

LESNICTVÍ FORESTRY

Volume 43, No. 10, 1997

OBSAH – CONTENTS

Chlebek A., Jařabáč M., Hošek A.: Dlouhodobé odtoky z malých lesnatých povodí – Long-term runoffs from small forested watersheds.....	433
Palát M.: Biomass flow in a floodplain forest ecosystem and in a man-made Norway spruce forest – Tok biomasy v ekosystému lužního lesa a v umělé smřčině.....	441
Kula E.: Biomonitoring stanovištních změn v náhradních porostech břízy imisní oblasti – I. Střevlíkovití – Biomonitoring of site changes in substitute birch stands in an air-polluted area – I. The ground beetles.....	453
Veselý D.: Biologická regulace výskytu fytopatogenních hub v lesních ekosystémech – Biological control of phytopathogenic fungi in forest ecosystems.....	464
Hanák K.: Zatížitelnost stávajících mostů na lesní dopravní síti – Carrying capacity of bridges in the existing forest transportation network.....	472
RECENZE	
Poleno Z.: Monitoring, výzkum a management ekosystémů na území KRNP.....	478
Novotný M.: Řízení lesního hospodářství a ekonomika.....	479

Mezinárodní vědecký časopis vydávaný z pověření Ministerstva zemědělství České republiky a pod gescí České akademie zemědělských věd

An international journal published under the authorization by the Ministry of Agriculture and under the direction of the Czech Academy of Agricultural Sciences

Managing Editorial Board – Redakční rada

Chairman – Předseda

Prof. Ing. Vladimír Chalupa, DrSc., Praha

Members – Členové

Prof. Ing. Jiří Bartuňek, DrSc., Brno

Ing. Josef Běle, CSc., Praha

Doc. Ing. Josef Gross, CSc., Teplice

Doc. Ing. Jaroslav Koblížek, CSc., Brno

Prof. Ing. Jan Kouba, CSc., Praha

Ing. Vladimír Krečmer, CSc., Praha

Ing. Václav Lochman, CSc., Praha

Ing. František Šach, CSc., Opočno

RNDr. Stanislav Vacek, CSc., Opočno

Advisory Editorial Board – Mezinárodní poradní sbor

Prof. Dr. Don J. Durzan, Davis, California, U.S.A.

Prof. Dr. Lars H. Frivold, Aas, Norway

Doc. Ing. Milan Hladík, CSc., Zvolen, Slovak Republic

Prof. Dr. Hans Pretzsch, Freising, Germany

Dr. Jack R. Sutherland, Victoria, B.C., Canada

Prof. Dr. Sara von Arnold, Uppsala, Sweden

Prof. Dr. Nikolaj A. Voronkov, Moskva, Russia

Executive Editor – Vedoucí redaktorka

Mgr. Radka Chlebečková, Praha, Czech Republic

Odborná náplň: Časopis publikuje původní výsledky základního a aplikovaného výzkumu ze všech oborů lesnictví, mající vztah k evropským lesním ekosystémům.

Abstrakty z časopisu jsou zahrnuty v těchto databázích: Agris, CAB Abstracts, Czech Agricultural Bibliography, Toxline Plus, WLAS.

Periodicita: Časopis vychází měsíčně (12x ročně), ročník 43 vychází v roce 1997.

Přijímání rukopisů: Rukopisy ve dvou vyhotoveních je třeba zaslat na adresu redakce: Mgr. Radka Chlebečková, vedoucí redaktorka, Ústav zemědělských a potravinářských informací, Slezská 7, 120 56 Praha 2, tel.: 02/24 25 51 06, fax: 02/24 25 39 38, e-mail: fofo@uzpi.cz. Den doručení rukopisu do redakce je publikován jako datum přijetí k publikaci.

Informace o předplatném: Objednávky na předplatné jsou přijímány pouze za celý rok (leden–prosinec) a měly by být zaslány na adresu: Ústav zemědělských a potravinářských informací, Slezská 7, 120 56 Praha 2. Cena předplatného pro rok 1997 je 672 Kč.

Scope: The journal publishes original results of basic and applied research from all fields of forestry related to European forest ecosystems.

Abstracts from the journal are comprised in the databases: Agris, CAB Abstracts, Czech Agricultural Bibliography, Toxline Plus, WLAS.

Periodicity: The journal is published monthly (12 issues per year), Volume 43 appearing in 1997.

Acceptance of manuscripts: Two copies of manuscript should be addressed to: Mgr. Radka Chlebečková, executive editor, Institute of Agricultural and Food Information, Slezská 7, 120 56 Praha 2, tel.: 02/24 25 51 06, fax: 02/24 25 39 38, e-mail: fofo@uzpi.cz. The day the manuscript reaches the editor for the first time is given upon publication as the date of receipt.

Subscription information: Subscription orders can be entered only by calendar year (January–December) and should be sent to: Institute of Agricultural and Food Information, Slezská 7, 120 56 Praha 2. Subscription price for 1997 is 170 USD (Europe), 177 USD (overseas).

DLOUHODOBÉ ODTOKY Z MALÝCH LESNATÝCH POVODÍ

LONG-TERM RUNOFFS FROM SMALL FORESTED WATERSHEDS

A. Chlebek¹, M. Jařabáč¹, A. Hošek²¹ Výzkumný ústav lesního hospodářství a myslivosti, Jíloviště-Strnady, pracoviště, tř. Pionýrů 1758, H. D. Permon, 738 01 Frýdek-Místek² Český hydrometeorologický ústav, pobočka, 708 00 Ostrava-Poruba, K myslivně 1

ABSTRACT: Precipitation and runoff sums were processed for the whole year, for warm and cold seasons in the representative watersheds Kýchová a Zděchov (1928 to 1993) and in experimental watersheds Malá Ráztoka a Červík (1953 to 1993). Comparison of the results of measurements with other impacts of environmental elements, especially with variations in climatic elements, was tested in view of its usefulness on the basis of longer-term measurements of hydrological effects of forests on runoff rates. Neither the changes in biocenoses nor forest regenerations in the watersheds under study performed by highly mechanized technologies had any impacts on runoff sums in the years of observation. A change was observed in the Malá Ráztoka watershed only. It could be a result of replacing the main commercial species beech by spruce, of heavy air pollution, of a sudden temperature change at the turn of the years 1978/1979 or of other factors. The forest environment in this area requires more profound studies of the precipitation runoff process.

hydrological effects of forests; precipitation-runoff relations; long-term forest and hydrological research

ABSTRAKT: Byly zpracovány úhrny srážek a odtoků v celoročním, teplém a chladném období v reprezentativních povodích Kýchová a Zděchov (1928 až 1993) a v experimentálních povodích Malá Ráztoka a Červík (1953 až 1993). Z dlouhodobějších měření hydrologických účinků lesů na odtok byla ověřena účelnost srovnání výsledků měření s jinými vlivy prvků prostředí, zejména s kolísáním prvků klimatu. Změny biocenóz ani porostní obnovy ve zkoumaných povodích prováděné vysoce mechanizovanými technologiemi úhrny odtoků v hodnocených letech průkazně nezměnily. Změna byla zaznamenána jen v povodí Malá Ráztoka. Mohla být důsledkem záměny hlavní hospodářské dřeviny buku smrkem, výrazného znečišťování ovzduší, náhlé teplotní změny na přelomu let 1978/1979 nebo i jiných činitelů. Lesní prostředí v dané oblasti vyžaduje hlubší studium srážkoodtokového procesu.

hydrologické účinky lesů; srážkoodtokový vztah; dlouhodobý lesnicko-hydrologický výzkum

ÚVOD

Srážkoodtokový vztah se stále globálně měří v malých lesnatých povodích v různých geografických pásmech a s odlišným lesním hospodářstvím. Ovlivňování hydrologických účinků lesů se statisticky hodnotí podle dřevinné skladby a hospodářských způsobů. Cílem beskydského lesnicko-hydrologického výzkumu je hlouběji poznat hydrologické funkce lesů (mohou-li být účelově ovlivňovány pro zlepšování vodní bilance v povodích), vydatnost i kvalitu vodních zdrojů a povodňovou ochranu.

Porosty rostlin, zejména lesní dřeviny, fyziologicky závisejí na vodě – prvku lesního prostředí. Musí být připraveny na rozkolísanost počasí v přírodě. Výzkumy v malých lesnatých povodích se často opíraly jen o několikletá měření, jejichž výsledky byly naléhavě požadovány pro praktické uplatňování. Rozborem dat z 94 světových (jen mimoevropských) povodí prokázali Bosch, Hewlett (1985), že s větší lesnatostí je vodnost povodí nižší. Hodnocení úhrny odtoků však mají velký rozptyl, který znesnadňuje dospět k jednoznačným závěrům. Pro praktické potřeby má být prokázáno, že účelovými lesnicko-hospodářskými opatřeními mohou být ovlivňovány prvky vodní bilance a jimi úhrny odtoků z lesnatých povodí i v delší časové řadě.

Lesnicko-hydrologická měření mají v České republice dlouhou tradici. Pomineme-li pokusy v závěru minulého století, od 1. 1. 1928 probíhá výzkum srážkoodtokových vztahů ve dvou malých přítocích Vsetínské Bečvy, který založil Válek. Metodicky navázal na švýcarská měření v povodích Sperbel- a Rappengraben v údolí Emme. Po ukončení jeho služby (1958) převzal obě valašská reprezentativní povodí tehdejší Hydrome-

trický ústav lesního hospodářství a myslivosti. Výzkum srážkoodtokových vztahů ve dvou malých přítocích Vsetínské Bečvy, který založil Válek. Metodicky navázal na švýcarská měření v povodích Sperbel- a Rappengraben v údolí Emme. Po ukončení jeho služby (1958) převzal obě valašská reprezentativní povodí tehdejší Hydrome-

teorologický ústav a v měření operativně pokračoval. Díky tomu máme ojedinělou časovou řadu lesnicko-hydrologických dat.

Beskydská experimentální povodí Malá Ráztoka a Červík založil k 1. 11. 1953 Mařan se spolupracovníky, z nichž v tomto úkolu 28 let pokračoval Zelený. Podkladem metodik výzkumů v těchto povodích byly hlubší poznatky ze světové odborné literatury s následným vývojem (Chlebek, Jařabáč, 1995). Úsilí o poznání hydrologických účinků lesů přivedlo řešitele k myšlence posoudit důsledky historických změn stavu a plošného podílu lesů na území dnešní ČR. Jeho současná lesnatost jen o málo překračuje třetinu rozlohy území; tato změna měla ovlivnit proti původnímu stavu vodnost povodí a toků, ale nelze to hydrometricky doložit. Kromě toho musíme brát v úvahu i jiné změny odtokových činitelů. Je známo, že srážkoodtokový proces probíhá v lesním prostředí, v otevřeném a velmi dynamickém biosystému. Jeho zákonitosti mají být měřeními objasněny. Pro složitost a pravděpodobnost výskytu vnitřních systémových vztahů považujeme za nezbytné jejich analyzování podle různých časových měřítek. Proto se v tomto příspěvku omezujeme jen na hodnocení delších časových řad (roční období, teplé a chladné období). V následujících odborných příspěvcích se budeme věnovat datům z jiných období, např. odtokům po tání sněhu, průtokovým vlnám po vydatných a příválových deštích nebo minimálním odtokům v suchých obdobích.

REPREZENTATIVNÍ A EXPERIMENTÁLNÍ POVODÍ

Fottová (1992) popsala v České republice 44 malých výzkumných povodí v různých krajinných oblastech s rozdílnou metodikou měření a vyhodnocování dat. Mezi nimi jen v Malé Ráztoce a Červíku byly pořízeny delší časové řady měření srážkoodtokového vztahu se souběžnými účelovými změnami taxačních charakteristik. K nim přidáme i Kychovou a Zděchovku s ještě delšími lesnicko-hydrologickými měřeními. Podrobnější popisy těchto povodí publikovali Válek (1962, 1978) a Chlebek, Jařabáč (1995), na které autoři odkazují. Uvedeme jen, co v daných souvislostech považujeme za významné.

Válka reprezentativní povodí jsou rozložena na severních svazích Javorníků ve vsetínském okrese. Lesnaté povodí Kychová (dále jen KY) je ve výšce 556 až 923 m nad mořem a měří 4,27 km². Málo lesnaté povodí Zděchovky (ZD) je 482 až 783 m n. m. a měří 4,09 km². V jejich podloží jsou pro vodu málo propustné čížkovické pískovce kryté humózní jílovitohlinitou zeminou. Střední sklon svahů v KY je 31 %, ve ZD 25 %. Hustota toků je v KY 2,55 km na 1 km² a ve ZD 2,05 km na 1 km². Průměrná roční teplota v KY je 6,1 °C a ve ZD 6,4 °C. Z celkové výměry KY zaujímaly lesy v roce 1928 95,4 %, pastviny, louky a pole 3,8 %, toky a zastavěné plochy 0,8 %. V lesích připadalo 45 % plochy listnáčům (bk, kl, jř, lp, js), 55 % stromům jehlič-

natým (sm, jd). Průměrný roční mýtní přírůst byl 6,7 m³.ha⁻¹. Plošně rozsáhlejší kalamity tam nebyly. Nyní má toto povodí 95,65 % lesnatost s převahou starých porostů, které jsou obnovovány. Na jehličnaté dřeviny nyní připadá 52 % a na listnaté 48 % plochy povodí. Ve ZD v r. 1928 zaujímaly zemědělské kultury 92 % plochy povodí (s velkým podílem neudržovaných pastvin) a jen 4,6 % náleželo lesům. Ty byly vesměs založeny kolem r. 1892 s převahou smrku a s příměsí borovice a buku, jejichž doplněním novými výsadbami po r. 1960 se lesnatost povodí zvýšila na 30 %. Nyní tam převládají porosty 3. a 4. věkového stupně, ale bez porostů starších 100 let. Zastoupení listnáčů nepřesahuje 3 %.

Experimentální povodí Červík (CE) je v tzv. Zádňích horách Moravskoslezských Beskyd nad vodárenskou nádrží Šance v okrese Frýdek-Místek, ve výšce 640 až 960 m n. m. Měří 1,85 km². V podloží má magurský pískovec a ístebňanské břidlice, na kterých vznikly písčité až jílovitohlinité kambizemě až podzoly s větším podílem jemných částic. Střední sklon svahů je 30 %, hustota hydrografické sítě 1,1 km na 1 km² a průměrná roční teplota 6,0 °C. Povodí je 100% lesnaté, v době jeho kalibrace s 85% zastoupením jehličnatých dřevin. K 1. 1. 1976 byl průměrný věk lesa 67 let a celkový přírůst 13,5 m³.ha⁻¹. V kalibrační době tam byla zásoba hrubí s kůrou 78 600 m³, z níž bylo dosud vytěženo 73 000 m³. Přibližovalo se traktorovými technologiemi s odvozem dříví po zpevněné lesní cestě (s hustotou 70,1 m.ha⁻¹). Povodí CE tvoří dvě údolí. Obnova pruhovými sečemi je soustředěna do levostranného dílčího povodí A (0,88 km²). Do r. 1966 je pokryvá nerozčleněná smrčiny. Pravostranné dílčí povodí B (0,84 km²) s pestřejšími porostními poměry je uchováno jako kontrolní s nejnutnějšími těžbami a s přirozenou porostní obnovou (Zelený et al., 1980).

Experimentální povodí Malá Ráztoka (MR) je na SZ svazích Moravskoslezských Beskyd v okrese Nový Jičín, v nadmořské výšce 602 až 1 084 m. Měří 2,07 km². V podloží má gódluský pískovec pokrytý hlinitopísčitými půdami typu kambizemí až podzolů. Střední sklon svahů v povodí je 50%, hustota toků 1 km na 1 km². Průměrná roční teplota je 6,9 °C. Povodí je také 100% lesnaté. Jehličnatým dřevinám náleželo 35,3 % plochy, zbytek listnatým. Nejvýznamnějšími dřevinami byl smrk s 25,8 % a buk s 65,8 % hmoty. Průměrný věk porostů v r. 1966 byl 83 let s celkovým běžným přírůstem 7,3 m³.ha⁻¹. V době kalibrace povodí (k 1. 1. 1960) byla zásoba hrubí 61 942 m³. Průběhem porostní obnovy se vytěžilo 51 000 m³ hmoty. Byla přibližována lanovkami a ze dvou třetin plochy povodí odvážena po nezpevněné lesní cestě (s hustotou 41 m.ha⁻¹).

Hodnocená povodí leží v oblasti se znečišťovaným ovzduším, což se zvyraznilo v průběhu sedmdesátých let. Měření koncentrací oxidu siřičitého poskytl hodnoty mezi 20–30 µg.m⁻³ v ročním průměru a s nejvyššími denními koncentracemi kolem 220 µg.m⁻³ v zimních měsících. Při stanovení pásem ohrožení byla MR zařazena třetinou rozlohy do stupně B v hřebenové poloze a zbytek do stupně C. Povodí CE, KY a ZD náleží



1. Lesnaté povodí Kýchová – The fully forested watershed Kýchová



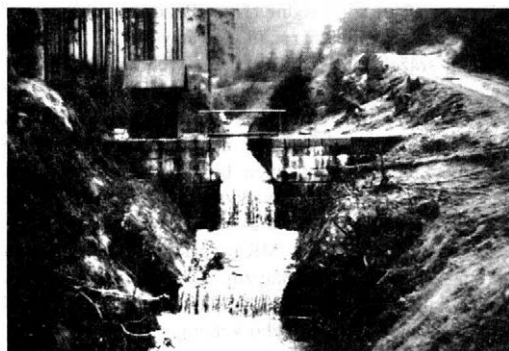
2. Měření odtoků na přítoku Kýchově – The measuring of runoff rates in a tributary of the Kýchová stream



3. Málo lesnaté povodí Zděchov – The watershed Zděchov is not forested very much



4. Experimentální povodí Červík-A s porostní obnovou – The experimental watershed Červík – part A with forest renewal



5. Měrný žlab pod povodím Červík – The measuring trough in the Červík watershed



6. Pohled na experimentální povodí Malá Ráztoka – View of the Malá Ráztoka experimental watershed

do mírného stupně D se zřetelnějším poškozením na hřebenech. Lesní půda v MR byla opakovaně meliorována leteckým vápněním.

Významným výkyvem klimatu v letech měření byl po poměrně teplotně mírném průběhu prosince náhlý

teplotní skok z 10 °C dne 31. 12. 1978 ve večerních hodinách na -22 °C dne 1. 1. 1979 ráno. Nejvíce byly postiženy bukové porosty v MR, které byly (i mimo povodí) v následujících dvou letech velkoplošně mýce-ny a obnovovány.

Výzkumy ve valašských povodích KY a ZD měly objasnit vliv obhospodařování půdy na hydrologické poměry v pramenných oblastech povodí Vsetínské Bečvy, aby bylo možné předcházet a čelit nejen příčinám velkých ztrát srážkových vod výparem, ale také příčinám povodní i sucha. Významnými opatřeními pro zlepšování hydrologických poměrů se měla stát úprava druhové skladby lesů, změna lesnatosti a způsobů hospodaření v horách včetně dopravy plodin, ale bez urychlování porostních obnov (Válek, 1962).

Přirozeně že v průběhu dlouhodobějších měření nebylo možné zcela vyloučit nepředpokládaná ovlivnění srážkoodtokového vztahu nelesnickými činiteli.

Po zkušenostech s povodími KY a ZD a se znalostí zahraničních (zejména amerických) experimentů byla založena a v letech 1954 až 1965 zkaličována povodí CE a MR. Po jejich kalibraci mělo být sníženo zakmenění porostů z 9,6 na 7,0 s vyhodnocením důsledků na vodnost povodí. V letech 1968 až 1974 měly být porosty přirozeně i uměle obnovovány až na 60 % skutečných a redukovaných holin. Po změně metodiky a cílů výzkumu byly lesy v obou povodích obnovovány radikálněji postupným přiřazováním pruhových sečí. Již počátkem osmdesátých let byly v MR obnoveny dvě třetiny z celkové plochy povodí se záměnou hlavní hospodářské dřeviny buku za smrk. V CE to byla obnova poloviny z celkové rozlohy povodí 1,85 km², což je 95 % plochy podpodví CE-A 0,88 km². Změna hlavní hospodářské dřeviny tam nebyla provedena a zůstal jí smrk. Další obnovní postup v CE byl po roce 1983 – z jiných důvodů než stanovila výzkumná metodika – téměř přerušen. Obnovené porosty odrůstají z kultur na mlaziny a tyčkoviny, a to by také mělo odtoky z podpovodí CE-A měřitelně ovlivňovat.

Srážky byly ve všech povodích měřeny podrobněji než je v klimatologii obvyklé. V KY a ZD byly měřeny v lesnatém povodí na čtyřech až pěti a v málo lesnatém povodí na šesti až osmi stanovištích, aby byly zachyceny reprezentativní polohy. V CE a MR je trvale osazeno po čtyřech totalizátorech – tři jsou na rozvodnici a jeden ve středu povodí – s měsíčním čtením srážkových dat. Jejich spolehlivost je ověřována staničními srážkoměry. V teplém ročním období se srážkoměrná síť rozšiřuje o dva až tři pluviografy s denní (týdenní) službou pro analýzy geneze průtokových vln. V zimě se měří výška nového sněhu, celková výška sněhové pokrývky a její vodní hodnota. Srážkový úhrn v povodí se počítá Horton-Thiessonovou polygonovou metodou. Ověřuje se homogenita časových řad srážek a byla provedena správnost měření statistickými metodami porovnáním s nejbližšími srážkoměrnými stanicemi Českého hydrometeorologického ústavu (Chlebek et al., 1995).

Odtoky vody ze zkoumaných povodí byly měřeny ve vyzděných žlabech upravených pro měření minimálních průtoků měrnou nádobou, pro celé rozpětí průtoků vodoměrnými stanicemi s limnigrafy. Pro vyhodnocování

zaznamenaných vodních stavů byla vypočítána konzumční křivka a její správnost byla průběžně ověřována hydrometricky. Homogenita naměřených časových řad byla posuzována statistickou analýzou podle Dycka (1980).

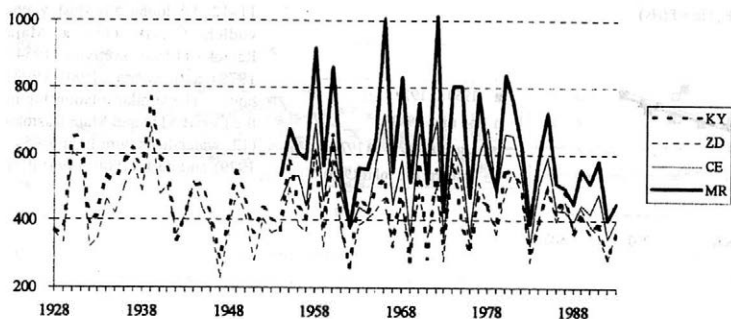
VYHODNOCENÍ SRÁŽKOOTOKOVÝCH ŘAD

Soubory měsíčních a ročních úhrnů srážek (Hs) a výšek odtoků (Ho) v hydrologických letech 1927/1928 až 1953/1954 v povodích KY a ZD a v letech 1953/1954 až 1992/1993 v KY, ZD, CE a MR byly sestaveny pro celoroční, chladné (listopad až květen) a teplé (červen až říjen) období. Květen byl přiřazen k chladnému období, protože je ještě ovlivňován odtoky z tání sněhových zásob.

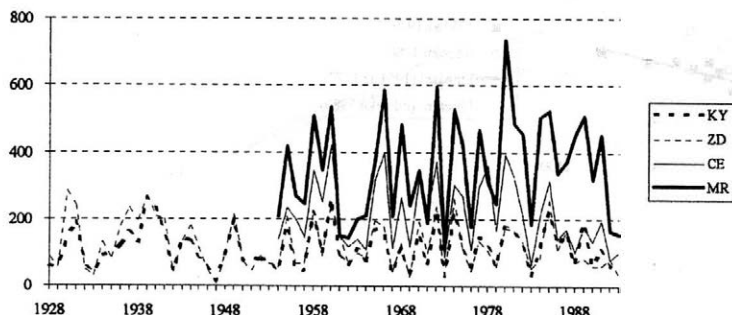
Celoroční hodnocení úhrnů srážek a odtoků dává jen hrubý a zprůměrovaný obraz o hydrologických účincích lesů. Proto byla odděleně analyzována chladná a teplá roční období, z nichž data v teplejších měla větší rozptyl. Na obr. 7 je časový průběh srážek v teplejších obdobích s vysokými hodnotami v MR v letech 1958, 1960, 1966 a 1972 po vydatných deštích. Podobně se projevovaly odtoky (obr. 8); vyšší byly v MR po roce 1980 a příčiny se dále analyzují. Na obr. 9 a 10 jsou znázorněny závislosti odtoků na srážkách v KY a ZD s vyrovnávací přímkou. Světlé body (1928–1953) mají jinou polohu než tmavé (1954–1993) a v KY větší rozptyl než v ZD. Obdobně jsou body v CE (obr. 11, tmavé v letech 1954–1979 a světlé 1980–1993) vyrovnané, ale v MR (obr. 12) odchýlené po r. 1980 nad přímkou. Obr. 13 znázorňuje vzájemnou polohu vyrovnávacích úseček čtyř hodnocených povodí srážkoodtokového vztahu v teplém ročním období. Nejvýše je položeno povodí MR, což přičítáme jeho poloze na návětrném svahu tzv. Předních hor. Pozornost si zaslouží i obr. 14 s rozptylem ročních ztrát vody (rozdíl mezi výškou srážek a výškou odtoků) v KY a ZD, z nichž sice lze vyhodnotit trend jejich poklesu v KY, který však nebyl přímo způsoben lesnicko-hospodářskými opatřeními. Jde o jev, který nemůže být užíván jako argument bez ověření změn bilančních prvků jinými metodami. Na obr. 15 jsou vyneseny dvojné součtové čáry ročních ztrát vody ve zkoumaných povodích. Výraznější se čára odklání v MR po příčinách, které nejsou jednoznačné a dál se analyzují. Ale prokazuje se, jak jsou dlouhé časové řady dat důležité pro objektivnější objasnění srážkoodtokového vztahu.

ZÁVĚR

Výzkumná povodí Kýchová (KY), Zděchov (ZD), Červík (CE) a Malá Ráztočka (MR) poskytla data pro dlouhodobá vyhodnocení srážkoodtokového vztahu. V KY a ZD to jsou 66leté a v CE i MR 40leté řady. Povodí jsou ve srovnatelných přírodních podmínkách. Data o srážkách (Chlebek et al., 1995) a odtocích

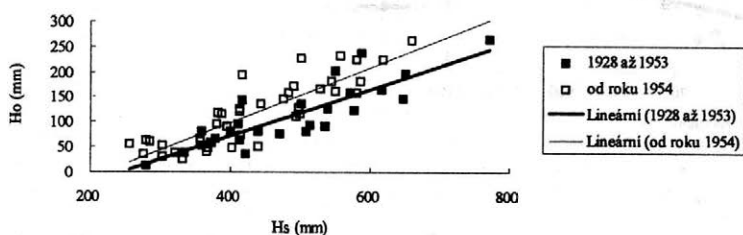


7. Chod srážek v teplém (VI–X) ročním období – The course of precipitation during the warm period (VI–X) of the year



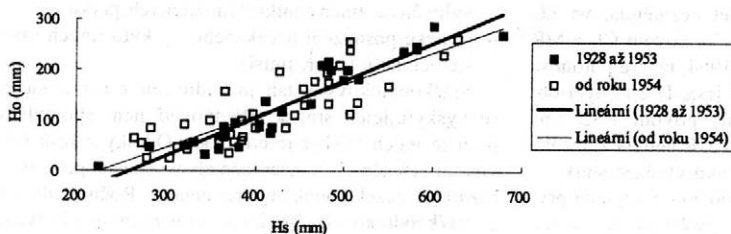
8. Chod odtoků v teplém ročním období s vyššími odtoky od roku 1980 v Malé Ráztoce – The course of runoff rates during the warm period with higher runoffs in the Malá Ráztočka watershed since 1980

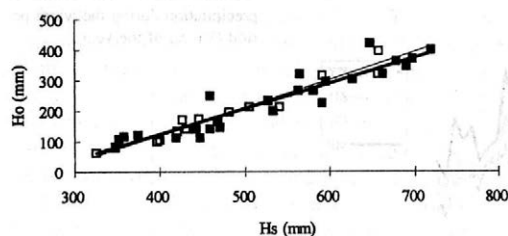
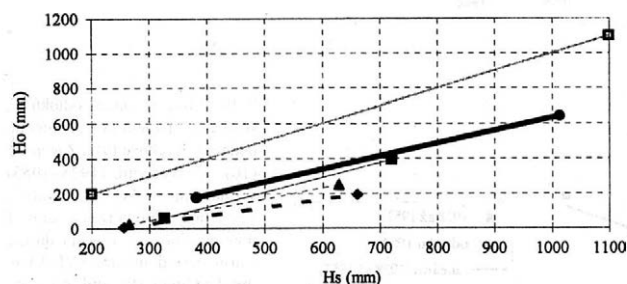
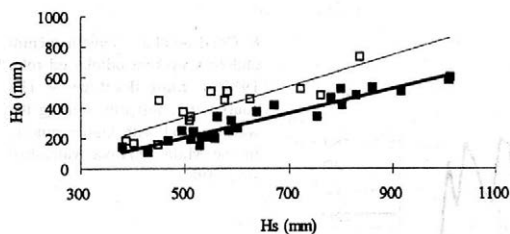
KY $H_o = f(H_s)$



9–10. Závislost úhrnů odtoků na srážkách v teplém (VI–X) ročním období v Kýchově (9) a Zděchově (10) se světlými (1928–1953) a tmavými (1954–1993) body – The relationship between sums of precipitation and runoffs during warm period months (VI–X) in the Kýchová (9) and Zděchov (10) watersheds with light (1928–1953) and dark (1954–1993) dots

ZD $H_o = f(H_s)$



CE $H_o = f(H_s)$ MR $H_o = f(H_s)$ 

11–12. Obdobná závislost v povodích Červík (11) a Malá Ráztočka (12) se světlými (1954–1979) a tmavými (1980–1993) body – The similar relationship in the Červík (11) and Malá Ráztočka (12) watersheds with light (1954–1979) and dark (1980–1993) dots

13. Porovnání polohy vyrovnávacích úseček srážkoodtokových vztahů z obr. 9–12 – The comparison of regression lines of the precipitation – runoff relationships in Fig. 9–12

byla zkoumána ve vztahu k jejich homogenitě a věcné správnosti, aby mohla být dále účelněji analyzována. V KY a ZD byl použit metodický postup srovnávání dat ze dvou povodí s velmi rozdílnou lesnatostí, která se v KY během hodnocených let nezměnila, ve ZD vzrostla v šedesátých letech o 25 %. Povodí CE a MR byla zkalibrována v letech 1953–1964, teprve potom se začalo s experimentální obnovou lesa. Dosud byla obnovena v CE polovina z plochy povodí 1,85 km² a v MR dvě třetiny z 2,07 km². V CE nebyla změněna dřevinná skladba, v MR byl po buku vysázen smrk.

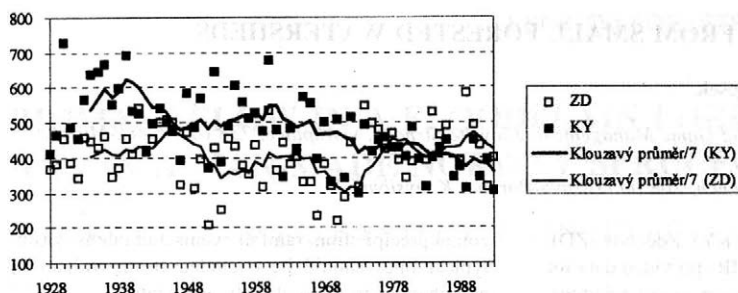
Při měření srážek a odtoků včetně doplňujících prvků lesního prostředí se projeví vysoké nároky na získávání a správnost dat. Je nutné zabezpečovat:

- informace o dlouhodobém kolísání klimatu, kterým by mohlo být ovlivněno krátkodobé měření s následným přisouzením rozdílu porostní obnovy či jiným lesnicko-hospodářským opatřením,

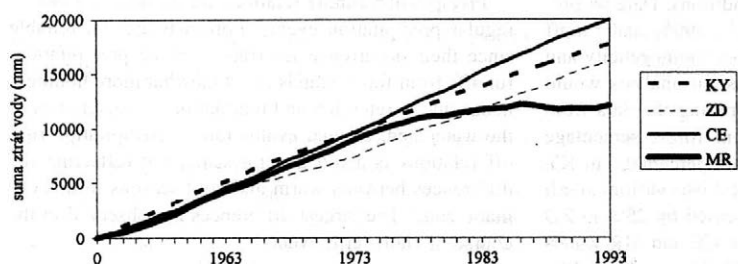
- spolehlivost srážkoměrných měření, aby bylo zohledněno odvíjení srážek po zmýcení porostů (zejména v zimě), úbytek horizontálních srážek, výskyt a intenzity dešťů (netypické je nutné z hodnocení vyloučit) a změny mikroklimatických prvků,
- kritické posouzení nečekaného výskytu jiných vnějších činitelů (např. imisí).

Srážkoodtokový vztah je hodnocen z nepravidelně se vyskytujících srážek. Předpověď není spolehlivá, protože jejich výskyt je erratický. Odtoky z lesů jsou vlivem retenčních a retardačních vlastností povodí na rozdíl od srážek poněkud vyrovnanější. Roční hodnocení srážkoodtokového vztahu je příliš hrubým měřítkem, které nevystihuje v našem klimatickém pásmu rozdíly tepleho a chladného období. Největší rozdíly jsou zaznamenávány v průběhu krátkodobých situací.

Změny prvků vodní bilance (výška odtoků, výpar) jsou statisticky obtížně průkazné v delších obdobích,



14. Roční ztráty vody v povodích Kýchov a Zdechov – Yearly losses of water in the Kýchov and Zdechov watersheds



15. Dvojná součtová čára ročních ztrát vody – Double mass curve of yearly water losses

protože se rezistenci a rezilienci biosystému mění často nepředvídatelně a ne vždy snadno měřitelně. Změny mohou mít i jen krátké trvání. Bylo uveřejněno (Hibbert, 1967), že:

- snižováním podílu lesů v povodí vzrůstá jeho vodnost,
- po zalesnění řídké porostlé půdy klesá vodnost území,
- změny vodních účinků lesů hospodářskými zásahy jsou proměnlivé a většinou se nedají předvídat.

Po změně lesnatosti povodí ZD o 25 % v časové řadě (obr. 13) by měl poklesnout roční úhrn odtoků asi o 100 mm (Bosch, Hewlett, 1985). Takové množství vody je v přírodní rozkolísanosti hodnot srážkoodtokového vztahu pro technickou obtížnost měření těžko průkazné. V praxi půjde o to, bude-li tato (disponibilní voda) využitelná, kdy a v jakém množství se vyskytne. Řešení musí být věnován podrobnější rozbor.

Dlouhodobá lesnicko-hydrologická měření ve čtyřech malých povodích v přírodních poměrech České republiky s hodnocením srážkoodtokových vztahů v celoročním, teplém a chladném ročním období ukazují, že zaznamenanými změnami lesního prostředí – s výjimkou povodí Malá Ráztoka – nebyl srážkoodtokový vztah ovlivňován. V Malé Ráztokce došlo ke zvýšení vodnosti, příčiny se dále zkoumají. Je patrné, že lesní hospodářství zaměřované podle zákona č. 289/95 Sb. na stabilizaci lesa s vyrovnanou produkcí, obnovou a výchovou porostů bude příznivé pro toto prostředí se zárukou tvorby nezbytných a dobrých vodních zdrojů, hodnotíme-li data za delší časová údobí.

Literatura

- BOSCH, J. M. – HEWLETT, J. D., 1985. A review of catchment experiments to determine the effect of vegetation changes on water yield and evapotranspiration. *Journ. of Hydrol., The Netherl.*, 55: 3–23.
- DYCK, S., 1980. *Angewandte Hydrologie*. Berlin, VEB, Teil 1: 526, Teil 2: 544.
- FOTTOVÁ, D., 1992. Výsledky sledování malých povodí v rámci systému GEOMON. Výzkumná zpráva Českého geologického ústavu, Praha: 61.
- HIBBERT, A. R., 1967. Forest treatment effects on water yield. In: SÖPHER, W. E. – LULL, H. W. (eds.): *Forest Hydrology*. Oxford, Pergamon: 725–736.
- CHLEBEK, A. – JAŘABÁČ, M. – TOLASZ, R., 1995. Měření srážek pro bilanci vody v lesnatých výzkumných povodích. *Lesnictví-Forestry*, 41: 555–565.
- CHLEBEK, A. – JAŘABÁČ, M., 1995. 40 let lesnicko-hydrologického výzkumu v Beskydech 1953–1993. Jiloviště-Strnady, VÚLHM, Lesn. průvodce, 2: 30.
- VÁLEK, Z., 1962. Lesy, pole a pastviny v hydrologii pramenných oblastí Kýchovské a Zdechovky. Praha, VÚ vodohospodářský, Práce a studie, 106: 116.
- VÁLEK, Z., 1978. Lesní dřeviny jako vodohospodářský a protierozní činitel. Praha, SZN: 203.
- ZELENÝ, V. – JAŘABÁČ, M. – CHLEBEK, A., 1980. Nástin výsledků 25letého lesnicko-vodohospodářského výzkumu v Beskydech. *Lesnictví*, 26: 677–697.

Došlo 19. 5. 1995

LONG-TERM RUNOFFS FROM SMALL FORESTED WATERSHEDS

A. Chlebek¹, M. Jařabáč¹, A. Hořek²

¹Research Institute of Forestry and Game Management, Jíloviště-Strnady, workplace, 738 01 Frýdek-Místek, 1758 Pionýřů Av., H. D. Permon

²Czech Hydrological Institute, branch, 708 00 Ostrava-Poruba, K myslivně 1

Research watersheds Kýchová (KY), Zděchov (ZD), Červík (CE) and Malá Ráztoka (MR) provided data for long-term evaluations of precipitation-runoff relations. Sixty-six year series are available for KY and ZD, forty-year series for CE and MR. The watersheds are situated in comparable natural conditions. Data on precipitation sums (Chlebek et al., 1995) and runoff rates were studied in relation to their homogeneity and factual correctness so that their useful analysis would be possible. Methodology of comparing the data from two watersheds with very different forest percentage was used in KY and ZD: the forest percentage in KY did not change in the years of observation at all (> 95% of the area), while it increased by 25% in ZD in the sixties (to 30% of the area). CE and MR watershed calibration took place in 1953–1964, followed by experimental forest regeneration. A half of the CE watershed area of 1.85 km² and two thirds of the MR watershed area of 2.07 km² have been regenerated until now. The species composition in CE has not changed while the beech stand was planted after the spruce in MR.

High requirements for data acquisition and correctness were demonstrated during measurements of precipitation and runoffs. It is necessary to provide:

- information on long-term climatic variations that could influence short-time measurements, and then the differences could be attributed to forest regeneration or other forest cultural treatments,
- reliability of precipitation measurements since it is necessary to take into account snow drifting away (in winter) after stand cutting down, decrease in horizontal

precipitation, rainfall events and intensity (untypical ones should be excluded from evaluation) and changes in microclimatic elements,

- critical evaluation of unexpected occurrence of other external factors (e.g. immissions).

Precipitation-runoff relations are evaluated from irregular precipitation events. Forecasts are not reliable since their occurrence is erratic. Unlike precipitation, runoffs from forest stands are somewhat more homogeneous due to retention and retardation characteristics of the watershed. Annual evaluation of precipitation-runoff relations is a too general scale, not reflecting the differences between warm and cold seasons in this climatic zone. The largest differences are observed in the course of short-term events.

The long-term forest and hydrological measurements in four small watersheds in the natural conditions of the Czech Republic, and the evaluation of precipitation-runoff relations for the whole year, in warm and cold seasons indicate that the precipitation-runoff relations have not been influenced by the observed changes in the forest environment except the Malá Ráztoka watershed. An increase in water balance was observed in the Malá Ráztoka watershed, the study of the reasons is in progress. It is obvious that the forest management aimed at forest stabilization pursuant to Act No. 289/95, with balanced production, stand regeneration and tending will be beneficial for this environment while the formation of necessary and good water resources will be guaranteed if data for longer time periods are evaluated.

Kontaktní adresa:

Ing. Alois Chlebek, Výzkumný ústav lesního hospodářství a myslivosti, Jíloviště-Strnady, pracoviště, tř. Pionýřů 1758, H. D. Permon, 738 01 Frýdek-Místek, Česká republika

BIOMASS FLOW IN A FLOODPLAIN FOREST ECOSYSTEM AND IN A MAN-MADE NORWAY SPRUCE FOREST

TOK BIOMASY V EKOSYSTÉMU LUŽNÍHO LESA A V UMĚLÉ SMRČINĚ

M. Palát

Mendel University of Agriculture and Forestry, Faculty of Forestry and Wood Technology, Lesnická 37, 613 00 Brno

ABSTRACT: For a floodplain forest ecosystem a destructive analysis was carried out on selected samples of oak and ash trees as the basis of the calibration of fractions of above-ground and underground biomass. The data on biomass and production of shrubs and herbs were obtained in the same period. Data from the destructive analyses were fitted by means of regression and correlation analysis to obtain various fractions of biomass. A schematic model of the flow of biomass with the relevant data in a representative ecosystem of the floodplain forest was completed. For a man-made Norway spruce ecosystem regression functions determined by fitting the data from 45 sample spruce trees (diameters from 4 to 32 cm) were derived. Various fractions of the biomass of trees with diameter were calculated.

ecosystem studies; floodplain forest; Norway spruce forest; biomass fraction; modelling of biomass flow

ABSTRAKT: V ekosystému lužního lesa byly na základě destruktivní analýzy vzorků dubu a jasanu stanoveny kalibrační rovnice frakcí nadzemní a podzemní biomasy. Ve stejném období byla stanovena biomasa keřů a bylin. Data, získaná destruktivní analýzou, byla zpracována pomocí regresní a korelační analýzy a z kalibračních rovnic byly vypočítány frakce biomasy. Byl sestaven a naplněn číselný schématický model toku biomasy lužního lesa. Pro ekosystém umělé smrčiny byly stanoveny regresní funkce na základě dat ze 45 vzorků smrku (výčetní tloušťka od 4 do 32 cm). Z výčetní tloušťky byly vypočítány frakce biomasy.

ekosystémové studie; lužní les; smrkový les; frakce biomasy; modelování toku biomasy

INTRODUCTION

The systems analysis of an ecosystem is based on the assumption that the state of the ecosystem can be expressed quantitatively at a given moment and that changes in the system can be described by mathematical means. This depends on the standardization of data collection, the method of data storage, and their preparation for data processing. Verbal and graphic models are converted to the mathematical form as a system of differential equations or automats, which are solved by regression analysis or modelling is carried out by statistical methods (Palát, 1980).

In ecosystem studies, the methods of a more accurate biomass determination are increasingly important and their results serve as a basis for a number of fol-

low-up studies including element cycling. The paper is aimed at studies in a floodplain forest and in a man-made Norway spruce ecosystem. More detailed analysis of literature is given in Palát (1991).

METHODS

Within the ecosystem study of the floodplain forest (Lednice project) a mathematical model of biomass flow designed by Attiwill (1973) was provided with data from the research carried out in southern Moravia. The station is situated in forest stand No. 623a₂, Forest District „Horní les“, Forest Enterprise Břeclav, about 2 km to the north of Lednice na Moravě at an

altitude of 161 m. The location of the research station is characterized by the forest type group of *Ulmeto-Fraxinetum carpineum*. The forest stand is of the commercial forest group (92 to 107 years old in 1984) with dominant *Quercus robur* L. (74%) and admixtures of *Fraxinus angustifolia* Vahl. (24%), *Tilia cordata* Mill. (3%) and *Ulmus carpiniifolia* Gled. (1%), and with interspersed species of *Carpinus betulus* L., *Acer campestre* L., *Malus sylvestris* (L.) Mill., and *Alnus glutinosa* (L.) Gaertn. The average height of the forest stand is 29 m, the stocking is 10. Within the whole area of forest stands there is a layer of shrubs of varying density and maturity, with *Cornus sanguinea* L. as the dominant species. Repeated records were made of the biometric values of standing trees in the research area over the period 1970–1984. At the start of this period, a destructive analysis was carried out on selected samples of oak and ash as the basis of the calibration of fractions of above-ground and underground biomass (Vyskot, 1976, 1985). The data on biomass and production of shrubs and herbs were obtained in the same period by Vašíček (1975, 1980, 1985a,b).

Data from the destructive analyses were fitted by means of regression and correlation analysis in order to study the relationships between selected characteristics of the sample trees (Pálát, 1980, 1985, 1991) and the

resulting regression functions. Most of these functions are usable for tree diameters from 20 to 70 cm.

Since the calibration curves were established for oak and ash only, the curve for oak was used for calculations involving the other trees (lime, Norway maple, hornbeam, apple). The diameters measured for individual numbered trees from the research area were used to calculate (by means of regression equations) various characteristics for individual trees, and these were then added together and converted to per hectare values.

The increment of individual characteristics was calculated for live trees (those which were alive in the given period, e.g. 1970–1979, 1970–1984, 1979–1984). The estimate of trees dying in these periods was made separately. The calculation of the above-ground biomass of trees from 2 to 20 cm used a modification of Kestemont's equation (1971):

$$Y = 0.00486 X^{2.502}$$

where: X – the girth at breast height of 1.3 m,

Y – the above-ground biomass in dry matter.

In this paper, we take attention to selected results of biomass flow modelling in a floodplain forest. For a man-made spruce forest ecosystem we used similar methods. The model of biomass flow is prepared and will be completed in the following research stage.

I. Basic biometrical and production characteristics of live trees (diameter ≥ 20 cm) in 1984 (sums of variables per ha), Lednice na Moravě

Characteristics	Oak	Ash	Lime	Field maple	Hornbeam	Total
Number of trees	196.0	27.0	9.5	1.4	1.4	235.3
2-d.b.h. (cm)	8,006.0	1,483.6	243.0	52.8	40.0	9,825.4
3-height (m)	5,834.0	855.2	245.7	38.4	37.0	7,010.3
13-leaf DM (kg)	2,483.1	639.0	28.5	12.3	5.6	3,168.5
14-annual shoot DM (kg)	332.8	135.0	9.4	1.8	1.6	480.6
15-branch DM (kg)	67,351.3	14,878.0	1,014.0	352.4	170.5	83,766.2
19-stem DM (kg)	190,651.0	52,591.2	3,420.5	1,123.4	626.5	248,412.6
22-root DM (kg)	28,750.7	8,756.9	594.0	152.9	111.8	38,366.3
25-whole tree DM (kg)	284,199.0	77,000.8	4,922.7	1,646.2	888.6	368,657.3
30-basal area (cm ²)	269,152.0	67,084.0	4,985.0	1,662.8	961.0	343,844.8

II. Basic biometrical and production characteristics of live trees (diameter ≥ 20 cm) in 1994 (sums of variables per ha), area I, Leipzig

Characteristics	Oak	Ash	Field maple	Hornbeam	Elm	Total
Number of trees	40.8	61.2	44.9	30.6	6.1	183.6
2-d.b.h. (cm)	2,072.4	3,359.2	1,928.6	678.6	145.9	8,184.7
3-height (m)	1,268.5	2,055.5	1,407.7	725.7	152.5	5,609.9
13-leaf DM (kg)	933.6	1,357.4	592.7	105.4	21.0	3,011.0
14-annual shoot DM (kg)	94.5	294.9	132.7	9.2	2.6	533.8
15-branch DM (kg)	25,018.5	32,658.5	14,751.7	662.4	230.4	73,321.5
19-stem DM (kg)	62,962.0	120,281.6	61,701.2	7,003.9	2,007.4	253,956.0
22-root DM (kg)	10,058.6	20,694.2	11,457.5	1,480.9	438.0	44,129.1
25-whole tree DM (kg)	99,066.6	175,280.4	88,625.1	9,263.2	2,699.2	374,934.4
30-basal area (cm ²)	85,620.8	143,485.9	69,817.9	11,920.0	2,755.7	313,600.3

RESULTS AND DISCUSSION

Tab. I gives the sums of the d.b.h., heights, basal areas and the main fractions of biomass of live trees (from 20 cm d.b.h.) in 1984 (Lednice na Moravě). Tab. II gives the same characteristics of live trees in 1994 (sums of variables per ha for Plot 1, Leipzig). The stand was 90–100 years old in 1994. These characteristics were calculated from calibration equations obtained in the Lednice project (Palát, 1991). Since the equations were determined for oak and ash only, calibration equations for ash were used for other species (Norway maple, elm and lime). As an example, we present relationships between tree height and d.b.h. in oak (Fig. 1). In spite of different species composition in Lednice na Moravě and Leipzig plots, the total biomass converted to ha is comparable (Lednice 368.6 t.ha⁻¹; Plot 1 Leipzig 374.9 t.ha⁻¹).

Comparisons of biomass fractions from the Lednice na Moravě floodplain forest project with the Leipzig project prove the suitability of biomass fraction determination using regression equations.

Fig. 2 shows a schematic model of the flow of biomass with the relevant data in a representative ecosystem of the floodplain forest. Data for this schematic model are presented in Tabs. III and IV. Fig. 3 shows the confidence intervals ($P = 0.05$) for radial increment of 20 oaks in the upper height category with a fitted curve. The results spring from increment cores processed by an Eklund apparatus and evaluated statistically (Palát, 1985). Fig. 4 shows the same characteristics of 20 ash trees in research area Holíč. There is an interesting long time depression of radial increment caused by water regulation of the Morava river.

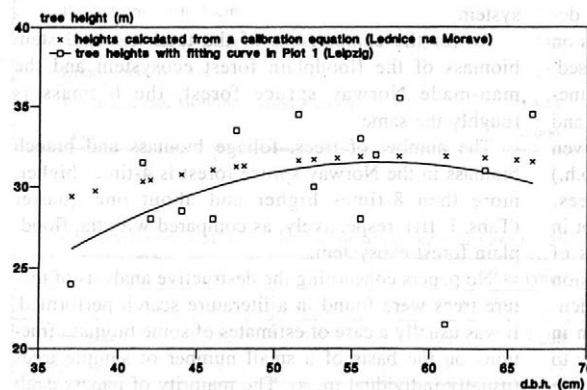
Some 15 spruce sample trees were taken in each of three localities (Mrákotín 711, Rájec 13 b₂, and Rájec 10 d₁), i.e. 45 sample trees in total (Vyskoč, 1981). The Rájec-Jestřebí experimental station is situated in a geographical complex of the Dražanská Upland. The present Norway spruce monoculture was established at the turn of the century; consequently it means that the artificial spruce pure stand is in its first generation and

is about 90 years old. It is located on the eastern slope of the watershed ridge oriented in the N–S direction at an altitude of 625 m. The slope in a length of about 600 m sinks from the watershed ridge (640 m) eastward of the experimental plot to the valley plain of the Němčice creek being at altitudes of 590–570 m. In the territory of the experimental plot there are soil slope layers comprising stones of about 1 m in size. The thickness of these layers varies and in open places rather deep weathering of granodiorite without structural destruction is visible. Based on data from these sample trees regression equations for dependence of the individual biomass fractions on the breast-height dia-

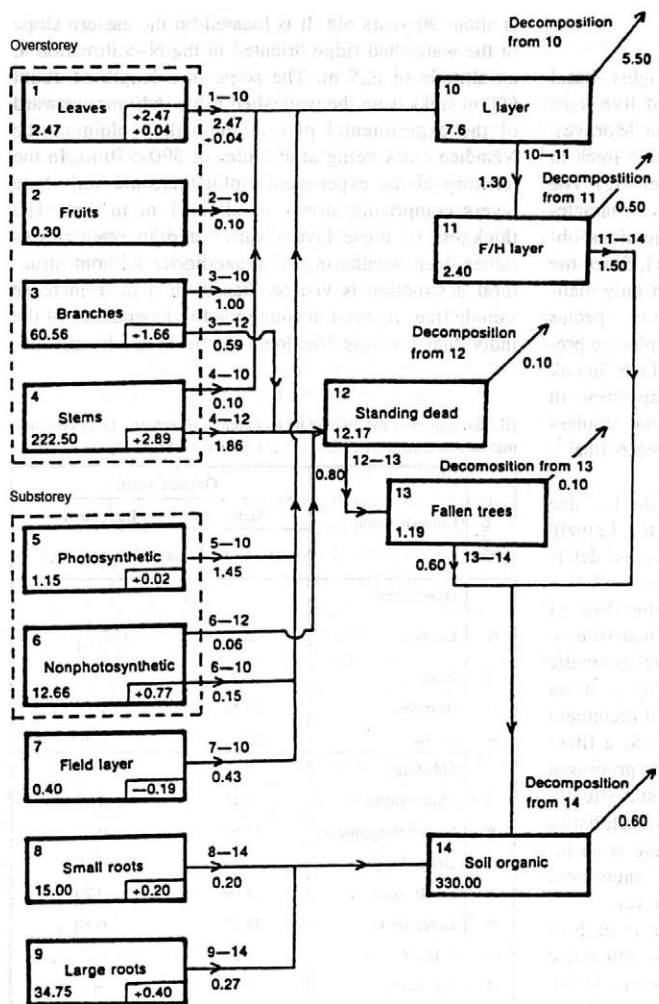
III. Estimation of the 1970 state and annual increment data of organic matter (increment in 1970–1979), Lednice na Moravě

Number	Compartment	Organic matter	
		State	Increment
		x 10 ³ kg.ha ⁻¹	x 10 ³ kg.ha ⁻¹ .year ⁻¹
	Overstorey		
1	Leaves	2.47	2.47 0.04
2	Fruits	0.30	—
3	Branches	60.56	1.66
4	Stems	222.50	2.89
	Substorey		
5	Photosynthetic	1.15	0.02
6	Nonphotosynthetic	12.66	0.77
7	Ground layer	0.40	-0.19
8	Small roots	15.00	0.20
9	Large roots	34.75	0.40
10	L layer	7.60	—
11	F/H layer	2.40	—
12	Standing dead	12.17	—
13	Fallen trees	1.19*	—
14	Soil organic matter	330.00	—

*before 1970 not measured



1. Tree height in relation to the d.b.h. in oak. Comparison of data from Lednice na Moravě and Leipzig



2. Schematic model of organic matter flow in a representative ecosystem of the floodplain forest for the period 1970-1979

meter have been derived (Palát et al., 1992). A selection was carried out of 14 regression equations from a total of 59 equations characterizing both biomass fractions and a number of other characteristics. Selected dependences are depicted in Figs. 5-18. To determine dependences of particular biomass fractions on d.b.h., regression and correlation analyses were used. Based on statistical analyses of various regression functions and their significance, parabolas of the second and and/or third order were selected fully meeting the given purpose. Substituting the independent variable (d.b.h.) we can calculate biomass fractions for particular trees.

Biometrical measurements were made on the plot in 1976, 1981 and 1991. The breast-height diameters of the individual trees were introduced into regression equations and estimated biomass fractions were calculated by summation of results. The results are given in Tab. V for 1976, 1981, and 1991. In Tab. VI we try to estimate needle dry matter of the tree crown according

to the age. This estimation is based on the destructive analysis of three sample trees (Vašíček, 1984). Further complementation and specifications will be made within the model of biomass flow for the spruce ecosystem.

As for the comparisons of the total tree and stem biomass of the floodplain forest ecosystem and the man-made Norway spruce forest, the biomass is roughly the same.

The number of trees, foliage biomass and branch biomass in the Norway spruce forest is 4-times higher, more than 8-times higher and about one quarter (Tabs. I, III), respectively, as compared with the floodplain forest ecosystem.

No papers concerning the destructive analysis of mature trees were found in a literature search performed. It was usually a case of estimates of some biomass fractions on the basis of a small number of sample trees (usually individual trees). The majority of papers dealt

IV. Flow of organic matter, Lednice na Moravě

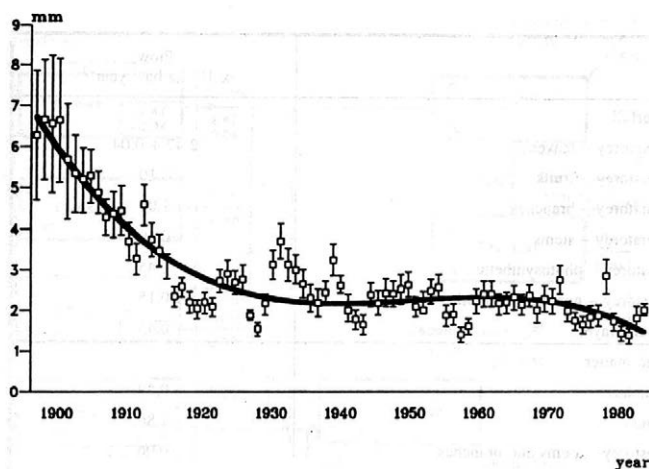
Compartment			Flow $\times 10^3 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{year}^{-1}$
from	to		
		Litterfall	
1	10	Overstorey – leaves	2.47 + 0.04
2	10	Overstorey – fruits	0.10
3	10	Overstorey – branches	1.00
4	10	Overstorey – stems	0.10
5	10	Substorey – photosynthetic	1.45
6	10	Substorey – nonphotosynthetic	0.15
7	10	Ground layer	0.43
		Dead matter	
3	12	Branches	0.59
4	12	Stems	1.86
6	12	Substorey – stems and branches	0.06
12	13	Fall of standing dead	0.80
		Decrement of standing dead trees	
10	11	L to F/H layer	1.30
11	14	F/H layer in soil	1.50
13	14	Decrement of lying dead trees in the soil	0.60
		Dead roots	
8	14	Small roots	0.20
9	14	Large roots	0.27

V. Biomass fractions ($\text{kg DM} \cdot \text{ha}^{-1}$) computed on the basis of regression equations calculated on data from sample trees, Norway spruce stand, Rájec-Jestřebí

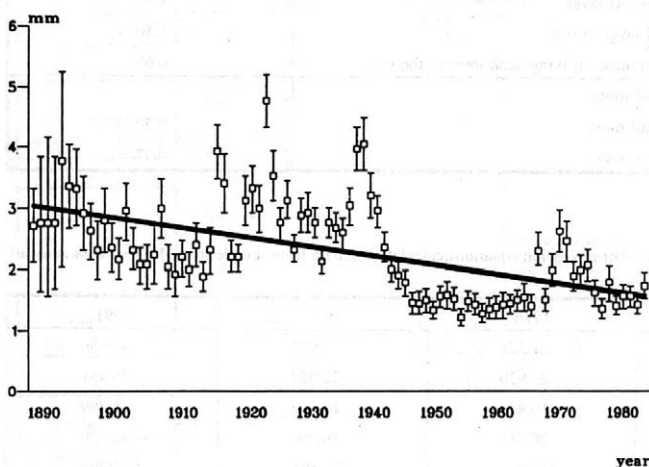
	1976	1981	1991
Number of trees	1,321	902	856
Needles	22,920	22,029	26,451
Shoots	10,888	10,102	11,799
Branches	20,516	19,006	22,320
Stem (large timber)	210,931	206,501	252,996
Stem (small timber)	7,401	5,555	5,591
Total above-ground	271,367	261,833	320,676
Total underground	42,482	42,522	54,509
Total	313,848	304,354	375,184
Roots above 5 cm	10,889	12,012	16,721
Roots from 2.1 to 5 cm	3,598	3,226	3,902
Roots from 0.1 to 2 cm	2,547	2,364	2,949
Roots under 0.1 cm	131	138	178
Roots and root swellings without stumps	21,843	21,979	27,237
Stumps	20,909	20,964	26,756

VI. Needle dry matter (DM) of the tree crown according to the age in 1991 ($\text{kg} \cdot \text{ha}^{-1}$), Norway spruce stand, Rájec-Jestřebí

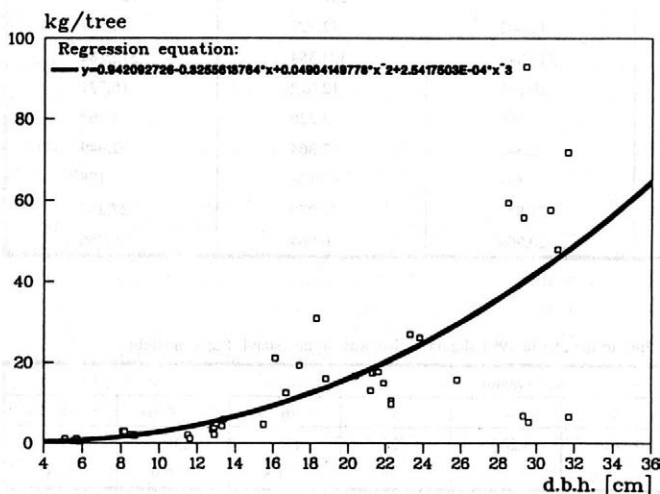
	Age (years)							
	1	2	3	4	5	6	7	8
Dry matter	8,332	7,961	4,761	3,200	1,428	476	238	79
Per cent	31.5	30.1	18.0	12.1	5.4	1.8	0.9	0.3



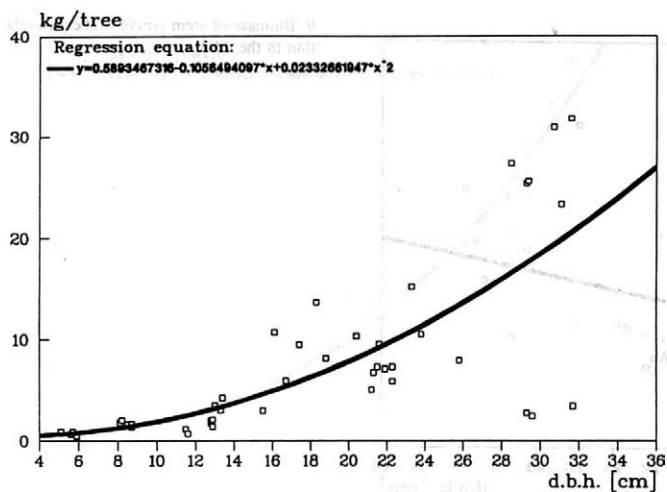
3. Confidence intervals ($P = 0.05$) and a fitted curve for radial increment of 20 oak trees in the upper height category in research area Břeclav



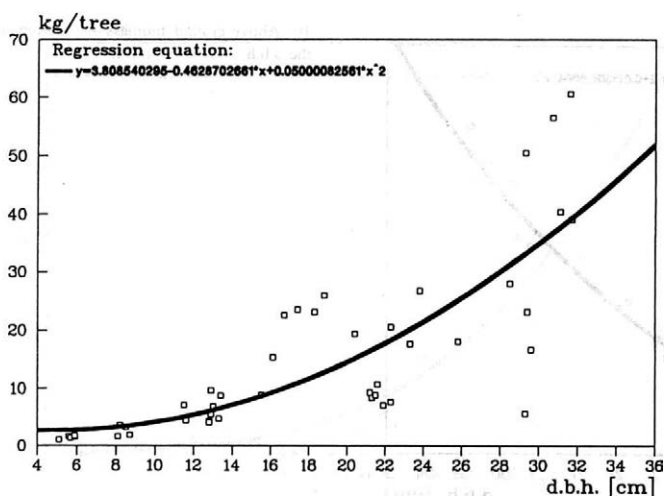
4. Confidence intervals ($P = 0.05$) and a fitted curve for radial increment of 20 ash trees in the upper height category in research area Holič



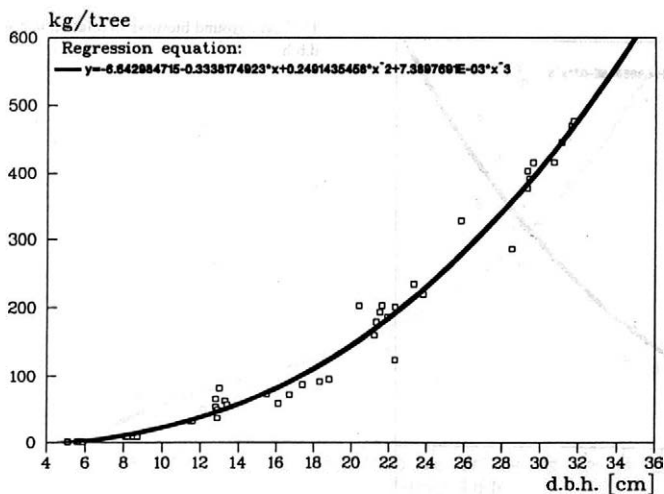
5. Biomass of needles in relation to the d.b.h.



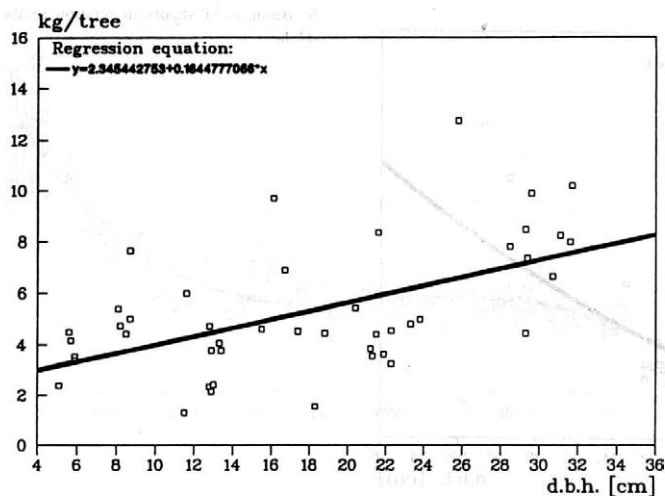
6. Biomass of shoots in relation to the d.b.h.



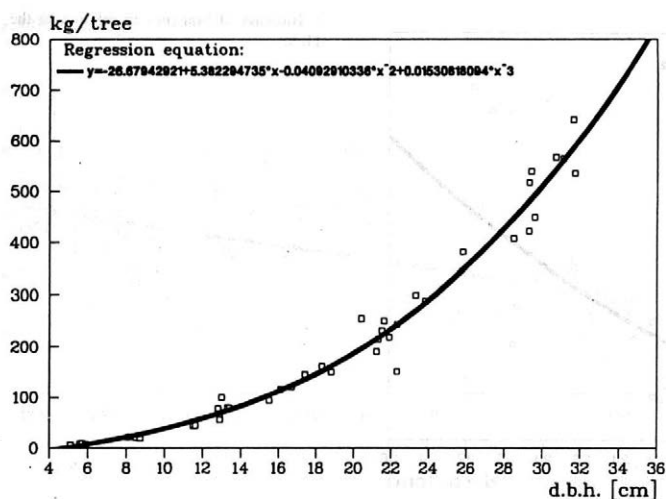
7. Biomass of branches in relation to the d.b.h.



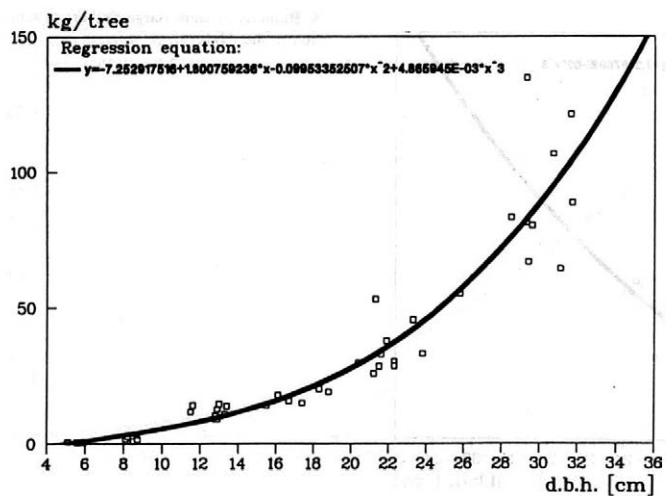
8. Biomass of stem (large timber) in relation to the d.b.h.



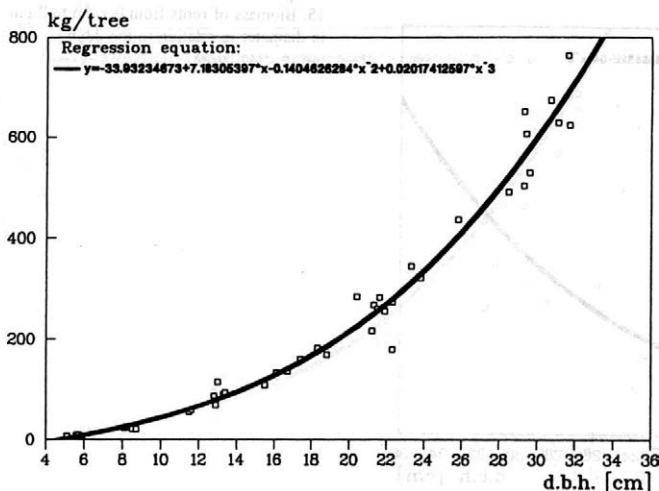
9. Biomass of stem (small timber) in relation to the d.b.h.



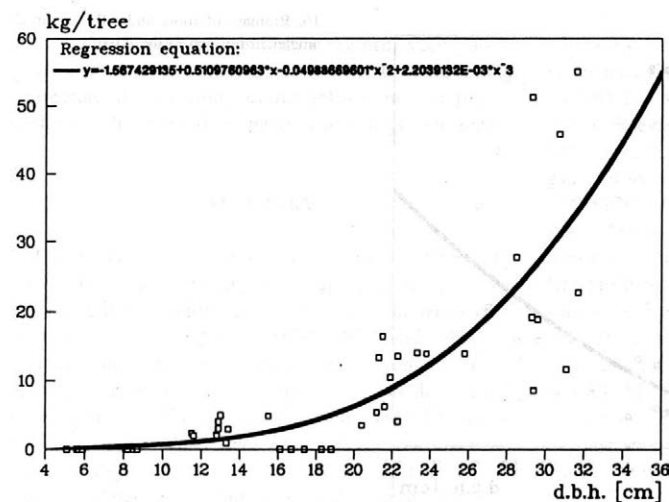
10. Above-ground biomass in relation to the d.b.h.



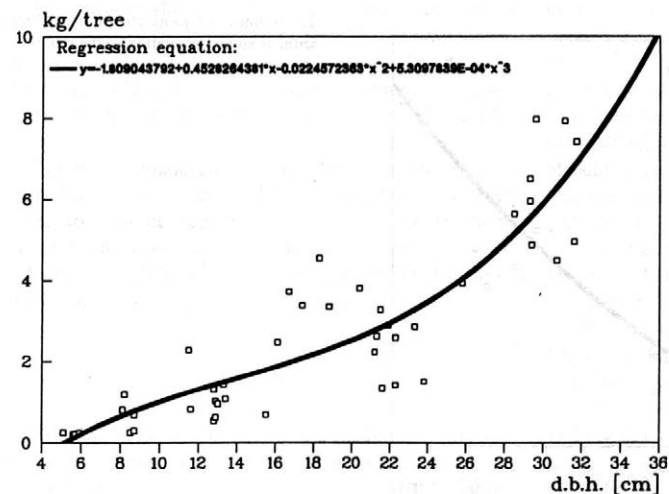
11. Underground biomass in relation to the d.b.h.



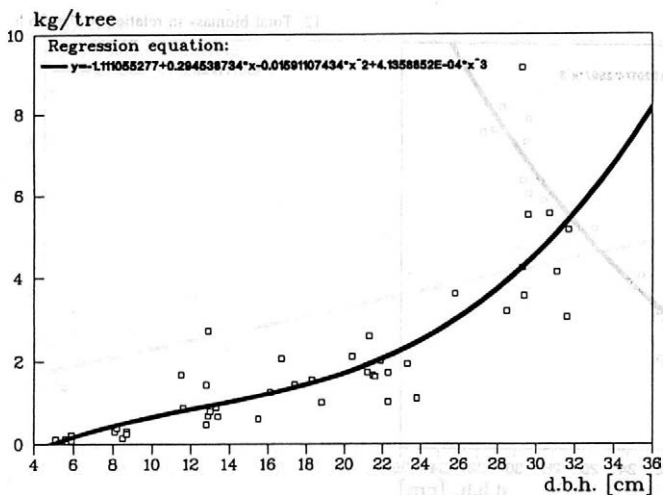
12. Total biomass in relation to the d.b.h.



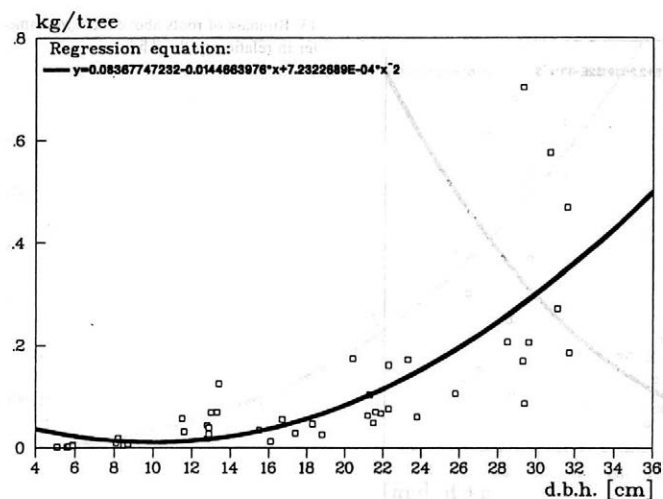
13. Biomass of roots above 5 cm in diameter in relation to the d.b.h.



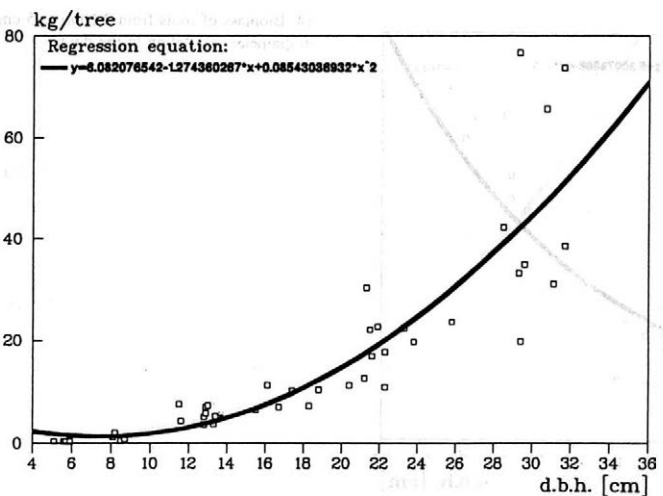
14. Biomass of roots from 2.1 cm to 5 cm in diameter in relation to the d.b.h.



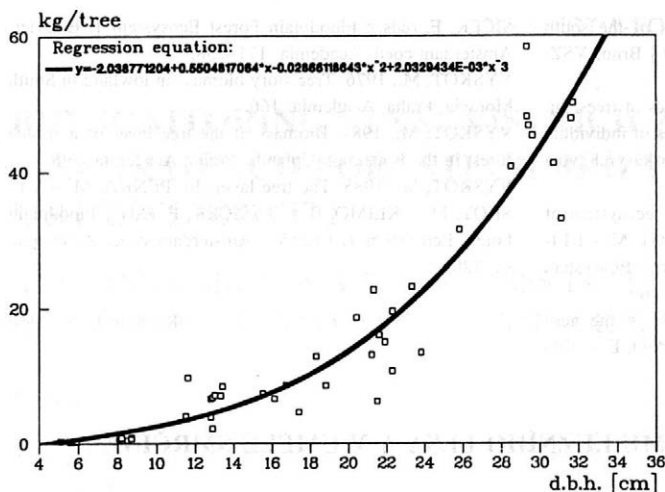
15. Biomass of roots from 0.1 cm to 2 cm in diameter in relation to the d.b.h.



16. Biomass of roots under 0.1 cm in diameter in relation to the d.b.h.



17. Biomass of roots and root swellings without stump in relation to the d.b.h.



18. Biomass of stumps in relation to the d.b.h.

with young-growth stands and, therefore, such papers could not be used for our comparisons. I would highly appreciate if somebody could inform me on papers dealing with destructive analyses of full-grown trees.

SUMMARY

On the basis of regression functions determined by fitting the data from sample oak and ash trees, the various fractions of biomass of trees with diameters over 20 cm were calculated in 1970, 1979 and 1984 for a floodplain forest ecosystem. The increment of the biomass fractions of these living trees was determined for the periods 1970–1979, 1970–1984 and 1979–1984. The biomass of dead trees was calculated separately. The above-ground biomass of trees up to 20 cm d.b.h. was calculated according to a modification of Kestemont's equation (1971).

Data on the shrub and herb layers were taken from Vašíček (1975, 1980, 1985). Data on decomposition were taken from Grunda (1985, 1991). The data for the years 1970 and 1979 were used to complete a schematic model of the biomass flow in the floodplain forest.

For a man-made Norway spruce ecosystem regression functions determined by fitting the data from 45 sample spruce trees were derived. Various fractions of the biomass of trees with diameter over 4 cm were calculated in 1976, 1981 and 1991 as a basis of follow-up studies including element cycling.

References

- ATTIWIILL, P. M., 1973. A scheme of the forest system model-biomass flow. IBM Woodlands Workshop, Göttingen (unpubl.): 1.
- GRUNDA, B., 1985. Activity of decomposers and processes of decomposition in soil. In: PENKA, M. – VYSKOT, M. – KLIMO, E. – VAŠÍČEK, F. (eds.): Floodplain Forest Ecosystem. 1. Elsevier, Amsterdam coed. Academia: 389–414.
- GRUNDA, B., 1991. The processes of decomposition of organic matter. In: PENKA, M. – VYSKOT, M. – KLIMO, E. – VAŠÍČEK, F. (eds.): Floodplain Forest Ecosystem. 2. After Water Management Measures. Academia Praha – Elsevier Amsterdam: 169–195.
- KESTEMONT, P., 1971. Productivité primaire des taillis simples et concept de nécromasse. In: DUVIGNEAUD, P. (ed.): Productivity of forest ecosystems. Proc. of a Symposium, 27–31 Oct. 1969. Paris: 271–279.
- PALÁT, M., 1980. Modelování ekosystémů a jeho aplikace na vybrané systémy v lužním lese (Ecosystem modelling and its application to selected floodplain forest ecosystem). [Research report.] Brno, VŠZ: 85.
- PALÁT, M., 1985. Matematické modely procesů, funkcí a stability ekosystémů smrčín a lužních lešů (Mathematical models of processes and stability of Norway spruce and floodplain forest ecosystems). [Research report.] Brno, VŠZ: 215.
- PALÁT, M., 1991. Model of the organic matter flow in a representative ecosystem of the floodplain forest. In: PENKA, M. – VYSKOT, M. – KLIMO, E. – VAŠÍČEK, F. (eds.): Floodplain Forest Ecosystem. 2. After Water Management Measures. Academia Praha – Elsevier Amsterdam: 265–277.
- PALÁT, M. – JANÍČEK, R. – MATOVIČ, A., 1992. Biomass and tree production of a spruce monoculture. In: KLIMO, E. – MARŠÁLEK, J. (eds.): Manmade Spruce Ecosystem. Report from project Rájec. Brno, Univ. of Agriculture: 37–53.
- VAŠÍČEK, F., 1975. Keřová složka v ekosystému lužního lesa (Shrub component in the floodplain forest ecosystem). [Research report.] Brno, VŠZ: 153.
- VAŠÍČEK, F., 1980. Účinky změn vodního režimu na ekologické podmínky a strukturu a biomasu vrstvy bylin a keřů v ekosystému lužního lesa jižní Moravy (Effects of changes

in water relations on layer in the ecosystem of the south Moravian floodplain forest). [Research report.] Brno, VŠZ: 136.

VASÍČEK, F., 1984. Biometrical characteristics of trees. In: Ecophysiological and ecomorphological studies of individual trees in the spruce ecosystems of the Dražanská vrchovina Uplands. Brno, Folia Univ. Agric.: 13–30.

VASÍČEK, F., 1985a. The shrub layer in the ecosystem of the floodplain forest. In: PENKA, M. – VYSKOT, M. – KLIMO, E. – VASÍČEK, F. (eds.): Floodplain Forest Ecosystem 1. Elsevier, Amsterdam coed. Academia: 121–169.

VASÍČEK, F., 1985b. Structure and biomass of the herb layer. In: PENKA, M. – VYSKOT, M. – KLIMO, E. – VA-

ŠÍČEK, F. (eds.): Floodplain Forest Ecosystem 1. Elsevier, Amsterdam coed. Academia: 171–238.

VYSKOT, M., 1976. Tree story biomass in lowland in South Moravia. Praha, Academia: 166.

VYSKOT, M., 1981. Biomass of the tree layer of a spruce forest in the Bohemian Uplands. Praha, Academia: 396.

VYSKOT, M., 1985. The tree layer. In: PENKA, M. – VYSKOT, M. – KLIMO, E. – VASÍČEK, F. (eds.): Floodplain Forest Ecosystem 1. Elsevier, Amsterdam coed. Academia: 81–120.

Received 12 July 1996

TOK BIOMASY V EKOSYSTÉMU LUŽNÍHO LESA A V UMĚLÉ SMRČINĚ

M. Palát

Mendelova zemědělská a lesnická univerzita, Fakulta lesnická a dřevařská, Lesnická 37, 613 00 Brno

V rámci ekosystémových studií lužního lesa (projekt Lednice) byl zpracován a naplněn číslý model toku biomasy podle schématu, navrženého Attwilllem. Stacionár je v lesním porostu č. 623a₂ „Horní les“ na lesním závodu Břeclav asi 2 km severně od Lednice na Moravě v nadmořské výšce 161 m. Jedná se o skupinu lesních typů *Ulmeto-Fraxinetum carpineum*. Stáří porostu bylo v roce 1984 92 až 107 let. Biometrická měření byla prováděna po pěti letech v období 1970–1984. Na počátku tohoto období byla provedena destruktivní analýza nadzemní i podzemní biomasy dubu a jasanu. Stanovení biomasy keřů a bylin bylo provedeno ve stejném období. Data získaná destruktivní analýzou byla zpracována pomocí regresní a korelační analýzy a byly získány regresní křivky pro výpočet frakcí biomasy. Většinu těchto regresních funkcí bylo možné použít pro výčetní tloušťku od 20 cm do 70 cm. Na základě těchto regresních funkcí byly spočítány frakce biomasy pro jednotlivé stromy a celkově na hektar. Pro výpočet nadzemní biomasy stromů od 2 cm do 20 cm tloušťky bylo použito modifikované rovnice podle Kestemonta: $Y = 0.00486 X^{2.502}$, kde X je obvod ve výčetní výšce 1,3 m, Y je nadzemní biomasa. Byly odebrány vývrty pro určení radiálního přírůstu, tyto zpracovány statisticky a dále graficky jako průběh radiálního přírůstu s intervaly spolehlivosti.

Byl sestaven a naplněn číslý schematický model toku biomasy lužního lesa.

Výsledky byly využity při studiu ekosystému lužního lesa v Lipsku. Pro výpočet frakcí biomasy byly použity kalibrační rovnice, získané na stacionáru v Lednici na Moravě. Přes rozdílné druhové složení na plochách v Lednici na Moravě a v Lipsku je celková biomasa na 1 ha srovnatelná (Lednice 368,6 t.ha⁻¹, plocha 1 Lipsko 374,9 t.ha⁻¹).

V rámci ekosystémové studie smrkové monokultury (projekt Rájec) bylo odebráno po 15 vzornících smrků na třech lokalitách (Mrákotín 711, Rájec 13b₂ a Rájec 10 d₁), tj. celkem 45 vzorníků o výčetní tloušťce od 3 do 32 cm. Na základě dat z těchto vzorníků byly spočítány regresní funkce závislosti jednotlivých frakcí biomasy na výčetní tloušťce. Biometrická měření na výzkumné ploše (projekt Rájec) probíhala v letech 1976, 1981 a 1991. Stacionár Rájec je v geografickém komplexu Dražanské vrchoviny. Jedná se o porost umělé smrčiny ve stáří asi 90 let v nadmořské výšce 625 m. Pomocí regresních rovnic byly spočítány vybrané frakce biomasy pro jednotlivé stromy a celkově na 1 ha. Model toku biomasy smrkového porostu je rozpracován a bude dokončen v další fázi výzkumu.

Biomasa kmenů i celková biomasa stromů je přibližně stejná pro výzkumnou plochu v lužním lese a plochu umělé smrčiny. Počet stromů je u umělé smrčiny čtyřikrát větší a biomasa jehličí osmkrát větší než biomasa listů v lužním lese. Biomasa větví je naopak u umělé smrčiny čtyřikrát menší než v lužním lese.

Contact Address:

Ing. Milan Palát, CSc., Mendelova zemědělská a lesnická univerzita, Fakulta lesnická a dřevařská, Lesnická 37, 613 00 Brno, Česká republika

BIOMONITORING STANOVIŠTNÍCH ZMĚN V NÁHRADNÍCH POROSTECH BŘÍZY IMISNÍ OBLASTI – I. STŘEVLIKOVITÍ

BIOMONITORING OF SITE CHANGES IN SUBSTITUTE BIRCH STANDS IN AN AIR-POLLUTED AREA – I. THE GROUND BEETLES

E. Kula

*Mendelova zemědělská a lesnická univerzita, Lesnická a dřevařská fakulta, Lesnická 37,
613 00 Brno*

ABSTRACT: The ground beetles (*Carabidae*) were used for monitoring of site changes in substitute birch stands in an air-polluted area. Relict species were missing in the territory under observation, while adaptable species had a dominant position (62%). The share of eurytopic representatives in the fauna of the ground beetles made 37%, but they accounted for 6.6% of the individuals only. In spite of the crucial change in the tree species composition of forest ecosystems (spruce – birch), the share of adaptable representatives of the ground beetles confirmed the forest character of the territory under observation which shows anthropogenic impairment, but not devastation.

ground beetles; *Carabidae*; biomonitoring; birch *Betula verrucosa* stands; air-polluted area; soil traps

ABSTRAKT: Střevlíkovití (*Carabidae*) byli využiti k monitoringu stanovištních změn v náhradních porostech břízy imisní oblasti. Ve sledovaném území chyběly druhy reliktní, dominantní postavení měly adaptabilní druhy (62 %). Eurytopní zástupci se podíleli na fauně střevlíků 37 %, ale tvořili pouze 6,6 % jedinců. I přes zásadní změnu v dřevinné skladbě lesních ekosystémů (smrk – bříza) podíl adaptabilních zástupců střevlíkovitých potvrdil lesní charakter sledovaného území, které je antropogenně narušené, ne však devastované.

střevlíkovití; *Carabidae*; biomonitoring; porosty břízy *Betula verrucosa*; imisní oblast; zemní pasti

ÚVOD

Biologický monitoring využívající citlivosti rostlin a živočichů může zpřesnit reakci lesních ekosystémů na antropogenní vlivy. Mezi živočišné skupiny, které mají takové uplatnění, se řadí z půdní fauny chvostokoci (*Collembola*) citlivě reagující na změny půdního pH. Faunistické složení střevlíkovitých (*Carabidae*), drabčíkovitých (*Staphylinidae*) a pavouků (*Araneidae*) má vypovídací schopnost o stupni narušení prostředí. Melanistické formy u motýlů (*Lepidoptera*) a slunéčkoovitých (*Coccinellidae*) jsou spojovány s imisním prostředím.

Zařazení bezobratlých živočichů k monitoringu stavu prostředí na základě jejich ekologických nároků uskutečnil Buchar (1983) u pavouků, Boháč (1988) u drabčíků, Clarke (1990) u motýlů. O monitorování vodního režimu v lesním prostředí prostřednictvím zástupců některých čeledí řádu *Coleoptera* se pokusil Pospischil (1982). V České republice se o využití střevlíkovitých k bioindikaci stavu prostředí pokusili Nenadál (1993), Farkač (1994), Hůrka et al. (1996), kteří klasifikují střevlíkovité ve třech ekologických skupinách – reliktní (R), adaptabilní (A), eurytopní (E) v závislosti na jejich stanovištních a ekologických nárocích.

Práce vychází z řešení grantového úkolu Grantové agentury ČR, který získal také sponzorskou podporu Ministerstva zemědělství ČR a regionálních institucí, akciových společností a firem: Obalex, s. r. o., v Jilově, Netex, s. r. o., a Aluminium, a. s., v Děčíně, Městský a Okresní úřad v Děčíně, Setuza, a. s., Teplárna, a. s., Česká pojišťovna, a. s., Komerční banka, a. s., Pyrus, s. r. o., SCES, s. r. o., v Ústí nad Labem, Tonaso, a. s., Neštěmice, Chemopetrol, a. s., Litvínov, ČEZ, a. s., Elektrárna Ledvice, Čížkovická cementárna, a. s., v Čížkovicích, Severočeské doly, a. s., Chomutov, firma Export a import, s. r. o., Velké Březno, Dieter Bussmann, s. r. o., v Ústí nad Labem.

Cílem příspěvku bylo zhodnotit stanovištní podmínky a stupeň antropogenního narušení sledované oblasti s užitím střeblíkovitých, kteří jsou považováni za užitečnou, i když nespecifickou predáči složku v lesních ekosystémech.

METODIKA A MATERIÁL

Na každé z devíti zvolených pokusných ploch (břiza 6, smrk 1, borovice 1 a modřín 1) bylo liniově instalováno deset zemních pastí v 5m odstupech tak, aby byl vyloučen okrajový fenomén porostu. Past byla tvořena sklenicí o objemu 0,7 litru, zapuštěnou po horní okraj do země, horní průměr 6,5 cm; byla kryta stříškou. Konzervačním médiem byl 2–4% formaldehyd.

Kontrola se uskutečnila v sedmidenním intervalu po celé vegetační období (15. 4.–30. 10.) v letech 1986 až 1995.

Na determinaci střeblíkovitých se podíleli K. Majer z VŠZ v Brně a V. Vysoký z Oblastního vlastivědného muzea v Ústí nad Labem.

KLASIFIKACE STŘEBLÍKOVITÝCH V BIOMONITORINGU

Do skupiny reliktní (R) jsou řazeny druhy, které se vyznačují velmi úzkou ekologickou valencí a charakterem reliktních. Jedná se o druhy vzácné a ohrožené, přirozených, nepříliš poškozených ekosystémů (rašeliníště, slaniska, jeskynní prostory, sutě, skalní stepi a stepi, vřesoviště, klimaxové lesy všech typů, prameniště, bažiny a močály, přirozené břehy vod a nivy aj.) jako jsou tyrfobionti, halobionti, psamofilní, litofilní a kavernikolní druhy připomínající faunu dřívějších geologických období (arktoalpinního nebo boreomontánního rozšíření). Jsou to druhy původních stepí, lesů či tundry, které nejsou schopné pronikat do recentně uměle odlesněné krajiny ani do lesů s odlišnou druhovou rostlinnou kompozicí. V ČR bylo do této skupiny zařazeno 172 druhů (32,6 %) střeblíkovitých (Hůrka et al., 1996).

Skupinu adaptabilní (A) tvoří 261 druhů (49,4 %) vázaných na více nebo méně přirozené nebo přirozenému stavu blízké habitáty. Jsou zastoupeny i na druhotných, dobře regenerovaných biotopech, zvláště v blízkosti původních ploch. Tato nejpočetnější skupina střeblíkovitých zahrnuje druhy lesních porostů i uměle založených, pobřežní druhy stojatých i tekoucích vod, luk, pastvin a dalších travních porostů typu paraklimaxů (Hůrka et al., 1996).

Skupina eurytopní (E) zahrnuje 95 (18 %) eurytopních a expanzivních druhů rozšiřujících kontinuálně svůj areál vzhledem k nízkým nárokům na kvalitu a charakter prostředí, druhy nestabilních, měnících se stanovišť a silně antropogenně ovlivněné a poškozené krajiny (Hůrka et al., 1996).

POPIS OBLASTI ŠETŘENÍ

Území Lesní správy Sněžník (Děčínská vrchovina, severní Čechy) se vyznačuje chladným horským klimatem charakterizovaným průměrnou roční teplotou 6 °C, úhrnnými ročními srážkami 800 mm, délkou vegetační doby 110–120 dní. Dlouhodobý průměrný roční imisní impakt SO_2 je $> 60 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$, nadmořská výška 450–600 m. Po velkoplošném odumření smrkových porostů (1979) byly založeny náhradní lesní porosty s dominantním postavením břízy (*Betula verrucosa* Ehrh.).

Lokalita Tisá (T)

Porost břízy založený výsadbou (1980) po buldozerové celoplošné přípravě půdy se nachází na náhorní rovině v nadmořské výšce 600 m, v pásmu maximálního stupně ohrožení imisemi (A), lesní typ smrkobukový, kyselý. Po zapojení porostu byl v něm proveden silný výchovný zásah (1993). Stupeň zabuření 100 % [*Avenella flexuosa* (L.) Pirl. 20 %, *Calamagrostis villosa* (Chaix.) Gmel. 70 %, *Calluna vulgaris* (L.) Hull].

Lokalita Ostrov (O)

Porost břízy založený výsevem (1979) bez mechanické přípravy půdy je situován na mírný severní svah v nadmořské výšce 550 m, pásmo ohrožení imisemi A, lesní typ smrkobukový, kyselý. Silný výchovný zásah proveden po zapojení porostu v roce 1992. Podrost v okrajových prosvětlených částech porostu tvoří *C. villosa*, uvnitř porostu se nachází pouze *A. flexuosa* (20 %).

Lokalita Sněžník (S)

Porost břízy vznikl na stanovišti bez mechanického narušení půdy na mírném jižním, kamenitém svahu z přirozeného náletu (1979), vtouřen je modřín a jeřáb. Nadmořská výška 550–570 m, pásmo silného stupně ohrožení imisemi (B), lesní typ kyselá smrková bučina, středně silný výchovný zásah v r. 1993. Na celoplošném zabuření porostu se podílí dominantní *A. flexuosa* (90 %) a *C. villosa* (10 %).

Lokalita K. Hrádek (KH)

Porost břízy založený výsevem do půdy bez mechanické přípravy (1980) na mírném severním svahu v nadmořské výšce 500 m. Porost pomístně přehoustlý bez výchovného zásahu. Pásmo ohrožení imisemi B, lesní typ kyselá smrková bučina. Bylinný kryt 100 % (*C. villosa*, *A. flexuosa*, *Vaccinium myrtillus* L.) v přehoustlých částech porostu se sníženou pokryvností.

Lokalita Vlčák (V)

Porost břízy založený výsevem bez předchozí přípravy půdy (1980) na mírném severozápadním svahu (450 m n. m.). Pásmo ohrožení imisemi B, lesní typ kyselá smrková bučina. Porost pomístně mezernatý s celoplošným středně silným výchovným zásahem (1995). Bylinný kryt 100 % (*A. flexuosa*, *C. villosa*, *Carex brizoides* L.).

Lokalita Letadlo A

Porost břízy založený výsevem bez přípravy půdy (1983) s příměsí vysazeného modřínu a smrku pichlavého, zapojený, pomístně přehoustlý. Porost se nachází na jihovýchodním, táhlém, teplém, kamenitým svahu v nadmořské výšce 440–500 m, celoplošně zabuřenělý (*A. flexuosa*, *C. villosa*, *V. myrtillus*). Pásmo ohrožení imisemi B, lesní typ kyselá smrková bučina. Chybný výchovný zásah (1993) vedl ke zmlazení břízy a ke zhroucení porostu.

Lokalita Letadlo B

Smrkový porost (SM) s vtroušenou borovicí a modřínem založený výsadbou (1895). Porost je prosvětlený se zakmeněním 8 na mírném jihovýchodním svahu, nadmořská výška 450–500 m, pásmo ohrožení imisemi B, lesní typ kyselá bučina. V podrostu se nachází skupinovitý mladý porost břízy a bylinné patro dosahuje pokryvnosti 75 % (dominantní *A. flexuosa*, *C. villosa*, *V. myrtillus*).

Lokalita Plato

Výsadbou založená monokultura borovice (BO) a modřínu (MD) (1982) na náhorní plošině (600 m n. m.) po předchozí celoplošné přípravě půdy buldozery. Lesní typ kyselá smrková bučina, pásmo ohrožení imisemi A. V borovém porostu je omezen rozvoj bylinné a travní vegetace, v modřínovém porostu převažuje *A. flexuosa* a *C. villosa*.

VÝSLEDKY

Ve sledované oblasti LS Sněžník jsme zaznamenali výskyt 64 druhů střeblíkovitých v letech 1986–1994, jejichž zařazení a početní zastoupení podle ekologických skupin je uvedeno v tab. I. Pouze šest jedinců reliktního druhu *Carabus nitens* L. bylo registrováno v porostu břízy (Ostrov) a jehličnatých porostech (SM, BO, MD). Rozhodující postavení měly druhy adaptabilní (62 %), jejichž zastoupení dosahovalo v jednotlivých letech 61–78 %. Druhy eurytopní tvořily 37 % v druhovém spektru střeblíkovitých (22–39 %). V průběhu

devítileté periody nenastaly zásadní změny v rozložení druhů jednotlivých bioindikačních skupin střeblíkovitých (obr. 1).

Výrazná odchylka v poměru těchto bioindikačních skupin se projevila v počtu jedinců příslušných druhů střeblíkovitých. Reliktní jedinci chyběli (0,01 %). Dominantní postavení druhů adaptabilních (93,3 %) bylo doplněno eurytopními jedinci (6,6 %). S výjimkou r. 1986 lze obecně charakterizovat zastoupení obou skupin jako dlouhodobě stabilní (obr. 1).

Charakteristika jednotlivých sledovaných porostů břízy a jehličnatých porostů z hlediska bioindikačních skupin ukazuje dílčí odchylky ve vývoji.

Rozhodující postavení v porostu břízy Tisá mělo nejen spektrum adaptabilních druhů (61 %), ale i jedinců (89 %), přičemž dílčí odchylky a nárůst adaptabilních druhů na úkor eurytopních druhů se stabilizoval s odstupem téměř deseti let od založení porostu (obr. 2).

V porostu břízy Ostrov s jedním reliktním druhem a 22 druhy adaptabilními (75 %) narůstal jejich podíl od r. 1986 ke kulminačnímu vrcholu v r. 1991, kdy již všechny zjištěné druhy náležely do této bioindikační skupiny. V následujícím období se vyskytl pouze jeden eurytopní druh. Tento vývoj byl potvrzen i v zastoupení adaptabilních jedinců (obr. 2).

Celkový počet adaptabilních druhů (75 %) porostu břízy lokality Sněžník se v r. 1987 zvýšil na 87,5 % a setrval bez výraznějších odchylek po dobu pěti let. Adaptabilní jedinci dosáhli průměrného zastoupení 95 %. Reliktní druh nebyl zachycen (obr. 2).

K. Hrádek byl lokalitou, kde se nevyskytl reliktní druh a celkové zastoupení adaptabilních druhů dosáhlo 66 % a bylo ve dlouhodobě ustáleném složení s dílčí odchylkou v r. 1991 (89 %). Stejně lze hodnotit podíl jedinců (průměr 93 %). Eurytopní druhy se 7% průměrným zastoupením vykazaly klesající tendenci výskytu (obr. 3).

Porost břízy Vlčák nezaznamenal reliktní druh. Skupina adaptabilních střeblíků tvořila 69 % a 31 % druhů bylo klasifikováno jako eurytopní. Výrazný nástup adaptabilních druhů se projevil v letech 1986–1991 (60–92 %) (obr. 3).

V průměru 90 % připadlo na adaptabilní a eurytopní jedince střeblíkovitých. V r. 1987 byla hladina adaptabilních jedinců 91 % a pozvolna stoupala až k 99 % (1991).

Lokalita s porostem břízy (Letadlo) studovaná od roku 1988, kde bylo zaznamenáno průměrně 53 % adaptabilních druhů, se vyznačovala výraznějšími odchylkami a vysokým podílem eurytopních zástupců (47 %). Dlouhodobě vysoká hladina výskytu adaptabilních jedinců (88–95 %) poklesla v r. 1993 na 53 % (obr. 3).

Ve smrkovém porostu byl zaznamenán jeden reliktní, pět eurytopních (20 %) a 19 adaptabilních druhů (76 %), které zahrnovaly 99 % ulovených jedinců. Vývoj zastoupení adaptabilních druhů naznačil celkovou vyrovnanost s mírným poklesem v roce 1993 (75 %) (obr. 4).

Modřínový porost byl sledován od roku 1989 a bylo zjištěno průměrně 65 % adaptabilních, 32 % eurytop-

I. Přehled zachycených střívkovitých podle ekologických skupin (A – adaptabilní, E – eurytopní, R – reliktní) v porostech břízy imisní oblasti (Sněžník, 1986–1994, zemní pastí) – A list of the caught ground beetles by ecological groups (A – adaptable, E – eurytopic, R – relict) in birch stands of the air-pollution area (Sněžník, 1986–1994, soil traps)

Druh ¹	ES	N	(%)
<i>Abax carinatus</i> (Duftschmid, 1812)	A	1	0.0
<i>Abax parallellus</i> (Duftschmid, 1812)	A	3	0.0
<i>Abax parallelepipedus</i> (Piller et Mitterpacher, 1783)	A	13	0.2
<i>Acupalpus meridianus</i> (Linnaeus, 1761)	E	5	0.1
<i>Amara aenea</i> (DeGeer, 1774)	E	3	0.0
<i>Amara aulica</i> (Panzer, 1797)	E	9	0.1
<i>Amara brunnea</i> (Gyllenhal, 1810)	A	1	0.0
<i>Amara communis</i> (Panzer, 1797)	A	6	0.1
<i>Amara familiaris</i> (Duftschmid, 1812)	E	25	0.3
<i>Amara littorea</i> C. G. Thomson, 1857	E	1	0.0
<i>Amara lunicollis</i> Schioedte, 1837	A	419	5.8
<i>Amara plebeja</i> (Gyllenhal, 1810)	E	1	0.0
<i>Amara similata</i> (Gyllenhal, 1810)	E	5	0.1
<i>Bembidion lampros</i> (Herbst, 1784)	E	126	1.7
<i>Bembidion mannerheimii</i> C. R. Sahlberg, 1827	A	9	0.1
<i>Calathus fuscipes</i> (Goeze, 1777)	E	1	0.0
<i>Carabus arcensis</i> Herbst, 1784	A	375	5.2
<i>Carabus auronitens</i> Fabricius, 1792	A	455	6.3
<i>Carabus cancellatus</i> Illiger, 1798	A	16	0.2
<i>Carabus coriaceus</i> Linnaeus, 1758	A	2	0.0
<i>Carabus glabratus</i> Paycull, 1790	A	95	1.3
<i>Carabus granulatus</i> Linnaeus, 1758	E	3	0.0
<i>Carabus hortensis</i> Linnaeus, 1758	A	1 791	24.8
<i>Carabus nemoralis</i> O. F. Müller, 1764	A	8	0.1
<i>Carabus nitens</i> Linnaeus, 1758	R	1	0.0
<i>Carabus sylvestris</i> Panzer, 1793	A	161	2.2
<i>Carabus violaceus</i> Linnaeus, 1758	A	1 405	19.5
<i>Cicindela campestris</i> Linnaeus, 1758	A	13	0.2
<i>Clivina fossor</i> (Linnaeus, 1758)	E	1	0.0
<i>Cychrus caraboides</i> (Linnaeus, 1758)	A	21	0.3
<i>Dyschirius globosus</i> (Herbst, 1784)	E	55	0.8
<i>Elaphropus quadrisignatus</i> (Duftschmid, 1812)	A	2	0.0
<i>Epaphius secalis</i> (Paykull, 1790)	A	149	2.1
<i>Harpalus affinis</i> (Schränk, 1781)	E	1	0.0
<i>Harpalus lanus</i> (Linnaeus, 1758)	A	30	0.4
<i>Harpalus luteicornis</i> (Duftschmid, 1812)	A	4	0.1
<i>Harpalus quadripunctatus</i> (Duftschmid, 1812)	A	2	0.0
<i>Harpalus rubripes</i> (Duftschmid, 1812)	E	1	0.0
<i>Harpalus rufipalpis</i> Sturm, 1818	A	7	0.0
<i>Harpalus solitarius</i> Dejean, 1829	A	2	0.0
<i>Molops piceus</i> (Panzer, 1793)	A	1	0.0
<i>Notiophilus aestuans</i> (Motschulski, 1864)	?	17	0.2
<i>Notiophilus biguttatus</i> (Fabricius, 1779)	A	42	0.6
<i>Notiophilus palustris</i> (Duftschmid, 1812)	E	99	1.4
<i>Philorhizus notatus</i> (Stephens, 1827)	A	3	0.0
<i>Philorhizus sigma</i> (Rossi, 1790)	A	1	0.0
<i>Philorhizus spilotus</i> (Illiger, 1798)	A	1	0.0
<i>Poecilus versicolor</i> (Sturm, 1824)	E	8	0.1

Druh ¹	ES	N	(%)
<i>Poecilus cupreus</i> (Linnaeus, 1758)	E	185	2,5
<i>Pseudophonus rufipes</i> (DeGeer, 1774)	E	8	0,1
<i>Pterostichus aethiops</i> (Panzer, 1797)	A	8	0,1
<i>Pterostichus brunneus</i> (Sturm, 1824)	A	68	0,9
<i>Pterostichus burmeisteri</i> (Heer, 1841)	A	13	0,2
<i>Pterostichus diligens</i> (Sturm, 1824)	A	7	0,0
<i>Pterostichus melanarius</i> (Illiger, 1798)	E	24	0,3
<i>Pterostichus niger</i> (Schaller, 1783)	A	593	8,2
<i>Pterostichus nigrita</i> (Paykull, 1790)	E	14	0,2
<i>Pterostichus oblongopunctatus</i> (Fabricius, 1787)	A	832	11,5
<i>Pterostichus quadrimaculatus</i> Letzner, 1852	A	19	0,3
<i>Pterostichus strenuus</i> (Panzer, 1797)	E	1	0,0
<i>Synuchus vivalis</i> (Illiger, 1798)	E	1	0,0
<i>Trechus quadristriatus</i> (Schränk, 1781)	E	1	0,0
<i>Trechus splendens</i> Gemminger et Harold, 1868	A	35	0,5
<i>Trichotichnus laevicollis</i> (Duftschmid, 1812)	A	8	0,1
Celkem ²		7 217	100,0

¹species, ²total

ních a 3 % reliktních druhů. Zastoupení adaptabilních a eurytopních jedinců na sledované ploše kolísalo. Na lokalitě se projevovala vysoká vyrovnanost adaptabilních (průměrně 95 %) i eurytopních druhů (4 %) (obr. 4).

Borový porost byl monitorován od roku 1989. Rozložení podílu druhů bylo v bioindikční skupině střevlíkovitých A (64,5 %), E (32 %) a R (3 %). Dynamika zastoupení se projevovala rychlým růstem adaptabilních druhů od r. 1989 do r. 1992 (53–83 %) a následnou stabilizací. Průměrný počet jedinců adaptabilních druhů (91 %) stoupal a v r. 1992 se hladina ustálila na úrovni převyšující 95 % (obr. 4).

DISKUSE

I když střevlíkovití nejsou tak citliví na prostředí jako drabčíkovití a pavouci, lze je k bioindikci narušení prostředí a kvality biotopů použít, a to i ve větších krajinných celcích.

Hůrková et al. (1996) dospěl k závěru, že přirozené, původnímu stavu blízké, resp. pro ekologickou stabilitu krajiny významné habitáty mají určitý podíl (čím vyšší procento, tím kvalitnější prostředí) druhů skupiny R, převahu druhů skupiny A a minimum skupiny E. Se zvyšujícím se stupněm deteriorace ubývá druhů skupiny R (až k úplné absenci), snižuje se i počet druhů (i jedinců) skupiny A a naopak přibývá druhů i jedinců skupiny E. Masovější výskyt druhů i jedinců skupiny E signalizuje zásadní degradaci prostředí.

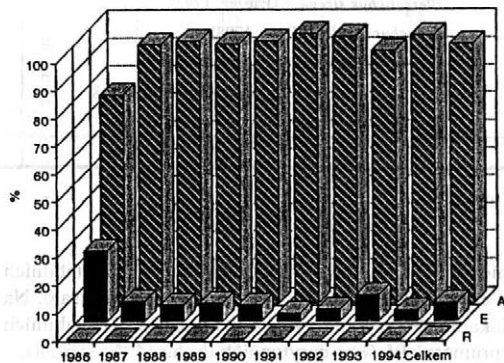
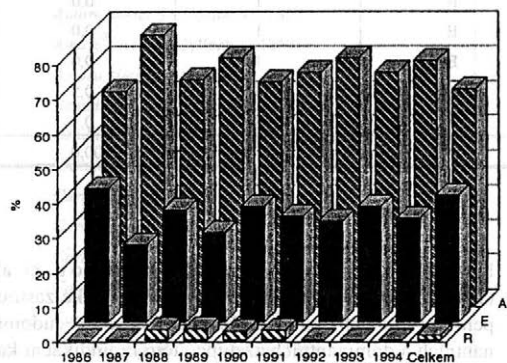
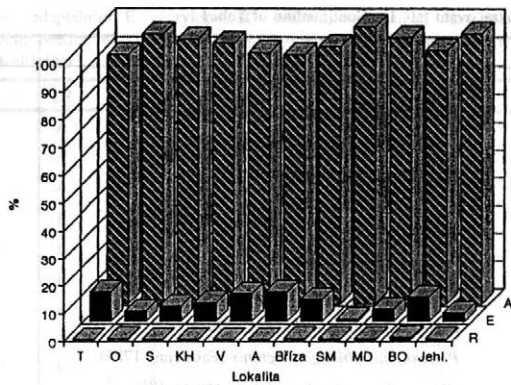
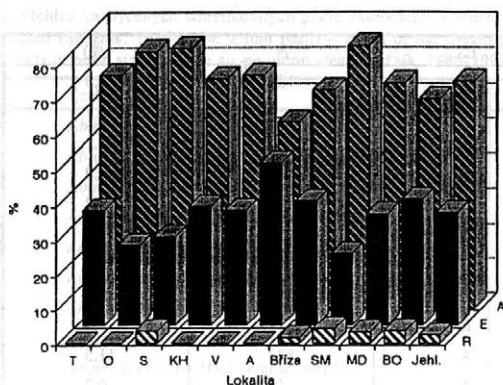
Podle zastoupení druhů a jedinců střevlíkovitých v bioindikčních skupinách, kdy přítomnost reliktních druhů byla zanedbatelná a rozhodující postavení měly druhy adaptabilní, převyšující v průměru 60 %, lze ce-

lou oblast klasifikovat v souladu s Hůrkovou et al. (1996) jako antropogenně narušenou, ale nízké zastoupení eurytopních druhů a především absence eudominantních a dominantních zástupců této bioindikční kategorie ve fauně střevlíkovitých vylučuje, že by šlo o zcela devastovanou a degradovanou oblast. Druhy adaptabilní skupiny zvýrazňují lesní charakter studovaného území Děčínské vrchoviny.

Srovnání lesů Šumavy a Krušných hor ukázalo rozdíly struktury obou komunit, kde především podíl reliktních druhů dokládá různý stupeň zachovalosti lesů (tab. II).

Širší spektrum a větší počet druhů eudominantních a dominantních v porostech břízy naznačuje výrazný posun ve stabilitě stanoviště proti porostům jehličnatým, což potvrzuje i závěr Martiše (1980), že zásadní význam má rozmanitost biotopu v krajině, zatímco jejich původnost je méně důležitá.

Farkač (1993) studoval faunu střevlíkovitých v různých starých porostech smrku pichlavého v Krušných horách (Fláje) s odlišným stupněm zaburčení. Analýza výsledků vede k tomu, že v populacích střevlíkovitých převažovaly druhy velkých rozměrů (rod *Carabus*), což je typické pro raná sukcesní stadia. Superdominantní postavení druhu *Carabus hortensis* L. (63,1 % jedinců) signalizuje nevyváženost fragmentů jehličnatých porostů v hřebenových částech Krušných hor. Z hlediska rozšíření ekologických skupin byl tento trend potvrzen absencí reliktních druhů a převahou zástupců skupiny adaptabilních střevlíkovitých (89,4 %). Naše výsledky se shodují vysokým podílem adaptabilních druhů. Střevlík *C. hortensis* zaznamenal v porostech břízy výrazně nižší dominanci (24,8 %) než ve smrkovém porostu (55,7 %). Rod *Carabus* měl v obou studovaných typech ekosystémů rozhodující postavení.



I. Zastoupení druhů (vlevo) a jedinců (vpravo) střívkovitých podle ekologických skupin (R – reliktní, E – eurytopní, A – adaptabilní) na sledovaných lokalitách LS Sněžník v porostech břízy (T – Tisá, O – Ostrov, S – Sněžník, KH – Kristin Hrádek, V – Vlčák, A – Letadlo) a v jehličnatých porostech (SM – smrk, MD – modřín, BO – borovice) (nahore) a vývoj změn v letech 1986–1994 (dole) – Representation of the ground beetle species (left) and individuals (right) according to ecological groups (R – relict, E – eurytopic, A – adaptable) in the locations under observation in Sněžník Forest District in birch stands (T – Tisá, O – Ostrov, S – Sněžník, KH – Kristin Hrádek, V – Vlčák, A – Letadlo) and in coniferous stands (SM – spruce, MD – larch, BO – pine) (upper part) and development of changes in 1986–1994 (lower part)

II. Zastoupení druhů střívkovitých v některých lesních horských oblastech podle ekologických skupin – Representation of the ground beetle species in some forest mountainous regions by ecological groups

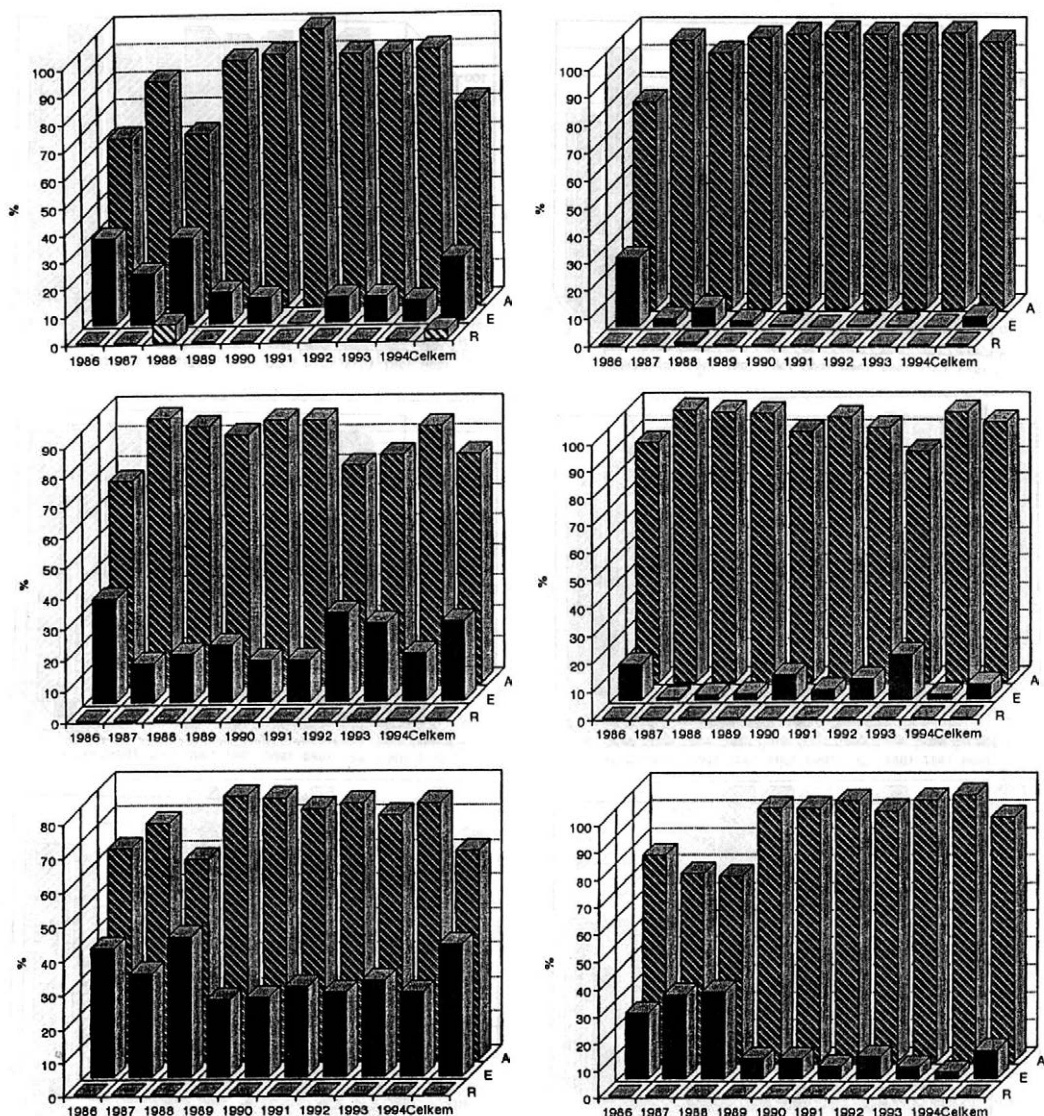
Oblast ¹	R (%)	A (%)	E (%)	N
Šumava* 1955–1974	12,1	71,2	16,7	66
Šumava–Stožec* 1965–1990	11,7	74,4	13,9	43
Krušné hory západ* 1967–1990	4,5	75,0	20,5	44
Krušné hory–Fláje* 1991–1993	0	73,7	26,3	38
LS Sněžník bříza 1986–1994	1,6	62,5	35,9	64
jehličnany 1988–1994	2,3	65,1	32,5	43

* Hůrka et al., 1996

¹region

Tietze (1980) vytvořil stupnici bioindikačních hodnot střívkovitých a drabčovitých. Jestliže druhy *Abax parallellus* (Duft.), *Carabus violaceus* L. představují těžiště fauny v původním, nepoškozeném nebo málo poškozeném území, biotopu, případně mohou zasahovat do zóny I. stupně poškození, pak můžeme

konstatovat, že *A. parallellus* byl zachycen ojediněle a u druhu *C. violaceus* zastoupení narůstalo. Naproti tomu druh *Pterostichus oblongopunctatus* (Fabr.), který Tietze (1980) uvádí jako typický pro poškozené lokality, rozpadající se les s vysokým stupněm zaburnění, z námi sledované oblasti s dominantním zastoupe-



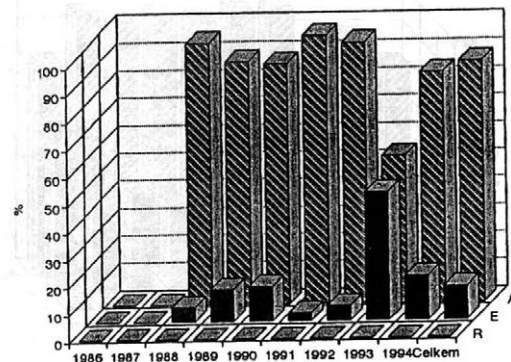
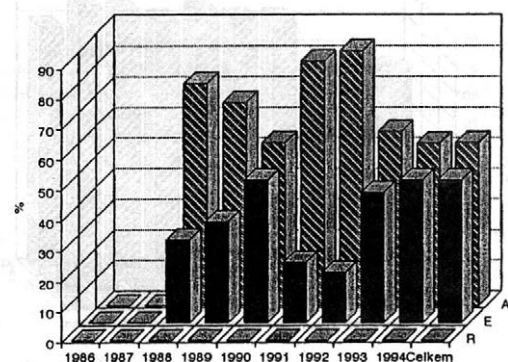
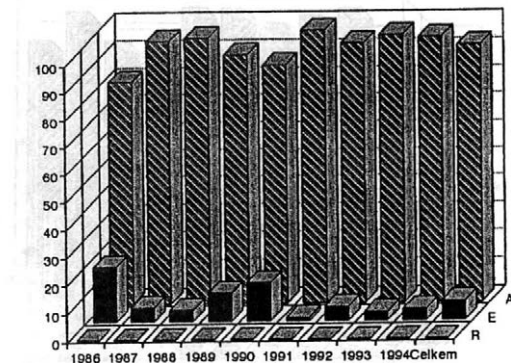
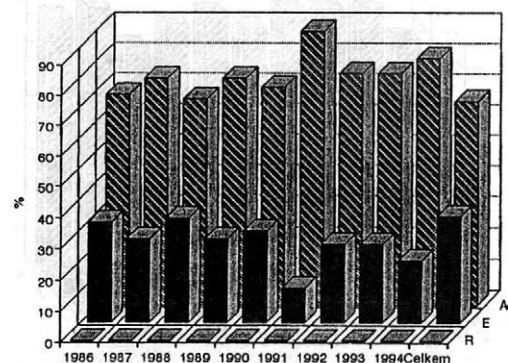
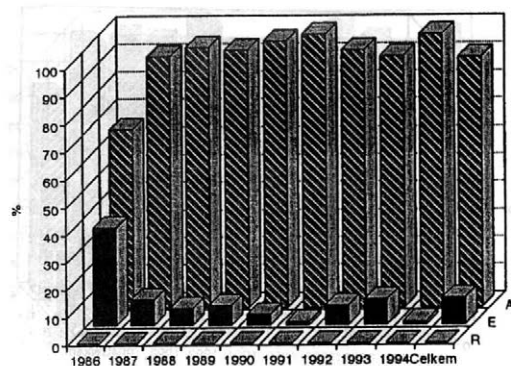
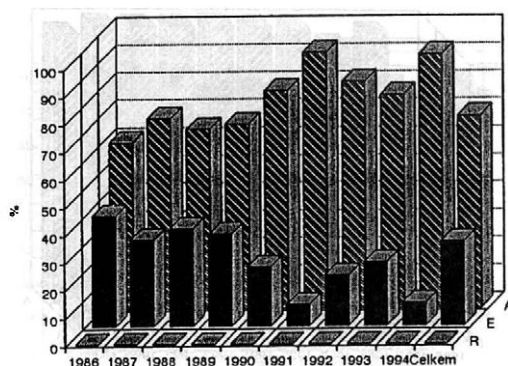
2. Zastoupení druhů (vlevo) a jedinců (vpravo) střevlíkovitých podle ekologických skupin (R – reliktní, E – eurytopní, A – adaptabilní) na sledovaných lokalitách LS Sněžník v porostech břízy Tisá (nahore), Ostrov (uprostřed), Sněžník (dole) – Representation of the ground beetle species (left) and individuals (right) according to ecological groups (R – relict, E – eurytopic, A – adaptable) in the locations under observation in Sněžník Forest District in birch stands: Tichá (upper part), Ostrov (middle), Sněžník (lower part)

ním břízy ustupoval. Je možné přijmout závěr, že oblast je sice silně biologicky narušená, ale v některých rysech se projevuje pozitivní charakter vývoje stanovištních podmínek.

Pro lesní ekosystémy ovlivněné člověkem – uměle založené lesní porosty – je typická převaha adaptabilních druhů. Přítomnost většího počtu druhů eurytopních signalizuje narušení celistvosti lesních komplexů. Při opakovaném odchytu nebo kontinuálním sledování na dané lokalitě je možné určit rychlost a směr vývoje

změn v závislosti na složení ekologických skupin čeledi *Carabidae*.

Využitím početního zastoupení bioindikační skladby střevlíkovitých se prohlubují informace o stanovišti a jeho vývoji. Z tohoto hlediska celá oblast spadá do kategorie adaptabilních jedinců (93 %), přičemž reliktní jedinci prakticky neexistovali a zastoupení eurytopních jedinců bylo nízké. V r. 1986, kdy se na zalesněných plochách po buldozerové přípravě začala zapojovat buřeň, tvořily adaptabilní druhy 75 % střevlíkovitých je-

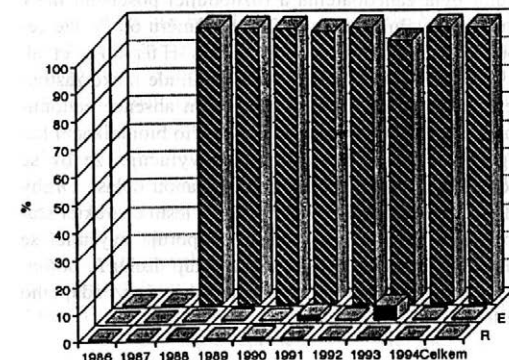
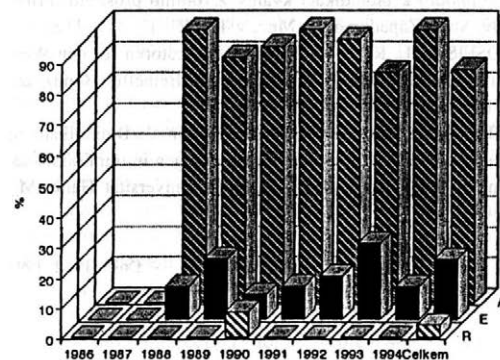
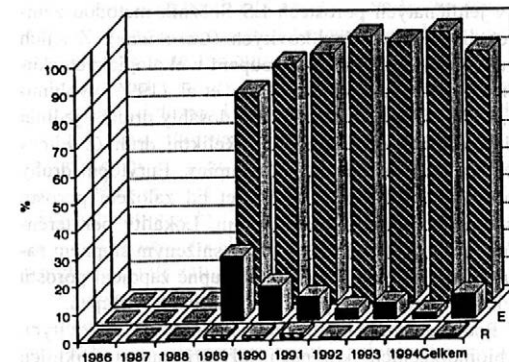
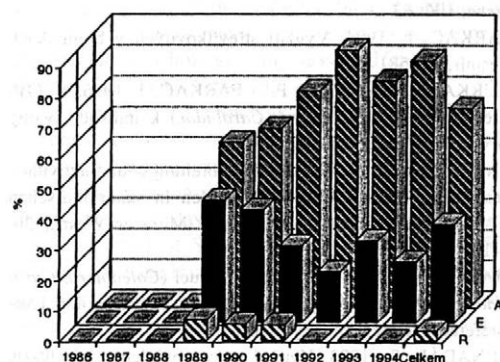
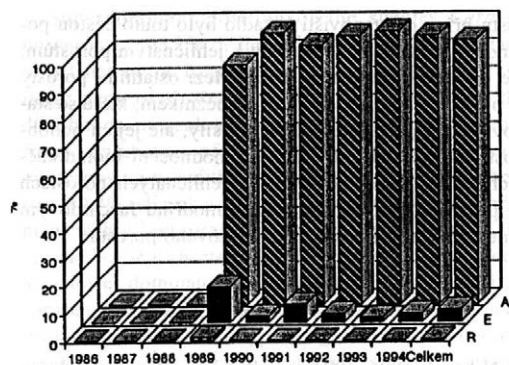
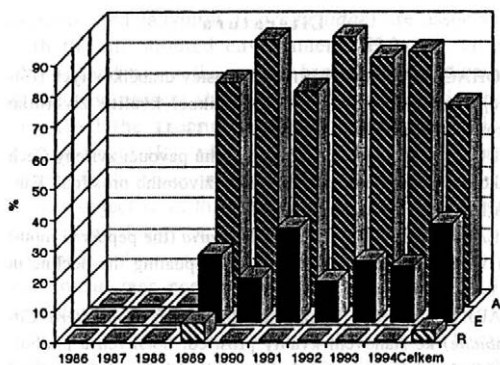


3. Zastoupení druhů (vlevo) a jedinců (vpravo) stěvlíkovitých podle ekologických skupin (R - reliktní, E - eurytopní, A - adaptabilní) na sledovaných lokalitách LS Sněžník v porostech břízy Vlčák (nahore), Kristin Hrádek (uprostřed), Letadlo (dole) - Representation of the ground beetle species (left) and individuals (right) according to ecological groups (R - relict, E - eurytopic, A - adaptable) in the locations under observation in Sněžník Forest District in birch stands: Vlčák (upper part), Kristin Hrádek (middle), Letadlo (lower part)

dinců a v průběhu tří let dosáhly hladiny 90 %, na které se dlouhodobě bez výraznějších výkyvů ustálily. S dalším pozitivně hodnoceným vývojem porostu lze očekávat setrvání druhů adaptabilních, další ústup eurytopních zástupců a dílčí návrat druhů reliktních. Takovým příkladem vývoje je porost břízy na lokalitě Ostrov, který je zapojený, s omezenou buňí, stinný, a nebyl narušen buldozerovou přípravou půdy před založením. Eurytopní jedinci prakticky vymizeli a vyskytují se

pouze druhy adaptabilní, které doprovázel jeden reliktní druh.

Příznivé stanovištní podmínky lze na základě zastoupení bioindikačních skupin odvodit i pro lokalitu Sněžník, která se porostní výstavbou odlišuje, ale nebyla narušena buldozerovou přípravou půdy, je kamenitá, středně zabuřenělá bez tvorby souvislých travinných ploch, přitomno je borůvčí jako ve smrkovém porostu, jižní expozice a v blízkosti buková kulisa.



4. Zastoupení druhů (vlevo) a jedinců (vpravo) stěvlíkovitých podle ekologických skupin (R – reliktní, E – eurytopní, A – adaptabilní) na sledovaných lokalitách LS Sněžník v jehličnatých porostech modřín (nahore), borovice (uprostřed), smrk (dole) – Representation of the ground beetle species (left) and individuals (right) according to ecological groups (R – relict, E – eurytopic, A – adaptable) in the locations under observation in Sněžník Forest District in coniferous stands: larch (upper part), pine (middle), spruce (lower part)

Smrkový porost potvrzuje vysokým podílem adaptabilních druhů a jedinců stěvlíkovitých stabilitu a vyznačený lesní charakter stanoviště, zatímco na paralelně položené ploše s mladým porostem břízy, modřínu a smrku pichlavého bylo zaznamenáno pouze 53 % adaptabilních druhů a nejméně jedinců této skupiny (88 %). Jedná se o stanoviště, kde přetrvávají částečně podmínky paseky, odlesnění a nižšího stupně zabuřnění. Lauterbach (1964) pro paseky a osluněné lokality uvádí jako významný rod *Amara* [*A. lunicollis* Schioed-

te, *A. plebeja* (Gyll.)]. Druh *A. lunicollis* skutečně byl ve zvýšeném zastoupení v porostech břízy na lokalitách jižních a teplých, případně s uvolněným zápojem (Letadlo, Vlčák, K. Hrádek, Sněžník). Ve stinných podmínkách jehličnatých porostů a porostu břízy Ostrov, Tisá se tento zástupce vyskytoval ojediněle.

Podobnost lokalit byla odvozena také z Jaccardova indexu, který vychází z počtu druhů společných dvěma srovnávaným lokalitám, ale již neuvažuje početní zastoupení jednotlivých druhů. Specifické postavení po-

rostu břízy na stanovišti Letadlo bylo touto cestou potvrzeno, a to nejen odchylkou k jehličnatým porostům, ale i k dalším porostům břízy. Mezi ostatními porosty je podobnost mezi Ostrovem a Sněžníkem, které se stanovištěm a porostní výstavbou lišily, ale jejich podobnost byla shodně odvozena i z hodnocení bioindikacních skupin střívkovitých. V jehličnatých porostech se potvrdila blízkost borovice a modřínu Jaccardovým indexem a jejich odklon od smrkového porostu.

ZÁVĚR

V letech 1986–1994 se uskutečnil v porostech břízy a v jehličnatých porostech LS Sněžník metodou zemních pastí sběr střívkovitých (*Carabidae*). Z jejich druhového a početního zastoupení v ekologických skupinách definovaných Hůrkou et al. (1996) vyplynulo, že dominantního zastoupení dosáhly druhy i jedinci adaptabilních střívkovitých. Reliktův druh *C. nitens* byl jediným zástupcem této skupiny. Eurytopní druhy zpravidla s odstupem deseti let od založení porostu ustupovaly druhům adaptabilním. Lokality bez terénních úprav před zalesněním a se sníženým stupněm zahuštění v důsledku vysokého stupně zapojení porostu vykazovaly nejvyšší podíl adaptabilních zástupců.

Podle zastoupení druhů a jedinců střívkovitých v bioindikacních skupinách, kdy přítomnost reliktních druhů byla zanedbatelná a rozhodující postavení měly druhy adaptabilní, převyšující v průměru 60 %, lze celou oblast klasifikovat v souladu s Hůrkou et al. (1996) jako antropogenně narušenou, ale nízké zastoupení eurytopních druhů a především absence eudominantních a dominantních zástupců této bioindikacní kategorie ve fauně střívkovitých vylučuje, že by se jednalo o devastovanou a degradovanou oblast. Druhy adaptabilní skupiny zvýrazňují stále lesní charakter studovaného území. Tento závěr podporuje zvyšující se zastoupení druhu *C. violaceus* a ústup druhu *P. oblongopunctatus*, který charakterizuje sukcesí rozpadajícího se lesa.

BIOMONITORING OF SITE CHANGES IN SUBSTITUTE BIRCH STANDS IN AN AIR-POLLUTED AREA – I. THE GROUND BEETLES

E. Kula

Mendel University of Agriculture and Forestry, Faculty of Forestry and Wood Technology, Lesnická 37, 613 00 Brno

Biological monitoring making use of plant and animal sensitivity helps to determine the responses of forest ecosystems to anthropogenic impacts more accurately. The springtails (*Collembola*) are among the animal groups of the soil fauna that can be used for such

Literatura

- BOHÁČ, J., 1988. Využití společenstev drabčikovitých (*Coleoptera, Staphylinidae*) k bioindikaci kvality životního prostředí. Zprávy Čs. Spol. ent., 24: 33–41.
- BUCHAR, J., 1983. Klasifikace druhů pavoučí zvířeny Čech jako pomůcka k bioindikaci kvality životního prostředí. Fauna Boh. septentrionalis, 8: 119–135.
- CLARKE, C. A., 1990. *Biston betularia* (the peppered moth) in West Kirby, Wirral, 1959–1989: updating the decline in f. carbonaria. Biol. J. Linn. Soc., 39: 323–326.
- FARKAČ, J., 1993. Využití střívkovitých (*Coleoptera, Carabidae*) ke stanovení kvality prostředí horských a podhorských lesních ekosystémů. [Kandidátská dizertační práce.] Praha, UK: 63.
- FARKAČ, J., 1994. Využití střívkovitých v bioindikaci. Vesmír, 73: 581–583.
- HŮRKA, K. – VESELÝ, P. – FARKAČ, J. 1996. Využití střívkovitých (*Coleoptera, Carabidae*) k indikaci kvality prostředí. Klapalekiana, 32: 15–26.
- LAUTERBACH, A. W., 1964. Verbreitungs- und aktivitätsbestimmende Faktoren bei Carabiden in sauerländischen Wäldern. Abh. Landesmus. Naturk. Münster Westf., 26: 1–103.
- MARTIŠ, M., 1980. Střívkovití brouci (*Coleoptera, Carabidae*) jako bioindikátory ekologické rovnováhy krajiny. [Autoreferát dizertační práce.] Praha, UK: 1–25.
- NENADÁL, S., 1993. Využití střívkovitých (*Coleoptera, Carabidae*) k bioindikaci kvality životního prostředí. Přírodov. Sbor. Západočes. Mus. v Třebíči, 19: 105–112.
- POSPISCHIL, R., 1982. Käfer als Indikatoren für den Wasserhaushalt des Waldes. Decheniana – Beihefte (Bonn), 26: 158–170.
- TIETZE, F., 1980. Tierische Organismen als Bioindikatoren zur Erfassung ökologischer Veränderungen in immissionsbeeinflussten Ökosystemen. Zeitschrift Universität Halle. M.: 83–93.

Došlo 18. 2. 1997

a purpose as they show sensitive reactions to changes in soil pH. The fauna composition of the ground beetles (*Carabidae*), rove beetles (*Staphylinidae*) and spiders (*Araneidae*) is informative about the degree of environmental impairment. Melanistic forms of moths (*Lepi-*

doptera) and ladybirds (*Coccinellidae*) are associated with the air-polluted environment. Hůrka et al. (1996) tried to use the ground beetles as bioindicators of the environment shape in the Czech Republic; they classified the ground beetles into three ecological groups: relict (R), adaptable (A), eurytopic (E) with respect to their site and ecological demands.

The objective of this paper was to evaluate site conditions and degree of anthropogenic impairment in the area under observation using the ground beetles, which are considered as a useful even though nonspecific predatory component in forest ecosystems. Ten soil traps at a distance of 5 m were installed in a line in each of 9 locations (birch 6, spruce 1, pine 1, larch 1) in such a way that excluded the marginal phenomenon of the stand. The checks were made in a 7-day interval throughout the whole growing season (15th April–30th Oct.) in the years 1986–1995.

The territory of the Sněžník Forest District (Northern Bohemia) is characterized by the cold mountainous climate with the average annual temperature of 6 °C, total annual precipitation sum of 800 mm, length of growing season 110–120 days. Long-term average annual immission impact of $\text{SO}_2 > 60 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$. Height of 450–600 m above sea level. Following the global dieback of spruce stands (1979), substitute stands with a dominant position of birch (*Betula verrucosa* Ehrh.) were established.

Only six individuals of the relict species *Carabus nitens* L. were recorded in the area of Sněžník Forest District. A crucial position was taken by the adaptable species (62%); their proportion amounted to 61–78% in the separate years. The eurytopic species accounted for 37% in the species spectrum of the distribution of the species in the particular bioindicator groups of the ground beetles in the 9-year period.

A marked deviation of the relation of these bioindicator groups was found only in the number of individuals of the relevant ground beetles species. Relict species were missing (0.01%). Dominant position of adaptable species (93.3%) was complemented by eurytopic individuals (6.6%). Except 1986, the representation of both groups can be described in general as stable in the long run.

Superdominant position of the species *Carabus hortensis* L. (63.1% of individuals) signalized the lack of balance in the fragments of coniferous stands in the range parts of Krušné hory Mts. With respect to the distribution of ecological groups, this trend was confirmed by absence of relict species and by dominance of representatives of the group of adaptable ground beetles (89.4%) (Farkač, 1993). Our results are in agreement with a high proportion of adaptable species. The ground beetle *C. hortensis* however showed a considerably lower dominance in birch stands (24.8%) than in spruce stand (55.7%). The genus *Carabus* had a crucial position in both studied types of genotypes. Taking into account the scale of bioindicator values for the ground beetles and rove beetles (Tietze, 1980), the species *Abax parallellus* (Duft.), *Carabus violaceus* L. represent the fauna basis in the autochthonous, not impaired or little impaired territory, biotope, or they can penetrate to the zone of degree I damage. Only solitary individuals of *A. parallellus* were caught, but the representation of the species *C. violaceus* was increasing. On the other hand, the species *Pterostichus oblongopunctatus* (Fabr.), mentioned by Tietze (1980) as a typical species of impaired localities, disintegrating forest with a high weed infestation rate, was receding from the area under observation with a dominant proportion of birch. A conclusion can be drawn that the area is characterized by heavy impairment, but it exhibits the positive development of site conditions in some features.

The use of the population density in the bioindicator structure of the ground beetles enables to get preciser information on the site and its development. Thus the whole area belonged to the category of adaptable individuals (93%) while practically no relict individuals occurred and the proportion of eurytopic individuals was low. In 1986, when weed canopy started to be formed on afforested areas after bulldozer cultivation, adaptable species represented 75% of the ground beetles to reach a 90% level within 3 years, which has become constant without any greater fluctuations for a long time. The persistence of adaptable species and further recession of eurytopic representatives with the return of relict species can be considered as other positive features of development.

Kontaktní adresa:

Doc. Ing. Emanuel Kula, CSc., Mendelova zemědělská a lesnická univerzita, Fakulta lesnická a dřevařská, Lesnická 37, 613 00 Brno, Česká republika

BIOLOGICKÁ REGULACE VÝSKYTU FYTOPATOGENNÍCH HUB V LESNÍCH EKOSYSTÉMECH

BIOLOGICAL CONTROL OF PHYTOPATHOGENIC FUNGI IN FOREST ECOSYSTEMS

D. Veselý

Biopreparáty, s. r. o., Únětice 150, 252 62 Horoměřice

ABSTRACT: Forest soils as an intricate complex of interrelationships between soil microorganisms are affected by anthropogenic and climatic changes to a great extent. Microbial activity is basically important for the nutrition of all plant components in forest ecosystems. Complicated studies of interactions between plant pathogens and other microorganisms show that some fungi are attacked by other fungal species, coming not only from rather remote taxonomic groups but also from the closely related ones, even from the same genus. The information on parasitic properties of some species is applied not only to the biological control of root diseases but also to the biological control of phytopathogenic fungi occurring in the phyllosphere. The complex of intricate mycorrhizal relations can be impaired and affected by parasitic fungal species similarly like the intricate interrelationships between mycoparasites, wood-destroying fungi and causal agents of tracheomycotic diseases of forest species. Development of microbial preparations as an important field of the present plant protection is expected in accordance with worldwide trends.

forest soils; microflora; interactions; biological control of phytopathogens

ABSTRAKT: Lesní půdy jako složitý komplex vzájemných vztahů půdních mikroorganismů jsou značně ovlivňovány antropogenními i klimatickými změnami. Mikrobiální činnost má základní význam pro výživu všech rostlinných složek lesních ekosystémů. Složitě studium interakcí mezi patogeny rostlin a ostatními mikroorganismy ukazují, že některé houby jsou napadány jinými druhy hub, a to nejen ze vzdálenějších taxonomických skupin, ale i z blíže příbuzných, dokonce i z téhož rodu. Poznatky o parazitických vlastnostech některých druhů jsou využívány nejen v biologické ochraně proti chorobám kořenů, ale i v biologické regulaci výskytu fytopatogenních hub ve fylosféře. Komplex složitých mykorrhizických vztahů může být narušován a ovlivňován parazitickými druhy hub stejně jako složitě vzájemné vztahy mezi mykoparazity, dřevokaznými houbami a původci tracheomycotických onemocnění lesních dřevin. V souladu s celosvětovým trendem se očekává rozvoj mikrobiálních přípravků jako významná oblast současné ochrany rostlin.

lesní půdy; mikroflóra; interakce; biologická regulace patogenů

ÚVOD

Lesní půdy představují z pohledu mikrobiální rozkladné činnosti složitý komplex vzájemně na sebe navazujících dějů. V přírodním cyklu zapadá jedna složka do druhé (Hýsek et al., 1994). Tyto procesy jsou však – zejména v časové řadě posledních desetiletí – ovlivňovány řadou antropogenních nežádoucích klimatických a mikroklimatických změn. Mění se některé abiotické podmínky pro pěstování lesa a již dlouhou dobu u nás a v mnoha dalších zemích dochází k acidifikaci lesních půd (Hýsek et al., 1994). Reakce půdy může kolísat v širokém rozsahu, přičemž je obecně pro zemědělské kulturní rostliny optimální hodnota pH od 5,5 do 7,5, kdežto pro většinu lesních dřevin je optimum od 4,5 do 5,5 pH (Kluge, 1969). Známým

antropogenním vlivem jsou imise, které působí na interakce mezi hostitelem a jeho patogenem, na mykorrhizu a mikroorganismy rizosféry. Mají však vliv i na dřeviny. Tvorba biomasy kořenů je např. obecně stimulována amoniakem, zatímco ozon při nízkých teplotách ji naopak redukuje (Schulze, Tesche, 1993). Přirozený les má však zpravidla dostatek vnitřních autoregulačních sil k potlačení rozvoje a přemnožení škodlivých organismů (Křístek et al., 1992).

VZTAHY MEZI MIKROORGANISMY V LESNÍ PŮDĚ

Všeobecným jevem v přírodě je, že dochází k sukcesi – buď jednotlivých druhů, nebo celých životních společenstev mikroorganismů, tj. vystřídání jedněch

druhů jinými na stejném stanovišti nebo v témže prostředí. Sukcese nemusí vznikat jen životní činností např. hub, tedy tím, že houby vyčerpávají a tím mění své životní prostředí. Dochází k ní také změnami prostředí, které byly vyvolány vnějšími vlivy (Příhoda, 1959). Mikrobiální půdní činnost má základní význam pro výživu rostlin a lesních porostů – zvláště pro metabolismus uhlíku a dusíku (Hýsek, Lettl, 1994).

Studium interakcí mezi patogeny rostlin a ostatními skupinami mikroorganismů představuje sice fascinující výzkumnou oblast, ale na druhé straně složitý, pracný a hlavně dlouhodobý výzkum (Boland, 1990). U všech skupin hub se velmi často setkáváme s jevem, že některé druhy jsou napadány jinými houbami buď z přibuzných, nebo vzdálenějších taxonomických skupin. Tento parazitismus lze odvodit ze skutečnosti, že se houby – jako jedni z nejdůležitějších rozkladačů živé hmoty – vyskytují na nejrůznějších substrátech téměř v permanentní sukcesi, kdy jeden druh s určitou vymezenou enzymatickou činností připravuje existenci dalšímu, který ve své rozkladné činnosti na předchozí druh navazuje (Fassatiová, 1958). Ve starších studiích po roce 1920 byly antagonisticke houby introdukovány do půd lesních školek, aby se redukovalo padání semáčků borovice (Hartley, 1921). Za hlavní způsob účinku při těchto pokusech byla označena kompetice mezi mikroorganismy. Ačkoliv mykoparazitismus je v dnešní přírodě značně rozšířen, naše pochopení významu tohoto fenomenu je v moderním ekosystému stále nedokonalé (Lumsden, 1981). Zásadní skutečností je, že podmínky prostředí ovlivňují jak mykoparazitické houby, tak i jejich hostitele.

V zemědělské i lesnické mikrobiologii musíme vztahy mezi mikroorganismy v půdním prostředí vztahovat vždy k rostlinám, a to zejména k jejich kořenům. Zajímají nás jejich exsudáty, které ovlivňují složení půdní mikroflóry. Výměšky kořenů poskytují totiž živné látky zejména pro fytopatogenní houby. Ale na druhé straně může rostlina svými kořenovými výměšky zvýšit populaci mikroorganismů rizosféry, které mohou antagonisticke působit proti patogenním houbám (Klán, 1989). Jestliže rostlina jakýmkoliv způsobem strádá, zvyšuje exsudaci kořenů. V rizosféře rostlin bývá počet hub až desetinásobně vyšší (Klán, 1989) než v tzv. volné půdě, která není exsudací kořenů ovlivněna. Projevuje se zde vysoká biochemická aktivita a soubor těchto jevů se označuje jako rizosférický efekt, přičemž každá rostlina má specifický vliv na mikroflóru půdy a to, kromě již zmíněného působení exsudátů kořenů, také vlivem specifického opadu a jeho rozkladu (Hýsek, Lettl, 1994).

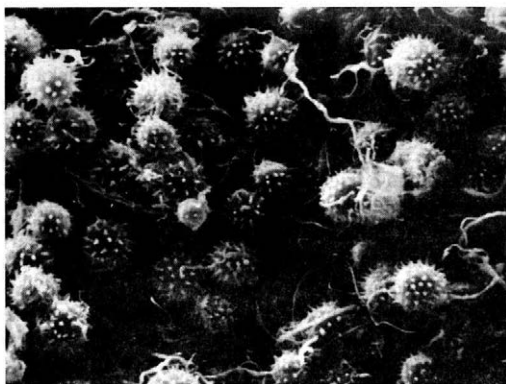
Během každého rozkladu (včetně listového opadu) existuje určitá posloupnost střídání druhů – ekologická sukcese, která je závislá na stavu rozloženého materiálu a na antagonisticke působení druhů (Klán, 1989). V zatvrzlých listnatých porostech nabývají převahu bakterie na rozdíl od porostů smrkových, kde se uplatňují zejména mikromyceti. Ukázalo se, že smrkové monokultury potlačují půdně-biologickou aktivitu a mají

vliv na snížení mikrobiální biomasy (Hýsek, Lettl, 1994) a že v porovnání s půdami smrkových porostů byla v půdách porostů bukových vyšší biologická diverzita mikroorganismů (Hýsek et al., 1994). Rostlinný opad (detritus) je substrátem pro organismy, které patří do detritového potravního řetězce. Důležitým článkem tohoto řetězce jsou houby, které tvoří 30–40 % veškerých půdních organismů (Klán, 1989). Houby nejsou v rizosféře vždy v aktivní formě myceliové či klíčících spor, ale značné množství ($5.10^5 \cdot g^{-1}$) se nachází ve stadiu neklíčivém, i když jsou podmínky prostředí příznivé. Příčiny této mykostatézy mohou být právě v produkci inhibičních látek, které produkují kořeny rostlin nebo mikroorganismy.

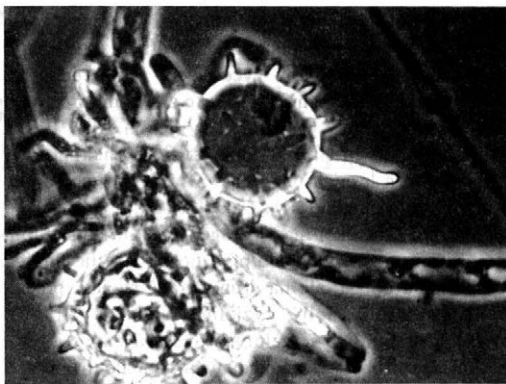
Biologická ochrana proti chorobám kořenů se usku-tečňuje tam, kde tyto choroby vznikají, totiž na povrchu kořenů (rizoplánu) a v bezprostřední blízkosti okolí koře-nů – v rizosféře. Dalším jevem, který ovlivňuje průběh a výsledek zamýšlené biologické ochrany, je spolužití mikromycetů v asociacích s jinými mikroorganismy, např. s bakteriemi, případně s jinými mikromycety. Mikroorganismy vyskytující se v okolí hyf hub byly označeny za „mikroorganismy hyfosféry“ a oblast jednotlivé hyfy byla nazvána „hyfosférou“ (Staněk, 1974). Termín „hyfosféra“ poprvé použil Thornton, když popsal tento jev u hyf fytopatogenní houby *Rhizoctonia solani* Kühn (Thornton, 1953).

Nejvíce studovanými mykoparazitickými houbami u nás byly v posledních dvou desetiletích dva velmi zajímavé druhy: *Trichoderma harzianum* Rifai a *Pythium oligandrum* Drechsler. Rod *Trichoderma* zahrnuje devět agregovaných, vysoce biologicky účinných druhů, které napadají více než 30 druhů hub (Oshima, 1966). Druhy rodu *Trichoderma* produkují 13 antibiotik (Klán, 1989). U druhů *T. hamatum* (Bon.) Bain. a *T. koningii* Oudemans aggr. byla prokázána značná antibiotická a mykoparazitická aktivita k fytopatogenním druhům: *Rhizoctonia solani* Kühn, *Botrytis cinerea* Pers. ex Fr. a *Fusarium oxysporum* Schlecht. emend. Snyder et Hansen. Zároveň však při kultivaci obou druhů z rodu *Trichoderma* na živných půdách bylo zjištěno, že obě houby na sobě vzájemně parazitují. Předpokládá se, že tento jev se vyskytuje i v přírodě, a to i u ostatních druhů rodu *Trichoderma*. Je-li tato hypotéza správná, při jejich introdukci do půdy za účelem biologické ochrany by mohlo docházet k vzájemným parazitickým interakcím s přírodními kmeny rodu *Trichoderma* a k redukování účinnosti ochrany (Vajna, 1985).

V této souvislosti je snad zajímavé uvést, že ve Švédsku je na trhu preparát BIO-BALANS obsahující jako účinné agens směs čtyř druhů rodu *Trichoderma* v koncentraci více než 100 CFU (jednotek schopných vytvořit kolonie) v gramu přípravku. Výrobce u něj uvádí tříletou skladovatelnost i účinnost. Mykoparazitická houba *Pythium oligandrum* Drechsler je – v porovnání s druhu rodu *Trichoderma* – v přírodě mnohem méně rozšířena. *P. oligandrum* se statisticky průkazně vyskytovalo méně v „přírodních“ než v „umělých“ lo-



1. Oospory (vytrvalé výtrusy) mykoparazita *Pythium oligandrum*, účinné agens biopreparátu Polyversum – Oospores (persistent spores) of the mycoparasite *Pythium oligandrum*, an active ingredient of the biological preparation Polyversum



2. Klíčící oospora mykoparazita *Pythium oligandrum* – Germinating oospore of the mycoparasite *Pythium oligandrum*

kalitách. Ve výskytu druhů *Trichoderma viride* Pers. ex Fr. a *Gliocladium roseum* Bainier žádné takové rozdíly zjištěny nebyly. V Anglii bylo *P. oligandrum* nalezeno ve 45 % vzorků půdy, které pocházely ze zemědělsky využívaných ploch (zahrady, orná půda apod.), ale vyskytovalo se pouze v 11 % vzorků půd pocházejících z přírodních stanovišť, kde docházelo jen k minimálnímu narušení jejich mikrobiální rovnováhy (lesní půda, vřesovištní půda, trvalé pastviny apod. – Foley, Deacon, 1985). V Nizozemsku bylo *P. oligandrum* druhým nejhojnějším se vyskytujícím druhem z rodu *Pythium* (22 %) v obdělávaných půdách, a tento výskyt nebyl spojen s žádnou závažnou chorobou rostlin (Plaats-Niterink, 1975). *P. oligandrum* parazituje na téměř 30 druzích fytopatogenních hub, z nichž 19 patří do rodu *Pythium*. Biopreparát Polyversum s účinným agens *P. oligandrum* kromě ochrany před fytopatogeny stimuloval růst semenáčků borovice pokroucené (*Pinus contorta* Dougl.) v lesních školkách v Kanadě (Peterson et al., 1996). Mezi mykoparazitickými houbami jsou rozdíly v nárocích na životně důležité faktory. Např. průměrné pH, při němž bylo *P. oligandrum* z půdy izolováno, bylo 6,0. Celkově byly mykoparazitické druhy z rodu *Pythium* izolovány nejčastěji ze vzorků půdy, která měla pH 5,5–6,5. Zřídka se vyskytovaly ve vzorcích půdy s pH pod 4,5. Mykoparazit *Trichoderma viride* byl nalézán ve vzorcích půdy se všemi hodnotami pH – od 4,5 do 7,0. Obzvláště hojný byl však tento druh i ve vzorcích půdy s pH pod 4,5. Mykoparazit v přírodě soutěží jeden s druhým nebo obsazují specifickou niku, která odpovídá jejich požadavkům na prostředí (Foley, Deacon, 1985).

MYKORHIZA VERSUS FYTOPATOGENNÍ HOUBY

Symbiotické vzájemné vztahy mezi rostlinami a mykorhizními houbami jsou důležité pro zdravotní stav a produktivitu mnoha rostlinných taxonů. Za určitých

podmínek může mykorhiza urychlit růst rostlin (Gerde mann, 1968) a zabezpečit ochranu hostitelských rostlin před fytopatogeny (Marx, 1972). Známe však pouze malou část mykorhizních kombinací, které se v přírodě vyskytují (Mejstřík, 1981). Mykorhiza se intenzivně rozvíjí ve vrstvě půdy, která má reakci blízkou pH 4,0–5,0. Rizosféra mykorhizních kořinek obsahuje až osminásobně vyšší počty hub a až stokrát vyšší počty bakterií v porovnání s rizosférou nemyorhizních kořinek (Kláš, 1989). Někdy bylo po infekci hostitelské rostliny symbiotickou houbou pozorováno zhoršení růstu infikované rostliny a někteří badatelé se domnívali, že mykorhizní houba v první fázi rozvoje mykorhizy parazituje na hostiteli (Mejstřík, 1981). Houbovou složkou endotrofní mykorhizy bývají houby z imperfektního rodu *Phoma*, který zahrnuje i fytopatogenní druhy (Fjodorov, 1954). Druhy rodu *Glomus* žijí v asociaci s mnoha pěstovanými rostlinami i s rostlinami přírodních lesních společenstev a vytvářejí s nimi tzv. vezikulárně-arbuskulární mykorhizu (VAM) – endomykorhizu (Gerde mann, 1968).

Důležitý vliv na vytvoření mykorhizy má i složení mikrobní cenózy půdy, protože někteří antagonisté mohou mykorhizní houby potlačovat (Fjodorov, 1954). Spory vezikulárně-arbuskulárně mykorhizních hub obsahují často mykoparazity, kteří mohou na určité lokalitě výrazně omezovat rozvoj populací přírodních kmenů VAM hub (Smith et al., 1973). Přítomností hyperparazitovaných inokulací bývají někdy vysvětlovány špatné výsledky s VAM houbami (Daniels, Menge, 1980). Sporokarpy dvou vezikulárně-arbuskulárních mykorhizních hub *Glomus epigaeae* Daniels et Trappe a *G. fasciculatus* (Taxter) Gerd. et Trappe často bývají parazitovány houbami *Humicola fuscoatra* Traaen nebo *Anguillospora pseudolongissima* (Sacc. et Syd.) Ingold (Daniels, Menge, 1980). Druh *H. fuscoatra*, který je obecně se vyskytujícím půdním saprofytem, také parazituje na oosporách fytopatogenních hub *Phytophthora* sp. a *Pythium* sp. (Clayton et al.,

1976). Melanizace hyf nebo spor VAM-hub vyvolává rezistenci těchto struktur k napadení mykoparazit (Daniels, Menge, 1980; Sneh et al., 1977).

Ektomikorhizní houba čechratka podvinutá – *Paxillus involutus* (Batsch ex Fr.) Fr., která patří k fakultativně jedovatým druhům, inhibovala původce padání semenáčků borovice *Pinus resinosa* Ait.: *Fusarium moniliforme* Sheld. a *F. oxysporum* Schlecht. emend. Snyder et Hansen. Nebyla však účinná proti patogenu *Cylindrocarpon destructans* (Zins.) Scholten, který působí ve školkách v USA značné škody jako patogen semenáčků lesních dřevin (Sutherland, Eerden, 1980). Mykoparazitická houba *Trichoderma harzianum* Rifai rozsáhle proliferovala povrch spor a penetrovala do buněk VAM-houby *Glomus intraradices* Schenck et Smith (Rousseau et al., 1996). Masivní kolonizace tímto mykoparazitem byla spojena s výrazným poškozením buněk od částečné až po úplné rozrušení cytoplazmy a vyústila v prasknutí většiny hyf houby *Glomus intraradices*. V těchto souvislostech se uvádí, že přítomnost mykoparazitů by mohla představovat závažný problém při komerční produkci VAM-hub (Sneh et al., 1977). Přestože se s využitím mykoparazitických hub počítá při ochraně proti fytopatogenům, někteří z parazitů patogenních hub mohou být také parazity VAM-hub. Z tohoto hlediska musí být na ně nahlíženo jako na sekundární patogeny rostlin, i když mezi primární patogeny vyšších rostlin nepatří (Daniels, Menge, 1980).

VZÁJEMNÉ VZTAHY MEZI MYKOPARAZITY, DŘEVOKAZNÝMI HOUBAMI A PŮVODCI TRACHEOMYKÓZ

Mykoparazitické houby, které se využívají jako účinná agens biopreparátů proti fytopatogenním houbám, mohou – za předpokladu nesprávně připravených substrátů pro pěstování jedlých hub – tyto jedlé houby napadnout a parazitovat na nich. Za těchto podmínek byla popsána parazitace mykoparazitických druhů *Trichoderma* sp. na hlívě ústříčné (*Pleurotus ostreatus* (Jacq. ex Fr.) Kumm. a *Pythium oligandrum* na žampionu [*Agaricus bisporus* (Lge.) Sing.] (Fletcher, Smevin, 1990). Tyto jevy nemohou být ekologicky závažné v ekosystému lesní půdy především pro existenci mikrobiologické rovnováhy, která se vždy vrací do původního stavu. Naopak bylo zjištěno, že introdukce mykoparazita *P. oligandrum* do půdy ve vysokých řádech vyústily v rozsáhlé rozmnožení jeho antagonisty – *Mucor piriformis* Fischer a ve vymizení *Pythium oligandrum* z prostředí volné půdy, kam bylo primárně introdukováno (Veselý, 1979).

Jinak představují mykoparazitické houby rezervoár účinných antagonistů řady houbových původců hnilob dřeva a vaskulárních mykóz. Např. *Hypomyces aurantiacus* (Pers. ex Fr.) Tul. – perfektní stadium imperfektního druhu *Diplocladium minus* Bonard – v obou těchto stádiích parazituje na dřevních houbách z čeledi *Poly-*

poraceae, *Thelephoraceae*, *Pleurotaceae* apod. (Fassatiová, 1958). Mykoparazit *Trichoderma harzianum* po inokulaci do mechanicky vytvořených ran redukoval růst hymenomycetů u javoru červeného (*Acer rubrum* L. – Smith et al., 1973). Není bez zajímavosti, že typická půdní fytopatogenní houba *Rhizoctonia solani*, která je hostitelem druhů rodu *Trichoderma* a *Penicillium*, napadá některé dřevokazné houby a parazituje na nich (Butler, 1957). Na základě velmi dobrých výsledků byly v USA v roce 1989 registrovány biopreparáty na ochranu proti hnilobám působeným dřevokaznými houbami s účinnými agens *Trichoderma harzianum* Rifai a *T. polysporum* (Link ex Pers.) Rifai (Schwarz, 1992).

Významným objektem lesnické fytopatologie a postrachem lesníků je václavka obecná – *Armillaria mellea* (Vahl ex Fr.) P. Karst. s.l. (Cejp, 1958). Jde o druh se silným alelopatickým účinkem, který produkuje několik antibakteriálních a antifungálních antibiotik (Kláš, 1989). Parazituje kromě lesních dřevin také na ovocných stromech a keřích (Černý, 1989), zejména rostoucích v blízkosti lesa (Cejp, 1958). Průzkumem provedeným v r. 1976 v USA bylo zjištěno, že v Severní Karolíně václavka parazituje na kořenech jabloní jen ojediněle, zato velké škody působí u broskvoní (Clayton et al., 1976). Dalším průzkumem z r. 1990 provedeným v Jižní Karolíně byl rod *Armillaria* na prvním místě ze všech parazitických rodů hub vyskytujících se na broskvoních (Adaskaveg et al., 1993). Již dlouho je houba *Trichoderma viride* považována za antagonistu, který je schopen regulovat výskyt václavky (Garrett, 1958). Také patogeni žampionů, houby *Trichoderma harzianum* Rifai a *Dactylium dendroides* (Bull.) Fr. v pokusech *in vitro* potlačovali václavku statisticky významně, a to i při širokém rozpětí pH a teploty. Je to důležité, neboť václavka roste v širokém rozmezí podmínek (McQue, 1992). Parazitem václavky *Armillaria mellea* (Vahl. ex Fr.) P. Karst. je také *Trichoderma viride* (Darley, Wilbur, 1954) a kromě toho také houby houzevnatce jedlého – *Lentinus edodes* (Berk.) Sing. (Hashioka, 1973). Druh rosolovka mozkovitá – *Tremella mesenterica* Retz. ex Hook. v pokusech *in vivo* parazitoval na kornatci – *Peniophora laeta* (Fr.) Donk (Zugmaier et al., 1994).

Mnoho studií je věnováno antagonistům choroše, kořenovníku vrstevnatého – *Heterobasidion annosum* (Fr.) Bref., syn. *Fomes annosus* (Fr.) P. Karst. Kromě do komerční praxe zavedeného systému biologické ochrany založeného na využití kornatce obrovského *Phlebiopsis* (*Phlebia*) *gigantea* (Fr. ex Fr.) Parm. je známo více antagonistických mikromycetů. Rozvoj kořenovníku brzdí v podstatě mikroflóra lesních půd ve svém komplexu (Alexander et al., 1975). Na kořenovníku parazituje *Trichoderma* sp. (Capretti, Goggioli, 1991; Dennis, Webster, 1971) a jeho antagonistou je také mykorhizní houba *Paxillus involutus* (Batsch. ex Fr.) (Červinková, 1989) a zejména v bukovém dřevě zvláště *Armillaria* sp. (Capretti, Goggioli, 1991). Předchozí výzkumy však ukazují,

že pravděpodobně také bakterie omezují růst kořenovníku (Capretti, Goggioli, 1991).

Rozsáhlý je výzkum možnosti regulovat výskyt hub *Ophiostomatales* s příznaky tracheomykózního napadení stromů. Za slibná agens jsou považovány bakterie – fluorescentní pseudomonády. Bakterie byly aplikovány k jilmu buď nízkotlakou injekční stříkačkou, nebo speciální pistolí. Jilm ošetřený pouze bakterií zůstal zdravý po celá dvě vegetační období. Strom, který byl ošetřen nejdříve bakterií, a teprve potom byl inokulovaný houbou *Ophiostoma ulmi* (Buism.) Nannf., byl chorobou napaden statisticky průkazně méně (Scheffer et al., 1980). Jinou cestou ochrany je využití neagresivních kmenů *Ophiostoma ulmi*. Při postřiku jilmu *Ulmus x hollandica* Mill., křížence jilmů *Ulmus minor* Mill. a *Ulmus glabra* Huds., suspenzí směsí obou kmenů, agresivního a neagresivního, v koncentraci $5 \cdot 10^5 \text{ ml}^{-1}$ potlačení příznaků choroby odpovídalo poměru konidií agresivního a neagresivního kmene v použitém inokulu (Scheffer et al., 1980). Původce grafiozy jilmu inhibovala v pokusech *in vitro* také houba *Trichoderma viride*. Jinou cestou bylo využití bezbarvého kmene houby *Ophiostoma pilifera* (Fr.) C. Moreau pro přípravu preparátu komerčně dostupného pod obchodní známkou Cartapip-97 (Sandoz Chemicals Corp., Charlotte, N. C.). Tento kmen postrádá složky melaninu, které jsou odpovědné za diskoloraci bělového dřeva. Jestliže byl preparát aplikován čtyři týdny před inokulací, došlo k silné inhibici hub, které vyvolávají modráni běle borovice (*Pinus resinosa* Ait.): *Ophiostoma pilifera* (Fr.) C. Moreau, *O. minus* (Hedgcock) H. et P. Sydow, *Phanerochaete gigantea* (Fr. ex Fr.) Parm. a *Trichoderma harzianum* Rifai (Behrendt et al., 1995). V nejranějších fázích růstu semenáčků v lesních školkách mohou být semenáčky a sazenice napadeny houbami rodu *Fusarium*, které již od začátku infekce mohou být příčinou pozdějšího tracheomykózního onemocnění (Křístek et al., 1992).

VÝZNAM „SUPRESIVNÍCH“ PŮD V LESNÍCH EKOSYSTÉMECH

Průzkumy bylo zjištěno, že také v lesních ekosystémech se vyskytují půdy, které se nazývají „supresivní“ (podle anglického výrazu „soilsuppressiveness“) a zabírají výskytu houbových chorob rostlin. Opakem jsou půdy „konduktivní“, které rozvoji chorob napomáhají (Bouhot, Perrin, 1980). Časté jsou výskyt půd, které jsou supresivní k fuzariózám. Tato supresivnost je založena v podstatě na interakcích mezi mikroorganismy a spočívá v asociaci mezi obecným mechanismem kompetice o živiny, tedy mezi celkovou půdní mikroflórou dané lokality a veškerou populací hub rodu *Fusarium*. V tomto kontextu se rozvíjí vnitrodruhová kompetice mezi patogenními a nepatogenními kmeny tohoto rodu (Alabouvette, 1986). Podstatou supresivnosti půdy na jiných lokalitách však mohou být antagonisté i z jiných taxonomických skupin. Např. lesní půda ze stanoviště, kde rostly staré smrky, byla supre-

sivní k *Fusarium oxysporum* Schlecht. emend. Snyder et Hansen a tato schopnost potlačovat patogena byla založena na hojném osídlení půdy houbami *Trichoderma* sp. a *Penicillium* sp. (Maňka et al., 1991). Supresivnost některých půd představuje nové vyhlídky pro biologickou ochranu proti fuzarióvému vadnutí. Dalším progresem je možnost využití transferu a introdukce supresivity i do půd, které tuto vlastnost nemají. Jde tedy o vztah mezi půdou–donorem a půdou–příjemcem (Alabouvette et al., 1979).

Supresivnost půd má podstatu ve specificky zesíleném mikrobiálním antagonismu na určitých stanovištích. Tento jev se hojně studuje zejména v zemědělsky obdělávaných půdách. V lesních půdách jde o nové zjištění, které může mít značný praktický význam např. při umísťování lesních školek a dalších hodnotných výsadeb. Může jít i o vylepšování vnitřní obranyschopnosti půdy současných lokalit introdukcí inokulačního množství vhodné supresivní půdy nebo i jiných, stejnými vlastnostmi obdařených specifických substrátů.

BIOLOGICKÁ REGULACE VÝSKYTU FYTOPATOGENNÍCH HUB VE FYLOSFÉŘE

Jde o novou výzkumnou oblast, která byla málo sledována zejména v lesních ekosystémech. Předpokladem pro praktické využití kolonizátorů povrchu rostlin je znalost ekologie mikroorganismů v rizosféře a fylosféře. Typickou vlastností tohoto ekosystému bývají denní fluktuace ve výskytu fylosférických mikroorganismů. Hlavním kolonizátorem listů jsou kvasinky. Na kořenech však, ačkoliv jsou kvasinky i zde přítomny, vláknité houby vytvářejí nejvíce houbové biomasy (Fokkema, Schippers, 1986). Kvasinky se mohou objevit na lesním osivu zejména při vyšší vlhkosti (Křístek et al., 1992). Na listech javoru mléče (*Acer platanoides* L.) bylo mikroskopicky zjištěno, že biomasa kvasinek v červenci byla mnohdy až 50krát vyšší než biomasa vláknitých hub (Breeze, Dix, 1981).

Studium možností regulace výskytu fytopatogenů ve fylosféře lesních dřevin, zejména v lesních školkách a mladých výsadbách, je však zatím málo probádáno. Jde však o slibnou a lákovou problematiku, která může navázat na poznatky interakcí mezi mikroorganismy v rizosféře a přispět ke koncepci komplexní biologické ochrany obou ekosystémů – podzemní i nadzemní části lesních stromů.

VYHLÍDKY NA ROZVOJ METOD BIOLOGICKÉ REGULACE VÝSKYTU FYTOPATOGENNÍCH HUB V PROSTŘEDÍ LESNÍCH EKOSYSTÉMŮ

V současném klimatu veřejného mínění ztratilo používání pesticidů svůj půvab jako metoda ochrany proti výskytu škodlivých organismů (McQue, 1992) a vývoj alternativních metod má vyšší motivaci (Boland, 1990).

Studie Frosta a Sullivena uvádí, že na Západě bude do konce století roční trh s mikrobiálními přípravky na ochranu rostlin růst ze současných 33–45 milionů USD až k nějakým 6–8 bilionům USD (Woodhead et al., 1990). V několika výzkumných programech ve světě se studuje v současné době více než 1 000 agens biologické ochrany (Boland, 1990). Přesto však – vzhledem k náročnosti problematiky – může jít o dlouhodobý výzkum. Klasickým příkladem je vzpomínka na vývoj penicilinu, který si vyžádal ještě 16 let dalšího výzkumu po originální práci A. Fleminga z roku 1929, aby se dospělo k lékařsky využitelnému antibiotiku ve druhé světové válce (MacFarlane, 1984).

Vývoj preparátů účinné biologické ochrany proti houbovým chorobám rostlin představuje novou a významnou oblast současné patologie rostlin. Některé přípravky, které se již úspěšně používají na zemědělsky využívaných plochách, bude jistě možné využít i v lesnictví. V jiných případech bude nutné pro ochranu lesních stromů vyvinout specifické přípravky, vhodné pouze pro ekosystém lesa.

ZÁVĚR

Změny v životním prostředí vzniklé působením antropogenních vlivů se proporcionálně promítají do ekosystému lesů včetně lesních půd. Dochází zde k rozsáhlému ovlivňování populací mikroorganismů, z nichž některé je možné využít k regulaci výskytu fytopatogenů.

- Složité vztahy mezi mikroorganismy v lesních půdách se manifestují také v interakcích mezi fytopatogeny a jejich antagonisty. Hojný je zejména přírodní fenomén – parazitismus mezi houbami. Nejvíce studovanými mykoparazitickými houbami u nás jsou druhy *Trichoderma harzianum* Rifai a *Pythium oligandrum* Drechsler. Obě půdní houby napadají rozsáhlý okruh hostitelských, hlavně fytopatogenních hub a mají rozdílné nároky na životní faktory.
- Jedním z významných a zároveň velmi složitých jevů v půdách lesů je mykorrhiza: symbiotický vztah mezi kořeny lesních dřevin a houbami. Tento jev je ovlivňován interakcemi mezi mikroorganismy, a to jak v pozitivním, tak i v negativním smyslu. Někteří mykoparaziti napadají fruktifikační orgány nebo mycelium fytopatogenů, ale také několika druhů mykorrhizních hub. Z tohoto důvodu na některé mykoparazitické houby může být nahlíženo jako na sekundární patogeny rostlin, i když mezi primární patogeny vyšších rostlin nepatří.
- Některé mykoparazitické houby jsou využívány jako účinná agens biologických přípravků, které ochraňují semenáčky lesních stromů před napadením patogenními houbami a zároveň stimulují jejich růst. Tyto přípravky nacházejí uplatnění jak v lesních školkách, tak i ve starších výsadbách.
- Antagonistické houby představují rezervoár účinných agens potenciálních a i současných přípravků

na ochranu proti houbovým původcům hnilob dřeva a vaskulárních mykóz, jako jsou václavka obecná – *Armillaria mellea* (Vahl ex Fr.) P. Karst s.l. a kořenovník vrstevnatý – *Heterobasidion annosum* (Fr.) Bref. Pro regulaci výskytu hub patřících mezi *Ophiostomatales*, které vyvolávají příznaky tracheomykózního napadení stromů, jsou slibnými agens jak bakterie (*Pseudomonas* sp.), tak antagonistické houby (*Trichoderma* sp.) nebo i neagresivní kmeny druhů *Ophiostoma* sp.

- Nově zjištěným fenoménem v lesních ekosystémech je existence tzv. „supresivních“ půd, tj. půd, které potlačují výskyt houbových chorob u lesních stromů. „Supresivnost“ některých půd má podstatu ve specificky zesíleném mikrobiálním antagonismu na určitých lesních stanovištích a představuje nové vyhlídky na ochranu (zejména proti fuzáriovému vadnutí).
- Neméně novou a málo probádanou oblastí je studium vztahů mezi mikroorganismy na listech a jehlicích stromů, které nadzemní části lesních dřevin – fylosféru – osídluje. Mezi hojně kolonizátory tohoto prostředí patří kvasinky.
- V návaznosti na poznatky získané při studiu vzájemných vztahů mezi mikroorganismy v rizosféře je možné výhledově dospět ke koncepci komplexní biologické ochrany podzemní i nadzemní části lesních stromů.

Literatura

- ADASKAVEG, J. E. – MILLER, R. W. – GILBERTSON, R. L., 1993. Wood decay, lignicolous fungi, and decline of peach trees in South Carolina. *Plant Disease*, 77: 707–711.
- ALABOUVETTE, C., 1986. *Fusarium*-wilt suppressive soils from the Chateaufort region: review of a 10-year study. *Agronomie*, 6: 273–284.
- ALABOUVETTE, C. – ROUXEL, F. – LOUVET, J., 1979. Characteristics of *Fusarium* wilt-suppressive soils and prospects for their utilization in biological control. In: SCHIPPERS, B. – GAMS, W. (ed.): *Soil-Borne Plant Pathogens*. Academic Press: 165–182.
- BEHRENDT, C. J. – BLANCHETTE, R. A. – FARRELL, R. L., 1995. Biological control of blue-stain fungi in wood. *Phytopathology*, 85: 92–97.
- BOUHOT, D. – PERRIN, R., 1980. Mise en évidence de résistances biologiques aux *Pythium* en sol forestier. *Eur. J. For. Path.*, 2/3: 77–89.
- ALEXANDER, S. A. – SKELLY, J. M. – MORRIS, C. L., 1975. Edaphic factors associated with the incidence and severity of disease caused by *Fomes annosus* in Loblolly pine plantations in Virginia. *Phytopathology*, 65: 585–591.
- BOLAND, G. J., 1990. Biological control of plant diseases with fungal antagonists: Challenges and opportunities. *Can. J. Pl. Path.*, 12: 295–299.
- BREEZE, E. M. – DIX, N. J., 1981. Seasonal analysis of the fungal community on *Acer platanoides* leaves. *Trans Brit. mycol. Soc.*, 77: 321–328.

- BUTLER, E. E., 1957. *Rhizoctonia solani* as a parasite of fungi. *Mycologia*, 49: 354–373.
- CAPRETTI, P. – GOGGIOLLI, V., 1991. Survival of *Heterobasidion annosum* in different types of forest soils. In: JENSEN, D. F. et al. (eds.): Proceedings from Workshop, Copenhagen, 30 June – 4 July 1991. New approaches in biological control of soil-borne diseases. Bulletin OILB/SROP 1992, 15 (1): 172–174.
- CEJP, K., 1958. Houby II. Praha, ČSAV: 407.
- CLAYTON, C. N. – JULIS, A. J. – SUTTON, T. B., 1976. Root rot diseases of apple in North Carolina. Agricultural Experiment Station North Carolina State University at Raleigh, Bulletin 455.
- ČERNÝ, A., 1989. Parazitické dřevokazné houby. Praha, SZN: 104.
- ČERVINKOVÁ, H., 1989. Mycorrhizae and control of root pathogen *Heterobasidion annosum*. Agriculture, Elsevier Science Publishers S. V. Amsterdam, 28: 55–58.
- DANIELS, B. A. – MENGE, J. A., 1980. Hyperparasitization of vesicular-arbuscular mycorrhizal fungi. *Phytopathology*, 70 (7): 584–588.
- DARLYE, E. F. – WILBUR, W., 1954. Some relationships of carbon disulphide and *Trichoderma viride* in the control of *Armillaria mellea*. *Phytopathology*, 44: 485.
- DENNIS, C. – WEBSTER, J., 1971. Antagonistic properties of species-groups of *Trichoderma*. *Transact. Brit. Mycol. Soc.*, 57: 363–367.
- FASSATIOVÁ, O., 1958. Imperfektní houby parazitující na vyšších houbách. *Česká mykologie*, XII: 151–157.
- FJODOROV, M. M., 1957. Půdní mikrobiologie. Praha, SZN: 382.
- FLETCHER, J. T. – SMEWIN, B. J., 1990. *Pythium oligandrum* associated with a cropping disorder of *Agaricus bisporus*. *Plant Pathology*, 39: 603–605.
- FOKKEMA, N. J. – SCHIPPERS, B., 1986. Phyllosphere versus rhizosphere as environments for saprophytic colonization. Microbiology of the Phyllosphere. In: N. J. FOKKEMA – J. VAN DEN HEUVEL (eds.). Cambridge, Cambridge University Press, 137–159.
- FOLEY, M. F. – DEACON, J. W., 1985. Isolation of *Pythium oligandrum* and other necrotrophic mycoparasites from soil. *Trans. Br. Mycol. Soc.*, 85: 631–639.
- GARRETT, D., 1958. Inoculum potential as a limiting lethal action by *Trichoderma viride* Fr. on *Armillaria mellea* (Fr.) Quel. *Trans. Brit. Mycol. Soc.*, 41: 157–164.
- GERDEMANN, J. W., 1968. Vesicular-arbuscular mycorrhiza and plant growth. *A. Rev. Phytopath.*, 6: 397–418.
- HARTLEY, C., 1921. Damping-off in forest nurseries. *U. S. Dep. Agric. Bull.*, 934: 1599.
- HASHIOKA, Y., 1973. Mycoparasitism in relation to phytopathogens. *Shokubutsu Byogai Kenkyu*. Kyoto, 8: 179–190.
- HYSEK, J. – HENZLÍK, V. – LETTL, A., 1994. Vliv přípravy půdy buldozerem na mikrobiologické pochody v lesních půdách Krušných hor. *Lesnictví-Forestry*, 40: 150–154.
- HYSEK, J. – LETTL, A., 1994. Sledování mikrobiologických charakteristik lesních půd z okolí Temelína. *Lesnictví-Forestry*, 40: 186–196.
- KLÁN, J., 1989. Co víme o houbách. Praha, SPN: 311.
- KLUGE, E., 1969. Der Einfluss der Bodenreaktion auf den Abbau und die Wirkungsdauer von Thiuram, Ferbam und Captan in Boden. *Arch. f. Pflanzenschutz*. Bd. 5 (4): 263–271.
- KŘÍSTEK, J. et al., 1992. Škůdci semen, šišek a plodů lesních dřevin. Praha, Brázda: 286.
- LUMSDEN, R. D., 1981. Ecology of mycoparasites. In: WICKLOW, A. T. – CARROLL, G. C. (eds.): The fungal community. *Mycology series*, 2: 295–318.
- MACFARLANE, G., 1984. Alexander Fleming; the man and the myth. Harvard Univ. Press. Cambridge, Mass.: 116–121.
- MAŇKA, M. – FROZYNSKA-JÓŹWIAK, D., 1991. Forest soil fungi for biocontrol of *Fusarium oxysporum* *Dianthi*. In: JENSEN, D. F. et al. (eds.): New approaches in biological control of soil-borne diseases. Proceedings from Workshop, Copenhagen, 30 June – 4 July 1991. Bulletin OILB/SROP 1992, XI (1): 15–17.
- MARX, D. H., 1972. Mycorrhizae as biological deterrents to pathogenic root infection. *A. Rev. Phytopath.*, 10: 429–459.
- MCQUE, A. M., 1992. In: JENSEN, D. F. et al. (eds.): New approaches in biological control of soil-borne diseases. IOEC/WPRS Bulletin, XI (1): 82–84.
- MEJSTŘÍK, V., 1981. Studie o výživě, ekologii, klasifikaci a praktickém využití ekto- a endomycorrhizy. [Doktorská dizertace.] Praha, ČSAV: 250.
- OSHIMA, S., 1966. Antagonism of *Trichoderma lignorum* (Tode) Harz to *Corticium rolfsii* Curzi and the application to control the disease. *Bull. Okayama Tobacco Expt. Sta.*, 27: 1–55.
- PETERSON, M. J. – ANNAND, R. B. – SUTHERLAND, J. R., 1996. Alternatives to methyl bromide soil fumigation: experiments with bare fallowing solarization and cover crops, alone and combined with biological control seed dressings. Proceedings of the Third meeting of IUFRO working Party meeting S 06–02 (Diseases and insects in forest nurseries) Gainesville, Florida, May, 1996: 719–726.
- PLAATS-NITERINK, VAN DER A. J., 1975. Species of *Pythium* in the Netherlands. *Neth. J. Pl. Path.*, 81: 22–37.
- PŘÍHODA, A., 1959. Lesnická fytopatologie. Praha, SZN: 36.
- ROUSSEAU, A. – BENHAMOU, N. – CHET, I. – PICHÉ, Y., 1996. Mycoparasitism of the extramatrical phase of *Glomus intraradices* by *Trichoderma harzianum*. *Phytopathology*, 86: 434–443.
- SCHAEFFER, R. J. – HEYBROEK, H. M. – ELGERSMA, D. M., 1980. Symptom expression in elms after inoculation with combination of an aggressive and a non-aggressive strain of *Ophiostoma ulmi*. *Neth. J. Pl. Path.*, 86: 315–317.
- SCHULZE, S. – TESCHE, M., 1993. Luftunreinigungen und Interaktionen zwischen Organismen in Forstökosystemen. *Z. Pfl. Krankh. Pfl.-Schutz*, 100: 443–447.
- SCHWARZ, M. R., 1992. Biologischer und integrierter Pflanzenschutz in den U.S.A. *Pflanzenschutz-Nachrichten Bayer*, 45 (1).
- SMITH, K. T. – BLANCHARD, R. D. – SHORTLE, W. C., 1973. Effect of spore load of *Trichoderma harzianum* on wood invading fungi and volume of discoloured wood associated with wounds in *Acer rubrum*. *Pl. Dis. Repr.*, 63: 1070–1071.

- SNEH, B. – HUMBLE, J. – LOCKWOOD, J. L., 1977. Parasitism of oospores of *Phytophthora megasperma* var. *sojae*, *P. cactorum*, *Pythium* sp. and *Aphanomyces euteiches* in soil by Oomycetes, Chytridiomycetes, and bacteria. *Phytopathology*, 67: 622–628.
- STANĚK, M., 1974. Bacteria associated with mushroom mycelium [*Agaricus bisporus* (LG.) Sing.] in hyphosphere. *Mushroom Science IX (Part I). Proc. of the Ninth International Scientific Congress on the Cultivation of Edible Fungi*. Tokyo: 197–207.
- SUTHERLAND, J. R. – VAN EERDEN, E., 1980. Diseases and insect pests in British Columbia forest nurseries. B. C. Min. For., Victoria, B. C. and Can. For. Serv., Pac. For. Res. Cent., Victoria B. C. Joint Rep.: 12.
- THORNTON, R. H., 1953. Features of growth of *Actinomyces* in soil. Research (6) London. In: GARRET, S. D., 1965. Toward biological control of soil-borne plant pathogens. Berkeley, Los Angeles, University of California Press: 4–16.
- VAJNA, L., 1985. Mutual parasitism between *Trichoderma hamatum* and *Trichoderma pseudokoningii*. *Phytopath. Z.*, 113: 300–303.
- VESELÝ, D., 1979. Biologická ochrana vzcházejících rostlin řepy cukrové proti spále. [Doktorská dizertační práce.] Praha, ČSAV: 241.
- WOODHEAD, S. H. – O'LEARY, A. L. – O'LEARY, D. J. – RABATIN, S. C., 1990. Discovery, development, and registration a biocontrol agent from an industrial perspective. *Can. J. Pl. Path.*, 12: 328–331.
- ZUGMAIER, W. – BAUER, R. – OBERWINKLER, F., 1994. Mycoparasitism of some *Tremella* species. *Mycologia*, 86: 49–56.

Došlo 16. 10. 1996

BIOLOGICAL CONTROL OF PHYTOPATHOGENIC FUNGI IN FOREST ECOSYSTEMS

D. Veselý

Biopreparáty, s. r. o., Ůnětice 150, 252 62 Horoměřice

The present situation generated by anthropogenic interventions has great impacts also on the environment of forest communities. Thus conditions, or changes in conditions, are produced not only for tree growth but also for the development of other organisms living there. With respect to their potential use for the biological control of harmful organisms, especially populations of microorganisms colonizing forest soils and aboveground parts of trees are in the focus of greater attention.

The life processes of microorganisms in forest communities are closely related to the life of tree species and other vegetation cover on forest soils. Forest soils are colonized with large amounts of microorganisms, and an important position among them is occupied by fungi. Mycorrhiza – the symbiotic association of fungi with plants – is one of the most remarkable natural phenomena. This type of symbiosis is of special importance with respect to the prosperous growth of trees.

Even microscopic fungi enter the complicated interrelations between all of them and they are part of chains of linkages with other microorganisms. They also take part in interactions with higher plants. Some fungi parasitize other fungi, in many cases the phytopathogenic ones. Most studies on mycoparasitic fungi in this country involved the species *Pythium oligandrum* Drechsler and *Trichoderma harzianum* Rifai, which are active ingredients in two antifungal biological preparations.

The existence of locations with soils reducing the occurrence of tree diseases – suppressive soils – suggests an idea of using them as sites where forest nurseries and other valuable plantations will be established. Colonization of tree needles and leaves with fungi – particularly with yeasts, which are the most important colonizers in this environment, represents a source of potential effective agents that can be used for the biological control of phytopathogenic fungal species even on the aboveground parts of forest species.

Kontaktní adresa:

Doc. Ing. Dáša Veselý, DrSc., Biopreparáty, s. r. o., Ůnětice 150, 252 62 Horoměřice, Česká republika

ZATÍŽITELNOST STÁVAJÍCÍCH MOSTŮ NA LESNÍ DOPRAVNÍ SÍTI

CARRYING CAPACITY OF BRIDGES IN THE EXISTING FOREST TRANSPORTATION NETWORK

K. Hanák

Mendelova zemědělská a lesnická univerzita, Fakulta lesnická a dřevařská, Lesnická 37, 613 00 Brno

ABSTRACT: Bridges are an integral part of technical facilities of the forest transportation network; their skeletons were built in the past years using various structural elements, and they were designed according to normative or actual loads used at the time of their construction. The present and future traffic of heavy-duty truck-and-trailer combination sets poses much higher demands also on these structures, which implies a need of cyclically testing their actual state and admissible carrying capacity corresponding to this state. A comparative static calculation is one of the available procedures in order to determine the carrying capacity of bridge skeletons retrospectively. Comparative static variables are bending moments of incidental load, calculated from the total moment of the load-bearing capacity of the skeleton and its actual physical state and from the distribution and magnitude of axle forces of truck-and-trailer combination sets. With respect to the bulk of small-span bridges and truck-and-tractor combination sets used for long timber transportation in the CR forest management sector the effects of two-axle pole trailers DAV-10 and DAV-15 are crucial for calculations of bending moments of incidental load. A diagrammatic procedure of static calculations and their prerequisites are presented. Practical application of this problem is documented by an example of calculating the carrying capacity of a bridge with a reinforced-concrete slab.

bridges in forest transportation network; carrying capacity of bridge skeleton; comparative static calculation; heavy-duty truck-and-trailer combination sets

ABSTRAKT: Nedílnou součástí technické vybavenosti lesní dopravní sítě jsou i mosty, jejichž nosné konstrukce byly zbudovány v minulých letech z různých stavebních prvků a dimenzovány podle normových či skutečných zatížení platných a užívaných v době jejich výstavby. Současný i výhledový provoz těžkých odvozních souprav klade mnohem vyšší nároky i na tyto objekty, a tím i na nutnost cyklicky ověřovat jejich skutečný stav a jemu odpovídající přípustnou zatížitelnost. Jedním z dostupných postupů, vedoucím ke zpětnému stanovení zatížitelnosti nosných mostních konstrukcí, je porovnávací statický výpočet. Porovnávacími statickými veličinami jsou ohybové momenty zatížení nahodilého, vypočítané z celkového momentu únosnosti nosné konstrukce a jejího aktuálního fyzického stavu a z rozložení a velikosti nápravových sil odvozních souprav. Pro převažující mosty malých rozpětí a odvozní soupravy užívané v lesním hospodářství ČR k dopravě dlouhého dříví jsou pro výpočet ohybových momentů zatížení nahodilého rozhodující účinky dvounápravových oplenových polopřívěsů DAV-10 a DAV-15. Uvádí se schematický postup statických výpočtů a jejich předpoklady. Praktická aplikace řešení problematiky je dokumentována na příkladu stanovení zatížitelnosti mostu opatřeného deskou ze železobetonu.

mosty na lesní dopravní síti; zatížitelnost nosné konstrukce; porovnávací statický výpočet; těžké odvozní soupravy

ÚVOD

Postupné dopravní zpřístupňování komplexů lesních porostů sítí odvozních cest si vyžádalo zejména v morfologicky členitých terénech pahorkatin a hor i zbudování značného počtu mostů, jejichž nosné konstrukce jsou sestaveny z rozličných stavebních prvků (dřevěné kuláče a trámy, válcované ocelové nosníky, monolitické

ke železobetonové desky, prefabrikované mostní dílce). Jejich rozměry a uspořádání byly stanoveny statickými výpočty, zohledňujícími v té či oné době platné mostní předpisy (zatěžovací třídy se vzrůstajícími velikostmi nápravových sil ideálních normových vozidel a rovnoměrných zatížení) nebo účinky dopravních prostředků používaných v lesním hospodářství k odvozu vytěženého dříví.

V nákladní dopravě dríví je zřejmý dlouhodobý trend jejího zhospodárnění, projevující se postupným zvyšováním užitečnosti a tím i celkových hmotností odvozních souprav i jednotlivých vozidel – za posledních asi 30 let v rozsahu od 35 až do 150 % (Hanák, 1993). Přibližně ve stejném rozsahu vzrostly i nápravné síly těchto motorových i přípojných vozidel, podle kterých jsou dimenzovány nosné konstrukce současně navrhovaných lesních mostů. Je tedy jednou z možných praktických úloh v provozu LH provést rozhodnutí, je-li možné bez rizika poškození – v krajním případě až havárie – vystavit tyto dříve zbudované a mnohdy i značně opotřebované objekty účinkům současné i výhledové těžké nákladní dopravy, tzn. stanovit jejich *přípustnou zatížitelnost*.

ZATÍŽITELNOST MOSTŮ – OBECNÉ PODMÍNKY

Zatížitelnost mostů a podmínky jejího stanovení jsou vymezeny ČSN 73 6220 *Zatížitelnost a evidence mostů pozemních komunikací*. Je definována největší okamžitou hmotností jednoho nebo více vozidel, jejichž jízdu lze na mostě dovolit za daných podmínek.

Zatížitelnost musí být nově ověřována v případech:

- změny mostní konstrukce (zesílení či výměna mostní konstrukce, přitížení novými vrstvami vozovky apod.),
- změny technického stavu mostu jako celku nebo jeho jednotlivých prvků (např. amortizací provozem a povětrnostními vlivy, živelnou pohromou, havárií vozidla),
- působí-li na mostní konstrukci jiné druhy zatížení než ty, pro které byla původně dimenzována.

Maximální velikost přípustné zatížitelnosti mostů se prokazuje v uvedených případech buď pro normové zatížení, nebo pro zatížení skutečné, tj. pro průjezd konkrétního vozidla.

Ke zjištění přípustné zatížitelnosti mostních objektů lze dospět dvěma způsoby – buď odhadem, nebo statickým výpočtem.

K orientačnímu odhadu zatížitelnosti starších mostů jsou určeny odhadové tabulky, sestavené v závislosti na rozpětí nosné konstrukce a platnosti dřívějších předpisů pro zatížení mostů podle zatěžovacích tříd.

Podstatou *stanovení zatížitelnosti statickým výpočtem* je dodržení podmínky rovnosti rozhodující statické veličiny od zatížení podle předpisu platného v době návrhu mostní konstrukce a stejné statické veličiny vyvozené současným normovým nebo skutečným zatížením.

Rozhodující statickou veličinou je zpravidla ohybový moment, který je pro daný typ nosné konstrukce zjištěn z jejich geometrických parametrů a charakteristik stavebních materiálů použitých při výstavbě. Tyto vstupní informace statických výpočtů jsou buď převzaty z původní dokumentace objektů, nebo v případě jejich nedostupnosti zjišťovány přímým měřením a diagnostickým průzkumem.

Posouzení stavu mostu: naznačené postupy jsou stanoveny pro zatížitelnost mostních konstrukcí, na kte-

řích se nevyskytují vady a poruchy. Při degradaci původního stavu nosných prvků amortizací či jinými vlivy musí být takto stanovená zatížitelnost korigována podle skutečného technického stavu mostu. Posouzení tohoto stavu je jedním z hlavních výstupů cyklických prohlídek, jejichž rozsah a frekvenci vymezují odpovídající legislativní předpisy (ČSN 73 6221). Stav mostu je určen odhadem a podle stanovených kritérií ohodnocen odpovídajícím klasifikačním stupněm (rozmezí: I – bezvadný stav, VII – havarijní stav). Ke každému klasifikačnímu stupni je přiřazen součinitel stavu konstrukce α , kterým jsou redukovány zatížitelnosti stanovené pro bezporuchový technický stav mostu.

Stručný přehled klasifikačních stupňů:

- stupeň I–III zahrnuje pouze vzhledové vady, které neredukují zatížitelnost ($\alpha = 1,0$),
- stupeň IV – uspokojivý stav, výskyt vad a poruch, které nemají okamžitý vliv na zatížitelnost, ale mohou ji v budoucnu ovlivnit ($\alpha = 0,8$),
- stupeň V – špatný stav, vady a poruchy, které ovlivňují zatížitelnost, ale jsou odstranitelné bez větších zásahů ($\alpha = 0,6$),
- stupeň VI – velmi špatný stav, vady a poruchy degradující zatížitelnost, jsou odstranitelné pouze velkou opravou důležitých částí konstrukce ($\alpha = 0,4$),
- stupeň VII – havarijní stav, vady a poruchy redukovují zatížitelnost natolik, že vyžadují buď okamžitou nápravu pro odvrácení hrozící katastrofy, nebo uzavření mostu pro provoz ($\alpha = 0,2$).

STANOVENÍ ZATÍŽITELNOSTI MOSTŮ NA LESNÍCH CESTÁCH POROVNÁVACÍM STATICKÝM VÝPOČTEM

Rozhodující statickou veličinou porovnávacího výpočtu jsou ohybové momenty zatížení nahodilého, které jsou vypočítány jednak z identifikovaného statického schématu nosné konstrukce mostu (M_n), jednak z jejího skutečného zatížení konkrétní odvozní soupravou (M_N).

Postup řešení:

- zatížení mostní konstrukce podle odhadu jejího technického stavu do odpovídajícího klasifikačního stupně,
 - výpočet veškerého stálého zatížení působícího na 1 bm prvku hlavní nosné konstrukce (1 nosník, 1 m² desky) a vlastní tíhy 1 bm tohoto prvku,
 - výpočet ohybového momentu zatížení stálého M_g ,
 - výpočet celkového momentu únosnosti $M_{c,u}$ z průřezových rozměrů prvků hlavní nosné konstrukce, jejího rozpětí, použitých staviv a těmto parametrům odpovídajících statických veličin (modul průřezu, dovolené namáhání a mezní napětí staviv).
- Poznámka:* je-li most klasifikován podle svého stavu stupněm IV–VII, je hodnota $M_{c,u}$ redukována odpovídajícím součinitelem, tj.

$$M_{c,u}' = M_{c,u} \cdot \alpha \quad (1)$$

- moment zatížení nahodilého M_n , vyplývající ze statického průřezu prvku nosné konstrukce. Jeho hod-

notu určuje rozdíl velikostí momentů celkové únosnosti $M_{c,u}$ a stálého zatížení M_g :

$$M_n = M_{c,u} - M_g \quad (2)$$

- moment zatížení nahodilého M_N pro nejnepríznivější působení skutečného zatížení, vyvolané nápravovými silami konkrétních vozidel,
- zhodnocení: nosná konstrukce posuzovaného mostu vyhovuje, pokud není překročena její přípustná zatížitelnost, tzn. podmínka:

$$M_n \geq M_N \quad (3)$$

DISKUSE

U starších mostů na lesní dopravní síti lze téměř s jistotou předpokládat nedostupnost původní projektové dokumentace. Zjištění průřezových rozměrů prvků vrchní stavby přímým měřením je poměrně jednoduše zvládnutelné u dřevěných a ocelových mostů.

Mnohem komplikovanější je zpětné stanovení zatížitelnosti u mostů opatřených nosnými konstrukcemi tvořenými monolitickými deskami ze železobetonu. Identifikace statického průřezu (uspořádání hlavní tahové, příčné a montážní výztuže, procento vyztužení) a charakteristik použitých staviv (třída betonu, druh betonářské výztuže) je možná pouze na základě diagnostického průzkumu a nákladných laboratorních testů, zdůvodnitelných především u významnějších mostů veřejných komunikací. U mostních objektů malých rozpětí na komunikacích účelových lze proto stanovit vstupní údaje pro výpočet zatížitelnosti zavedením dále naznačených předpokladů:

- mostovka je tvořena několika vrstvami: od povrchu desky - spádový betonem (0-45 mm), živičnou izolací (10 mm), omítkou na izolaci (30 mm), vozovkou (nejčastěji z obalovaného kameniva v tloušťce 50-70 mm), tedy v celkové tloušťce asi 120 až 140 mm. Přibližná tloušťka nosné konstrukce „h“ je pak získána odečtením této hodnoty od výškového rozdílu spodní hrany desky a povrchu vozovky; při výstavbě nosné desky byla použita staviva nejnižší přípustné kvalitativní třídy (např. beton B 20, dřívější značení B 250, a ocel výztuže druhu 10 210, ozn. A - O).

Celkový moment únosnosti desky $M_{c,u}$ je odvozen ze vztahu pro výpočet napětí železobetonu v tahu za ohybu σ_b :

$$\sigma_b = \frac{2M_c}{10^3} \cdot b \cdot x \cdot z_b \leq k_b \quad (\text{MPa}) \quad (4)$$

- kde: M_c - celkový ohybový moment stálého a nahodilého zatížení (kNm),
 b - šířka vyšetřovaného pruhu desky (1 m),
 x - vzdálenost neutrální osy od tlačené hrany betonu, $x = \gamma \cdot h_o$ (m),
 z_b - rameno vnitřních sil, $z_b = \delta \cdot h_o$ (m),
 k_b - dovolené namáhání železobetonu v tahu za ohybu (MPa),
 h_o - účinná (statická) výška průřezu, $h_o = h - s - 0,5 \cdot d_o$,
 kde: h - výška desky, s - krycí vrstva armatury, d_o - průměr armovacích ocelových prutů (všechny hodnoty v m),

γ, δ - součinitelé pro návrh obdélníkového průřezu jednostranně vyztuženého.

Při zavedení podmínky $\sigma_b = k_b$ a po dosazení a úpravě je celkový moment únosnosti $M_{c,u}$ z rovnice (4):

$$M_{c,u} = 0,5 \cdot 10^3 \cdot b \cdot k_b \cdot \delta \cdot \gamma \cdot h_o^2 \quad (\text{kNm}) \quad (5)$$

Pozn.: Hodnoty součinitelů γ a δ jsou uvedeny ve statických tabulkách. Pro staviva v uvažované kvalitě (B 20, $k_b = 10$ MPa, ocel 10 210, $k_s = 120$ MPa) a předpokládané teoretické procento vyztužení desky $\mu = 2,30$ % náhradní napětí v tahové výztuži $\sigma_s^+ = k_s^+ = 120$ MPa, součinitel $K = k_s^+ / k_s = 1$, náhradní napětí v betonu $\sigma_b^+ = K \cdot k_b = 10$ MPa) jsou tyto součinitelé zavedeny do výpočtů $M_{c,u}$ hodnotami $\gamma = 0,556$ a $\delta = 0,815$ (Hořejší, Šafka, 1987).

Při dimenzování a posuzování nosných konstrukcí mostů zatížených konkrétními jednotlivými vozidly či odvozními soupravami jsou rozhodující rozvory jednotlivých a skupinových náprav a velikosti na ně působících nápravových sil.

Většina mostů na lesní dopravní síti je opatřena nosnými konstrukcemi malých rozpětí v rozmezí asi od 2,5 do 6 m (Beněš, 1985). Odvozní soupravy, určené v lesním hospodářství ČR k dopravě surových kmenů, dosahují celkových délek od 16,40 do 17,50 m a budou tedy zatěžovat mostní konstrukce při přejezdu postupně jednotlivými či dvojitými nápravami. Na obr. 1 je schematicky znázorněna odvozní souprava sestavená z taháče LIAZ 111.800 a dvounápravového oplenového polopřívěsu DAV-15, vyvozuující největší nápravové síly z vozidel, užívaných pro odvoz dříví (údaje v závorce platí pro polopřívěs DAV-12).

Podle velikostí rozvorů a nápravových sil vyvolá u mostů malých rozpětí největší ohybový moment zatížení nahodilého M_N (nejnepríznivější kombinace soustavy pohyblivých břemen) z odvozní soupravy dvounápravový oplenový polopřívěs.

Na obr. 2 je statické schéma pro výpočet M_N při umístění dvojité nápravy podle Winklerova kritéria, podle kterého je proveden výpočet: podporové reakce B:

$$B = \frac{P}{l} \cdot \left(1 - \frac{d}{2}\right) \quad (\text{kN}) \quad (6)$$

maximálního ohybového momentu M_N (k bodu C):

$$M_N = \left(-B \cdot \left(\frac{1}{2} - \frac{d}{4}\right)\right) \Rightarrow M_N = \frac{P}{2l} \cdot \left(1 - \frac{d}{2}\right)^2 \quad (\text{kNm}) \quad (7)$$

V rovnicích (6) a (7) značí:

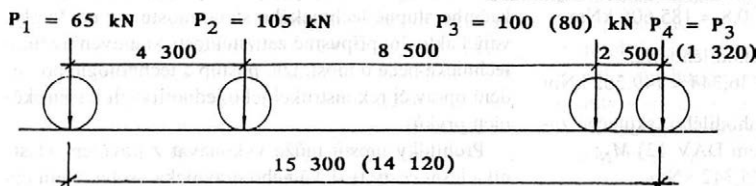
- P - kolová síla, tj. polovina síly nápravové (kN),
- l - rozpětí nosné konstrukce (m),
- d - rozvor náprav (m).

Podle rovnice (7) lze vypočítat M_N pro rovnoměrné zatížení nosné konstrukce dvojitou nápravou při jejím rozpětí „ l “ v rozmezí 3,0-8,5 m.

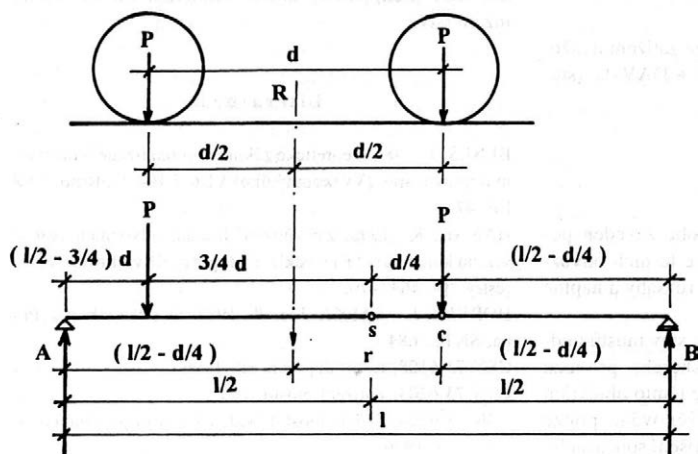
V tab. I jsou uvedeny hodnoty ohybových momentů M_N vypočítané pro uvedené typy oplenových polopřívěsů a rozsahy rozpětí nosné konstrukce „ l “. Tyto údaje jsou prakticky využitelné pro volbu velikosti skutečné

TAHAČ

OPLENOVÝ POLOPŘÍVĚS



1. Schéma velikostí rozvorů a nápravových sil odvozní soupravy LIAZ 111.800 + DAV-15 (DAV-12) – Diagram of the magnitudes of axle bases and forces in a truck-and-trailer combination set LIAZ 111.800 + DAV-15 (DAV-12)



2. Zatěžovací schéma nosné konstrukce při umístění dvojité rovnoměrně zatížené nápravy podle Winklerova kritéria – A loading diagram of the bridge skeleton for the location of double axle with uniform load according to Winkler's criterion

I. Ohybové momenty zatížení nahodilého pro posouzení zatížitelnosti mostů malých rozpětí – Bending moments of incidental load for evaluation of the carrying capacity of small-span bridges

$$M_N = P \cdot l/4 \quad (\text{kNm}) \quad (8)$$

PŘÍKLAD STANOVENÍ ZATÍŽITELNOSTI MOSTU SROVNÁVACÍM STATICKÝM VÝPOČTEM

Rozpětí ¹ l (m)	Maximální ohybový moment ² M_N – kNm	
	DAV-12 (T 815)	DAV-15
3	36,50	25,52
3,5	46,10	36,16
4	55,78	47,27
4,5	65,54	58,68
5	75,34	70,31
5,5	85,18	82,10
6	95,05	94,00
6,5	104,94	106,01
7	114,85	118,08
7,5	124,76	130,21
8	134,69	142,38
8,5	144,63	154,60

¹bridge span, ²maximum bending moment

ho nahodilého zatížení při statickém vyšetřování (dimenzování, zatížitelnost) nosných konstrukcí mostů malých rozpětí.

Pozn.: U mostů s rozpětím menším než 2,5 m vyvolá největší moment M_N jedna náprava (zadní náprava tahače, jednonápravový polopřívěs) umístěná do středu rozpětí nosné konstrukce – pak:

Podmínky zadání: nosná konstrukce je tvořena železobetonovou monolitickou deskou, projektová dokumentace chybí. Z přímého měření: tloušťka desky „h“ = 35 cm, rozpětí „l“ = 5,0 m. Technický stav je odhadnut klasifikačním stupněm IV ($\alpha = 0,8$). Předpokládáme charakteristiky železobetonu: třída B 20 (B 250), ocel výztuže A–O, druh 10 210, průměr prutů hlavní tahové výztuže $d_v = 2$ cm, krycí vrstva výztuže $s = 2$ cm, dovolené namáhání $k_b = 10$ MPa, objemová tíha $\gamma_b = 25$ kNm⁻³, součinitel průřezu $\gamma = 0,556$, $\delta = 0,815$.

Řešení:

- Stálé zatížení na 1 m² desky (spádový beton, izolace, omítka na izolaci, vozovka) g_v – odhad = 2,880 kN
- Vlastní tíha desky (1 m²) g_d :
 $g_d = 0,35 \cdot 25,0 = 8,750$ kN
- Moment zatížení stálého M_g :
 $M_g = 1/8 (g_v + g_d) \cdot l^2$
 $M_g = 1/8 (2,88 + 8,75) \cdot 5,0^2 = 36,344$ kNm
- Celkový moment únosnosti desky $M_{c,u}$ (5):
 $M_{c,u} = 0,5 \cdot 10^3 \cdot 1,0 \cdot 0,815 \cdot 0,556 \cdot 0,32^2 = 232,008$ kNm
Pozn.: Účinná výška desky $h_o = h - 0,5 \cdot d_v - s = 0,35 - 0,01 - 0,02 = 0,32$ m

5. Redukovaný celkový moment únosnosti desky $M_{c,u}'$:
 $M_{c,u}' = M_{c,u} \cdot \alpha = 232,008 \cdot 0,8 = 185,606 \text{ kNm}$
6. Ohybový moment zatížení nahodilého M_n :
 $M_n = M_{c,u}' - M_g = 185,606 - 36,344 = 149,262 \text{ kNm}$
7. Ohybový moment zatížení nahodilého (skutečné za-
 tížení oplenovým polopřívěsem DAV-12) M_N :
 $M_N = z \text{ tab. I, nebo z (7)} = 75,342 \text{ kNm}$
8. Posouzení přípustné zatížitelnosti podle podmínky:
 $M_n \geq M_N \quad 149,262 > 75,342$

Posuzovaný most vyhovuje bezpečně zatížení uvažované odvozní soupravy LIAZ 111.800 + DAV-12 (stupeň bezpečnosti $m = 1,98$).

ZÁVĚR

V lesním hospodářství je dlouhodobě zaveden poměrně dobře fungující systém evidence lesních odvozních cest – včetně předpisů, určujících rozsahy a náplně jejich údržeb, oprav a rekonstrukcí.

I když je bezesporu dobrý technický stav mostů podmiňujícím faktorem bezpečnosti veškerého provozu i na těchto účelových komunikacích, je těmto objektům a jejich obhospodařování doposud věnována pouze okrajová legislativní pozornost. Ke zlepšení současného stavu by měla být v provozu lesního hospodářství zavedena, stejně jako je tomu ve veřejné silniční dopravě, samostatná a jednotná evidence (pasportizace) mostů na jednotlivých cestách, která by určovala frekvenci a rozsah běžných, hlavních a mimořádných prohlídek,

jejichž dominantním výstupem by bylo určení klasifikačního stupně technického stavu mostu a z něj vyplývající aktuální přípustné zatížitelnosti, stanovení režimu technické péče o most, tzn. postup a technologie provedení oprav či rekonstrukcí jeho jednotlivých konstrukčních prvků.

Prohlídky mostů může vykonávat z pověření vlastníka lesní cesty fyzická nebo právnická osoba, která má odpovídající vzdělání a praxi. Pro tuto činnost by měl mít tedy předpoklady každý absolvent oboru lesního inženýrství.

Literatura

- BENEŠ, J., 1985. Teoretické základy optimalizace tvorby lesní dopravní sítě. [Výzkumný úkol VI-6-7/10-01.] Brno, VŠZ, LF: 47.
- HANÁK, K., 1993. Zpevňování lesních odvozních cest ve vztahu k účinkům těžké nákladní dopravy dříví. *Lesnictví-Foresty*, 39: 464–470.
- HOŘEJŠÍ, J. – ŠAFKA, J. et al., 1987. Statické tabulky. Praha, SNTL: 684.
- ČSN 73 6108, Lesní dopravní síť. 1996.
- ČSN 73 6203, Zatížení mostů, 1986.
- ČSN 73 6220, Zatížitelnost a evidence mostů pozemních komunikací, 1996.
- ČSN 73 6221, Prohlídky mostů pozemních komunikací, 1996.

Došlo 26. 2. 1997

CARRYING CAPACITY OF BRIDGES IN THE EXISTING FOREST TRANSPORTATION NETWORK

K. Hanák

Mendel University of Agriculture and Forestry, Faculty of Forestry and Wood Technology, Lesnická 37, 613 00 Brno

It was necessary to build a high number of bridges in order to make forests accessible for transport through a hauling road network especially in the terrain of highlands and mountains with rugged topography. The skeletons of these bridges, constructed from different structural elements (wooden, steel, monolithic or prefabricated reinforced-concrete ones), were designed in terms of their dimensions either according to normative loads established by previously effective bridge regulations or according to the effects of vehicles that were used for timber hauling. The present and future rationalization trend in timber transportation in the forest management segment of the Czech Republic is characterized by introduction of heavy-duty truck-and-trailer combination sets, the total weights of which, and their

axle forces, have increased from 35 up to 150% in the last 30 years.

The technical state of bridges and their actual load-carrying capacity are factors conditioning safe traffic along the whole forest road; therefore it is necessary to test cyclically whether these previously built, in many cases considerably worn structures can resist, without any risks of damage, or in extreme cases of a breakdown, to this heavy-duty traffic, that means their admissible carrying capacity must be determined.

The admissible carrying capacity of the bridge skeleton is determined by a comparative static calculation which verifies the observation of the condition of equality between the decisive static variable for the load envisaged at the moment of designing this structure and

the same static variable derived by the present actual load. The magnitudes of bending moments of incidental load M_N and M_n are the compared static variables. M_N is calculated from the axle arrangement and from the magnitudes of the axle forces of a truck-and-trailer combination set while M_n is determined from the difference in the values of moments of the total load-carrying capacity of the bridge skeleton $M_{c,u}$ and its constant load M_g . The skeleton of the bridge under evaluation complies with the above condition if its admissible carrying capacity is not exceeded, i.e. $M_n \geq M_N$.

Calculations of the moments $M_{c,u}$ and M_g are based on the cross-sectional size of the bridge deck, skeleton span, building materials used and the static variables corresponding to these parameters (section modulus W , permissible stress of building materials, stress limit, etc.). These input values for static calculations can be identified either from the original technical documentation or, if not available, by direct measurements. The procedure is more complicated in bridge skeletons made of monolithic reinforced-concrete slabs. The steel reinforcement and the kinds of building materials (concrete and steel grades) can be identified by costly tests and diagnostic survey only if no original documentation is available. Reliable calculation of the carrying capac-

ity in small-span bridges on service roads is also feasible on the basis of estimation of the percent reinforcement of the slab static cross-section and of the assumption that the building materials of the lowest admissible quality were used for its construction.

In the morphological conditions of the CR forest management, most bridges in the forest transportation network have small-span skeletons (from 2.5 to 6.0 m). Truck-and-trailer combination sets, consisting of power-driven vehicles and pole trailers, diagrammatically shown in Fig. 1, are from 16.40 to 17.50 m long in total during transportation of tree-length logs. In relation to the size of axle bases and forces, two-axle pole trailers will cause the highest bending moments of incidental load M_N on these bridges. Fig. 2 shows a static diagram for the calculation of M_N for the location of double axle according to Winkler's criterion. Tab. I shows maximum bending moments M_N for the evaluation of the carrying capacity of bridges with skeleton span $l = 3.0$ to 8.0 m for two-axle trailers of the total weight 10,000 and 15,000 kg (calculation from equation 7).

Practical application of this solved problem is documented by an example of calculating the carrying capacity of a bridge with reinforced concrete slab.

Kontaktní adresa:

Doc. Ing. Karel Hanák, CSc., Mendelova zemědělská a lesnická univerzita, Fakulta lesnická a dřevařská, Lesnická 37, 613 00 Brno, Česká republika

Christensen, M. – Emborg, J.: Biodiversity in natural versus managed forest in Denmark (Biodiverzita u přírodních lesů ve srovnání s biodiverzitou obhospodařovaných lesů v Dánsku)

Forest Ecology and Management, 1996, s. 47–51 – 5 obr., 1 tab., lit. 8

Hlavní úlohou budoucího lesního hospodářství bude ochrana biodiverzity. Na zkušenostech z Dánska pracovník katedry ekologie a genetiky Univerzity Aarhus a pracovník Dánské agentury pro lesy a přírodu vysvětlují hlavní důvody těžké změny krajiny během posledních pěti až šesti tisíciletí. Mnoho vzácných nebo ohrožených druhů je spojeno se stanovišti charakteristickými pro ekosystémy přírodního lesa. Srovnáním struktury a dynamiky přírodních a obhospodařovaných lesů se dochází ke klíčovým prvkům biodiverzity: dřevní odpad, různorodost lesa, sukcesní spojitost a voda. Hlavní problémy biodiverzity lesů v Dánsku jsou spojeny s nedostatkem dřevního odpadu, s nedostatkem sukcesní kontinuity lesa a s nedostatkem trvalé vody v lesích. Částí řešení problému biodiverzity v dánských lesích je založení lesních rezervací bez zásahů, kde může probíhat dynamika přírodního lesa a zlepšení hospodářských systémů, které umožňují plynulost dynamiky přírodního lesa včetně různorodosti, retenci dřevního materiálu na lesní půdě a ochranu vodních těles a mokřin. Důležitou částí této snahy k trvalé udržitelnosti je výchova a školení. – M. Pagač

RECENZE

MONITORING, VÝZKUM A MANAGEMENT EKOSYSTÉMŮ NA ÚZEMÍ KRNAP

S. Vacek (editor)

Výzkumný ústav lesního hospodářství a myslivosti, Výzkumná stanice Opočno, 1996, ISBN 80-902200-7-X, 350 s.

Recenzovaná publikace je sborníkem 49 vědeckých a odborných příspěvků z mezinárodní konference, konané pod stejným názvem ve dnech 15.–17. dubna 1996 při příležitosti 45 let existence Výzkumné stanice Opočno, 75. výročí lesnického výzkumu v českých zemích a 100 let lesnického výzkumu v Krkonoších. Na pořádání konference se kromě VS Opočno spolupodílela Správa KRNAP Vrchlabí, Česká zemědělská univerzita v Praze – Lesnická fakulta – a Národní lesnický komitét Praha.

V úvodním příspěvku (S. V a c e k) je podán přehled lesnického výzkumu v Krkonoších od osmdesátých let minulého století, kdy na polesí Rezek zahájil Rakouský lesnický výzkumný ústav v Mariabrunnu výzkumné práce s ověřováním produkční schopnosti smíšených porostů buku, kleny, jedle a smrku. V těchto výzkumech, přerušovaných na začátku 20. století, pokračovaly v období první republiky lesnické výzkumné ústavy v Praze, které výzkumné práce ještě rozšířily o ochranu lesů a hrazení bystřin. Od roku 1952 se krkonošským lesnickým výzkumem zabývá především Výzkumná stanice VÚLHM v Opočně se zaměřením na pěstování lesů, především pak na zalesňování. Rozšíření spektra výzkumných úkolů vyvolala imisní a kůrovcová kalamita. V současné době – po zvládnutí a ústupu těchto kalamit – se pozornost výzkumu zaměřuje především na přírodě blízké způsoby hospodaření, speciálně na růstové podmínky současných lesů a obnovu rozsáhlých kalamitních holin v souladu s průběhem přírodních procesů.

Na konferenci přednesené příspěvky, reprezentující výsledky současného lesnického (a přírodovědeckého) výzkumu v Krkonoších, je možné rozdělit do těchto deseti tematických skupin:

1. Atmosférické depozice, jejich měření a možnosti bioindikace
2. Poškození lesů a jeho ekologické důsledky
3. Stav a vývoj lesních půd (zejména s ohledem na intraskeletovou erozi)
4. Záchrana genofondu krkonošského smrku (a dalších dřevin)

5. Obnova lesa a ochrana lesních kultur (včetně biologické ochrany)
6. Možnosti aplikačního využívání grafických informačních systémů (GIS)
7. Nelesní složky krkonošské vegetace a jejich ochrana
8. Změny ve vegetaci Krkonoš v důsledku antropické zátěže
9. Arkticko-alpínská tundra v Krkonoších a její ohrožení
10. Vybrané skupiny fauny v krkonošských ekosystémech.

Tyto příspěvky obsahují nepřeberné množství údajů o výsledcích monitoringu i výzkumu přírodního prostředí a ekosystémů v Krkonoších (především lesních), a to jak slovně, tak i tabulárně a graficky. Pro praktického lesníka jsou nejzajímavější příspěvky vztahující se k lesním půdám, k umělé i přirozené obnově lesa, k ochraně kultur a nárostů a k možnostem využívání geografických informačních systémů v lesním hospodářství Krkonoš. Nelze však přehlédnout ani příspěvky s charakterem základního výzkumu, zabývající se zejména ekologickými faktory současného vývoje lesních ekosystémů.

I pro lesníky jsou však zajímavé výsledky šetření v nelesních ekosystémech (montánní louky a hole, rašeliniště, arktickoalpská tundra, vegetace skalních stěn, ruderalní společenstva), o jejich ohrožení a možnostech ochrany.

Přijaté závěry z konference zdůrazňují nutnost pokračování monitoringu přírodního prostředí a ekosystémů v Krkonoších (s ohledem na jejich ohrožení), ale požadují také nezbytnou syntézu jednotlivých dílčích sond a sjednocení metod biotického a abiotického monitoringu. Také pokračování výzkumu lesních i nelesních ekosystémů v Krkonoších je nezbytné; zejména pokud jde o záchranu genofondu celého spektra dílčích populací lesních dřevin, o ochranu lesních půd po rozsáhlém odlesnění horského masivu, o techniku a technologii zalesňovacích prací, o minimalizaci škodlivých vlivů lesní zvěře, hlodavců, hmyzu, houbových patogenů i člověka na stav a další vývoj krkonošských ekosystémů, o vlivu křeče na prostředí a o komplexní smě-

rování způsobů hospodaření v lesích podle zásad trvale udržitelného a přírodě blízkého obhospodařování lesů.

Je zároveň nutné přijmout účinná opatření ke zmírnění a postupnému překonání některých závažných názorových rozdílů na hospodaření v lesích i na zásahy do nelesních ekosystémů. Další účinná opatření je třeba přijmout ke komplexní ochraně Krkonoš proti antropickým vlivům.

Účastníci konference také projednali a k řešení doporučili výzkumný projekt GEF *Zachování biodiverzity a ověřování možnosti revitalizace porostů v oblastech s různým stupněm poškození imisemi (Krkonoše a Jizerské hory)*. Tento projekt bude vhodným spojovacím článkem již ukončených projektů nadace FACE a Ministerstva životního prostředí s další etapou projektu GEF.

Publikaci lze vřele doporučit zejména studentům vysokých škol s přírodovědeckým a lesnickým zaměřením,

lesníkům i odborníkům zabývajícím se ekologií lesa a ostatních horských biocenóz.

Kritickým slovem je možné poukázat na příliš se šířící nadměrné používání anglického termínu *management*. Tato kritika není projevem jazykového purismu, ale požadavku na co nejpřesnější vyjadřování ve vědeckých i odborných projevech. Cizojazyčné termíny jsou nezbytné k přesné formulaci tam, kde nemáme vhodný český ekvivalent. Mnohovýznamový termín *management* (zacházení, správa, řízení, vedení, úprava; v lesnické terminologii pak ještě i provoz, hospodářský způsob a hospodářská úprava) však k přesnosti formulací nepřispívá, spíše naopak. Tato kritická připomínka se nevztahuje k názvu konference a publikace, kde *management* může představovat souhrnný termín, zahrnující několik z uvedených odborných termínů, ale k jednotlivým příspěvkům i k závěrečné konferenci (např. vhodný *management*, lesní *management*, ochranný *management* apod.).

Prof. Ing. Zdeněk Poleno, CSc.,

Česká zemědělská univerzita, Lesnická fakulta, Praha

ŘÍZENÍ LESNÍHO HOSPODÁŘSTVÍ A EKONOMIKA

J. Buongiorno, J. K. Gilles

Forest Management and Economics, Macmillan Publishing Company, New York, 1987, 285 s.

Vysokoškolskou učebnici napsali Joseph Buongiorno z Wisconsinské univerzity a J. Keith Gilles z Kalifornské univerzity. Jejím základem se staly lekce o kvantitativních metodách používaných v lesním hospodářství přednášené na Wisconsinské univerzitě. Při zpracování přednášek autoři minimalizovali čisté teoretický výklad používaných metod a jejich principy vysvětlují na praktických příkladech. Díky tomuto pojetí není třeba, aby studenti měli speciální matematickou nebo vědeckou přípravu, i když je zřejmé, že pochopení takové látky vyžaduje určitou úroveň matematických znalostí. Nezbytná teorie je proto v učebnici uvedena, ale je zařazena v dodatcích.

Aplikace moderních kvantitativních metod v ekonomice je nemyšlitelná bez použití počítačů. Látka je však koncipována tak, že i když se s využíváním počítačů počítá, nevyžadují se aktivní znalosti programování. Jedinou výjimkou je kapitola 13, která se zabývá simulacími metodami.

Za velmi užitečné pro pochopení principu uvedených metod v jednotlivých kapitolách pokládám výčet problémů, které lze s danou metodou řešit.

Látka je v učebnici rozčleněna do 17 kapitol a dvou dodatků.

První kapitolu tvoří úvod, který obsahuje charakteristiku problematiky v lesním hospodářství, podstatu modelů, jejich hodnocení a úlohu počítačů.

Plánování těžeb ve stejnověkových porostech tak, aby jak objem produkované hmoty, tak diskontovaná hodnota všech výnosů z lesa byla maximální, se rozebírá v kapitolách 4 až 7 a v kapitole 14. Navrhovaná řešení respektují různá omezení, zejména ta, která berou v úvahu charakteristiku přestárých porostů a jejich strukturu, která bude existovat na konci plánovacího horizontu.

V kapitolách 4 a 5 je tato problematika řešena statickými modely, v kapitole 6 pak modelem dynamickým. Kapitola 7 se zabývá předvídaním efektů různých omezení a manažerských rozhodnutí na hodnotu stejnověkého lesa a kapitola 14 simulací hospodaření ve stejnověkových porostech.

Problematika hospodaření v nestejnověkovém (výběrném) lese se řeší v kapitolách 8 a 13. V kapitole 8 se rozebírá řízení hospodaření v nestejnověkovém lese pomocí lineárního programování a v kapitole 13 simulací. Výsledkem použití každého modelu je určení těžebního cyklu a těžební intenzity maximalizující buď produkci dřeva, nebo příjmy z nestejnověkého lesa.

V kapitole 9 je vysvětlována podstata řízení pomocí cílového programování na příkladu plánování produkce celulózy a plánování těžby dřeva. V prvním případě je jako cíl vytyčen příjem, zaměstnanost a úroveň znečišťování prostředí, ve druhém rovnoměrnost ročního objemu těžeb.

Kapitola 10 se zabývá modely s celočíselnými proměnnými na příkladu projektování sítě lesních cest, která by měla být co nejlevnější, ale současně by měla zajistit potřeby lesa i požadavky rekreace.

Simulaci náhodných událostí v lese je věnována kapitola 15, v níž se autoři učebnice zabývají některými problémy spojenými s kulturami, které ohrožují požáry. Model, který uvádějí v této kapitole, simuluje náhodnost vzniku požáru kultur, navrhuje místa vhodná pro spalování klestí a nevhodnější dobu obmýtní u porostů ohrožených požáry.

Řešení zajímavé a velmi užitečné problematiky více-
stupňového rozhodování pomocí dynamického programování je rozebíráno v kapitole 12 na příkladu výběru nejlepšího probírky ve stejnověkém lesním porostu, úpravy šířky vyráběných papírových rolí z hlediska zisku a minimalizaci rizika ztráty ohrožených druhů zvířat žijících ve volné přírodě.

Kapitola 16 se zabývá problematikou hodnocení investic v lesním hospodářství. Rozebírá se v ní vliv úrokových sazeb a vliv inflace na toto hodnocení, jsou zde definována hodnotící kritéria a je naznačeno řešení výběru různých investičních projektů při daných omezeních. Vzhledem ke značnému objemu výpočetních prací spojených s analýzou investic je v této kapitole stručně

charakterizován i počítačový program zabezpečující tuto analýzu a umožňující seřadit různé alternativní investiční projekty podle maximálního příspěvku hodnocených investic k soukromému nebo k veřejnému zájmu.

Metodické problémy předpovědi se rozebírají v kapitole 17 na příkladu trhu vlákniny ve státě Wisconsin. Pomocí ekonomických přístupů a strukturální analýzy se předpovídá pravděpodobnost změn poptávky, nabídky a ceny celulózy ve státních papírenských podnicích.

Přesto, že většina kapitol učebnice je věnována praktickým aplikacím kvantitativních metod, přece jen se autoři nevyhnuli samostatnému širšímu výkladu dvou klíčových metod, a to lineárnímu programování v kapitolách 2 a 3 a síťovému plánování v kapitole 11.

Na závěr chci konstatovat, že všechny metody uváděné v učebnici jsou známé odborné lesnické veřejnosti i u nás. V čem však vidím velký inspirativní význam této učebnice, to je tematicky široký obor aplikací, který podle mých zkušeností značně převyšuje obor aplikací těchto metod u nás. Nejlépe je to vidět na aplikacích lineárního programování a simulačních přístupů, kterými autoři řeší poměrně velmi složitou problematiku i růstových procesů a jejich efektů. Bylo by proto jistě záslužné, kdyby příslušná vědecká pracoviště v České republice ověřila teoretické i praktické zkušenosti zámorských kolegů v našich poměrech. Lze jistě logicky usuzovat, že do učebnice se dostaly pouze ty poznatky, které se v praxi osvědčily.

Doc. Ing. Milan Novotný, CSc.

Hjalten, J. – Price, P. W.: Can plants gain protection from herbivory by association with unpalatable neighbours?: a field experiment in a willow – sawfly system (Mohou rostliny získat ochranu před škůdci, když jsou sdruženy se sousedy, kteří škůdcům nechutnají? Jeden polní pokus v systému vrba – pilatka)

OIKOS, 1997, s. 317–322 – 4 obr., 1 tab., lit. 23

Cílem výzkumu bylo ověřit hypotézu, která by měla praktický důsledek pro ochranu dřevin, zde konkrétně vrby *Salix lasiolepis* Benth. v severní Arizoně. Při výzkumu byly použity tyto pilatky: *Euura lasiolepis*, *Euura* sp., *Phyllocolpa* sp. Některé výsledky nasvědčují tomu, že hrnkované vrby zřejmě získaly ochranu proti *Euura lasiolepis* sdružením se sousedy, klony, které škůdci méně chutnaly. Ze tří testů pouze jeden potvrdil účinnost ochrany proti pilatkám. Autoři se však domnívají, že vzhledem k malé možnosti opakování pokusu může být pravděpodobnost účinku pěstební ochrany větší než jak se to projevuje v současnosti. Před vyhodnocením a případným zjištěním, že ochrana rostlinami sousedy nefunguje, je třeba založit více jednotlivých testů. Práce vytištěná v Irsku vznikla spoluprací autorů na univerzitě severní Arizony, Flagstaff. – M. Pagač

POKYNY PRO AUTORY

Obecné pokyny

Časopis Lesnictví-Forestry uveřejňuje původní vědecké práce ze všech oborů lesnictví, které mají vztah k evropským lesním ekosystémům. Autor práce je odpovědný za původnost příspěvku; práce nesmí být publikována nebo zaslána k publikování do jiného časopisu. Rozsah zaslání příspěvku nemá přesáhnout 25 stran (A4 formátu, psaných oběma stranami včetně tabulek, obrázků, literatury, abstrakt a souhrnu. K rukopisu je vhodné přiložit disketu s textem práce, popř. s grafickou dokumentací pořízenou na PC s uvedením použitého programu. K publikování jsou přijímány práce psané v češtině, slovenštině nebo angličtině. Zaslání rukopisů musí obsahovat anglický souhrn o rozsahu 3 strany. Autor odpovídá za správnost anglického textu. Rukopisy mají být napsány na papíře formátu A4 (60 úhozů na řádku, 30 řádků na stránce). Uspořádání článku musí odpovídat formě, ve které jsou články v časopisu Lesnictví-Forestry publikovány. Je třeba zaslat dvě kopie rukopisu na adresu vedoucí redaktorky: Mgr. Radka Chlebečková, Ústav zemědělských a potravinářských informací, 120 56 Praha 2, Slezská 7. O uveřejnění práce rozhoduje redakční rada časopisu se zřetelem k lektorským posudkům, vědeckému přínosu a celkové kvalitě práce a s přihlédnutím k významu článku pro lesní hospodářství.

Úprava textu

Rukopis má obsahovat titulní stranu, na které je uveden název článku, jméno autora (autorů), název a adresa instituce, kde práce byla vypracována, a číslo telefonu a faxu autora, popř. e-mail.

Každý článek by měl obsahovat český (slovenský) a anglický abstrakt, který nemá mít více než 90 slov, a klíčová slova. Úvod by měl být stručný, s uvedením zaměření a cíle práce ve vztahu k dosud provedeným pracím. Neměl by v něm být uváděn rozsáhlý přehled literatury. V kapitole Materiál a metody by měl být uveden popis použitých experimentálních metod tak, aby byl postačující pro zopakování pokusů. Měly by být uvedeny obecně i vědecké názvy rostlin. Je-li zapotřebí používat zkratky, je nutné při prvním použití zkratky uvést i její plný název. Je nezbytné nutně používat jednotky odpovídající soustavě měrových jednotek SI. V části Výsledky by měla být přesně a srozumitelně prezentována získaná data a údaje. V kapitole Diskuse se obvykle získané výsledky konfrontují s výsledky dříve publikovanými. Je přípustné spojit část Výsledky a Diskuse v jednu kapitolu. Citování literatury v textu se provádí uvedením jména autora a roku vydání publikace. Při větším počtu autorů se uvádí v textu pouze první z nich a za jeho jméno se doplňuje zkratka „et al.“.

V části Literatura se uvádějí pouze publikace citované v textu. Citace se řadí abecedně podle jména prvního autora: příjmení, zkratka jména, rok vydání, plný název práce, úřední zkratka časopisu, ročník, první a poslední strana. U knihy je uvedeno i místo vydání a vydavatel.

Tabulky

Tabulky jsou číslovány průběžně a u každé je uveden i nápis. Každá tabulka je napsána na jednom listu.

Obrázky

Jsou přiloženy jen obrázky nezbytné pro dokumentaci výsledků a umožňující pochopení textu. Současné uvádění stejných výsledků v tabulkách a na grafech není přijatelné. Všechny obrázky musí být vysoce kvalitní, vhodné pro reprodukci. Nekvalitní obrázky nebudou překreslovány, budou autorovi vráceny. Fotografie musí být dostatečně kontrastní. Všechny obrázky je třeba číslovat průběžně arabskými číslicemi. Jak grafy, tak i fotografie jsou označovány jako obrázky. Jestliže má být několik fotografií publikováno jako jeden obrázek, je třeba je vhodně uspořádat a nalepit na bílou podložku. U každého obrázku je nutné uvést jeho stručný výstižný popis.

S e p a r á t y . Z každého článku obdrží autor 40 separátů zdarma.

INSTRUCTIONS TO AUTHORS

General

The journal publishes original results of fundamental and applied research from all fields of forestry related to European forest ecosystems. An article submitted to Lesnictví-Forestry must contain original work and must not be under consideration for publishing elsewhere. Manuscripts should not exceed 25 double-spaced typed pages (A4 size) including tables, figures, references, abstract and summary. A PC diskette with the paper text or graphical documentation should be provided with the paper manuscript, indicating the used editor program. Papers should be clear, concise and written in Czech, Slovak or English. Each manuscript must contain two or three pages of English summary. Correct English is the responsibility of the author. Manuscripts should be typed on standard paper (A4 size, 60 characters per line, 30 lines per page). They must fully conform to the organization and style of the journal. Two copies of the manuscript should be sent to the executive editor: Mgr. Radka Chlebečková, Institute of Agricultural and Food Information, 120 56 Praha 2, Slezská 7, Czech Republic.

Text

Manuscript should be preceded by a title page comprising the title, the complete name(s) of the author(s), the name and address of the institution where the work was done, and the telephone and fax numbers of the corresponding author, or e-mail. Each paper must begin with an Abstract of no more than 90 words, and key words. The Introduction should be concise and define the scope of the work in relation to other work done in the same field. As a rule, it should not give an exhaustive review of literature. In the chapter Materials and Methods, the description of experimental procedures should be sufficient to allow replication of trials. Plants must be identified by taxonomic and common name. Abbreviations should be used if necessary. Full description of abbreviation should follow the first use of an abbreviation. The International System of Units (SI) and their abbreviations should be used. Results should be presented with clarity and precision. Discussion should interpret the results. It is possible to combine Results and Discussion in one section. Literature citation in the text should be by author(s), and year. If there are more than two authors, only the first one should be named in the text, followed by the phrase „et al.“. References should include only publications quoted in the text. They should be listed in alphabetical order under the first author's name, citing all authors.

Tables

Tables should be numbered consecutively and have an explanatory title. Each table, with title, should be on a separate sheet of paper.

Figures

Figures should be referred solely to the material essential for documentation and for the understanding of the text. Duplicated documentation of data in figures and tables is not acceptable. All illustrative material must be of publishing quality. Figures cannot be redrawn by the publisher. Photographs should exhibit high contrast. All figures should be numbered consecutively with arabic figures. Both line drawings and photographs are referred to as figures. If several separate line drawings or photographs are to be incorporated in a single figure, they should be stuck on a white card with a minimum of space left between them. Each figure should contain a concise, descriptive legend.

O f f p r i n t s . Forty (40) offprints of each paper are supplied free of charge to the author.

UPOZORNĚNÍ PRO ODBĚRATELE

Veškeré služby spojené s distribucí časopisu Lesnictví-Forestry vyřizuje vydavatel – Ústav zemědělských a potravinářských informací Praha.

Objednávky na předplatné posílejte na adresu:

Ústav zemědělských a potravinářských informací
referát odbytu
Slezská 7
120 56 Praha 2

LESNICTVÍ-FORESTRY 1997, No. 11, uveřejní tyto příspěvky:

Chalupa V.: Probíhající změny ve složení zemské atmosféry, kolísání sluneční zářivosti a měnící se růst lesních dřevin – Atmosphere composition changes, solar irradiance variations, and changing forest tree growth

Emmer I. M.: Spatial variation of humus form characteristics and its implications for humus form research in monospecies *Pinus sylvestris* stands – Prostorová proměnlivost charakteristik forem humusu a její důsledky pro výzkum forem humusu ve stejnorodých porostech borovice *Pinus sylvestris*

Kula E., Boháč J.: Biomonitoring stanovištních změn v náhradních porostech břízy imisní oblasti – II. Drabčíkovití – Biomonitoring of site changes in substitute birch stands in an air-polluted area – II. Rove beetles

INFORMACE

Šišák L.: Druhé mezinárodní fórum o lesnické politice – průběh a závěry – IInd International Forum on Forestry Policy – activities and conclusions

Vědecký časopis LESNICTVÍ-FORESTRY ● Vydává Česká akademie zemědělských věd – Ústav zemědělských a potravinářských informací ● Vychází měsíčně ● Redaktorka: Mgr. Radka Chlebečková ● Redakce: Slezská 7, 120 56 Praha 2, tel.: 02/24 25 51 06, fax: 02/24 25 39 38 ● Sazba: Studio DOMINO – Ing. Jakub Černý, Bří Nejedlých 245, 266 01 Beroun, tel.: 0311/22 959 ● Tisk: ÚZPI Praha ● © Ústav zemědělských a potravinářských informací, Praha 1997

Rozšiřuje Ústav zemědělských a potravinářských informací, referát odbytu, Slezská 7, 120 56 Praha 2