republike a inde (HEJMANOWSKI 1975, KNEŽEVIČ 1980, ČIŽEK et al. 1992, a iní). V Maďarsku mimoriadne veľká pozornosť sa venuje výskumu a pestovaniu topoľov intenzívnymi spôsobmi, kde okrem topoľa 'I-214' a niektorých ďalších talianskych klonov, veľmi dobré výsledky dosiahli aj napr. klony 'BL', 'Pannonia', 'Gigant', 'Favorit' ako aj niektoré ďalšie klony. Dlhodobé priaznivé výsledky výskumu priaznivých vlastností topoľov umožnili v Maďarsku rajonizovať 12 vhodných klonov topoľov pre rozličné oblasti (KERESZTESI et al. 1980, HALUPA, SIMON 1985, TÓTH, ERDŐS 1988, FUHRER et al. 2003 a iní).

Problematike intenzívnych spôsobov pestovania topoľov sa venovala aj na Slovensku náležitá pozornosť. V rámci výskumov sa hodnotil rast, kvalitatívna a kvantitatívna produkcia, ako aj zdravotný stav rozličných topoľov a zisťovali sa ich ekologické nároky. Výsledky týchto výskumov ukázali, že uplatnením zásad intenzívnych spôsobov pestovania topoľov možno dosiahnuť uspokojivé výsledky aj na tých stano- vištiach, ktoré boli negatívne ovplyvnené vodohospodárskymi zásahmi,

predovšetkým poklesom hladiny podzemnej vody. Výsledky výskumu umožnili rajonizovať vhodné klony topoľov pre rozličné typy stanovišť na území Slovenska (CIFRA 1971, VOJTUŠ 1978, VARGA 1990, 2004, KOHÁN et al. 1981, KOHÁN 1998, 2001, 2003, 2004 a ďalší).

Cieľom našej práce je hodnotiť vplyv rozličných sponov na rast, ako aj na objemovú produkciu topoľa 'I-214' pri intenzívnych spôsoboch pestovania: Ide o prvé hodnotenie výskumného objektu, kde sa pred založením výskumných plôch nevykonalo klčovanie pňov predošlého porastu.

Materiál a metodika

Bola sledovaná a hodnotená séria trvalých výskumných plôch po likvidácii rubného porastu 'I 214', pestovaného intenzívnym spôsobom. Na rozdiel od predchádzajúceho porastu, ktorý bol založený po odstránení pňov starého porastu klčovaním, pri založení hodnotenej série výskumných plôch, klčovanie pňov nebolo potrebné uskutočniť, keďže predchádzajúci porast bol založený v pravidelných sponoch. Takto sa ušetrili značné finančné náklady. Celoplošná príprava pôdy sa teda vykonala medzi bývalými radami topoľov hlbokou orbou a následnou povrchovou úpravou diskovaním, kým v bývalých radoch topoľov sa pôda mechanicky ošetrovala. Po vykonaní uvedených agrotechnických opatrení sa na výsadbu použili dobre vyvinuté a zdravé jednorôčné sadenice na jednorôčnom korení topoľa 'I-214'. Hodnotenú sériu trvalých výskumných plôch tvoria štyri čiastkové plochy, ktoré sme označili číslami I, II, III a IV. Jednotlivé čiastkové plochy majú výmeru 50 x 20 m, čiže 1 000 m², teda 0,10 ha. Na čiastkovej ploche I sa topole vysadili v obdĺžnikovom spon 3 x 2 m s počtom jedincov 1 666 na hektár, s rastovou plochou 6 m² na jeden strom. Na ploche II sa aplikoval štvorcový spon 4 x 4 m s počtom stromov 625 ks na hektár a s rastovou plochou 16 m² na jeden strom, kým na čiastkovej ploche III sa používal štvorcový spon 5 x 5 m s počtom jedincov 400 ks na hektár a s rastovou plochou 25 m² na jeden strom. Napokon čiastková plocha IV sa vysadila v spon 4 x 8 m, kde sa vysadilo 312 topoľov na hektár, pričom rastová plocha dosiahla 32 m² na jeden strom.

Na jednotlivých sledovaných čiastkových plochách sa od ich založenia každoročne sústavne vykonávala celoplošná mechanická kul-

tivácia pôdy s diskovaním a to každoročne dvakrát, vždy v priebehu vegetačnej doby. Okrem toho v prvých dvoch rokoch po založení sa uskutočnilo nie len okopávanie topoľov, ale okrem topoľov aj okopávanie celých radov. V rámci biotechnických opatrení sa počas výskumu do konca 4. roka sústavne vykonávala úprava korún jednotlivých topoľov a raz, v 5. roku, aj ich okliesňovanie. S ohľadom na to, že hodnotenie vykonáme v 5. roku, teda pomerne v mladom veku topoľov, prebierkové zásahy sa doteraz neuskutočnili.

Prvé biometrické meranie všetkých topoľov na jednotlivých čiastkových plochách sa vykonalo po ukončení vegetačného obdobia v piatom roku. Výšky sa merali s presnosťou na 0,5 m, hrúbky (vo výške 1,3 m) s presnosťou na 0,5 cm, a to dva razy na seba v kolmých smeroch. Pri spracovaní materiálu sa zisťovali hlavné taxačné veličiny, a to stredná výška a stredná hrúbka, kruhová základňa a zásoba na 1 hektár, ako aj priemerné ročné prírastky. Objemová produkcia sa vypočítala na základe objemových tabuliek MECKO et al. (1993) a uvádza sa jednak objemom hrubým, jednak objemom stromovým.

Význam hodnotenia tejto série výskumných plôch topoľa 'I-214' spočíva v tom, že doteraz nebola v oblasti Východoslovenskej nížiny hodnotená žiadna intenzívna kultúra, ktorá by sa založila bez kľčovania po odstránení predchádzajúceho porastu. Na základe praktických skúseností a vedeckých poznatkov, ktoré sa získali najmä v zahraničí, je reálny predpoklad, že po overení rastových vlastností a objemovej produkcie sledovaného a hodnoteného topoľa 'I-214' bude možné úspešne pestovať intenzívne topoľové porasty aj opísaným spôsobom ich založenia, teda bez kľčovania bývalých intenzívnych porastov. S ohľadom na nízky vek sledovaného topoľa na jednotlivých čiastkových výskumných plochách stručne hodnotené výsledky výskumu pokladáme zatiaľ iba za predbežné, ktoré bude treba ďalším sledovaním doplniť a spresniť. Pred hodnotením predbežných výsledkov výskumu je však žiadúce, aby sme aspoň stručne opísali a charakterizovali ekologické podmienky, predovšetkým klimatické, pôdne, hydrologické a typologické pomery v záujmovej oblasti sledovaných výskumných plôch, čiže na území Medzibodrožia na Východoslovenskej nížine.

Charakteristika a hodnotenie ekologických podmienok

Hodnotený výskumný objekt Mogyorószog leží v katastrálnom území Leles, v okrese Trebišov, na nezaplavovaných alúviách Latorice na území Medzibodrožia, v južnej časti Východoslovenskej nížiny. Celé záujmové územie patrí do povodia Bodrogu, ktorý vzniká zo sú-

toku Latorice a Ondavy a vlieva sa na území Maďarska do Tisy. Na mieste, kde Bodrog opúšťa naše územie, je aj najnižší bod Slovenska, a to 96 m n. m. Podstatnú časť územia tvoria aluviálne náplavy, ktoré boli pred vybudovaním ochranných hrádzi v rámci vodohospodárskej úpravy Východoslovenskej nížiny sústavne zaplavované. Výskumný objekt leží v nadmorskej výške 107 m. Majiteľom pozemku je Rád Premonštrátov, Opátstvo Jasov.

Klimaticky je oblasť charakterizovaná ako teplá, mierne suchá s chladnou zimou a dlhým snežným žiarením. Dlhoročná priemerná teplota vzduchu zistená na meteorologickej stanici Somotor dosahuje 9,4 °C, vo vegetačnom období 16,5 °C. Vegetačné obdobie trvá približne 200 - 220 dní, kým priemerný počet letných dní dosahuje 67,2. Keďže snečné žiarenie trvá približne ročne priemerne 1 216 hodín, záujmová oblasť má k dispozícii dostatočné množstvo slnečnej energie, čo vytvára vhodné klimatické podmienky aj na úspešné pestovanie topoľa 'I-214', ktorý je náročný na svetlo a teplo.

Priemerný úhrn ročných zrážok predstavuje 597 mm, z čoho na vegetačné obdobie pripadá 362 mm. V tejto súvislosti je však potrebné poznamenať, že letné zrážky sú často búrkového pôvodu a takto ich vegetácia nemôže vždy v plnej miere využívať. Okrem uvedených skutočností ročný výpar môže predstavovať až 450 mm. Pokiaľ sa týka smeru vetra, prevládajúcim je severný vietor, ktorý v ročnom priemere dosahuje 41 %. Tieto skutočnosti plne potvrdzujú význam intenzívnych spôsobov pestovania v záujmovej oblasti.

Pôdnym typom na sérii výskumných plôch je hnedá glejová pôda, ktorá je zrnitostne stredne ťažká, hlinitá, je stredne humózná a vykazuje mierne kyslú reakciu. Obsah dôležitých prístupných živín je v celom profile mierne nižší, než je optimum, najmä pokiaľ ide o MgO, P₂O₅ a K₂O. Hladina podzemnej vody sa vo vegetačnom období pohybuje v hĺbke okolo 2,5 - 3 m, čo je oproti stavu pred vodohospodárskymi úpravami na Východoslovenskej nížine pokles hladiny podzemnej vody o 1,0 m.

Typologicky patrí hodnotená séria výskumných plôch do hospodárskeho súboru lesných typov hrabových lužných jasenín (tvrdých luhov). Tento hospodársky súbor lesných typov je tu reprezentovaný skupinou lesných typov *Ulmeto-Fraxinetum carpineum*. Lesným typom je vlhká brestová jasenina s hrabom.

Stručná charakteristika a hodnotenie ekologických pomerov presvedčivo ukazuje, že v záujmovej oblasti sú v podstate vhodné klimatické podmienky najmä pokiaľ ide o dostatok svetla a tepla pre ná-

Tab. 1.

Prehľad rastových údajov topoľa 'I-214' pri intenzívnych spôsoboch pestovania vo veku 5 rokov

Growth data of poplar 'I-214' during intensive breeding at the age of 5 years

Čiastková plocha/Partial plot		I	II	III	IV
Spon/Spacing	m	3 x 2	4 x 4	5 x 5	4 x 8
Počet stromov na hektár/Number of trees per ha	ks	1 666	625	400	3 12
Rastová plocha na 1 strom/Growth plot for 1 tree	m ²	6	16	25	32
Stredná výška/Mean height	m	10,09	10,2	10,2	10,4
	%	98,0	100,0	100,0	102,0
Priemerný prírastok výškový/Average height increment	m	2,00	2,04	2,04	2,08
Stredná hrúbka/Mean diameter	cm	9,1	10,3	10,7	11,2
	%	88,3	100,0	103,9	108,7
Priemerný hrúbkový prírastok/Average diameter increment	cm	1,82	2,06	2,14	2,24
Kruhová základňa/D.b.h.	m ² .ha ⁻¹	13,161	5,437	3,740	2,932
	%	242,0	100,0	68,8	53,9
Priem. prírastok na kruhovej základni/Aver. increment on d.b.h.	m ² .ha ⁻¹	2,632	1,087	0,748	0,586

ročných šľachtených topoľov, v konkrétnom prípade topoľa 'I-214'. Z hodnotenia ďalej vyplýva, že výskumný objekt verne reprezentuje relatívne suchšie stanovištia v záujmovej oblasti, ktoré ale pri aplikácii vhodných spôsobov pestovania sú vhodnými topoľovými stanovišťami. Túto situáciu vyvolal najmä pokles hladiny podzemnej vody v dôsledku už spomínanej vodohospodárskej úpravy Východoslovenskej nížiny. Úspešné pestovanie topoľa 'I-214', ako aj ďalších náročných šľachtených topoľov, predpokladá v týchto podmienkach zlepšiť najmä vlhkovú bilanciú a prevzdušnenosť pôdy. Tieto požiadavky sa najlepšie zabezpečia dôslednou aplikáciou intenzívnych pestovných technológií. S ohľadom na to, že zastúpenie týchto stanovišť dosahuje cca 36 % z celkovej výmery lesných pôd v záujmovej oblasti a že ide o prvý výskumný objekt, kde sa komplexne hodnotia intenzívne spôsoby pestovania topoľa 'I-214' v druhej generácii, výsledky výskumu po upresnení v ďalšom období, bude možné aplikovať v pomerne značnom rozsahu.

Rozbor a hodnotenie dosiahnutých výsledkov

Prehľad o strednej výške, strednej hrúbke, ďalej o kruhovej základni a objemovej produkcii, ako aj o priemerných ročných objemových prírastkoch sledovaného topoľa 'I-214' na jednotlivých čiastkových plochách vo veku 5 rokov sa podáva v príslušných tabuľkách. V týchto tabuľkách sa uvádzajú jednak absolútne hodnoty, jednak percentuálne porovnanie údajov. Pri porovnaní sa za 100 % pokladá príslušná hodnota topoľa 'I-214' na čiastkovej výskumnej ploche II so začiatočným, tzv. štandardným sponom 4 x 4 m, s počtom stromov 625 ks na 1 hektár a rastovou plochou 16 m² na 1 strom, ktorá reprezentuje intenzívnu topoľovú kultúru.

Z výsledkov nášho hodnotenia v tabuľke 1 vyplýva, že aplikované spony nemali podstatný vplyv na výškový rast sledovaného topoľa 'I-214' na jednotlivých čiastkových plochách. Hoci stredná výška podľa aplikovaných sponov na jednotlivých čiastkových plochách vykazuje určité rozdiely, tieto rozdiely sú minimálne a nemajú praktický význam. Najmenšiu strednú výšku, a to 10,0 m, síce vykazuje čiastková plocha I so sponom 3 x 2 m, avšak jej percentuálna hodnota, ktorá dosahuje 98,0 % v porovnaní so štandardným sponom, je iba o 2 % nižšia. Naproti tomu najväčšia stredná výška sa dosiahla na čiastkovej ploche IV so sponom 4 x 8 m, a to 10,4 m, čo je v percentuálnom vyjadrení iba o 2 % vyššia než pri štandardnom sponu 4 x 4 m. Výškový rast topoľa pri stredných sponoch 4 x 4 m a 5 x 5 m je vyrovnaný. Po-

dobne aj priemerný ročný výškový prírastok na čiastkových plochách so stredným sponom 4 x 4 a 5 x 5 m, teda v intenzívnych kultúrach, je vyrovnaný, kým v lignikultúre (so sponom 4 x 8 m) v porovnaní so štandardným sponom 4 x 4 m vykazuje iba o 0,08 m vyššiu, kým na čiastkovej ploche so sponom 3 x 2 m o 0,04 m nižšiu hodnotu.

Podstatne výraznejšie sa prejavoval vplyv aplikovaných sponov na hrúbkový rast sledovaného topoľa 'I-214', čo vyplýva aj z tabuľky 1. Hrúbkový rast je významný najmä preto, lebo cieľom pri intenzívnych spôsoboch pestovania topoľov je vypestovať cenné, hrubé sortimenty, a to najmä pri stredných a širokých sponoch, teda v intenzívnych kultúrach a v lignikultúrach. V tejto súvislosti je treba zdôrazniť, že v daných podmienkach hrúbkový rast topoľov okrem vhodných sponov podporujeme aj vykonaním agrotechnických opatrení, najmä však celoplošnej kultivácie pôdy. Z priloženej tabuľky vidno, že maximálnu strednú hrúbku vykazuje sledovaný topoľ pri relatívne najširšom sponu 4 x 8 m, a to 11,2 cm, čo je o 8,7 % väčšia než pri štandardnom sponu 4 x 4 m. Naproti tomu relatívne najmenšia stredná hrúbka sa zistila pri najhustejšom sponu 3 x 2 m, a to 9,1 cm. V porovnaní so štandardným sponom je to iba 88,3 %, teda o 11,7 % nižšia hodnota, keďže pri sponu 4 x 4 m dosiahla stredná hrúbka 10,3 cm. Podobne aj priemerný ročný hrúbkový prírastok bol najväčší pri sponu 4 x 8 m, kde dosiahol hodnotu 2,24 cm, kým najmenší pri relatívne najhustejšom sponu 3 x 2 m, a to 1,82 cm. Tieto výsledky sú pozoruhodné najmä preto, lebo svedčia o náročnosti sledovaného topoľa 'I-214' na slnečnú insoláciu, ktorý na širšie spony reaguje zvýšením hrúbkového rastu. Zároveň je treba aj v tejto súvislosti zdôrazniť, že zatiaľ ide o predbežné výsledky, ktoré ďalším sledovaním a hodnotením bude treba doplniť a upresniť.

Údaje o kruhovej základni na 1 hektár, ako aj o priemernom ročnom prírastku na nej poskytujú tiež tabuľka 1. Z výsledkov hodnotenia vidno, že najväčšia kruhová základňa, ako aj priemerný ročný prírastok na nej sa dosiahli pri relatívne najhustejšom sponu 3 x 2 m, a to 13,11 m², resp. 2,632 m² na 1 ha, čo v porovnaní so štandardným sponom 4 x 4 m, kde sa zistila kruhová základňa 5,437 m² a priemerný ročný prírastok na nej 1,087 m² na 1 hektár, v percentuálnom vyjadrení znamená zvýšenie o 142,0 %, čo je predovšetkým následkom vysokého počtu jedincov pri sponu 3 x 2 m. Naproti tomu najmenšia kruhová základňa, ako aj najmenší priemerný ročný prírastok na nej boli na čiastkovej ploche so sponom 4 x 8 m, kde sa zistila kruhová základňa 2,932 m², kým priemerný ročný prírastok na nej 0,586 m² na 1 hektár.

Tab. 2.

Prehľad objemovej produkcie topoľa 'I-214' pri intenzívnych spôsoboch pestovania vo veku 5 rokov
Volume production of poplar 'I-214' during intensive breeding at the age of 5 years

Čiastková plocha/Partial plot		I	II	III	IV
Spon/Spacing	m	3 x 2	4 x 4	5 x 5	4 x 8
Počet stromov na hektár/Number of trees per ha	ks	1 666	625	400	312
Rastová plocha na 1 strom/Growth plot for 1 tree	m ²	6,0	16,0	25,0	32,0
Objem hrubiny/Derholz volume					
Zásoba/Supply	m ³ .ha ⁻¹	21,005	10,625	7,110	5,636
Priem. prírastok objemový/Average volume increment	%	197,5	100,0	66,9	53,0
Objem stredného kmeňa/Volume of mean stem	m ³ .ha ⁻¹	4,201	2,125	1,422	1,127
	m ³	0,012	0,017	0,018	0,018
Objem stromový/Tree volume					
Zásoba/Supply	m ³ .ha ⁻¹	42,112	18,812	12,812	10,260
Priem. prírastok objemový/Average volume increment	%	223,7	100,0	68,1	54,5
Objem stredného kmeňa/Volume of mean stem	m ³ .ha ⁻¹	8,422	3,762	2,562	2,052
	m ³	0,025	0,030	0,032	0,033

Prehľad o zásobe, ďalej o priemernom ročnom objemovom prírastku, ako aj o objeme stredného kmeňa poskytuje tabuľka 2. Tieto údaje sa uvádzajú jednak objemom hrubiny, jednak objemom stromovým, a to bez kôry. Hodnotenie dosiahnutých výsledkov ukázalo, že objemová produkcia, ako aj priemerný ročný objemový prírastok, závisia predovšetkým od veľkosti aplikovaných sponov. Je pozoruhodné, že najvyššia zásoba, ako aj najvyšší priemerný ročný objemový prírastok sa dosiahli pri relatívne najhustejšom spon 3 x 2 m, kde napr. zásoba podľa objemu hrubiny je 21,005 m³, kým priemerný ročný objemový prírastok 4,201 m³ na 1 hektár, kým pri ostatných, teda väčších aplikovaných sponoch sú tieto hodnoty nižšie. Pri spon 4 x 4 m napr. zásoba dosahuje podľa objemu hrubiny 10,625 m³, kým priemerný ročný objemový prírastok 2,125 m³ na 1 hektár. Tieto hodnoty sú teda pri spon 3 x 2 m o 97,5 % vyššie než pri štandardnom spon 4 x 4 m. Najmenšia zásoba, ako aj najmenší priemerný ročný objemový prírastok sa zistili pri relatívne najširšom spon 4 x 8 m, a to 5,636 m³, resp. 1,127 m³ na 1 hektár. Uvedené rozdiely súvisia predovšetkým s rozličným počtom sadeníc. Naproti tomu najväčší objem stredného kmeňa sme zistili pri najväčšom spon 4 x 8 m, kým najmenší pri spon 3 x 2 m, a to 0,018, resp. 0,012 m³. Tieto údaje, ako sme už na to poukázali, sa vzťahujú na objem hrubiny. Podľa objemu stromového bola objemová produkcia v každom prípade podstatne vyššia a dosiahla takmer dvojnásobok objemu hrubiny.

Záver

V práci sa hodnotí výškový a hrúbkový rast, ako aj objemová produkcia topoľa 'I-214' na 5ročnej sérii trvalých výskumných plôch, ktorá bola založená po likvidácii rubného intenzívneho topoľového porastu bez následného odstránenia pňov, čím sa ušetrili značné finančné prostriedky. Pred založením hodnoteného objektu sa na ploche vykonala celoplošná príprava pôdy hlbokou orbou a následne povrchovou úpravou pôdy diskovaním. Štyri čiastkové plochy boli založené v sponoch 3 x 2, 4 x 5, 5 x 5 a 4 x 8 m, na ktorých sa v priebehu sledovania aplikovali zásady intenzívnych spôsobov pestovania. Výskumný objekt leží na stredne ťažkých hlinitých nezaplavovaných alúviách Latorice, kde lesným typom je vlhká brestová jaseň s hrabom.

Hodnotenie výskumu ukázalo, že rozličné spony nemali podstatný vplyv na výškový rast sledovaného topoľa, kým na hrúbkový rast mierne pozitívne vplývali širšie spony. Zásoba, ako aj priemerný ročný objemový prírastok boli najvyššie pri hustom spon 3 x 2 m, kde podľa objemu hrubiny dosiahli hodnotu 21,005 m³, resp. 4,201 m³ na 1 hektár a takto prevyšovali hodnoty štandardného sponu 4 x 4 m o 97,5 %. Podľa objemu stromového dosiahla hodnota zásoby 42,112 m³, kým priemerného objemového prírastku 8,422 m³ na 1 hektár. Naopak, zásoba, ako aj priemerný objemový prírastok, boli najmenšie pri širokom spon 4 x 8 m s hodnotou 5,636 m³, resp. 1,127 m³ na 1 hektár podľa objemu hrubiny a s hodnotou 10,260 m³, resp. 2,052 m³ na 1 hektár podľa objemu stromového.

Dosiahnuté predbežné výsledky ukázali, že po likvidácii rubných intenzívnych topoľových porastov bude možné úspešne zakladať, pri dodržaní potrebných agrotechnických opatrení, nové intenzívne topoľové porasty jednak s cieľom získať množstvo vlákny v hustých sponoch (napr. 3 x 2 m), jednak s cieľom získať hrubšie sortimenty v stredných sponoch (4 x 4 m, 5 x 5 m) a na získanie cenných, guľatínových sortimentov v širokých sponoch (okolo 6 x 6 m). Tieto predbežné výsledky bude potrebné ďalším výskumom doplniť a spresniť.

Literatúra

- BOCCALARI, F.: I problem della pioppicoltura nell'attuale momento e le prospettive future. *Arboricoltura da Legno*, 25, 1982, č. 3, s. 2-4
- CÍFRA, J.: Doterajší rast topoľov v pokusných lignikultúrach na Slovensku. *Lesnícky časopis*, 17, 1971, č. 3, s. 259-271
- ČÍŽEK, V., MAŘÁK, I., MOTT, J.: Dílčí výsledky dlouhodobého ověřování sortimentů topolů sekce *Aigeiros* v oblasti Jihomoravských úvalů. *Zprávy lesnického výzkumu*, 37, 1992, č. 4, s. 23-27
- FÜHRER, E. et al.: *Ültetvényeszerő fatermesztés*. Budapest, Mezőgazdasági Kiadó 2003. 210 s.
- HALUPA, L., SIMON, M.: Az 'I-214' nyár. Budapest, Akadémiai Kiadó 1985. 131 s.
- HEJMANOWSKI, S.: *Uprawa topoli*. Warszawa, PWRIL 1975. 352 s.
- KERESZTESI, B. et al.: A nyárak és a fűzek termesztése. Budapest, Mezőgazdasági Kiadó 1980. 374 s.
- KNEŽEVIČ, I.: Plantáže energie. *Topoľa*, 24, 1980, s. 38-40
- KOHÁN, Š. et al.: Intenzívne spôsoby pestovania topoľov na Slovensku. Bratislava, *Príroda* 1981. 119 s.
- KOHÁN, Š.: Produkčné charakteristiky topoľov skupiny *Aigeiros* v ekologických podmienkach Medzibodrožia na východnom Slovensku. *Lesnictví-Forestry*, 44, 1998, č. 2, s. 58-64
- KOHÁN, Š.: Význam sponov pri intenzívnom pestovaní topoľa 'I-214' v ekologických podmienkach Medzibodrožia na Slovensku. *Zprávy lesnického výzkumu*, 46, 2001, č. 2, s. 99-102
- KOHÁN, Š.: Hodnotenie výskumu vlastností niektorých novovýšľachtených topoľov na Východoslovenskej nížine. *Zprávy lesnického výzkumu*, 48, 2003, č. 2/3, s. 65-70
- KOHÁN, Š.: Hodnotili sme objemovú produkciu topoľa 'I-214'. *Les*, 60, 2004, č. 7/8, s. 22-23
- LANGE, O.: Pflanzung und Pflege von Pappeln. *Forst und Holzw.*, 21, 1966, č. 5, s. 372-376
- MANN, H. J.: Anbau und Pflege der Pappel. *Übersicht*, 23, 1972, č. 9, s. 699-703
- MECKO, J. et al.: Objemové tabuľky topoľových klonov. Zvolen, LVÚ 1993. 90 s.
- PICCAROLO, G.: *Il pioppo*. Roma, REDA 1952. 130 s.
- POURET, J.: Progres en populiculture. *Revue Forestière Française*, No. Spécial sylviculture 21, 1969, s. 485-488
- STERN, P.: Poplar growing et spacing. *Quart. J. For.*, 66, 1972, č. 3, s. 230-235
- TÓTH, B., ERDŐS, L.: Nyár fajtaismertető. Budapest, AGO E. 63 s.
- VARGA, L.: Nové klony topoľov. *Les*, 46, 1990, č. 5, s. 12-13
- VARGA, L.: Nová rajonizácia topoľov a stromových vrb na Slovensku. *Les*, 60, 2004, č. 11/12, s. 22-23
- VENTRE, A.: Associazionismo in Pioppicoltura. *Arboricoltura da Legno*, 24, 1981, č. 7, s. 2-3
- VIART, L.: Etat actuel et tendances de la populiculture française. *Revue Forestière Française*, 24, 1972, č. 2, s. 83-97
- VOJTOŠ, M.: Results of research on the ecologic breadth of some of Euro-American poplars in Slovakia. *Acta Instituti Forestalis Zvolensis*. Bratislava, VVS AV 5, 1978, č. 5, s. 129-142
- WEISGERBER, H.: Klonvergleichsprüfungen bei Schwarz- und Balsampappel im Kurzumtrieb. *Holzzucht*, 37, 1984, č. 3/4, s. 20-24

Establishment and breeding of intensive stands with poplar 'I-214' on plots without stem grubbing of the preceding stand

Summary

Research of height and diameter growth as well as of volume production of poplar 'I-214' was carried out on the 5-year series of experimental plots established in the mid-heavy loamy non-flooded alluvia of the river Latorice in the Medzibodrožia area of the Eastern Slovak lowland, forest type moisture elm-ash stand with hornbeam. The evaluated series of experimental plots were established after felling of mature intensive poplar stand without its following stem grubbing that spared a lot of money. The soil was prepared by whole-area deep ploughing and surface treatment by disking. The research plot consists of four intensively bred partial plots that were founded in spacings 3 x 2 m, 4 x 4 m, 5 x 5 m and 4 x 8 m.

Evaluation of results shows (tab. 1) that different spacings have no influence on height growth of the observed poplar 'I-214'. On contrary diameter growth was mildly positively influenced by wider spacings. Table 2 demonstrates that supply and average annual volume increment were the highest for the dense spacing 3 x 2 m, reaching the value 21.005 m³ according to Derbholz volume, the average annual volume increment was 4.201 m³ per ha and thus the values of standard spacing 4 x 4 m were higher of 97.5%. According to tree volume supply the value was 42.112 m³, average annual volume increment reached 8.422 m³ per ha. On contrary supply and average annual volume increment were the lowest for wide spacing 4 x 8 m. Supply on this partial plots according to Derbholz volume was 5.636 m³, average annual volume increment was 1.127 m³ per ha. Supply according to tree volume reached 10.260 m³, average annual volume increment was 2.052 m³ per ha.

This first assessment of the gained results shows that after felling of mature intensive poplar stands new intensive poplar stands could be successfully established even without stem grubbing but only under suitable intensive technologies of breeding.

Recenzováno

SBĚR, PŘEDOSEVNÍ PŘÍPRAVA, SKLADOVÁNÍ A HODNOCENÍ JAKOSTI SEMEN VYBRANÝCH DRUHŮ KEŘŮ: literární rešerše

Collection, pretreating, storing and evaluating seed quality of some shrub species: a literature review

Abstract

This paper gives the acceptable protocols for collecting, extracting, storing, pretreating and evaluating the quality of the seeds of the shrubs: bushcranberry (*Viburnum opulus*), wayfaring tree (*Viburnum lantana*), Cornelian-cherry (*Cornus mas*), common dogwood (*Cornus sanguinea*), European euonymus (*Euonymus europaeus*), warty-bark euonymus (*Euonymus verrucosus*), European privet (*Ligustrum vulgare*) and European bladderhut (*Staphylea pinnata*).

Klíčová slova: *Viburnum*, *Cornus*, *Euonymus*, *Ligustrum*, *Staphylea*, osivo

Keywords: *Viburnum*, *Cornus*, *Euonymus*, *Ligustrum*, *Staphylea*, seed

Úvod

U většiny běžných druhů keřů chybí spolehlivé metodiky pro sběr, zpracování, předosevní přípravu, skladování a hodnocení jakosti osiva. Pro vybrané druhy keřů byly proto z literárních a internetových zdrojů vybrány a shrnuty všechny dostupné informace týkající se dané problematiky, přičemž zjištěné poznatky by měly být následně prověřeny pro využití v lesnické praxi.

Literární rešerše byla zpracována jako součást výzkumného záměru č. 0002070202 „Šlechtění lesních dřevin a záchrana genových zdrojů cenných a ohrožených populací, včetně využití biotechnologických postupů, metod molekulární biologie a poznatků lesního semenářství v lesním hospodářství“. Záměr je financován Ministerstvem zemědělství, jeho řešení je plánováno na období 2004 - 2008. Rešerše byla zpracována v rámci dílčí části tohoto záměru DZ 06.03. „Studium metod skladování, předosevní přípravy a hodnocení jakosti semen keřů a dřevin“.

Kalina obecná (*Viburnum opulus* L.), kalina tušalaj (*Viburnum lantana* L.)

Sběr plodů

Plodem obou druhů kalin jsou kulaté jednosemenné peckovičky, u kaliny obecné v době zralosti červené, u tušalaje černé. U obou druhů dozrávají plody zpravidla v srpnu až září, sbírají se hned po dozrání (GILL, POGGE 1974, YOUNG, YOUNG 1992). Pro okamžitý výsev se doporučuje i sklizeň před plnou zralostí (DIRR, HEUSER 1987, GORDON, ROWE 1982), tj., než se plody plně vybarví (WALTER 1978). Semena tušalaje, vysetá ve fázi přechodu od mléčné ve voskovou zralost, měla 100% vzházivost (TITUS 1940 ex GILL, POGGE 1974), výsev v tomto stadiu však nelze pro praxi příliš doporučit vzhledem k problematickému stanovení aktuálního stavu zralosti semen (GILL, POGGE 1974).

Zpracování a skladování plodů a semen

Pro okamžitý podzimní výsev se mohou použít celé plody s rozmačkanou dužinou (WALTER 1978). Semena určená ke stratifikaci či skladování se zbavují oplodí macerací a promýváním ve vodě (DDR - Standard 1987 ex SCHUBERT; GILL, POGGE 1974, YOUNG, YOUNG 1992). Předtím se mohou plody ponechat po určitou dobu v plastových pytlích, dokud se oplodí zčásti nerozloží (AGATE 2003). Semena lze skla-

dovat či stratifikovat i nevyluštěná, pokud se po sběru nechají i s oplodím proschnout (GILL, POGGE 1974). Tento způsob zpracování je sice méně pracný, klíčivost semen s ponechaným oplodím však bývá nižší (přinejmenším u tušalaje) než klíčivost vyčištěných semen (SMITH 1952 ex GILL, POGGE 1974). Bylo by vhodné ověřit, nakolik je pokles klíčivosti výrazný a zda se týká obou druhů kalin.

Pro krátkodobější uskladnění osiva (do 2 let) se mohou použít bedničky s pískem (vrstva semen i vrstva písku asi 2 cm), uložené při 0 - 5 °C (ŠNAJPEREK 1954). Zamražené osivo (při 0 až -6 °C) lze skladovat 3 - 5 let (BURKART 2000). Na vzduchu vysušená semena kalin, skladovaná při 1 - 3 °C v hermeticky uzavřených nádobách, si mohou udržet svou životnost až 10 let (HEIT 1967 ex GILL, POGGE 1974). Požadovaný obsah vody v semenech při uvedených způsobech skladování není uveden, pouze BURKART (2000) doporučuje vysušit semena kaliny obecné před zamražením na 11 - 14% vlhkost. Pro krátkodobé uskladnění osiva lze možná zvolit i vyšší teplotu, než je uváděna výše, neboť podle DENA (1993) měla semena kaliny obecné, skladovaná 6 měsíců při 21 °C, vyšší klíčivost než semena skladovaná stejnou dobu při 4 °C.

Typ klíčního klidu a způsob stratifikace

Semena kalin se vyznačují hlubokou epikotylou morfologicko-fyziologickou dormancí, kdy epikotyl se vyvíjí až v určitém časovém odstupu po vytvoření radikuly (BASKIN, BASKIN 2001). Pro vývin radikuly potřebují semena teplou stratifikaci, stonek začíná růst po následné studené stratifikaci. Inhibitory blokující vývin epikotyly se vyskytují pravděpodobně v dělohách, neboť po jejich odstranění byl klíční klid epikotyly překonán (KNOWLES, ZALIK 1958 ex BASKIN, BASKIN 2001). Podle některých zdrojů je dormance u kalin zčásti způsobena i nepropustnými semennými obaly (YOUNG, YOUNG 1992, USDA Forest Service 1948 ex GILL, POGGE 1974).

Jsou-li semena vyseta hned po sběru za zelena (tj. ve stadiu voskové zralosti), mohou vzejít již následující jaro. Oproti tomu semena sbíraná ve stavu plné zralosti často přeléhají, někdy i déle než 18 měsíců (DIRR, HEUSER 1987), tzn., že nemusí vyklíčit ani druhé jaro po výsevu. Klíční klid se u semen kalin překonává dvoufázovou teplostudenou stratifikací, s délkou jednotlivých fází až 9 měsíců, někdy je doporučována pouze studená stratifikace (SMITH 1952 ex GILL, POGGE 1974, ŠNAJPEREK 1954), a to až v délce 12 měsíců (LEHOTSKÝ 1952 ex ŠNAJPEREK 1954).

Tab. 1.

Přehled doporučených způsobů stratifikace semen kaliny obecné
Summary of recommended methods for stratifying bushcranberry seeds

Teplá stratifikace/Warm stratification		Studená stratifikace/Cold stratification		Citace/References
délka/duration (m)	teplota/temperature (°C)	délka/duration (m)	teplota/temperature (°C)	
N	N	2 - 3	N	GIERSBACH (1937) ex BASKIN, BASKIN (2001)
-	-	2	1 - 5	SMITH (1952) ex GILL, POGGE (1974)
-	-	6,5	N	ŠNAJPERK (1954)
2	17 - 26	3	2 - 8	VINCENT (1965)
2,5	25	3	N	Genebank Handbook (1985) ex YOUNG, YOUNG (1992)
2,5	25	3	3 - 5	ELLIS et al. (1985) ex SCHUBERT
2	N	3	N	DIRR, HEUSER (1987)
2 - 3	20 - 25	1 - 2	1 - 5	DDR-Standard (1987) ex SCHUBERT
6 - 9	N	6 - 9	N	LARSON (1998)
2 - 9	20 - 30	2 - 4	4	MARZIALETTI (1999)
-	-	4 - 5	N	BURKART (2000)
-	-	3	3 - 5	Les Semences du Puy (1999-2003)
2	N	2	N	AGATE (2003)

m = měsíce/months, N = neuvedeno/not given

Teplá fáze stratifikace probíhá při 20 až 30 °C, studená fáze při 1 - 5 °C. Během teplé fáze se může teplota cyklicky (po 24 hodinách) měnit (30/20 °C nebo 30/10 °C) (Germination and seedling production of species of *Viburnum* 1958 ex GILL, POGGE 1974). Osvědčila se také stratifikace semen v písku v prostředí o teplotě 17 - 26 °C (60 dnů) následovaná chlazením při 3 - 8 °C (90 dnů) (VINCENT 1965). Přehled doporučených variant stratifikace je uveden v tabulce 1 (kalina tušalaj) a 2 (kalina obecná).

DENO (1993) zahrnuje kalinu mezi druhy s multicyklickou klíčovostí semen. Předpokládá, že tato semena obsahují 2 či více skupin inhibitorů, z nichž každá je odbourávána při jiné teplotě (buď v teple, tj. asi při 21 °C, či v chladu, tj. při 4 - 5 °C). Pro odstranění klíčného klidu je semena nutno vystavit přesně stanovenému sledu těchto teplot (tedy stratifikaci s určitým počtem teplých a studených fází). Zdá se, že optimální délka jedné teplotní fáze je 3 měsíce. Semena tušalaje začínají klíčit převážně v průběhu teplých fází a byla-li stratifikace zahájena chlazením, vyklíčí většina semen již během první teplé etapy. Naopak semena kaliny obecné klíčí převážně během chlazení, hromadně většinou až při druhé či třetí studené fázi. Vyšší a jednodušší klíčivosti se v tomto případě dosáhne, začíná-li celý cyklus teplou fází. Nejvyšší klíčivost měla semena kaliny obecné vystavená teplotě 21 °C již během šestiměsíčního skladování (tj. princip posklizňového dozrávání), následovaném střídavou stratifikací, naopak u tušalaje nebyly pozorovány rozdíly v klíčivosti mezi čerstvými a skladovanými semeny.

Ačkoliv podle většiny autorů se doporučované postupy předosevní přípravy pro semena obou kalin příliš neodlišují, zkušenosti, které uvádí DENO (1993), naznačují, že mezi těmito druhy mohou být ve skutečnosti výraznější rozdíly v požadavcích na způsob překonávání dormance. Zatímco u tušalaje by mohlo být dostačující pouhé předchlazení osiva (např. přes zimu) a jeho následný výsev v teplém prostředí (na jaře), zdá se, že u kaliny obecné bude nalezení optimálního, časově co možná nejméně náročného způsobu stratifikace o něco komplikovanější (podle DENO trvá neúčinnější způsob předosevní přípravy semen tohoto druhu 18 měsíců).

Hodnocení jakosti semen

Životnost semen kaliny obecné se podle normy ISTA Rules (2005) i ČSN 48 1211 Z1 (2001) zjišťuje vitálním barvením (tetrazoliový test), kalinu tušalaj tyto normy nezmiňují. U stratifikovaných semen (viz tab. 1 a 2) lze provést i zkoušku klíčivosti při střídavé teplotě 30/20 °C, délka zkoušky - 60 dní - je stanovena pouze pro kalinu obecnou (GIERSBACH 1937 ex BASKIN, BASKIN 2001, ELLIS et al. 1985 ex SCHUBERT).

Semena kaliny obecné mají podle BURKARTA (2000) průměrnou klíčivost 95 %, semena tušalaje pouze 50 %, jiné zdroje údaje o klíčivosti či životnosti těchto semen neuvádějí.

Dřín obecný (*Cornus mas* L.), svída krvavá (*Cornus sanguinea* L.)

Sběr plodů

Plody dřínu jsou červené, podlouhlé, zpravidla dvousemenné peckovité. Dozrávají koncem srpna a během září (WALTER 1978). Sbírají se hned po dozrání (BRINKMAN 1974), tj. v září až počátkem října (ŠNAJPERK 1954, BURKART 2000), příp. až do listopadu (WALTER 1978), vhodnější je však zřejmě plody otrhat dříve, neboť po dozrání rychle opadávají.

V září dozrávají i černé, kulaté, dvousemenné peckovičky svídy krvavé. Sbírají se po dozrání, tedy podobně jako dřín v září či v první polovině října (BURKART 2000). Je však pravděpodobně vhodnější sklízet plody svídy již v srpnu, kdy začínají černat (WALTER 1978, AGATE 2003), neboť plně vyzrálá semena obvykle přeléhají (WALTER 1978).

Zpracování a skladování plodů a semen

Semena dřínu i svídy se mohou vysévat i s oplodím (BRINKMAN 1974, YOUNG, YOUNG 1992), spíše se však doporučuje oplodí odstranit, např. pasírováním či protíráním na sítích a propíráním (WALTER 1978, BURKART 2000). Po zpracování by se měla semena co nejdříve vyset nebo vložit do stratifikace pro jarní výsev (DDR-Standard 1987 ex SCHUBERT; YOUNG, YOUNG 1992). Při okamžitém podzimním výsevu se

dosahuje nejlepší klíčivosti (WALTER 1978, GORDON, ROWE 1982). U svídy by měl výsev proběhnout ihned po srpnovém sběru, pro dřín není doba podzimního výsevu přesně specifikována, nemělo by však jít o přezralé plody (WALTER 1978).

Osivo lze skladovat v uzavřených nádobách (YOUNG, YOUNG 1992) nebo v bedničkách s pískem (vrstva semen 3 - 5 cm a vrstva písku asi 2 cm) při teplotě 0 - 5 °C (ŠNAJPERK 1954). Uskladnění v písku by nemělo přesáhnout 2 roky (ŠNAJPERK 1954), semena uložená v hermeticky uzavřených nádobách si možná podrží svou klíčivost déle. Při teplotě 0 až -6 °C se může osivo skladovat 2 - 5 let (BURKART 2000). Vlhkost semen pro zmíněné způsoby skladování není autory specifikována, podle HEES-BOUKEMY (1993) by ovšem semena před uskladněním měla být vysušena tak, aby jejich vlhkost nepřesahovala 12 %.

Typ klíčivého klidu a způsob stratifikace

Dormance u semen rodu *Cornus* je způsobena tvrdým endokarpem (mechanická dormance) a současně inhibitory klíčení (fyzilogická dormance) (FALLERI 2004, BARBOUR 2004). Semena (hlavně skladovaná) často po delší dobu přeléhají, někdy nevzejdou ani druhé jaro po výsevu (BIRD 1990, BRINKMAN 1974).

Provádí se teplo-studená stratifikace semen, kdy během teplé fáze dochází k narušení kamenného endokarpu, následným chlazením je odstraněna i fyzilogická dormance (FALLERI 2004). Délka jednotlivých fází stratifikace se uvádí v rozmezí 2 - 9 měsíců, studená fáze může probíhat při teplotě 1 - 13 °C, teplá fáze při 20 - 30 °C, příp. při střídavé teplotě 15/20 °C (24 hod/24 hod) (HEES-BOUKEMA 1993, TYLKOWSKI 2002).

Před stratifikací mohou být semena skarifikována (PIOTTO, DiNOI 2003), případně skarifikace může zcela nahradit teplou fázi stratifikace (BRINKMAN 1974, McMILLAN-BROWSE 1985, BIRD 1990). Někdy se doporučuje pouhé předchlazení semen (DDR-Standard 1987 ex SCHUBERT), u dřínu až v délce 18 měsíců (WALTER 1978). Přehled doporučených variant stratifikace je uveden v tabulce 3 (dřín) a 4 (svída).

TYLKOWSKI (1991) srovnával vliv různé délky (14 - 24 týdnů) teplé a studené fáze při stratifikaci na klíčivost semen dřínu. Jako nejlepší

se ukázala stratifikace s teplou fází trvající 18 týdnů v kombinaci s 15 - 18týdenní studenou fází. Během teplé fáze se osvědčilo střídání teplot 15/25 či 20/30 °C (po 24 hodinách). Vždy lépe klíčila semena před stratifikací prosušená na 13 - 14 %, oproti čerstvým semenům s vlhkostí 28 - 33 %. Vysvětlení tohoto jevu autor nepodává, střídavá změna vlhkosti však pomáhá u některých druhů překonat fyziologickou dormanci semen (BASKIN, BASKIN 2001). Je také možné, že prosušení a následná rehydratace podpořila narušení tvrdého endokarpu.

FALLERI (2004) porovnávala kombinace různých délek teplé a studené stratifikace (0, 6, 9, 12, u studené stratifikace i 17 týdnů) u semen svídy krvavé. Nejvyšší klíčivost měla semena stratifikovaná pouze v chladu po dobu 17 týdnů (94 %). Dobře klíčila také semena po teplo-studené stratifikaci dlouhé 12 + 9 či 12 + 12 týdnů (71 a 81 %). Podle NIKOLAEVY (1969, 1977 ex FALLERI 2004) může být mechanická dormance semen reagujících nejlépe na samotnou studenou stratifikaci (což je i případ svídy) jen jedním z projevů fyziologické dormance. Jakmile je tato fyziologická dormance chlazením (či jiným způsobem) překonána, má již rostoucí embryo dostatečnou sílu proniknout tvrdým endokarpem (NIKOLAEVA 1969, 1977 ex FALLERI 2004, BASKIN, BASKIN 2001). Možná však i samotná studená stratifikace napomáhá zeslabení semenného obalu, mechanickou dormanci u těchto semen tedy asi nelze zcela vyloučit.

Hodnocení jakosti semen

Životnost semen dřínu a svídy se zjišťuje vitálním barvením (tetrazoliový test) (ISTA Rules 2005, ČSN 48 1211 Z1 2001). Podle Genebank Handbook (1985 ex YOUNG, YOUNG 1992) lze u stratifikovaných semen (podmínky stratifikace viz tab. 3 a 4) provést zkoušku klíčivosti při střídavé teplotě 20/30 °C (tma, světlo), délka zkoušky není stanovena.

Pro dřín je udávána průměrná klíčivost od 57 do 80 % (SOLJANIK 1961 ex BRINKMAN 1974, WALTER 1978, BURKART 2000), pro svídu 85 % (BURKART 2000). Norma ČSN 48 1211 (1997) hodnoty klíčivosti či životnosti neuvádí.

Tab. 2.

Přehled doporučených způsobů stratifikace semen kaliny tušalaje
Summary of recommended methods for stratifying wayfaring tree seeds

Teplá stratifikace/Warm stratification		Studená stratifikace/Cold stratification		Citace/References
délka/duration (m)	teplota/temperature (°C)	délka/duration (m)	teplota/temperature (°C)	
2 - 3	20 nebo/or 30 - 20 ¹⁾ nebo/or 30 - 10 ¹⁾	1 - 2	1 - 5	GIERSBACH (1937), USDA Forest Service (1948) ex GILL, POGGE (1974)
-	-	6,5 - 12	3 - 5	LEHOTSKÝ (1952) ex ŠNAJPERK (1954)
-	-	6,5 - 7	N	ŠNAJPERK (1954)
2	17 - 26	3	2 - 8	VINCENT (1965)
2	23	0,5 + 0,5 - 1	5 + 5 - 7	ZOLOBOVA (1968) ex SCHUBERT
2	N	3	N	DIRR, HEUSER (1987)
2 - 3	20 - 25	1 - 2	1 - 5	DDR-Standard (1987) ex SCHUBERT
2 - 3	N	1 - 2	N	HEES-BOUKEMA (1993)
6 - 9	N	6 - 9	N	LARSON (1998)
2 - 9	20 - 30	2 - 4	4	MARZIALETTI (1999)
-	-	3	3 - 5	Les Semences du Puy (1999-2003)
-	-	5	N	BURKART (2000)
2	N	2	N	AGATE (2003)

m = měsíce/months, N = neuvedeno/not given; 1) střídavá teplota/alternating temperature

Tab. 3.

Přehled doporučených způsobů stratifikace semen dřínu obecného
Summary of recommended methods for stratifying Cornelian cherry seeds

Teplá stratifikace/Warm stratification		Studená stratifikace/Cold stratification		Citace/References
délka/duration (m)	teplota/temperature (°C)	délka/duration (m)	teplota/temperature (°C)	
-	-	9 - 10	3 - 5	ŠNAJPERK (1954)
4	20 - 30	1-4	1 - 13	SOLJANIK (1961) ex BRINKMAN (1974)
-	-	18	2)	WALTER (1978)
4	N	1 - 4	N	GORDON, ROWE (1982)
		výsev listopad/sowing in November		
4	25	1 - 4	1 - 4	AOSA (1985), ELLIS et al. (1985) ex SCHUBERT; Genebank Handbook (1985) ex YOUNG, YOUNG (1992)
4 - 5	N	3	N	DIRR, HEUSER (1987) ex YOUNG, YOUNG (1992)
-	-	1)	1 - 10	DDR-Standard (1987) ex SCHUBERT
-	-	1)	2)	
N	N	3 - 4	N	BIRD (1990)
3 - 6 3)	15 - 204)	65)	4	HEES-BOUKEMA (1993)
6 - 9	N	6-9	N	LARSON (1998)
4	20	4	3 - 5	Les Semences du Puy (1999-2003)
		10	N	BURKART (2000)
-	-	18	N	MONET (2000)
-	-	3,5 - 4,5	5	DIRR (2002)
3 - 4	N	podzimní výsev/autumnal sowing		PIOTTO, DI NOI (2003)
4	N	1 - 1,5	N	

m = měsíce/months, N = neuvedeno/not given; ¹⁾ od sklizně do jarního výsevu/from collecting until spring sowing; ²⁾ ve stratifikačních jámách či sklepech/in stratification pits or cellars; ³⁾ podle počáteční vlhkosti: 3 m při 20% vlhkosti, 6 m při 12% vlhkosti/according to the initial moisture content: 3 m at 20% mc, 6 m at 12% mc; ⁴⁾ nejlépe střídání po 24 hod/the best is alternating after 24 hours; ⁵⁾ u čerstvých semen stačí 3 m/for fresh seeds 3 m are sufficient

Brslen evropský (*Euonymus europaeus* L.), brslen bradavičnatý (*Euonymus verrucosus* Scop.)

Sběr plodů

Oba druhy brslenů dozrávají v srpnu až září. Zralé plody (růžové čtyřpouzdré tobolky s oválnými semeny) se otrhávají přímo z keřů nebo se setřásají na plachty (HEHDER 1940 či WAPPES 1932 ex RUDOLF 1974). Sklizeň může probíhat od září do listopadu (BURKART 2000), podle ŠNAJPERKA (1954) je nejvhodnějším obdobím říjen, kdy tobolky začínají pukat. Je však třeba sklídit plody dříve, než semena začnou z tobolek vypadávat (WALTER 1978).

Zpracování a skladování plodů a semen

Po sklizni je vhodné uložit plody na 2 - 3 týdny do chladného, suchého prostředí, dokud se tobolky neotevřou (BURKART 2000). Pak lze semena vyloustit např. mláčením plodů v pytlích nebo drhnutím na hrubých sítích (YOUNG, YOUNG 1992). Doporučuje se odstranit také oranžový míšek obklopující semeno, neboť semena s míšky si hůře udržují svou kvalitu (RUDOLF 1974). Vylouštěná semena se proto suší v teplé místnosti tak dlouho, až lze míšky odstranit mláčením semen v pytli (AGATE 2003). Míšky se odstraňují také drhnutím suchých semen na sítích, zde je však značné riziko prolomení relativně tenkého semenného obalu a poškození semene (RUDOLF 1974). Zřejmě šetrnější metodou je odstranění míšků propíráním, jak doporučuje WALTER (1978), otázkou zůstává, nakolik je tento způsob účinný.

Semena se krátkodobě (do 2 let) skladují např. v bedničkách se suchým pískem (vrstva semen i vrstva písku asi 2 cm) při 0 - 5 °C (ŠNAJPERK 1954). Při teplotě 0 až -6 °C může být osivo uchováno i po dobu 3 - 5 let (BURKART 2000). Osvědčilo se také skladování semen za vlhka jak v teplém (15 - 20 °C), tak v chladném (3 °C) prostředí; osivo si v tomto případě udrželo kvalitu až 7 let (NIKOLAEVA 1967 ex RUDOLF 1974). Optimální vlhkost semen během skladování žádný z autorů neuvádí.

Typ klíčního klidu a způsob stratifikace

Semena brslenu mají hlubokou fyziologickou dormanci, kdy růst radikuly brání v semeni obsažené inhibitory (BASKIN, BASKIN 2001, BARBOUR 2004). Pro překonání této dormance se semena stratifikují v chladu po dobu 1,5 - 8 měsíců. Klíční klid je však pravděpodobně způsoben i nedostatečně vyvinutým embryem (NIKOLAEVA 1973 et al. ex BASKIN, BASKIN 2001, ŠNAJPERK 1954), doporučuje se proto ještě před chlazením inkubovat semena 1 - 3 měsíce v teplejším prostředí (10 - 25 °C). Může se použít i střídavá studeno-teplo-studená stratifikace (Landscape Plant – Propagation Information 2004), její délku ani teplotní podmínky však zdroj neuvádí. Uskladnění semen za sucha při pokojové teplotě před studenou stratifikací zvýšilo klíčivost těchto semen, nesnížilo ovšem potřebnou délku studené stratifikace (NIKOLAEVA 1969 ex BASKIN, BASKIN 2001). Možná nejlepším řešením je výsev neprosušených semen bezprostředně po sběru (RUDOLF 1974, YOUNG, YOUNG 1992), kdy lze očekávat, že již na jaře osivo stejnoměrně vzejde (WALTER 1978). Nejsou bohužel uváděny žádné zkušenosti s výsevem celých plodů.

Tab. 4.

Přehled doporučených způsobů stratifikace semen svídy krvavé
Summary of recommended methods for stratifying common dogwood seeds

Teplá stratifikace/Warm stratification		Studená stratifikace/Cold stratification		Citace/References
délka/duration (m)	teplota/temperature (°C)	délka/duration (m)	teplota/temperature (°C)	
2	25	2 - 3	1 - 4	GORDON, ROWE (1982), AOSA (1985), ELLIS et al. (1985) ex SCHUBERT, Genebank Handbook (1985) ex YOUNG, YOUNG (1992)
-	-	2 - 3	N	DIRR, HEUSER (1987) ex YOUNG, YOUNG (1992)
-	-	¹⁾	1 - 10	DDR-Standard (1987) ex SCHUBERT
-	-	¹⁾	²⁾	
N	N	3 - 4	N	BIRD (1990)
3 - 6 ⁵⁾	15 - 20 ⁴⁾	6 ⁶⁾	4	HEES-BOUKEMA (1993)
6 - 9	N	6 - 9	N	LARSON (1998)
		7 - 8	N	BURKART (2000)
3,5	15 - 20 ⁴⁾	5,5	3	TYLKOWSKI (2002)
-	-	¹⁾	venkovní/outdoor	AGATE (2003)
2,5	N	2,5	N	
2 ³⁾	N	2 - 4	N	PIOTTO, DI NOI (2003)
2	20	5 - 6	3 - 5	Les Semences du Puy (1999-2003)

m = měsíce/months, N = neuvedeno/not given; ¹⁾ od sklizně do jarního výsevu/from collecting until spring sowing; ²⁾ ve stratifikačních jámách či sklepech/in stratification pits or cellars; ³⁾ může být vynechána/can be bypassed; ⁴⁾ střídání po 24 hod/the best is alternating after 24 hours; ⁵⁾ podle počáteční vlhkosti: 3 m při 20% vlhkosti, 6 m při 12% vlhkosti/according to the initial moisture content: 3 m at 20% mc, 6 m at 12% mc; ⁶⁾ u čerstvých semen stačí 3 m/for fresh seeds 3 m are sufficient

V pokusech, které popisuje DENO (1993), byla semena brslenu evropského po listopadovém sběru máčena ve vodě po dobu 1 měsíce a zároveň vždy 1x týdně několik minut proplachována v detergentu (saponátu). Následovala stratifikace ve venkovních podmínkách do jara. Na jaře vyklíčilo 45 % semen, dalších 15 % vzešlo další jaro. Byla-li semena máčena ve vodě pouze 7 dní, bez použití detergentu, nevyklíčila vůbec. Také při použití cyklické teplo-studené stratifikace byla klíčivost maximálně 20%. Podle autora působí detergent podobně jako látky v zažívacím traktu ptáků, tj., umožňuje emulgaci inhibitorů tukové povahy, jež jsou pravděpodobně u semen brslenu přítomny.

Přehled doporučených variant stratifikace je uveden v tabulce 5 (b. evropský) a 6 (b. bradavičnatý).

Hodnocení jakosti semen

Podle ISTA Rules (2005) i ČSN 48 1211 Z1 (2001) se pro zjišťování životnosti semen brslenu evropského používá zkouška barvením (tetrazoliový test), příp. 28denní zkouška klíčivosti na filtračním papíře při střídavé teplotě 20/30 °C (po 45denním předchlazení při 3 - 5 °C). NIKOLAEVA (1977 ex GORDON et al. 1991) doporučuje semena předchladit 75 dní a pak zaklíčit při 9 - 10 °C (délka zkoušky není uvedena). Jako optimální pro zkoušku klíčivosti se dále uvádí i teplota 10 - 15 °C (LJUBTSCHENKO 1959 ex SCHUBERT) nebo střídavá teplota 20/12 °C (pro brslenu evropský) či 25/20 °C (pro brslenu bradavičnatý) (RUDOLF 1974).

Průměrná klíčivost semen brslenu je 70 - 80 % (RUDOLF 1974, ČSN 48 1211 1997).

Ptačí zob obecný (*Ligustrum vulgare* L.)

Sběr plodů

Plody ptačího zobu (dvousemenné bobule) dozrávají v září až v říjnu (ŠNAJPERK 1954, YOUNG, YOUNG 1992) a zůstávají na keřích až do zimy (WALTER 1978). Sbírají se v říjnu či listopadu (ŠNAJPERK 1954), podle BURKART (2000) již v září. WALTER (1987) doporučuje sbírat plody až před zámrazem.

Zpracování a skladování plodů a semen

Semena se zbavují oplodí např. pomocí maceračních strojů (RUDOLF 1974, YOUNG, YOUNG 1992) či pasírováním na sítích a promýváním (ŠNAJPERK 1954). Předtím se mohou plody či celé laty nechat 2 - 3 týdny na hromadě, aby se dužina zčásti rozložila (WALTER 1978). Na podzim, hned po sběru (podle autora v říjnu), lze vysévat semena i s oplodím (HEES-BOUKEMA 1993).

Vysušená a při nízké teplotě skladovaná semena si udržují klíčivost 2 roky (HEES-BOUKEMA 1993) (přesnější podmínky skladování nejsou uvedeny). Prosušené osivo lze skladovat i po dobu 3 - 6 let, je-li uloženo při teplotě 0 až -6 °C (BURKART 2000).

Typ klíčícího klidu a způsob stratifikace

Semena ptačího zobu vykazují podobně jako brslenu fyziologickou dormanci (BASKIN, BASKIN 2001), stratifikují se tedy 2 až 9 měsíců při teplotě 0 - 10 °C. Mohou se také vysévat bez stratifikace hned po sběru (ŠNAJPERK 1954, BAILEY 1939 ex RUDOLF 1974, YOUNG, YOUNG 1992, PIOTTO, DI NOI 2003). Podle HEITA (1968 ex RUDOLF 1974) by měla být semena v tomto případě sbírána již v září, vyluštna a vyseta dříve, nežli proschnou. WALTER (1978) doporučuje vylustněné a pro-

Tab. 5.

Přehled doporučených způsobů stratifikace semen brslenu evropského
Summary of recommended methods for stratifying European euonymus seeds

Teplá stratifikace/Warm stratification		Studená stratifikace/Cold stratification		Citace/References
délka/duration (m)	teplota/temperature (°C)	délka/duration (m)	teplota/temperature (°C)	
3	12 - 15	3	1 - 2	LEHOTSKÝ ex ŠNAJPERK (1954)
3	15 - 18	N	0 - 1	ŠNAJPERK (1954)
3	15	3,5	0	LJUBTSCHENKO (1959) ex SCHUBERT
2 - 3	20 - 25	2 - 4	0 - 10	NIKOLAEVA (1967) ex RUDOLF (1974)
2 - 3	20 - 25	2 - 4	3 - 5	Thirty-five years testing of tree and shrub seeds (1968) ex RUDOLF (1974)
N ¹⁾	N	3	N	NIKOLAEVA (1969) ex BASKIN, BASKIN (2001)
N	10	min.1,5 - 2	3 - 5	JUDIN (1968, 1973) ex SCHUBERT
-	-	2,5	3	NIKOLAEVA et al. (1977) ex SCHUBERT
³⁾	15 - 20	⁴⁾	3 - 5	WALTER (1978)
2 - 3	20 - 25	2 - 4	1 - 5	GORDON, ROWE (1982) ex SCHUBERT
2 - 3	N	1,5	N	Genebank Handbok (1985) ex YOUNG, YOUNG (1992)
3	10 - 15	²⁾	1 - 5	DDR-Standard (1987) ex SCHUBERT
3	20 - 25	4	1 - 5	YOUNG, YOUNG (1992) ex SCHUBERT
0,5 - 2	15 - 18	3	N	HEES-BOUKEMA (1993)
0,5 - 2	15 - 18	-	-	
-	-	7	N	
1m namočení ve vodě+proplachování v detergentu+venkovní stratifikace/ 1m washing in water+intermittent washing with detergent+outdoor treatment				DENO (1993)
1 - 3	N	3 - 6	N	LARSON (1998)
-	-	3 - 4	0 - 10	MARZIALETTI (1999)
-	-	7 - 8	N	BURKART (2000)
2	20	2 - 3	3 - 5	Les Semences du Puy (1999-2003)
2 - 3	N	2 - 4	N	PIOTTO, DI NOI (2003)
2,5	N	3	N	AGATE (2003)
3	10 - 15	-	-	ŘIHA (2004)
Studená-teplá-studená stratifikace/cold-warm-cold stratification				Landscape Plant – Propagation Information (2004)
-	-	1,5	3 - 5	ISTA (2005), ČSN 48 1211 Z1 (2001)

m = měsíce/months, N = neuvedeno/not given; ¹⁾ teplá stratifikace není nutná/warm stratification is not necessary; ²⁾ od sklizně do jarního výsevu/from collecting until spring sowing; ³⁾ od sklizně do února/from collecting until February; ⁴⁾ od února do výsevu/from February until sowing

sušené osivo uskladnit přes zimu, v květnu dát do stratifikace a vyset v listopadu dalšího roku, neboť vzházivost osiva vysetého ihned po sběru bývá podle něj slabší.

Přehled doporučených způsobů stratifikace je uveden v tabulce 7.

Hodnocení jakosti semen

Životnost semen ptačího zobu se zjišťuje podobně jako v předchozích případech tetrazoliovým testem (ČSN 48 1211 Z1 2001, ISTA Rules 2005). U stratifikovaných semen (2 - 3 měsíce při 0 - 2 °C) lze provést 60denní zkoušku klíčivosti, a to v písku či na klíčovadlech při střídavé teplotě 30/10 °C (den/noc) (HEIT 1968 a USDA Forest Service 1970 ex RUDOLF 1974). YOUNG a YOUNG (1992) doporučují pro zkoušku klíčivosti teplotu 20/30 °C.

Pro ptačí zob se udává průměrná klíčivost 77 - 90 % (RUDOLF 1974, WALTER 1978, BURKART 2000, ČSN 48 1211 1997).

Klokoč zpeřený (*Staphylea pinnata* L.)

Sběr plodů

Plodem jsou blanité tobolky, obsahující 2 - 4 tvrdá kulovitá semena (ÚRADNÍČEK et al. 2001). Sbírají se v říjnu (BURKART 2000, WALTER 1978), příp. i během listopadu (ŠNAJPERK 1954, HESS-BOUKEMA 1993). Sběr se doporučuje, jakmile tobolky zhnědnou (YOUNG, YOUNG 1992, HESS-BOUKEMA 1993).

Zpracování a skladování plodů a semen

Semena se mohou z tobolek získávat mláčením (YOUNG, YOUNG 1992, HESS-BOUKEMA 1993). Neprosušená semena je vhodné hned vysévat či stratifikovat do jara (BURKART 2000, HUXLEY 1992, PIOTTO, DI NOI 2003).

Podmínky skladování uvádí pouze BURKART (2000). Doporučuje uchovávat semena ve skleněných nádobách při 0 až -6 °C, maximálně 2 - 3 roky, optimální hodnotu vlhkosti semen během skladování nezmiňuje.

Tab. 6.

Přehled doporučených způsobů stratifikace semen brslenu bradavičnatého
Summary of recommended methods for stratifying warty-bark euonymus seeds

Teplá stratifikace/Warm stratification		Studená stratifikace/Cold stratification		Citace/References
délka/duration (m)	teplota/temperature (°C)	délka/duration (m)	teplota/temperature (°C)	
3	15 - 18	3	1 - 2	ŠNAJPERK (1954)
3	12 - 15	3	1 - 2	LEHOTSKÝ ex ŠNAJPERK (1954)
2 - 3	15 - 20	4 - 5	0 - 10	NIKOLAEVA (1967) ex RUDOLF (1974)
N ¹⁾	N	3,5	N	NIKOLAEVA (1969) ex BASKIN, BASKIN (2001)
-	-	3	N	RUDOLF (1974) ex YOUNG, YOUNG (1992), DIRR, HEUSER (1987)
²⁾	15 - 20	³⁾	3 - 5	WALTER (1978)
1 - 3	N	3 - 6	N	LARSON (1998)
-	-	3 - 4	0 - 10	MARZIALETTI (1999)

m = měsíce/months, N = neuvedeno/not given; ¹⁾ teplá stratifikace není nutná/warm stratification is not necessary; ²⁾ od sklizně do února/ from collecting until February; ³⁾ od února do výsevu/ from February until sowing

Tab. 7.

Přehled doporučených způsobů stratifikace semen ptačího zobu obecného
Summary of recommended methods for stratifying European privet seeds

Teplá stratifikace/Warm stratification		Studená stratifikace/Cold stratification		Citace/References
délka/duration (m)	teplota/temperature (°C)	délka/duration (m)	teplota/temperature (°C)	
0,5 ¹⁾	17,5 - 20	2 - 3	0 - 2	SHUMILINA (1949) ex RUDOLF (1974)
-	-	2	3 - 5	ŠNAJPERK (1954)
-	-	2-3	0 - 2	HEIT (1968), USDA Forest Service (1970) ex RUDOLF (1974)
-	-	²⁾	N	WALTER (1978)
-	-	3 - 4	1 - 5	DDR-Standard (1987) ex SCHUBERT
-	-	3	N	YOUNG, YOUNG (1992), HEES-BOUKEMA (1993)
-	-	3 - 9	N	LARSON (1998)
-	-	2 - 3	0 - 10	MARZIALETTI (1999)
-	-	4 - 5	N	BURKART (2000)
-	-	3	3 - 5	Les Semences du Puy (1999-2003)
-	-	1 - 3	N	PIOTTO, DI NOI (2003)
-	-	2 - 3	N	Album delle specie vegetali: Ligustro (2004)

m = měsíce/months, N = neuvedeno/not given; ¹⁾ může být vynechána/can be bypassed; ²⁾ osivo je po sběru uskladněno do jara, od května do listopadu probíhá stratifikace a pak výsev/seeds are stored from collecting until spring, stratified from May until November and then sown

Typ klíčného klidu a způsob stratifikace

Semena klokoče často přeléhají, někdy i déle než 18 měsíců (HUXLEY 1992). Žádný zdroj ovšem u tohoto druhu příčiny dormance přesně nespecifikuje, hovoří se pouze o „dvojím klíčném klidu“ těchto semen (HESS-BOUKEMA 1993). Bude se pravděpodobně jednat o klíčnou klid způsobený tvrdými semennými obaly a zároveň inhibitory klíčení. Bývá totiž doporučována studená (HUXLEY 1992), nebo častěji teplo-studená stratifikace, případně i máčení semen v koncentrované kyselině sírové po dobu 1 - 1,5 hodiny (HEES-BOUKEMA 1993) náhradou za část teplé fáze. Doporučované způsoby předosevní přípravy jsou uvedeny v tabulce 8.

Hodnocení jakosti semen

Způsob zjišťování životnosti semen klokoče dostupné zdroje neuvádějí, je ale pravděpodobně možné použít pro hodnocení životnosti

tetrazoliový test. Průměrná klíčivost semen je podle BURKART (2000) pouze 20 %.

Shrnutí

Uvedený souhrn poznatků by měl sloužit k rozšíření znalostí o semenech vybraných druhů keřů a být vodítkem při zpracování a předosevní přípravě těchto semen tak, aby se dosáhlo jejich maximální výtěžnosti. Doporučované postupy jsou však mnohdy do značné míry nejednotné a často některé potřebné podrobnější informace scházejí. Proto se naše další práce zaměřuje na praktické prověření a srovnání těchto doporučených metod a jejich doplnění o další poznatky.

Literatura

- BASKIN, C. C., BASKIN, J. M.: Seeds. Ecology, Biogeography, and Evolution of Dormancy and Germination. Academic Press 2001.
- BRINKMAN, A.: *Cornus*. In: Schopmeyer, C. S. (ed.): Seeds of woody plants in the United States. Washington, DC, Forest Service, USDA, 1974, s. 336-342.
- BURKART, A.: Kulturbblätter. Angaben zur Samenernte, Klengung, Samenlagerung, Samenausbeute und zur Anzucht von Baum- und Straucharten. Birmensdorf, Eidgenössische Forschungsanstalt WSL 2000. 98 s.
- ČSN 48 121: Lesní semenářství – Sběr, jakost a zkoušky jakosti plodů a semen lesních dřevin. Praha, Český normalizační institut 1997. 58 s.
- ČSN 48 1211 ZMĚNA Z1: Lesní semenářství – Sběr, jakost a zkoušky jakosti plodů a semen lesních dřevin. Praha, Český normalizační institut 2001. 24 s.
- DENO, N. C.: Seed germination theory and practice. Pennsylvania, Self-published 1993.
- FALLERI, E.: Dormancy breaking in *Cornus sanguinea* seeds. Seed Sci. & Technol., 32, 2004, s. 1-4.
- GILL, J. D., POGGE, L.: *Viburnum* L. In: Schopmeyer, C. S. (ed.): Seeds of woody plants in the United States. Washington, DC, Forest Service, USDA 1974, s. 844-850.
- GORDON, A. G., GOSLING, P., WANG, B. S. P. (eds.): Tree and shrub seed handbook. Zurich, ISTA 1991.
- GORDON, A. G., ROWE, D. C. F.: Seed manual for ornamental trees and shrubs. Forestry Commission Bulletin, 59, 1982, s. 120-128.
- HEES-BOUKEMA, E. M.: Het zaaien van houtige boomkwekerijgewassen. Informatie en Kennis Centrum Akker- en Tuinbouw. Afdeling Boomteelt, Boskoop 1993. 207 s.
- HOLMES, G. D., BUSZEWICZ, G.: The storage of seed of temperate forest tree species. Forestry abstracts, 19, 1958, č. 3, 4.
- International Rules for Seed Testing. Bassersdorf, ISTA 2005.
- LARSON, R. A.: Propagation of woody plants by seed. American Nurseryman, 188, 1998, č. 7, s. 39-43.
- PIOTTO, B., DI NOI, A. (ed.): Seed propagation of Mediterranean trees and shrubs. Roma, APAT 2003. 108 s.
- RUDOLF, P. O.: *Euonymus* L. In: Schopmeyer, C. S. (ed.): Seeds of woody plants in the United States. Washington, DC, Forest Service, USDA 1974, s. 393-397.
- RUDOLF, P. O.: *Ligustrum* L. In: Schopmeyer, C. S. (ed.): Seeds of woody plants in the United States. Washington, DC, Forest Service, USDA 1974, s. 500-502.
- SCHUBERT, J.: Lagerung und Vorbehandlung von Saatgut wichtiger Baum- und Straucharten. Landesanstalt für Ökologie, Bodenordnung und Forsten/Landesamt für Agrarordnung Nordrhein-Westfalen (LÖBF), 199- (rok neuveden), 183 s.
- ŠNAJPERK, R.: Lesní semenářství. Praha, SZN 1954. 332 s.
- TYLKOWSKI, T.: Thermal conditions for the after-ripening and germination of Cornelian cherry (*Cornus mas* L.) seeds. Arbor. Kórnickie, 36, 1991, s. 65-172.
- TYLKOWSKI, T.: Thermal conditions for dormancy release of *Cornus sanguinea* L. seeds. In: Book of proceedings – Tree seeds 2002. Annual meeting of IUFRO 2.09.00 'Research group for seed physiology and technology'. Abstract. Chania, Crete, 11-15. 9. 2002. Athény, 2002, s. 200.
- ÚRADNÍČEK, L., MADĚRA, P. et al.: Dřeviny České republiky. Pro MZLU v Brně. Písek, Matice Lesnická, spol. s r. o., 2001, 333 s.
- VINCENT, G.: Lesní semenářství. Praha, SZN 1965. 330 s.
- WALTER, V.: Rozmnožování okrasných stromů a keřů. Praha, SZN 1978. 367 s.
- YOUNG, J. A., YOUNG, Ch. G.: Seeds of woody plants in North America. Portland, Dioscorides Press 1992. 407 s.

Internetové zdroje

- AGATE, E. (ed.): Tree planting and aftercare [online]. 2003 [cit. 9. července 2004]. <<http://handbooks.btcv.org.uk/handbooks/content/section/3576>> .
- Album delle specie vegetali: Ligustro [online]. 2004 [cit. 13. července 2004]. <<http://boscodidattico.provincia.cremona.it/album/arbusti/ligustro.htm>> .
- BARBOUR, J.: Dormancy of trees and shrubs [online]. [cit. 12. července 2004]. <<http://www.ntl.fs.fed.us/Dormancy.ppt>> .
- BIRD, R. (Editor): Growing from seed. Vol. 4., 1990. In: Plants for a future: *Cornus mas* [online]. [cit. 9. července 2004]. <http://www.ibiblio.org/pfaf/cgi-bin/arr_html?Cornus+mas> .
- BIRD, R. (Editor): Growing from seed. Vol. 4., 1990. In: Plants for a future: *Cornus sanguinea* [online]. [cit. 9. července 2004]. <http://www.ibiblio.org/pfaf/cgi-bin/arr_html?Cornus+sanguinea> .
- DIR, M.: Manual of woody landscape plants. In: Dogwood's internet connection – scientific facts. [online] Last updated 4. 2. 2002 [cit. 9. července 2004]. <www.bright.net/~dogwood/article.html> .
- DIR, M. A., HEUSER, M. W.: The reference manual of woody plant propagation, 1987. In: Plants for a future: *Euonymus verrucosus* [online]. [cit. 12. července 2004]. <http://www.ibiblio.org/pfaf/cgi-bin/arr_html?Euonymus+verrucosus> .
- DIR, M. A., HEUSER, M. W.: The reference manual of woody plant propagation, 1987. In: Plants for a future: *Viburnum lantana* [online]. [cit. 12. července 2004]. <http://www.ibiblio.org/pfaf/cgi-bin/arr_html?Viburnum+lantana> .
- DIR, M. A., HEUSER, M. W.: The reference manual of woody plant propagation, 1987. In: Plants for a future: *Viburnum opulus* [online]. [cit. 12. července 2004]. <http://www.ibiblio.org/pfaf/cgi-bin/arr_html?Viburnum+opulus> .
- HUXLEY, A.: The new RHS dictionary of gardening, 1992. In: Plants for a future: *Staphylea pinnata* [online]. [cit. 12. července 2004]. <http://www.ibiblio.org/pfaf/cgi-bin/arr_html?Staphylea+pinnata> .
- Landscape Plant – Propagation Information [online]. Last modified 30. 11. 2004 [cit. 12. července 2004]. <<http://hort.ifas.ufl.edu/lppi/html/sp147.htm>> .
- Les Semences du Puy [online]. 1999-2003 [cit. 9. července 2004]. <www.semencesdupuy.com/page.php?la=1&pa=fiche&cp=219> . <www.semencesdupuy.com/page.php?la=1&pa=fiche&cp=221> . <www.semencesdupuy.com/page.php?la=1&pa=fiche&cp=345> . <www.semencesdupuy.com/page.php?la=1&pa=fiche&cp=462> . <www.semencesdupuy.com/page.php?la=1&pa=fiche&cp=735> . <www.semencesdupuy.com/page.php?la=1&pa=fiche&cp=737> .
- MARZIALETTI, P.: La propagazione per seme di alcune piante ornamentali [online]. 1999. [cit. 13. července 2004]. <www.cespevi.it/art/propseme.htm> .
- McMILLAN-BROWSE, P.: Hardy woody plants from seed. Grower Books, 1985. In: Plants for a future: *Cornus mas* [online]. [cit. 9. července 2004]. <http://www.ibiblio.org/pfaf/cgi-bin/arr_html?Cornus+mas> .
- MONET, J.: Arbes fruitiers sauvages, un patrimoine a sauvegarder [online]. 2000, dernière mise à jour 19. března 2004 [cit. 9. července 2004]. <http://jmonet.free.fr/Site/graines_plantes_sauvages_semer.html> .

Plants for a future: *Staphylea pinnata* [online]. [cit. 12. července 2004]. <http://www.ibiblio.org/pfaf/cgi-bin/arr_html?Staphylea+pinnata>.
 Říha, P.: Rok s bonsají [online]. [cit. 13. listopadu 2004]. <<http://www.bonsaj.cz/data/roks/part/02-unor.html>> .

Tab. 8.

Přehled doporučených způsobů stratifikace semen klokoče zpeřeného

Summary of recommended methods for stratifying European privet seeds

Teplá stratifikace/Warm stratification		Studená stratifikace/Cold stratification		Citace/References
délka/duration (m)	teplota/temperature (°C)	délka/duration (m)	teplota/temperature (°C)	
-	-	N	N	ŠNAJPERK (1954), WALTER (1978), HUXLEY (1992)
3	N	3	N	DIRR, HEUSER (1974) ex YOUNG, YOUNG (1992)
4 - 5 ¹⁾	N	3	N	HEES-BOUKEMA (1993)
-	-	4 - 5	N	BURKART (2000)
3	N	3	N	PIOTTO, DI NOI (2003)

m = měsíce/months, N = neuvedeno/not given; ¹⁾ lze zkrátit máčením v koncentrované H₂SO₄ po dobu 1 - 1,5 hod/may be shortened by soaking in concentrated H₂SO₄ for 1 - 1.5 hours

Collection, pretreating, storing and evaluating seed quality of some shrub species: a literature review

Summary

This literature review gives information about collection, extraction, storage, pretreatment and evaluation of seed quality for several European, broadleaf, shrub species, i. e. *Viburnum opulus*, *Viburnum lantana*, *Cornus mas*, *Cornus sanguinea*, *Euonymus europaeus*, *Euonymus verrucosus*, *Ligustrum vulgare* and *Staphylea pinnata*. The information is presented under the following headings.

Collection: It is generally recommended that the fruits of the following species be collected (calendar months given in parentheses) as soon as they are ripe, i. e. for *Viburnum* (August - October), *Cornus* (September - October), *Euonymus* and *Ligustrum* (September - November), *Staphylea* (October - November). If they are to be sown immediately, *Viburnum* and *Cornus sanguinea* fruits are best collected before they are fully ripe.

Extraction: For *Viburnum*, *Cornus* and *Ligustrum* seeds it is possible to immediately sow fresh fruits with the pericarp attached, otherwise the pulp should be removed by maceration and flotation. *Viburnum* seeds can also be stored or stratified with the pulp intact, if the whole fruits are dried immediately after collection. *Euonymus* fruits should be kept in a cold, dry place for 2 - 3 weeks, until the capsules are open, then the seeds are extracted e. g. by flailing the fruits in bags or by rubbing them through a coarse screen; it is also recommended that the orange aril enclosing the seed be removed. *Staphylea* seeds should be extracted from the capsules e. g. by threshing.

Storage: A temperature of 0 - 5 °C is generally recommended for storing seeds up to 2 years, for long-term storage (for *Viburnum*, *Cornus* and *Euonymus* up to 5 years, for *Ligustrum* up to 6 years, for *Staphylea* a maximum of 3 years) the recommended temperature is 0 to -6 °C. The seeds should be dried before storage with moisture content values cited as follows: *Viburnum opulus* (11 - 14 %), *Cornus* (maximum 12 %), for the other species these values have not been determined. *Euonymus* seeds can be also stored in moist warm (15 - 20 °C) or cold (3 °C) conditions (up to 7 years). Short-term (6-month) storage at a higher temperature (21 °C) can be used for *Viburnum opulus* seeds.

Dormancy: In *Viburnum* seed dormancy is the result of undeveloped embryo + inhibitors, perhaps impermeable seedcoats while for *Cornus* it is attributable to an impermeable endocarp + inhibitors. Dormancy in *Euonymus* is attributable to inhibitors, and apparently also to an undeveloped embryo. For *Ligustrum* dormancy results from inhibitors while in *Staphylea* dormancy is due to impermeable seedcoats, and apparently inhibitors.

Recommended pretreatment methods: It is recommended that *Viburnum* seeds can be sown immediately before they are fully ripe without stratification, or also following warm-cold stratification (3 - 18 months), or cold stratification (*Viburnum opulus*: 2 - 6.5 months, *Viburnum lantana*: 3 - 12 months), or stratification with alternating cold and warm periods (especially for *Viburnum opulus* seeds). *Cornus* seeds can be sown immediately or following warm-cold (4 - 18 months) or cold stratification (*Cornus mas*: 4 - 18 months, *Cornus sanguinea*: 2 - 8 months); scarification can precede warm-cold or cold stratification. *Euonymus* seeds can be sown immediately after collection, or after warm-cold (4 - 9 months) or cold (3 - 7 months), or alternating cold-warm-cold stratification. The seeds can also be washed in water for a month before stratification, with weekly, short detergent washes. *Ligustrum* seeds can be sown immediately after collection, or following cold stratification (2 - 9 months). *Staphylea* seeds should be stratified before sowing, using either cold (4 - 5 months) or warm-cold (6 - 8 months) stratification. Soaking the seeds in concentrated sulphuric acid for 1 - 1.5 hours can reduce the required length of the warm stratification period.

Evaluation of seed quality: No protocols were found for evaluating *Staphylea* seeds. For the other shrub species the viability (tetrazolium) test or the germination test at 20/30 °C (for stratified seeds) is recommended. For *Euonymus*, there is not uniformity in opinions on suitable temperature at germination test – it may be 9 - 10 °C, 10 - 15 °C or an alternating temperature of 20/30, 20/12 or 25/20 °C. For *Ligustrum* seeds an alternating temperature of 30/10 °C is acceptable. The germination test runs for 60 days for *Viburnum opulus* and *Ligustrum* seeds, 28 days for *Euonymus europaeus* seeds, for the other species the duration of the germination test has not been determined.

Average germination: For the seed species covered average germination is 95 % for *Viburnum opulus*, 50 % for *Viburnum lantana*, 57 - 80 % for *Cornus mas*, 85 % for *Cornus sanguinea*, 70 - 80 % for *Euonymus*, 77 - 90 % for *Ligustrum vulgare* and 20 % for *Staphylea pinnata*.

Future research should focus on the evaluation, improvement and upgrading of existing knowledge, and especially on seed pretreatment of the above mentioned shrub species.

Recenzováno

VÝVOJ CHEMISMU PŮDY NA VÝZKUMNÝCH PLOCHÁCH VÚLHM V OBDOBÍ POKLESU SPADU IMISNÍCH LÁTEK

Development of soil chemistry on FGMRI research plots during reduction of air pollution fallout

Abstract

This article evaluates development of substances deposition and soil chemistry in the FGMRI forest stands in the 1990s. The plots Šerlich in the Orlické Mts., plots Moldava in the Krušné Mts. and Zdíkov in the Šumava Mts. foothills are investigated as well as other plots – Želivka at margin of the Českomoravská Highland, plots Vojířov, Kamýk and Strouha in southern Bohemia and plot Třebotov in the Czech Karst. After 1990 deposition of protons (H^+) and anions SO_4^{2-} markedly decreased, also other acid substances (Cl , F) and ammonium ions (NH_4^+), mainly in spruce stands (*Picea excelsa* L./ KARST.) and less in beech and rowan stands (*Fagus sylvatica* L. and *Sorbus aucuparia* L.), reduced. At the same time deposition of basic cations (Ca , K , Mg) was lower. Despite these trends in deposition, supplies of exchangeable basic cations Ca , Mg , K (BCE) had reduced in soil profiles of Podzols and in surface horizons of mineral soils of Cambisols. Supply with basic cations in deeper horizons enhanced in Cambisols. Low supply of exchangeable basic cations (BCE) in the observed soils results in low degree of adsorption saturation soil complex by basis (BS) that is lower than 10 % in leached horizons. During acidification and impoverishment of forest soils the principal role, except size of deposition, plays mineral composition of soil substrate. On mountainous plots with high nitrogen fallout the NO_3^- losses with running off water are higher than those in the fallout with precipitation. Higher production of NO_3^- than is used by vegetation, and its leaching are causing acidification of soil environment. Presence of high amount of accessible nitrogen enhances also the demands for takeup of basic cations in rhizosphere.

Klíčová slova: lesní ekosystémy, depozice látek, půdní typy, chemismus půd, acidifikace, nutriční degradace

Key words: forest ecosystems, deposition of substances, soil groups (types), soil chemistry, acidification, nutritional degradation

Úvod

V minulých desetiletích byl ve střední Evropě biologický koloběh prvků v lesních ekosystémech v různé míře ovlivňován spadem imisních látek, zejména aniontů silných kyselin. Vlivem kyselých dešťů a další depozice látek v lesích došlo ke zhoršení chemických, biologických a fyzikálních vlastností jejich půd (HILDEBRAND 1986, VEERHOFF et al. 1996, REHFUESS 2000, ULRICH et al. 1989). Nejzřetelnější změnou je pokles hodnot pH půdy. Přírozené okyselovací procesy při mikrobiálním rozkladu biomasy a dýchání kořenů, při kterých se uvolňuje CO_2 , a také při nitrifikaci a humifikaci, více či méně kompenzovala pufrací schopnost půd. Antropogenní vlivy, především depozice kyselých látek, se na acidifikaci půdy a vymývání bazických kationtů projeví zřetelněji (BREDMAYER, ULRICH 1989, BUBERL et al. 1994, HILDEBRAND 1986). Tyto změny se výrazně projeví na četných stanovištích v lesích mírného pásma (WOLFF, RICK 1999). Intenzita změn v půdách závisí na geologických substrátech, půdních typech a na způsobu hospodaření v lesích v minulosti, ale přes různost těchto faktorů se projevuje tendence k nivelizaci chemismu povrchových horizontů lesních půd. RABEN et al. (2000) uvádějí, že na 80 % sledovaných ploch na silikátových horninách (substrátech) v Sasku probíhá do hloubky 30 cm pufrace protonů uvolňováním iontů Al a Fe (při $pH \leq 4,2$) a více než 60 % půd má nízké až velmi nízké nasycení sorpčního komplexu bázemi ($BS < 15 \%$). Velmi nízkých hodnot dosahuje i pH povrchového humusu. Okyselení povrchových horizontů se neprojevilo nebo se projevilo málo na karbonátových půdách (na vápenci a slínu) (WOLFF, RIECK 1999). Proto také při hodnocení stavu lesních půd v Rakousku jsou odděleně hodnoceny půdy na bezkarbonátových substrátech a karbonátových substrátech (MUTSCH 1992).

Obdobný vývoj chemismu půd v lesích ČR jako v sousedních státech popisují KLIMO, KULHAVÝ 1985, 1996, KULHAVÝ 1998, LOCHMAN 1997, LOCHMAN, ŠEBKOVÁ 1998, LOCHMAN et al. 2004, VACEK et al. 2000.

Předmětem tohoto sdělení je hodnocení vývoje hlavních chemických vlastností půd na výzkumných plochách VÚLHM v 90. letech

minulého století, tedy v období zřetelného poklesu depozice kyselých imisních látek, především protonů (H^+) a aniontů SO_4^{2-} .

Metodika

Popis ploch

Do hodnocení vývoje chemismu půd v tomto příspěvku jsou zahrnuty výzkumné plochy VÚLHM, na kterých byl v 90. letech minulého století sledován i spad látek se srážkami (podkorunovými). Jde o plochy v porostu smrku a buku na Šerlichu (Orlické hory), na seči a v mladém porostu jeřábu u Moldavy v Krušných horách, plochu v porostu smrku na Zdíkově (předhůří Šumavy). Dále je hodnocena půda v dospělém porostu smrku a mladém porostu smrku a buku na objektu Želivka na západním okraji Českomoravské vrchoviny. Na severovýchodním okraji Českého krasu je plocha Třebotov s mladým porostem borovice. V jižních Čechách v okolí Temelína leží plocha Kamýk s porostem buku a plocha Strouha s porostem smrku. Na Jindřichohradecku, poblíž hranic s Rakouskem, jsou plochy Vojířov s porostem smrku a se smíšeným porostem s převahou buku. Bližší zeměpisné údaje o plochách a o stáří porostů jsou uvedeny v tabulce 1. Údaje o geologických poměrech a půdních typech na hodnocených plochách jsou prezentovány v tabulce 2.

Popis prací

Podkorunové srážky i srážky na volné ploše byly zachycovány do otevřených koryt (bulk) a slévány do měsíčních vzorků pro laboratorní rozbor. Vzorky půdy a povrchového humusu byly odebrány ze sond při založení výzkumných ploch a po několikaletých obdobích odběry opakovány. Z ploch Želivka a Moldava jsou k dispozici výsledky rozborů již od 70. let a z ploch Šerlich a z plochy ve smrku na Zdíkově, z druhé poloviny 80. let. Ve vzorcích půdy však byly stanoveny pouze tak zvané přístupné živiny ve výluhu 1 % kyseliny citronové.

Zde hodnocené výsledky stanovení zásoby kationtů v sorpčním komplexu půd byly získány za použití výluhu 1 M NH_4Cl . Rozbor vzorků vody a půd prováděla zkušební laboratoř VÚLHM v Jílovišti-

Tab. 1.

Poloha výzkumných ploch, nadmořská výška a věk porostů

Experimental plot, elevation and stands age

Plocha/Plot	Porost/Stand	Věk/Age	Souřadnice/Coordinates	Gauss-Krieger	Nadm. výška/Elevation
	dřevina/tree species	1.1.2000	X	Y	m
Kamýk	buk/beech	105	344895	545590	610
Moldava	seč/cutting		330740	552160	825
	jeřáb/rowan	19	330790	552125	805
Strouha	smrk/spruce	89	345725	544720	440
Šerlich	smrk/spruce	132	359810	557885	950
	buk/beech	132	359810	557885	970
Třebotov	borovice/pine	35	345050	553780	340
Vojířov	smrk/spruce	86	349855	543290	560
	buk-smíš. porost/beech-mixed stand	99	349855	543290	560
Zdíkov	smrk/spruce	123*	340380	543790	835
Želivka	smrk/spruce	96	351720	550470	440
	seč-smrk/cutting-spruce	27	351725	550470	440
	buk/beech	34	351720	550450	420

* v roce 1997/in 1997

Strnadech. Metodiky rozborů odpovídají požadavkům mezinárodního programu monitoringu stavu lesů ICP Forests (úroveň II - standardní operační postupy podle Manuálu ICP Forests). Výsledky jsou sumarizovány v počítačové databázi VÚLHM. Použitá kritéria pro hodnocení obsahu výměnného Ca, K, Mg a přístupného P v půdě odpovídají kritériím poradenské činnosti VÚLHM (BALCAR et al. 2000, PODRÁZSKÝ 2001).

Výsledky

Vývoj depozice látek vstupujících do půdy se srážkovou vodou

Dlouhodobější sledování depozice látek s podkorunovými srážkami a se srážkami na volné ploše (seči) probíhá na výzkumném objektu Želivka. V 70. letech minulého století zde byl zjišťován nárůst spadu imisních látek, který dosahoval maximálních hodnot v 80. letech. Prudký pokles depozice kyselých látek (aniontů silných kyselin a protonů) se projevil v druhé polovině 90. let a po roce 2000. Současně se snížil i spad bazických kationtů.

Jak je zřejmé z tabulky 3, mezi roky 1973 až 1983 na seči převyšovala molární hodnota kationtů hodnotu aniontů, od roku 1984 převyšoval naopak spad aniontů silných kyselin spad bazických kationtů a rozdíl vyrovnávala depozice iontů NH_4^+ . Ve srážkách zachycovaných pod porostem smrku byla suma molárních hodnot bazických kationtů podstatně nižší než suma molárních hodnot aniontů až do roku 1999. Vysoký byl podíl amonných iontů (NH_4^+) s maximem v letech 1984 až 1993 a zastoupení protonů (H^+), zejména v 80. letech, které se od roku 1994 rapidně snižovalo, stejně jako ve spadu na seči.

V mladém porostu buku se v období let 1994 až 1999 zvýšila depozice bazických kationtů i aniontů silných kyselin oproti hodnotám z let 1990 až 1993 vlivem růstu biomasy korun. Podstatné snížení spadu bazických kationtů v letech 2000 až 2002 ovlivnilo nárůst iontů H^+ a pokles hodnot pH podkorunových srážek v tomto porostu.

Na plochách Moldava spadá počátek měření do období největšího imisního zatížení lesních ekosystémů v Krušných horách. Je to zřej-

mé z vývoje depozice imisních látek na seči od roku 1978 (tab. 3). Podstatné snížení spadu kationtů v posledních letech pozorování 2000 – 2002 zřejmě zapříčinilo nárůst obsahu protonů ve srážkové vodě (bulk), i přes pokles spadu aniontů kyselin.

Na ploše porostu stál silně poškozený dospělý porost smrku do roku 1980 (smýcen koncem r. 1981). Po jeho smýcení pokračovalo zachycování srážek na holé seči a později v nárůstu jeřábu. Kontakt podkorunových srážek s listy jeřábu způsobuje jejich obohacování o anionty a kationty při smývání „suchého spadu“ a vymývání kationtů z listových pletiv, což je spojeno se spotřebou H^+ iontů. Těmito procesy lze vysvětlit nižší pokles depozice bazických kationtů v časové řadě s podkorunovými srážkami v porostu jeřábu než se srážkami na seči.

V podstatě kratším obdobím probíhalo sledování depozice látek na plochách Zdíkov. Vyšší vstup protonů (H^+) do ekosystému smrkového porostu s podkorunovými srážkami byl zjišťován do roku 1991 ($> 0,5 \text{ kmol} \cdot \text{ha}^{-1}$). V dalších letech se spad těchto iontů snižoval a množství aniontů a kationtů bylo zhruba vyrovnané. V podkorunových srážkách v porostu buku byla depozice látek nižší než v porostu smrku (tab. 3).

Na dalších plochách v jižních Čechách byly získávány údaje o celoročních depozicích až od roku 1992 (tab. 3). Na ploše Vojířov se v podkorunových srážkách v porostu smrku a ve smíšeném porostu s převahou buku během 90. let také snižovala depozice aniontů silných kyselin a bazických kationtů (rozdíl období 1992 - 1996 a 1997 - 2001). Přitom byl vstup kyselých látek do půdy se srážkami nižší ve smíšeném porostu pod bukem (tab. 3).

Na ploše Strouha, v porostu smrku se v 90. letech projevilo výrazné snížení depozice kyselých látek, tedy aniontů „silných kyselin“ a protonů a naopak se zvýšilo množství „potenciálně kyselých“ iontů NH_4^+ (tab. 3).

V porostu buku na ploše Kamýk ve sledovaném období roční depozice kationtů a aniontů mírně narostly, jejich vzájemný molární poměr byl vyrovnaný a depozice protonů byla nízká.

Tab. 2.
Geologické a půdní poměry
Geological and soil conditions

Plocha/Plot	Geologický substrát */Geological substrate*	Půdní typ/Soil type
Šerlich smrk/spruce	dvojslídny svor/bimica schist	podzol modální/Haplic Podzols
buk/beech	dvojslídny svor/bimica schist	podzol modální/Haplic Podzols
Moldava seč/cutting	muskovit-biotitická migmatizovaná pararula/ muscovite biotite migmatized paragneiss	podzol modální/Haplic Podzols
jeřáb/rowan	biotit-muskovitická ortorula/biotite-muscovite orthogneiss	podzol modální/Haplic Podzols
Zdíkov smrk/spruce	biotitická a sillimanit-biotitická plagioklasová pararula/ biotite and sillimanite biotite granite plagioclase paragneiss	podzol modální/Haplic Podzols
Vojířov smrk/spruce	dvojslídny a adamelický granit s překryvem eolického písku/ bimica and adamellite granite with eolian sand cover	podzol humusový/Humic Podzols
buk-smíš. porost/beech-mixed stand	dvojslídny a adamelický granit s překryvem eolického písku/ bimica and adamellite granite with eolian sand cover	podzol humusový/Humic Podzols
Kamýk buk/beech	leukotrofní migmatit/leucotrophic migmatite	kambizem epidystrická/Epidystric Cambisols
Strouha smrk/spruce	biotitická až sillimanit-biotitická pararula/ biotite and sillimanite biotite paragneiss	kambizem dystrická/Dystric Cambisols
Želivka smrk/spruce	biotitická pararula s překryvem spraše/ biotite paragneiss with loess cover	kambizem luvická/Endoeutric Cambisols
seč (smrk)/cutting (spruce)	biotitická pararula s překryvem spraše/ biotite paragneiss with loess cover	kambizem luvická/Endoeutric Cambisols
buk/beech	biotitická pararula/biotite paragneiss	kambizem modální (dystrická)/Haplic Cambisols (Dystric)
Třebotov borovice/pine	vápence s překryvem spraše/limestones with loess cover	kambizem luvická/Endoeutric Cambisols

podle Geologické mapy ČR/ according to Geological map of CR

Také na ploše Třebotov, v blízkosti hlavního města Prahy, se v porostu borovice v 90. letech projevoval vývoj emisí snižováním depozice aniontů, kationtů a protonů. Největšího poklesu dosahoval spad aniontů silných kyselin a sloučenin dusíku.

Na plochách Šerlich bylo ukončeno pravidelné sledování spadu látek v dospělém porostu smrku a buku v roce 1997. V tabulce 3 jsou uvedeny výsledky z období let 1988 až 1991 a 1992 až 1997. V prvním období probíhal zejména v porostu smrku vysoký spad kyselých látek (aniontů silných kyselin a protonů) a amonných iontů. Ve druhém období je zde však vidět zřetelný pokles depozice H^+ a dalších látek. V porostu buku byly v obou obdobích depozice sledovaných látek podstatně nižší.

Hodnocení vývoje chemismu půdy

Do nejvýše položených sledovaných výzkumných ploch patří plochy Šerlich, které leží v buk-smrkovém vegetačním stupni imisemi silně zatěžované oblasti Orlických hor. Vývoj chemismu půdy v porostech smrku a buku je hodnocen z rozborů vzorků provedených v letech 1993 a 1999 (tab. 4a, b). Při předchozích rozbořech byl použit vyluh 1% kyselinou citronovou.

Pod porostem smrku se v povrchových půdních horizontech mezi roky 1993 až 1999 snížila hodnota výměnného pH (KCl) a v hlubší části profilu (> 30 cm) se poněkud zvýšila. Povrchové horizonty měly aktivní pH (H_2O) v oblasti pufrace protonů uvolňováním Al iontů ($\leq 4,2$) a od hloubky 30 cm výměnou kationtů ze sorpčního komplexu (> 4,2 – 5,0). Pokles zásoby bazických kationtů způsobil i pokles nasycení sorpčního komplexu báze na < 10 %. Snížila se i zásoba přístupného P v povrchových horizontech.

Obdobný trend ve vývoji výměnného pH a zásoby bazických kationtů je patrný i v půdě pod porostem buku. Nasycení sorpčního komplexu báze hlouběji než 10 cm nedosahovalo 10 %. Hranice mezi

oblastí pufrace protonů uvolňováním iontů Al^{3+} a výměnou báze ze sorpčního komplexu (pH/ H_2O 4,2) ležela již v hloubce 10 cm. V humusovém horizontu se zásoba výměnných kationtů zvýšila, rovněž i zásoba přístupného P v minerální půdě. Zásoba výměnného Ca a Mg a v hlubších horizontech i K je v minerální půdě na obou plochách nízká (tab. 4a, b).

Plochy Moldava seč a porost leží ve smrkobukovém pásmu imisní oblasti Krušných hor. Vývoj chemismu půdy je zde hodnocen mezi roky 1988 až 2003. Na ploše seč se v průběhu sledovaného období zvýšilo aktivní a výměnné pH (tab. 5a.). Narostla zásoba výměnného K a Mg a poklesla zásoba Ca a poklesl i stupeň nasycení sorpčního komplexu. Jejich hodnoty jsou včetně horizontu A velmi nízké. Oblast pufrace H iontů uvolňováním Al^{3+} iontů přechází do oblasti pufrace výměnou báze ze sorpčního komplexu v hloubce 10 cm. Zásoba přístupného P poklesla do hloubky 20 cm, hlouběji se zvýšila a dosahuje vysokých hodnot.

Na ploše porostu se v půdě pod jeřábem zvýšilo pH, ale hranice mezi oblastí pufrace protonů uvolňováním hliníku a výměnou bazických kationtů ze sorpčního komplexu zůstala v hloubce 20 až 30 cm (tab. 5b). Pokles zásoby Ca a Mg v posledním období se zastavil jen v humusovém horizontu H a v povrchových horizontech minerální půdy. V hlubší části profilu je zásoba výměnného Mg a Ca velmi nízká a rovněž nasycení sorpčního komplexu V.

V půdním profilu na ploše Zdíkov (porost smrku) se mezi roky 1993 až 2000 snížilo pH, s výjimkou humusového horizontu H a organominerálního A (0 - 10 cm). V těchto povrchových horizontech je však pH (H_2O) < 4,2 cm a pufrace protonů probíhá uvolňováním Al^{3+} do půdního roztoku (tab. 6). Narostla zde zásoba výměnného Ca a Mg a v horizontu H i zásoba K a Mg. V hlubší části profilu nastalo snížení pH, zásoby výměnných kationtů Ca, K a Mg a stupně nasycení sorpčního komplexu báze V. V minerální půdě je patrný nárůst

Tab. 3.Depozice látek na výzkumných plochách (kmol. ha⁻¹. rok⁻¹)Deposition of substances on experimental plots (kmol. ha⁻¹. year⁻¹)

Plocha/Plot	Období/Period	Na+K+Mg+Ca	NH ₄ ⁺	H ⁺	Celkem+/Total	F ⁻ +Cl ⁻ +NO ₃ ⁻ +SO ₄ ²⁻
Želivka I	1973-79	3,60	0,603	0,731	4,94	4,39
porost SM/spruce stand	1980-83	3,93	0,588	1,74	6,26	5,58
	1984-89	3,26	1,179	0,939	5,37	5,54
	1990-93	3,42	1,397	0,596	5,41	5,57
	1994-99	2,44	0,698	0,160	3,30	3,21
	2000-02	1,76	0,658	0,078	2,49	1,96
Želivka III	1973-79	1,45	0,354	0,364	2,17	1,33
seč/cutting	1980-83	2,01	0,278	0,811	3,10	1,43
	1984-89	1,66	0,504	0,362	2,53	1,90
porost SM/spruce stand	1990-93	1,05	0,449	0,154	1,65	1,40
	1994-99	1,26	0,274	0,071	1,60	1,43
	2000-02	0,580	0,234	0,079	0,893	0,773
Želivka V	1990-93	1,10	0,370	0,077	1,54	1,44
porost BK/beech stand	1994-99	1,47	0,293	0,064	1,82	1,58
	2000-02	0,662	0,187	0,118	0,967	0,901
Moldava porost SM/spruce stand	1978-80	5,67	1,56	5,04	12,3	9,62
seč/cutting	1981-83	3,76	0,600	1,58	5,94	3,54
	1984-89	2,24	1,03	0,630	3,90	3,84
porost JŘ/rowan stand	1990-93	2,79	0,980	0,230	4,00	3,83
	1994-99	2,96	0,494	0,057	3,51	3,11
	2000-02	2,13	0,385	0,108	2,62	1,96
Moldava	1978-80	3,00	0,780	0,720	4,50	2,73
seč/cutting	1981-83	3,23	0,710	1,56	5,50	3,79
	1984-89	2,55	0,760	0,470	3,78	3,08
	1990-93	2,21	0,749	0,216	3,17	2,70
	1994-99	1,82	0,464	0,138	2,42	2,47
	2000-02	1,12	0,323	0,202	1,65	1,57
Vojířov porost BK/beech stand	1992-96	1,39	0,311	0,071	1,77	1,48
	1997-01	1,25	0,324	0,087	1,66	1,11
Vojířov porost SM/spruce stand	1992-96	1,90	0,43	0,286	2,62	2,47
	1997-01	1,42	0,346	0,196	1,96	1,70
Zdíkov porost SM/spruce stand	1987-91	1,59	0,591	0,501	2,68	2,43
	1992-96	1,61	0,320	0,173	2,11	1,76
	1997-01	1,15	0,156	0,071	1,38	1,12
Zdíkov porost BK/beech stand	1990-91	0,932	0,429	0,107	1,47	1,13
	1992-96	1,18	0,210	0,033	1,42	1,12
	1997-01	0,840	0,124	0,023	0,987	0,667
Šerlich porost SM/spruce stand	1988-91	3,17	2,36	2,48	8,01	9,21
	1992-97	3,02	1,67	0,710	5,40	5,78
Šerlich porost BK/beech stand	1988-91	2,05	1,26	0,650	3,96	4,11
	1992-97	1,71	0,502	0,173	2,39	2,62
Strouha porost SM/spruce stand	1992-96	1,13	0,323	0,097	1,55	1,54
	1997-01	0,860	0,117	0,184	1,16	1,13
Kamýk porost BK/beech stand	1992-96	0,998	0,321	0,039	1,36	0,946
	1997-01	1,06	0,272	0,052	1,38	1,01
Třebotov porost BO/pine stand	1992-96	1,65	0,256	0,096	2,01	1,99
	1997-01	1,17	0,098	0,032	1,30	1,01

Tab. 4a.

Šerlich - porost smrku - vývoj pH, zásoby výměnných kationtů (v 1M NH₄Cl) a stupně nasycení sorpčního komplexu V
 Šerlich plot - spruce stand - pH development, supply of exchangeable cations (in 1M NH₄Cl) and saturation degrees of adsorption complex BS

Půda/Soil						ppm					mmol. kg ⁻¹	
Hloubka/Depth	Rok/Year	pH/H ₂ O	pH/KCl	Cox %	C/N	Na	K	Mg	Ca	P	T/CEC	V/BS %
F	1999	3,8	2,8	37,6	16,5	33,3	406	166	1698	46	153	69,0
H	1993	3,7	2,8	22,4	19,2	22,0	213	113	956	106	125	62,4
	1999	3,3	2,5	34,4	17,2	21,2	220	94,0	326	22	144	21,2
0 - 10 cm	1993	3,5	2,9	5,8	14,9	7,0	68,4	38,0	133	37	73,5	16,1
	1999	3,5	2,5	8,3	22,6	8,1	44,2	25,6	72,0	54	78,9	9,1
10 - 30 cm	1993	3,8	3,3	3,9	17,7	6,1	56,2	25,0	122	66	94,3	10,5
	1999	3,9	3,2	4,9	19,4	7,7	28,5	19,1	47,2	34	86,9	5,7
30 - 45 cm	1993	4,2	3,8	2,0	17,2	6,4	40,8	13,6	99,0	59	59,7	12,4
	1999	4,4	3,9	2,1	18,2	6,9	26,4	10,5	33,1	73	52,7	6,6
45 - 60 cm	1993	4,5	4,1	0,71	12,5	8,3	39,9	7,7	89,0	117	36,5	17,7
	1999	4,6	4,3	1,5	18,5	7,1	12,6	6,6	28,9	120	28,1	9,3
60 - 80 cm	1993	4,8	4,3	1,8	10,4	6,3	26,2	5,9	78,0	192	27,6	19,3
	1999	4,6	4,4	0,90	14,3	3,3	13,3	5,8	25,1	169	22,5	9,8
80 +	1999	4,9	4,5	0,68	13,1	10,2	18,5	7,5	24,0	155	22,1	12,4

Tab. 4b.

Šerlich - porost buku - vývoj pH, zásoby výměnných kationtů (v 1M NH₄Cl) a stupně nasycení sorpčního komplexu V
 Šerlich plot - beech stand - pH development, supply of exchangeable cations (in 1M NH₄Cl) and saturation degrees of adsorption complex BS

Půda/Soil						ppm					mmol.kg ⁻¹	
Hloubka/Depth	Rok/Year	pH/H ₂ O	pH/KCl	Cox %	C/N	Na	K	Mg	Ca	P	T/CEC	V/BS %
F	1999	4,2	3,0	38,3	19,6	20,2	632	218	2009	59	161	77,7
H	1993	3,6	2,9	24,1	15,0	14,5	152	660	497	31	87,7	39,6
	1999	3,5	2,7	29,2	14,4	10,7	240	151	1028	24	179	39,3
0 - 10 cm	1993	3,8	3,1	6,3	14,7	20,6	225	51,5	220	25	153	14,3
	1999	3,8	2,7	6,9	13,5	2,5	54,6	39,3	152	57	77,7	15,3
10 - 30 cm	1993	4,2	3,8	2,2	13,6	8,9	57,3	10,3	485	22	60,5	8,3
	1999	4,5	3,5	2,3	9,3	1,5	46,9	14,8	43,4	45	68,7	6,8
30 - 45 cm	1993	4,5	4,0	2,0	11,9	8,7	42,5	9,4	47,7	26	47,8	9,7
	1999	4,7	4,0	1,8	11,9	2,5	27,5	9,5	36,7	43	46,9	7,3
45 - 60 cm	1993	4,5	4,0	1,0	12,7	9,0	29,3	6	31,1	58	48,0	6,6
	1999	4,9	4,1	0,63	11,5	2,0	14,4	7,5	30,3	210	48,6	5,3
60 - 80 cm	1993	5	4,5	1,0	16,5	8,7	26,2	15,9	75,2	64	48,5	12,6
	1999	4,9	4,1	0,58	12,9	1,7	17,0	7,7	27,7	178	37,9	6,6
80 +	1999	5,1	4,1	0,97	16,2	1,8	17,4	7,9	28,0	270	39,2	6,6

i přístupného P. Zásoba výměnných iontů Ca, Mg a K je v tomto profilu až do hloubky 100 cm nízká.

Plochy Vojířov leží na rozhraní dubového a bukového vegetačního stupně. Půdní profil se vyvinul na eolickém písku. Na těchto plochách byly odebrány vzorky půdy v letech 1991 a 1999. V uvedeném mezidobí se zvýšilo aktivní pH (H₂O) povrchových horizontů půdy v porostu smrku. Výměnné pH (KCl) se zvýšilo v celém profilu do té míry, že od

30 cm hlouběji překračují hodnoty pH/H₂O (tab. 7a), které jsou v celém profilu (do hloubky 100 cm) v oblasti pufrace protonů uvolňováním Al³⁺ a v povrchových horizontech v oblasti pufrace Fe/Al (pH/H₂O < 3,8). Zásoba výměnných kationtů Ca a Mg se zvýšila v humusovém horizontu (H) a v minerální půdě od hloubky 30 cm. Zásoba výměnného K se snížila v celém profilu. V povrchových horizontech minerální půdy se zásoba Ca a Mg snížila a také stupeň nasycení sorpčního kom-

Tab. 5a.Moldava - seč - vývoj pH, zásoby výměnných kationtů (v 1M NH₄Cl) a stupně nasycení sorpčního komplexu VMoldava - cutting - pH development, supply of exchangeable cations (in 1M NH₄Cl) and saturation degree of adsorption complex BS

Půda/Soil						ppm					mmol.kg ⁻¹	
Hloubka/Depth	Rok/Year	pH/H ₂ O	pH/KCl	Cox %	C/N	Na	K	Mg	Ca	P	T/CEC	V/BS %
F	2003	4,9	3,5	46,8	20,7	29,0	990	804	3191	67	330	78,0
H	1988	3,6	2,8	24,0	19,8	-	138	63,0	480	-	157	21,5
	1994	3,9	2,8	22,1	22,6	6,0	129	103	765	36	180	27,8
	2003	3,9	3,0	34,5	19,8	22,0	360	108	508	20	132	33,7
0 - 10 cm	1988	3,4	2,7	5,6	17,6	-	33,0	18,0	164	-	148	7,5
	1994	3,8	3,2	5,3	16,6	4,0	47,0	22,0	212	94	114	11,5
	2003	4,0	3,0	7,8	22,2	8,0	65,0	30,0	75	27	119	6,9
10 - 20 cm	1988	3,9	3,4	2,8	22,6	-	17,0	9,0	84	-	109	5,4
	1994	4,2	3,6	2,0	17,0	4,0	12,0	7,0	57	240	58,9	6,6
	2003	4,3	3,6	4,2	25,8	7,0	39,0	18,0	52	197	88,6	6,1
20 - 40 cm	1988	4,4	4,2	1,0	-	-	12,0	3,0	26	-	35,6	6,3
	1994	4,5	4,2	0,62	17,1	3,0	9,0	3,0	21	362	17,7	9,3
	2003	4,7	4,4	1,5	19,9	4,0	16,0	9,0	9	545	29,6	6,0
40 - 80 cm	1988	4,6	4,3	0,35	15,2	-	8,0	3,0	23	-	28,5	7,1
	1994	4,4	4,1	0,41	16,0	4,0	8,0	3,0	21	106	19,1	8,7
	2003	4,7	4,4	0,47	15,1	3,0	11,0	10,0	10	187	41,1	4,1
80 - 100 cm	1988	4,6	4,4	0,14	11,7	-	10,0	3,0	14	-	23,9	6,0
	1994	4,4	4,1	0,46	17,0	1,0	9,0	3,0	21	93	20,6	7,6
	2003	4,7	4,4	0,23	14,4	2,0	10,0	11,0	4	199	42,5	3,4

Tab. 5b.Moldava - porost jeřábu - vývoj pH, zásoby výměnných kationtů (v 1M NH₄Cl) a stupně nasycení sorpčního komplexu VMoldava - rowan stand - pH development, supply of exchangeable cations (in 1M NH₄Cl) and saturation degree of adsorption complex BS

Půda/Soil						ppm					mmol.kg ⁻¹	
Hloubka/Depth	Rok/Year	pH/H ₂ O	pH/KCl	Cox %	C/N	Na	K	Mg	Ca	P	T/CEC	V/BS %
F	2003	4,6	3,4	49,5	17,7	27,0	800	406	3268	53	257	63,5
H	1988	3,8	3,1	24,3	22,1	24,0	135	48,0	1004	-	107	54,7
	1994	3,8	3,0	10,0	18,6	21,0	304	111	988	46	166	40,4
	2003	4,0	3,0	37,3	20,2	16,0	293	151	1475	30	284	33,2
0 - 10 cm	1988	3,4	2,6	4,5	23,3	-	45,0	14,0	491	-	103	26,5
	1994	3,5	2,8	6,0	15,9	5,0	99,0	16,0	138	27	90,7	12,1
	2003	3,8	2,8	9,3	22,3	5,0	78,0	21,0	172	21	187	6,7
10 - 20 cm	1988	3,4	2,7	3,9	23,8	-	42,0	16,0	188	-	130	11,0
	1994	3,8	3,2	2,7	18,5	7,0	59,0	8,0	53,0	36	91,3	5,6
	2003	3,9	3,1	2,7	24,7	3,0	38,0	11,0	54,0	18	164	2,9
20 - 30 cm	1988	4,0	3,5	1,8	18,1	-	42,0	13,0	75,0	-	103	6,4
	1994	4,0	3,5	2,2	20,0	6,0	37,0	9,0	41,0	62	97,8	7,1
	2003	4,4	4,0	2,5	22,5	4,0	25,0	6,0	25,0	51	137	1,8
30 - 60 cm	1988	4,5	4,2	1,0	14,6	-	19,0	5,0	26,0	-	33,3	8,2
	1994	4,4	4,0	1,2	17,8	12,0	34,0	7,0	45,0	108	59,4	4,1
	2003	4,6	4,2	2,1	22,4	4,0	11,0	5,0	21,0	167	127	1,5
60 - 100 cm	1988	4,6	4,3	0,10	-	-	21,0	3,0	20,0	-	20,7	9,9
	1994	4,4	4,1	0,40	17,4	2,0	21,0	3,0	19,0	325	19,3	9,4
	2003	4,6	4,4	0,30	12,4	1,0	12,0	4,0	16,0	416	109	1,4

Tab. 6.

Zdíkov - porost smrku - vývoj pH, zásoby výměnných kationtů (v 1M NH_4Cl) a stupně nasycení sorpčního komplexu V
 Zdíkov - spruce stand - pH development, supply of exchangeable cations (in 1M NH_4Cl) and saturation degree of adsorption complex BS

Půda/Soil						ppm					mmol.kg ⁻¹	
Hloubka/Depth	Rok/Year	pH/H ₂ O	pH/KCl	Cox %	C/N	Na	K	Mg	Ca	P	T/CEC	V/BS %
H	1993	3,8	3,3	2,4	24,1	40,0	311	283	1372	286	209	48,6
	2000	4,0	2,9	6,6	23,4	19,6	541	380	1985	48	221	65,6
0 - 10 cm	1993	3,9	3,3	4,3	24,5	11,8	67,2	18,0	36,0	18	99,4	6,4
	2000	4,1	3,1	5,3	22,8	3,4	33,7	16,4	72,6	99	109	5,3
10 - 30 cm	1993	4,4	4,0	1,4	14,1	9,0	37,8	4,5	19,9	6	25,6	10,7
	2000	4,5	4,0	2,6	25,4	1,5	16,5	5,0	21,3	248	44,9	3,9
30 - 60 cm	1993	4,9	4,5	0,71	16,1	8,3	33,3	3,4	16,0	10	13,4	17,1
	2000	4,6	4,2	1,4	17,8	16,6	18,6	2,5	12,6	504	21,6	9,5
60 - 80 cm	1993	4,8	4,4	0,75	17,4	10,8	47,0	24,9	41,4	472	13,3	43,5
	2000	4,6	4,2	0,77	19,3	16,8	11,7	2,4	13,5	-	19,3	9,9
80 - 100 cm	1994	4,9	4,2	0,72	15,9	17,6	117	188	250	128	46,4	68,4
	2003	4,6	4,1	0,31	15,5	16,3	6,7	3,0	15,8	-	21,1	9,1

plexu V se snížil. V pokryvném humusu a v hlubší části profilu se nasycení sorpčního komplexu půdy bázemi zvýšilo. Zásoba přístupného P v celém profilu poklesla.

Na ploše ve smíšeném porostu pod bukem se ve sledovaném období zvýšilo aktivní i výměnné pH povrchových horizontů do hloubky 30 cm (tab. 7b.) a posunulo se na spodní hranici oblasti pufrace protonů uvolňováním Al^{3+} . Zásoba výměnného Ca a K se snížila do hloubky 50 cm, zásoba Mg v minerální půdě spíše narůstala, ale zůstala v jednotkách ppm. Hodnoty nasycení sorpčního komplexu byly větší než 10 %. Zásoba přístupného P v rhizosféře poklesla, ale od 30 až 50 cm zůstala vysoká. Stanovené zásoby výměnných iontů Ca, Mg a K v minerální půdě obou ploch (v porostu smrku a ve smíšeném porostu) jsou velmi nízké.

V půdě porostu smrku na ploše Strouha se mezi roky 1990 až 1999 zvýšilo aktivní pH (H_2O) v celém profilu a výměnné pH v humusovém horizontu (H) a v organominerálním horizontu A (0 - 8 cm) (tab. 8). Do hloubky 30 až 50 cm byla půda v oblasti pufrace protonů uvolňováním Al^{3+} a v horizontu A uvolňováním Al^{3+} a Fe^{3+} . Ve spodní části překračovalo pH (H_2O) 4,2, pohybovalo se tedy v oblasti pufrace H^+ iontů výměnou kationtů. V povrchových půdních horizontech bylo zjištěno navýšení zásoby výměnného Ca a Mg a zvýšení stupně nasycení sorpčního komplexu bazickými kationty V %. V hlubší části rhizosféry naopak poklesla zásoba výměnného K a Mg a nasycení půdy bázemi. V hloubce přes 80 cm však hodnota V dosahovala 73 %. Zásoba výměnného Ca je v půdě na této ploše nízká, u K a Mg je nízká v hloubce 8 až 30 cm a u P až do hloubky 50 cm.

Na ploše Kamýk byl v půdě pod porostem buku zjištěn v roce 1999, oproti roku 1990, nárůst pH (H_2O) v celém půdním profilu a u pH (KCl) až od hloubky 40 cm (tab. 9). Do této hloubky je pH v oblasti pufrace výměnou kationtů a hlouběji v oblasti zvětrávání silikátů pH (H_2O) > 5,0. V hloubce 40 až 70 cm byl také patrný vysoký nárůst nasycení sorpčního komplexu bazickými kationty. Zásoba výměnného Ca a Mg v tomto půdním profilu narostla, s výjimkou horizontu Ah (0 - 5 cm), zásoba přístupného P poklesla. Nízká zásoba výměnného Ca a K je v hloubce 5 až 40 cm a u Mg v hloubce 10 až 40 cm.

Na objektu Želivka je sledován vývoj chemismu půd v dospělém porostu smrku a na zalesněné seči (plocha I a III) od počátku 70. let minulého století. V tabulce 9a, b jsou uváděny výsledky analýz půdy od roku 1988 s použitím výluhu 1 M NH_4Cl . Je nutno říci, že do tohoto roku se od roku 1971 snižovalo pH půdy a klesala zásoba přístupných kationtů (ve výluhu 1% kyseliny citronové) v půdách obou zmíněných ploch (LOCHMAN 1997).

Výsledky analýz v tabulce 10a ukazují, že pod dospělým smrkovým porostem proběhlo v půdě mezi roky 1988 až 2000 mírné zvýšení aktivního a výměnného pH. Až do hloubky 20 cm je půdní prostředí v oblasti pufrace protonů uvolňováním Al^{3+} a hlouběji v oblasti výměny kationtů. Zásoba výměnného K zřetelně poklesla v horizontu H a v hloubce 5 až 40 cm, u výměnného Ca byl stanoven pokles pouze v hloubce 5 až 20 cm. V tomto horizontu byla zásoba výměnného K a Mg nízká. Nízké hodnoty u Ca byly stanoveny v půdním profilu až do hloubky 70 cm. Vysoké zásoby Mg a Ca zjišťované hlouběji než 70 cm způsobují nárůst nasycení sorpčního komplexu půdy přes 80 %. Zvýšila se i zásoba přístupného P.

Na ploše seč se zapojeným mladým porostem smrku se pH půdy v letech 1988 až 2000 podstatně nezměnilo (tab. 10b). Humusový horizont H a povrch minerální půdy měl pH (H_2O) nižší než 4,2. Hlouběji se zvýšilo pH a vytvářelo podmínky pro pufraci protonů výměnou bazických kationtů ze sorpčního komplexu. Zásoba výměnného K se snížila v celém profilu u Mg a Ca jen v povrchových horizontech minerální půdy do hloubky 30 cm. V této zóně též pokleslo nasycení sorpčního komplexu V. Hlouběji než 30 cm byla zásoba výměnného K a zejména Mg a Ca střední až dobrá a nasycení sorpčního komplexu bazickými kationty překračovalo 90 %. V této části půdního profilu se projevil i nárůst zásoby přístupného fosforu. Nejnižší zásobu Ca, K, Mg a P vykazoval horizont 5 - 10 cm.

Na ploše v porostu buku je hodnocen vývoj chemismu půdy mezi roky 1994 a 2001 (tab. 10c). V tomto období se projevil zřetelný nárůst aktivního a výměnného pH (v H_2O a KCl) v pokryvném humusu (O) a organominerálním horizontu (0 - 3 cm). V minerální půdě se aktivní pH podstatněji nezměnilo a výměnné pH pokleslo, zejména

Tab. 7a.

Vojířov - porost smrku - vývoj pH, zásoby výměnných kationtů (v 1M NH₄Cl) a stupně nasycení sorpčního komplexu V
 Vojířov - spruce stand - pH development, supply of exchangeable cations (in 1M NH₄Cl) and saturation degree of adsorption complex BS

Půda/Soil						ppm					mmol.kg ⁻¹	
Hloubka/Depth	Rok/Year	pH/H ₂ O	pH/KCl	Cox %	C/N	Na	K	Mg	Ca	P	T/CEC	V/BS %
H	1991	3,5	2,8	26,5	22,8	12,0	255	146	2006	36	200	62,2
	1999	3,7	3,1	30,0	21,8	27,0	240	193	2634	25	204	76,0
0 - 10 cm	1991	3,3	2,8	2,3	12,7	4,8	33,2	22,8	193	-	32,8	44,7
	1999	3,7	3,5	1,5	21,7	9,0	9,4	8,9	42,0	-	29,1	12,1
10 - 30 cm	1991	3,6	3,4	1,2	19,7	2,2	12,3	4,0	29,0	288	29,8	10,4
	1999	3,9	3,9	1,2	23,2	7,4	4,1	6,7	29,6	137	25,4	9,7
30 - 60 cm	1991	4,1	4,3	0,34	10,0	1,9	14,6	1,5	9,3	316	10,5	10,0
	1999	4,0	4,4	0,37	12,3	5,2	7,4	5,7	22,7	259	12,6	16,8
60 - 80 cm	1991	4,2	4,4	0,52	18,3	1,3	15,1	1,3	8,0	169	9,4	9,8
	1999	4,2	4,5	0,06	4,3	3,4	5,0	5,1	19,8	86	7,3	23,2
80 cm +	1991	4,2	4,4	0,45	12,1	1,3	14,0	1,4	9,0	122	8,6	9,8
	1999	4,1	4,5	0,03	-	12,6	8,4	5,9	26,0	76	8,2	31,4

Tab. 7b.

Vojířov - smíšený porost - vývoj pH, zásoby výměnných kationtů (v 1M NH₄Cl) a stupně nasycení sorpčního komplexu V
 Vojířov - mixed stand - pH development, supply of exchangeable cations (in 1M NH₄Cl) and saturation degree of adsorption complex BS

Půda/Soil						ppm					mmol.kg ⁻¹	
Hloubka/Depth	Rok/Year	pH/H ₂ O	pH/KCl	Cox %	C/N	Na	K	Mg	Ca	P	T/CEC	V/BS %
F	1999	5,0	4,6	36,3	17,9	40,8	991	530	5579	151	433	82,9
H/Ah	1999	3,5	3,0	12,4	23,8	23,1	185	62,8	647	22	68,8	69,3
0 - 5 cm	1991	3,4	2,8	3,0	12,6	4,3	90,9	19,6	221	12	33,5	45,3
	1999	3,8	3,3	1,6	21,3	8,9	42,6	14,8	114	3	15,6	53,8
5 - 30 cm	1991	3,6	3,2	0,73	11,8	1,8	22,5	4,1	36,5	16	31,1	11,0
	1999	3,8	3,4	0,31	12,5	8,2	9,7	6,1	24,5	6	11,7	21,3
30 - 50 cm	1991	4,1	4,1	1,2	15,3	2,8	14,7	2,9	24,7	592	27,2	8,1
	1999	3,9	3,9	0,57	18,7	8,1	7,9	6,3	15,1	289	21,3	11,2
50 - 80 cm	1991	4,0	4,2	-	-	2,6	10,0	1,6	16,0	520	17,0	7,7
	1999	3,9	4,0	0,70	17,3	12,0	13,7	7,0	37,2	593	26,0	13,1
80 cm +	1999	4,2	4,4	0,23	12,1	14,5	6,8	6,0	30,1	222	11,3	24,8

v hlubší části rhizosféry. Zásoba výměnného Ca, K a Mg se zvýšila v povrchových horizontech a výrazně poklesla v hloubce 10 až 30 cm. Tomu odpovídala i změna míry nasycení sorpčního komplexu bazickými kationty (V), která v povrchových humózních horizontech a v půdním profilu hlouběji než 30 cm překračuje 50 % a v hloubce 3 až 30 cm je ≤ 10 %. V této části rhizosféry byla v roce 2001 zásoba výměnného Ca, K a Mg nízká, v povrchových horizontech a v hlubší části profilu naopak dobrá. Zásobu výměnného K je možné hodnotit v celém profilu jako střední. S ohledem na hodnoty pH (H₂O) byla půda v oblasti pufrace protonů výměnou kationtů ze sorpčního komplexu.

Na ploše Třebotov v mladém porostu borovice dosahuje pH (H₂O) i v povrchových horizontech vyšší hodnoty než 4,2 a od hloubky 40 cm je v alkalické oblasti (> 8,0), s pufrací protonů rozpuštěním karbonátů (tab. 11). V období let 1991 až 2001 proběhl zřetelnější pokles zásoby výměnnýchází v povrchovém humózním horizontu 0 - 5 cm. S vý-

jimkou horizontu v hloubce 5 až 20 cm překračovalo nasycení sorpčního komplexu půdy bázemi 50 %, od 40 cm bylo téměř stoprocentní. Zásoba výměnného Ca, K a Mg byla v této půdě dobrá, pouze u Mg v hloubce 5 až 20 cm střední. Přístupný fosfor byl v profilu rozložen poměrně rovnoměrně, ale dosahoval jen nízké zásoby.

Diskuse a souhrn

Snížení úrovně depozice hlavních imisních látek (SO₄²⁻, NO₃⁻, NH₄⁺) koncem minulého století na plochách sledovaných VÚLHM odpovídalo snižování emisí z jejich zdrojů ve střední Evropě (FERRIER et al. 2001, WRIGHT et al. 2001). Podstatné snížení emisí látek do ovzduší proběhlo také v České republice. Podle ročenky ČHMÚ (1999, 2002) dosahovala v roce 1988 emise SO₂ 2 066 kt a 236 kt v roce 2002, emise NO_x dosahovaly ve stejných letech 858 kt a 318 kt.

Tab. 8.

Strouha - porost smrku - vývoj pH, zásoby výměnných kationtů (v 1M NH_4Cl) a stupně nasycení sorpčního komplexu V
Strouha - spruce stand - pH development, supply of exchangeable cations (in 1M NH_4Cl) and saturation degree of adsorption complex BS

Půda/Soil						ppm					mmol.kg ⁻¹	
Hloubka/Depth	Rok/Year	pH/H ₂ O	pH/KCl	Cox %	C/N	Na	K	Mg	Ca	P	T/CEC	V/BS %
F	1999	5,2	4,4	38,5	24,3	23,4	749	533	4906	91	288	85,2
H	1990	3,3	2,6	28,2	28,2	29,3	868	208	2435	44	241	67,4
	1999	4,4	3,2	35,5	16,2	30,7	390	389	3985	35	278	88,1
0 - 8 cm	1990	3,3	2,8	2,9	26,2	14,8	55,6	21,1	24,0	27	80,9	6,2
	1999	3,7	3,0	4,4	24,3	9,0	80,1	63,5	153	35	95,0	16,1
8 - 30 cm	1990	3,6	3,4	0,54	24,8	8,5	58,0	17,7	36,0	27	37,9	13,5
	1999	4,1	3,3	0,94	23,7	11,0	45,2	21,7	67,0	43	60,2	11,2
30 - 50 cm	1990	4,1	3,3	0,27	22,8	10,8	87,9	159	157	43	44,7	52,9
	1999	4,4	3,6	0,43	12,0	14,9	55,9	42,5	100	40	45,2	23,4
50 - 80 cm	1990	4,2	3,6	0,15	10,2	9,9	104	210	182	61	53,0	42,6
	1999	4,8	3,4	0,35	17,5	19,7	71,7	147	306	86	53,1	39,9
80 cm +	1999	5,1	3,5	0,28	17,5	13,4	82,1	196	396	106	53,0	72,7

Tab. 9.

Kamýk - porost buku - vývoj pH, zásoby výměnných kationtů (v 1M NH_4Cl) a stupně nasycení sorpčního komplexu V
Kamýk - beech stand - pH development, supply of exchangeable cations (in 1M NH_4Cl) and saturation degree of adsorption complex BS

Půda/Soil						ppm					mmol.kg ₁	
Hloubka/Depth	Rok/Year	pH/H ₂ O	pH/KCl	Cox %	C/N	Na	K	Mg	Ca	P	T/CEC	V/BS %
F	1999	5,7	4,7	33,0	13,7	37,6	763	928	6435	100	478	90,7
0 - 5 cm	1990	4,3	3,9	6,3	22,6	6,9	120	191	763	69	86,9	65,7
	1999	5,1	3,5	5,2	21,4	10,0	80,2	168	729	69	73,4	71,8
5 - 10 cm	1990	3,8	3,4	1,8	23,7	6,2	41,9	25,9	89,0	136	61,3	12,9
	1999	4,3	3,3	1,8	21,4	8,2	37,4	48,3	156	109	64,1	20,4
10 - 40 cm	1990	3,9	3,7	0,75	26,0	6,3	16,6	6,8	25,7	161	30,0	8,4
	1999	4,8	3,6	0,55	15,1	8,5	32,5	18,7	70,0	46	41,1	15,2
40 - 70 cm	1990	4,0	3,5	0,16	16,2	10,9	30,9	15,2	50,7	111	34,0	14,8
	1999	5,8	3,7	0,26	13,0	8,3	55,0	90,9	631	67	49,9	81,6
70 cm +	1999	6,2	3,8	0,11	6,1	16,5	90,8	142	1368	127	86,4	96,0

U NH_3 je v roce 1990 uvedena emise 156 kt a 77 kt v roce 2002. Současně velmi podstatně poklesla emise tuhých látek (prachu a popela) z 840 kt v roce 1988 na 59 kt v roce 2002. Toto snížení emisí se však lokálně projevilo na depozici v různé míře. Na některých plochách se i zvýšil spad NO_3^- zejména na plochách Vojířov, Želivka a na povodí U Vodárny v Jeseníkách (LOCHMAN et al. 2005). Snížení depozice tuhých látek způsobilo zejména ve srážkách na volné ploše (bulk) zvýšení depozice protonů (LOCHMAN et al. 2005). Snížení pH se dotklo i podkorunových srážek v některých porostech listnáčů (tab. 3).

Změny ve spadech látek v lesních porostech v sousedním Sasku popisuje RABEN et al. (1996). Po roce 1989 se v nových spolkových zemích SRN snížil do roku 1992 vstup SO_2 na 50 % a prachu jen na 20 %. Snížil se obsah Ca ve srážkách na méně než 25 % množství předchozího období, obsah síranů na 50 % a Cl⁻ na méně než 50 %. Naproti tomu proběhl nárůst NO_x o 30 % a silně se zvýšil obsah protonů (H^+) ve srážkové vodě až na 250 %. Snížení pH srážkové vody se projevilo především v zimním období.

Na vývoji chemismu půdy pod vlivem kyselých spadů se podílí nejen depozice látek, ale též půdní procesy ovlivněné jejími vlastnostmi, především jejím pH, sorpční kapacitou, trofností půdy a charakterem zvětraliny matečné horniny.

Způsob neutralizace iontů H^+ v půdním prostředí závisí na minerálním složení půdy, na přítomnosti jílových minerálů a pH vodního výluhu půdy. Podle Ulricha (ULRICH 1981, 1983, ULRICH et al. 1981) v půdě s přítomností zvětrávání schopných minerálů probíhá pufrace protonů v závislosti na hodnotách jejího pH (H_2O).

V půdách na karbonátových substrátech s pH (H_2O) > 6,3 jsou neutralizovány přítomné protony rozpouštěním CaCO_3 či MgCO_3 . Při pH v rozmezí 6,3 až > 5,0 probíhá pufrace kyselých látek při rozkladu a přeměně primárních minerálů na sekundární minerály (tvorba jílových minerálů). Přitom se ze silikátových mřížek uvolňují bazické kationty (Na, K, Mg, Ca). Podle zmíněných autorů míra pufrace těmito procesy může dosahovat až 2 kmol $\text{H}^+ \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{rok}^{-1}$. Současně je zajišťována optimální nabídka těchto kationtů vegetaci. Tento rozklad, či zvětrávání

Tab. 10a.

Želivka - porost smrku (I) - vývoj pH, zásoby výměnných kationtů (v 1M NH₄Cl) a stupně nasycení sorpčního komplexu V
 Želivka - spruce stand (I) - pH development, supply of exchangeable cations (in 1M NH₄Cl) and saturation degree of adsorption complex BS

Půda/Soil						ppm					mmol.kg ⁻¹	
Hloubka/Depth	Rok/Year	pH/H ₂ O	pH/KCl	Cox %	C/N	Na	K	Mg	Ca	P	T/CEC	V/BS %
H	1994	4	3,3	20,7	20,2	20,0	409	161	2041	34	194,3	65,1
	2000	4,2	3,3	22,5	20,4	16,0	296	191	2503	38	202,7	73,5
0 - 5 cm	1988	3,7	3,2	1,7	17,2	11,0	60,0	25,0	152	12	97,4	12,0
	1994	3,9	3,4	3,4	12,2	10,0	87,0	28,0	182	116	87,7	16,0
	2000	3,9	3,3	3,6	24,9	8,0	75,0	42,0	200	74	84,1	18,0
5 - 20 cm	1988	4	3,5	1,3	-	14,0	67,0	17,0	64,0	9	75,3	9,2
	1994	4,3	3,9	1,2	15,4	14,0	64,0	17,0	66,0	12	66,5	10,4
	2000	4,1	3,7	1,0	18,5	9,0	41,0	18,0	28,0	18	49,5	9,0
20 - 40 cm	1988	4,4	3,7	0,21	5,8	8,0	77,0	59,0	177	6	77,7	20,6
	1994	4,5	4	0,69	11,7	14,0	72,0	67,0	185	18	61,5	27,9
	2000	4,4	3,7	0,41	8,9	12,0	58,0	93,0	186	27	62,8	30,2
40 - 70 cm	1988	4,7	3,8	0,21	6,4	18,0	64,0	182	795	5	68	85,0
	1994	5,1	4,4	0,76	10,8	17,0	92,0	211	1073	39	69,9	93,0
	2000	4,9	3,9	0,22	7,9	10,0	74,0	235	916	49	70,6	75,9
70 - 100 cm	1988	4,8	3,5	0,16	8,9	26,0	60,0	181	715	6	69,2	82,7
	1994	5,2	4,5	0,42	11,5	25,0	89,0	205	1012	34	78,8	93,9
	2000	5,1	4	0,24	7,9	10,0	76,0	224	941	50	75,7	89,0

Tab. 10b.

Želivka - seč (III) - vývoj pH, zásoby výměnných kationtů (v 1M NH₄Cl) a stupně nasycení sorpčního komplexu V
 Želivka - cutting (III) - pH development, supply of exchangeable cations (in 1M NH₄Cl) and saturation degree of adsorption complex BS

Půda/Soil						ppm					mmol.kg ⁻¹	
Hloubka/Depth	Rok/Year	pH/H ₂ O	pH/KCl	Cox %	C/N	Na	K	Mg	Ca	P	T/CEC	V/BS %
H (H/Ah)	1994	4,1	3,4	14,2	22,7	20,0	352	113	760	30	152	37,6
	2000	4,1	3,5	12,5	20,9	13,0	189	99,0	839	49	105	52,8
0- 5 cm	1994	3,7	3,3	4,3	19,6	21,0	155	57,0	176	30	111	16,5
	2000	3,9	3,4	3,9	25,8	11,0	86,0	38,0	110	30	95,2	11,9
5 - 10 cm	1988	4,0	3,5	0,56	10,4	17,0	45,0	17,0	52,0	8	72,5	8,1
	1994	4,1	3,6	1,1	15,3	15,0	79,0	26,0	79,0	31	75,2	12,1
	2000	4,1	3,6	1,7	21,4	10,0	43,0	20,0	14,0	20	67,9	5,7
10 - 30 cm	1988	4,5	3,9	0,45	12,5	15,0	75,0	110	235	7	57,3	40,8
	1994	4,8	4,1	0,44	12,6	15,0	121	98,0	538	35	66,4	58,2
	2000	3,6	3,8	0,42	11,4	9,0	59,0	34,0	95,0	28	44,6	22,3
30 - 60 cm	1988	5,2	4,0	0,23	7,5	19,0	198	257	1337	6	103	91,3
	1994	5,4	4,5	0,46	12,2	12,0	154	228	1334	39	96,8	93,3
	2000	5,2	3,9	0,27	10,0	8,0	127	231	1118	60	93,5	86,7
60 - 100 cm	1988	5,4	4,0	0,28	7,8	19,0	170	284	1676	4	117	95,1
	1994	5,6	4,7	0,46	12,7	15,0	152	244	1707	41	113	96,9
	2000	5,6	4,2	0,26	7,7	9,0	128	252	1697	75	109	97,7
100+ cm	1988	5,4	4,0	-	-	15,0	134	287	1662	3	86,7	95,7

minerálů z půdního substrátu probíhá i při nižším pH, tedy v jiných oblastech pufrace.

Oblast pufrace H⁺ iontů výměnou kationtů ze sorpčního komplexu půdy je spojena s pH v rozmezí ≤ 5,0 až > 4,2. Přitom probíhá zvětřování zbytků mřížek primárních silikátů za současného vzniku poly-

merních Al hydroxi-kationtů a jejich ukládání do mezivrstev jílových minerálů, což způsobuje snížení jejich kationtové výměnné kapacity a vytěšňování a vymývání bazických kationtů. Autoři uvádějí pufrací kapacitu těchto procesů 0,2 kmol H⁺.ha⁻¹.rok⁻¹.

Tab. 10c.Želivka - porost buku - vývoj pH, zásoby výměnných kationtů (v 1M NH₄Cl) a stupně nasycení sorpčního komplexu VŽelivka - beech stand - pH development, supply of exchangeable cations (in 1M NH₄Cl) and saturation degree of adsorption complex BS

Půda/Soil						ppm					mmol.kg ⁻¹	
Hloubka/Depth	Rok/Year	pH/H ₂ O	pH/KCl	Cox %	C/N	Na	K	Mg	Ca	P	T/CEC	V/BS%
H	1994	4,3	3,8	22,4	18,8	14,6	222	187	2475	46	204	71,1
	2001	5,1	4,2	21,8	16,9	8,3	391	230	3030	47	230	78,6
0 - 3 cm	1994	3,8	3,2	3,2	22,9	5,2	74,6	22,8	50,9	47	103	6,4
	2001	4,4	3,6	9,6	17,2	4,0	129	72,6	724	30	90,3	50,5
3 - 10 cm	1994	4,3	3,8	0,58	17,6	3,7	49,2	13,1	63,7	24	71,5	7,9
	2001	4,4	3,7	0,84	16,2	2,4	36,2	10,9	70,8	21	72,0	7,6
10 - 30 cm	1994	4,7	4,0	0,27	9,5	6,8	58,2	70,9	377	19	67,0	38,4
	2001	4,6	3,6	0,29	6,4	6,9	41,6	11,1	68	23	60,1	10,0
30 - 60 cm	1994	5,1	4,1	0,20	8,2	15,8	68,2	164	765	26	87,3	61,9
	2001	5,3	3,6	0,15	5,6	3,9	76,8	97,4	536	30	63,5	58,0
60 - 100 cm	1994	5,0	4,1	0,15	9,4	16,8	61,3	150	693	28	84,0	58,5
	2001	5,1	3,4	0,17	6,6	5,0	52,7	143	704	39	75,5	66,3
100 + cm	1994	4,8	4,0	0,23	8,5	13,2	46,9	183	616	31	93,4	50,9
	2001	5,1	-	0,19	10,0	5,9	45,0	144	670	40	77,6	60,2

Tab. 11.Třebotov - porost borovice - vývoj pH, zásoby výměnných kationtů (v 1M NH₄Cl) a stupně nasycení sorpčního komplexu VTřebotov - pine stand- pH development, supply of exchangeable cations (in 1M NH₄Cl) and saturation degree of adsorption complex BS

Půda/Soil						ppm					mmol.kg ⁻¹	
Hloubka/Depth	Rok/Year	pH/H ₂ O	pH/KCl	Cox %	C/N	Na	K	Mg	Ca	P	T/CEC	V/BS %
F	1991	4,7	4,2	25,7	24,3	12,4	390	267	4112	87	257	92,6
F (H)	1999	4,7	3,6	35,2	21,6	22,4	418	307	4925	76	333	87,7
0 - 5 cm	1991	4,8	4,4	5,6	13,3	5,1	144	74,5	1215	35	82,4	85,7
	1999	5,0	3,7	5,5	13,1	5,0	96	60,0	1051	35	82,1	73,2
5 - 20 cm	1991	4,6	4,0	2,1	17,3	7,7	96,7	43,3	689	22	94,3	43,4
	1999	4,7	3,4	1,7	12,8	5,5	82,5	45,0	706	29	83,9	44,0
20 - 40 cm	1991	5,3	4,8	0,93	12,2	9,9	132	96,5	3120	47	203	74,9
	1999	6,1	4,8	1,6	8,7	14,7	204	152	4202	98	240	94,1
40 - 70 cm	1991	8,0	7,2	0,89	13,3	9,3	110	85,3	6406	35	229	99,9
	1999	8,1	7,1	0,80	7,1	17,3	173	124	4932	33	262	99,9
70 - 80 cm	1991	8,4	7,7	0,71	13,9	7,8	82,3	67,9	5698	26	293	99,9
	1999	8,4	7,3	0,79	10,7	14,9	87,3	72,5	4146	23	216	99,9

Pufruční kapacita zajišťovaná uvolňováním Al³⁺ z komplexních hydroxidů Al je závislá na jejich množství v mezivrstvích jílových minerálů. Tyto procesy probíhají při pH v rozmezí ≤ 4,2 až > 3,8. Další pokles pH půdního prostředí (≤ 3,8 až > 3,2) umožňuje i uvolňování iontů Fe³⁺ z hydroxidů a jejich mobilizaci, kterou při vzniku pohyblivých humusových látek vyvolávají podzolizaci. Pufruční schopnost těchto procesů překračuje 2 kmol H⁺.ha⁻¹.rok⁻¹. Vysoké koncentrace Al³⁺ a Fe³⁺ iontů v půdním roztoku při nízké koncentraci Ca a Mg způsobuje poškození kořenů dřevin (ULRICH et al. 1981). Toto riziko se zvyšuje zejména při poměru mol Ca/mol Al < 0,5 a nízkém (< 15 %) stupni nasycení sorpčního komplexu půdy (CRONAN, CRIGAL 1995).

Na hodnocených plochách měly nejnížší hodnoty pH (H₂O) povrchové horizonty (A_{he}) půd na Vojířově (plocha ve smrku a ve smíše-

ném porostu), na Moldavě (plocha porost a seč), na Šerlichu (plocha ve smrku), ale i organominerální horizont v porostu smrku na Strouze. Rozmezí hodnot pH ≤ 3,8 až > 3,2 spadá do oblasti pufrace uvolňováním Fe³⁺ a Al³⁺ a odpovídá podzolizačnímu procesu.

V oblasti pufrace uvolňováním Al³⁺ (pH/H₂O ≤ 4,2 až 3,8) se pohybují půdní horizonty rhizosféry ploch na Vojířově, na Moldavě v porostu jeřábu v hloubce 20 až 40 cm, na seči v hloubce 10 až 20 cm, na ploše Šerlich smrk v hloubce 10 až 30 cm a v porostu buku v hloubce 0 - 10 cm. V porostu smrku na Zdíkově do této oblasti spadal jen horizont 0 - 10 cm, stejně tak i na ploše Želivka seč. Na ploše Želivka smrk dosahovala hloubka pufrace Al 0 až 30 cm.

V porostu smrku na ploše Strouha se pH půdy v oblasti pufrace Al projevovalo v horizontu 8 až 30 cm. V hlubších horizontech zmíněných

Tab. 12.

Depozice NH_4^+ a NO_3^- na výzkumných plochách Šerlich a Moldava a ztráty NO_3^- s vodou povrchových zdrojů
 Deposition of NH_4^+ and NO_3^- on experimental plots Šerlich and Moldava and NO_3^- losses with surface water

Plocha/Plot	Období let/Period	Depozice/Deposition						Ztráty s odtékající vodou/ Losses with runoff water
		kmol.ha ⁻¹ .rok ⁻¹ /year ⁻¹						
Šerlich	1988 - 1991	porost smrku (II)*/ spruce stand		porost smrku (III)**/ spruce stand		porost buku/ beech stand		potok/stream
		NH ₄ ⁺	NO ₃ ⁻	NH ₄ ⁺	NO ₃ ⁻	NH ₄ ⁺	NO ₃ ⁻	NO ₃ ⁻
		1,07	0,92	2,36	1,53	1,26	0,70	1,58
	1992 - 1997	0,68	0,40	1,67	0,78	0,50	0,51	1,04
		seč/cutting		porost jeřábu/ rowan stand				
Moldava	1990 - 1993	0,75	0,47	0,77	0,61			
	1994 - 1999	0,46	0,49	0,49	0,49	0,76		
	2000 - 2002	0,32	0,3	0,39	0,52	0,86		

* v roce 2000 věk 42 let/in 2000 age 42 years; ** v roce 2000 věk 132 let/in 2000 age 132 years

sledovaných půd i u podzolů, s výjimkou ploch na Vojířově, je pH v oblasti pufrace protonů výměnou kationtů ($> 4,2$ až 5). V porostu buku na ploše Kamýk a pod porostem borovice na Třebotově bylo stanoveno pH (H_2O) $> 4,2$ i v povrchových horizontech.

Pufrace protonů zajišťovaná pouze zvětráváním silikátů (> 5 až 6,3) probíhala na plochách Strouha a Kamýk až ve spodní části půdního profilu, na plochách Šerlich v horizontech B/C II hlouběji než 80 cm, na ploše Želivka smrk (I) hlouběji než 70 cm a na plochách Želivka seč (III) a Želivka buk (V) hlouběji než 30 cm.

V půdách pod porostem borovice na Třebotově dosahovalo pH této oblasti pufrace v horizontu 20 až 40 cm. V hlubší části tohoto profilu s pH $> 6,3$ probíhala neutralizace H^+ iontů rozpouštěním CaCO_3 . Půda ploch Moldava a Zdíkov nedosahovala pH $> 5,0$ ani v hloubce 100 cm.

Nízká pufrací schopnost půd na plochách Vojířov, s pH (H_2O) v oblasti uvolňování Al^{3+} , je ovlivněna půdním substrátem z eolického písku a projevuje se i ve vodě pramene vyvěrajícího pod plochami. V letech 1996 až 2003 se pohybovala průměrné roční pH jeho vody mezi 4,65 (1996) až 5,40 (2000) a ve stejných letech dosahovaly i krajních hodnot průměrné roční koncentrace Al 1,85 mg.l⁻¹ v roce 1996 a 0,29 mg.l⁻¹ v roce 2000. Vysoké koncentrace Al ve vodě pramene zůstaly zachovány i po roce 2000, kdy se roční průměrné pH pohybovalo okolo hodnoty 5,0 (LOCHMAN et al. 2005).

Půdní procesy, při nichž je do půdního roztoku uvolňován Al^{3+} , probíhají v rhizosférických horizontech půd na plochách s podzolovými půdami, ale i v povrchových horizontech dystrických kambizemí s pH (H_2O) $\leq 4,2$. Na plochách, kde byla zachycována a analyzována půdní voda, dosahovaly jeho průměrné koncentrace jednotek mg.l⁻¹. Epizodní koncentrace však mohou překračovat 10 mg.l⁻¹ a poměry mol Ca/mol Al klesat pod 0,3. (LOCHMAN 1995, 1996a,b, LOCHMAN et al. 2004).

Nejvyšší koncentrace Al v půdní vodě byly stanoveny na ploše s porostem smrku na Moldavě v roce 1978, kdy překračovaly 20 mg.l⁻¹ a poměry mol Ca/mol Al v minerální půdě poklesly pod 0,5. (LOCHMAN 1983, 1985).

V půdní spodině a ve zvětralinovém plášti na sledovaných povodích, s výjimkou Vojířova, probíhá tvorba nerozpustných sloučenin Al, takže ani na povodí ploch u Moldavy a na Šerlichu nebyly v druhé polovině 90. let a po roce 2000 koncentrace Al ve vodě povrchových zdrojů vyšší než 0,1 mg.l⁻¹ (LOCHMAN et al. 2005).

Vedle přímého vstupu protonů do půdy mohou být příčinou okyselování půdního prostředí vysoké spady sloučenin dusíku. S uvolňováním protonů a okyselování půdy je spojen příjem iontů NH_4^+ z depozice kořeny rostlin a také jejich oxidace v nitrifikačním procesu (KHANNA, ULRICH 1985, ULRICH et al. 1981). Nejsou-li tyto nitráty (NO_3^-) spotřebovány vegetací, kdy dochází opět ke spotřebě protonů a jsou-li vymývány, pak je narušena jejich bilanční rovnováha a půdní prostředí je okyselováno. Tyto procesy probíhají především v horských lesích (plochy Šerlich a Moldava), kde spolu s vysokými spady dusíku existuje promyšlený režim půd (tab. 12). Spad sloučenin dusíku se v 90. letech snižoval, ale stále převyšoval jeho spotřebu biocenózou, která je odhadována na 10 kg N.ha⁻¹.rok (MATZNER et al. 1997, ROTHE et al. 1998, ULRICH 1993). K obdobnému závěru dospělo i bilancování N na větší části povodí sledovaných VÚLHM.

V hodnocených půdách výzkumných ploch probíhalo i v 90. letech minulého století podstatné snižování zásoby kationtů Ca, Mg a K ve svrchní části rhizosféry v porostech smrku a buku u kambizemí a u podzolů a kryptopodzolů i v hlubší části rhizosféry, v oblasti pufrace protonů výměnou kationtů.

V půdách s vysokou dynamikou rozpustných sloučenin Al s půdní vodou zjišťovanou zejména v uplynulých desetiletích (plochy v oblasti Moldavy) se mezi roky 1994 až 2003 podstatně zvýšilo množství Al ve výluzech půdy 1 NH_4Cl , takže ovlivnilo nárůst její celkové výměnné sorpční kapacity.

Sorpční kapacita půdy závisí na přítomnosti humusových látek v organominerálním horizontu nebo i v hlubších horizontech (u humusových podzolů). V minerální půdě jsou sorbentem kationtů především jílové minerály (jíl).

Na hodnocených plochách byly stanoveny největší sorpční kapacity (> 200 mmol.ha⁻¹) v humusových horizontech (H) pokryvného humusu a v minerální půdě v hloubce 20 až 80 cm, v porostu borovice na Třebotově. Nižší hodnoty kationtové výměnné kapacity ($> 100 - 200$ mmol.kg⁻¹) dosahovala půda v organominerálních horizontech (A) ploch na Moldavě, na Zdíkově a na Želivce. Zde na ploše Želivka seč překračuje kapacitu 100 mmol.kg⁻¹ i půda v hloubce 60 až 100 cm díky akumulaci jílu. Nejnížší hodnoty mají hlubší horizonty písčitých půd na Vojířově (< 10 mmol.kg⁻¹). Nasycení sorpčního komplexu půdy bázemi v minerální části podzolů a kryptopodzolů a v povrchových

horizontech minerální půdy dystrických kambizemí nedosahovalo 15 %. Této hodnotě odpovídá i zjištěná nízká zásoba bazických kationtů Ca, K, Mg, kolísající v závislosti na celkové sorpční kapacitě.

Příčinu relativně rychlého vymývání bází při pH (H_2O) půdního prostředí mezi 4,2 až 5,0 vysvětluje RABEN et al. 2000. Zvětráváním silikátů a uvolňováním Al^{3+} z vazeb v primárních minerálech se zesiluje vytěsňování bazických kationtů jílových minerálů a tím další pokles pH (H_2O) na $\leq 4,2$ umožňuje uvolnění Al^{3+} z oxidů.

PAHLKE 1992, RABEN et al. 2000, ULRICH, PUHE 1994, WOLFF, RIECK 1999 uvádějí, že v lesních půdách SRN jsou podmínky pro pufraci protonů výměnou kationtů jen zřídka vlivem dlouholetého působení kyselých spadů.

Za kritickou hranici pro zvýšení koncentrací Al^{3+} v půdním roztoku považují REUSS (1983) a REUSS a JOHNSON (1996) nasycení sorpčního komplexu půdy na 15 %. Podle RABENA et al. (1996) mají lesní půdy ve spolkové zemi Sasko, vzniklé na rule, fylitu, žule a pískovcích, v hlavní kořenové zóně stupeň nasycení sorpčního komplexu jen 10 až 15 %. Pro saské lesní ekosystémy platí, že v nich velkoplošně, nezávisle na substrátu, proběhla nivelizace chemismu půd na nízké úrovni nasycení. Obdobný záběr platí i pro lesní půdy celé SRN (WOLFF, RIECK 1999).

Na plochách monitoringu ICP Forests v ČR to platí pro půdy ve skupině „kyselých kambizemí“ a podzolů (FABIÁNEK et al. 2004). U „bohatých kambizemí“ a pseudoglejů je i ve svrchních půdních horizontech rozdílná zásoba výměnných kationtů, rozdílný stupeň nasycení sorpčního komplexu a především velikost sorpční kapacity, která též zmíněné parametry ovlivňuje.

Závěr

V 90. letech minulého století se v lesních ekosystémech sledovaných ploch podstatně snížila depozice protonů (H^+), síranů (S/SO_4^{2-}) a i dalších aniontů silných kyselin (Cl^- , F^-), zejména v jehličnatých porostech (ve smrku). Ze sloučenin dusíku poklesl především spád NH_4^+ , změny u NO_3^- nebyly jednoznačné. Snížil se i spád bazických kationtů (Ca, K, Mg). Aktivní pH půdy se na hodnocených plochách mírně zvyšovalo. Zásoba výměnných kationtů Ca, Mg, K v podzolových půdách horských oblastí pod lesními porosty v 90. letech 20. století klesala (plochy Šerlich, Moldava, Zdíkov) a je nízká. Snižování zásoby bazických kationtů v sorpčním komplexu probíhalo i v povrchových horizontech minerální půdy u kambizemí (Želivka, Strouha, Kamýk) a existují zde jejich nízké zásoby. Nízké zásoby kationtů v půdních profilech podzolů (kryptopodzolů) a v povrchových horizontech kambizemí odpovídají nízkému stupni nasycení sorpčního komplexu půdy ($V < 10 \%$).

U luviských kambizemí proběhl nárůst zásoby bazických kationtů v hloubce od 40 cm, u dystrických kambizemí i ve větší hloubce. V humózních horizontech půd na plochách v nižších vegetačních stupních se nasycení sorpčního komplexu bázemi zvýšilo.

Zásadní význam vlivu půdního substrátu na chemismus půdy je zřejmý z porovnání údajů o půdách ploch na Vojířově a na Třebotově, kde v porostu borovice proběhlo jen mírné okyselení na povrchu půdního profilu. Naproti tomu oligotrofní humusový podzol a podloží z písku nejsou schopny ve větší míře pufrovat protony v odtékající vodě do zdrojů.

Ztráty Ca, K a Mg ve svrchní části rhizosféry jsou způsobeny i nutričními nároky lesních porostů.

S ohledem na současný stav a vývoj zásoby bazických kationtů a jejího rozložení v půdě je při přítomnosti zóny jejich akumulace

zapotřebí v horizontech se zvětralinou minerálních minerálů preferovat dřeviny s hlubším kořenovým systémem, který může účinně (v potřebném množství) odčerpávat tyto prvky z půdní spodiny (zóny akumulace). V hlubší části profilu lze počítat s uvolňováním živin při jejich zvětrávání (zóny zvětrávání).

Dalším opatřením pro stabilizaci výživy a zdravotního stavu porostů je i podpora rozkladných procesů způsobujících uvolňování kationtů z materiálu pokryvného humusu. Udržení nebo zvýšení koncentrací (Ca, Mg) v půdním roztoku při poklesu jejich depozice nemá význam jen pro jejich příjem dřevinami, ale též pro omezení škodlivého působení iontů Al^{3+} (Fe^{3+}) na kořenové systémy, zejména u listnáčů. Nebezpečí uvolňování iontů těchto kovů do půdní vody je reálné v oblasti pufrace protonů při pH (H_2O) $\leq 4,2$. Takovéto pH zasahuje na sledovaných plochách buď menší nebo větší část půdního profilu v porostech smrku.

Poznámka:

Příspěvek byl zpracován v rámci řešení výzkumného záměru MZE č. 0002070201 „Stabilizace funkcí lesa v biotopech narušených antropogenní činností v měnících se podmínkách prostředí“.

Literatura

- BALCAR, V., PODRÁZSKÝ, V., LOMSKÝ, B.: Příčiny poškození lesních ekosystémů a prognóza jejich dalšího vývoje včetně návrhu následných opatření v oblastech pod dlouhodobou imisní zátěží. Závěrečná zpráva projektu č. VaV/620/1/99. Jíloviště-Strnady, VÚLHM 2000. 77 s.
- BREDMAYER, M., ULRICH, B.: Depositionsbedingte und ökosysteminterne Anteile der Säurebelastung von Waldböden. AFZ, 11, 1989, s. 256-260.
- BUBERL, H. G., VON WILPERT, K., TREFFZ-MALCHER, G., HILDEBRAND, E. E., VON WIEBEL, M.: Der chemische Zustand von Waldböden in Baden-Württemberg. Ergebnisse der Bodenzustandserhebung im Wald 1989-92 (BZE). Mitteilungen der Forstlichen Versuchs- und Forschungsanstalt Baden-Württemberg, 1994, H. 182.
- CRONAN, C. S., CRIGAL, D. F.: Use of calcium/aluminium ratio as indicators of stress in forest ecosystems. J. Envir. Qual., 24, 1995, s. 209-226.
- FABIÁNEK, P. et al.: Monitoring stavu lesa v České republice 1984 – 2003. [Forest Condition Monitoring in the Czech Republic.] 2004, 430 s.
- FERRIER, R. C., JENKINS, A., WRIGHT, R. F., SCHÖPP, W., BARTH, H.: Assessment of recovery of European surface waters from acidification 1970 - 2000: An introduction to the Special Issue. Hydrol. Earth Syst. Sci., 5, 2001. č. 3, s. 274-282.
- HILDEBRAND, E. E.: Zustand und Entwicklung der Austauschereigenschaften von Mineralböden aus Standorten mit erkrankten Waldbeständen. Forstw. Cbl., 105, 1986, č. 1, s. 60-76.
- KHANNA, P. K., ULRICH, B.: Processes associated with acidification of soils and their influence on the stability of spruce stands in Solling area. In: Proc. Symp. Air Pollution and Stability of Coniferous Forest Ecosystems. Ostravice, October 1-5, 1984. Brno, Fac. Forestry, Agric. Univ. 1985, s. 23-26.
- KLIMO, E., KULHAVÝ, J.: Acidification of forest soils in region of Moravskoslezské Beskydy mountains. In: Proc. Symp. Air Pollution and Stability of Coniferous Forest Ecosystems, Ostravice, October 1-5, 1984. Brno, Fac. Forestry, Agric. Univ. 1985, s. 93-98.
- KLIMO, E., KULHAVÝ, J.: Stav půdy a výživy lesních porostů v různých přírodních podmínkách Moravskoslezských Beskyd. Vliv imisí na lesy

- a lesní hospodářství Beskyd. Zpravodaj Beskydy, 8, 1996, s. 111-116. ISBN 80-7157.
- LOCHMAN, V.: The influence of enriching the spruce ecosystems from atmosphere on the element dynamics in the soil. Comm. Inst. For. Čechoslov., 13, 1983, s. 171-191.
- LOCHMAN, V.: The effect of element dynamics in precipitation and gravitational soil water on the development of principal production characteristic of forest soils. Comm. Inst. For. Čechoslov., 14, 1985, s. 147-172.
- LOCHMAN, V.: Vliv imisních spadů do lesních ekosystémů u Moldavy v Krušných horách na chemismus vody odtékající do zdrojů. Lesnictví-Forestry, 42, 1996a, č. 10, s. 437-448.
- LOCHMAN, V.: Vývoj chemismu vody v lesních ekosystémech u Nové Vsi v Horách (Krušné hory). Práce VÚLHM, 81, 1996b, s. 57-73.
- LOCHMAN, V.: Vývoj zatížení lesních ekosystémů na povodí Pekelského potoka (objekt Želivka) a jeho vliv na změny v půdě a ve vodě povrchového zdroje. Lesnictví-Forestry, 43, 1997, č. 12, s. 529-546.
- LOCHMAN, V., BÍBA, M., FADRHOŇSOVÁ, V.: Influence of changes of air pollution load of forests on chemistry of water running off the catchments. Comm. Inst. For. Bohemicae, 23, 2005, v tisku.
- LOCHMAN, V., MAREŠ, V., FADRHOŇSOVÁ, V.: Development of air pollutant deposition, soil water chemistry and soil on Šerlich research plots, and their chemistry in a surface water source. Jour. For. Sci., 50, 2004, č. 6, s. 263-283.
- LOCHMAN, V., ŠEBKOVÁ, V.: The development of air pollutant depositions and soil chemistry on the research plots in the eastern part of the Ore Mts. Lesnictví-Forestry, 44, 1998, č. 12, s. 549-560.
- MATZNER, E., GROSHOLZ, C.: Beziehung zwischen NO_3^- Austrägen, C/N-Verhältnissen der Auflage und N-Einträgen in Fichtenwald (*Picea abies* [L.] KARST.) – Ökosystemen Mitteleuropas. Forstwiss. Cbl., 116, 1997, s. 39-44.
- MUTSCH, F.: Österreichische Waldboden – Zustandsinventur. Teil IV: Lithogene Hauptnährstoffe. Mitteilungen der Forstlichen-Bundesversuchsanstalt Wien, H. 168, Band I, 1992, s. 59-88.
- PAHLKE, U.: 1992. Langzeitentwicklung chemischer Bodeneigenschaften in säurebelasteten Waldstandorten Nordrhein-Westfalen. Ergebnisse einer dreifachen Bodeninventur. Forschungsberichte zum Forschungsprogramm des Landes Nordrhein-Westfalen „Luftverunreinigungen und Waldschäden“, 1992, č. 20, 143 s.
- RABEN, G., ANDREAE, H., LEUBE, F.: Schadstoffbelastungen in sächsischen Waldökosystemen. AFZ/Der Wald, 22, 1996, s. 1244-1248.
- RABEN, G., ANDREAE, H., KARST, H., SYMOSSEK, F., LEUBE, F.: Bodenzustandserhebung (BZE) in den sächsischen Wäldern (1992 - 1997). Schriftenreihe der Sächsischen Landesanstalt für Forsten Graupa, 2000, č. 20, 200 s.
- REHFUESS, K. E.: Anthropogene Veränderungen von Waldböden – Folgerungen für die Bewirtschaftung. Forst u. Holz, 55, 2000, s. 3-8.
- REUSS, J.: J. Environm. Qual., 12, 1983, s. 591-595. In: Raben, G. et al. Bodenzustandserhebung (BZE) in den sächsischen Wäldern (1992-1997). Schriftenreihe der Sächsischen Landesanstalt f. Forsten, Graupa, 2000, H. 20.
- REUSS, J., JOHNSON, D. W.: Acid Deposition and the Acidification of Soils and Waters. Ecol. Studies 59, Springer Verlag 1986. 119 s.
- ROTHE, A., KÖLLING, CH., MORITZ, K.: Waldbewirtschaftung und Grundwasserschutz. AFZ/Der Wald, 6, 1998, s. 291-295.
- Standardní operační postupy podle Manuálu ICP Forests pro analýzy půd: www.icp-forests.org/pdf/manual_3a.pdf; pro analýzy vod: www.icp-forests.org/pdf/chapt6-compl2004.pdf
- ULRICH, B.: Ökologische Gruppierung von Böden nach ihrem chemischen Bodenzustand. Z. Pflanzenemähr. Bodenkd., 144, 1981, s. 289-305.
- ULRICH, B.: Gefahren für saure Niederschläge. Immissionsbelastungen von Waldökosystemen. Sonderheft der Mitteilungen. Erweiterte Neuauflage. Landesanstalt für Ökologie, Landschaftsentwicklung und Forstplanung Nordrhein-Westfalen, 1983, s. 9-25.
- ULRICH, B.: 25 Jahre Ökosystem und Waldschadensforschung im Solling. Forstarchiv, 64, 1993, 147-152.
- ULRICH, B., MAYER, R., KHANNA, P. K.: Deposition von Luftverunreinigungen und ihre Auswirkungen in Waldökosystemen im Solling. Schriften Forstl. Univ. Göttingen, 58, 1981. 391 s.
- ULRICH, B., MAYER, H., JANICH, K., BÜTTNER, G.: Basenverluste in den Böden von Haimsimsen-Buchenwäldern in Südniedersachsen zwischen 1954 und 1986. Forst. u. Holz, 44, 1989, s. 251-253.
- ULRICH, B., PUHE, J.: Auswirkungen der zukünftigen Klimaveränderung auf mitteleuropäische Waldökosysteme und deren Rückkopplung auf den Treibhauseffekt. Enquete-Kommission „Schutz der Erdatmosphäre“ des deutschen Bundestages (Hrsg.). Studienprogramm Bd. 2 Wälder. Bonn, Economia Verlag 1994. In: Raben, G. et al. 2000.
- VACEK, S., HANIŠ, J., MINX, A., FIŠERA, J., PODRÁZSKÝ, V., BALCAR, V.: Vývoj poškození lesních ekosystémů Orlických hor. In: Sborník ze semináře Lesnické hospodaření v imisní oblasti Orlických hor. Opočno 31. 8. - 1. 9. 2000. Jiloviště-Strnady, VÚLHM 2000, s. 39-64.
- VACEK, S., PODRÁZSKÝ, V.: Změny chemismu v lesních půdách Krkonoš. Zprávy les. výzk., 39, 1994, č. 4, s. 51-52.
- VEERHOFF, M., ROSCHER, S., BRÜMMER, G.: Ausmass und ökologische Gefahren der Versauerung von Böden unter Wald. Forschungsbericht 10702004/14. Berichte Bundesumweltamt, 1996, č. 1. In: Raben, G. et al. 2000.
- WOLFF, B., RIEK, W.: Deutscher Waldbodenbericht 1996. Band 1. 2. Auflage. Bonn, Bundesministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten (Hrsg.) 1999. 141 s.
- WRIGHT, R. F., ALEWELL, C., CULLEN, J. M., EVANS, C. D., MARCHETTO, A., MOLDAN, F., PRECHTEL, A., ROGORA, M.: Trends in nitrogen deposition and leaching in acid-sensitive streams in Europe. Hydrol. Earth Syst. Sci., 5, 2001, s. 299-310.
- Znečištění ovzduší na území České republiky v roce 1999. Ročenka ČHMÚ. Praha, Český hydrometeorologický ústav 2000. 198 s. ISBN 80-85 813-77-7.
- Znečištění ovzduší na území České republiky v roce 2002. Ročenka ČHMÚ. Praha, Český hydrometeorologický ústav 2003. 158 s. ISBN 80-86690-07-5.

Development of soil chemistry on FGMRI research plots during reduction of air pollution fallout

Summary

This work evaluates main chemical properties of soil on the FGMRI plots in the 1990s involving investigation of substances deposition in forest ecosystems and with precipitation. The plots observed were spruce and beech stands in Šerlich (the Orlické Mts.), clearcut and young rowan stand at Moldava (the Krušné Mts.), spruce stand at Zdíkov (the Šumava Mts. foothills) spruce stand and young beech stand at Želivka. In southern Bohemia soil development was observed under the mature spruce and beech at Vojířov (Jidřichohradecko region), in beech stand on the plot Kamýk and in spruce stand on the plot Strouha (surrounding of Temelín). The plot Třebotov with young pine stand lies on the north-eastern margin of the Czech Karst.

The period of the 1990s was characterized by significant lower drop of acid substances, mainly compounds of sulphur (SO_4^{2-}) and fluorine as well as of hydrogen ions (protons). Deposition of nitrogen compounds decreased a little. In the late 1990s also the significant reduction in fallout of calcium and magnesium occurred together with other elements transferred by solid parts (by dust and ash). This was oft the reason of enhancement of precipitation acidity caught in open air or in deciduous tree species.

In the 1990s the substantial reduction of supply with exchangeable cations Ca, Mg and K in the upper layer of rhizosphere was ongoing in coniferous and beech stands, in the deeper layer of rhizosphere at Podzols as well. In humus horizons (O) and organomineral horizons (A) of soils the supply of exchangeable cations was increasing together with saturation of adsorption complex (BS) and soil pH.

Low supplies of cations in soil profiles of Podzols and surface mineral horizons of Cambisols correspond with low saturation of adsorption complex $\text{BS} < 10\%$.

Supply of basic cations in Luvic Cambisols increases in the depth of 40 cm, in Dystric Cambisols in the deeper layer.

The principal influence on development of soil chemistry has chemistry of soil substrate (parent rock). Humus Podzols on plots Vojířov, developed on Eolic sandstone, has the lowest pH and nutrient supply. The highest pH and cations supply are on Cambisols at Třebotov that originated from limestone with loess cover.

Losses of Ca, K, Mg in the upper part of rhizosphere are caused by nutrient demands of vital or revitalized forest stands. In the mountainous areas (the Krušné Mts., Orlické Mts.) with high deposition of nitrogen compounds acidification of soil environment is caused by nitrification of ammonium ions. During these processes protons production (H^+) can exceed their direct fallout with precipitation. In case of their removal (NO_3^-) during the leaching water regime of mountainous soils the balance of production and proton consumption is disturbed.

With regard to volume and distribution of supply of accessible cations and phosphorus, tree species with deeper root system are needed to prefer for regeneration and tending of stands because this root system is able to take these elements from the accumulation layer and also to acquire nutrients leached during weathering of primary minerals.

Recenzenti: Prof. Ing. J. Kulhavý, CSc.

Prof. Ing. V. Podrázský, CSc.

VÝZKUM VYUŽITÍ BAKULOVIRŮ V PREVENTIVNÍ OCHRANĚ LESA PŘED BEKYNÍ MNIŠKOU (*LYMANTRIA MONACHA* L.)

Research of using baculoviruses in forest protection against *Lymantria monacha* L.

Abstract

In 1998 - 2002 using indirect methods proved possibility to transmit the baculovirus (LymoNPV) installed in the GWP powder vehicle into BIOLATRAP- γ 1 or BIOLATRAP- γ 3 pheromone traps from the traps to male specimens of *Lymantria monacha* L. When testing the method we achieved a 12%, 38% and 60% contamination of the males. Due to the very low population density of the pest on the experimental sites further transmission of the baculovirus to females and caterpillars was not possible to prove. The effect on the health condition of the pest population could not be unequivocally assessed because the experiments were conducted only with fluorescence pigments; only in 2001 the mixture contained the active virus component – 1.001×10^8 PIB LymoNPV/g. Considering the relationship and similar results of model experiments, which were conducted with both species (*Lymantria dispar* and *Lymantria monacha*) a similar positive result as that achieved with *Lymantria dispar* (PULTAR, ŠVESTKA 2002, PULTAR, TONKA, ŠVESTKA 2005) can be expected also with *Lymantria monacha*. It would be desirable to carry out further pilot trials in the locality where mass outbreak of *Lymantria monacha* is expected.

Klíčová slova: ochrana lesa, využití bakulovirů, bekyně mniška, *Lymantria monacha* L.

Key words: forest protection, use of baculoviruses, *Lymantria monacha* L.

Úvod

Základním cílem předmětného výzkumu bylo zvyšování role biopreparátů v rámci opatření ochrany lesa, tj. ekologizace obranných opatření v lesích a zmírnění negativních dopadů stávajících obranných opatření na přírodní prostředí. Konkrétně se jedná o náhradu chemických insekticidů virovým biopreparátem při bodové aplikaci ve feromonových lapačích za účelem regulace populační hustoty bekyně mnišky (*Lymantria monacha* L.). Vývoj virových preparátů v ČR umožňuje zvládnutí technologie jejich laboratorní produkce v biolaboratoři ZD Chelčice.

Snaha o využití virových preparátů v ochraně lesa vychází ze specifického selektivního účinku bakulovirů na určitý druh hmyzu (škůdce) a neškodnosti pro přirozené nepřátele (parazitoidy a predátory), což odpovídá požadavkům integrované ochrany. V úvahu je třeba vzít mechanismus působení, v jehož důsledku je účinek pomalejší a také vliv vnějších biotických i abiotických faktorů, které mohou výrazně ovlivnit účinnost a perzistenci virových preparátů. Tomu je třeba přizpůsobit taktiku a strategii jejich použití v rámci integrované ochrany. Předpokladem praktického využití virových preparátů je jejich registrace a produkce. Dosud bylo pro lesní hospodářství registrováno v 6 zemích 11 virových preparátů, z toho v ČR dva preparáty. Cílem předmětného výzkumu bylo připravit podmínky pro vypracování postupu preventivní aplikace virového preparátu proti *Lymantria monacha*.

Přehled literatury

V průběhu 90. let vzrostla roční světová spotřeba biopreparátů z částky 122 milionů na 380 milionů dolarů a z toho podíl virových preparátů vzrostl ze 3 milionů na 6 milionů dolarů (HUNTER-FUJITA et al. 1998). Virový preparát proti bekyni mnišce dosud není v žádné zemi registrován. Zkoušky využití bakuloviru působícího jadernou polyedrii housenek bekyně mnišky probíhaly na různé úrovni již od konce předminulého století, a to např. v Německu (1892), také v českých zemích v období mniškové kalamity 1917 - 1927, v Dánsku (1971 - 1974) a v Polsku (SKRZECZ 2000). Ve zkouškách uskutečněných v Dánsku v letech 1973/74 (ZETHNER 1976) byl po aplikaci virového preparátu

v dávkách 8×10^{10} a 8×10^{11} PIB/ha vrtulníkem dosažen účinek 90 % v porostech s jedlím, smrkem a borovicí. Hynutí housenek nastalo s časovým odstupem, takže při gradaci došlo ještě k silné defoliaci a ochrana se plně projevila až v následujícím roce. Výzkum uskutečněný v Polsku (GŁOWACKA-PILOT 1983) s laboratorním vzorkem virového preparátu aplikovaným v dávce 3×10^{12} PIB/ha prokázal účinnost 82 % ve smrkových porostech a 32 až 68 % v borových porostech. Housenky bekyně mnišky pokračovaly ještě určitou dobu v žíru zejména na borovici, kde je snížený účinek připisován působení určitých látek v jehlicích, které negativně ovlivňují rozvoj virové infekce. Polní zkoušky biopreparátu BIOLAVIRUS-LM v borových porostech v Polsku (2000, nepublikováno) skončily neúspěšně, v rozporu s účinností preparátu v laboratorních pokusech. Zkoušky byly provedeny letecky, dávkou 28×10^{11} PIB/ha s použitím adjuvans (DEDAL 90 EC). Při stanovení vhodné dávky virového preparátu proti bekyni mnišce je možno do určité míry vycházet z dosavadních poznatků o dávkách používaných proti bekyni velkohlavé v USA a Kanadě, dále z poznatků získaných v Dánsku a Polsku a postupně dávkování zpřesňovat podle vlastních výsledků. Možnost využití postupu preventivní bodové aplikace virového preparátu proti *Lymantria dispar* byl předmětem výzkumu v ČR v letech 1998 až 2003 (PULTAR, ŠVESTKA 2000, 2002, PULTAR, ŠVESTKA, HRDÝ 2005). U tohoto druhu bylo během zkoušek dosaženo při použití 8 lapačů/ha kontaminace 17 – 40 % a při ověřovacích poloprovozních zkouškách 44 – 52 % v průměru za celé období rojení motýlů. Účinnost přenosu patogena z lapáků na samečky byla závislá na populační hustotě motýlů, typu lapače, typu feromonového odporníku, resp. kvalitě feromonu i formulace kontaminačního nosiče patogenů. Při vyšší počtu lapáků (16 ks/ha) se projevila konkurence mezi feromony v kontaminačních a monitorovacích lapačích, která ztěžovala hodnocení, pokud byl použit stejný feromon. Pro nízkou populační hustotu bekyně po celou dobu pokusů nebylo možné vyhodnotit přímo účinnost metody odpočty vajecných snůšek nebo housenek, nicméně při krátkodobé expozici panenských samic z laboratorních chovů na pokusných plochách byl patogen kontaminovanými samečkami přenesen na 6 – 11 % samic. V letech 2003 - 2004 proběhlo poloprovozní ověřování metody ve Vrbici, kde se vyskytla bekyně velkohlavá ve škodlivém množství (PULTAR, TONKA,

Tab. 1.Srovnání odchytů samců *L. monacha* podle typu odparníku na lokalitě Hl. Mašůvky 2002Comparison of catches of *L. monacha* males according to the dispenser type on locality Hl. Mašůvky 2002

Typ odparníku/ Dispenser type	Datum odběru/Date of sampling						Celkem motýlů/ Butterflies tot.	Motýlů na lapač/ Butterflies on trap	Podíl v %/ Propor. in %
	20. 6.	1. 7.	12. 7.	22. 7.	29. 7.	5. 8.			
W/LD	0	24	14	15	2	0	55	14	45
W/LM	1	31	15	5	1	0	53	13	43
Biolatrap LMD 100	0	10	1	1	0	0	12	3	10
Biolatrap LMD 200	0	0	0	2	0	0	2	1	2
Celkem/Totally	1	65	30	23	3	0	122	8	100

ŠVESTKA 2005). Dvouletá aplikace metody zastavila gradaci škůdce při aplikaci na ploše ve stadiu progradace, zatímco plocha ve stadiu erupce musela být ošetřena leteckým postřikem pro nedostatečnou účinnost.



Foto 1.
Kontaminační lapač BIOLATRAP-γ1
Contamination trap BIOLATRAP-γ1



Foto 2.
Kontaminační lapač BIOLATRAP-γ3
Contamination trap BIOLATRAP-γ3

Bohužel i první ze zmíněných ploch byla v rámci ochrany okolních ploch v roce 2005 letecky ošetřena, takže nebylo možné dokončit hodnocení v roce, kdy se předpokládala deprese populace škůdce, podmíněná cílenou kontaminací virem.

Řešené otázky

S ohledem na cíl výzkumu, tj. kontaminaci populace bekyně mnišky bodovou aplikací virového preparátu v lesních porostech ve feromonových lapačích, byla v letech 2000 - 2002 (některá hodnocení probíhala již v letech 1998 – 1999) uskutečněna následující výzkumná šetření:

1. Zhodnocení účinnosti různých feromonových odparníků při lákání samečků bekyně mnišky do feromonových lapačů
2. Porovnání vhodnosti různých typů feromonových lapačů pro bodovou kontaminaci motýlů bekyně mnišky virovým preparátem
3. Zhodnocení stupně kontaminace samečků bekyně mnišky pomocí feromonových odparníků a lapačů v terénních podmínkách

Materiál a metodika

a) Srovnání účinnosti feromonových odparníků

Výzkum účinnosti různých feromonových odparníků při lákání samečků bekyně mnišky do feromonových lapačů typu BIOLATRAP-γ1 proběhl na lokalitě Hluboké Mašůvky v roce 2002 (LS Znojmo, porost ve stáří 40 let, zastoupení dřevin dub 95 %, borovice 5 %, nadmořská výška 335 m). Do pokusu byly zařazeny čtyři typy odparníků (každý ve čtyřech opakováních). Jednalo se o odparníky:

- Biolatrap LMD 100 (Biola Chelčice, 100 µg dispartluru)
- Biolatrap LMD 200 (Biola Chelčice, 200 µg dispartluru)
- W/LD (LYDI, Pherobank, Holandsko, složení neznámé)
- W/LM (LYMO, Pherobank, Holandsko, složení neznámé)

V průběhu rojení motýlů *Lymantria monacha* od poloviny června do konce července byli v cca 10denních intervalech z lapačů odebírání zachycení motýli a počet zaznamenán. Vrchol rojení nastal na přelomu června a července. Schéma pokusu je znázorněno na obr. 1.

b) Srovnání účinnosti feromonových lapačů

Výzkum účinnosti různých feromonových lapačů při odchytu samců *Lymantria monacha* probíhal v letech 2000, 2001 a 2002 na lokalitě Moravské Budějovice a v roce 2002 na lokalitě Hluboké Mašůvky.

1. Moravské Budějovice (revír Budkov, LS Telč, porost ve stáří 45 let, se zastoupením dřevin smrk 97 %, buk a jasan 3 %, nadmoř-



Foto 3.
Kontaminační lapač BIOLATRAP-delta
Contamination trap BIOLATRAP-delta



Foto 4.
Monitorovací lapač
Monitoring trap



Foto 5.
Monitorovací lapač s lepkovou vložkou při kontrole
Monitoring trap with sticky ring during control

ská výška 480 m). Do pokusu byly zařazeny tři typy lapačů ve čtyřech opakováních. Jednalo se o horizontální cylindrický lapač – BIOLATRAP-γ1, vertikální cylindrický lapač – BIOLATRAP-γ2 (v roce 2002 konstrukčně upravený pro potřeby kontaminace na typ BIOLATRAP-γ3) a standardní delta lapač (Biolatrap-delta). Všechny lapače byly opatřeny lepkovou vložkou a feromonovým odparníkem Biolatrap LMD (100 μg disparluru). V průběhu rojení motýlů *Lymantria monacha* v červenci, srpnu a počátkem září byli v 5 - 10denních intervalech z lapačů odebírání zachycení motýli a zaznamenáván jejich počet. Schéma pokusů je znázorněno na obr. 2. Přehled odchytů je zaznamenán v tabulkách 2, 3 a 4.

2. Hluboké Mašůvky (LS Znojmo, revír H. Mašůvky, porost ve stáří 89 let, zastoupení dřevin dub 75 %, habr 15 %, lípa 10 %, nadmořská výška 330 m). Do pokusu byly zařazeny tři typy lapačů ve čtyřech opakováních. Jednalo se o BIOLATRAP-γ1, BIOLATRAP-γ3 a Biolatrap-delta. Všechny lapače byly opatřeny lepkovou vložkou a feromonovým odparníkem Biolatrap LMD (100 μg disparluru). V průběhu rojení motýlů *Lymantria monacha* od druhé poloviny června do konce července byli v 5 - 10denních intervalech z lapačů odebírání zachycení motýli a počet zaznamenáván. Schéma pokusů je znázorněno na obr. 2. Přehled odchytů je zaznamenán v tabulce 5.

c) Zhodnocení stupně kontaminace samečků bekyně mnišky

Výzkumné šetření sledovalo prokázání možnosti přenosu bakuloviru (LymoNPV), instalovaného v práškovém nosiči, z feromonových lapačů na samečky *Lymantria monacha*, případně i dalšího přenosu na samičky a další stadia předmětného škůdce. Práškovitý nosič obsahoval bakulovirus ($1,001 \times 10^8$ PIB LymoNPV/g) z úsporných důvodů pouze v roce 2001. Kontaminace tak byla vyhodnocena nepřímými metodami s využitím fluorescenčních barviv.

Pokusy proběhly na dvou lokalitách, a to v letech 1998 až 2002 na lokalitě Hluboké Mašůvky, kde byly dvě pokusné plochy – viz schéma na obr. 3 a v letech 2000 až 2002 na lokalitě Moravské Budějovice – viz schéma na obr. 4.

1. Hluboké Mašůvky (LS Znojmo, revír H. Mašůvky, porost ve stáří 54 let, zastoupení dřevin dub 95 %, borovice 5 %, nadmořská výška 335 m). V dané oblasti se vyskytuje *Lymantria monacha* i *Lymantria dispar*. Cílové pokusy byly v jednotlivých letech založeny na počátku rojení sledovaného druhu. Na dvou plochách (A – C) o výměře 3 ha byly podle určeného schématu (obr. 3) rozmísťovány v jednotlivých letech postupně tři typy kontaminačních lapačů – BIOLATRAP-γ1, BIOLATRAP-γ3 a Biolatrap-delta - obsahující feromonový odparník Biolatrap LMD a kontaminační směs obarvenou fluorescenčním barvivem. Pro každý typ kontaminačního lapače byla použita odlišná barva. Dále byly rozmístěny monitorovací lapače s lepkovou vložkou, ve kterých byly odzkoušeny feromonové odparníky Biolatrap LMD, W/LD a W/LM.

Monitorovací lapače sloužily k detekci kontaminace podle zpětného odchytu samců. Kontaminační lapače byly použity v hustotě 8 ks/ha a monitorovací lapače v hustotě 2 ks/ha.

2. Moravské Budějovice (revír Budkov, LS Telč, porost ve stáří 83 let, se zastoupením dřevin smrk 88 %, borovice 5 %, dub a osika 7 %, nadmořská výška 480 m). Vlastnímu pokusu předcházela kontrola populační hustoty *Lymantria monacha* pod lepkovými pásy. V polovině dubna bylo olepováno 20 smrků lepem Chemstop naneseným na kmeny v prouzcích širokých 3 - 5 cm, ve výši 1,5 m. Cílové pokusy byly v jednotlivých letech založeny na počátku rojení sledovaného druhu. Na ploše 3,25 ha byly podle určeného schématu (obr. 4) rozmístěny dva typy kontaminačních lapačů obsahujících feromonový odparník a

Tab. 2.Srovnání odchytů samců *L. monacha* podle typu lapače na lokalitě Moravské Budějovice 2000Comparison of catches of *L. monacha* males according to the trap type on locality Moravské Budějovice 2000

Typ lapače / Trap type	Datum odběru/Date of sampling								Celkem motýlů/ Butterflies tot.	Motýlů na lapač/ Butterflies on trap	Podíl v %/ Propor. in %
	15. 7.	21. 7.	25. 7.	29. 7.	4. 8.	11. 8.	18. 8.	6. 9.			
γ1	0	3	10	9	28	25	20	5	100	25	36
γ2	0	4	8	11	35	27	36	6	127	32	45
delta	0	2	9	6	16	10	10	1	54	14	19
Celkem/Totally	0	9	27	26	79	62	66	12	281	23	100

Tab. 3.Srovnání odchytů samců *L. monacha* podle typu lapače na lokalitě Moravské Budějovice 2001Comparison of catches of *L. monacha* males according to the trap type on locality Moravské Budějovice 2001

Typ lapače/ Trap type	Datum odběru/Date of sampling								Celkem motýlů/ Butterflies tot.	Motýlů na lapač/ Butterflies on trap	Podíl v %/ Propor. in %
	16. 7.	27. 7.	2. 8.	9. 8.	16. 8.	22. 8.	30. 8.	7. 9.			
γ1	11	4	44	11	17	10	3	0	100	25	62
γ2	4	7	10	5	3	6	0	0	35	9	22
delta	2	3	18	2	1	1	0	0	27	7	16
Celkem/Totally	17	14	72	18	21	17	3	0	162	14	100

kontaminační směs (5 g) obarvenou fluorescenčním barvivem. V roce 2002 byl použit jen vhodnější kontaminační lapač BIOLATRAP-γ1. Pro každý typ kontaminačního lapače byla použita odlišná barva. Dále byly rozmístěny monitorovací lapače s feromonovým odpárníkem a lepovou vložkou, určené k detekci kontaminace podle zpětného odchytu samců. V kontaminačních lapačích byly použity feromonové odpárníky Biolavirus LMD a v monitorovacích lapačích účinnější feromonové odpárníky W/LM. Kontaminační lapače byly použity v hustotě 8 ks/ha a monitorovací lapače v hustotě 1 ks/ha.

V kontaminačních lapačích se přilákání samečci *Lymantria monacha* označili obarvenou směsí a odlétali volně do terénu ke kopulaci se samičkami a také do monitorovacích lapačů s lepovými vložkami. V lapačích ve funkci kontaminačního nosiče byla ověřována vhodnost práškových směsí GWP a SILSA a pastovité směsi GG. Při kontrolách v týdenních intervalech byly lepové vložky měněny a motýli označení i neoznačení barvou následně mikroskopicky a pod UV lampou vyšetřeni a určen podíl kontaminovaných i nekontaminovaných jedinců podle jednotlivých typů kontaminačních lapačů. Následovalo hodnocení účinnosti použitých typů kontaminačních lapačů i vyhodnocení podílu kontaminovaných samečků.

Dosažené výsledky a diskuse

a) Srovnání účinnosti feromonových odpárníků

Z porovnání odchytů a z hodnocení účinnosti čtyř typů odpárníků podle počtu odchycených samečků *Lymantria monacha* vyplynulo (viz tab. 1), že na odpárníky W/LD bylo odchyceno 45 % motýlů, na odpárníky W/LM 43 %, na odpárníky Biolatrap LMD 100 10 % a na odpárníky Biolatrap LMD 200 2 % motýlů (viz graf 1). Při stanovení účinnosti odpárníku W/LD 100 % činila účinnost odpárníku W/LM 96 %, odpárníku Biolatrap LMD 100 22 % a účinnost odpárníku Biolatrap LMD 200 4 %. Souhrnně je možno konstatovat, že nejúčinnější v daném pokusu byly odpárníky W/LD a W/LM.

b) Srovnání účinnosti feromonových lapačů

Z vyhodnocení odchytů v letech 2000, 2001 a 2002 na lokalitě Moravské Budějovice a v roce 2002 na lokalitě Hluboké Mašůvky je patrné, že vrchol rojení u Moravských Budějovic (v nadmořské výšce 480 m) nastal v letech 2000 a 2001 v první dekádě srpna a v roce 2002 v polovině července. Na lokalitě Hluboké Mašůvky (v nadmořské výšce 330 m) vrchol rojení *Lymantria monacha* nastal již v poslední dekádě června (viz grafy 2, 3 a 4).

Z hodnocení účinnosti jednotlivých typů feromonových lapačů podle počtu odchycených samečků *Lymantria monacha* vyplynulo, že v roce 2000 na lokalitě Moravské Budějovice bylo do lapačů BIOLATRAP-γ1 odchyceno 36 % motýlů, do lapačů BIOLATRAP-γ2 45 % a do lapačů BIOLATRAP-delta 19 % motýlů (viz tab. 2). Při stanovení účinnosti delta lapače 100 %, činila účinnost γ1 lapače 179 % a účinnost γ2 lapače 229 % (viz graf 5).

V roce 2001 na lokalitě Moravské Budějovice bylo do lapačů γ1 odchyceno 62 % motýlů, do lapačů γ2 22 % a do lapačů delta 16 % motýlů (viz tab. 3). Při stanovení účinnosti delta lapače 100 % činila účinnost lapače γ1 370 % a účinnost lapače γ2 130 % (viz graf 6). U lapače γ2, který v roce 2000 vykázal nejvyšší odchyt, se v roce 2001 projevila konstrukční závada, která se odrazila ve snížení odchytu.

V roce 2002 na lokalitě Moravské Budějovice bylo do lapačů γ1 odchyceno 34 % motýlů, do lapačů γ3 48 % a do lapačů delta 18 % motýlů (viz tab. 4). Při stanovení účinnosti delta lapače 100 % činila účinnost lapače γ1 185 % a účinnost lapače γ3 259 % (viz graf 7).

V roce 2002 na lokalitě Hluboké Mašůvky bylo do lapačů γ1 odchyceno 99 % motýlů, do lapačů γ3 1 % a v lapačích delta nebyly žádné úlovky (viz tab. 5). V tomto pokusu byl zaznamenán celkově malý počet odchycených motýlů.

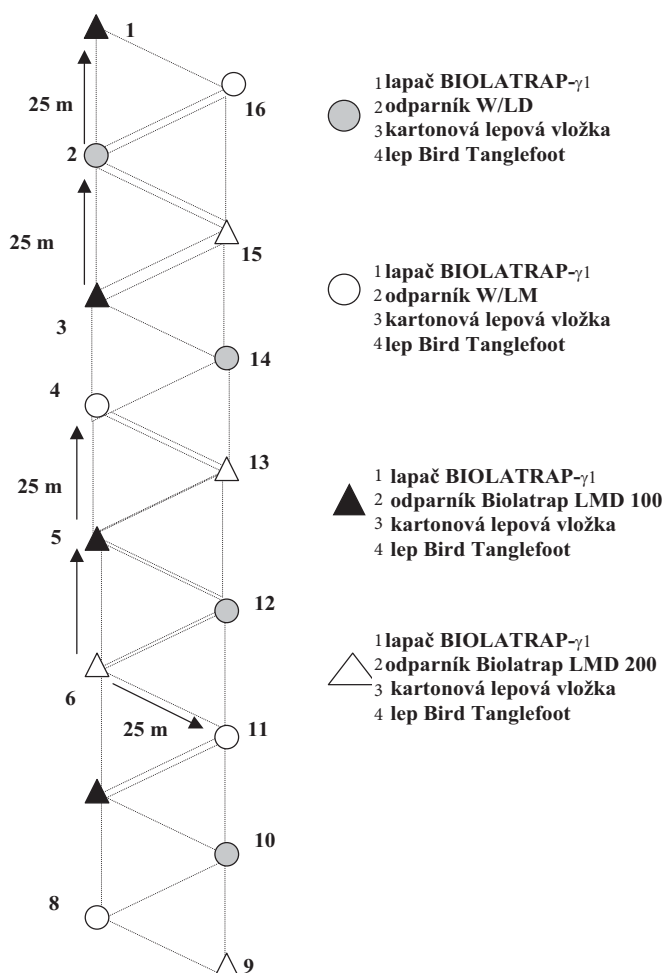
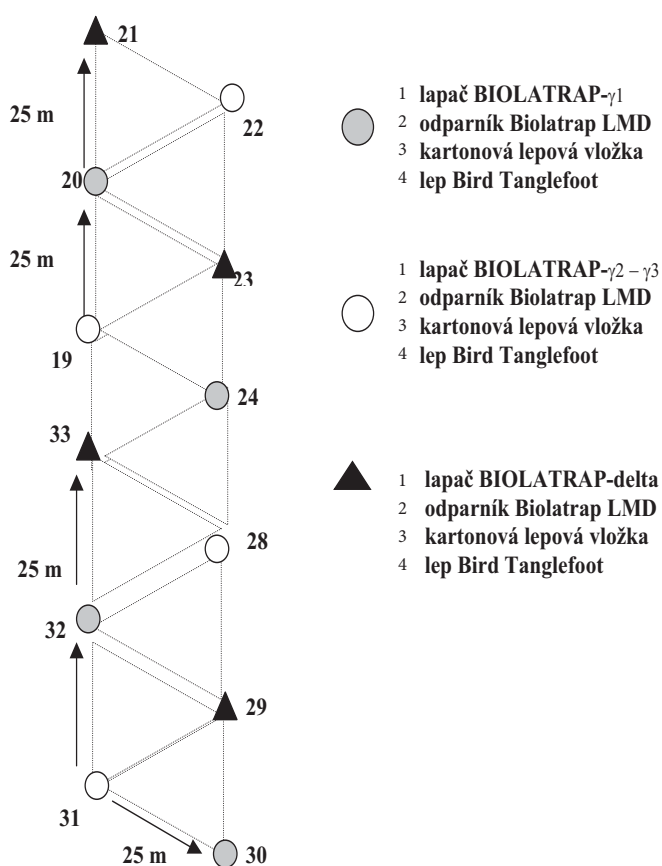
Z porovnání účinnosti a spolehlivosti tří typů lapačů testovaných v letech 2000, 2001 a 2002 vyplynulo, že pro účely využití ke kontaminaci motýlů *Lymantria monacha* jsou využitelné lapače γ1 a γ3.

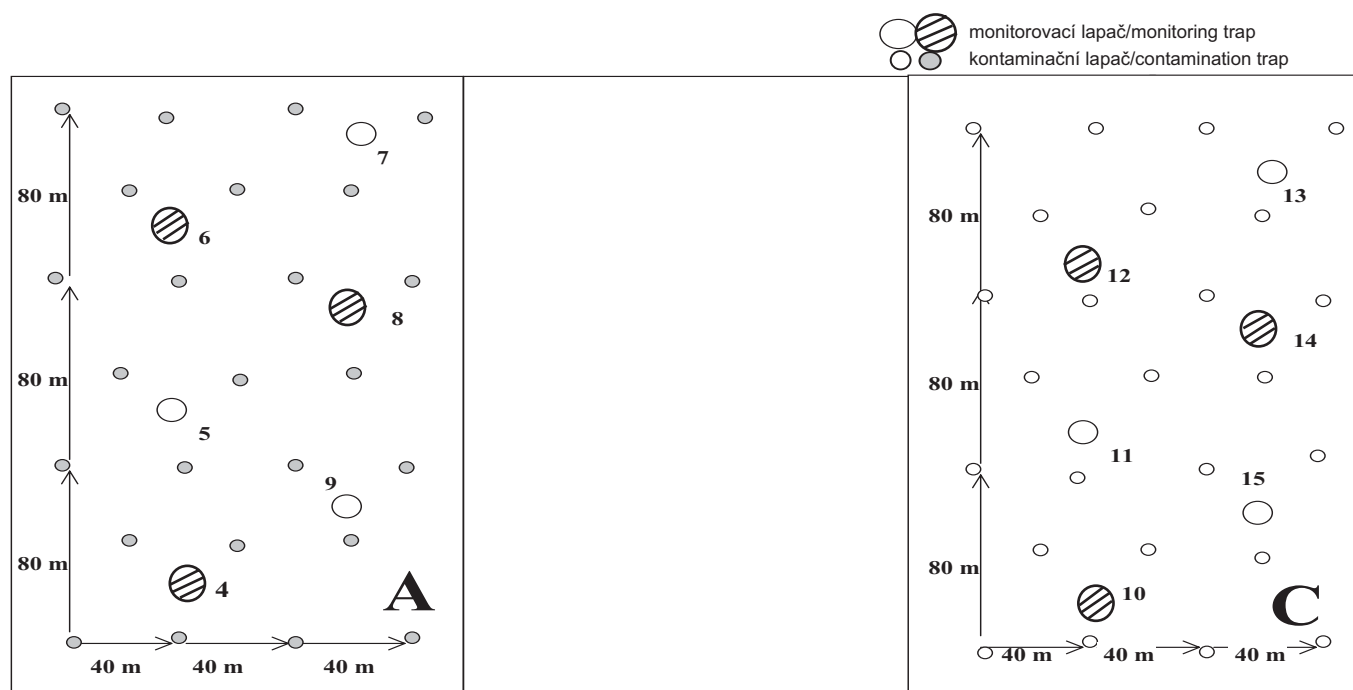
Tab. 4.Srovnání odchytů samců *L. monacha* podle typu lapače na lokalitě Moravské Budějovice 2002Comparison of catches of *L. monacha* males according to the trap type on locality Moravské Budějovice 2002

Typ lapače/ Trap type	Datum odběru/Date of sampling								Celkem motýlů/ Butterflies tot.	Motýlů na lapač/ Butterflies on trap	Podíl v %/ Propor. in %
	1. 7.	12. 7.	22. 7.	29. 7.	5. 8.	19. 8.	28. 8.	4. 9.			
$\gamma 1$	5	30	10	11	1	5	1	0	63	16	34
$\gamma 2$	1	17	34	16	5	10	5	0	88	22	48
delta	2	7	12	7	3	2	2	0	34	9	18
Celkem/Totally	8	53	56	34	9	17	8	0	185	45	100

Tab. 5.Srovnání odchytů samců *L. monacha* podle typu lapače na lokalitě Hl. Mašůvky 2002Comparison of catches of *L. monacha* males according to the trap type on locality Hl. Mašůvky 2002

Typ lapače/ Trap type	Datum odběru/Date of sampling					Celkem motýlů/ Butterflies tot.	Motýlů na lapač/ Butterflies on trap	Podíl v %/ Propor. in %
	20. 6.	1. 7.	12. 7.	22. 7.	29. 7.			
$\gamma 1$	1	22	8	6	0	37	9	99
$\gamma 2$	0	3	0	0	0	3	1	1
delta	0	0	0	0	0	0	0	0
Celkem/Totally	1	25	8	6	0	40	3	100

**Obr. 1.**Srovnání účinnosti feromonových odpávníků pro *L. monacha*, Hl. Mašůvky 2002Comparison of effectiveness of pheromone dispensers for *L. monacha*, Hl. Mašůvky 2002 / 1 - trap BIOLATRAP- $\gamma 1$; / 2 - dispenser W/LD/ 3 - carton sticky inset/ 4 - glue Bird Tanglefoot**Obr. 2.**Srovnání účinnosti feromonových odpávníků pro *L. monacha*, Moravské Budějovice 2000, 2001, 2002, Hl. Mašůvky 2002Comparison of effectiveness of pheromone dispensers for *L. monacha*, Moravské Budějovice 2000, 2001, 2002, Hl. Mašůvky 2002; / 1 - trap BIOLATRAP- $\gamma 1$ / 2 - dispenser Biolatrap LMD/ 3 - carton sticky inset/ 4 - glue Bird Tanglefoot


Obr. 3.

Kontaminační pokusy s *L. monacha*, Hl. Mašůvky – plochy A a C, 2000, 2001, 2002

Contamination trials with *L. monacha*, Hl. Mašůvky – plots A and C, 2000, 2001, 2002

c) Zhodnocení stupně kontaminace sameček bekyně mnišky

Populační hustota *Lymantria monacha* na pokusné ploše Moravské Budějovice, podle výsledků kontroly housenek pod lepovými pásky, byla v jarním období 2001 na úrovni základního stavu, kdy na jeden strom připadalo průměrně 0,1 ks housenky. Na lokalitě Hluboké Mašůvky byly housenky prakticky nezjistitelné.

Obě pokusné plochy na lokalitě Hluboké Mašůvky byly stejnocenné z hlediska relativní populační hustoty *Lymantria monacha* a způsoblosti pro daný výzkum s přihlédnutím na nízkou populační hustotu a vysoké zatížení imigrací z okolí na pokusné plochy. Odchyty sameček na těchto plochách v jednotlivých letech značně kolísaly. Např. v roce 2002 došlo na těchto plochách ke snížení počtu odchycených sameček až o 50 % oproti roku 2001. Celkově lineární trend vykázal u plochy C mírnou negativní korelaci ($b = -0,4$), u plochy A mírně stoupající tendenci ($b = 2,96$). Pokusná plocha u Moravských Budějovic byla pro daný účel vhodnější, poněvadž se jednalo o typickou smrčinu s relativně vyšší populační hustotou sledovaného škůdce a odchyty sameček se postupně zvyšovaly. Lineární trend výrazně stoupal ($b = 21,35$) (grafy 8, 9).

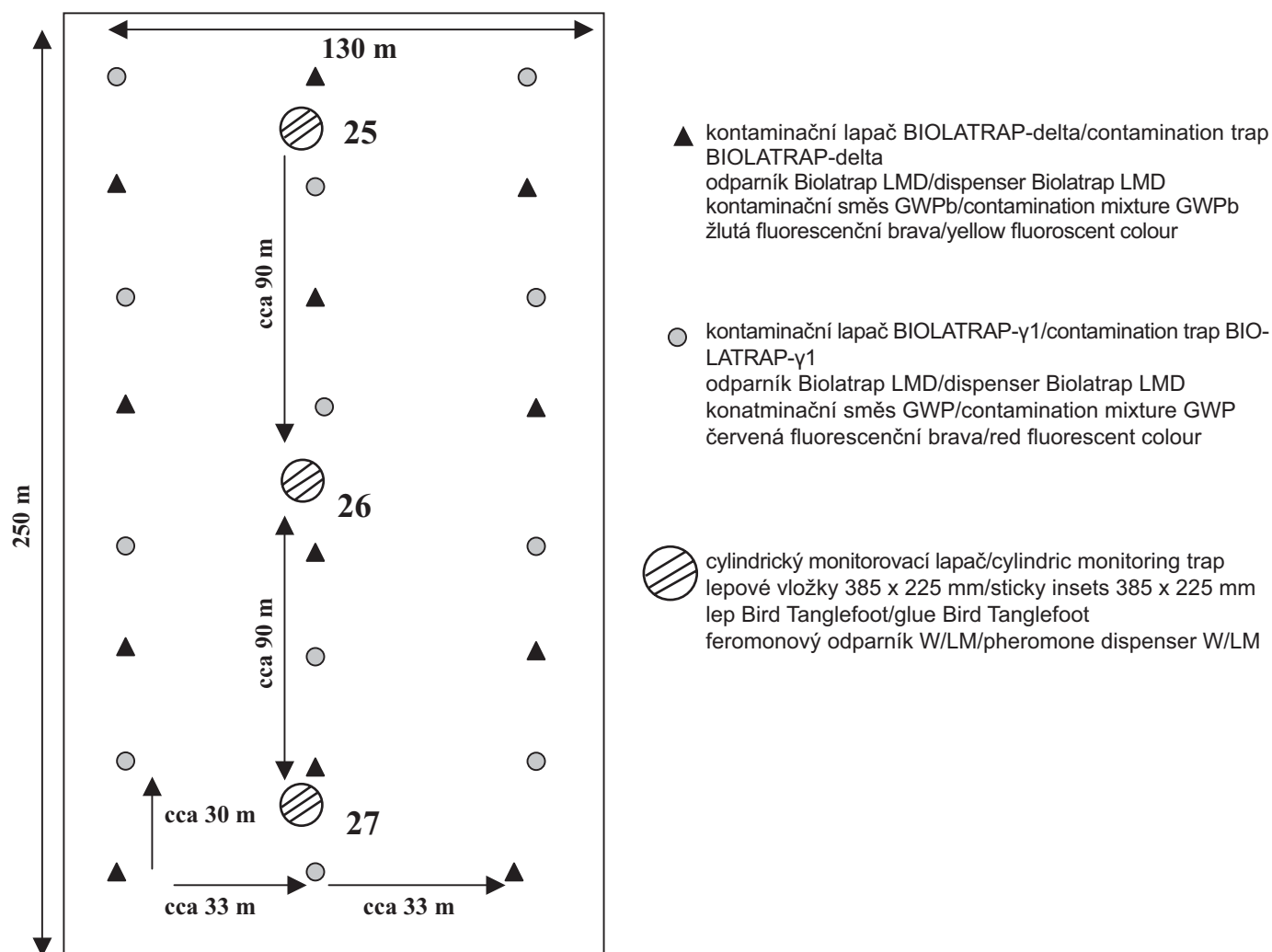
V průběhu letových křivek dochází v jednotlivých letech k posunům podmíněným tohoročními klimatickými poměry (graf 10, 11, 12). Je však zřejmé, že pro uplatnění kontaminace *Lymantria monacha* je nutné vyvážovat kontaminační lapače v polovině června. V důsledku prokázané silné migrace sameček je nutné uplatnit následující metodické principy:

- Zvýšit koncentraci kontaminačních lapačů na závětrné straně ošetřené plochy, kam dochází k imigraci sameček, čímž se zvýší pravděpodobnost kontaminace.
- Přilákat na závětrné straně kontaminované samečky do středu porostu a na protilehlý okraj zvýšením koncentrace lapačů také na návětrné straně.

- Řady kontaminačních lapačů orientovat kolmo na směr větrů převládajících od poloviny června do konce srpna, zejména v průběhu července, kdy dochází k maximálnímu letu sameček.

Uvedené principy respektuje instalace 8 lapačů na hektar, rozdělených na 3 řady po 3 lapačích na návětrné a závětrné straně plochy a 2 lapačích v centrální třetině plochy. Tento systém zaručuje na rozsáhlých plochách koncentraci lapačů 9 ks na hektar, což je optimální z hlediska atraktivity i kontaminace a zároveň homogenního pokrytí plochy jak kontaminačními lapači, tak kužely feromonové stopy.

Stupeň kontaminace byl dlouhodobě značně variabilní. Na lokalitě Hluboké Mašůvky na ploše C v letech 1998 - 1999 nebyla zjištěna žádná kontaminace, na ploše A převážně na nízké úrovni 10 – 20 % sameček ulovených do lapačů. V letech 2001 a 2002 došlo k výraznému zvýšení na obou plochách, což lze připisovat souboru technických opatření v uspořádání experimentů a technických úprav kontaminačních lapačů. Průměrná kontaminace dosáhla hodnoty 60 % a 38 %. Na lokalitě Moravské Budějovice naopak dochází k postupnému poklesu stupně kontaminace a to i přes veškerá opatření, která zvýšila efektivitu systému v ostatních případech (graf 13, 14, 15, 16). Dlouhodobý trend má u obou ploch na lokalitě Hluboké Mašůvky paralelně stoupající tendenci, zatímco na lokalitě Moravské Budějovice má výrazně negativní korelaci. Oproti kontaminaci 43 % v roce 2000 došlo v roce 2002 k poklesu na 12 % (graf 17). Úspěšná kontaminace byla vázána na relativně nízkou populační hustotu *Lymantria monacha*, vyjádřenou průměrným úlovkem sameček na lapač. Analýza víceletých výsledků ukázala, že závislost stupně kontaminace populace je jen nevýrazně negativně korelována s relativní abundancí na plochách A a C, kde se vyskytuje předmětný druh trvale v nízké populační hustotě. Na ploše u Moravských Budějovic však vykazuje výraznou negativní korelaci (graf 18). Na značné variabilitě výsledků se mohl podílet i vliv nižší účinnosti



Obr. 4.
Kontaminační pokusy s *L. monacha*, Moravské Budějovice 2000, 2001, 2002
Contamination trials with *L. monacha*, Moravské Budějovice 2000, 2001, 2002

feromonového odparníku použitého v roce 2002 (v letech 2000 - 2001 Biolatrap LMD 100, v roce 2002 Biolatrap LMD 200) a také vytěžení části smrkového porostu.

Dynamika kontaminace v roce 2002 se na plochách s nižší populační hustotou bekyně mnišky kryla s dynamikou letové aktivity podle odchytu do feromonových lapačů. Podobně tomu bylo i v minulých letech. Na ploše s vyšší abundancí *Lymantria monacha* naopak následoval vrchol kladení s týdenním zpožděním za vrcholem letové aktivity. Předcházení vrcholu kontaminace může být logické vzhledem k protandrickému výskytu druhu a tím nedostatku konkurenčních samic na začátku letu. Naopak jeho opoždění může mít důvod v dlouhodobějším vyhledávání monitorovacích lapáků kontaminovanými samicemi (jde v podstatě o druhou návštěvu lapače). Na druhé straně může mít vliv okolnost, že lapače nejsou schopny dostatečně překonat konkurenci panenských samic a samečci do nich začínají nalétávat až po oplodnění samic. Tomu zase odporuje fakt, že kontaminace po vrcholu klesá adekvátně k snižování četnosti náletu samic do lapáků, ale není možné vyhodnotit vztah mezi vlivem imigrujících samic z okolí a vlivem neoplozených samic (graf 19, 20).

V průběhu výzkumu se opakovaně potvrdilo, že k detekci kontaminace pomocí značkování motýlů fluorescenční barvou v kontaminační směsi je zapotřebí v monitorovacích lapačích použít kvalitativně jiný feromonový odparník, než je ten, který je použit v kontaminačních lapačích. Např. v roce 2002 bylo dosaženo podobných dobrých výsledků s feromonovými odparníky W/LM i W/LD. Výsledky prokazují, že nelze k praktické aplikaci metody použít tuzemský feromonový odparník Biolatrap LMD 100 ani LMD 200 se 100 a 200 µg disparluru. Je nutné používat feromonový odparník W/LM při vyšší populační hustotě nebo W/LD při nižší populační hustotě škůdce, popř. jiné odparníky s rovnocennou kvalitou feromonu (graf 21).

Výsledky analýzy závislosti stupně kontaminace a početnosti úlovků do feromonových lapačů na hustotě kontaminační sítě naznačují, že se vzrůstající hustotou sítě se jen nepatrně snižuje celkový úlovek do monitorovacích lapačů, ale vzrůstá stupeň kontaminace. Relativní nezávislost četnosti úlovků na hustotě sítě jasně prokazuje nekonkurenceschopnost odparníků Biolatrap LMD jak vůči samicím, tak typům účinnějších odparníků. Hustější síť s odparníky Biolatrap LMD může teoreticky zvýšit kontaminaci populace, aniž by působila dezorientač-

ně, ale efekt je neadekvátní vzhledem ke zvýšení nákladnosti metody. Za rentabilnější je možno považovat využití účinnějších feromonových odpárníků při zachování stejné hustoty sítě (graf 22).

Na stupeň kontaminace měl menší vliv typ kontaminačního lapače než typ feromonového odpárníku. Lapač delta vykazoval variabilní výsledky, od účinnosti srovnatelné s typem $\gamma 1$ (2000) přes nižší účinnost (2001, Moravské Budějovice) až po úplnou neúčinnost (2001, Hluboké Mašůvky). Variabilita souvisí s charakterem fixace nosiče na lapač, kdy není zabráněno vyfoukávání nosiče z lapače větrem. V současné technické úpravě není tento typ lapače pro metodu vhodný. Po případném zlepšení fixace nosiče by se mohla jeho účinnost výrazně zvýšit. Naprosto se neosvědčil lapač BIOLATRAP- $\gamma 2$ (rok 2000 a 2001). Lapač $\gamma 3$ prokázal v roce 2002 vyšší účinnost než doposud nejefektivnější lapač $\gamma 1$, což potvrdily i výsledky srovnávacích pokusů hodnotících účinnost jednotlivých typů. Vzhledem k vysoké účinnosti testované odchytom do monitorovacích lapačů stejného typu lze doporučit typ lapače BIOLATRAP- $\gamma 1$ při nižší abundanci škůdce a typ lapače BIOLATRAP- $\gamma 3$ při vyšší abundanci k použití jako rovnocenné. Jako kontaminační nosič se osvědčila prášková směs GWP u obou typů nejefektivnějších lapáků. Práškový nosič SILSA vykazoval nižší účinek a pastovitý GG se ukázal jako naprosto nevhodný.

Kontrolou kontaminovaných samečků, obarvených směsí barev charakteristických pro různé typy kontaminačních lapačů bylo zjištěno, že během svého života 57 – 90 % vletů do feromonového lapače jedenkrát, 10 – 38 % dvakrát a 1 – 7 % třikrát. Opakované průlety lapáky poskytují možnost obnovy kontaminace patogenem, popř. její zvýšení.

Závěr

Hodnocením účinnosti feromonových odpárníků bylo prokázáno, že pro odchyt samečků *Lymantria monacha* jsou nejvhodnější odpárníky W/LD a W/LM. Z porovnání účinnosti feromonových lapačů vyplynulo, že pro účely kontaminace motýlů *Lymantria monacha* jsou využitelné lapače BIOLATRAP- $\gamma 1$ a BIOLATRAP- $\gamma 3$.

V letech 1998 - 2002 byla nepřímými metodami prokázána možnost přenosu bakuloviru (LymoNPV) naneseného v práškovém nosiči GWP do feromonových lapačů BIOLATRAP- $\gamma 1$ nebo BIOLATRAP- $\gamma 3$ z lapačů na samečky *Lymantria monacha*. Ověřováním metodiky bylo dosaženo 12%, 38% a 60% kontaminace samečků. Další přenos bakuloviru na samičky a housenky vzhledem k nízké populační hustotě škůdce na experimentálních plochách nebylo možné prokázat. Efekt na ovlivnění zdravotního stavu populace škůdce nebylo možné jednoznačně vyhodnotit, protože experimenty byly prováděny pouze s fluorescenčními barvami, pouze v roce 2001 obsahovala směs účinnou virovou složku - $1,001 \times 10^8$ PIB LymoNPV/g. Vzhledem k příbuznosti a obdobným výsledkům modelových experimentů, které probíhaly u obou druhů bekyní (*Lymantria dispar*, *Lymantria monacha*) lze předpokládat, že obdobný kladný výsledek, jaký byl dosažen u *Lymantria dispar* (PULTAR, ŠVESTKA 2002, PULTAR, TONKA, ŠVESTKA 2005), je možno očekávat i u *Lymantria monacha*. Vhodné by byly další poloprovozní zkoušky v lokalitě s očekávanou gradací *Lymantria monacha*.

Poděkování:

Tento příspěvek vznikl v rámci řešení výzkumného záměru Ministerstva zemědělství č. MZE-MS-99-03. Řešitelé děkují za podporu výzkumu.

Literatura

- CUNNINGHAM, J. C., VAN FRANKENHUYZEN, K.: Microbial insecticides in forestry. The Forest Chronicle, 67, 1991, č. 5, s. 473-480.
- GŁOWACKA-PIŁOT, B.: Zwalzanie gasienic brudnicy mniszki w drzewostanach sosnowych przy uzyciu wirusa poliedrozy nuklearnej. Práce Inst. Bad. Les., 618, 1983, s. 55-65.
- HUNTER-FUJITA et al.: Insect viruses and pest management. John Wiley and Sons 1998. 620 s.
- PODGWAITE, J. D.: Gypchek, biological insecticide for the gypsy moth. J. of Forestry, 97, 1999, č. 3, s. 16-19.
- PULTAR, O., ŠVESTKA, M.: Point contamination of gypsy moth population by LdNPV by means of pheromone traps. In: Proceedings, Abstract book, XXI International Congress of Entomology, Brazil, 2000, s. 538.
- PULTAR, O., ŠVESTKA, M.: Possibility of the focal contamination of the gypsy moth population by LydNPV by means of the pheromone traps. In: Congress abstracts, VII European Congress of Entomology, Thessaloniki, 2002, s. 338.
- PULTAR, O., ŠVESTKA, M., HRDÝ, I.: Comparison of the potential for use the method dissemination the pathogens or biorational insecticides by means pheromone stations in the forest and orchard pests. In: Triggiani, O.: Proceedings of abstracts from conference. 10th European Meeting Invertebrate pathogens in biological control: Present and Future. Locorotondo, Bari, Italy, June 10-15, 2005, s. 122.
- PULTAR, O., TONKA, T., ŠVESTKA, M.: Preliminary results of the practical use of the method LydMNPV dissemination by means of pheromone stations at Czech Republic in 2003 - 2004. In: Triggiani, O.: Proceedings of abstracts from conference. 10th European Meeting Invertebrate pathogens in biological control: Present and Future. Locorotondo, Bari, Italy, June 10-15, 2005, s. 123.
- SKRZECZ, I.: Bakulowirusy jako czynniki biologicznej kontroli szkodliwych owadów w lesnych. Práce Inst. Bad. Les., seria A, 2000, č. 4, s. 5-27.
- ŠVESTKA, M., PULTAR, O.: Zhodnocení možnosti biologické obrany před bekyní mniškou (*Lymantria monacha* L.) plošnou aplikací virového preparátu. Zprávy lesn. výzkumu, 47, 2002, č. 4, s. 34-44.
- ZETHNER, O.: Control experiments on the nun moth (*Lymantria monacha* L.) by nuclear-polyhedrosis virus in Danish coniferous forests. Z. Ang. Ent., 81, 1976, s. 192-207.

Research of using baculoviruses in forest protection against *Lymantria monacha* L.

Summary

The basic objective of the research was to increase the role of biopreparations in forest protective measures, i. e. to use environment-friendly defence measures in forests and reduce the negative impacts of the present measures on the environment. In concrete terms it means to replace chemical insecticides by a virus preparation for spot applications in pheromone traps to regulate the population density of the nun moth (*Lymantria monacha* L.)

In view of the objective of the research, i. e. contamination of the nun moth population with applications of the virus preparation in place in pheromone traps in forest stands, the following investigations were conducted in 2000 - 2002 (some evaluations were performed before, in 1998 – 1999):

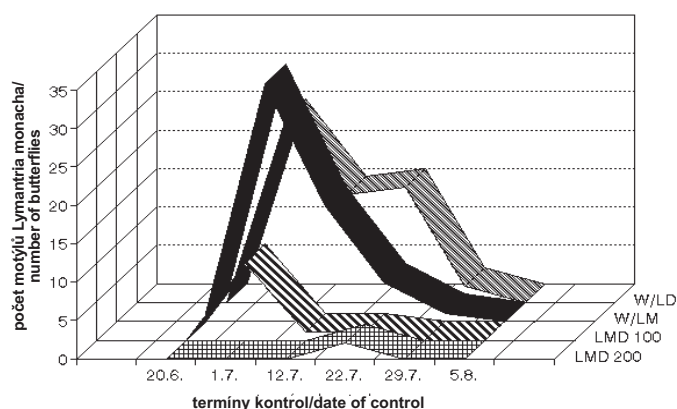
1. Evaluation of the efficiency of various pheromone evaporators attracting the nun moth male specimens to the pheromone traps
2. Comparisons of the suitability of different types of pheromone traps for spot contamination of nun moth butterflies with the virus preparation
3. Evaluation of the degree of contamination of nun moth male specimens using pheromone evaporators and traps in field conditions

Evaluations of the efficiency of pheromone evaporators confirmed that the most suitable evaporators for trapping *Lymantria monacha* males are W/LD and W/LM evaporators.

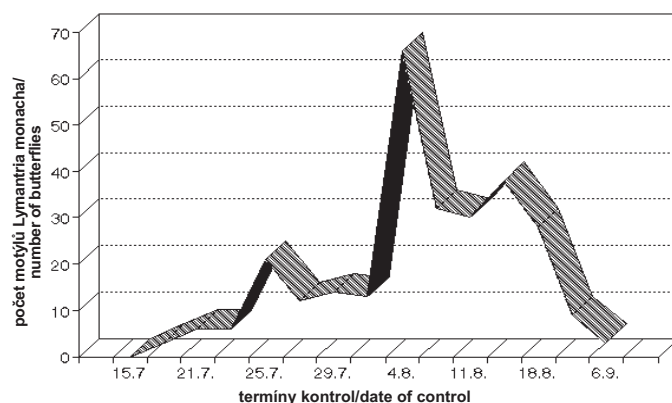
Comparisons of the efficiency of pheromone traps showed that the BIOLATRAP- γ 1 and BIOLATRAP- γ 3 evaporators can be used to contaminate *Lymantria monacha* butterflies.

In 1998 - 2002 using indirect methods it was proved possible to transmit the baculovirus (LymoNPV) installed in the GWP powder vehicle into BIOLATRAP- γ 1 or BIOLATRAP- γ 3 pheromone traps and from the traps to male specimens of *Lymantria monacha*. When testing the method we achieved a 12%, 38% and 60% contamination of the males. Due to the very low population density of the pest on the experimental sites it was not possible to prove any further transmission of the baculovirus to females and caterpillars. The effect on the health condition of the pest population could not be unequivocally assessed because the experiments were conducted only with fluorescence pigments; only in 2001 the mixture contained the active virus component – 1.001×10^8 PIB LymoNPV/g. Considering the relationship and similar results of model experiments, which were conducted with both species (*Lymantria dispar* and *Lymantria monacha*) a similar positive result as that achieved with *Lymantria dispar* (PULTAR, ŠVESTKA 2002, PULTAR, TONKA, ŠVESTKA 2005) can be expected also with *Lymantria monacha*. It would be desirable to carry out further pilot trials in the locality where mass outbreak of *Lymantria monacha* is expected.

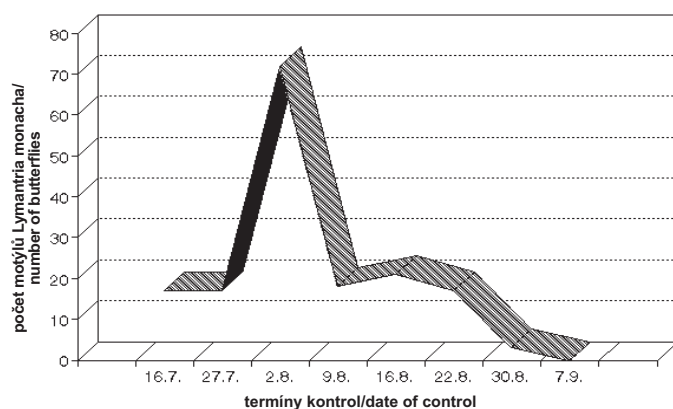
Recenzováno



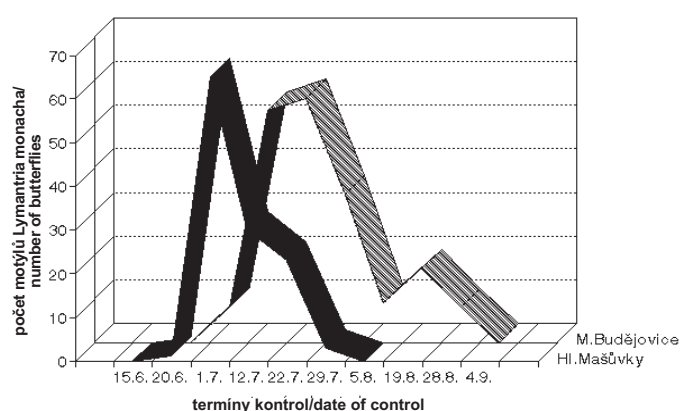
Graf 1.
Porovnání účinnosti odparníků, lokality Hluboké Mašůvky 2002
Comparison of dispenser effectiveness, locality Hluboké Mašůvky 2002



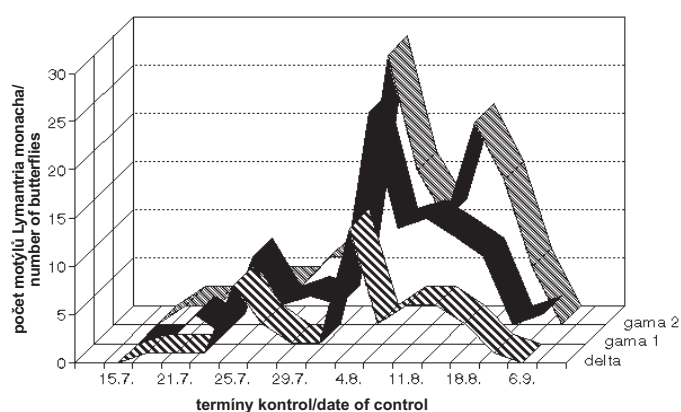
Graf 2.
Průběh rojení bekyně mnišky, lokalita Moravské Budějovice 2000
Swarming of nun moth, locality Moravské Budějovice 2000



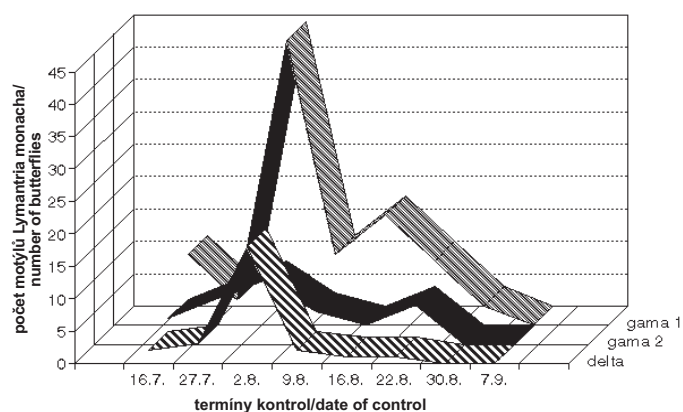
Graf 3.
Průběh rojení bekyně mnišky, lokalita Moravské Budějovice 2001
Swarming of nun moth, locality Moravské Budějovice 2001



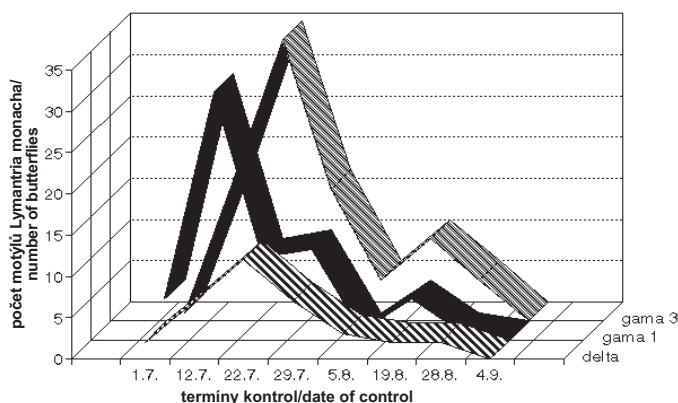
Graf 4.
Průběh rojení bekyně mnišky, lokalita Moravské Budějovice, Hluboké Mašůvky 2002
Swarming of nun moth, locality Moravské Budějovice, Hluboké Mašůvky 2002



Graf 5.
Porovnání účinnosti lapačů, lokalita Moravské Budějovice 2000
Comparison of dispensers effectiveness, locality Moravské Budějovice 2000

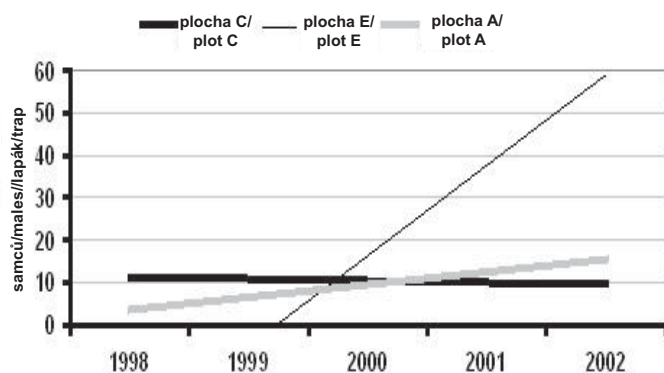


Graf 6.
Porovnání účinnosti lapačů, lokalita Moravské Budějovice 2001
Comparison of dispensers effectiveness, locality Moravské Budějovice 2001



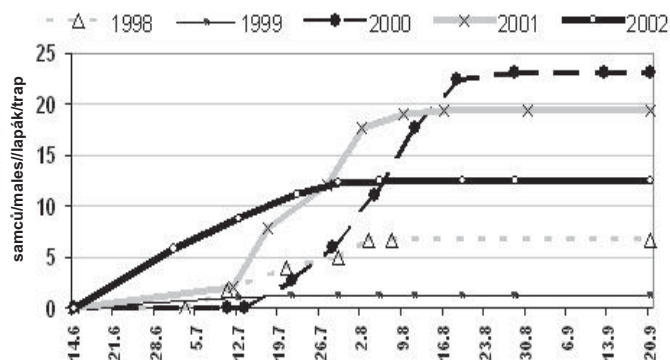
Graf 7.

Porovnání účinnosti lapačů, lokalita Moravské Budějovice 2002
Comparison of dispensers effectiveness, locality Moravské Budějovice 2002



Graf 9.

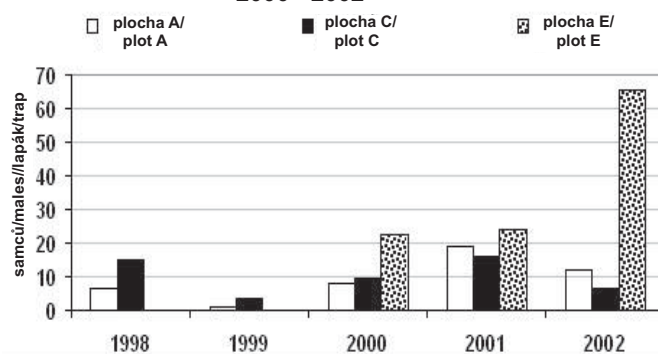
Trendy sezonních úlovků *L. monacha* do feromonových lapáků na kontaminačních plochách A, C a E (jen roky 2000 – 2002)
Trends of seasonal catches of *L. monacha* into pheromone traps on contamination plots A, C and E (only years 2000 – 2002)



Graf 11.

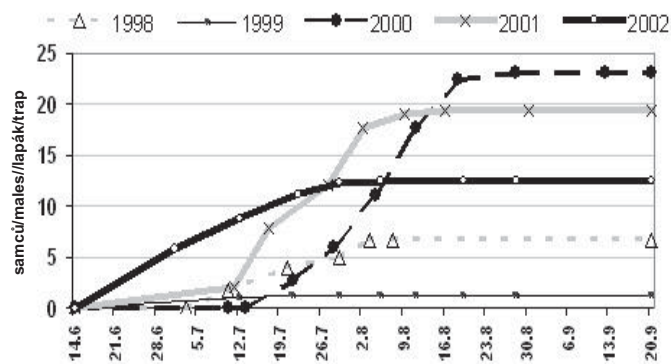
Kumulativní letové křivky *L. monacha* na kontaminační ploše C (Hl. Mašůvky) v letech 1998 – 2002
Cumulative aerial curves of *L. monacha* on contamination plot C (Hl. Mašůvky) in years 1998 – 2002

2000 - 2002



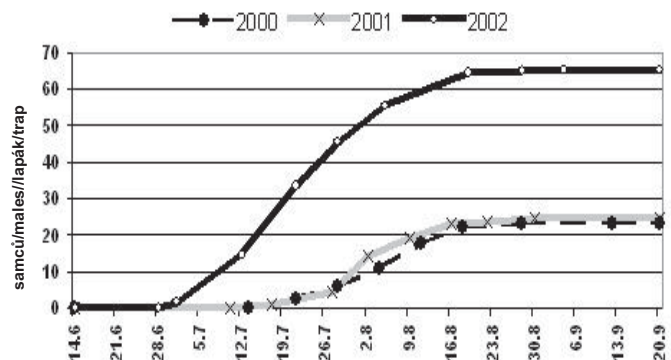
Graf 8.

Srovnání sezonních úlovků *L. monacha* do feromonových lapačů na kontaminačních plochách A, C a E (jen roky 2000 – 2002)
Comparison of seasonal catches of *L. monacha* into pheromone traps on contamination plots A, C and E (only years 2000 – 2002)



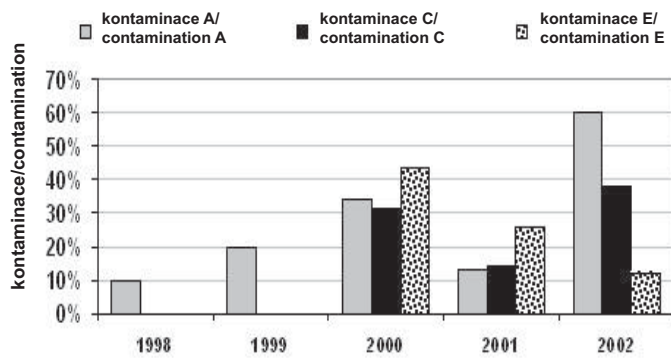
Graf 10.

Kumulativní letové křivky *L. monacha* na kontaminační ploše A (Hl. Mašůvky) v letech 1998 – 2002
Cumulative aerial curves of *L. monacha* on contamination plot A (Hl. Mašůvky) in years 1998 – 2002



Graf 12.

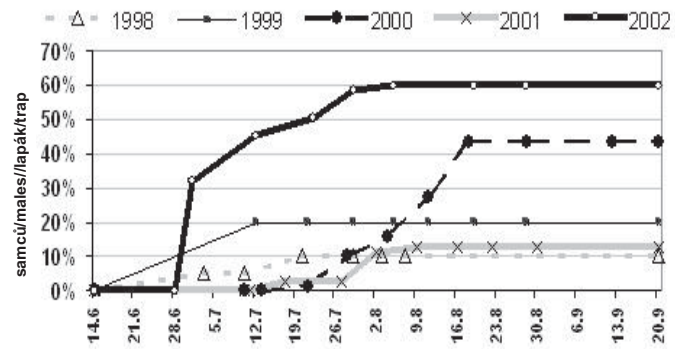
Kumulativní letové křivky *L. monacha* na kontaminační ploše E (Kosová) v letech 1998 – 2002
Cumulative aerial curves of *L. monacha* on contamination plot E (Kosová) in years 1998 – 2002



Graf 13.

Srovnání stupně kontaminace *L. monacha* na kontaminační ploše A, C (Hl. Mašůvky) v letech 1998 – 2002 a E (Kosová) v letech 2000 – 2002

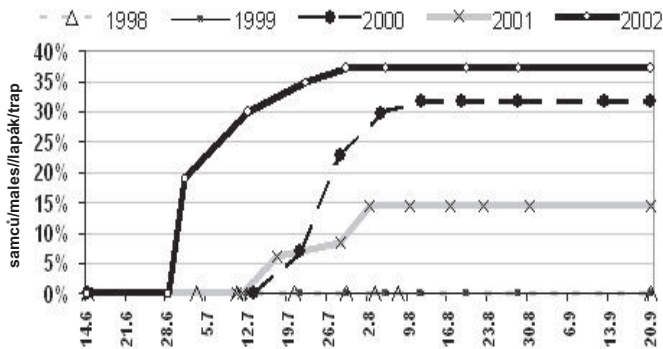
Comparison of contamination degree of *L. monacha* on the contamination plot A, C (Hl. Mašůvky) in years 1998 – 2002 and E (Kosová) in years 2000– 2002



Graf 14.

Kumulativní křivky kontaminace *L. monacha* na kontaminační ploše A (Hl. Mašůvky) v letech 1998 – 2002

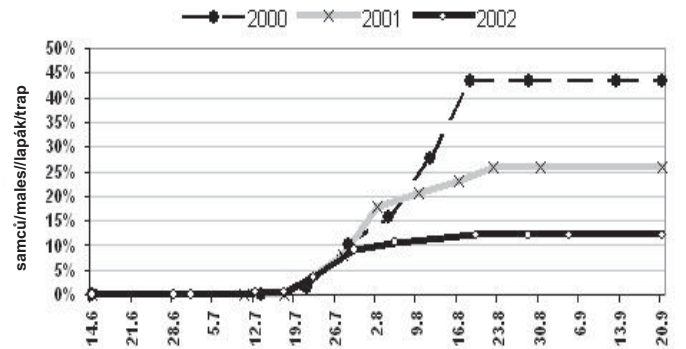
Cumulative contamination curves of *L. monacha* on contamination plot A (Hl. Mašůvky) in years 1998 – 2002



Graf 15.

Kumulativní křivky kontaminace *L. monacha* na kontaminační ploše C (Hl. Mašůvky) v letech 1998 – 2002

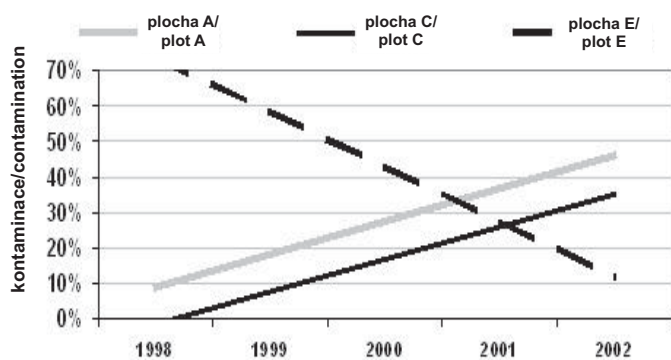
Cumulative contamination curves of *L. monacha* on contamination plot C (Hl. Mašůvky) in years 1998 – 2002



Graf 16.

Kumulativní křivky kontaminace *L. monacha* na kontaminační ploše E (Kosová) v letech 1998 – 2002

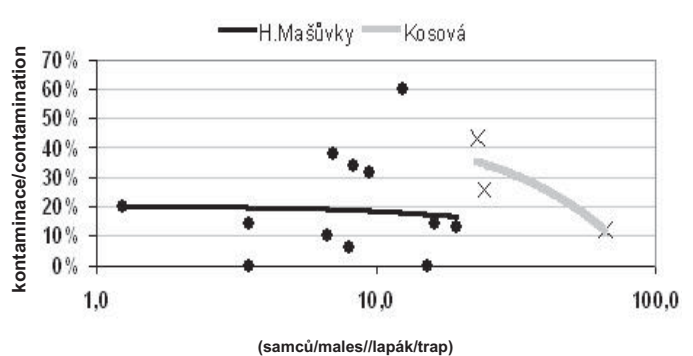
Cumulative contamination curves of *L. monacha* on contamination plot E (Kosová) in years 1998 – 2002



Graf 17.

Trendy kontaminace samců *L. monacha* na kontaminačních plochách A, C (Hl. Mašůvky) v letech 1998 - 2002 a E (Kosová) v letech 2000 – 2002

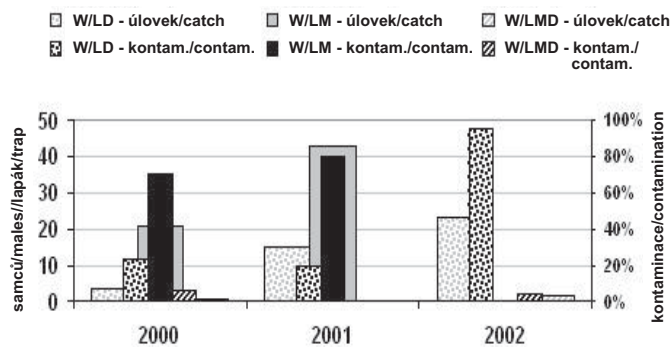
Contamination trends of *L. monacha* males on contamination plots A, C (Hl. Mašůvky) in years 1998 – 2002 and E (Kosová) in years 2000 – 2002



Graf 18.

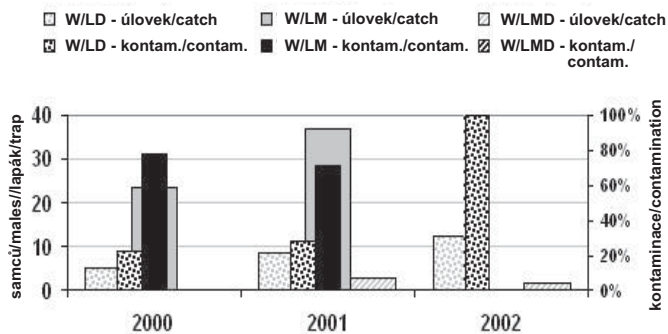
Závislost stupně kontaminace na relativní abundanci *L. monacha* vyjádřená počtem samců, feromonový lapák Hl. Mašůvky, Kosová, plochy A - C (1998 – 2002) a E (2000 – 2002)

Dependence of contamination degree on relative *L. monacha* abundance expressed by number of males, pheromone trap Hl. Mašůvky, Kosová, plots A - C (1998 – 2002) and E (2000 – 2002)



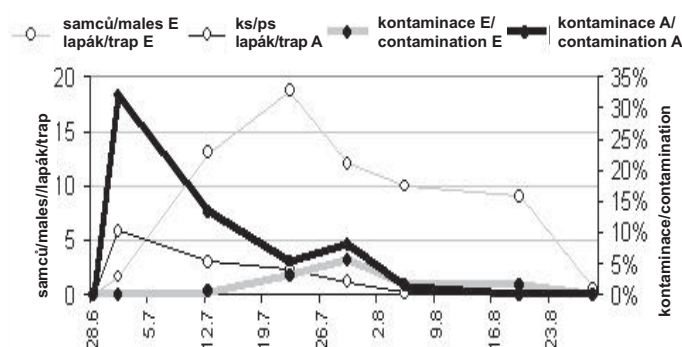
Graf 19.

Srovnání atraktivity feromonových odpárníků pro samce *L. monacha* a jejich vlivu na detekci kontaminace, HI. Mašůvky, plocha A
Comparison of attractivity of pheromone dispensers for *L. monacha* males and their influence on contamination detection, HI. Mašůvky, plot A



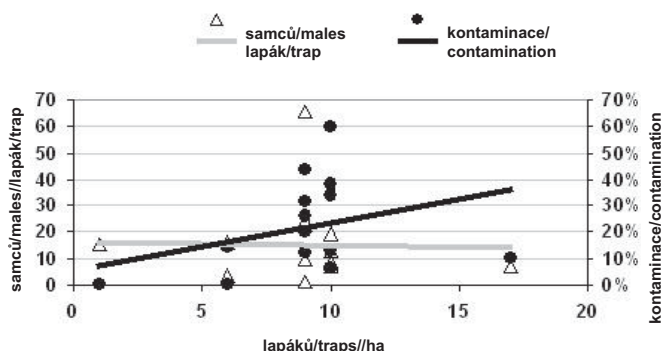
Graf 20.

Srovnání atraktivity feromonových odpárníků pro samce *L. monacha* a jejich vlivu na detekci kontaminace, HI. Mašůvky, plocha C
Comparison of attractivity of pheromone dispensers for *L. monacha* males and their influence on contamination detection, HI. Mašůvky, plot C



Graf 21.

Srovnání dynamiky letové aktivity a kontaminace *L. monacha* na ploše s nízkou (A) a vyšší (E) abundancí
Comparison of dynamics of aerial activity and contamination of *L. monacha* on the plot with lower (A) and higher (E) abundance



Graf 22.

Závislost stupně kontaminace a početnosti úlovků *L. monacha* do feromonových lapáků na hustotě kontaminační sítě (lapáků/ha)
Dependence of contamination degree and catch frequency of *L. monacha* into pheromone traps on density of contamination network (traps/ha)

MOŽNOSTI VYUŽITÍ MODELU PŘÍMÉHO ODTOKU PŘI NÁVRHU CESTNÍ SÍTĚ

Possibilities to implement the direct runoff model to design a road network

Abstract

The paper provides practical implementation of the hydrological model KINFIL solving problems of landscape engineering. This model can be used for designing an optimal road density system in areas where agricultural or forestry production does not play important role. Such a project of road system is based, in particular, on physiographical characteristics of land. Input data for direct runoff analysis are computed in relation on geometric parameters of upstream sub-catchments using the method of maximum daily precipitation reduction. Computed direct runoff discharges mainly depend on soil and vegetation conditions. These discharges are further assessed with road drain capacities designed according to the Czech Standard System (ČSN).

Klíčová slova: cestní síť, mimoprodukční oblast, hydrologický model

Key words: road network, off-production area, hydrological model

Úvod

V oblastech, ve kterých převažuje zemědělská nebo lesnická výroba, je hustota cestní sítě určována především ekonomickými hledisky, reflektujícími požadavek co nejvýhodnějšího zajištění dopravy zemědělské a lesnické produkce k dalšímu zpracování. Jinak tomu zpravidla bývá v oblastech, ve kterých produkce nestojí na prvním místě. V takových oblastech by se mělo zamezit nadměrnému budování lesních a polních cest, které zbytečně rozbíjejí přirozený ráz krajiny a často vytvářejí svými odvodňovacími prvky nevhodný srážko-odtokový systém. Literatura uvádí, že optimální hustota lesních cest by měla být v rozsahu od 7 do 14 m na hektar (KLČ 2005).

Právě v takových oblastech by při návrhu cestní sítě měl být uvažován především sklon území, využití pozemků a půdní poměry. V závislosti na těchto fyzikálně-geometrických vlastnostech jednotlivých subpovodí vytvářených cestní sítí je žádoucí se zaměřit na bezpečné odvedení přímého odtoku z přívalových dešťů.

Jedná se tedy o sestavení podkladů, které by mohly sloužit projektantům polních a lesních cest. Aby jim však tyto podklady mohly účinně pomoci, je třeba provést srážko-odtokovou analýzu pro různé reprezentativní srážkoměrné stanice tak, aby byl zahrnut běžný rozsah nadmořských výšek v ČR, tj. 100 – 1 200 m n. m.

Metody a materiál

Model KINFIL je založen na kombinaci teorie infiltrace a transformace přímého odtoku „kinematickou vlnou“, který se osvědčil na řadě experimentálních povodí při rekonstrukci historických povodňových případů. Tento model používá fyzikálně-geometrické (fyziografické), hydraulické a klimatické parametry povodí, které se dají určit z mapových a jiných podkladů při absenci přímých pozorování a při zohlednění důsledků antropogenní činnosti v povodí. Model je určen především pro stanovení návrhových průtoků pro různé „scénářové situace“ dané touto činností, jako je změna kultur, odlesnění, urbanizace aj. Současná verze modelu KINFIL je založena na infiltrační teorii GREENA a AMPTA se zavedením koncepce „výtopy“ podle Morel-Seytoux (MOREL-SEYTOUX, VERDIN 1981).

$$K_s \left(\frac{z_f + H_f}{z_f} \right) = (\Theta_s - \Theta_i) \frac{dz_f}{dt} \quad (1)$$

$$S_f = (\Theta_s - \Theta_i) \cdot H_f \quad (2)$$

$$t_p = \frac{S_f}{i \left(\frac{i}{K_s} - 1 \right)} \quad (3)$$

kde : K_s nasycená hydraulická vodivost (m.s^{-1})
 z_f hloubka infiltrační fronty (m)

Θ_s nasycená půdní vlhkost (-)

Θ_i počáteční půdní vlhkost (-)

H_f sací tlak pod infiltrační frontou (m)

i intenzita deště (m.s^{-1})

S_f retenční součinitel sacího tlaku (m)

t_p doba výtopy (s)

t čas (s)

Základním úkolem je určení parametrů nasycené hydraulické vodivosti K_s a retenčního součinitele sacího tlaku S_f (při stavu polní vodní kapacity - PVK). Řešením je využití dříve odvozených vztahů mezi těmito parametry a hodnotami čísel odtokových křivek CN (Curve Number), dnes dobře propracované metody a ve světě široce používané U.S.SCS 1986. Indexové hodnoty CN korespondují s konceptuálními hodnotami půdních parametrů K_s a S_f (PVK): $CN = f(K_s, S_f)$. Pro stanovení těchto vzájemných (párových) vztahů mezi CN a (K_s, S_f) jsou použita data maximálních jednodenních srážkových úhrnů 62 stanic České republiky, přepočtených pro trvání 30, 60, 90, 120, 180 a 300 min., každý po dobu opakování 1, 2, 5, 10, 20, 50 a 100 let, implementovaných infiltračním submodelem pro 10 základních skupin půd podle U.S. klasifikace, která je však kompatibilní s naší klasifikací podle NOVÁKA.

Druhým komponentem modelu KINFIL je jeho část simulující propagaci a transformaci přímého odtoku. Řešená partiální diferenciál-

ní rovnice popisuje neustálený pohyb, aproximovaný kinematickou vlnou (po zanedbání nevýznamných rychlostních členů dynamické St. Venantovy rovnice) po ploše různě uspořádaných a podle topografických podmínek různě skloněných rovinných „desek“.

$$\frac{\partial y}{\partial t} + \alpha m y^{m-1} \frac{\partial y}{\partial x} = i_e(t) \quad (4)$$

kde: x, y, t ... souřadnice délky, hloubky, času (m, m, s)
 α, m ... hydraulické parametry
 $i_e(t)$... intenzita efektivního deště (m.s^{-1})

Tato rovnice je převedena do tvaru konečných diferencí a řešena explicitním numerickým schématem. Pro praktické řešení je povodí geometrizováno rozdělením do tří komponent: kaskády desek, konvergentních a divergentních segmentů a úseků koryta toku tak, aby simulace topografických ploch povodí byla dostatečně reprezentativní. Počáteční podmínky řešení diferenčního schématu jsou zadány pro tzv. nulové hodnoty hloubek vody (tj. jestliže $y(x, 0) = 0$ pro všechny souřadnice polohy x). Horní okrajová podmínka je dána polohou každé rovinné desky v kaskádě, případně horní hranou segmentu. Pro soustředěné neustálené proudění v korytě bývá používáno submodelu Muskingum-Cunge, jehož autoři zavedli zjednodušující předpoklady do rovnice kinematické vlny transformované korytem toku.

Z maximálních jednodenních srážkových úhrnů ve vybrané srážkoměrné stanici (ŠAMAJ, BRÁZDIL, VALOVIČ 1983) byly vypočteny srážkové úhrny a náhradní intenzity dešťů pro různé doby trvání deště a různé doby opakování podle vzorců (HRÁDEK, KOVÁŘ 1994):

$$H_{t,N} = H_{1d,N} \cdot a \cdot t^{1-c} \quad (5)$$

$$i_{t,N} = H_{1d,N} \cdot a \cdot t^{-c} \quad (6)$$

kde: t doba trvání deště (min)

$H_{t,N}$ srážkový úhrn deště doby trvání t s dobou opakování N (mm)

$i_{t,N}$ náhradní intenzita deště s dobou trvání t a dobou opakování N (mm.min^{-1})

$H_{1d,N}$ maximální jednodenní srážkový úhrn s dobou opakování N (mm)

a, c redukční koeficienty

Návrhové deště různé doby trvání a periodicity výskytu byly zjišťovány metodou redukce denních maximálních srážek podle Gumbelovy statistiky extrémů (ŠAMAJ, BRÁZDIL, VALOVIČ 1983). Jako příklad výpočtu je zde uvedena srážkoměrná stanice Prachatice, jejíž nadmořská výška je 642 m n. m. Tato stanice byla vybrána jako reprezentativní oblast s vysokými srážkami.

Na této stanici byly naměřeny a zpracovány následující maximální hodnoty jednodenních srážek (údaje jsou v mm):

Tab. 1.
Denní hodnoty přívalových dešťů pro stanici Prachatice
Maximum daily values of rainfall at the Prachatice station

	N - doba opakování (roky)/repetition time (years)					
	2	5	10	20	50	100
Prachatice	42,8	57,4	66,8	76,6	88,6	98,0

Hodnoty redukčních koeficientů a, c pro deště různé doby trvání a doby opakování podle metodiky (HRÁDEK, KOVÁŘ 1994) ukazují následující tabulka.

Tab. 2.

Hodnoty redukčních součinitelů náhradních přívalových dešťů
The reduction coefficient values for the design rainfall

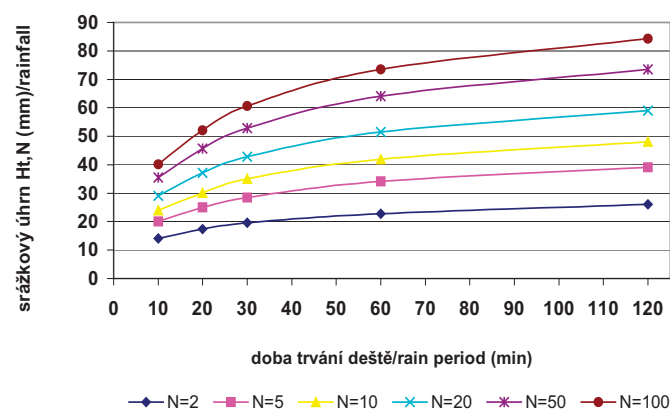
N(roky/years)	t(min)	10-40	40-120	120-1440	t(min)	10-40	40-120	120-1440
2	a	0,166	0,237	0,235	c	0,701	0,803	0,801
5	a	0,171	0,265	0,324	c	0,688	0,803	0,845
10	a	0,163	0,28	0,38	c	0,666	0,803	0,867
20	a	0,169	0,3	0,463	c	0,648	0,803	0,894
50	a	0,174	0,323	0,58	c	0,638	0,803	0,925
100	a	0,173	0,335	0,642	c	0,625	0,803	0,939

Hodnoty $H_{t,N}$ v níže uvedené tabulce představují celkový dešť, který je třeba redukovat na dešť efektivní odečtením infiltrační a retenční složky, neboť model KINFIL řeší přímý odtok simulovaný kinematickou vlnou, jež se transformuje z přívalového deště. Uvedená tabulka je pro lepší představu ještě znázorněna v podobě grafů na obr. 1 a obr. 2.

Tab. 3.

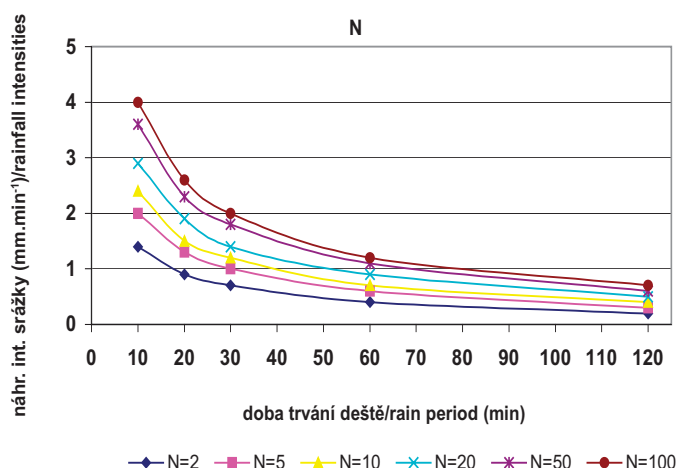
Výšky a intenzity přívalových dešťů pro stanici Prachatice
Design rainfall depths and intensities for the Prachatice station

Prachatice		t (min)					
N (roky/years)	H1d,N (mm)		10	20	30	60	120
2	42,8	Ht,N	14,14	17,40	19,64	22,72	26,05
		it,N	1,41	0,87	0,65	0,38	0,22
5	57,4	Ht,N	20,13	24,99	28,36	34,08	39,06
		it,N	2,01	1,25	0,95	0,57	0,33
10	66,8	Ht,N	24,04	30,52	35,08	41,90	48,03
		it,N	2,40	1,53	1,17	0,70	0,40
20	76,6	Ht,N	29,11	37,16	42,86	51,48	59,01
		it,N	2,91	1,86	1,43	0,86	0,49
50	88,6	Ht,N	35,48	45,60	52,81	64,11	73,49
		it,N	3,55	2,28	1,76	1,07	0,61
100	98	Ht,N	40,20	52,14	60,70	73,55	84,31
		it,N	4,02	2,61	2,02	1,23	0,70



Obr. 1.

Srážkový úhrn pro deště s dobou trvání 10 - 120 min a dobou opakování N let - Prachatice
Design rainfall depths for duration 10 -120 min and for return period N years - Prachatice



Obr. 2.
Náhradní intenzita srážky pro deště s dobou trvání 10 - 120 min a dobou opakování N let - Prachatice
Design rainfall intensities for duration 10 - 120 min and for return period N years - Prachatice

Infiltrační a retenční poměry povodí jsou charakterizovány číslem odtokových křivek CN. Pro vybrané subpovodí jsou uvažovány hydrologické skupiny půd C a D, pro které je průměrná hodnota CN 80 a 88. Tyto skupiny půd jsou charakterizovány jako hůře prostupné (C) a velmi málo prostupné (D), což reprezentuje nebezpečné srážko-odtokové poměry.

Následující tabulka obsahuje hodnoty efektivních dešťů pro různé doby trvání t a dobu opakování N . Hodnoty jsou vypočteny s respektováním konkrétní hydrologické skupiny půd, tzn. zahrnují již půdní charakteristiku subpovodí. Výška efektivního deště je počítána ze vztahu:

$$H_{et,N} = \frac{(H_{t,N} - 0,2 \cdot A)^2}{H_{t,N} + 0,8 \cdot A} \quad (\text{mm}) \quad (7)$$

$$A = \frac{25400}{CN} - 254 \quad (8)$$

kde: $H_{et,N}$ výška efektivního deště doby trvání t a doby opakování N (mm)
 A potenciální max. retence

Výsledky

Nejjednodušší možností odvodnění tělesa lesní nebo polní cesty je zbudování příkopu, tzn. otevřeného podélného odvodňovacího zařízení, které je vedeno v podélném směru cesty. Hlavní úlohou příkopu je soustředění a odvedení zejména srážkové vody z přilehlých svahů. Příkopy jsou budovány s trojúhelníkovým nebo lichoběžníkovým profilem. Další úvahy a výpočty jsou prováděny s uvažováním příkopu s lichoběžníkovým profilem, neboť je pro odvodňování lesních cest výhodnější a hydraulicky účinnější vzhledem k větší průřezové ploše při stejné výšce hladiny vody v nich než trojúhelníkový.

Návrh průtočného profilu vychází z ČSN 73 6108 a základní parametry jsou stanoveny následovně:

šířka dna příkopu $b = 0,40$ m
hloubka příkopu $H = 0,50$ m
sklon svahů příkopu $1 : 1$

Minimální podélný sklon příkopů je doporučen $0,5\%$, tj. minimální podélný sklon dna příkopu v rovinných územích. Jako optimální je pro výpočet zvolen sklon 1% a dále je uvažován sklon maximální ve výšce 3% , tj. maximální sklon dna příkopu ve svažitých územích.

Tab. 4.
Výšky a intenzity efektivních přívalových dešťů
Depth of effective design rainfalls

CN=80 Stanice/Station: Prachatice 642 m n. m.											
N	H1d,N (mm)	t (min)									
		10	20	30	60	120					
		Ht,N	Het,N	Ht,N	Het,N	Ht,N	Het,N	Ht,N	Het,N	Ht,N	Het,N
2	42,8	14,1	0,0	17,4	0,3	19,6	0,7	22,7	1,4	26,1	2,3
5	57,4	20,1	0,8	25,0	2,0	28,3	3,1	34,1	5,4	40,0	8,2
10	66,8	24,0	1,7	31,0	4,1	35,1	5,8	42,0	9,3	48,0	12,6
20	76,6	29,1	3,4	37,2	6,8	42,9	9,7	51,5	14,7	59,0	19,5
50	88,6	35,5	6,0	45,6	11,2	52,8	15,5	64,1	23,0	73,5	29,7
100	98,0	40,2	8,3	52,1	15,1	60,7	20,7	73,6	29,8	84,3	37,9
CN=88 Stanice/Station: Prachatice 642 m n. m.											
N	H1d,N (mm)	t (min)									
		10	20	30	60	120					
		Ht,N	Het,N	Ht,N	Het,N	Ht,N	Het,N	Ht,N	Het,N	Ht,N	Het,N
2	35,6	14,1	1,2	17,4	2,4	19,6	3,4	22,7	4,9	26,1	6,8
5	48,4	20,1	3,6	25,0	6,2	28,3	8,2	34,1	11,9	40,0	16,2
10	56,6	24,0	5,6	31,0	9,9	35,1	12,6	42,0	17,6	48,0	22,3
20	65,2	29,1	8,7	37,2	14,1	42,9	18,3	51,5	25,1	59,0	31,3
50	75,7	35,5	12,9	45,6	20,4	52,8	26,1	64,1	35,6	73,5	43,8
100	83,9	40,2	16,3	52,1	25,6	60,7	32,7	73,6	43,9	84,3	53,4

Průtočná kapacita příkopu je počítána z rovnice kontinuity podle vztahu:

$$Q = S \cdot v \quad (\text{m}^3 \cdot \text{s}^{-1})$$

S plocha průtočného profilu (m^2)

v rychlost proudění ($\text{m} \cdot \text{s}^{-1}$)

Obsah průtočného profilu S lichoběžníkového příkopu s výše uvedenými rozměry se vypočte podle vzorce:

$$S = \frac{b + B}{2} \cdot H \quad (\text{m}^2),$$

kde $B = (2 \cdot m \cdot H) + b$ (m)

tj. $B = (2 \cdot 1 \cdot 0,5) + 0,40 = 1,40$ m a

$$S = \frac{0,40 + 1,40}{2} \cdot 0,5 = 0,45 \text{ m}^2$$

Rychlost proudění je stanovena podle Chézyho rovnice:

$$v = C \cdot \sqrt{R \cdot J} \quad (\text{m} \cdot \text{s}^{-1})$$

C rychlostní součinitel ($\text{m}^{1/2} \cdot \text{s}^{-1}$)

R hydraulický poloměr (m)

J podélný sklon příkopu

$$C = \frac{1}{n} \cdot R^{\frac{1}{6}} \quad (\text{m}^{1/2} \cdot \text{s}^{-1})$$

n Manningův drsnostní součinitel

Pro zvolený příkop s drnem je $n = 0,025$.

Hydraulický poloměr R je dán vztahem:

$$R = \frac{S}{O} \quad (\text{m})$$

O omočený obvod (m)

$$O = b + 2l_s = b + 2\sqrt{2H^2} \quad (\text{m})$$

$$O = 0,40 + 2\sqrt{2 \cdot 0,50^2} = 1,81 \text{ m}$$

$$\text{tj. } R = \frac{0,45}{1,81} = 0,25 \text{ m} \quad \text{a} \quad C = \frac{1}{0,025} \cdot 0,25^{\frac{1}{6}} = 31,75 \text{ m}^{1/2} \cdot \text{s}^{-1}$$

Rychlost proudění je vypočtena postupně pro všechny tři uvedené podélné sklony dna příkopu:

$$v_{\min} = 31,75 \cdot \sqrt{0,25 \cdot 0,015} = 1,12 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$$

$$v_{\text{opt}} = 31,75 \cdot \sqrt{0,25 \cdot 0,01} = 1,59 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$$

$$v_{\max} = 31,75 \cdot \sqrt{0,25 \cdot 0,03} = 2,75 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$$

Příslušné hodnoty průtoků jsou:

$$Q_{\min} = 0,45 \cdot 1,12 = 0,51 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$$

$$Q_{\text{opt}} = 0,45 \cdot 1,59 = 0,72 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$$

$$Q_{\max} = 0,45 \cdot 2,75 = 1,24 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$$

Návrh parametrů odvodnění polních cest vychází z ČSN 73 6109 a je obdobný jako u lesních cest, proto zde není zvlášť uvažován.

V dalším kroku byly pomocí modelu KINFIL počítány pořadnice odtokového hydrogramu z rovinné obdélníkové desky různých sklonů simulující svah terénu. Šířka desky byla zvolena konstantní, a to $b = 1\,000$ m, což znamená, že délka příkopu je maximálně 1 km. Výpočty byly prováděny pro hodnotu Manningova drsnostního součinitele $n = 0,1$. Tato drsnost představuje tzv. koncepční drsnost zatravněného povrchu svahů s přírodním mikroreléfem. Sklon desky byl postupně volen následovně: 1%, 3%, 5%, 7%, 10%, 12% a 15%. Pro každý z uvedených sklonů desky byla postupně měněna délka desky, a to s hodnotami: 100, 200, 400, 600, 800, 1 000, 1 200, 1 500, 2 000 a 3 000 m.

Vzhledem k velkému rozsahu výpočtů uvádíme pouze jako ilustrativní příklad výpočty pro území 600 - 700 m n. m. (Prachatice) s hydrologickou půdní skupinou D. Tyto výsledky uvádí tab. 5 a obr. 3.

Diskuse

Použitá verze modelu KINFIL byla upravena účelově pro řešení neustáleného proudění po „geometrické desce“ o konstantním sklonu. Tak byla v příspěvku implementována nejjednodušší konfigurace modelu. Toto řešení je hydraulicky správné, protože při laterálním přítoku do odvodňovacího cestního příkopu se nepředpokládá sklon čáry energie rozdílný oproti podélnému sklonu svahu, tzn., že simulace odtokového procesu je postačující (žádné zpětné vzdutí nebo snížení). Model však poskytuje další podmínky, zejména věrnou simulaci terénu, včetně konkávních či konvexních tvarů, případně různých segmentů ať konvergentních nebo divergentních. Podle zkušeností autorů je jednoduchá konfigurace modelu KINFIL velmi „pružná“ a poskytuje v krátkém čase možnosti různé kombinace charakteristik vstupních dešťů a geometrických a hydraulických parametrů. Namísto hodnot čísel odtokových křivek CN je též možno použít hydraulických vlastností půd (např. K_s a S_f). Numerické schéma výpočtu je sice explicitní, ale dostatečně stabilní. V případě numerické nestability je možno z klávesnice PC zkrátit výpočetní časový krok a tím dosáhnout stability řešení. Domníváme se, že projektanti polních a lesních cest mohou použitím modelu KINFIL zefektivnit svou práci a postavit návrhové řešení cestní sítě na odpovídající vědecký základ řešením neustáleného proudění.

Závěry

Maximální hodnoty průtoků byly zpracovány do tabulek a vyneseny graficky. Uvedený příklad reprezentuje stanici Prachatice, hydrologickou skupinu půd D a sklon desky 15 %. Tento příklad uvádí poměrně nepříznivé odtokové poměry. Šedá pole tabulky označují hodnoty průtoků, které jsou vyšší než maximální průtočná kapacita navrženého odvodňovacího příkopu, tzn., že při daném sklonu a délce desky při daném dešti nedochází k bezpečnému odvedení srážkové vody ze svahu. Je samozřejmé, jelikož se jedná o návrh lesních a polních cest, že z hlediska návrhových budou mít v praxi uplatnění ty části „tabulek“, které se týkají dešťů s dobou opakování $N = 2$ roky, event. $N = 5$ let, což reflektuje i návrhové průtoky běžně používané v projekční praxi tak, kdy vyběžení za vyšších průtoků nepůsobí značné škody v níže položeném území. Obecně lze říci, že výsledky výpočtů jsou srovnatelné s výsledky autorů využívajících modely kinematické vlny již od konce 70. let (OVERTON, MEADOWS 1976) do současné doby zejména v hydrologii. Tato metoda v praktických návrzích lesních a polních cest u nás ještě použita nebyla a proto podotýkáme, že její aplikaci je třeba vždy po-

soudit ještě v kontextu s dalšími požadavky řešení dopravního systému. Zde zdůrazňujeme znovu, že předložený článek přednostně řeší pouze problematiku srážko-odtokovou při návrhu cestní sítě.

Literatura

ČSN 73 6108: Lesní dopravní síť

ČSN 73 6109: Projektování polních cest

HRÁDEK, F., KOVÁŘ, P.: Výpočet náhradních intenzit přívalových dešťů. Vodní hospodářství, 11, 1994. s. 49-53, ISSN 1211-0760

CHOW, V. T., MAIDMENT, D. R., MAYS, L. W.: Applied Hydrology. McGraw Hill, USA. 1988

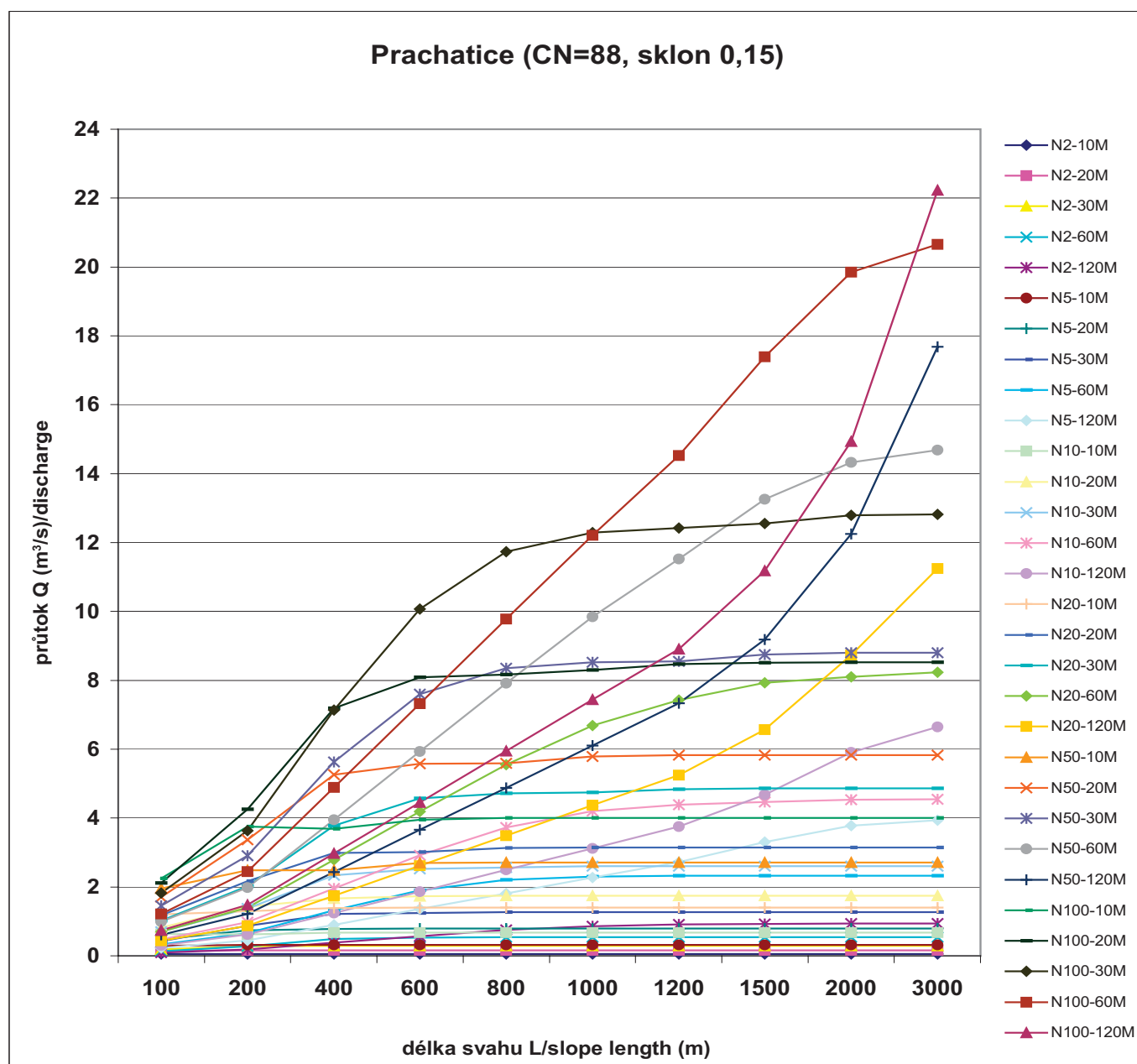
KOVÁŘ, P., CUDLÍN, P., HEŘMAN, M., ZEMEK, F., KORYTÁŘ, M.: Analysis of flood events on small river catchments using the KINFIL Model. Journal of Hydrology and Hydromechanics, 50, 2002, s. 157-171

KLČ, P.: Výskum zásad sprístupňovania horských lesov lesnou dopravnou sieťou, J. For. Sci., 51. 2005, č. 3, s. 115-126, ISSN 1212-4834

MOREL-SEYTOUX, VERDIN: Extension of the soil conservation service rainfall-runoff methodology for ungaged watersheds. Colorado State University, Fort Collins, Colorado, Report No. FHWA/RD-81/060, 1981.

OVERTON, D. E., MEADOWS, M. E.: Stormwater Modeling. New York, Academic Press 1976. 358 s., ISBN 0-12-531550-3

Technická doporučení pro lesní dopravní síť, Ministerstvo zemědělství ČR, odvětví lesního hospodářství. ISBN 80-86386-09-0



Obr. 3.

Návrhové průtoky pro cestní odvodňovací příkop v závislosti na délce svahu a parametrech přívalových dešťů
Design discharges Q on the standard road ditch for the characteristics of design effective rainfalls and for given lengths of slopes

Tab. 5.Hodnoty návrhových průtoků Q ($\text{m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$) pro charakteristiky návrhových dešťů a délky svahů pozemkůDesign discharges Q ($\text{m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$) on the standard road ditch for the characterization of design effective rainfall and for given lengths of slope

Stanice/Station: PRACHATICE			CN=88				skupina půd/soil class: D			sklon/inclin.: 0,15	
		100	200	400	600	800	1000	1200	1500	2000	3000
2	10	0,050	0,051	0,051	0,051	0,051	0,051	0,051	0,051	0,051	0,051
	20	0,150	0,159	0,164	0,164	0,164	0,164	0,164	0,164	0,164	0,164
	30	0,183	0,276	0,290	0,291	0,291	0,291	0,291	0,291	0,291	0,291
	60	0,137	0,274	0,488	0,531	0,540	0,542	0,542	0,542	0,542	0,542
	120	0,095	0,190	0,382	0,574	0,752	0,862	0,908	0,929	0,939	0,940
5	10	0,295	0,312	0,322	0,322	0,322	0,322	0,322	0,322	0,322	0,322
	20	0,477	0,742	0,782	0,798	0,798	0,798	0,798	0,798	0,798	0,798
	30	0,425	0,873	1,219	1,246	1,268	1,270	1,270	1,270	1,270	1,270
	60	0,330	0,661	1,321	1,905	2,211	2,303	2,325	2,325	2,325	2,325
	120	0,225	0,450	0,903	1,356	1,812	2,267	2,721	3,298	3,779	3,943
10	10	0,633	0,618	0,673	0,673	0,673	0,673	0,673	0,673	0,673	0,673
	20	0,823	1,423	1,669	1,726	1,742	1,744	1,744	1,744	1,744	1,744
	30	0,701	1,380	2,339	2,523	2,558	2,600	2,607	2,608	2,608	2,608
	60	0,481	0,978	1,956	2,923	3,732	4,198	4,389	4,468	4,535	4,549
	120	0,310	0,621	1,241	1,867	2,493	3,120	3,748	4,685	5,906	6,652
20	10	1,204	1,290	1,386	1,405	1,405	1,405	1,405	1,405	1,405	1,405
	20	1,175	2,171	2,985	3,017	3,127	3,145	3,147	3,147	3,148	3,148
	30	1,018	2,021	3,777	4,576	4,712	4,750	4,836	4,861	4,865	4,865
	60	0,697	1,395	2,790	4,186	5,545	6,684	7,432	7,927	8,098	8,228
	120	0,435	0,871	1,742	2,617	3,494	4,373	5,252	6,574	8,736	11,250
50	10	1,960	2,488	2,490	2,702	2,712	2,713	2,713	2,713	2,713	2,713
	20	1,701	3,371	5,263	5,576	5,594	5,786	5,823	5,831	5,832	5,832
	30	1,451	2,903	5,628	7,594	8,357	8,521	8,551	8,743	8,797	8,801
	60	0,989	1,979	3,957	5,937	7,917	9,840	11,528	13,260	14,320	14,686
	120	0,609	1,218	2,436	3,656	4,880	6,108	7,335	9,180	12,251	17,685
100	10	2,253	3,758	3,681	3,948	4,005	4,009	4,010	4,010	4,010	4,010
	20	2,116	4,251	7,185	8,087	8,163	8,305	8,469	8,515	8,521	8,522
	30	1,819	3,637	7,143	10,077	11,736	12,294	12,429	12,556	12,798	12,825
	60	1,221	2,443	4,885	7,328	9,774	12,208	14,530	17,397	19,846	20,657
	120	0,742	1,485	2,970	4,457	5,947	7,437	8,911	11,185	14,931	22,227

Possibilities to implement the direct runoff model to design a road network

Summary

The following paper provides a practical implementation of the hydrological model KINFIL which is used for designing an optimal road density in areas where agricultural and forestry production does not play an important role. In these regions, the hill slope, land use and hydrological soil groups are major factors for a road network design. Depending on physiographical factors in a catchment divided by a road network into sub-catchments system, safe direct runoff from design torrential rainfall is of the highest priority. For corresponding rainfall-runoff analyses resulting discharge capacities of road ditches, rain gauge stations located at different altitudes ranging from 100 to 1,200 meter above sea level, have been used. The KINFIL model, based on an infiltration approach to compute net design rainfall to be transformed into direct runoff by a kinematic wave mechanism, has been implemented. This model also offers a more sophisticated solution when the topographical prototype can be better simulated using not only the „rectangular plane model“ but also its combination with segments either convergent or divergent. However, such a specific solution would exceed a „general solution“ introducing some specific topography hardly usable for the high majority of events. Infiltration and retention capacities on sub-catchment between two parallel open ditches along the road, as lateral drain element catching runoff from upstream slopes, are characterized by the Curve Number (CN), hill slopes angle, slope length and Manning roughness. Instead of very flexible use of CN values, the model offers also other hydraulic soil parameters implementation (e. g. K_s , S_p). Its numerical scheme is stable and in case of failure it enables to shorten the computational time step during computation on a PC (from the keyboard). The ditches parameters keep the Czech Standard (ČSN) of trapezoidal ditch profiles. Thus the design discharges on lateral road ditches in different areas can be computed. The presented paper shows the territory with the altitude of 600 to 700 m giving example of the rain station Prachatice with the soil group D and with hill slopes from 1% to 15% and length from 100 m to 3,000 m. The final results are published in the form of a table or a graph and they show discharges exceeding the ditch-capacities, thus providing the capacity-limits to be just accepted before over-banking. This method is assumed to be used by consultancy engineers when designing a road system on forest or agri-fields. It is also supposed that consulting engineers, as users of this method, can quickly incorporate the solution of an unsteady water flow through the road ditch system. This physically based method can upgrade the scientific level of a rural road system design.

Recenzováno

POTŘEBA RACIONÁLNÍHO DIFERENCOVANÉHO VYJÁDŘENÍ SOCIÁLNĚ-EKONOMICKÝCH HODNOT FUNKCÍ LESA V KRAJINĚ

The need of rational differentiated expression of socio-economic values of forest services in the landscape

Abstract

The article deals with the need of rational valuation of socio-economic importance of forest services in the Czech Republic (CR). The valuation should be based on rational socio-economic, cultural, historical and environmental conditions in CR. The valuation could be used as one of the most important bases for socio-economic rational decisions about use of individual environmental resources in the landscape considering principles of sustainable life in the society and especially in rural areas. Valuation of forest services should be differentiated by diverse socio-economic content of forest services (market, mediated market, non-market), aims of valuation and input data available. Market services can be valued by market revenues, non-wood forest services by shadow market revenues, mediated market services (hydric, soil protection) on costs of prevention and/or costs of compensation, non-market services (recreational, nature protection) by expert methods.

Klíčová slova: funkce lesa, sociálně-ekonomická významnost, hodnocení

Keywords: forest services, socio-economic importance, valuation

Úvod

V České republice je třeba zabývat se problémem, jak pro různé účely racionálně vyjádřit sociálně-ekonomickou hodnotu funkcí jednotlivých částí krajiny. Hodnocení by se mělo stát jedním z podkladů pro společensky racionální rozhodování o využití jednotlivých environmentálních zdrojů v krajině, pro řešení dialektického rozporu tržního (produkčního) a netržního (mimoprodukčního) užívání částí krajiny a přírodních zdrojů, pro zacházení s nimi z hlediska trvale udržitelného života ve venkovském prostoru a v rámci společnosti vůbec.

Potřeba řešení problematiky vyjádření společenské efektivnosti existence a využívání funkcí jednotlivých částí krajiny v peněžní formě je diskutována poměrně dlouhou dobu. V posledních letech, v tržním prostředí, naléhavost objektivního a pokud možno racionálního řešení z pohledu společnosti roste. Potřebu vyvolávají střety soukromých a veřejných zájmů u nás vzhledem k optimální míře a způsobu využití environmentálních zdrojů v krajině, mezi nimiž zaujímá les podstatné místo.

Uvedenou problematiku je nutno postavit na racionální sociálně-ekonomické základy, vycházející ze stávajícího společenského, kulturního, historického, sociálně-ekonomického prostředí společnosti v ČR ve vztahu k evropským a světovým trendům. Problematika hodnocení společenské efektivnosti využívání produkčních a mimoprodukčních funkcí lesa pro společnost je komplikovaná, protože les je sám o sobě složitým objektem, jehož působení je v rámci společnosti mnohostranné, ale rovněž proto, že les a soustava jeho užitečných hodnot se stále vyvíjejí v souladu s vývojem společenských potřeb. Jsou různé v čase i v místě, souvisejí s ekonomickou a sociální úrovní společnosti, s její kulturou, tradicemi, zvyklostmi a zvláštnostmi života. Ne všechny přístupy u nás však zohledňují uvedené faktory. Jsou takové, které odmítají brát v úvahu potřeby a požadavky společnosti a společnost vůbec při uvedených hodnoceních a které považují společenské potřeby za neobjektivní.

Charakteristika funkcí lesa jako funkcí společenských

Pojetí funkcí jako společenských odráží vliv částí krajiny na společnost, tj. v konečných důsledcích na společenské sociálně-eko-

mické parametry, ne na technické, biologické, fyzikální a chemické parametry vlastního přírodního prostředí, ekosystému, mimo člověka, mimo společnost a její části. Člověk hodnotí podle svých požadavků a potřeb úroveň funkcí lesa v krajině, a to nejen v peněžní, ale stejně tak i v nepeněžní formě. Bez člověka, tedy mimo něj, kategorie společenské hodnoty a ceny neexistuje. Platí tedy, že zjišťované hodnoty funkcí částí krajiny v peněžní formě jsou vždy vyjadřovány na základě požadavků, potřeb a hodnotových soudů člověka a jsou společensky podmíněné.

Dokonce jestliže se vyjadřuje hodnota objektu v krajině (např. lesa), která vyplývá ze samotné existence jako takové mimo člověka, pak ani takové hodnocení není objektivní mimo člověka, ale vždy v tomto smyslu účelově, časově, prostorově, společensky a historicky podmíněné a omezené. Lze říci, že společenské potřeby a míra jejich uspokojování jsou podmínkou vzniku a existence společenských funkcí částí krajiny (viz schéma).



Existují však přístupy, které vidí v oceňování v podstatě tzv. existenčních (potenciálních) hodnot lesa mimo společnost neobjektivnější přístup. Ty se pak často vyznačují prakticky extrémní výší kalkulovaných hodnot, kritizují přístupy vycházející z potřeb a poptávky člověka. Uvádějí, že přístupy vyjadřující význam částí krajiny a jejich funkcí pro společnost hrubě podhodnocují význam příslušných funkcí, dostatečně nechrání krajinu před společností a jejími aktivitami, že dané přístupy jsou „utilitaristické“ a vedou ke globální ekologické krizi, ke zničení zeměkoule.

Tzv. poptávkové „utilitární“ či „utilitaristické“ přístupy jsou podle nich subjektivní, kdežto přístupy „neutilitární“ vyjadřující hodnoty tzv. existenčních ekosystémových funkcí lesa bez ohledu na člověka jsou objektivní. Zastánci uvedených přístupů však nepřiznávají realitu, tj., že oni sami jako část společnosti poptávají tzv. ekosystémové funkce, že i oni poptávají jejich oceňování a metody těchto oceňování, a dokonce poptávají i konkrétní výši ocenění, která musí být dostatečně vysoká, aby jejich společenskou poptávku a potřebu uspokojila. Tzn., že i tyto funkce pro ně plní užitky a uspokojují jejich potřeby a jsou v tomto smyslu podle jejich vlastních názorů nakonec „subjektivní“.

Autoři Ekosystémového hodnocení milénia (2003) uvádějí, že současné rozhodovací procesy často ignorují nebo podceňují hodnotu ekosystémových služeb, přičemž různé vědní obory, filosofická hlediska a myšlenkové školy oceňují hodnotu ekosystémů různě. Jedno paradigma hodnoty, známé jako utilitární (antropocentrická) koncepce, je založeno na principu upřednostňování spokojenosti (blahobytu) člověka. V tomto případě mají ekosystémy a služby, které poskytují, hodnotu pro lidskou společnost, protože lidé mají z jejich využívání prospěch, ať už přímo nebo nepřímo („užitkové“, příp. „užité“ hodnoty). V rámci této utilitární koncepce hodnot přiznávají lidé hodnotu také ekosystémovým službám, které nejsou právě využívány („neužitkové“, „neužité“ hodnoty). Neužitkové hodnoty, obecně známé jako hodnoty existence, zahrnují takové případy, kdy lidé připisují hodnotu skutečnosti, že určitý zdroj vůbec existuje, i když jej nikdy přímo nevyužijí. To se často týká hluboce ctěných historických, národních, etických, náboženských a spirituálních hodnot, které lidé ekosystémům připisují – hodnot, které Ekosystémové hodnocení milénia (MA) označuje jako kulturní služby ekosystémů.

Jiné, neutilitární paradigma hodnot, zastává názor, že něco může mít vnitřní hodnotu – tj. může být hodnotné samo o sobě a pro sebe – bez ohledu na svou užitečnost pro kohokoliv jiného. Z pohledu mnoha etických, náboženských a kulturních názorů mohou mít ekosystémy vnitřní hodnotu nezávislou na jejich příspěvku k životní úrovni lidí.

Utilitární a neutilitární paradigmaty hodnot se mnoha způsoby překrývají a vzájemně ovlivňují, ale používají různá měřítka, zcela bez společného jmenovatele, a nemohou být většinou směřována, ačkoliv obě paradigmaty hodnot jsou využívána v procesech rozhodování. Vnitřní hodnota může doplňovat nebo vyvažovat úvahy o utilitární hodnotě. Ekosystémové hodnocení milénia klade důraz při oceňování ekosystémových služeb na odhadování změn v hodnotě toho, čím ekosystémy kontinuálně přispívají lidem. Uvádí se nutnost kvantifikace příčinného řetězce mezi změnami podmínek ekosystému a kvalitou lidského života. Z uvedeného je patrný důraz na spojení oceňování ekosystémových služeb s člověkem a jeho potřebami a požadavky. Z daného pojetí plyne, že existuje množství účelů použití, metody oceňování jsou voleny podle dostupnosti dat. Pokud se zavádí neutilitární hodnocení, pak jde zejména o záležitost politickou.

BLUM (2004) ve své renomované publikaci uvádí, že termín „funkce lesů“ se často používá pro vyjádření souboru funkčních vztahů mezi lesem a lidmi. Nechápe jej tedy mimo člověka.

K významnosti funkcí lesa a jejich základních bloků se vyjadřuje v posledních letech množství mezinárodních konferencí v Evropě i ve světě na nejvyšší úrovni. Z nich je možno jmenovat následující:

Konference v Rio de Janeiro (1992) hovoří o principu trvale udržitelného hospodaření v lesích s cílem plnit ekologické, ekonomické a sociální funkce lesů.

Druhá ministerská konference o ochraně evropských lesů v Helsinkách (1993) uvádí v definici trvale udržitelného hospodaření v lesích, že lesy musí být využívány takovým způsobem a rychlostí, aby byla zachována jejich schopnost plnit v současnosti i budoucnosti všechny ekologické, ekonomické a sociální funkce na místní, regionální i celosvětové úrovni.

Seminář expertů o trvale udržitelném rozvoji lesů severského a mírného pásma, konaný v Montrealu v roce 1993, uvedl mezi zásadními kritérii pro monitorování trvale udržitelného vývoje lesů „Uznání celého spektra využívání lesa“.

Třetí ministerská konference o ochraně evropských lesů v Lisabonu (1998) v rezoluci L1 „Lidé, lesy a lesnictví“ uvádí pod 5. bodem všeobecné směrnice: „Měly by se posoudit tržní a netržní kulturní,

sociální a environmentální služby lesů a jejich přínos pro společnost a trvale udržitelný rozvoj by se měl zapracovat do celkové politiky a programů lesnictví a dalších sektorů“.

Lesnická strategie EU zdůrazňuje v rezoluci Rady ze 14. 12. 1998 „O lesnické strategii pro evropskou unii“ v bodě 4 důležitost multifunkční role lesů a trvale udržitelného lesního hospodářství založeného na sociálních, ekonomických, environmentálních, ekologických a kulturních funkcích lesa pro rozvoj společnosti.

Ministerská konference o ochraně evropských lesů ve Vídni (2003) zdůrazňuje v rezoluci V2 „podporu metod oceňování pro dosud netržní užítky a služby“.

Lze říci, že materiály týkající se lesa a jeho funkcí uvádějí obvykle tři bloky funkcí, a to ekonomické, ekologické a sociální, mezi nimiž významově (hodnotově) nerozlišují, tj. považují je v širším slova smyslu za rovnocenné. Důraz se klade na souběžné trvale udržitelné poskytování všech těchto tří bloků funkcí, což odráží pojetí trvale udržitelného vývoje. Současně se zdůrazňuje trvale udržitelné plnění funkcí lesa pro rozvoj společnosti, ne tedy mimo ni, bez ní. Funkce lesa jsou zde jednoznačně chápány jako funkce, které jsou součástí společnosti a jejích potřeb, včetně míry uspokojování těchto potřeb, tj. de facto v závislosti na její poptávce. Pro účely hodnocení společenské významnosti uvedených tří bloků funkcí je nutno vidět jejich společenský dopad, společenskou významnost jak ve stránce ekonomické, tak sociální, protože to jsou dva základní aspekty existence lidské společnosti a jejích potřeb, podle kterých se řídí a vyvíjí (ŠIŠÁK, ŠVIHLA, ŠACH 2002).

Při hodnocení funkcí lesa (jako každého environmentálního zdroje) bychom měli rozlišovat z teoretických i praktických důvodů mezi pojmy „funkce“ a „vlastnost“ lesa. Na lese můžeme nalézt nepřeberné množství mechanických, fyzikálních, technických, chemických a biologických vlastností či parametrů. Teprve tehdy, jsou-li vlastnosti objektu aktivně poptávány v rámci společnosti a jsou-li v deficitu nebo na hranici deficitu (a to i potenciálně), vyplývá potřeba řešení jejich současného a budoucího zabezpečení, nabývají evidentní sociálně-ekonomickou a ne pouze dílčí fyzikální aj. dimenzi, stávají se společenskými funkcemi a hodnotami se sociálně-ekonomickým významem pro společnost. Navíc by mělo jít o komplexní funkce, které mají vlastní identifikovatelný, vyjádřitelný, konečný komplexní sociálně-ekonomický výstup, tj. dopad ve společnosti.

Je nutno vyhnout se případu, kdy se navíc v rámci konečného sociálně-ekonomického dopadu komplexu dané funkce ve společnosti její vstupní dílčí parciální technické parametry či vlastnosti vzájemně mnohdy překrývají, opakují, redukuje či eliminují. Mnohdy se nedá prokázat mezi atomizovanými fyzikálními, biologickými a chemickými parametry žádná kauzalita směrem k sociálnímu a ekonomickému dopadu na společnost. Např. jaký je sociálně-ekonomický dopad hydrických funkcí lesa, co zajímá, či podle čeho se řídí ve svém rozhodování společnost, je ještě v čerstvé paměti v souvislosti s nedávnými povodněmi – nejen v ČR. Nejsou to dílčí vstupní parciální vlivy lesa na technicko-fyzikální vlastnosti, parametry, jako jsou horizontální srážky, vsak, povrchový odtok, evapotranspirace, a další prvky bilanční rovnice měřené např. v mm, které by se pak hodnotily v peněžních jednotkách podle ceny nějaké zvolené tržní komodity (objemu dřeva), ale jsou to, a hodnotí se, konečné výstupy – sociálně-ekonomický vliv lesa na povodně, tj. na maximální průtoky ve vodotečích, ale při nedávném suchu i na minimální průtoky ve vodotečích, stav zásob vody především ve vodních nádržích, stav kvality vody.

Dané výstupy hydrické funkce lesa lze hodnotit jako konečné agregátní výstupy na bázi změny spotřeby práce, nákladů, které z da-

né funkce pro společnost plynou a které se zprostředkovaně projevují na trhu. Lze je pak hodnotit na bázi tzv. nákladů prevence či nákladů kompenzace, které vyjadřují efektivnost ve formě úspor spotřeby práce ve společnosti, úspor nákladů ve společnosti. Obdobou je hodnocení dalších ochranných funkcí lesa, jako jsou funkce půdoochranné a vzduchoochranné.

Avšak např. funkce zdravotně-hygienické včetně rekreační již mimo člověka nelze chápat vůbec. Z pohledu společenského, sociálně-ekonomického je problematické hodnotit je podle vstupních fyzikálních, biologických, chemických a technických vlastností, parametrů. Lze je v daném smyslu hodnotit podle konečných agregátních sociálně-ekonomických dopadů, které ve společnosti mají, na jaký podíl členů společnosti zapůsobily, jak je ovlivnily, jak je členové společnosti podle jejich vlastních potřeb a názorů hodnotí ve srovnání s jinými funkcemi.

Diferenciace funkcí lesa a vyjádření sociálně-ekonomické významnosti

Funkce lesa jsou velmi různorodé, protože uspokojují obsahově rozmanité potřeby a požadavky společnosti, přičemž mají různé postavení vzhledem k trhu. Některé jsou tržní, jiné zprostředkovaně tržní, zatímco další nemají vyjádřitelný vztah k trhu. Protože uvedené funkce nejsou z hlediska sociálně-ekonomického obsahu jejich dopadu, působení ve společnosti, jednotné (tržní, zprostředkovaně tržní, netržní), je problematické hodnotit je v peněžní formě paušálně jednotným způsobem, např. v rámci tzv. expertního přístupu významnost všech mimoprodukčních funkcí jednotně a mechanisticky přirovnávat k významnosti produkční (tržní) funkce, a vyjadřovat tak v konečném důsledku společenskou sociálně-ekonomickou efektivnost jejich působení, jak se s tím můžeme setkat u nás.

Ve světě se uznává sociálně-ekonomická rozdílnost působení funkcí lesa. Prostřednictvím simulace hypotetického trhu, preferenčními metodami (na bázi spotřebitelského přebytku, ochoty platit), příp. expertními (preferenčními) metodami, jsou hodnoceny netržní, tzv. sociální funkce lesa – tj. zejména rekreační a přírodoochranné včetně biodiverzity, zatímco jiné – tržní a zprostředkovaně tržní funkce – jsou oceňovány prostřednictvím reálného trhu, nákladů prevence (zabránění škodám např. technickými opatřeními) a/nebo kompenzace (náhrady za škody, náklady na odstranění škod).

Organizace OECD doporučuje diferencovat jednotlivé oceňovací metody do podskupin podle vzdálenosti funkcí od skutečného trhu a jím generovaných cen (JÍLKOVÁ 2001). V první podskupině se tak uvádí metody založené na skutečných tržních cenách, kam patří metody založené na změnách v produktivitě (tak lze hodnotit přímé tržní funkce) a metody defenzivních či preventivních výdajů, tj. nákladů kompenzace či prevence (tak lze hodnotit ochranné environmentální, tj. zprostředkovaně tržní, funkce – viz dále). Další podskupiny metod jsou pak určeny pro hodnocení netržních funkcí (založené na tzv. spotřebitelském přebytku, přístupu ochoty platit v různých formách, u nás přichází v úvahu v současné době pro výše uvedené účely spíše expertní ocenění).

Obdobně metodicky diferencovaně podle jednotlivých funkcí lesa byla v poslední době vyjádřena tzv. celková ekonomická hodnota lesa pro všechny středomořské země Evropy, Asie a Afriky v zásadní publikaci (MERLO, CROITORU 2005), přičemž podle sociálně-ekonomických charakteristik a vazeb funkcí vzhledem k trhu, ale i společenských poměrů a dostupných údajů v jednotlivých zemích byly použity přístupy výnosové, nákladové, nákladů kompenzace a prevence, spotřebitelského přebytku a ochoty platit, a metody cestovních nákladů.

Rovněž NOTARO, PALETTO, RAFAELLI (2005) vyjadřují ekonomickou hodnotu 4 hlavních funkcí lesa na lesním majetku v oblasti Alp (Lavaze forest) diferencovaně podle různého sociálně-ekonomického obsahu funkcí: dřevoprodukční funkce podle tržní ceny dřeva na lokalitě P; vázání uhlíku podle tržní ceny uhlíku; rekreační funkce podle ochoty platit; hydrogeologické funkce podle nákladů substituce, tj. náhradních opatření, tzn. podle nákladů prevence.

POSAVEC (2005) dělí funkce na tržní a netržní, přičemž tržní, jako je dřevoprodukční funkce, hodnotí podle tržních cen, myslivost podle příjmů z myslivosti. Hodnotu netržních půdoochranných funkcí vyjadřuje na základě negativních produkčních účinků eroze, depozice erodované půdy (tj. nákladů kompenzace) a nákladů na zabránění škod (nákladů prevence). Vodohospodářskou funkci oceňuje podle poplatků za vodu (což však kromě kvality vody neřeší další dopady).

DEFRANCESCO et al. (2005) diferencují metody vyjádření environmentálních škod rámcově na metody nákladové, jako jsou náklady ochrany, náklady substituční (lze říci náklady prevence), náklady uvedení do původního stavu (lze říci náklady kompenzační) a dále přidávají kalkulaci ztrát na „blahobyty“ (welfare losses), což lze charakterizovat jako společenskou újmu na užících lesa.

■ Metody vyjádření sociálně-ekonomické hodnoty funkcí lesa je třeba volit podle jejich sociálně-ekonomického obsahu, vstupních údajů, které jsou k dispozici, účelu a cíle hodnocení. Výstupy vyjádření uvedené hodnoty funkcí lesa by měly sloužit zejména pro:

- stanovení společenské efektivnosti využívání a reprodukce lesa jako obnovitelného environmentálního zdroje v rámci trvale udržitelného obhospodařování krajiny,
- rozhodování o substituci environmentálních zdrojů, zejména o delimitaci půdy v krajině,
- rozhodování o financování činností v lesním prostředí při využívání funkcí lesa,
- stanovení velikosti společenských sociálně-ekonomických ztrát (škod) z neadekvátního využívání funkcí lesa, z poškození či zničení lesa,
- stimulaci racionálního využívání funkcí lesa jako obnovitelného environmentálního zdroje,
- zkvalitnění procesu plánování a zacházení s lesem v rámci jeho polyfunkčního využívání či užívání v krajině.

Strukturu mimoprodukčních funkcí lesa a metody hodnocení jejich sociálně-ekonomické významnosti lze diferencovat v současných podmínkách ČR (ŠIŠÁK et al. 2001) podle sociálně-ekonomické oblasti, ve které uspokojují společenské potřeby následovně:

Tržní funkce: na bázi ukazatelů procházejících trhem (objem tržeb):

■ dřevoprodukční funkce:

- podle objemu průměrných ročních tržeb za dříví, sníženého případně o objem dotací, kryjící náklady, které převyšují objem tržeb.
- chov zvěře – myslivost: podle objemu průměrných ročních tržeb za realizovanou produkci materiálních komodit a služeb, sníženého případně o příslušný objem dotací.

Zprostředkovaně tržní funkce: na bázi ukazatelů procházejících zprostředkovaně trhem:

■ nedřevoprodukční funkce:

- podle objemu průměrných ročních stínových příjmů ze sběru lesních plodin,
- hydrické funkce: podle průměrných ročních nákladů prevence (nákladů náhradních opatření na zabránění škod),

- půdoochranné funkce: podle průměrných ročních nákladů kompenzace (nákladů na opatření odstraňující škody),
- vzduchoochranné funkce vázání CO₂: podle množství CO₂ vázaného v průměrném ročním objemu realizovaného dříví ve společnosti a jednotkových cen z obchodovatelných objemů CO₂,

■ Netržní funkce (sociální):

- zdravotně-hygienické funkce na základě expertního srovnání významnosti daných funkcí lesa s významností funkce dřevo produkční s vnitřní diferenciací podle návštěvnosti,
- kulturně naučné funkce na základě expertního srovnání významnosti daných funkcí lesa s významností funkce dřevo produkční s vnitřní diferenciací podle jednotlivých charakteristik.

Protože les je dynamický a v principu obnovitelný environmentální zdroj, je nutno tento fakt při oceňování funkcí lesa zohlednit. Znamená to, že peněžní hodnoty je nutno diferencovat na dočasné – ročně kalkulované a na trvalé – kapitalizované.

V souvislosti s mimoprodukčními funkcemi lesa se uvažuje někdy samostatně rovněž funkce ekostabilizační. Ve výše uvedeném systému funkcí se však daná funkce považuje za kvalitativní stav lesa (spojený s biodiverzitou a stupněm přirozenosti), který je podmínkou plnění funkcí lesa v příslušné úrovni.

Specifickou záležitostí je pro pozitivní externalitu (mimoprodukční funkce lesa) ať již zprostředkovaně tržní či netržní povahy jev jejich intenzifikace. Jestliže byly v souvislosti s uvedenými funkcemi vloženy do lesa prostředky, nebo byly vybudovány kapacity v jiných odvětvích, pak byly příslušné funkce aktivně využity v jiných lidských činnostech tržní povahy. Byly začleněny do tržních vztahů a procesů. Jsou v souvislosti s nimi vynakládány peněžní prostředky, existují příjmy, procházejí trhem. Na těchto lokalitách získaly diskutované funkce tedy ještě přímý tržní rozměr, mají přímou ekonomickou stránku a jejich význam lze vyjádřit na bázi ekonomické efektivnosti, úspory či ztráty prostředků, tj. podle objemu produkce, nákladů prevence či kompenzace.

Závěr

Potřeba racionálního vyjádření sociálně-ekonomických hodnot funkcí lesa v České republice v posledních letech v tržním prostředí rychle roste. Hodnocení je nutno postavit na racionální sociálně-ekonomické základy, vycházející ze stávajícího společenského, kulturního, historického a sociálně-ekonomického prostředí společnosti v ČR. Hodnocení by se mělo stát jedním z podkladů pro společensky racionální rozhodování o využití jednotlivých environmentálních zdrojů v krajině z hlediska trvale udržitelného života ve venkovském prostoru a v rámci společnosti vůbec. Do dnešní doby bylo navrženo a použito mnoho různých metod hodnocení funkcí lesa. Lze je členit do skupin metod nákladových včetně tzv. nákladů ušlé příležitosti, metod vycházejících z teorie subjektivní hodnoty, mezního užítu, spotřebitelského přebytku, která je reprezentována přístupem ochoty platit, a metod expertních.

Pro hodnocení funkcí lesa nelze použít jednu metodu, která by vyjadřovala cenu mimoprodukčních funkcí lesa podle ceny dřeva v lesním porostu. Metody hodnocení je nutno diferencovat podle sociálně-ekonomického obsahu funkcí lesa (tržní, zprostředkovaně tržní, netržní), účelu hodnocení, a vstupních údajů, které jsou k dispozici. Tržní funkce lze hodnotit podle objemu tržeb, nedřevoprodukční funkce podle stínových tržeb, zprostředkovaně tržní funkce podle nákladů

prevence a/nebo kompenzace, netržní funkce podle expertních metod. Lze říci, že konkrétních postupů, kterými lze dospět k peněžnímu vyjádření významu funkcí lesa a z nich zejména tzv. sociálních funkcí lesa pro společnost (zdravotně-hygienických a kulturně-naučných) je několik, přičemž se svým obsahem a formou výrazně vzájemně liší.

V peněžním hodnocení společenského významu funkcí lesa zejména netržního charakteru bude zřejmě vždy existovat velký podíl subjektivního faktoru, protože zde nemůže dojít ani částečně k reálné objektivizaci výchozích cen prostřednictvím reálné směny, tržního mechanismu. Avšak ani situace v peněžním hodnocení jak společenské, tak soukromovlastnické významnosti tržních (produkčních) funkcí lesa není o mnoho jednodušší. Přesto je nutno se racionálním hodnocením funkcí lesa, využitelným pro různé účely, intenzivně zabývat.

Poznámka:

Příspěvek vznikl s podporou grantu NAZV č. QF 3233 „Vyjádření společenské efektivnosti existence a využívání funkcí lesa v peněžní formě v České republice“.

Literatura

- BLUM, A.: Social and collaborative forestry, s. 1121-1131. In: Burley, F.: Encyclopedia of forest science. Amsterdam, Elsevier Academic Press 2004.
- DEFRANCESCO, E., ROSATO P., ROSETTO, L., CANDIDO, A., LA NOTTE, A.: Valuing environmental damage: an integrated economic framework, s. 14. In: The multifunctional role of forests. Proceedings of international conference. Padova, University of Padova, CD ROM.
- Ekosystémy a kvalita lidského života: Rámec pro hodnocení. Český překlad Souhrnu publikace. Zpráva pracovní skupiny pro koncepci rámec Ekosystémového hodnocení milénia. Praha, Ministerstvo životního prostředí 2003. 30 s.
- JÍLKOVÁ, J.: Klasifikace vhodnosti metod pro monetární oceňování mimotržních užítků a služeb vodního hospodářství pro životní prostředí. Praha, 2001.
- MERLO, M., CROITORU, L.: Valuing mediterranean forests. Towards total economic value. Wallingford UK, CABI Publishing. 2005. 406 s.
- NOTARO, S., PALETTO, A., RAFAELLI, R.: The economic valuation of non-productive forest functions as an instrument for integrated forest management, s. 13. In: The multifunctional role of forests. Proceedings of international conference. Padova, University of Padova, CD ROM.
- POSAVEC, S.: Methods of valuing forests – a renewable resources in Croatia, s. 7. In: The multifunctional role of forests. Proceedings of international conference. Padova, University of Padova, CD ROM.
- ŠIŠÁK, L., PULKRAB, K., ROČEK, I., KOVÁŘ, P., PODRÁZSKÝ, V., KREČMER, V., ŠVIHLA, V., ŠACH, F.: Peněžní hodnocení sociálně-ekonomického významu základních mimoprodukčních služeb lesa v České republice. Projekt NAZV č. EP9219/99. Závěrečná zpráva. Praha, Lesnická fakulta ČZU 2001.
- ŠIŠÁK, L., ŠVIHLA, V., ŠACH, F.: Oceňování společenské sociálně-ekonomické významnosti základních funkcí lesa. Praha, MZe, Agrospoj, 2002. 71 s.

The need of rational differentiated expression of socio-economic values of forest services in the landscape

Summary

The article deals with the need of rational valuation of socio-economic importance of forest services in the Czech Republic (CR). Monetary valuation of socio-economic importance of forest services for the society is a considerably difficult and complex theoretical and practical issue. It applies not only to non-market forest services (positive externalities of forests and forestry) but also to market services. The values represent a socio-economic and political category. They are understood as degrees of benefits to the given societal subjects. The valuation may be characterized as a process of expressing the degree of the use, i. e. the significance of the services to the given social (societal) subject. The valuation should be based on rational socio-economic, cultural, historical and environmental conditions in CR.

Forest services form a complex socio-economic system. In observing the character of many forest services' systems it is obvious that their structure is not and cannot be stabilized because it is formed considering different objectives and purposes, at different places and times, in different social conditions. Forest services' systems are always purpose-built. Obviously, the forest services are not uniform from the view of their socio-economic impact on the society. They differ in socio-economic contents of their impact and in their role in the society.

Valuation of market services (timber production service, hunting and game production) should be based on the mean income from respective markets (timber, and hunting goods and services sale). Valuation of hydric (water management) forest services and soil protective forest services should be done by costs of prevention (costs of technical measures substituting forest services) or costs of compensation (costs of technical measures removing or substituting consequences of respective forest services destruction). CO₂ sequestration can be valued by prices of trade with CO₂ permission credits.

Valuation of health-hygienic and cultural-scientific forest services of a non-market essence can be performed in the CR cultural and socio-economic condition by expert approach using comparative method, i. e. comparing their socio-economic importance to the socio-economic importance of market services (timber production). Expert approach is quite well known and elaborated including attempts to apply it in practice in the CR. Valuation of non-market forest services based on the "consumer-surplus approach" and on the "willingness-to-pay" calculations is still criticized from the theoretical and practical points of view at present in the CR. The methods seem to be considerably hypothetical, theoretically and practically complicated, troublesome, obscure, and organizationally and financially exacting. However, they may provide interesting and applicable results for some purposes.

Even if valuation of forests services, especially of a non-market nature, is based and always will be on considerable share of subjective factors (as no objectivism of prices through the real market mechanism exists), the obtained values can be applied for different purposes in practice. Results of valuation are important for decision making in forest management, for calculations of socio-economic effectiveness of multipurpose forest management and for calculation of socio-economic losses caused by forests limitations, damage and destructions.

Recenzováno

Mgr. Ing. Daniel Novák, LDF MZLU Brno

VÝBĚR NEJVHODNĚJŠÍ PRÁVNÍ FORMY HOSPODAŘENÍ V OBEČNÍCH LESÍCH POMOCÍ METOD ROZHODOVACÍ ANALÝZY

Choosing the most appropriate form of management in common forests using decision-making analysis methods

Abstract

Municipal forests form a significant property part of most municipalities. Resulting from the awkward structure of this property, especially scattering of various small properties over different areas, municipalities are often forced to join together in order to manage them. One of the problems, which must be resolved in connection with this process, is that of choosing the most appropriate legal form for this cooperation. There are several variations, including establishment of a limited liability company or a union of municipalities. Due to the different legal regulations related to these two forms, the task of choosing the most suitable one may be rather difficult. In practice, the decision is often made based on the subjective assessments and experience of the municipal management or on the basis of one of the main advantages of the given form. This paper concerns the use of objective, empirical methods in this decision-making process, specifically the use of decision-making analysis methods using criteria-point and weighted evaluation. These approaches lead to the conclusion that, of these two forms of cooperation in managing common forests, the limited liability company is more appropriate.

Klíčová slova: právní forma hospodaření, obecní les, společnost s ručením omezeným, svazek obcí

Key words: legal management form, common forest, limited liability company, union of municipalities

Úvod

Zhruba od poloviny roku 1991 započal v důsledku přijetí zákona č. 172/1991 Sb., o přechodu některých věcí z majetku České republiky do vlastnictví obcí, proces navrácení zestátněných historických lesních majetků, jež obce vlastnily k 31. 12. 1949. Obecní lesy začaly od té doby mnohde tvořit podstatnou část obecních aktiv a výnosy z hospodaření v nich se počaly ve větší či menší míře podílet na tvorbě příjmů obecních rozpočtů. K 31. 12. 2003 patřilo obcím a městům 397 400 ha lesa, což představovalo 15,03 % z celkové výměry 2 644 168 ha lesních pozemků v České republice (ČSÚ 2004). Obce se tak staly po státu a soukromých fyzických osobách třetí největší vlastnickou kategorií lesů u nás. Mezi problémy, které musejí obce v souvislosti se správou svého lesního majetku řešit, je i rozhodnutí, která právní forma bude nejvhodnější pro správu jejich majetku. Český právní řád jim v tomto směru dává mnoho variant, z nichž výběr té nejvhodnější se může stát pro obec náročným analytickým a rozhodovacím úkolem. Vzhledem k nepříznivé struktuře lesního majetku obcí, kdy při celkovém počtu 6 249 obcí v ČR (ČSÚ 2004) činí průměrná výměra obecního lesa pouhých 64 ha (což často znemožňuje v takovém lese trvale vyrovnaně hospodařit), 62 % vlastníků obecních lesů hospodaří na majetku menším než 10 ha a jen 0,9 % na majetku větším než 1 000 ha (VAŠÍČEK 2004), jsou některé obce nuceny se sdružovat se za účelem správy svých lesních majetků. Příspěvek se bude zabývat porovnáním dvou v úvahu připadajících forem sdružování vlastníků obecních lesů, a to společnosti s ručením omezeným (dále též s. r. o.) a svazku obcí.

Materiál a metody

Obecným přehledem většiny variant nakládání s obecním majetkem se zabývá HAVLAN (2004). Cílem však není podrobnější srovnání těchto variant, nýbrž poskytnutí ucelených informací o majetkoprávní problematice obcí. PAŘÍZKOVÁ (1998) z obecného pohledu posuzuje některé z forem organizací zakládaných obcemi a možnostmi jejich využití v praxi, včetně forem sdružovacích. MATĚJČEK a SKOBLÍK (1996) rozebírají v úvahu připadající formy sdružování drobných vlastníků lesa z hle-

diska aspektů lesopolitických, ekonomických i právních. Cílem publikace je poskytnout informace a metodický návod především drobným vlastníkům lesa v procesu jejich sdružování za účelem efektivnějšího hospodaření v lesích.

Kolektiv autorů Mendlovy zemědělské a lesnické univerzity v Brně zkoumá ve studii zpracovávané pro Ministerstvo zemědělství České republiky (MZLU 2003) možnosti sdružování veškerých subjektů vlastnicích les, zejména však vlastníků s malými výměrami lesa do 50 ha. Výstupem projektu mělo být zlepšení úrovně hospodaření a stavu lesů drobných vlastníků a umožnění dalšího poskytování státních finančních příspěvků na sdružování vlastníků lesů a podporu hospodaření ve sdružených lesích vlastníků malých výměr.

NOVÁK (2002) se zabývá komparací pouze dvou forem hospodaření obecních lesů – organizační složkou obce a společností s ručením omezeným.

Lze shrnout, že výše uvedené materiály využívají k formulaci svých závěrů především subjektivních rozhodovacích metod.

V tomto příspěvku jsou kombinovány rozhodovací metody subjektivní s objektivními metodami rozhodovací analýzy, konkrétně metodou bodového a váhového hodnocení variant, které podle informací autora nebyly v tomto typu výzkumu zatím aplikovány.

Za použití příslušných legislativních předpisů byla nejprve provedena analýza hlavních výhod a nevýhod příslušných právních forem, přičemž pro vzájemné porovnávání se stanovila následující rozhodovací kritéria:

kritérium č. 1 legislativní a administrativní obtížnost konstituování daného subjektu

kritérium č. 2 nutnost vytváření základního kapitálu a jeho minimální zákonem požadovaná výše

kritérium č. 3 povinnost vytvářet zákonem stanovenou soustavu orgánů

kritérium č. 4 míra ručení obce za závazky nově vytvořeného subjektu

kritérium č. 5 zatížení obecního aparátu správou lesního majetku

kritérium č. 6 podrobnost, popř. kogentnost právní regulace

kritérium č. 7 daňové zatížení u dané formy

Pro aplikaci rozhodovací analýzy metodou bodového hodnocení byla použita tato hodnotící stupnice:

- 1 bod – nevyhovuje vůbec
- 3 body – vyhovuje málo
- 5 bodů – indiferentní vlastnost
- 7 bodů – vyhovuje částečně
- 10 bodů – vyhovuje nejlépe

K váhovému posuzování kritérií bylo dále použito párového trojúhelníku, pomocí kterého se zjistilo pořadí důležitosti jednotlivých kritérií. Proces posuzování probíhal tak, že se do prvního řádku párového trojúhelníku zapsalo č. 1, tj. první kritérium, a pod něj byla zapisována čísla dalších kritérií podle pořadí, jak byla určena, tj. 2, 3, 4,...7. Ve druhém řádku se porovnávalo druhé kritérium se třetím až sedmým, ve třetím řádku třetí kritérium se čtvrtým až sedmým, atd. Významnější z každých dvou párových kritérií bylo zvýrazněno (obr. 1).

1	1	1	1	1	1
2	3	4	5	6	7
	2	2	2	2	2
	3	4	5	6	7
		3	3	3	3
		4	5	6	7
			4	4	4
			5	6	7
				5	5
				6	7
					6
					7

Obr. 1.
Párový trojúhelník
The triangle of pairs

Výsledky porovnání v párovém trojúhelníku byly zapsány do tabulky a podle celkového počtu preferencí jim bylo přiděleno pořadí důležitosti. Při stejném počtu preferencí by se o pořadí rozhodovalo opětovným párovým porovnáním kritérií se shodnými preferencemi (tab. 1).

Váha jednotlivých kritérií byla vypočtena na základě vzorce:

$$v_i = 100/[n*(n-1)/2]*P_i$$

kde:

- v_i – váha i-tého kritéria
- n – počet kritérií
- P_i – počet preferencí

Výsledná váha jednotlivých kritérií (zaokrouhleno na celá čísla):

- kritérium č. 1 5
- kritérium č. 2 14
- kritérium č. 3 0
- kritérium č. 4 24
- kritérium č. 5 19
- kritérium č. 6 10
- kritérium č. 7 33

Veškeré takto získané hodnoty pak posloužily jako podklad pro vyplnění rozhodovací tabulky (viz tab. 1).

Tab. 1.
Pořadí důležitosti kritérií
The order of importance of the criteria

Číslo kritéria/ Criterion number	1	2	3	4	5	6	7
Počet preferencí/Number of preferences	1	3	0	5	4	2	7
Pořadí důležitosti/Order of importance	6	4	7	2	3	5	1

Výsledky

Analýza společnosti s ručením omezeným z hlediska stanovených rozhodovacích kritérií

1. Legislativní a administrativní obtížnost konstituování daného subjektu - Při konstituování je nutno zachovat postup stanovený zákonem č. 513/1991 Sb., obchodní zákoník, ve znění pozdějších předpisů (dále jen ObchZ). Společnost podléhá zápisu do obchodního rejstříku se všemi důsledky s tím spojenými (především zaslání zakladatelských dokumentů a jejich změn, dlouhé čekací lhůty na zápis do obchodního rejstříku, nabytí právní subjektivity až okamžikem zápisu, atd.). Pro některé úkony, související se založením a existencí s. r. o., je vyžadována forma notářského zápisu (§ 57, § 127 odst. 4 a 7, § 129, § 141 odst. 1 a § 152 ObchZ), což sebou přináší nemalé finanční náklady. Přidělené bodové hodnocení: 3 (vyhovuje málo).

2. Nutnost vytváření základního kapitálu a jeho minimální zákonem požadovaná výše - S. r. o. má zákonnou povinnost vytvářet základní kapitál v minimální výši 200 000,- Kč, který musí být společníky do společnosti vložen. Výše vkladu každého ze společníků musí činit alespoň 20 000,- Kč. Povinnost vytvářet základní kapitál lze ovšem realizovat i formou nepeněžitěho vkladu, kterým může být v některých případech právě lesní majetek. Pro tuto situaci je nutno počítat s povinností ocenit nepeněžitý vklad posudkem soudního znalce. Náklady na zpracování posudku hradí s. r. o. nebo pro případ, že by nakonec nedošlo k jejímu vzniku, zakladatelé (§ 59 odst. 3 ObchZ). Minimální základní kapitál může pro menší obce znamenat nezanedbatelný finanční výdaj. Existuje zde však i možnost odkladu části platby základního kapitálu. Přidělené bodové hodnocení: 3 (vyhovuje málo).

3. Nutnost vytvářet zákonem stanovenou soustavu orgánů - S. r. o. je povinna zřizovat systém orgánů se stanovenými právy a povinnostmi. Jedná se o valnou hromadu, jednatele a fakultativně i dozorčí radu. Valná hromada je nejvyšším orgánem a je tvořena ze společníků, jednatel je orgánem statutárním a je buď jeden nebo jich může být více. Pokud je zřizována dozorčí rada jako kontrolní orgán, musí být minimálně tříčlenná (§ 133 odst. 1 a § 139 odst. 3 ObchZ). Vzhledem k tomu, že postačuje pouze jeden jednatel a dozorčí rada nemusí být zřizována, nebude se jevit personální a finanční zajištění těchto orgánů problematickým. Přidělené bodové hodnocení: 7 (vyhovuje částečně).

4. Míra ručení obce za závazky nově vytvořeného subjektu - Společníci ručí za závazky společnosti pouze do výše souhrnu nesplacených částí vkladů všech společníků podle stavu zápisu v obchodním rejstříku. Zápisem splacení všech vkladů do obchodního rejstříku ručení společníka zaniká (§ 106 odst. 2 ObchZ). Přidělené bodové hodnocení: 10 (vyhovuje nejlépe).

5. Zatížení obecního aparátu správou lesního majetku - Zastupitelstvím zúčastněných obcí je vyhrazeno podle § 84 odst. 2 písm. f) až h) zákona č. 128/2000 Sb., o obcích (obecní zřízení), ve znění pozdějších předpisů (dále jen OZř), rozhodovat o spolupráci s ostatními obcemi a formách této spolupráce, o založení nebo zrušení s. r. o., schválení společenské smlouvy, stanov, včetně pozdějších změn těchto dokumentů, popř. rozhodovat o účasti v již založené s. r. o.. Dále zastupitelstvo dele-

guje zástupce obce na valnou hromadu s. r. o., v nichž má obec majetkovou účast a navrhuje a odvolává zástupce obce do ostatních orgánů s. r. o. Rada obce plní vůči s. r. o. založenému zastupitelstvem ostatní úkoly zakladatele, nejsou-li vyhrazeny zastupitelstvu (§ 102 odst. 2 písm. b) OZř). Míra zatížení obecních orgánů je tedy relativně nízká a omezuje se jen na řešení významných událostí v průběhu existence s. r. o. Přidělené bodové hodnocení: 10 (vyhovuje nejlépe).

6. Podrobnost, popř. kogentnost právní regulace - Relativně podrobná regulace s množstvím kogentních ustanovení ObchZ klade nároky na znalost legislativy a na sledování dodržování požadavků zákona. Přidělené bodové hodnocení: 3 (vyhovuje málo).

7. Daňové zatížení u dané formy - Zisk s. r. o. je nejprve zdaňován daní z příjmů právnických osob. Z podílu na zisku z účasti na s. r. o. je společník (obec) dále povinen zaplatit daň podle zvláštní sazby daně ve výši 15 % (§ 36 odst. 2 písm. a) bod 2. zákona č. 586/1992 Sb., o daních z příjmů, ve znění pozdějších předpisů (dále jen ZODP)). Jelikož se jedná o daň srážkovou, nezůstává tato obci, ale směřuje do státního rozpočtu (§ 4 odst. 1 písm. h) in fine zákona rozpočtovém určení daní). Dochází tedy k faktickému dvojfázovému zdanění příjmů na jejich cestě do obecního rozpočtu. Přidělené bodové hodnocení: 3 (vyhovuje málo).

Analýza svazku obcí z hlediska stanovených rozhodovacích kritérií

1. Legislativní a administrativní obtížnost konstituování daného subjektu - Proces založení a vzniku je upraven v OZř a v zákoně č. 40/1964 Sb., občanský zákoník, ve znění pozdějších předpisů. Ke vzniku svazku obcí postačí zápis do registru vedeného u krajského úřadu příslušného podle sídla svazku obcí. Tento proces je časově, administrativně a finančně méně náročnější než zápis do obchodního rejstříku. Zákon neurčuje žádnou povinnost činit některé z úkonů po dobu existence svazku obcí formou notářského zápisu. I to znamená úsporu finančních nákladů. Přidělené bodové hodnocení: 7 (vyhovuje částečně).

2. Nutnost vytváření základního kapitálu a jeho minimální zákonem požadovaná výše - Svazek obcí nemusí vytvářet žádný základní kapitál. Příslušné zákony tuto povinnost nikde nestanovují. Obce si samy určují majetek, který budou do svazku obcí eventuálně vkládat. Přidělené bodové hodnocení: 10 (vyhovuje nejlépe).

3. Nutnost vytvářet zákonem stanovenou soustavu orgánů - Existuje volnost a dispozitivnost právní úpravy v otázce orgánů svazku obcí. Počet a charakter těchto orgánů si určují obce samy ve stanovách. Totéž platí i o způsobu ustavování těchto orgánů, jejich působnosti a způsobu rozhodování (§ 50 odst. 2 písm. c) OZř). Přidělené bodové hodnocení: 10 (vyhovuje nejlépe).

4. Míra ručení obce za závazky nově vytvořeného subjektu - Členská obce neručí za závazky svazku obcí. Navíc majetek vložený obcí do hospodaření svazku obcí zůstává ve vlastnictví obce a svazek obcí k němu má pouze právo hospodaření (§ 38 zákona č. 250/2000 Sb., o rozpočtových pravidlech územních rozpočtů, ve znění pozdějších předpisů (dále jen RPÚR)). Obec má tedy jistotu, že o svůj majetek špatným hospodařením svazku obcí nemůže přijít. Pouze majetek, který byl vygenerován svazkem obcí za jeho existence, patří tomuto svazku, nikoli členským obcím. Přidělené bodové hodnocení: 10 (vyhovuje nejlépe).

5. Zatížení obecního aparátu správou lesního majetku - Zastupitelstva zúčastněných obcí rozhodnou o založení svazku obcí, schválení smlouvy o jeho vytvoření a o případných peněžitých a nepeněžitých vkladech, obecní rady pak plní úkoly zřizovatelů (§ 84 odst. 2 písm. f), § 85 písm. e) a § 102 odst. 2 písm. b) OZř). Jelikož však svazek obcí s obecním majetkem pouze hospodář, tak majetková práva k tomuto majetku, která jsou podle § 85 OZř vyhrazena zastupitelstvu nebo radě (např. nabytí a převod nemovitých věcí, zastavení movitých věcí nebo

práv v hodnotě vyšší než 20 000,- Kč, dohody o splátkách s lhůtou splatnosti delší než 18 měsíců, postoupení pohledávky vyšší než 20 000,- Kč, uzavření smlouvy o přijetí a poskytnutí úvěru nebo půjčky, zastavení nemovitosti), nelze převést na orgány svazku obcí, zůstávají tedy v rukou orgánů obce a ty o nich musejí rozhodovat. Zatížení obecních orgánů zůstává u podstatných úkonů s obecním majetkem zachována. Přidělené bodové hodnocení: 3 (vyhovuje málo).

6. Podrobnost, popř. kogentnost právní regulace - Právní regulace svazku obcí je značně dispozitivní a omezuje se pouze na řešení základních existenčních otázek svazku. V úpravě ostatních záležitostí je ponechán prostor pro smluvní úpravu podle potřeb obcí. Jedná se např. o práva a povinnosti členů, způsob rozdělení zisku a podíl členů na úhradě ztráty svazku obcí, podmínky přistoupení ke svazku obcí a vystoupení z něj, včetně vypořádání majetkového podílu, a obsah a rozsah kontroly svazku obcí členskými obcemi (§ 50 odst. 2 OZř). Přidělené bodové hodnocení: 7 (vyhovuje částečně).

7. Daňové zatížení u dané formy - Toto kritérium je ovlivněno povinností svazku obcí hospodařit podle RPÚR. Kladný zůstatek finančních prostředků rozpočtového hospodaření běžného roku se musí převést k použití v dalším roce, a to ke krytí rozpočtových výdajů nebo k naplnění peněžních fondů, pokud je má svazek obcí zřízeny (§ 4 odst. 6 RPÚR). Nelze tedy počítat s přílivem kladného hospodářského výsledku do obecních pokladen členských obcí, zisk svazku obcí zůstává vázán v tomto subjektu. Zisk je zde daněn běžnou sazbou daně z příjmů právnických osob; ZODP svazkům obcí žádné daňové úlevy neposkytuje. Přidělené bodové hodnocení: 1 (nevyhovuje).

Porovnání obou forem metodou bodového a váhového hodnocení variant

Přidělená bodová hodnocení byla uspořádána do přehledné tabulky (tab. 2.) a jejich součtem bylo určeno pořadí podle bodového hodnocení. Na základě tohoto součtu vyšla jako výhodnější varianta svazek obcí. Při zohlednění váhy jednotlivých kritérií (vynásobení bodové hodnoty váhou a součet získaných hodnot u každé z forem) se naopak jeví jako výhodnější forma obhospodařování sdružených lesů s. r. o.

Diskuse a závěr

U každé z použitých metod vyšly rozdílné výsledky; to znamená, že každá z metod by vedla k výběru jiné právní formy obhospodařování. Metoda váhového hodnocení je však nejkomplexnější metodou rozhodovací analýzy a umožňuje dospět k rozhodnutí na základě většího počtu faktorů (KOŘÍNEK, BAGÁROVÁ 1997). Jelikož je tedy tato metoda spolehlivější a má větší vypovídací schopnost, je třeba ji v rozhodovací analýze upřednostnit.

Přestože se svazek obcí jevil na první pohled ve většině kritérií výhodnější, skončil při váhovém hodnocení až druhý. Na první pořadí s. r. o. mělo vliv především výhodnější daňové zatížení, které podle párového porovnání kritérií mělo při rozhodování největší váhu. Váha druhého nejvýznamnějšího kritéria v pořadí – míry ručení obce za závazky subjektu – se na výsledku neprojevila, poněvadž u obou forem měla stejný dopad. Váha dalších kritérií pak již nebyla schopna pořadí ovlivnit.

Je však nutno dodat, že využití metod bodového a váhového hodnocení při rozhodovací analýze skýtá svá úskalí. Přestože se jedná o metody objektivní, je zjevné, že prvek subjektivity stále hraje při jejich aplikaci významnou roli. Podkladem pro jejich použití je totiž subjektivní rozhodování hodnotitele, což platí zejména pro fázi stanovování počtu a charakteristiky hodnotících kritérií, určování váhy těchto kritérií na základě jejich porovnávání v párovém trojúhelníku, odstupňová-

Tab. 2.

Rozhodovací tabulka bodového a váhového hodnocení variant

Decision-making table for the point-based and the weighted evaluation of variants

Poř. číslo kritéria/ Criterion no.	Popis kritéria/ Description of the criterion	Váha/ Weighting	Formy existence obecních lesů/Forms of existence of the common forests			
			S. r. o./Ltd. hodnocení/evaluation		Svazek obcí/Union of municipalities hodnocení/evaluation	
			bodové/by points	váhové/by weighting	bodové/by points	váhové/by weighting
1	obtížnost konstituování daného subjektu/ difficulty of forming the given subject	5	3	15	7	35
2	nutnost vytváření základního kapitálu a jeho minimální výše/ necessity of generating basic capital and its minimum level	14	3	42	10	140
3	nutnost vytvářet zákonem stanovenou soustavu orgánů/ obligation to form a constitution for the organ in keeping with the law	0	7	0	10	0
4	míra ručení obce za závazky nově vytvořeného subjektu/ level of guarantee provided by the municipality under the obligations of the subject	24	10	240	10	240
5	zatížení obecního aparátu správou lesního majetku/ load placed on the municipal administration in maintaining forest property	19	10	190	3	57
6	podrobnost, popř. kogentnost právní regulace/ level of detail or compulsion of legal regulation	10	3	30	7	70
7	daňové zatížení u dané formy/ tax burden of the given form	33	3	99	1	33
Celkem/ Total			39	616	48	575
Pořadí podle bodového a váhového hodnocení/ Rank according to point-based and weighted evaluations			2.	1.	1.	2.

ní hodnotící stupnice a přidělování bodového hodnocení jednotlivým kritériím. Při tomto procesu bude každý hodnotící subjekt postupovat s jistými odchylkami a tudíž i celkové výsledky analýzy budou v tomto smyslu odlišné. Zejména výčet kritérií nelze brát jako konečný či pevně daný, preference mohou být u různých obcí různé a hodnotitel by musel v praxi při jejich stanovování vycházet ze specifických potřeb a instrukcí zadavatele konkrétní analýzy.

Metoda je i přes výše uvedené nedostatky vhodnou podporou při rozhodování subjektu přijímajícího rozhodnutí na základě jeho subjektivního hodnocení a empirických zkušeností. Je použitelná i při srovnání daleko většího počtu variant, což by však překračovalo obsahové možnosti tohoto příspěvku.

Ačkoli se příspěvek soustředil na sdružování vlastníků obecních lesů, lze metodiku zde použitou obdobně aplikovat i při výběru dalších právních forem vhodných ke sdružování ostatních vlastníků lesa z řad neobecních subjektů (zejména fyzických osob), kteří se mnohdy nacházejí v obdobné situaci jako obce s drobnými lesními majetky.

Literatura

- ČSÚ. Statistická ročenka České republiky 2004. 1. vyd. Praha: SCIENTIA 2004. 783 s. ISBN 80-250-0853-3.
- HAVLAN, P. Majetek obcí a krajů v platné právní úpravě. 1. vyd. Praha: Linde 2004. 375 s. ISBN 80-7201-453-6.
- KOŘÍNEK, J., BAGÁROVÁ, D. Management LH. 1. vyd. Brno: MZLU 1997. 98 s. ISBN 80-7157-267-5.
- MATĚJČEK, J., SKOBLÍK, J. Sdružování vlastníků lesů. Proč a jak. Praha: MZe 1996. 124 s.
- MZLU. Zpracování modelu funkčního sdružení drobných vlastníků lesa – II. etapa (online). [citováno 10. března 2006]. Dostupné na World Wide Web: <<http://www.mze.cz/default.asp?ch=77&-typ=1&val=22270&ids=579>>.
- NOVÁK, D. Organizační složka obce a společnost s ručením omezeným jako dvě možné právní formy existence obecních lesů. In MENDEL NET 2002. Konference doktorandů LDF MZLU v Brně. Brno: MZLU 2002. s. 167-172. ISBN 80-7157-597-6.
- PAŘÍZKOVÁ, I. Finance územních samosprávných celků. 1. vyd. Brno: MU 1998. 178 s. ISBN 80-210-1997-2.
- VÁŠÍČEK, J. Obecní lesy? Stále nevyužitá šance. Moderní obec, 101, 2004, č. 8, s. 9-10. ISSN 1211-0507.
- Zákon č. 128/2000 Sb., o obcích (obecní zřízení), ve znění pozdějších předpisů
- Zákon č. 172/1991 Sb., o přechodu některých věcí z majetku České republiky do majetku obcí, ve znění pozdějších předpisů
- Zákon č. 250/2000 Sb., o rozpočtových pravidlech územních rozpočtů, ve znění pozdějších předpisů
- Zákon č. 40/1964 Sb., občanský zákoník, ve znění pozdějších předpisů
- Zákon č. 513/1991 Sb., obchodní zákoník, ve znění pozdějších předpisů
- Zákon č. 586/1992 Sb., o daních z příjmů, ve znění pozdějších předpisů

Choosing the most appropriate form of management in common forests using decision-making analysis methods

Summary

The contribution compares points and weighted methods of evaluation of a company with limited liability and confederation of municipalities as two legal forms that come into consideration when associating the owners of municipal forests.

In the Czech Republic there were several studies done comparing the legal forms suitable for associating the owners of a forest, but they were not specialized for municipal forests and the methods presented above have not been applied so far.

Eight assessment criteria are firstly created in the piece. The two forms will be compared using these criteria. They include the costliness of creating the given form, fixed capital requirement, necessity of creating a set of authorities, level of surety of the municipal for the liabilities of its entity, burden of the parish during administration of its property, specificities of legislation and tax burden. Each of the evaluation criteria being evaluated verbally in a range is not suitable at all – what is the most suitable and therefore used is the allocation of a points evaluation in a range of 1 - 10. Weighted evaluation also uses a so-called binary triangle, where individual criteria are evaluated mutually and their weights are given based on the number of preferences. The numerical data obtained are recorded into a decision table, where the order of the points evaluation is obtained as a sum of all allocated points for each form. The weighted evaluation is obtained firstly as a multiplication of the allocated points for each criterion by its weight and then by a subsequent sum of the obtained values. The most suitable form is the one that receives the most points.

These approaches lead to the conclusion that, of these two forms of cooperation in managing common forests, the limited liability company is more appropriate.

Recenzent. Prof. Ing. L. Šišák, CSc.

Časová variabilita při fruktifikaci buku v letech 1981 až 2004

Na základě literárních údajů lze vypořádat, že úroda bukovic je periodicitní, po rocích s minimální úrodou následují roky bohaté na úrodu bukovic. Různí odborníci se domnívají, že úrodné a neúrodné roky závisí na klimatických podmínkách, dostatečném zásobování půdy dusíkem, nebo na rozměrech koruny stromu. Stále však scházely dlouhodobý výzkum, který by poskytoval ucelenou řadu měření pro vyhodnocení a předpověď budoucí úrody.

Od roku 1981 začal probíhat výzkum ve východní části Göttingerského lesa. Oblast se nachází v subatlantické klimatické oblasti s průměrnou roční teplotou 7 °C a průměrnými ročními srážkami 700 mm. Smíšený listnatý porost s bukem je dnes ve věku 120 až 140 let. Od roku 1960 byl porost obhospodařován podúrovňovou probírkou, po tomto roce zůstal bez zásahů. V roce 1980 byla v rámci této oblasti zřízena výzkumná plocha o rozloze 12 ha, která nebyla a nebude během příštích 40 let lesnicku využívána. Některé stromy byly větrem nebo následkem hniloby zlomeny, ale vzniklé mezery rychle zarostly, takže na začátku pokusu byla plocha relativně vysoce zalesněna. Na ploše byla sledována především fruktifikace a objem hrabanky v závislosti na povětrnostních podmínkách a přísunu dusíku.

V letech 1981 až 2004 váha bukovic sedmkrát přesáhla 40 g/m² (roky 1983, 1987, 1990, 1992, 1995, 2000, 2004), čtyřikrát byla nad 80 g/m² (1990, 1995, 2000, 2004) a dvakrát nad 120 g/m² (1995, 2004). Rok 1995 byl rokem největší fruktifikace se 160 g/m². Na základě těchto hodnot byly vytvořeny dvě skupiny, roky s více než 150 bukovicemi na m² (16 let v období let 1981 – 2004) a s méně než 150 bukovicemi na m² (1983, 1987, 1992, 1995, 2000, 2004) a zkoumán vztah počtu bukovic ke klimatickým podmínkám. Ukázalo se, že nedostatečná úroda v předcházejícím roce znamená vyšší úrodu bukovic v následujícím roce. Úroda bukovic je také závislá na letních srážkách a teplotách roku předešlého. Zvláště nízké dešťové srážky v červnu a červenci předcházejícího roku spojené s vysokými teplotami ovlivňují fruktifikaci stromů v příštím roce. Nezbytný dusík je třeba zajistit, ale zatím nebylo prokázáno, že by samotný dusík ovlivňoval fruktifikaci.

Buk se podílel na tvorbě hrabanky 93 % (průměrně 335,5 g/m²) v letech 1981 až 2004. Objem hrabanky, tzn. množství listů, závisí jednak na teplotě, v teplejších letech je listové hmoty více než v chladnějších, jednak na objemu srážek předchozího roku hlavně v červnu a červenci. Objem hrabanky se v této oblasti zvyšuje v závislosti na přírůstcích korun buků.

Výzkum neprokázal významný vztah mezi fruktifikací a objemem hrabanky. Jelikož nebyl hodnocen dopad delší vegetační doby, zvláště časnější příchod jara a absence pozdních mrazů, nelze z tohoto výzkumu usoudit, zda úroda bukovic bude vzrůstat nezávisle na klimatických podmínkách a zásobování dusíkem.

Allg. Forst u. Jagdztg., 177, 2006, č. 1, s. 9 – 19

Kp

Prostorové rozložení regenerace v nestejnověkových porostech jedle bělokoré v západních Karpatech

Regenerace porostů je jedním z nejproměnlivějších prvků v lesním ekosystému. V polské části západních Karpat, kde jedlové porosty zaujímají 26 % celkové lesní plochy, bylo sledováno, zda regenerace v nestejnověkových jedlových porostech (*Abies alba* MILL.) je ovlivňována rozložením stromů v porostu. Zkoumané jedlové porosty se nacházejí v nižším horském pásu, kde vegetační období trvá 210 dní, průměrná roční teplota je 6 – 8 °C a průměrné roční srážky jsou

850 – 950 mm, z nichž 550 – 600 mm spadne mezi dubnem a srpnem. Pro pokus bylo vybráno 12 extenzivně obhospodařovaných porostů s různorodým vertikálním složením; v rámci každého z těchto porostů byla vyznačena obdélníková plocha o rozloze 0,45 – 1,00 ha. Na plochách byly zaznamenány souřadnice, výčetní tloušťka u živých i mrtvých stromů, počet vytěžených pařezů.

Na základě indexu vlivu porostu bylo srovnáváno obsazení mezer živými nebo mrtvými jedlemi. V rozporu s původními předpoklady se odrostky neobjevovaly častěji v mezerách nebo uvolněnějších místech porostu, byla spíše pozorována opačná tendence. Nepotvrdilo se, že mladé odrostky jedlí okupují pouze uvolněné prostory v porostu, není tedy regenerace jedle závislá na hustotě porostu. Z výsledků pozorování vyplývá, že regenerace jedle je vyšší na plochách s vyšší výčetní základnou.

Budoucí výzkum bude zaměřen na vliv půdy, tj. humusu a kyselosti vrchního půdního horizontu, na vliv distribuce stromů, bude hodnocen vliv vzdálenosti mezi půdou a zápojem na regeneraci jedle včetně historie vzniku jednotlivých porostů.

Eur. J. For. Res., 124, 2005, č. 1, s. 47 – 54

Kp

Vliv probírky na růst dřevin v lesích Litevska

Ve střední Evropě je vliv probírky považován za jeden z rozhodujících faktorů vývoje lesa. Jelikož však nelze toto tvrzení generalizovat pro všechny porosty, byly založeny v různých typech lesů Litvy výzkumné plochy s jasanem, osikou, břízou, dubem, borovicí a smrkem. V porostu ve věku od 10 do 60 let (průměrné roční srážky 660 mm, průměrná teplota ve 190denní vegetační sezoně 14 °C) byla založena v letech 1950 – 1960 síť 256 trvalých experimentálních ploch. Výzkumné plochy byly rozděleny do bloků, v kterých byly prováděny různé typy probírek. Výsledkem pozorování bylo zjištění, že probírky podněcují rozvoj koruny stromů ponechaných na ploše. Zbývající stromy zaujmou volný prostor a vyplní jej rozšířenou korunou. Větší expanze koruny byla spjata s větší probírkou, ale ve starších porostech je korunová projekce mnohem slabší. Koruny začaly reagovat již v příštím roce po provedení probírky a dosáhly maxima po 2 až 3 letech. Nejvyšší vliv probírek se projevil u osiky a břízy (o 200 %), jejichž koruny se rozšiřovaly třikrát rychleji než koruny neprobíraných porostů; následovaly jasan a dub (přes 100 %) s dvakrát rychlejším růstem, zatímco smrk a borovice reagovaly slaběji (přes 80 %). Po 3 až 4 letech se korunová expanze snižuje, přesto je rozloha koruny po 4 až 7 letech stejná nebo dokonce větší než v neprobíraných porostech.

Probírky také podporují vzrůst výčetní tloušťky zvláště v mladších porostech dubu a osiky, odezva ostatních dřevin – jasanu, břízy a jehličnanů – je slabší. Ukázalo se, že větší výčetní tloušťka se objevuje u listnatých dřevin zvláště u dubu a osiky, zatímco jasan, bříza a jehličnany reagují slaběji. Po dosažení maxima začíná výčetní tloušťka klesat u listnatých dřevin ostřeji a během 7 až 8 let se dostává na úroveň neprobíraných porostů. Méně intenzivní probírka v mladších porostech stimuluje objemovou produkci na rozdíl od starších porostů. Objemový přírůst ve smrkových porostech byl relativně vysoký, slabší u borovice, zatímco u listnatých stromů byl objemový přírůst průměrný.

Na základě výzkumu lze konstatovat, že probírky významně ovlivňují objemový přírůst pouze v mladých lesních porostech, např. v 10 až 20letých porostech borovice, břízy a jasanu, nebo 10 až 30letých porostech dubu, osiky a smrku.

Eur. J. For. Res., 124, 2005, č. 3, s. 187 – 192

Kp

Hustota porostu a růst smrku ztepilého a buku lesního na dlouhodobých výzkumných plochách

V nížinách subalpinských částí jižního a středního Německa byly vybrány stejnorodé porosty smrku ztepilého (*Picea abies* L./KARST.) a buku lesního (*Fagus sylvatica* L.), v kterých bylo prováděno pozorování, jak různé druhy probírek ovlivňují objemovou dřevní produkci. Některé porosty byly založeny uměle výsadbou nebo semenáčky. Bylo provedeno 15 inventur v porostech se smrkem ztepilým a průměrně 13 v porostech buku lesního. Výsledky byly zpracovávány na základě normy Německé unie lesnických výzkumných organizací. Byly hodnoceny následující prvky:

1. kumulativní tržní objem zbylého porostu v určitém věku + tržní objem dřeva z minulých probírek
2. periodický tržní přírůst dřeva za určité období
3. tržní objem dřeva z minulých probírek

Byl sledován střední průměr obou dřevin, tržní objem dřeva, hustota porostu, periodický roční přírůst ve vztahu k hustotě porostu. Získané hodnoty se staly podkladem pro kvalitativní model, z kterého paradoxně vyplývá, že probírka trvale podporuje maximální periodický dřevní přírůst, ale nezajišťuje maximální tržní produkci dřeva. Také se ukazuje, že potlačené stromy využívají vody a živiny méně účinně než dominantní stromy. Růst může být též omezen z důvodů tvoření sekundárních metabolických látek. Růstová ztráta může být také výsledkem zvýšené spotřeby energie vydávané na tvorbu látek toxických sousedním stromům nebo stresové velmi vysoké emise uhlovodíků. Tyto domněnky je nutno nadále na dlouhodobých výzkumných plochách analyzovat.

Eur. J. For. Res., 124, 2005, č. 3, s. 193 – 205

Kp

Mangan v letokruzích smrku ztepilého jako indikátor proběhlých chemických změn v půdě

Obsah prvků ve stromových letokruzích může být využíván pro monitorování kvalitativních změn prostředí. Účinky imisního spadu a změny v dostupnosti prvků v půdě v minulých letech lze postihnout z letokruhů. Nedávná zvýšená acidifikace půd v Evropě, způsobená dlouhotrvajícím ukládáním kyselých depozic, byla prokázána na lesních vzorcích půd shromažďovaných v několikaletých intervalech.

Koncentrace manganu v půdě a rostlinách je důležitým znakem kyselosti půd. Je to neobvyklý stav, který se začne projevovat během několika málo let. Během krátké doby začíná hliník v půdním roztoku převládat a poškozuje vegetaci tím, že umožňuje vznik kyselého stresu. Znalost tohoto časového rozpětí je důležitá pro rekonstrukci historie stanoviště.

Výzkumná stanoviště, součást mezinárodního pokusu ICP Forests – úroveň I a II, se nacházejí v oblasti Durynského lesa. Stanoviště leží na jihozápadní expozici v nadmořské výšce 800 až 850 m. Z těchto ploch byly získávány dendrochemické údaje z 61 až 80letých stromů smrku ztepilého (*Picea abies* L. KARST.). Vzorky letokruhů byly odebírány vrtákem o průměru 8 mm ve výšce 1, 3 m. Pro vyhodnocení chemické historie půdy byl použit půdní model BODEN.

Získané hodnoty odhalily podstatný pokles koncentrace manganu od roku 1968 do roku 1980. Všechny vzorky vykazovaly stejné hodnoty. Tento pokles obsahu manganu v půdě vedl ke žloutnutí jehlic, jak bylo pozorováno v bývalé NDR kolem roku 1984.

Na základě zvýšené koncentrace manganu v půdě a v rostlinných orgánech lze rozlišit poškozené a nepoškozené stromy a určit začátek nové etapy poškozování.

Eur. J. For. Res., 124, 2005, č. 4, s. 313 – 318

Kp

Růst stromu jako indikátor vitality a reakce stromu na stres

V rámci monitorování lesních porostů v Evropě (ICP Forests, úroveň I a II) je sledován vliv imisí a jiných stresových činitelů na les. Jedním z nejdůležitějších indikátorů stavu lesa je vitalita stromů. Vitalitu však nelze měřit přímo, místo toho se hodnotí růst stromu nebo světelná prostupnost koruny.

Vitalita rostliny je teoretický pojem definovaný jako schopnost jejího přežití, života a růstu. Hodnocení vitality stromu lze provádět na základě hodnocení účinků vnějšího stresu, schopnost vzdorovat stresu představuje důležité kritérium vitality. Na stres rostlina okamžitě reaguje regenerací a to buď zvýšeným úsilím obnovit poškozené orgány nebo zvýšenou resistencí k dalšímu stresu. Vitalita stromu se snižuje, pokud stres trvá delší dobu. V určitém okamžiku schopnost stromu překonat stres nebo přežít mizí, tzn. vitalita klesá a strom umírá.

Vzhledem k tomu, že vitalitu nelze vyjádřit matematicky, je její definice velmi obtížná. Proto je nutno nejdříve stanovit vhodné indikátory vitality, poté vyhodnotit rozsah a dobu účinku stresu a určit absolutní nebo spíše relativní úroveň indikátorů vitality. Každý indikátor vitality stromu je třeba hodnotit ve vztahu k jiné veličině vzhledem k tomu, že maximální nebo optimální vitalitu nelze definovat.

Na švýcarských plochách ICP Forests se v rámci hodnocení vitality stromu provádí srovnávání

- růstu vitální jedinců a nevitálních,
- růstu stromů, které uhynuly s těmi, které přežily,
- růstu stromů ve stresových podmínkách s těmi, které nejsou stresovány,
- růstu stromů před, během a po stresu,
- očekávaného průměrného růstu se skutečným růstem, a
- jsou sledovány dlouhodobé růstové změny.

Výsledky a příklady z intenzivních a extenzivních ploch ve Švýcarsku jsou ukázkou hodnocení vitality nebo stresu na základě růstu stromu a světelnosti koruny v závislosti na době působení stresu. Důležité pro hodnocení vitality je možnost srovnávání s jinými parametry, nevýhodou této metody je, že neexistuje žádný absolutní růstový údaj. Některé stresy jsou dlouhodobé (napadení jmelím, kořenová hniloba), jiné se projevují vzápětí (defoliace způsobená hmyzem, sucho). Proto na dlouhodobých monitoračních plochách musí být prováděno roční hodnocení. Je třeba poznamenat, že ne každý stres je pro strom škodlivý, naopak může zvýšit jeho resistenci ke stresu. Krátkodobé reakce na stres nemusí tedy být spojovány s dlouhodobými změnami vitality stromu. Růstové změny je třeba hodnotit z dlouhodobé perspektivy.

Růst stromu a světelná propustnost koruny jsou sice dva navzájem propojené indikátory reakce na stres, ale důležité je též monitorovat jiné možné stresové faktory a stanovištní podmínky.

Eur. J. For. Res., 124, 2005, č. 4, s. 319 – 333

Kp

ZPRÁVY LESNICKÉHO VÝZKUMU

Reports of Forestry Research

SVAZEK 51

ČÍSLO 2/2006

Vydává Výzkumný ústav lesního hospodářství a myslivosti Jíloviště-Strnady, ISSN 0322-9688

Vedoucí redaktorka: Ing. J. Danyšová. Předseda ediční rady: RNDr. B. Lomský, CSc. Výkonná redaktorka: Mgr. E. Krupičková.

Vychází čtvrtletně. Adresa redakce: VÚLHM Strnady, 156 04 Praha 5 - Zbraslav, tel. 257 892 222, 257 923 140, fax 257 921 444, e-mail: krupickova@vulhm.cz, http://www.vulhm.cz

OBSAH – CONTENT

JIŘÍ ŠINDELÁŘ – JOSEF FRÝDL – PETR NOVOTNÝ

Výsledky hodnocení provenienčních ploch se smrkem ztepilým a jedlí bělokorou s ohledem na problematiku místních populací těchto dřevin 75
Results of Norway spruce and silver fir provenance plots evaluation with the special attention to these tree species local populations

IVAN KUNEŠ – VRATISLAV BALCAR – EVA VYKYPĚLOVÁ – JIŘÍ ZADINA

Vliv jamkové aplikace moučky dolomitického vápence na půdní prostředí uvnitř sadebních jamek a mimo jamkový prostor v rámci podmínek kyselého horského stanoviště v Jizerských horách 84
Effects of planting hole application of dolomitic limestone powder on soil in planting holes and out of them in conditions of an acidic mountain site in the Jizerské hory Mts.

ŠTEFAN KOHÁN

Zakladanie a pestovanie intenzívnych porastov topoľa 'I-214' na plochách bez klčovania pňov bývalého porastu 92
Establishment and breeding of intensive stands with poplar 'I-214' on plots without stem grubbing of the preceding stand

PAVLA KOLÁŘOVÁ – LENA BEZDĚČKOVÁ – ZDEŇKA PROCHÁZKOVÁ

Sběr, předosevní příprava, skladování a hodnocení jakosti semen vybraných druhů keřů: literární rešerše 97
Collection, pretreating, storing and evaluating seed quality of some shrub species: a literature review

VÁCLAV LOCHMAN – MICHAL MAXA – MILAN BÍBA

Vývoj chemismu půdy na výzkumných plochách VÚLHM v období poklesu spadu imisních látek 106
Development of soil chemistry on FGMRI research plots during reduction of air pollution fallout

MILAN ŠVESTKA – OLDŘICH PULTAR

Výzkum využití bakulovirů v preventivní ochraně lesa před bekyní mniškou (*Lymantria monacha* L.) 121
Research of using baculoviruses in forest protection against *Lymantria monacha* L.

PAVEL KOVÁŘ – ŠÁRKA DVOŘÁKOVÁ

Možnosti využití modelu přímého odtoku při návrhu cestní sítě 134
Possibilities to implement the direct runoff model to design a road network

LUDEK ŠIŠÁK

Potřeba racionálního diferencovaného vyjádření sociálně-ekonomických hodnot funkcí lesa v krajině 140
The need of rational differentiated expression of socio-economic values of forest services in the landscape

DANIEL NOVÁK

Výběr nejvhodnější formy hospodaření v obecních lesích pomocí metod rozhodovací analýzy 145
Choosing the most appropriate form of management in common forests using decision-making analysis methods

LESNICKÉ AKTUALITY – CURRENT CONTENTS

- Časová variabilita při fruktifikaci buku v letech 1981 až 2004 150
Temporal variation in beech masting in years 1981 – 2004
- Prostorové rozložení regenerace v nestejnověkých porostech jedle bělokoré v západních Karpatech 150
Spatial distribution of regeneration in West-Carpathian uneven-aged silver fir forests
- Vliv probírky na růst dřevin v lesích Litevska 150
Effects of thinning on growth of tree species in forests of Lithuania
- Hustota porostu a růst smrku ztepilého a buku lesního na dlouhodobých výzkumných plochách 151
Stand density and growth of Norway spruce and European beech on long-term experimental plots
- Mangan v letokruzích smrku ztepilého jako indikátor proběhlých chemických změn v půdě 151
Manganese in tree rings of Norway spruce as an indicator for soil chemical changes in the past
- Růst stromu jako indikátor vitality a reakce stromu na stres 151
Tree growth as indicator of tree vitality and of tree reaction to environmental stress