

Univerzita Palackého v Olomouci  
Přírodovědecká fakulta  
Katedra ekologie a životního prostředí



# Vliv holosečného způsobu obnovy na mimoprodukční funkce lesních ekosystémů

Leona Machalová

Bakalářská práce  
předložená  
na Katedře ekologie a životního prostředí  
Přírodovědecké fakulty Univerzity Palackého v Olomouci

jako součást požadavků  
na získání titulu Bc. v oboru  
Ochrana a tvorba životního prostředí

Vedoucí práce: Ing. Milan Košulič ml.

Olomouc 2008



Machalová, L: Vliv holosečného způsobu obnovy na mimoprodukční funkce lesních ekosystémů. Bakalářská práce, Katedra ekologie a ŽP PřF UP v Olomouci, 139 s., 3 přílohy, česky.

#### Abstrakt

Při obhospodařování lesů je v České republice mezi jinými dlouhodobě používán také holosečný způsob obnovy. Protože jeho podstatou je úplné odstranění lesního porostu z těžené plochy (nabývajících zpravidla větší výměry, než jaká se občas vyskytne v přirozeném vývoji lesa v našich podmínkách), je nasnadě otázka působení tohoto zásahu na plnění mimoprodukčních funkcí lesa. Práce se proto zaměřuje na celkové shrnutí jednotlivých poznatků o vlivu těžby holou sečí na mikroklima, vodní bilanci a odtok, půdní vlastnosti, erozní procesy a koloběh prvků na dotčené ploše. Věnuje se také možnému ovlivnění lesa jako ekosystému, jeho stability a biologické rozmanitosti a nastiňuje vztah holosečného hospodářského způsobu k trvale udržitelnému hospodaření. Pomocí elektronického dotazníku byly zjišťovány také názory a postoje k holosečné obnově u vedoucích pracovníků lesních správ Lesů ČR, s. p., kteří ovlivňují hospodaření ve státních lesích a měli by být vázáni zásadami trvale udržitelného hospodaření (TUH).

Z výsledků přehledové studie vyplývá, že holosečným obnovním způsobem může být negativně ovlivněna většina mimoprodukčních funkcí lesa, přičemž závažnost a rozsah závisí na okolnostech jeho provedení. Dotazníkem bylo zjištěno, že názory jednotlivců se místy velmi liší. Většina z 37 lesních správců svými odpověďmi potvrdila negativní vliv holosečné obnovy na lesní ekosystém (94,5 % správců) a na jeho mimoprodukční funkce (89 %). Převažující vnímání obnovy holosečí je však kladné, či alespoň ne zcela odmítavé. Velká část (89 %) lesních správců je proti stanovení přísnějšího omezení pro použití holosečné obnovy, než platí nyní. I ve zvláště chráněných velkoplošných územích je větší část lesních správců (56,7 %) pro obnovu lesa holosečemi. Holosečný způsob obnovy svým charakterem výrazně omezuje až znemožňuje dosažení hlavních cílů TUH. Jeho využití průměrně na třetině obnovovaných ploch je tak spolu s dalšími zjištěnými fakty, souvisejícími s hospodařením v lesích (těžební technologie, zalesňování), v rozporu se zásadami trvale udržitelného hospodaření.

Klíčová slova: holoseč, lesní správce, pěstování lesa, těžba dřeva, trvale udržitelné hospodaření

Machalová, L.: Effect of clear cutting renewal method on non-production functions of forest ecosystems. Bachelor thesis, Department of Ecology and Environmental Sciences, Faculty of Science, Palacky University of Olomouc, 139 pp., 3 Appendices, in Czech.

#### Abstract

Clear-cutting has been used for years in forest management practice in Czech Republic. Because the substance of clear cutting is a complete removal of forest stands from the logged area (while being usually larger than areas arising in natural forest development in our conditions), the question of influencing of any non-production forest functions lies ready to hand. The study focuses on exploration of published facts concerning how can clear cuts influence microclimate, water budget and runoff, soil characteristics, erosion processes and chemical elements cycle. The study also deals with possible influencing of the forest on ecosystem level, stability and biodiversity and outlines the relation of clear cutting to sustainable forest management. The attitudes of the heads of forest administration units of the state company Lesy ČR were investigated with the help of the electronic questionnaire. The head forest managers do influence the way of the management in the forest of state properties and should be bounded with the policy of the sustainable forest management.

In accordance with the results from the exploration of published studies, clear cuts can negatively influence the vast of the non-production forest functions. At the same time, relevance and the extent depends of circumstances of the clear cut performance. With the help of the questionnaire it has been found the attitudes of individuals vary greatly. Most of the 37 forest managers has confirmed the negative impact of clear cuts on forest ecosystem (94. 5 % managers) and its non-production functions (89 %). However, the prevailing perception of clear cuts as a mean of forest renewal is positive, or at least not completely negative. The majority of forest managers (89 %) is against stricter law limitation of clear cuts, than is valid now. Even in large scale protected areas the most of forest managers (56. 7 %) agree with clear cut forest renewal method. Clear cutting markedly limit or exclude the achievement of main targets of sustainable forest management. Using of this way of forest renewal on a third share (at average) of all logged areas as well as other ascertained facts, related to forest management (technology for logging, afforestation) is contradictory with the policy of sustainable forest management.

Key words: clear cut, forest manager, forest cultivation, forest logging, sustainable forest management.

V zájmu úspory papíru a ochrany lesů je práce vytištěna oboustranně na recyklovaném papíře.

## Prohlášení

Prohlašuji, že jsem diplomovou práci vypracovala samostatně pod vedením Ing. Milana Košuliče ml. a jen s použitím citovaných literárních pramenů.

V Olomouci 7. května 2008

podpis

## Obsah

1. Úvod .....	1
2. Cíle práce .....	3
3. Problematika .....	4
3. 1. K velikosti holé seče .....	5
3. 2. Hospodaření v lesích u LČR, s. p. ....	5
3. 3. Základní pojmy .....	7
4. Metodika .....	15
5. Výsledky přehledové studie .....	16
5. 1. Změna bioklimatologických faktorů na holoseči .....	16
5. 1. 1. Lesní mikroklima a vliv holosečné obnovy .....	16
5. 1. 2. Rozdíl světelného režimu lesa a paseky .....	16
5. 1. 3. Tepelný režim lesa a holé seče .....	17
5. 1. 4. Režim vlhkosti a srážek .....	20
5. 2. Ovlivnění odtokových procesů holosečnými zásahy .....	22
5. 2. 1. Hydrické působení lesních porostů .....	22
5. 2. 2. Ovlivnění hydrologických vlastností půdy holosečnou těžbou .....	23
5. 2. 3. Ovlivnění vlhkostního režimu a retenční schopnosti půd na holosečích ...	29
5. 2. 4. Ovlivnění odtoku z těžebních ploch .....	33
5. 2. 5. Ovlivnění odtoku ve vodotečích .....	38
5. 3. Vliv holosečné obnovy na erozi půd .....	42
5. 3. 1. Protierozní působení lesních ekosystémů a jeho ovlivnění antropogenními zásahy .....	42
5. 3. 2. Vznik eroze na holých sečích .....	43
5. 3. 3. Odtok plavenin do vodotečí a vliv lesních komunikací .....	48
5. 3. 4. Problém strojní eroze na holých sečích .....	50
5. 4. Vliv holosečné obnovy na koloběh živin .....	52
5. 4. 1. Zvýšené vyplavování živin .....	52
5. 4. 2. Problém odběru živin těžbou .....	56
5. 5. Vliv holosečné obnovy na les jako ekosystém .....	60
5. 5. 1. Působení holoseče na lesní organismy .....	61
5. 5. 2. Vliv holosečné obnovy na biologickou rozmanitost .....	65
5. 5. 3. Význam mrtvého dřeva v lesních ekosystémech .....	66
5. 5. 4. Problém mrtvého dřeva při holosečném způsobu obnovy .....	67
5. 5. 5. Vliv holosečné obnovy na genetickou podstatu a odolnost lesních ekosystémů .....	70
5. 5. 6. Holosečná obnova a problém umělé obnovy porostů .....	72
5. 5. 7. Holosečná obnova a přeměna monokultur .....	75
5. 6. Vliv holosečné obnovy na estetickou, rekreační a hygienickou funkci .....	78
5. 6. 1. Ovlivnění rekreačních a estetických funkcí lesů holosečným hospodařením .....	78
5. 6. 2. Ovlivnění hygienické funkce lesů holosečným hospodařením .....	79

5. 7. Vztah holosečného hospodaření k šetrným způsobům hospodaření .....	79
5. 7. 1. Trvale udržitelné hospodaření v lesích .....	79
5. 7. 2. Přírodě blízké hospodaření v lesích .....	80
5. 7. 3. Holosečné hospodaření a problém vysokých stavů zvěře .....	82
5. 8. Možná ekologická pozitiva holé seče .....	82
5. 9. Shrnutí hlavních výsledků přehledové studie .....	83
6. Výsledky hodnocení dotazníku .....	86
6. 1. Hospodaření na lesních správách .....	86
6. 1. 1. Druhové složení .....	86
6. 1. 2. Hospodářský způsob .....	86
6. 1. 3. Holoseče větší než půl hektaru .....	87
6. 1. 4. Umístování holosečí do mýtních porostů .....	87
6. 1. 5. Důvody pro používání holosečného způsobu obnovy .....	87
6. 1. 6. Těžba dřeva .....	88
6. 1. 7. Zalesňování a přirozená obnova .....	89
6. 1. 8. Škodlivé vlivy a mortalita kultur .....	89
6. 2. Holosečná obnova z pohledu lesních správců .....	89
6. 2. 1. Narušení lesa holosečí .....	89
6. 2. 2. Negativní vliv holoseče na lesní ekosystém .....	90
6. 2. 3. Negativní ovlivnění mimoprodukčních funkcí holosečnou obnovou .....	91
6. 2. 4. Používání holých sečí ve velkoplošných chráněných územích .....	91
6. 2. 5. Omezení holosečí a vynechání holosečného způsobu .....	91
6. 2. 6. Názory na holosečnou obnovu a zdroj poznatků o ní .....	92
6. 2. 7. Překážky využívání přírodě blízkých způsobů .....	93
6. 3. Statistická analýza dat z dotazníkového šetření .....	93
7. Diskuse .....	97
7. 1. Problém nedostatku spolehlivých informací .....	97
7. 2. Vztah lesních správců k holosečné obnově .....	98
7. 3. Vztah lesních správců k používání holosečné obnovy ve zvláště chráněných územích .....	99
7. 4. Vliv holosečné obnovy na koloběh prvků a biodiverzitu a mínění lesních správců .....	100
7. 5. Používání holosečné obnovy ve vztahu k trvale udržitelnému hospodaření .....	102
7. 6. Těžba dřeva na lesních správách ve vztahu k trvale udržitelnému hospodaření .....	102
7. 7. Používání holosečí a problém přirozené obnovy .....	104
7. 8. Zalesňování holosečí a změny druhové skladby .....	104
7. 9. Následky holosečné obnovy ve vztahu k odolnosti porostu a plnění mimoprodukčních funkcí lesa .....	105
7. 10. Možné řešení a jeho úskalí .....	106
8. Závěr .....	108
9. Souhrn .....	110
10. Reference .....	111
Seznam příloh .....	128

## Seznam tabulek

Tabulka 1. Minimální teploty vzduchu v přízemní vrstvě na holině a přípravném porostu .....	18
Tabulka 2. Vývoj hydrofyzikálních vlastností povrchové vrstvy půdy na holé seči a v kontrolním porostu.....	24
Tabulka 3. Hydrologické charakteristiky půdního profilu pod různými vývojově- věkovými stadii porostu.....	25
Tabulka 4. Základní pedofyzikální charakteristiky svrchní vrstvy minerální půdy v porostech s různým složením a na holině .....	25
Tabulka 5. Vývoj průměrné absolutní vzdušné kapacity půdy na pasece po skácení porostu .....	26
Tabulka 6. Změny fyzikálních vlastností půd v důsledku holosečného smýcení porostu .....	27
Tabulka 7. Změna propustnosti půdy pro vodu na holoseči v porovnání s bylinnou smrčínou na středně podzolované vlhké písčitohlinité půdě .....	27
Tabulka 8. Vývoj fyzikálních vlastností půdy na ploše paseky po těžbě dřeva holosečným způsobem .....	28
Tabulka 9. Retenční schopnost půd v porostech různých dřevin .....	33
Tabulka 10. Povrchový odtok z atmosférických srážek na odtokových mikroplochách .....	35
Tabulka 11. Předpokládaný povrchový odtok z přibližovacích linek přepočtený na 1 ha paseky při různých způsobech soustředování dřeva .....	37
Tabulka 12. Předpokládaný povrchový odtok z modelového hektaru imisní holoseče s úplnou transportní sítí .....	37
Tabulka 13. Ztráty nadložního humusu a minerální půdy podle druhu obnovní seče....	45
Tabulka 14. Vliv soustředování dřeva různými způsoby na poškození půdního povrchu pasek .....	51
Tabulka 15. Těžebně dopravní eroze na přibližovacích linkách pasek s různým způsobem soustředování dřeva .....	52
Tabulka 16. Odčerpávání živin mýtní těžbou smrkového porostu.....	58
Tabulka 17. Hrubá kalkulace odčerpávání hlavních živin z lesů ČR roční těžbou .....	59
Tabulka 18. Počet let potřebný pro úplnou regeneraci stanoviště z hlediska zásob prvků disponibilních pro nový porost v závislosti na dřevinném složení.....	59

Tabulka 19. Zastoupení jednotlivých druhů dřevin v porostech na hodnocených lesních správách .....	86
Tabulka 20. Podíl plochy obnovované jednotlivými hospodářskými způsoby na celkové obnovované ploše .....	87
Tabulka 21. Podíl těžebních metod užívaných při těžbě dřeva .....	88
Tabulka 22. Podíl dřeva přiblíženého různými způsoby .....	88
Tabulka 23. Podíl jednotlivých dřevin při zalesňování ploch po holosečích .....	89
Tabulka 24. Vlivy škodící na porostech a podíl lesních správ, jež jednotlivé odpovědi uvedly.....	90
Tabulka 25. Podíl kladných odpovědí a pravděpodobnost výběru kladné odpovědi na otázku, zda má provedení holoseče negativní vliv na některou z nabízených možností .....	90
Tabulka 26. Podíl kladných odpovědí a pravděpodobnost výběru kladné odpovědi na otázku, zda holosečná obnova negativně ovlivňuje některé z mimoprodukčních funkcí lesa.....	91
Tabulka 27. Procentuální podíl jednotlivých odpovědí na otázku, zda by se měly používat holoseče v jednotlivých zónách velkoplošných zvláště chráněných územích. ....	92
Tabulka 28. Procentuální podíl jednotlivých odpovědí lesních správců na otázku, zda by byli pro přísnější omezení a úplné vynechání holosečného způsobu při obnovách lesních porostů u nás.....	92
Tabulka 29. P hodnoty pro vztah mezi kladnou odpovědí na otázku, zda jsou používáním holosečné obnovy negativně ovlivňovány některé mimoprodukční funkce lesa, a výběrem odpovědi na otázku týkající se používání holosečí v jednotlivých zónách velkoplošných chráněných území.....	95
Tabulka 30. P hodnoty pro vztah mezi kladnou odpovědí na otázku, zda má provedení holoseče negativní vliv na některé součásti a procesy v lesním ekosystému, a výběrem odpovědi na otázku ohledně používání holosečí v jednotlivých zónách velkoplošných chráněných území.....	95

## **Poděkování**

Moje poděkování za vedení práce a velmi vstřícnou, trpělivou a odbornou pomoc při řešení problému patří především panu Ing. Milanu Košuličovi ml. Dále velmi děkuji panu prof. MUDr. Emilu Tkadlecovi za neocenitelnou laskavou pomoc při statistickém hodnocení dat. Poděkovat bych chtěla také všem lesním správcům, kteří si našli čas na vyplnění mého dotazníku a umožnili mi tak získat podklady pro tvorbu této práce. Stejně tak děkuji Prof. Ing. Vilému Podrázskému, CSc., Prof. Ing. Emilu Klimovi, DrSc., Jakubovi Horákovi, Kamilovi Turkovi, Věře Laštovičkové a mnoha dalším osloveným osobám za ochotné vyhovění žádosti o poskytnutí informací. V neposlední řadě bych chtěla poděkovat svému příteli Miroslavu Kutalovi za neustálou podporu a pomoc při tvorbě práce.

V Olomouci, 30. dubna 2008

# 1. Úvod

Lesní ekosystémy plní v krajině nepostradatelné funkce, udržují její stabilitu, příznivě ovlivňují prostředí a člověk z nich získává různé statky pro svou potřebu. Kromě funkce produkční, kterou les plní poskytováním materiálních tržně uplatnitelných hodnot, má les i velmi důležité funkce mimoprodukční. Ty stále více vystupují do popředí a je možno říci, že jejich význam je v důsledku narůstajících tlaků civilizace a ovlivňování životního prostředí rovnocenný funkci produkční. V některých rozvinutých zemích jsou z hlediska veřejného zájmu brány mimoprodukční funkce dokonce jako prvořadě (Krečmer 2000, Poleno a kol. 2007b). Všechny funkce lesa jsou veřejným zájmem (Morávek 1999a) a lesů s důležitými mimoprodukčními funkcemi je u nás více než 58 % (Kupka a kol. 2005). Všechny lesní porosty pochopitelně nemůžou plnit veškeré od nich očekávané funkce stejnou měrou, protože mimoprodukční funkce může dobře plnit jen les zdravý, ekologicky stabilní a s odpovídající dřevinnou skladbou a strukturou (Vicena 1991, Švihla 2001, Kantor a kol. 2003, Višňák in press.). V kulturních lesích jsou prováděna různá lesnická hospodářská opatření, zaměřená v první řadě na produkci dříví a především jeho těžba a doprava může některé užitečné funkce lesů významně ovlivňovat (Poleno a kol. 2007a). Zřejmě nejčastěji je diskutováno a kritizováno používání holosečného hospodářského způsobu, protože obnova lesa holosečí představuje velmi nápadný a citelný zásah do lesního porostu (Indruch 2000, Jančařík 2001, Višňák in press.), který výrazně mění původní ekosystém na těžené ploše v podstatě na jiný (Průša 2001, Košulič 2006b, Košulič 2006c, Vacek a Podrázský 2006, Komentovaný...2007). Názory na důsledky jeho praktikování v konfrontaci s mimoprodukčními funkcemi lesa ovšem nejsou jednotné a jde spíše o domněnky či dohady, než jasnými fakty podložená tvrzení.

Těžba (obnova) lesa holosečí představuje provozně snadný, ekonomicky (krátkodobě) výhodný a hlavně v lesnické praxi u nás dobře zažitý způsob obhospodařování (např. Míchal a kol. 1992, Poleno 1999a, Vacek a Podrázský 2006, Višňák in press.) a snahy o hlubší a komplexní zhodnocení případných negativních vlivů tak nejsou příliš znatelné. Existuje samozřejmě množství výzkumů, souvisejících s tímto tématem (např. Likens a Bormann 1974, Zelený 1971, Zelený 1974, Buzek 1981, Klimo 1983, Jařabáč 1984, Pobědinskij a Krečmer 1984, Šach 1986, Šach 2006a, Jařabáč a Chlebek 1989, Midriak 1995 a další). Ty se však soustředí vždy spíše na dílčí problém a poznatky jsou tak velmi roztržité. Navíc jsou už většinou staršího data

vzniku, případně také z odlišných přírodních podmínek. Některá fakta pak sice jsou již celkem dobře známa, není na ně však brán v praxi dostatečný ohled (např. Podrázský 1999, Šindelář 1999, Košulič 2003a, Košulič 2003b, Košulič 2006a). Výzkumných prací, jež by se zabíraly přímo možnými vlivy holosečné obnovy v té podobě, jak je dnes používána při obhospodařování lesů u nás, pak je v podstatě minimum a vzhledem k závažnosti problému by bylo potřeba na tuto oblast více zaměřit pozornost výzkumných záměrů. Práce, která by shrnovala doposud zjištěná fakta a celistvě se zabývala možnými následky širokého používání holosečného způsobu obhospodařování, prozatím u nás neexistuje.

Většina lesů v ČR (75,8 %) je řazena do kategorie lesů hospodářských (Zpráva...2006). Ty mají v současné době v důsledku hospodaření v minulých stoletích a desetiletích většinou neodpovídající druhové a věkové složení a nízkou ekologickou stabilitu (Míchal a kol. 1992). S tím zřejmě souvisí i velmi často používaný holosečný způsob obnovy, který je vnímán jako odpovídající a vhodná forma obhospodařování lesů. Jako odezva na špatný zdravotní stav a nízkou odolnost rozsáhlých stejnověkových monokultur proti škodlivým činitelům je stále častěji slyšet názory na nevyhnutelnost přeměn takových porostů na více strukturované, druhově bohatší a členitější společenstva (např. Míchal a Petříček 1999, Poleno 2000, Šindelář 2001b, Košulič 2003b, Vacek a Podrázský 2006, Vacek a kol. 2007). Za vhodnou cestu ke změně současného neuspokojivého stavu lesů k lepšímu je považováno jejich přírodě blízké pěstování, které umožňuje dlouhodobé udržování všech funkcí lesa na dobré úrovni (Korpel a Saniga 1993, Míchal a Petříček 1999, Poleno 1999a, Průša 2001, Šindelář 2001b, Košulič 2002, Košulič 2004, Kupka a kol. 2005, Metzl a Košulič 2006). Některé podstatné znaky holosečného způsobu obnovy se však s principy tohoto přírodě blízkého pěstování ani trvale udržitelného hospodaření v lesích v mnohém neshodují.

Lesy ČR, s. p., který obhospodařuje 50 % výměry lesů v České republice, se k šetrným způsobům hospodaření (především k trvale udržitelnému hospodaření veřejně hlásí (Morávek 1999b, Lesy...2008). Zajímal jsem se tedy o názory vedoucích pracovníků lesních správ na holosečný způsob obnovy a o jeho používání při hospodaření na svěřené půdě státních lesů.

## 2. Cíle práce

Pro svou bakalářskou práci jsem si stanovila následující cíle:

1. Vytvoření přehledové studie, která shrnuje dostupné poznatky o vlivu obnovy lesních porostů holosečným způsobem na lesní ekosystém ve vztahu k jeho mimoprodukčním funkcím, jež stále nabývají na významu.
2. Průzkum názorů a postojů lesních správců k holosečné obnově včetně zahrnutí některých souvisejících faktů týkajících se hospodaření.
3. Analýzou získaných dat pak následně zhodnotit, zda je současné hospodaření lesních správ, které pečují o státní lesy, v souladu s deklarovanou strategií trvale udržitelného hospodaření, zajišťujícího uspokojivé plnění všech mimoprodukčních funkcí lesa.

### 3 . Problematika

Většina současných hospodářských lesů vznikla v minulosti v důsledku cílených lidských aktivit jako odezva na krizi způsobenou dlouhodobou neregulovanou těžbou, pastvou a dalšími činnostmi v lesích s devastačními účinky na původní lesní společenstva. Úkolem nově vzniklého oboru lesnictví bylo především zajišťovat trvalou a vyrovnanou produkci dřevní suroviny jako výsledného produktu „trvale udržitelného hospodaření“; požadavek na zajišťování dalších (mimoprodukčních) funkcí se objevil až později. K naplnění hlavního poslání bylo zvoleno obhospodařování lesních porostů systémem věkových tříd, což se zřejmě odvinulo především z výchozího špatného stavu lesa u nás. Na odlesněné plochy po původních porostech byly sázeny především borovice a později smrk jako rychle rostoucí a hospodářsky výhodné dřeviny. Když po určité době dospěl porost do mýtního věku, byl plošně skácen a nahrazen opět kulturou výnosné dřeviny (Míchal a kol. 1992).

Během posledních dvou století se tak používání holé seče téměř všeobecně rozšířilo a bylo spojeno zpravidla s umělou obnovou porostů sítí nebo sadbou. Holosečný způsob obnovy byl oblíben a využíván hlavně pro jeho jednoduchost a často uplatňován z důvodu možnosti mechanizace těžebních činností díky koncentraci těžeb. Byl proto považován za racionální pěstební systém, protože ze své podstaty (smýcení všech stromů na dostatečně velké ploše) je pro mechanizovanou sklizeň dřeva, a také pěstební péči o nově založené porosty, maximálně výhodný. S přibývajícím intenzitou hospodářství a opakováním holé seče se projevovaly nedostatky a nepříznivé důsledky holosečného hospodářství (Korpel' a kol. 1991, Průša 1999a), zejména při používání jednorázových rozsáhlých holosečí nebo řazení menších holosečí vedle sebe v krátkých časových intervalech, čímž vznikla ekologická situace velké holoseče. Po jednorázovém zalesnění vznikl na této ploše opět stejnorodý a víceméně stejnověký porost. Používání holosečí se tak všeobecně přičítá vznik rozsáhlých monokultur dřevin (Korpel' a kol. 1991). Nevýhody holosečného hospodářství jsou tedy známé již od předminulého století (Poleno 1999c).

Dnes trend směřuje k upouštění od tohoto způsobu obnovy ve prospěch jemnějších těžebních postupů (Použití...2000), nicméně mnohde se u nás stále poměrně často využívá. Mýcení lesa naholo je zřejmě nejnápadnější a nejvýraznější hospodářský zásah do lesních porostů (kromě výrazné změny druhové skladby), který zaregistruje snad každý návštěvník lesa. Jednorázové vytěžení znamená v daném místě úplnou

„destrukci“ lesního porostu (a tím i většiny jeho příznivých funkcí a vlivů) na dosti velké ploše (viz dále). Je proto otázkou, jaký (příp. jak velký a významný) vliv má samotná holosečná těžba a vůbec aplikace holosečného hospodářského způsobu obhospodařování na lesní ekosystémy jako důležité součásti naší krajiny, a také, je-li nějak významně dotčeno plnění jejich mimoprodukčních funkcí.

### 3. 1. K velikosti holé seče

Holá seč do velikosti běžně povolené zákonem (plocha 1 ha, šířka do dvou výšek porostu) je obecně považována za maloplošnou (Průša 2001). Takto rozsáhlá holá plocha (zbavená stromů) je však v běžném vývojovém cyklu přírodních středoevropských lesů výjimečná; ztrácí se zde příznivé klimatické účinky panující v lesním porostu a vytváří se podmínky pro sekundární sukcesí. Tím je dáno přerušení kontinuity existence původního lesního ekosystému na konkrétním místě, dochází ke změnám v dynamice potravních řetězců, druhové skladbě a stabilitě ekosystému. Už vcelku výrazná změna vegetace naznačuje, že obnova lesa na takto rozměrných plochách by se neměla řadit mezi maloplošné a neškodné obnovní postupy (Košulič 2006b). Kritériem pro rozdělení malo a velkoplošné formy holosečné obnovy by měla být ekologická hlediska – maloplošná holoseč by neměla být větší, než kam sahá významný boční vliv obnovovaného porostu, tj. většinou do jeho průměrné výšky. Všechny větší holoseče by měly být považovány za velkoplošné (Vacek a kol. 2007). Do nejnovějšího pojetí maloplošné holé seče (Poleno a kol. 2007b) se ekologické hledisko již částečně promítlo omezením její velikosti na 0,5 ha, i když šířka zůstává stále na dvojnásobku výšky těženého porostu. Také Český standard FSC omezuje maximální rozlohu holé seče (jež se připouští jen ve zdůvodněných případech) na 0,5 ha a obnovní seč holosečného charakteru s šířkou přesahující jednu polovinu střední výšky porostu považuje za velkoplošnou (vyjma kotlíkových sečí do 0,1 ha a průměru do jedné porostní výšky) (Komentovaný...2007).

### 3. 2. Hospodaření v lesích u LČR, s. p.

Lesy České republiky, s. p. jako významný subjekt hospodařící na polovině všech lesů u nás (a na 85,9 % lesů ve vlastnictví státu), má významnou odpovědnost za stav naší krajiny, jejíž jsou lesy důležitou součástí. LČR jsou též největším správcem chráněných území a důležitým partnerem orgánů ochrany přírody. Lesní správy tvoří nejnižší (třetí) stupeň organizační struktury státního podniku Lesy ČR (Lesy...2008). Jejich veřejně

prezentovanou strategií hospodaření je trvale udržitelné obhospodařování lesů, založené na maximálním využívání tvořivých sil přírody, jehož cílem je vytvoření stabilního, druhově, prostorově a věkově skupinovitě smíšeného lesa (Zezula 2000, Lesy...2008). Důraz by měl být kladen na uplatňování jemnějších forem hospodaření s maximálním využitím přirozené obnovy (Morávek 1999b). Trvale udržitelné hospodaření (TUH) v lesích, podporované i zákonem o lesích (č. 289/1995 Sb.), je takové hospodaření, při němž je les trvale schopen plnit veškeré mimoprodukční a produkční funkce včetně produkce kvalitní dřevní hmoty, a to v současnosti i budoucnosti.

Mají-li být veškeré funkce nepřetržitě plněny, je nutno volit takové způsoby hospodaření, které to umožňují. To v zásadě znamená koncepční přeměnu monokulturního velkoplošného hospodaření v lesích na hospodaření diferencované maloplošné s důrazem na přírodě blízké formy. V současném období přechodu na přírodě bližší hospodaření jsou za vhodné považovány hospodářský způsob podrostní, násečný a na některých stanovištích i hospodářský způsob výběrný, jež vedou (při dostatečně dlouhé obnovní době) k vytvoření druhově, prostorově a věkově skupinovitě smíšeného lesa. Takový les je vždy stabilnější a kvalitnější než velkoplošné stejnověkové monokultury převážně jehličnatých dřevin, které vznikly v minulosti jako důsledek holosečného hospodaření (Zezula 2000, Vacek a kol. 2007). Uplatňování principu TUH tedy znamená hospodařit takovým způsobem, aby byla trvale zajištěna rovnováha mezi všemi nároky kladenými na les a také zachovány a posíleny všechny jeho žádoucí vlastnosti (stabilita, druhová rozmanitost, produkční schopnost, regenerační kapacita, vitalita) (Lesy...2008). Na lesnicích, hospodařících v lesích ve vlastnictví státu, tak leží velká odpovědnost, protože právě jejich hospodaření jako správců Lesů České republiky by mělo být příkladné, koncepční a zohledňující požadavky a zájmy celé společnosti v současnosti i budoucnosti (Veškrna 2003).

Lesy ČR na svém oficiálním webu (Lesy...2008) deklarují, že pro zajištění rovnováhy mezi různorodými nároky na les (ekonomickými, ekologickými a společenskými) přednostně realizují tato opatření:

- zajištění nepřetržitého plnění všech požadovaných funkcí lesa, včetně produkce kvalitní dřevní hmoty,
- udržování a zvyšování kvality a pestrosti lesů podporou druhové rozmanitosti, tvorbou smíšených lesů a zvyšováním podílu ohrožených druhů lesních dřevin,

- zajištění trvalé přípravy stanovištně, druhově, věkově a geneticky vhodných lesních porostů k přirozené obnově lesa,
- zvyšování podílu přirozené obnovy lesa a zajištění umělé obnovy lesa z kvalitních zdrojů reprodukčního materiálu lesních dřevin,
- upřednostnění biologických způsobů meliorací za pomoci melioračních dřevin,
- snižování podílu ekologicky nešetrných přípravků a materiálů v lesích,
- při používání mechanizace v lesích dávat přednost ekologicky šetrným technologiím,
- vytváření podmínek pro ochranu biotopů chráněných či jinak cenných rostlin a živočichů a ochranu zvláštních biotopů (mokřady, rašeliniště apod.),
- ochrana populací ptáků podporou vhodných hnízdních podmínek a vyvěšováním ptačích budek v lesích,
- zajištění péče a trvalé udržování přírodě blízkých okrajů lesa,
- dosažení rovnováhy mezi zvěří a lesem

### 3. 3. Základní pojmy

Protože lesnictví (lesní hospodářství) je samostatný obor s dlouholetou tradicí a užívá množství odborných termínů, které jsou používány v této práci, považuji za potřebné alespoň s nejdůležitějšími pojmy čtenáře seznámit.

#### 3. 3. 1. Mimoprodukční funkce lesa

Náš zákon č. 289/1995 Sb., o lesích, v platném znění definuje funkce lesa jako přínosy podmíněné existencí lesa a člení je na produkční a mimoprodukční. Mimoprodukční funkce lesa se jsou chápány jako užitky z lesa nehmotné povahy, které nejsou předmětem trhu, nebo též jako soubor účinků lesů na prostředí, popř. na člověka přímo, které jsou společensky užitečné (Křístek a kol. 2002, Poleno a kol. 2007b).

Funkce **klimatická** zahrnuje vliv samotné existence lesa na režim meteorologických prvků a jevů (působení na bilanci záření, režim teploty půdy a vzduchu, vodní bilanci a proudění vzduchu). Celkově lze působení nazvat bioklimatickými účinky. **Hydrická** neboli vodní funkce se projevuje působením lesa na složky vodní bilance lesa i krajiny (dálkové hydrické působení) a lze rozlišit účinky kvalitativní, kam v užším smyslu patří ovlivňování jakosti vody, prostupující lesním prostředím, v širším smyslu pak ovlivňování režimu v tocích pomocí retence (zadržování) a retardace (zpomalování) odtoku srážkových vod v lese (rozložení odtoku

v čase). Kvantitativní účinky pak zahrnují působení na vodní bilanci a celkový odtok z lesních porostů. **Půdoochrannou** funkcí lesů se rozumí ochrana lesní půdy před erozí a svahovými pohyby a v širším pojetí též ochrana půdy před zamokřením. Tyto ochranné efekty se uplatňují jak uvnitř lesních ekosystémů, tak v přilehlém krajinném prostředí. Tyto tři oblasti působení lesa jsou hlavními ekologickými funkcemi lesů, prostřednictvím kterých lesy pozitivně ovlivňují prostředí živých organismů v jejich nitru i bezprostředním okolí (Poleno a kol. 2007b).

**Vodohospodářské** funkce jsou cíleně podporované efekty působení lesa směřující k zajištění jakosti vody, ovlivnění vodního režimu a vodní bilance. Rozlišuje se komplexní vodohospodářská funkce pro účelné usměrnění kvalitativních a kvantitativních hydrických i půdoochranných účinků pro ochranu zdrojů povrchové vody (lesy ochranných pásem vod. nádrží) a retenční vodohospodářská funkce, zahrnující usměrnění odtokového režimu srážkových vod (ochrana před záplavami a vodní erozí) (Poleno a kol. 2007b).

**Rekreační** funkcí lesa se rozumí soubor funkčních efektů lesa, jimiž kladně působí na osvěžení a zotavení návštěvníků lesa. Jde především o bioklimatické účinky působící na tělesnou stránku člověka, ale závisí to také na účincích estetických, působících na psychiku. Je to jedna z veřejností nejčastěji využívaných funkcí lesa. Příznivým ovlivňováním somatické i psychické složky člověka lesy plní také **léčebnou** (terapeutickou) funkci, zejména díky přítomnosti fytoncidů a záporných iontů v lesním prostředí a jeho uklidňujícími účinky. Důležitou složkou rekreační i léčebné funkce je také **estetické** působení lesa a jeho částí. Estetické vnímání přírodních krás lesa je také častým podnětem pro uměleckou tvorbu, což lze považovat za součást funkce **kulturní**. V dnešní krajině průmyslové Evropy je velmi významná **hygienická** funkce lesa, zahrnující účinky záchytné (izolace nečistot z ovzduší), filtrační (útlum jejich šíření) a protihlukové (Poleno a kol. 2007b). Na estetickém a hygienickém působení lesa se zakládá **krajinotvorná** funkce, jež zahrnuje využívání lesa jako součásti obývané krajiny (Plíva 1991), ale také jeho působení na stabilitu krajinného prostředí. To bývá zahrnováno také pod funkci **homeostatickou**. V neposlední řadě lesy mají důležitou funkci **ekologicko-biologickou (ekosystémovou)**, spočívající v tom, že les jako ekosystém vytváří pro četné druhy organismů existenční podmínky, na něž jsou troficky nebo ekologicky vázány (Křístek a kol. 2002). Na tom se pak zakládá funkce **ochrany přírody** (ochranářská) (Míchal a Petříček 1999).

### 3. 3. 2. Hospodářské způsoby

**Hospodářský způsob** představuje soubor hospodářských opatření se svébytnými nástroji hospodářské úpravy, který vede k charakteristické věkové a prostorové struktuře lesa. Zejména podle způsobu obnovy se rozlišují (dle vyhlášky MZe č. 83/1996 Sb.) čtyři hospodářské způsoby: podrostní, násečný, holosečný a výběrný (Poleno a kol. 2007b).

**Hospodářský způsob podrostní** – nový porost vzniká pod ochranou (clonou) těžného mateřského porostu. Uplatňuje se clonná obnova, kdy použitím různých variant a kombinací clonných sečí se postupným snižováním zápoje obnovovaného porostu vytváří vhodné podmínky pro nasemenění, ujmutí a odrůstání náletu a nárostu, popř. podsíjí a podsadeb. Mateřský porost se domycuje ve fázi zajištěných nárostů. Je rozlišováno několik druhů dle velikosti a postupu obnovy. Maloplošná clonná seč nesmí být širší než dvojnásobek průměrné výšky těžného porostu (Poleno a kol. 2007b).

**Hospodářský způsob násečný** – je založen na obnově porostů holosečnými obnovními prvky (náseky) o rozloze do 1 ha různého tvaru, jejichž šířka nepřesahuje výšku obnovovaného porostu. Nový porost vzniká v blízkosti porostní stěny jak na holé ploše (vnější okraj), tak pod ochranou těžného porostu (vnitřní okraj). Uplatňuje se obnova (seč) okrajová a taktéž je rozlišováno několik druhů obnovních sečí (Průša 2001, Poleno a kol. 2007b).

**Hospodářský způsob výběrný** – obnova se provádí současně s výchovou na téže ploše (těžba za účelem výchovy a obnovy se časově a prostorově nerozlišuje). Uskutečňuje se výběrem jednotlivých stromů nebo jejich skupin, které jsou nežádoucí nebo mýtně zralé za použití výběrné seče. Obnova porostů probíhá plynule a nepřetržitě (Průša 2001).

**Hospodářský způsob holosečný** – holosečná obnova je charakterizována jednorázovým smýcením všech stromů na souvislé porostní ploše nebo její části, jejíž šířka (u maloplošné holé seče) je větší než průměrná výška těžného porostu. Dle platného českého lesního zákona nesmí holá seč svou velikostí překročit plochu 1 ha a šířkou dvojnásobek výšky těžného porostu (na exponovaných hospodářských způsobech jednonásobek). V některých případech je možno získat výjimku i na holoseče velikosti do 2 ha bez omezení šíře (přirozená borová stanoviště na písčitých půdách, lužní stanoviště) a také na dopravně nepřístupných horských svazích delších než 250 m (do 2 ha, pokud nejde o exponované hospodářské soubory). Používá se obnovy holosečné. Nový porost vzniká na holé seči následně, a to většinou umělou obnovou, případně i obnovou přirozenou bočním náletem ze semen nebo z ponechaných

výstavků. Dle tvaru a charakteru je rozlišováno několik druhů obnovních sečí. Seče, které mají holosečný charakter, ale jsou užší než výška mýceného porostu jsou zařazovány do hospodářského způsobu násečného. (Míchal a Petříček 1999, Průša 2001, Šindelář 2001b, Kupka a kol. 2005, Poleno a kol. 2007a, Poleno a kol. 2007b).

Holou sečí (holosečí) se tedy označuje těžební zásah, při němž se v obnovovaném porostu nebo jeho části jednorázově (či několika sečemi v krátkých intervalech) smýtí všechny stromy. Plocha tím ztrácí charakter lesa a čím je větší, tím více se uplatňují ekologické podmínky nelesní půdy (Vacek a Podrázský 2006, Poleno a kol. 2007b). Holá plocha, která tímto těžebním zásahem vznikne, je označována jako paseka (Polanský a kol. 1966).

### 3. 3. 3. Těžební metody

**Stromová** – skácený strom je celý i s větvemi dopraven z porostu na přibližovací linku a po ní na odvozní místo (skládka na odvozní cestě, kde se dříví nakládá na odvozní dopravní prostředky), kde je odvětvěn či jinak zpracován. Předpokládá se, že větve při tažení stromu rozloží jeho tíhu a nedojde ke hlubokému rozrytí půdního krytu kmenem. Míra poškození půdy je však závislá na zvolené mechanizaci soustředování. Pokud je strom přibližován navijákem traktoru, je hrubší konec kmene zdvižen jen do malé výšky a vláčením zbytku stromu po zemi dochází k dost velkému rozrývání půdy. Lepší je varianta s lanovkovým přibližováním, kde je možnost uchycení kmene na tažném laně výše nad zemí (Vinklárková 1996). Vyklizování stromů s korunami je však přesto považováno vzhledem k poškození povrchu i stojících stromů za nejméně škodlivější těžební metodu (Košulič 2008).

**Kmenová** – strom se odvětví na místě skácení a na odvozní místo se transportuje jen celý kmen. Při vlečení často dochází k hlubšímu rozrývání půdního krytu, poškozování stojících stromů a jejich kořenů i samotného taženého kmene. Větve zůstávají volně ležet na místě těžby; část se případně použije na pokrytí přibližovací linky jako částečná ochrana před větším poškozením pojezdy mechanizace a vlečením nákladu. Zvláště při rozsáhlejší těžbě (zejména při holosečné formě obnovy) je těžebního odpadu velké množství a je z plochy většinou odstraňován, aby nepřekážel při těžebních pracích a následném sázení nového porostu (Vinklárková 1996).

**Sortimentová** – přímo na místě skácení stromu jsou z něj vyrobeny (nařezány) sortimenty (kusy určitých délek), které jsou transportovány na odvozní místo. Výhodou je snadnější manipulace s menšími kusy (Vinklárková 1996).

### 3. 3. 4. Technologie soustředování dříví

**Soustředování pomocí koně** (animální silou) – na menší vzdálenosti (do 200 m) je někdy z různých důvodů vhodné použít koně pro vyklizování dříví od pařezu (místa pokácení) až na odvozní místo (Košulič 2008). Výhodou je možnost citlivé regulace pohybu podle podmínek terénu; koně lze však užít jen pro kmenovou a sortimentovou metodu (tažení celého stromu by znamenalo příliš velké zatížení). Problémem je zvýšené riziko eroze v důsledku tažení velké části kmene po zemi, především, pokud je vícekrát použita stejná trasa (Vinklárková 1996).

**Kombinované přibližování kůň a traktor** – pokud je místo těžby vzdáleno od odvozního místa více jak zhruba 200 m a traktor nemůže zajet až k místu těžby, vyklidí se dříví koněm od pařezu na vývozní místo (např. k přibližovací lince pro traktor) a odtud se traktorem přiblíží na odvozní místo (Košulič 2008).

**Traktorem vlečením po zemi** – pokud to terénní podmínky dovolují, zajíždí traktor až k místu těžby, pomocí lana navijáku traktoru jsou jednotlivé kmeny přitáhnuty od pařezu k vyklizovací (přibližovací) lince, je z nich vytvořen „svazek“ a ten je vlečen po lince na odvozní místo. Všechny tři popsané způsoby znamenají v podstatě vlečení dříví po zemi, při němž dochází k poškozování stojících stromů, narušování půdy až vytváření erozních rýh. Díky tření nákladu se zemí také vyšší spotřebu pohonných hmot. Pokud traktor nezajíždí do porostu, je jeho dosah pro vyklizování omezen délkou lana navijáku (Vinklárková 1996, Košulič 2008).

**Přibližování dříví vyvážecími traktory (soupravami)** – omezuje až odstraňuje nevýhody předešlých způsobů tím, že dřevo je naloženo na vlečku (úložný prostor) vyvážecího traktoru k tomu uzpůsobenou hydraulickou rukou, která má dosah až 10 m od linky. Často je používán spolu s traktorem vybaveným kácecí a odvětovací hlavicí na konci hydraulické ruky (harvestorem) (Košulič 2008). Použití této technologie je omezeno především na oblasti, kde terén není příliš sklonitý, členitý či zamokřený. Díky speciální konstrukci těchto strojů nejsou rizika poškození půdního povrchu příliš velká (Vinklárková 1996).

**Přibližování lanovými systémy** – zahrnuje různé způsoby a modifikace přibližování dřeva pomocí lana (či systému lan) napnutého mezi dvěma stromy (či mezi stromem a traktorem) po němž se pohybuje systém kladek. V něm je upevněno tažné lano, na jehož konci je připevněn přibližovaný kmen, pohybující se tahem bubnového navijáku na druhém konci tažného lana. Pokud je k tažnému lanu připevněna i špička stromu, je o tzv. dvojitý (plný) závěs, který je z hlediska možného porušení půdního povrchu nejvíce

šetrný, protože nedochází k pohybu nákladu po zemi. Lanové systémy jsou všeobecně považovány za nejšetnější technologie soustředování dřeva, co se týče dopadu na půdu i porost. Výhodou je také jejich využitelnost ve všech typech terénu a asi o 20–40 % menší spotřeba pohonných látek, než při traktorovém soustředování. Určitou nevýhodou je delší čas přípravy (a demontáže) lanovky. Na jednu montáž lze vyklidit pruh porostu široký celkem 70–80 m (Vinklářková 1996).

### 3. 3. 5 . Další lesnické pojmy

**Buřeň** je souhrnný název pro hospodářsky nežádoucí složku přízemní vegetace (s výjimkou stromové), její rozvoj je umožněn větším přístupem světla, srážek a živin. Omezuje možnost vzniku a odrůstání přirozené obnovy a nepříznivě ovlivňuje vývoj mladých kultur (mechanickým i fyziologickým působením) (Poleno 1994).

**Kultura** – porost lesních dřevin založený uměle sítí nebo sadbou (na rozdíl od nárostu) (Poleno 1994).

**Doba obmýtní** – rámcová produkční doba jednotky diferenciací hospodaření – hospodářského souboru. Představuje časové období, v jehož průběhu se mají lesní porosty stejné hospodářské skupiny jednou těžít; ustanovuje se na podkladě produkčních a ekonomických činitelů pro hlavní hospodářské tvary, způsoby a dřeviny (Poleno 1994, Encyklopedie ...2008).

**Doba obnovní** – doba, kterou se obnoví celý porost (od prvního do posledního obnovního zásahu) (Poleno 1994, Košulič 2008).

**FSC** (Forest Stewardship Council) je mezinárodní lesní certifikace označující šetrné hospodaření v souladu s určitými standardy

**Hroubí** je označení nadzemní části stromu od 7 cm průměru s kůrou, bez hmoty pařezu (Poleno 1994).

**Intercepce** – zachycování atmosférických srážek na povrchu vegetace (Kantor a kol. 2003).

**Kulminační průtok** je největší okamžitý průtok během celé povodně (Letošník 1965).

**Nálet** je růstovou fází lesa, která vznikla přirozeným nasemeněním, semenáčky nejsou růstově zabezpečeny se střední výškou do 0,5 m (Poleno a kol. 2007b)

**Nárost** je růstová fáze lesa, která vznikla přirozenou obnovou, jedinci jsou už růstově zabezpečeni (střední výška 0,6–1,5m) (Poleno a kol. 2007b).

**Koeficient povrchového odtoku** – je dán poměrem množství vody povrchově odtékající k celkovému množství vody, je vždy menší než 1, čím je menší, tím větší je hydrická účinnost zkoumaných objektů (Pobědinskij a Krečmer 1984).

**Odtokový koeficient** – číselná hodnota, udávající poměr mezi výškou odtoku a množstvím srážek nebo oteklým množstvím a množstvím spadlých srážek na plochu povodí (Netopil 1981, Letošník 1965).

**Pasečný les** je složen z porostů stejnověkových nebo s menším věkovým rozpětím, má formu holosečnou nebo podrostrní (Míchal a kol. 1992)

**Přibližovací linka** je součást lesní dopravní sítě sloužící pro vyklizování kmenů z porostu k přibližovací cestě (dočasná funkce) (Hanák a kol. 2002).

**Přirozená obnova (PO)** – nová generace lesa se vytváří autoreprodukcí mateřského porostu. V přirozeném lese probíhá samovolně, v lese hospodářském je spojena s cílevědomou činností lesního hospodáře. Rozhodující význam má přirozená obnova generativní (semenná), i když existuje i vegetativní PO (pařezová a kořenová výmladnost) (Poleno a kol. 2007b).

**Přírodě blízké pěstování lesa** je strategie obhospodařování lesů, při které je les chápán jako ekologický i technologický systém a je utvářen s nejlépe možným využitím ekologických zákonů a přírodních sil. Bez přerušení plní jeho společensky rozhodující funkce. Přírodě blízké pěstování lesa samo o sobě není pěstebním systémem a se žádným jiným pěstebním systémem je nelze ztotožnit. Každá forma hospodářského způsobu, s výjimkou velkoplošné holosečné, může být posuzována podle přiblížení nebo vzdálení se přirozenému vývoji lesa. Znamená to využívat, udržovat nebo zvyšovat produkční potenciál stanoviště účelně smíšenými porosty a stálou existencí lesa, tj. pokud možno vyloučit velkoplošné holosečné obnovní prvky. Vzorem pro pěstování přírodě blízkého lesa je stav lesa přírodního na daném ekotopu, ten však není cílem. Pěstování lesa je zaměřeno na hospodářský les bez rozdílu dosavadního způsobu obhospodařování; může být uplatněno i v nepřirozených jehličnatých porostech (Poleno a kol. 2007b).

**Umělá obnova** lesa vzniká výlučně záměrnou činností lesního hospodáře. Jde o způsob tvorby následného porostu buď sadbou semenáčků a sazenic vypěstovaných v lesních školkách (příp. stromků vyzvednutých z náletů) nebo sítí semen a plodů přímo na obnovovanou plochu. Zcela převládá na holosečně obnovovaných plochách; pod clonou mateřských porostů se uplatňuje ve formě podsadeb a podsíjí (Poleno a kol. 2007b).

**Únosnost povrchu půdy** – odolnost proti tlaku, maximální přípustné zatížení bez následné deformace půdy (Šustýkevičová 1998).

**Věková třída** je interval 20 let (ve vysokém lese), do kterého se zařazují stejnověké porosty podle hodnot skutečného věku (Poleno 1995).

**Zajištěním** lesního porostu se rozumí dosažení takového stavu lesního porostu, který po zalesnění dále nevyžaduje intenzivní ochranu a počet jedinců a jejich rozmístění na ploše a druhová skladba lesních dřevin dává předpoklady pro vznik stanoviště vhodného lesního porostu (Zákon č. 289/1995 Sb., § 2, ods. j).

**Zakmenění** je ukazatel stupně využití růstového prostředí porostu. Vypočítá se jako poměr skutečné výčetní základny porostu a výčetní základny tabulkové. Výčetní základna je plocha kruhu odpovídající průměru stromu v tzv. výčetní výšce, tj. 1,3 m nad zemí (Poleno 1995).

## 4. Metodika

V práci jsem se zabývala vlivem obnovy lesních porostů holosečným způsobem ve vztahu k mimoprodukčním funkcím dotčených lesních ekosystémů. Na základě studia literatury jsem vytvořila souhrn problematiky a dále jsem provedla průzkum názorů a postojů lesních správců k holosečné obnově včetně zjištění některých faktů týkajících se jejich hospodaření. Pro kontakt s lesními správami a získání informací jsem zvolila formu vyplňovacího dotazníku rozesílaného e-mailem, protože jsem v krátkém čase potřebovala oslovit všech 78 lesních správ hospodařících v ČR. Vytvořila jsem tedy vyplňovací elektronický dotazník (příloha č. 1) s otázkami zaměřenými na aspekty použití, osobní vnímání a hodnocení holosečného obnovního způsobu a na související informace. Znění otázek jsem několikrát konzultovala s vedoucím práce a konečná verze byla s prosbou o vyplnění rozeslána na e-mailové adresy lesních správ, jež jsou zveřejněny na internetových stránkách podniku Lesy ČR, s. p. ([www.lesy.cz](http://www.lesy.cz)). Došlé odpovědi byly zapisovány do tabulkového editoru MS Excel, pomocí něhož pak byla zpracována popisná statistická část hodnocení dat. Složitější analýzy byly provedeny ve statistických programech JMP a SAS (metoda GLIMMIX).

## 5. Výsledky přehledové studie

### 5. 1. Změna bioklimatologických faktorů na holoseči

#### 5. 1. 1. Lesní mikroklima a vliv holosečné obnovy

Lesní ekosystémy vytvářejí ve svém nitru specifické lesní prostředí, označované jako porostní mikroklima (fytoklima). Podmínkou jeho vzniku je dostatečná hustota a rozloha porostu, protože pravé lesní klima vzniká teprve ve vzdálenosti jedné průměrné výšky stromů od okraje porostu. Principem klimatického působení lesního porostu je tlumení výkyvů nejrůznějších faktorů prostředí a tím jejich relativní stabilizace. Porostní klima je pak oproti volným plochám dosti vyrovnané (Petřík a kol. 1986, Višňák in press.). Toto působení mohou vážně narušit hospodářské zásahy. Výraznou změnou mikroklimatu se projevuje především holosečně prováděná obnova lesa na větších plochách (Pobědinskij a Krečmer 1984, Korpel' a kol. 1991, Klimo a kol. 2001). Na holé seči se lesní mikroklima mění na prostředí otevřené krajiny a její plocha je tak vystavena přímým výkyvům makroklimatu. Tím jsou vyloučeny příznivé (bio)klimatické účinky lesního porostu na nově vznikající porost (Průša 2001). Specifické lesní klima zaniká již na holé ploše větší než 0,5 hektaru (Košulič 2006b, Košulič 2006c). Neomezený (vegetací nemodifikovaný) pohyb vzdušných vrstev zde zvyšuje výpar z rostlin i půdy, nejsou již efektivně tlumeny teplotní rozdíly a dochází k rozvoji pasekové vegetace na úkor lesní (Úlehla 1947, Korpel' a kol. 1991, Průša 2001). Holosečné hospodářství výrazně mění ekologické podmínky lesního prostředí také změnou množství dopadajícího slunečního záření, změnou poměru záření a vyzařování a tím teplotního a také vlhkostního režimu. Zvýrazňuje se tak působení stresových faktorů, které byly lesním porostem eliminovány (Korpel' a kol. 1991, Vacek a Podrázský 2006, Višňák in press.).

#### 5. 1. 2. Rozdíl světelného režimu lesa a paseky

Zapojený lesní porost tlumí dopadající sluneční záření a mění i jeho kvalitu. Na rozdíl od volného prostranství převládá pod korunami stromů difuzní záření s odlišným zastoupením vlnových délek dopadajícího světla. Existuje samozřejmě rozdíl mezi jehličnatými porosty s celoročně vyrovnaným světelným režimem a porosty listnatými, v nichž tento režim podléhá sezónním vlivům. Pod dostatečně zapojeným porostem

dosahuje intenzita slunečního záření často jen 3–4 % z intenzity na volném prostranství, čemuž jsou přizpůsobeny organismy, které tam žijí (Petrík a kol. 1986, Višňák in press.).

Při holosečném způsobu těžby bývá obnažen a přímému slunečnímu záření vystaven povrch půdy, který byl až do té doby plně chráněn mateřským porostem. Množství i kvalita světla má vliv na humifikaci, přičemž přímé ozáření půdy mikrobiální činnosti spíše škodí. Stoupá při něm kyselost půdy, rozklad humusu je ztížen a tvoří se jeho nepříznivé formy, stejně jako při hustém zápoji (Kvapil a Němec 1925 in Pelíšek 1964). Režim slunečního záření je ovlivňován poměrem výšky stromů okolního porostu k šířce či průměru menší holé seče. Zástin okolního porostu se mění během dne i roku a podle toho se na seči vytváří určitá mozaika teplotních poměrů (Pobědinskij a Krečmer 1984).

### 5. 1. 3. Tepelný režim lesa a holé seče

Lesní porosty svým působením ovlivňují tepelný režim jak pod korunami, tak v přilehlých územích a významně regulují maximální a minimální teploty prostředí (Mařan a Káš 1948, Pelíšek 1964, Pobědinskij a Krečmer 1984). Na povrchu korunového patra se vytváří tzv. aktivní povrch, na němž probíhá pohlcování a transformace radiační energie na tepelnou (Pobědinskij a Krečmer 1984, Vacek a Podrázský 2006). Tento aktivní povrch je tvořen zakřivenou a drsnou plochou listů stromů. Ta je holou sečí (téměř) beze zbytku odstraněna a v místě vzniku paseky je tak příjem energie omezen na jednu rovinu povrchu holé půdy (příp. hrabanky) (Petrík a kol. 1986, Vacek a Podrázský 2006). Kromě částí paseky, kde případně zůstal nárost nebo porost buřeně, tak může být množství dopadajícího slunečního záření na půdu na holosečně smýcené ploše mimořádně velké (Vacek a Podrázský 2006) a může dosahovat maximálních hodnot typických pro dané oblasti (Pobědinskij a Krečmer 1984).

Proto také často dochází především za radiačního typu počasí k intenzivnímu přehřívání svrchních vrstev půdy (Úlehla 1947, Petrík a kol. 1986, Lhotský a kol. 1987, Baláž in prep.). Díky tmavé barvě humusové vrstvy pak teplota povrchu může dosáhnout až 60 °C, na jižních svazích v extrémních případech i 80 °C, což má negativní vliv na fyzikální a biologické charakteristiky půdy (viz kap. 5. 2. 3. a 5. 5. 1.) (Baláž in prep.). Povrch půdy se může tak silně přehřát, že dojde k odumření tkáně kořenového

krčku semenáčků stromů a ty se pak podlamují. Při teplotě 45 °C odumírají choulostivé semenáčky už po několika hodinách. Na místech vystavených přímo dopadajícím slunečním paprskům také přehřívání způsobuje na kmenech stromů sluneční úpal (korní spálu), jež následně zvyšuje náchylnost k parazitům, přičemž nejnáchylnější jsou smrk, jedle a buk, jež jsou důležitými hospodářskými dřevinami (Křístek a kol. 2002).

Přesunem přeměny pohlcování záření z korunové vrstvy stromů na povrch půdy je teplota vzduchu v přízemní vrstvě na holině ve dne vyšší než v porostu. To může způsobovat transpirační stres mladým rostlinám v období sucha a v některých případech, kdy teplota dosahuje zmíněných extrémně vysokých hodnot, je i ohrožena jejich životnost. Za jasnějšího počasí je zvýšení teplot výraznější, rozdíly mohou být i několik stupňů (Vacek a Podrázský 2006).

Absence vlivu vegetace tlumící záření neznamena jen zvýšení nebezpečí vysušování v důsledku vysokých teplot přízemních vzdušných vrstev a půdních horizontů, ale je spojena také s větším nebezpečím mrazů jako následek neomezeného vyzařování tepla z nezakrytého povrchu (Korpel a kol. 1991). Pokles teplot je výrazný především v ranních hodinách po jasné noci, kdy dochází k výraznému vyzařování tepla, výkyvům půdních teplot a inverzím (tab. 1). Na holých plochách se také hromadí studený vzduch a zejména v terénních sníženinách mohou vznikat mrazové polohy. Extrémní minimální teploty vzduchu mohou na citlivých mladých dřevinách způsobovat významné škody časnými i pozdními mrazy a také fyziologickým suchem (Pobědinskij a Krečmer 1984, Křístek a kol. 2002, Vacek a Podrázský 2006). Na pasece se může vytvořit i „mrazová díra“, kde mrazíky končí později, začínají dříve a není zde ani jediný měsíc v roce bez minimálních teplot nad 0 °C v přízemní vrstvě ovzduší (Pobědinskij a Krečmer 1984).

Amplituda denních i ročních výkyvů teplot vzduchu je v lese značně menší v porovnání s rozdíly teplot na volné ploše. Zatímco v zapojeném lese může v letním

Tabulka 1. Minimální teploty vzduchu v přízemní vrstvě na holině a přípravném porostu, ve stupních Celsia (převzato z Vacek a Podrázský 2006)

Datum měření (1927)	Březový přípravný		
	Holina	porost	Rozdíl
11/12. 5.	-11,0	-6,2	4,8
14/15. 5.	-8,0	-2,6	5,4
15/16. 5.	-3,8	0,4	4,2
25/26. 5.	-2,9	1,5	4,4
průměr za 11 nocí	-4,1	-0,2	3,9

půlroce činit denní amplituda teplot vzduchu kolem 10 °C, na volné ploše holiny může dosahovat až 30 °C. Za radiačního typu počasí je minimální teplota vzduchu v lese o 3–4 °C vyšší a maximální teplota naopak o 4–6 °C nižší než na volném prostranství. Je to způsobeno menším vyzařováním tepla z povrchu půdy pod korunovým patrem a předáváním tepla zachyceného během dne korunami do ovzduší. Tento transformační vliv je nápadný hlavně v období nástupu absolutních minimálních a maximálních teplot (Pobědinskij a Krečmer 1984). Vlivem proudění větru v přízemní vrstvě vzduchu na holině může docházet promícháváním vzduchu ke zmírňování extrémních teplot. Tím se však zároveň zvyšuje výpar a narušuje režim půdní vláhly (Petrík a kol. 1986).

Značné jsou také rozdíly půdních teplot. V letním půlroce je lesní půda (až do hloubky 1,2 m) chladnější než na volné ploše (v závislosti na typu porovnávaného porostu o 2,7 °C v borech až 3,2 °C v bučině); při povrchu půdy jsou pak tyto rozdíly ještě o 1 °C větší. V zimním období je to právě naopak. Nejpatrněji se rozdíly projevují při extrémních teplotách, kdy v nejteplejších dnech je půda v lese v hlavním kořenovém horizontu (15–30 cm) až o 4–5 °C chladnější, v nejstudenějších dnech o 1–2 °C teplejší než půda volná. Také mráz zde neproniká tak hluboko (Mařan a Káš 1948). Počet dní s půdní teplotou pod 0 °C ve vegetačním období je ve smíšených mladých porostech smrku a listnáčů 3–4krát menší a v dospělých porostech 5krát menší než na volných místech (Pobědinskij a Krečmer 1984).

Úplným smýcením porostu je tedy eliminován jeho stabilizační vliv, značné rozdíly záření v porostech a na holinách výrazně ovlivňují zejména teplotu a hospodaření s vodou a vytváří se tím specifické mikroklima paseky (Pobědinskij a Krečmer 1984, Pelíšek 1964, Lhotský a kol. 1987, Vacek a Podrázský 2006). Toto prostředí holých ploch je pak značně extrémní a drsné a na mladé dřeviny (i další organismy) nepříznivě působící (Petrík a kol. 1986). Postupným zarůstáním vegetací se mikroklima podle převládajícího druhu rostliny upravuje a při dostatečném zápoji buřeně již není pro odrůstající lesní dřeviny vyloženě nepříznivé, pokud se ovšem neprojeví negativní vlivy buřeně, jež mohou působit i škodlivěji než samotné drsné klima holé plochy. Kromě přílišného stínění bujně rostoucí buřeně a odčerpávání vody za sucha až na kritickou mez může také docházet k nadměrnému zvyšování teplot kvůli špatné výměně vzduchu. Negativně působí i vytvoření pokryvu uschlé biomasy buřeně a travního krytu na podzim mezi sazenicemi dřevin, protože působí jako izolant a v důsledku špatné vodivosti tepla z hloubky půdy na povrch se zvyšuje možnost tvorby přízemních mrazíků. Těmi pak trpí hlavně dřeviny, přerůstající výšku travního porostu (Petrík a kol.

1986). Prostředí na holině se mění dle vzdálenosti od stěn okolního porostu. Důležitá je tedy velikost, zejména šířka, holé plochy, protože s rostoucí vzdáleností se vliv sousedního porostu zmenšuje a narůstá tak nebezpečí mrazu a výparu díky vyššímu ozáření půdy. Snížení mrazového vyzařování se uplatňuje na vzdálenost dvou výšek porostu na 50–80 % volné plochy (Košulič 2006b).

#### 5. 1. 4. Režim vlhkosti a srážek

Mezi vláhovým režimem lesního porostu a holou plochou existuje také významný rozdíl, kdy stejně jako u teploty je na holinách tento režim rozkolísanější. Vegetaci nezakryté půdy jsou ohrožovány jak suchem (zvýšení ztrát výparem) tak také mohou více trpět zamokřením (Mařan a Káš 1948, Višňák in press.). Smýcením stromů je odstraněna vrstva mohutné transpirace z korun stromů, díky které byl vzduch v porostu vlhčí než nad holou plochou. Pod korunami stromů bývá relativní vlhkost vzduchu o 4–5 % vyšší než na volných místech (Pobědinskij a Krečmer 1984). Především za slunných letních dnů s již zmíněnou vyšší teplotou přízemní vrstvy vzduchu nad holinou je zde proto relativní vzdušná vlhkost obzvláště nízká. Vysoké teploty a nízká absolutní vlhkost vzduchu vede k silné pobídce stromků k transpiraci. Rosa, která se zde na rozdíl od porostu vytváří, má pro rostliny jen malý význam, protože se následující den rychle vypaří (Vacek a Podrázský 2006). Zvětšení výparu z půdy i povrchu rostlin především v kritických letních měsících je dáno kromě vyšších teplot a nižší vlhkosti vzduchu i rychlejším prouděním větru na holé ploše (Pelíšek 1964, Pobědinskij a Krečmer 1984).

Těžební zásahy, ale především těžba holou sečí, podstatně mění přístup srážek k půdě, protože se po jejím provedení nemůže uplatnit intercepce srážek v korunách, stok po kmenech, okap z listů a následně ani transpirace stromové vegetace. To se výrazně projevuje ve vodním režimu holiny a při větším rozsahu holosečného hospodářství i v celé krajině. Vyloučením intercepce i transpirace vytěženého porostu dochází k výraznému zvýšení obsahu vody v půdě, zejména ve vegetační době. Pasečná vegetace toto množství vody sice sníží, avšak její odběr je výrazně nižší než u stromového porostu a obsah vody v půdním profilu na zabuřenělé holině je tak často vyšší než pod lesním porostem. Na stanovištích s vysokou hladinou podzemní vody nebo se stagnující vodou dochází ztrátou transpirace až k zamokření povrchu (Vacek a Podrázský 2006).

Do půdy pod lesním porostem se dostane díky intercepci asi o 20–25 % méně srážek než do půdy na volné ploše. Výpar je v lese následkem slabšího záření, zeslabeného účinku větrů a ochrany půdy vegetací o 40–50 % nižší než mimo něj. Ovšem značné množství vody vytranspirují stromy a obsah vody v půdě pod nimi je tak přibližně o 3–4 % nižší; jen nejsvrchnější vrstvy lesní půdy bývají vlhčí než ve volné půdě. Díky ochraně půdní vody před výparem a výhodnému rozdělení vody v půdním profilu dokážou lesní porosty bez větší újmy přečkat i občasná letní sucha, kdy srážky mohou dosáhnout jen velmi nízkých úhrnů a na pasekách mohou mít katastrofální následky (Mařan a Káš 1948). Při déle trvajícím suchu je totiž pasečnou vegetací odebráno množství vody ze svrchních vrstev půdy (nebo se při teplém a slunném počasí vypaří evaporací z nezakrytého povrchu) a v kořenovém horizontu stromků i většiny rostlin je nedostatek vláhy zrovna v době její největší potřeby (Pelíšek 1964). Mladé porosty, nárosty a kultury jsou na nedostatek vody citlivější než starší porosty a suchem oslabené dřeviny jsou více napadány škůdci. Nejvíce jsou suchem ohroženy právě smrk, jedle a také borovice (Křístek a kol. 2002).

Pokud se jedná o velkou holoseč, jsou zde srážkové úhrny stejné jako na volném prostranství, na menších sečích můžou být úhrny dokonce větší díky strhávání srážek z okolí vlivem vzdušného proudění nad plochou, a také tím, že odpadá intercepcie (Vacek a Podrázský 2006). Platí to také pro akumulaci sněhových srážek (Pobědinskij a Krečmer 1984). Na pruhových holosečích bývají zásoby sněhu větší a mají také vyšší vodní hodnotu sněhu (o 76 % oproti plně zakmeněné smrčtině, o 61 % více než ve smíšeném lese a o 14 % více oproti bučině). Rozdíly jsou výrazné především na severních svazích, což má vliv na zvýšení odtoků sněhových vod a zvýšení odtokových koeficientů (Zelený 1971).

Hloubka promrznutí půdy v lese a na volných místech je různá. Na holosečích, kde není sníh odnášen větrem, může být promrznutí stejné jako pod lesním porostem. V porostech taje sníh pomaleji, protože koruny stromů zadržují část přicházející energie a brání proudění tepla mezi vzduchem a sněhem (Pobědinskij a Krečmer 1984). Lesní porosty tak prodlužují dobu tání a umožňují plynulé zasakování vody ze sněhu do půdy (Mezera 1971). Na plochách holosečí sníh taje většinou rychleji (intenzita tání vzrůstá 1,5–2krát oproti zapojenému porostu), což může způsobit povrchový odtok, pokud byly půdy zamrzlé, protože tak mají špatnou propustnost pro vodu (Pobědinskij a Krečmer 1984). Verry a kol. (1983) zjistili při holosečném mýcení porostů zvýšení odtokové

výšky z tání sněhu o 11 až 143 %; vrchol tání nastal o 4 až 5 dní dříve a zvýšená intenzita tání zůstala patrná během devíti let probíhající přirozené regenerace porostu.

Významnou retardaci (zpomalení) odtoku vod z tání sněhu na netěženém povodí oproti povodí holosečně těženému zjistil Zelený (1974). Časový posun odtokových vln při tání sněhu v mýceném a plně zalesněném (malém) povodí činil 1–2 týdny. Rozdíly v délce tání jsou větší při teplém a vlhkém jaru; roli hraje také orientace, sklon svahů a druhová skladba porostů. Např. v mladých listnatých lesích je výška sněhové pokrývky a intenzita tání podobná jako na holosečích (Pobědinskij a Krečmer 1984). Někdy nemusí ekologické podmínky holé seče záviset ani tak na rozloze a sousedním porostu, ale spíše na místním klimatu, nadmořské výšce, vlastnostech půdy, expozici a sklonu svahu. Ovlivnění ekologických podmínek holosečí je tak podle místa velmi rozdílné (Korpeř a kol. 1991).

## 5. 2. Ovlivnění odtokových procesů holosečnými zásahy

### 5. 2. 1. Hydrické působení lesních porostů

Vodohospodářská funkce lesů je v našich podmínkách považována za nejvýznamnější celospolečenskou funkci (Krečmer a Peřina 1971). Důležitými pramennými oblastmi jsou horské masivy z velké části pokryté lesem, kde velký sklon terénu přirozeně napomáhá k urychlování odtoku srážkové vody (Bíba a kol. 2001). Příznivé působení lesních porostů na průběh srážkoodtokových procesů je závislé zejména na retenční kapacitě lesní půdy. Pro tvorbu odtoku je nejdůležitějším dějem však a retenční schopnosti povodí jsou při přívalových i déle trvajících srážkách velmi důležité faktory zpomalující odtok (Herynek 2003). Nenarušená lesní půda vytváří pro tvorbu odtoku velmi specifické prostředí (Šach 2006a). Pokud je půdní povrch v lese nepoškozen, prakticky nedochází k povrchovému odtoku; i při vysokých atmosférických srážkách je povrchový odtok zanedbatelný a ani na prudkých svazích nenastává odnos půdy (Kantor a kol. 2003). Povrchový odtok (nebezpečný z důvodu možného vyvolání eroze půdy) se v lese vyskytuje jen v případě, že je půda plně nasycena vodou (Pobědinskij a Krečmer 1984).

Velmi dobrá propustnost lesních půd pro vodu je dána jejich příznivou strukturou (výhodnými hydrofyzikálními vlastnostmi), umožňující pronikání vody do hloubky. Závisí především na množství nekapilárních pórů (což ovlivňuje i absolutní vzdušnou

kapacitu), jež vznikají v důsledku činnosti edafonu a kořenů rostlin a výrazně se podílejí na infiltraci (Mařan a Káš 1948). Průsakem srážkové vody sítě makropórů (gravitačních pórů) do podloží vzniká odtok základní, jež se na povrch dostává v pramenných vývěrech. Pokud srážková voda narazí na nepropustné podloží odtéká ve směru spádu jako mělký podpovrchový (hypodermický) odtok, typický pro lesní půdy. Jeho rychlost posupu je přibližně 200 až 500krát nižší než u odtoku povrchového a díky zpožděnému doběhu do hydrografické sítě (dráhy soustředěného povrchového odtoku vody, tj. především vodní toky) se tím snižuje kulminace velkých vod. Lesní půda tedy má na srážkoodtokové procesy nejvýznamnější vliv (Kantor a kol. 2003).

Významnou roli při udržování dobré propustnosti půdy hraje nadložní humus. Jeho mnohostranné působení zahrnuje funkci tlumiče úderů dešťových kapek, zpomaluje rychlost odtékající vody tím, že zdrsňuje povrch, a také filtrací plavenin zamezuje zanesení mezer mezi půdními částicemi a přispívá tak k čištění srážkových vod (Pobědinskij a Krečmer 1984). Nejpriznivěji působí kyprý a čerstvě vlhký povrchový humus, jež významně zvyšuje retenční schopnosti lesních půd. Při ztrátě povrchového humusu a obnažení půdy se tak retenční schopnost a tím i odtokové poměry podstatně zhoršují (Pelíšek 1964). Stejně tak se propustnost pro vodu a provzdušnění půdy zhoršují při zmenšování pórovitosti (Pobědinskij a Krečmer 1984). Retenční schopnost lesních půd má samozřejmě své limity; pokud srážky pokračují i po dosažení maximální nasycenosti prostředí, není lesní porost schopen zabránit vzniku povodňové situace (Bíba a kol. 2001, Bíba a kol. 2006). K celoplošnému povrchovému odtoku vody (a tím k erozi půdy) však nedochází ani při katastrofálních deštích (Jařabáč a Chlebek 1989). Díky těmto velmi příznivým schopnostem lesních půd zadržovat vodu jsou povodňové průtoky lesními porosty významně eliminovány a zejména porosty se zachovalou půdou mají mimořádně velký význam (Kantor a kol. 2003).

### 5. 2. 2. Ovlivnění hydrologických vlastností půdy holosečnou těžbou

Lesnické hospodářské zásahy, zejména při procesech obnovy lesa, mohou způsobit změny příznivých hydrofyzikálních vlastností lesních půd a ovlivnit tak hydrické a půdoochranné působení lesů (Pobědinskij a Krečmer 1984, Šach 1986, Šach 1988, Šach 2006a, Šach 2006b). Především může být dotčena propustnost půd, utváření odtoku a vznik a průběh erozních procesů. Přitom je třeba rozlišovat mezi následky vytvoření holé obnažené plochy na místě lesního porostu a účinky dalších činností při

těžbě a transportu dříví (Pobědinskij a Krečmer 1984). Mezi autory však v tomto neapanuje zcela jednotný názor.

Tvrzením Šacha (1978, 1986, 1988) je, že v prvním roce po těžbě si půda většinou své vlastnosti zachovává a nedochází ihned k jejich zhoršení vlivem odstranění stromů. Byl sice zjištěn na holoseči rok po ukončení těžby výrazný přírůstek objemové hmotnosti a úbytek celkové pórovitosti (tab. 2), původních hodnot však dosáhly tyto parametry již v následujícím roce. Na ploše holé seče, kde Šach (1986) prováděl svá pozorování, nedošlo k poškození povrchu půdy, protože byl vytěžen a transportován jen malý objem dřeva a to navíc pomocí lanového systému (vlečení v polozávěsu do konkávního svahu) po vrstvě těžebního odpadu a v zimním období. Dle jeho závěrů pouhé smýcení porostu (v únosném terénu o sklonu 20–25°) nevyvolává podstatné změny fyzikálních vlastností svrchní vrstvy půdy. S tím souhlasí i Mráček a Krečmer (1975), kteří míní, že holá seč se projeví negativně v odtokových poměrech a kvalitě vody teprve pokud dojde k poškození půdy (udusání, rozrušení, výstavba a provoz dopravní sítě) při mechanizované těžbě dřeva. Také Kantor a kol. (2003) jsou toho názoru, že hydrologicky důležité vlastnosti půdy se nemění ihned po odstranění porostu, pokud ovšem nebyla těžbou poškozena lesní půda. Pokud však dojde k mineralizaci nadložního humusu a ulehnutí půdy, případně hustému prokořenění vrchní vrstvy půdy buření, můžou se hydrické účinky lesa výrazně zhoršit (Šach 1978, Podrázský a Remeš 2005), protože se zmenší pórovitost a zvýší hutnost půdy a může případně vzniknout povrchový odtok (Šach 1978). Se zapojováním nové generace lesa a rostoucím věkem porostů vsakovací schopnost vzrůstá. Dle Šacha (1978) a Kantora a kol. (2003) lze zachováním nepoškozeného povrchu půdy a včasným a úspěšným zalesněním ihned po těžbě negativním změnám funkčních vlastností půdy na holoseči zpravidla předejít.

Tabulka 2. Vývoj hydrofyzikálních vlastností povrchové vrstvy půdy na holé seči a v kontrolním porostu; těžba proběhla na přelomu let 1981 a 1982 (podle Šach 1986).

Rok měření	Holá seč			Kontrolní porost		
	Objemová hmotnost (g/cm <sup>3</sup> )	Celková pórovitost (%)	Pórovitost nekapilární (%)	Objemová hmotnost (g/cm <sup>3</sup> )	Celková pórovitost (%)	Pórovitost nekapilární (%)
1979	0,70	72	34	0,77	69	30
1982	0,86	65	22	0,76	70	28
1983	0,63	75	32	0,71	72	36
1984	0,67	73	22	0,61	76	28

Tabulka 3. Hydrologické charakteristiky půdního profilu pod různými vývojově-věkovými stadii porostu, v milimetrech (Šach a kol. 2003)

Stav smrkového porostu	Vrstva nadložního humusu (m)	Maximální kapilární vodní kapacita	Obsah vody v půdním profilu <sup>a</sup>	Pravděpodobná retenční kapacita v půdním profilu <sup>a</sup>
Tříletá kultura na 5 let staré holoseči	0,04	234	208	26
Pět let stará clonná seč (poloviční zakmenění)	0,07	282	190	92
Kontrolní porost s plným zakmeněním	0,09	297	176	121

<sup>a</sup> V letním období

Pobědinskij a Krečmer (1984) sice uvádějí, že pokud je obnova porostu po těžbě rychlá a úspěšná, dochází jen k malým změnám půdních vlastností, ale rozdíl odtokových poměrů paseky a netěženého lesa se podle nich zmenšuje obvykle až za 15 až 20 let; záleží však na oblasti a způsobu obnovy i použité technologii těžby. Ovšem i na pasekách, které byly včas (ze zákona o lesích do dvou let) zalesněny, mohou být hydrologické vlastnosti půdy pozměněny. Na pět let staré holoseči na prudkém jižním svahu s tříletou smrkovou kulturou a pokryvem silné vrstvy nadložního humusu byla v půdním profilu zjištěna nejnižší maximální kapilární vodní kapacita, nejvyšší vlhkost a tím i nejmenší potenciální retenční kapacita oproti clonné seči a kontrolnímu porostu (tab. 3, Šach a kol. 2003).

Podrázský a Remeš (2005) zaznamenali na holině (a v prostu jehličnanů) v porovnání s listnatým porostem výrazné zhoršení pedofyzikálních charakteristik nejsvrchnějšího minerálního horizontu. Rozdíly hodnot půdních charakteristik byly dokonce statisticky významné. Na holoseči byla zjištěna zvýšená objemová hmotnost, snížení pórovitosti a snížení minimální vzdušné kapacity (tab. 4). Tyto změny spolu s mineralizací nadložního humusu a ulehnutím půd, ke kterému může na holosečích dojít, pak podle autorů výrazně zhoršují půdní vlastnosti a může dojít až k ohrožení plnění hydrických funkcí lesa (Podrázský a Remeš 2005).

Tabulka 4. Základní pedofyzikální charakteristiky svrchní vrstvy minerální půdy v porostech s různým složením a na holině (podle Podrázský a Remeš 2005)

Dřevina	Objemová vlhkost (%)	Objemová hmotnost (g/cm <sup>3</sup> )	Pórovitost (%)	Max. vodní kapacita (%)	Min. vzdušná kapacita (%)
Listnáče	31,1	0,82	67,5	45,0	22,5
Smrk (55let)	16,1	0,92	64,1	33,7	30,4
Holina	29,8	1,25	51,0	36,4	14,6

Mařan a Káš (1948) připisují výrazné zhoršení vlastností půdy již samotnému odstranění lesního porostu a odkrytí plochy, protože se tím velmi rychle a značně sníží obsah nekapilárních pórů a tím na pasece poklesne absolutní vzdušná kapacita půdy (tab. 5). Stejně tak se sníží i momentální vzdušnost půdy (v hloubce 0–30 cm až o 20 %) a dojde tedy ke změnám jejích vlastností. Tyto tendence autoři ověřili mnoha pozorováními a analýzami vzorků a považují je za bezpečně zjištěné. Také rychlý rozklad nadložního humusu a možnost odvádění či přemístění organické vrstvy může znamenat snížení obsahu pórů (Mařan a Káš 1948). Na holoseči bylo zjištěno až dvojnásobné zvýšení objemové hmotnosti (Perry 1994 in Baláž in prep.) a pokles provzdušněnosti a propustnosti půd o 20–30 % (Pelíšek 1964). Dle pozorování Mařana a Káše (1948) klesla v prvních dvou letech pórovitost na pasece v hloubce 0–25 cm o 2,36 %. Ve vlhkých oblastech s těžkými půdami to může znamenat výrazné zhoršení vzdušných poměrů v půdě. Změna struktury půdy včetně zvýšení obsahu kapilárních pórů pak spolu s odstraněním stromů, které by odčerpávaly vodu, může způsobit zamokřování pasek. Po několika letech snižování pórovitosti dochází k opětovnému narůstání (Mařan a Káš 1948). Vlivu holých sečí připisuje změny půdních vlastností také Pobědinskij a Krečmer (1984), kteří zjistili především zvýšení hustoty a snížení celkové pórovitosti a propustnosti pro vodu (tab. 6. a 7.). Korpel' a kol. (1991) považují za nejvýraznější změnu půdy na holoseči úbytek organických složek horních půdních vrstev v důsledku zvýšené nitrifikace, zapříčiněné vyšší teplotou a vlhkostí. Potvrzují také zhoršení provzdušnění a hospodaření s vodou na hlinitých, těžkých půdách s labilní strukturou, kde se po provedení holoseče rozpadává hrudkovitá horní vrstva. Kromě toho mohou na holé ploše působit srážky na půdu mechanickým utloukáním a sléváním povrchu. V lesním porostu je velká část srážek zachycena korunami a tím je zabráněno snižování pórovitosti půdního povrchu přímým dopadem prudkých srážek (Úlehla 1947, Mařan a Káš 1948). Slehnutím půd se zvětšuje výpar a tím i ztráty vody z povrchu. Půdy s přeschlým povrchem (humusem, hrabankou) se pak jen velmi pomalu

Tabulka 5. Vývoj průměrné absolutní vzdušné kapacity půdy na pasece po skácení porostu, v procentech (podle Mařan a Káš 1948)

Rok (po skácení porostu)	Hloubka měření v půdě (cm)			
	0–10	10–20	20–30	30–50
1933	38,05	38,35	32,20	24,62
1935	34,29	32,65	30,46	27,21
1936	28,65	26,36	23,38	19,51

Tabulka 6. Změny fyzikálních vlastností půd v důsledku holosečného smýcení porostu (podle Pobědinskij a Krečmer 1984)

Hloubka odběru vzorků (cm)	Hustota (g/cm <sup>3</sup> )		Celková pórovitost (%)	
	Jednoletá holoseč	Mýtný porost	Jednoletá holoseč	Mýtný porost
1,5–10	0,57	0,43	74	88
10–20	1,19	0,87	50	66
20–30	1,29	1,07	49	58
30–40	1,28	1,28	49	50

zvlhčují a infiltrace je značně zpomalována (Pelíšek 1964, Mařan a Káš 1948, Šach 1986, Kantor a kol. 2003, Šach 2006b), protože půdní kapiláry jsou vyplněny vzduchem (Pelíšek 1964). K výraznému zhoršení fyzikálních vlastností půdy dochází na pasekách po holosečích, kde byla poškozena půda, např. vláčením přibližovaného dřeva či pojezdem mechanizace (Pelíšek 1964, Pobědinskij a Krečmer 1984). V takto ovlivněných půdách dochází především ke zmenšení pórovitosti a dalším změnám půdní struktury (Pelíšek 1964, Pobědinskij a Krečmer 1984, Baláž in prep.). Zvláště markantní je zhoršení hydroopedologických vlastností na těžkých hlinitých podzolovaných půdách (Pobědinskij a Krečmer 1984). V našich podmínkách má nejvíce destrukční vliv traktorové přibližování. Kola jedoucího stroje způsobují stlačování půdy, rozrušování půdního povrchu i jeho strhávání a částečně i rozrušování podloží (Křístek a kol. 2002).

Klimo (1983, 2005) popisuje při holosečném způsobu těžby a vyklízení (vytahování celých stromů kolovým traktorem v červnu) destrukci přirozeného vrstvení povrchového humusu a změny fyzikálních vlastností, k nimž došlo ihned po těžbě, především vlivem poškození a odnosu povrchového humusu (pojezdem mechanizačních prostředků a transportem stromů). Došlo k výraznému zvýšení objemové hmotnosti povrchové vrstvy půdy, naopak pórovitost se významně snížila (tab. 8). Na přibližovací lince byl povrchový humus smeten a obnažen minerální povrch půdy, na většině těžené plochy byl promíchán opad s drtí a na části povrchu vytahováním stromů s korunami

Tabulka 7. Změna propustnosti půdy pro vodu na holoseči v porovnání s bylinnou smrčínou na středně podzolované vlhké písčitohlinité půdě, v milimetrech za minutu (podle Pobědinskij a Krečmer 1984)

Hloubka odběru vzorků (cm)	Jednoletá holoseč	Mýtný porost
0–5	2,8 ± 0,04	9,1 ± 0,07
5–10	0,7 ± 0,07	2,1 ± 0,04
10–20	0,1 ± 0,00	2,8 ± 0,08
20–25	0,2 ± 0,01	2,1 ± 0,08

Tabulka 8. Vývoj fyzikálních vlastností půdy na ploše paseky po těžbě dřeva holosečným způsobem (podle Klimo 2005)

Fyzikální vlastnost	Rok odběru vzorků				
	1976 <sup>a</sup>	1977 <sup>b</sup>	1979	1981	1981 <sup>c</sup>
Objemová hmotnost redukována (g/cm <sup>3</sup> )	1,27	1,57	1,51	1,45	1,43
Pórovitost (%)	52,15	40,65	41,69	45,70	46,80
Minimální vzdušná kapacita (%)	14,29	5,57	6,97	11,64	14,60
Maximální kapilární kapacita (%)	37,90	35,00	34,71	34,04	32,00

<sup>a</sup> Před těžbou

<sup>b</sup> Ihned po vyklizení

<sup>c</sup> Pod drnem bylin

byl humus nahrnut k pařezům. Při těžbě tedy došlo k výraznému poškození půdního povrchu a porušení homogenního rozložení humusu na ploše. Protože při dopadu a transportu stromů se ulamovaly větévky a jehličí, zvýšilo se celkové množství povrchového humusu. K regeneraci fyzikálních vlastností dochází postupně především vlivem rozvoje kořenových systémů pasečné vegetace (Mařan a Káš 1948, Klimo 1983). Určité zlepšení nastalo po 4 letech, i když zhoršené fyzikální vlastnosti byly stále patrné. Návrat objemové hmotnosti na původní hodnoty je předpokládán po 8 až 10 letech (Klimo 1983, Klimo 1992).

Taktěž Šach (1986) zaznamenal na holoseči na místech s poškozeným povrchem a výraznou těžebně dopravní erozí projev zvýšené objemové hmotnosti povrchu půdy, snížení pórovitosti (především nekapilární v důsledku zhutnění a zanášení pórů drobnými částicemi) a menší kapacitu vsakování. Problémem je také přerušování vodivých drah pro vsak vody přechodem na horizontálně orientované póry v důsledku stlačení, mechanického odnosu a promísení svrchních vrstev (Šach 1986). Příčinou poškozování půdního povrchu jsou mimo jiné velké dotykové tlaky lesních kolových traktorů (Midriak 1995).

Stroje působí na půdu jednak tíhovým účinkem (statickým tlakem) způsobujícím zhutnění a snížení pórovitosti, ale také dynamickými účinky (rázy) při přenosu obvodových sil z kol na podloží, které mohou být pro vznik poškození půdy mnohem nebezpečnější (rozrušování půdy, strhávání nadložního humusu – strojní eroze) (Krešl 1980 in Pobědinskij a Krečmer 1984, Schlaghamersky 2003). Stlačení velkých (nekapilárních) pórů v povrchové vrstvě má nepříznivý vliv na celou strukturu půdy, výměnu plynů, vsak a pohyb vody a v důsledku toho je bržděn či omezen růst a

rozmístění kořenů (Quesnel a Curan 2000, Schlaghamersky 2003). Přitom každé pojíždění těžebního stroje po vlhčí půdě způsobuje větší či menší změny její struktury, protože dovolená hodnota tlaku na půdu (50 kPa) je v praxi i u širokých pneumatik s nízkým tlakem vzduchu těžko dosažitelná (jejich dotykové tlaky se nacházejí mezi 100 a 280 kPa). Minimální změny půdy lze očekávat jen za velmi příznivých povětrnostních podmínek, např. za sucha či mrazu (Schlaghamersky 2003).

Na ulehnutí půdy vlivem těžké mechanizace má tedy vliv roční období (vlhkost), struktura půdy (obsah skeletu) a mocnost povrchového humusu (Mařan a Káš 1948). Největší změny prostředí nastávají při těžbě v období bez sněhové pokrývky (Pobědinskij a Krečmer 1984). Důležitým faktorem, ovlivňujícím poškození povrchu, je taky počet jízd v jedné stopě. Při prvním až třetím přejezdu nastává největší stlačení (zhutnění, snížení pórovitosti) (Mařan a Káš 1948, Schlaghamersky 2003). Při větším počtu pojezdů v jedné dráze může dojít k promíchání nadložní pokrývky se svrchní minerální půdou (vznik smíšeného horizontu), čímž se na těchto místech mění mikrorelief a fyzikální vlastnosti půdy.

Rozsah a míra poškození povrchu závisí také na typu traktoru, na organizaci těžebních prací, rozestupu přibližovacích linek a svážnic i jejich úpravě. Při bezsystémovém přibližování či přibližování celých stromů je podíl poškozené půdy značně velký (Pobědinskij a Krečmer 1984). Regenerace fyzikálních vlastností a struktury půdy trvá v přirozených podmínkách velmi dlouho, podle půdního druhu v rozmezí 5 až 15 let (Mařan a Káš 1948), příp. 10 až 15 (Schlaghamersky 2003). V porovnání s výběrnou a clonnou těžbou je obnova příznivých vlastností půdy na holoseči pomalejší, zejména na příkrých svazích (25–30°).

### 5. 2. 3. Ovlivnění vlhkostního režimu a retenční schopnosti půd na holosečích

Holosečná těžba ovlivňuje srážkový režim lesa a vodozadržnou kapacitu několika faktory. Jednak je samotným odstraněním stromů dočasně znemožněna intercepce, tlumení energie dopadajících kapek a stok po kmenech, ale také je redukcí plochy asimilačních orgánů výrazně omezena transpirace. Snížením výparu dochází ke zvýšenému nasycení půdních pórů vodou, někdy až k zamokření, a může se projevit nižší vsakovací schopnost půdy při srážkách (Pobědinskij a Krečmer 1984, Baláz in prep.) a následné zvýšení a urychlení odtoku srážkové vody do vodotečí (Košulič 2002). Holosečná těžba může vyvolat podstatné a dlouhodobé zvýšení půdní vlhkosti, kdy po

velkou část vegetačního období zůstává v půdním profilu určité množství gravitační vody (Prax 1992) a hladina podzemní vody je tak na holině prakticky po celý rok stejná (Vacek a Podrázský 2006). Největší rozdíly mezi půdní vlhkostí na holoseči a pod porostem jsou na severních svazích, kde se při méně rozvinutém bylinném patře tolik neuplatňuje jeho vysoušecí vliv (Pobědinskij a Krečmer 1984). Také Korpel' a kol. (1991) uvádějí, že v našich podmínkách je půda na holých sečích podstatně vlhčí s výrazně menší kapacitou a vsakování zde trvá dvojnásobně déle než za přítomnosti dospělého porostu.

Paseky po holosečné obnově vystavené přímému záření i proudění vzduchu mají specifické podmínky výparu. Evaporace se zvyšuje asi 2 až 2,5 násobně; pokud dojde k mineralizaci vrstvy opadu, může být výpar z holého povrchu oproti dospělému porostu vyšší 4 až 6krát. Na zabuřenělých pasekách je nejvýznamnější výdajovou složkou vodní bilance výpar z bylinného patra (Kantor a kol. 2003). Velké ztráty vody především ze svrchních vrstev půdy pak mohou silně omezovat růst mladých stromků (Pelíšek 1964).

Holosečné smýcení porostu je tak chápáno jako zásah, jež mění dynamiku vlhkostního režimu půdy (Mařan a Káš 1948, Kolektiv 1992, Klíma a kol. 2001). Popisovány však jsou jednak velké výkyvy maxim a minim vlhkosti jako následek zvýšeného příjmu srážek a větších ztrát výparem (Mařan a Káš 1948) a velké kolísání vlhkosti ve svrchních vrstvách půdy holých sečí (Pobědinskij a Krečmer 1984), na druhé straně bylo zjištěno na holoseči i dlouhodobé podstatné zvýšení vlhkosti (trvale vyšší zásoby vody v půdním profilu) a nebyla zde zaznamenána obvyklá dynamika jarních maxim a podzimních minim vlhkosti, která je běžná pod porostem (Prax 1992). Jak bude probíráno dále, má zvýšené nasycení půdy holoseče vodou negativní vliv vzhledem ke snížené schopnosti vsakování srážkové vody do této půdy a následně možným vyšším povodňovým průtokům.

Pro vodozádržnou schopnost lesa má klíčový význam humusový horizont (Baláž in prep.). Kypřý a čerstvě vlhký nadložní (povrchový) humus je nejdůležitějším regulátorem vsaku, výparu i povrchového odtoku a díky jeho výborným retenčním schopnostem je snižováno nebezpečí vzniku povodňových vln (Úlehla 1947, Mařan a Káš 1948, Pelíšek 1964). Množství kvalitního humusu hraje téměř zásadní roli při vsakování srážkové vody do půdy. Ztrátou povrchového humusu se tak redukuje infiltrační kapacita, což znamená zhoršení retenční schopnosti lesní půdy na dotčeném místě (Pelíšek 1964, Šach 1986). Při odstranění krytu porostu na holoseči dochází ke zintenzivnění činnosti půdních mikroorganismů (Midriak a kol. 1988, Grunda

a Kulhavý 1992, Grunda 1998, Vacek a Podrázský 2006) a tím ke zrychlenému rozkladu organické hmoty ve vrstvě opadu (Petřík a kol. 1986, Klíma a kol. 2001, Hruška a Cienciala 2005, Vacek a Podrázský 2006, Baláž in prep.). Rychlá mineralizace odumřelé organické hmoty je však většinou nežádoucí proces, protože při ní nedochází k tvorbě trvalých humusových forem. Také stávající humusová vrstva je touto degradací zasažena a může to vést až ke zmenšení této důležité půdní vrstvy až o několik centimetrů (Vacek a Podrázský 2006). Na holosečích se navíc po delší dobu nevytváří nový opad, nebo jen v omezeném množství. V důsledku toho byla zjištěna na holoseči významná redukce retence humusové vrstvy a vyšší vodní eroze následkem snížení ochrany půdního povrchu (France 1997).

Ztráty humusu zrychlenou dekompozicí mohou být značné a především na extrémních lokalitách (horské oblasti, chudá stanoviště) mohou mít dlouhodobý vliv na kvalitu stanoviště (Hruška a Cienciala 2005). Např. v borech rostoucích často na chudých písčitých půdách trvá období zvýšené dekompozice organické hmoty téměř 20 let. Rychlost rozkladu je nejvyšší několik prvních let po holoseči a původní zásoba půdního uhlíku a dusíku se vytvoří asi za 80 až 100 let (Puhe a Ulrich 2001 in Hruška a Cienciala 2005). Na pasekách s hojnou bylinnou vegetací či zmlazením nemusí mít urychlený rozklad tak negativní důsledky (Šály 1991).

Množství humusu v půdě je zásadním způsobem ovlivňováno i odebráním biomasy dřeva těžbou, pálením klesu a absencí keřové vrstvy v porostech (Mrkva 2005a). Protože půdní strukturu (na které retenční kapacita velkou měrou závisí) značně ovlivňuje působení specifických společenstev půdních organismů, je retence půd holosečnou těžbou ovlivňována i skrze vliv holoseče na půdní biotu. Dochází k redukci množství makropórů a makroagregátů (shluk částic půdy větších rozměrů), vznikajících činností organismů a důležitých pro infiltrační schopnost. V důsledku se to projevuje snížením retenční kapacity dotčených lesních půd, případně i vznikem povrchového odtoku a zvýšeným rizikem povodní (Baláž in prep.).

Retenční schopnost lesních půd (především nadložního humusu) je ovlivněna i tím, že na ploše holoseče je tmavá humusová vrstva vystavena přímému slunci a velmi silně se zahřívá až na 60 °C i více (Úlehla 1947, Baláž in prep.). Dochází k nevratnému srážení koloidních látek v humusu obsažených a tím ke zmenšení jejich účinného sorpčního povrchu. Snížení jímavosti pro vodu je tím větší, čím silněji se povrch zahřál, protože imbibiční maximum (tj. množství vody, které je půda schopna nasát) závisí na teplotě půdy před smočením (Úlehla 1947). Už samotné přeschnutí povrchu hrabanky

při delším bezsrážkovém období redukuje jeho vsakovací schopnost. Za prudkých letních lijáků, jež obvykle následují, pak suchý humus zpočátku nepřijímá srážkovou vodu, která tak odtéká po povrchu (Kantor a kol. 2003). Snížení vsakovací schopnosti svrchních vrstev půdy a následné zvýšení povrchových odtoků (především při lijácích) způsobené několikaletým suchým obdobím zmiňuje i Šach (1986, 2006b). Též Mařan a Káš (1948) zjistili největší povrchové odtoky ze srážek při vysušeném nadložním humusu, kdy za příčinu označují špatnou vodní jímavost suché organické hmoty, jež stoupá až po smočení. Snížení vodní jímavosti vlivem proschnutí půd potvrzují i Pelíšek (1964). Vyschnutím povrchového surového humusu dochází navíc k jeho značnému slehnutí, což pak dále ztěžuje průsak dešťových vod (Pelíšek op. cit.).

Propustnost lesní půdy na pasece byla experimentálně zkoumána vsakovacím pokusem. Na pasece bylo konstatováno snížení propustnosti půdy, protože 10 cm vodního sloupce prosakovalo v hloubce 0–10 cm za necelou hodinu (59 min), v hloubce 40–50 cm přibližně za 1 hodinu (1 hod 4 min), kdežto v sousedním starém porostu v těch samých hloubkách za 18 min a 38 min (Mařan a Káš 1948). Také Valtýni (1996 in Baláž in prep.) zjistil velké snížení vsakovací schopnosti půdy na pasece, kdy na začátku byla intenzita vsakování 1 mm/min a po dvou hodinách jen 0,3 mm/min, zatímco ve smíšeném jedlobukovém lese to bylo 56 a 19 a ve smrkové kmenovině 30 a 14 mm/min.

Výrazně nízký retenční potenciál na holině ve srovnání s porosty různého složení zaznamenali Podrázský a Remeš (2005). Okamžitý retenční potenciál svrchní 10 cm vrstvy minerální půdy na holině byl 6,6 mm vodního sloupce oproti 13,9 mm v listnatém porostu a 17,6 mm ve čtyřiadvacetiletém porostu smrku. Nižší retenční schopnost půdy pod listnáči a na holině připisují autoři vyšší objemové vlhkosti půdy. Při odhadu retenčních schopností měla holina mezi studovanými porosty druhou nejhorší maximální retenční schopnost svrchní minerální zeminy i celkový retenční potenciál humusové vrstvy. Vcelku dobrá byla maximální retenční schopnost nadložního humusu (tab. 9).

Nepříznivě na retenční kapacitu lesních půd působí rozrušování nadložního humusu, vytváření erozních rýh a hutnění půdy, především při těžbě a soustředování dříví a také existence lesních komunikací (Mráček a Krečmer 1975, Herynek 2003).

Tabulka 9. Retenční schopnost půd v porostech různých dřevin a na holině, v milimetrech zachycených srážek (podle Podrázský a Remeš 2005)

Dřevina	Max. retenční schopnost nadložního humusu	Max. retenční schopnost svrchních 10 cm minerální zeminy	Celkový retenční potenciál humusové formy
Listnáče	3,7	45,0	48,7
Smrk (55 let)	9,2	33,0	42,9
Smrk (24 let)	10,7	42,1	52,8
Holina	9,4	36,4	45,8

Např. Mráček a Krečmer (1975) uvádějí pokles propustnosti půdy pro vodu a to na těžných plochách o 35 %. Na smykových drahách to bylo až o 93 % a na rozdíl od těžných ploch zde nedocházelo po několika letech k návratu vsakovacích poměrů do normálu.

Podle Úlehly (1947) by se les, od kterého se očekává významné vodohospodářské působení, neměl vůbec obhospodařovat holosečně, protože se tím velmi degraduje jeho hlavní funkce jako zásobárny vody a retardační působení při prudkých lijácích (nepříznivé ovlivnění humusové vrstvy, nezůstává žádné rozpadající se dřevo s velmi vysokou retenční kapacitou, atd.). Stejný nesoulad mezi holosečným hospodařením a plněním hydrické funkce lesa s významem pro zajištění pitné vody vidí také Bielek a kol. (1991).

#### 5. 2. 4. Ovlivnění odtoku z těžebních ploch

Hospodářskými zásahy do stávajících lesních porostů se většinou zmenšuje biomasa dřevin a následné změny intercepce, infiltrace, evapotranspirace a retenční kapacity půdy nepřímo ovlivňují odtok srážkových vod z těžných ploch a poté i ve vodotečích (Valtýni 1985). Půdní a meteorologické faktory, které mají největší vliv na charakter vsakování a povrchového odtoku, jsou nejvýrazněji ovlivněny na holoseči (Mařan a Káš 1948, Šach 1978, Pobědinskij a Krečmer 1984) a v důsledku toho jsou zde nejvíce dotčeny hydrické účinky lesa (Pobědinskij a Krečmer 1984). Odstraněním všech stromů na určité ploše při holosečné těžbě se naráz velmi zredukuje transpirace vody a dochází k jejímu zvýšenému hromadění v půdním prostředí (Baláž in prep.). V důsledku toho se většinou první roky po těžbě na holých sečích zvyšuje hladina půdní vody a může docházet k zamokření povrchu (Mařan a Káš 1948, Pobědinskij a Krečmer 1984, Višňák in press.). Kvůli tomuto přebytku vody v půdě na pasece obecně po holé seči stoupá povrchový odtok (Pobědinskij a Krečmer 1984, Likens a kol. 1970 in Henriksen

a Kirkhusmo 2000, Troedson a Utbult 1974 in Klimo 1983). Jestliže totiž v nedotčeném porostu se 30–90 % srážkové vody vrací formou intercepce a transpirace do atmosféry, musí být toto množství vody odvedeno z holiny buď vsakem po půdy, nebo právě povrchovým odtokem, protože vodou nasycená půda má malou retenční schopnost. To má pak vliv nejen na prostředí samotné vykácené plochy (např. v podobě eroze), ale i pro vodní režim celé krajiny (Vacek a Podrázský 2006).

Dle názoru Šacha (1986, 1988), se kterým souhlasí též Kantor (1995) a Zelený (1971) však samotné obnovní způsoby nejsou obvykle příčinou zvýšení povrchového odtoku a erozních procesů (za podmínky nepoškozeného půdního pokryvu s nadložním humusem). Smýcení porostu samo o sobě (v únosném terénu o sklonu 20–25°) nemá podle něj za následek takové ovlivnění vlastností půdy, aby to mělo vliv na změnu podmínek pro vznik povrchového odtoku a eroze půdy. Výjimkou z tohoto tvrzení jsou svahy s mělkými balvanitými půdami, kde po úplném smýcení lesního porostu mohou silné srážky zrychlovat introskeletovou (vnitropůdní) erozi a vyvolávat silný svahový odtok (Šach 1986, Šach 1988, Kantor a kol. 2003, Baláž in prep.).

Povrchový odtok, jež se objeví na těžných plochách, může být především v závislosti na charakteru srážek a stavu půdního profilu zanedbatelný (2 % ročních srážek na holé seči). Může tak snadno přecházet na odtok vnitropůdní a koncentrovat se pouze na přibližovacích linkách. Měření povrchového odtoku z atmosférických srážek na odtokových mikroplochách (tab. 10) neprokázalo významné rozdíly mezi jednotlivými parcelami (holoseč, clonná seč a kontrolní porost). Ve všech čtyřech sledovaných letech však byl povrchový odtok na holé seči nejvyšší. Průkazný rozdíl mezi holosečí a ostatními plochami byl zjištěn jen v posledním roce (1984). Významný rozdíl se vyskytl také mezi hydrologickým rokem 1979/80 (kdy byl ještě na celé výzkumné ploše vzrostlý smrkový les) a třetím rokem po těžbě (1983/84) díky výraznějšímu vzestupu výšky povrchového odtoku zejména na ploše holé seče v letním období. Příčinou byla suchá léta předešlých roků, kdy nedostatek vláhy v půdním profilu vedl ke snížení vsakovací schopnosti svrchních půdních vrstev a následnému vyššímu povrchovému odtoku hlavně lijákových srážek. Protože však na pokusných plochách nebyl poškozen souvislý půdní kryt, neměl tento povrchový odtok za následek žádné erozivní účinky (Šach 1986).

Tabulka 10. Povrchový odtok z atmosférických srážek na odtokových mikroplochách, v milimetrech (Šach 1986)

Hydrolog. rok	Holá seč			Clonná seč			Kontrolní porost		
	Zima	Léto	Celkem	Zima	Léto	Celkem	Zima	Léto	Celkem
1979/80	4,4	0,9	5,3	4,4	1,4	5,8	2,1	0,2	2,3
1980/81	3,1	1,0	4,1	0,9	1,8	2,7	3,0	0,5	3,5
1981/82	15,0	1,8	16,8	14,3	1,0	15,3	12,2	1,7	13,9
1982/83	3,9	8,4	12,3	1,7	3,3	5,0	4,1	4,2	8,3
1983/84	2,5	15,0	17,5	2,8	5,0	7,8	2,7	4,8	7,5

Midriak (1995) zjistil z ploch holosečí největší roční množství neproduktivně odtékající vody (z hydrologického hlediska ztráty – bez toho aby byla využita vegetací či pro doplnění zásob půdní vody). Podle něj ve srovnání s holosečemi odteče v mýtně zralých a přestárlých porostech jen 31 % množství vody v povrchovém odtoku a kalnost odtékající vody je průměrně poloviční. V závislosti na sklonu, rozsahu obnažení, příp. destrukce povrchu odtékalo až 782 tisíc litrů vody z plochy jednoho hektaru, což představovalo v průměru 3,71 % srážek volné plochy (bez lesního porostu). Největší část z celkového množství povrchového odtoku odteče na jaře (29 %) a v létě (35 %), nejméně naopak v zimě, což je významné pro volbu období těžby a přibližování. Zvyšování odtoku z holosečných ploch, zvláště je-li jejich výměra rozsáhlá (více jak 12 % celkové výměry lesa), může velmi negativně ovlivňovat celkový vodní režim krajiny (Midriak 1995). Také Bielek (1991) připisuje velkému podílu holosečně prováděných těžeb, stejně jako hydrologicky nepříznivému působení svážnic, největší vliv na zhoršování vodního režimu lesa. Ve flyšových oblastech se povrchový odtok zrychluje už při odlesnění na svazích o sklonu kolem 5°.

Ovlivnění odtoku vody v lesním prostředí při použití různých obnovních postupů hodnotil v našich přírodních podmínkách v posledních letech Šach (2006a, 2006b). Statisticky významně vyšší povrchový (i podpovrchový) odtok byl zjištěn i 25 let po provedení holosečné těžby (oproti kontrolnímu porostu a ploše s clonnou sečí). Ačkoli byly hodnoty povrchového (17,5 mm) i podpovrchového odtoku (6,8 mm) na ploše s holosečnou obnovou vzhledem ke srážkám na volné ploše v podstatě nízké (3,7 %, resp. 1,4 %), statistická průkaznost rozdílů oproti ploše kontrolní i ploše clonné seče potvrdila pozorované utužení povrchu hrabanky ve smrkové tyčkovině rostoucí na ploše bývalé holé seče.

Na holoseči se mění také poměr podzemního a povrchového odtoku, jež se během prvních 4 let po zásahu 4,5krát zmenšil. Zároveň je udáván až desetinásobný nárůst odtokové výšky a největší změny byly zaznamenány během 5 až 6 let po těžbě

(Molčanov 1973 in Pobědinskij a Krečmer 1984). Také Pobědinskij a Krečmer (1984) uvádějí zvýšení povrchového a zároveň snížení podpovrchového odtoku z holosečí. Jarní svahový odtok se v prvních 3 letech po holoseči zvětšil 6krát, při postupné těžbě jen 3krát. Výrazné zvýšení povrchového odtoku (a s tím spojených erozních procesů) při holosečné formě obnovy zmiňuje též Midriak (1995) a Čubatj (1966 in Šach 1978). Ten zaznamenal první rok po těžbě o 77 %, druhý rok o 46 % vyšší povrchový odtok než v kontrolním netěženém porostu. Nejvyšší hodnoty povrchového odtoku vody na holosečích (téměř 300 tisíc l/ha/rok) zjistili při výzkumu erozních procesů i Bielek a kol. (1991). Podobné pozorování mají také Peřina a Šach (1986), avšak ti připisují tento jev spíše vlivu použitých mechanizačních prostředků a s tím spojenému poškození půdy než samotnému způsobu obnovy.

V místech, kde dojde pohybem těžkých mechanismů a vlečením kmenů ke stlačení půdy (eliminování pórů), nastává povrchový odtok už při poměrně malých srážkách (Baláz in prep.). Poškození půdy těžbou a přibližováním na holoseči má stejně nepříznivý účinek na vsakovací schopnost jako úplný rozklad humusu (Šach 1978). Koncentrace vody v rýhách a zvětšení povrchového odtoku je především důsledkem nesprávně prováděného přibližování dřeva zemními smyky po směru největšího spádu (Pelíšek 1964). Při narušení (strhnutí) nadložního humusu při těžebních pracích se i na dobře propustných půdách povrchový odtok zvětšil až 5,5krát, stejně jako rychlost odtékající vody. Po ukončení přibližování má povrch linek zhoršenou vsakovací schopnost a tvoří se na nich koncentrovaný povrchový odtok s erozivními účinky (Šach 1986). Na svážnicích nastává povrchový odtok hned při začátku srážek, o 5 až 8 minut později i na přibližovacích linkách na pasekách a pokud jsou kryty klestem tak teprve 10 až 25 minut po začátku deště (Pobědinskij a Krečmer 1984). Povrchový odtok na linkách může být mimořádně velký (může dosáhnout až 95 % množství dopadlé vody) a je proto zdrojem vodní eroze půdy (Šach 1986). Obecně nejhorší odtokové poměry jsou v povodích, kde je podloží tvořeno flyšovými horninami (Valtýni 1985). Protože tu ve zvýšené míře hrozí eroze a sesuvy půdy, holosečná forma hospodaření by se zde měla z hlediska výskytu flyše úplně vyloučit (Prašovský 1988).

Šach (1986) se pokusil stanovit předpokládanou výšku povrchového odtoku z plochy 1 ha paseky. V úvahu byl brán pouze odtok z přibližovacích linek, protože jen zde se povrchový odtok koncentroval (na ostatní ploše byl díky nenarušenému povrchu zanedbatelný). Na pasekách s traktorovou technologií, tzn. největším poškozením půdy, představoval povrchový odtok významnou složku vodní bilance (6,6 až 11,3 % roční

Tabulka 11. Předpokládaný povrchový odtok z přibližovacích linek přepočtený na 1 ha paseky při různých způsobech soustředování dřeva (srážky 1300 mm/rok) (převzato z Šach 1990a)

Použitá těžebně dopravní technologie	Průměrný sklon paseky (%)	Doba po těžbě	Povrchový odtok z 1 ha paseky	
			mm	% roč. srážek
Traktorová	31	do 1 roku	85,6	6,6
		3 roky	65,3	5,0
Traktorová v méně únosném terénu	27	do 1 roku	146,9	11,3
		3 roky	107,8	8,3
Lanovková	33	do 1 roku	15,0	1,2
		3 roky	12,0	1,0
Animální	41	do 1 roku	29,3	2,2
		3 roky	17,6	1,4

výšky srážek). Při koncentraci takovýchto holosečí tím může být ovlivněna výška i časový průběh odtoku ve vodotečích. Nebyl zde navíc započítán odvodňovací účinek rýh a zářezů přibližovacích cest, jež by hodnoty předpokládaného povrchového odtoku ještě zvýšil (Šach 1986).

Při soustředování dřeva traktorem vytváří soustava komunikací spojitou hydrografickou síť. Podíl úplné transportní sítě cest na modelovém hektaru holoseče po započítání plochy výkopů a násypů komunikací dosahuje kritické hodnoty 12 %. Při použití traktorové technologie tak lze očekávat zvýšení kulminačních průtoků z vytěžené plochy asi o 25 %, čímž je může výrazně ovlivnit. Při soustředování koňmi či lanovkou se tak závažné zvýšení kulminačních průtoků neočekává (tab. 11). Pokud je započteno do odtoku z plochy svahových cest i množství vody z podpovrchového odtoku, jež vyvěrá na povrch v zářezích cest, celkový předpokládaný povrchový odtok bude činit až 22 % ročních srážek. S věkem a zarůstáním linek vykazuje povrchový odtok jen málo výrazný pokles a ještě tři roky po těžbě jsou hodnoty povrchového odtoku stále vysoké (tab. 12) (Šach 1990a).

Tabulka 12. Předpokládaný povrchový odtok z modelového hektaru imisní holoseče s úplnou transportní sítí (srážky 1300 mm/rok) (převzato z Šach 1990a)

Těžebně dopravní technologie	Doba po těžbě	Povrchový odtok z 1 ha holoseče	
		mm	% roč. srážek
Traktorová	do 1 roku	104	8
	3 roky	83	6,4
Traktorová v méně únosném terénu	do 1 roku	165	12,7
	3 roky	126	9,7
Traktorová <sup>a</sup>	do 1 roku	223	17,2
	3 roky	202	15,5
Traktorová v méně únosném terénu <sup>a</sup>	do 1 roku	284	21,8
	3 roky	245	18,8

<sup>a</sup> Započten odtok ze zářezů lesních cest trvalého charakteru

Pro velikost povrchového odtoku je důležitá také délka linky, počet průjezdů po ní a případný způsob potěžeční úpravy. Po 3 až 5 průjezdech není povrchový odtok ani 10 %, při 15–20 průjezdech ale stoupá až na 52–74 %. Minimální souvislý povrchový odtok způsobuje lanovkové soustředování (Šach 1986).

#### 5. 2. 5. Ovlivnění odtoku ve vodotečích

Tvorba odtoků ze zalesněného povodí je zásadně ovlivňována způsobem lesnického využívání (jeho rozsahem, zaměřením a intenzitou) (Herynek 2003). Obhospodařování lesů na ploše povodí rozhoduje o kvalitě a kvantitě hydrologického režimu toků (Pobědinskij a Krečmer 1984), protože způsob obnovy lesa ovlivňuje přírodní faktory, které se podílejí na tvorbě odtoků z lesních povodí (Šach 1978). Vliv lesnických zásahů na hydrologické účinky lesních porostů a odtokové poměry je závažný hlavně z důvodu velkého významu lesních porostů pro vodní režim krajiny a jejich protipovodňového působení. Vodohospodářská funkce má nezastupitelný význam především v horských podmínkách (Kantor 1995).

Z výsledků zahraničních experimentů vyplývá, že plošně rozsáhlé odlesnění významně zvyšuje odtok vody z povodí (Likens a kol. 1970 in Henriksen a Kirkhusmo 2000, Likens a Bormann 1974, Patric 1980 in Kantor a kol. 2003, Rosén a kol. 1996 in Henriksen a Kirkhusmo 2000). Při smýcení celé plochy menšího povodí, kdy nedošlo k porušení půdy a zůstal zachován bylinný kryt pozorovali Mráček a Krečmer (1975) vzrůst povrchového odtoku a zvýšení objemu velkých vod. Přestože tvorba splavenin se nezvýšila, vzrostlo nebezpečí povodní a eroze. Pozorováním odtoku na malých experimentálních povodích bylo také zjištěno, že těžba holou sečí na celé ploše povodí vede k prudkému zvýšení jarních povodní a rozkolísanosti vodních stavů (zvýšení kulminačních průtoků za dešťů a snížení minimálních průtoků) (Pobědinskij a Krečmer 1984). Např. Verry a kol. (1983) zjistili při holosečném mýcení topolových porostů zvýšení odtokových kulminací z dešťových srážek o 250 % a objemů vod z bouřkových lijáků o více jak 170 % v prvních dvou letech po holoseči. Zároveň s tím se i většinou mění kvalita vody zvýšeným vstupem některých živin (Likens a Bormann 1974, Henriksen a Kirkhusmo 2000) a také nárůstem obsahu půdních částic, což bývá způsobeno hlavně stavbou přibližovacích cest (Klímko 1983). Omezením zastínění ploch se zvyšuje i teplota odtékající vody (Likens a kol. 1970 in Henriksen a Kirkhusmo, Pobědinskij a Krečmer 1984).

Významné zvýšení odtoku (o 52 %) a velikosti povodní potvrzuje při holosečném odstranění stromů na 25 % plochy povodí výzkum Burtona (1997), který upozorňuje na možné důsledky tohoto efektu holosečného mýcení většího rozsahu. Také Ursic (1991) zaznamenal při holosečných těžbách na 2 malých povodích zvýšení odtoku, přičemž roli hrála vyklizovací technika – při použití traktoru a smýkání dřeva bylo zvýšení trojnásobné ve srovnání s použitím lana navijáku. Po provedení velkoplošné (několikahektarové) holoseče byla zjištěna 2,5krát větší přívalová vlna a po silných srážkách nastoupila za poloviční dobu než před realizací holoseče (Korpeľ a kol. 1991).

Ke změnám odtokového režimu dochází i při ponechání dřevní hmoty na místě. Např. Likens a Bormann (1974) zaznamenali po odlesnění na experimentálním povodí Hubbard Brook zvýšení odtoku o více než 30 %; na výzkumném objektu Coweeta v USA se první rok po holosečném smýcení zvýšil odtok o 370 mm (odtokový koeficient z 0,43 na 0,64) a ještě po 25 letech byl dosti zvýšený. V jiném povodí na stejném výzkumném objektu po holoseči došlo ke zvýšení odtoku o 255 mm, ale již po 4 letech se odtok vrátil k normálu před zásahem (Swift a Swank 1981 in Kantor a kol. 2003).

Zvýšení průtoků bylo zjištěno nejen při odlesnění celých povodí, ale i při použití pásové těžby podobné holosečím v našich podmínkách (šířka seče 25 m, vedené po spádnicí, navíc kolem toků ponechán pruh porostu). Ve srovnání s hodnotami, předpokládanými pokud by nedošlo k těžbě, se během prvních dvou vegetačních období zvýšilo množství odtékající vody o 54 % a 23 % (Likens a Bormann 1974). Podobně bylo na jiném holosečně obnovovaném povodí zaznamenáno zvýšení kulminačního průtoků o 35 % oproti povodí nedotčenému. Kulminační průtoky byly přitom ovlivněny jednak redukcí transpirace, jednak narušením půdy na těžných plochách a vytvořením nové hydrografické sítě z přibližovacích linek (Harr a kol. 1979 in Kantor a kol. 2003).

Protože zvýšení odtoků z holosečně obnovovaných povodí udává i mnoho dalších starších výzkumů, Kantor a kol. (2003) docházejí k závěru, že holosečné mýcení lesa má vždy za následek zvýšení ročního odtoku. Příčinou je především redukce odběru vody z půdy transpirací porostů, přičemž bezprostředně po těžbě je toto zvýšení nejvýznamnější. Tento závěr je podle nich možné konstatovat i přesto, že odtok vody z povodí je ovlivňován celým komplexem faktorů (geografické, klimatické, půdní, porostní) a o vlivech holosečných těžebních zásahů tak nelze vyslovovat všeobecně platné závěry. Zvýšení celkového odtoku vody při užívání holých sečí k běžné obnově porostů předpokládají také Mráček a Krečmer (1975) s tím, že na odtokové poměry

a kvalitu vody by plochy holosečí měly záporný vliv teprve tehdy, pokud by došlo ke zhutnění půdy pojížděním mechanizace, rozrušením povrchu transportem dřeva či výstavbou a provozem cest.

Zvýšení průtoků v důsledku vyšší nasycenosti povodí vodou po provedení obnovních sečí významně ovlivňuje objem a výši kulminačních průtoků povodňových vln. Průběh zvýšených (povodňových) průtoků je totiž kromě charakteru srážek velkou měrou ovlivněn právě i stupněm nasycení půdy vodou, jež se odráží ve velikosti odtoku před povodňovou srážkou. Čím je počáteční odtok vyšší a srážky déle trvajících, tím víc klesá retardační a retenční schopnost lesa (Zelený 1971). Efekt zvýšené vodnosti holosečně těženého povodí se postupně ztrácí se zarůstáním ploch vegetací, která vodu začíná odebírat (Kantor a kol. 2003). Problém ovšem nastane, pokud paseka zaroste souvislým drnem buřeně, který sice zvýší odolnost proti erozi, ale zároveň se tím ztíží infiltrace srážek (Jařabáč a Chlebek 1984). Snížení retenční schopnosti půd na zabuřenělých pasekách a několikanásobné zvýšení odtoků oproti porostům potvrzuje Pelíšek (1964). Velmi málo propustný souvislý travní drn může vyvolávat „doškový efekt“ holin, kdy spadlé srážky po krytu přízemní vegetace stečou jako po střeše budovy (Pelíšek 1964). Midriak a kol. (1988) hodnotí zarůstání holosečí buření dočasně kladně, protože se projevilo 1,2násobným snížením odtoku (po 5 letech) oproti odtoku z ploch nových holosečí, později ovšem buřeně brzdí a potlačuje růst kultur i přirozeného zmlazení a ztěžuje tak obnovu lesa (Pelíšek 1964, Lhotský a kol. 1978, Midriak a kol. 1988, Šály 1991, Bíba a kol. 2001).

Snahou o objasnění vlivů hospodářských zásahů v lesích na odtokové poměry v našich podmínkách se zabývalo několik autorů (Zelený 1971, Zelený 1974, Jařabáč 1984, Jařabáč a Chlebek 1989, Lochman 1998 a Bíba a kol. 2001), jež postupně působili v dlouhodobém výzkumu na experimentálních povodích Malá Roztoka a Červík v Beskydech. Obnova porostů pruhovými holými sečemi postupovala rychleji, než bylo v lesním hospodářství obvyklé; byl sledován vliv zásahů na celkovou vodní bilanci, hromadění a tání sněhu na sečích, ovlivnění pramenného výtoku a další jevy (eroze, horizontální srážky). Po kalibračním období bylo povodí Červíku rozděleno na samostatně hodnocené podpovodí A a B, na nichž se pak metodou párových povodí sledoval vliv rozdílných způsobů hospodaření (zrychlená porostní obnova a ponechání téměř bez úmyslných těžeb) (Jařabáč 1984). Výzkumní pozorovatelé (Jařabáč 1984, Jařabáč a Chlebek 1989, Bíba a kol. 2001) postupně došli k závěru, že ani 20–30letá řada měření nedává dostatek dat pro spolehlivé statistické testování, které by mohlo

bezpečně prokázat změny ve srážko-odtokovém procesu malého horského povodí vyvolané těžebními zásahy. Autory bylo konstatováno, že utváření vodní bilance je v lesním prostředí ovlivňováno především meteorologickými a klimatickými faktory. Kolísání těchto přírodních faktorů, stejně jako některé nedostatky měření, pak překrývají hydrologické důsledky antropogenních zásahů na odtok vody, které jsou proto málo průkazné a nelze je jednoznačně vyhodnotit (Zelený 1971, Zelený 1974, Jařabáč 1984, Jařabáč, Chlebek 1989, Bíba a kol. 2001). Stejně tak malý počet povodňových průtoků znemožňuje jednoznačné vyhodnocení časového průběhu odtoků (kvalitativní účinek lesů). Z hodnocení užšího souboru dat vyplývá jen mírné zvýšení odtokových kulminací; není při tom však možné zjistit zvlášť důsledky vyvolané mýcením porostů a stavbou dopravní sítě, kdy soustředěním vody se odtok zrychluje o 1–2 řády (Jařabáč 1984).

Data publikovaná Zeleným (1971, 1974) však na ovlivnění vodní bilance ukazují. Vliv sečí a výstavby cest je dosti výrazný při srovnání dvou dílčích podpovodí Červíku, kdy v podpovodí s holosečnými těžbami je odtok v úhrnu o 16 % vyšší oproti povodí bez holosečných těžeb. Prokazatelné bylo podle naměřených dat také zvýšení odtoku ze zimních srážek v důsledku vyšší akumulace sněhu na sečích (Zelený 1971). Také porovnání závislosti celoročních odtoků na celoročních srážkách ukazuje na významné ovlivnění těžebními zásahy, protože korelační koeficient této závislosti se na obou povodích za desetiletí s plánovanou těžbou významně zvýšil ve srovnání s prvním desetiletím bez úmyslných těžeb (Zelený 1974).

Při sledování vlivu pruhové holé seče (šířka 25 m, délka 300 m, sklon 50 %) na režim výtoků z pramene pod holosečně těžbou plochou zůstala vydatnost pramene téměř nezměněna, příp. bylo zaznamenáno jen malé zvýšení odtoku. Za delší časové období (13 let) se pak v celkové vodní bilanci jevil spíše úbytek vydatnosti pramene. Avšak na významný vliv pruhové seče na odtok z pramene ukazuje podstatné zvýšení hodnot korelačních koeficientů pro závislost odtoků z pramene na úhrnech měsíčních srážek po provedení seče ve srovnání s obdobím před zásahem. Vysoká závislost odtoků na srážkách po provedení sečí u režimu pramenného výtoků i pro celé experimentální povodí dokládají, že těžební zásahy tohoto druhu podporují citlivější reagování pramenů na srážkové situace a jsou tak příčinou větší rozkolísanosti odtoků. To ukazuje na záporný vliv holých sečí na kvalitativní vodohospodářské působení lesních porostů. Protože podobně reagují také další pramenné vývěry, používání takovýchto obnovních sečí tak zvyšuje rozkolísanost odtoků celého povodí (Zelený 1971, Zelený 1974) a větší

výskyt holin v povodí se tak stává zásadním faktorem ovlivnění vodní bilance většinou v záporném smyslu (Košulič 2002).

### 5. 3. Vliv holosečné obnovy na erozi půd

#### 5. 3. 1. Protierozní působení lesních ekosystémů a jeho ovlivnění antropogenními zásahy

S hydrickými účinky lesů je spojena i jeho půdoochranná funkce. Lesní porosty chrání půdu jednak před erozí srážkovou vodou přímo v místě, kde rostou a v důsledku ovlivňování odtoku ve vodních tocích mají ochranné působení před nadměrnou erozí také v níže položených oblastech (Pobědinskij a Krečmer 1984, Šach 1986). Půdoochranná funkce je důležitá především v lesích ochranných, ale také v hospodářských lesích ve vodohospodářsky důležitých oblastech (Šach 1986). Půda má pro lesní ekosystém velký význam, protože podstatně ovlivňuje jeho stabilitu. Vzhledem k dlouhodobému charakteru půdotvorných procesů může její poškození dle závažnosti znamenat snížení úrodnosti až úplný kolaps ekosystému lesa jako celku (Klimo 1998). Pokrytí území lesem zajišťuje téměř úplnou ochranu půdy před erozí (Buzek 1981). Samozřejmě, že erozní pochody v lesních povodích jsou závislé na přírodních poměrech, především na geologickém podloží a klimatických činitelích. Hlavní měrou je ovlivňována výskytem srážek a při absenci vydatnějších dešťů je intenzita eroze na nízké úrovni (Jařabáč a Chlebek 1984). Díky dobré schopnosti lesa snižovat povrchový odtok jeho převodem na podpovrchový je možnost vzniku škodlivých erozních procesů významně snížena. Protierozní působení lesa je dáno i tím, že zmenšuje sílu působení dešťových kapek při dopadu na půdu a snižováním množství vody pro potenciální odtok odparem (Likens a Bormann 1974, Pobědinskij a Krečmer 1984). Důležité protierozní působení mají kořenové soustavy dřevin a nadložní humusová pokrývka. Pokud by došlo k jejímu odstranění, mohou snadno vzniknout urychlené erozní procesy (Pobědinskij a Krečmer 1984).

Přírodní faktory eroze (srážky, sklon, podloží, složení a stáří porostů, hustota přirozených odtokových linií) podmiňují normální, neustále probíhající rozrušování povrchu vodou (Pobědinskij a Krečmer 1984, Buzek 1981). Za přirozenou intenzitu eroze je považována taková, která je pomalejší než rychlost tvorby půdy a úbytky jsou plynule nahrazovány půdotvornými procesy (Jařabáč a Chlebek 1989, Baláž in prep.).

Čím dál silněji však k přírodním faktorům eroze na lesních půdách přistupuje působení vlivů člověka. Především mechanizační prostředky s vysokou mobilitou a hmotností, používané při těžbě a odvozu dřeva, mohou být příčinou urychlených erozních procesů (Pobědinskij a Krečmer 1984, Buzek 1981). Výstavba a využívání lesní dopravní sítě, stejně jako způsob obnovy porostů a použitá technologie těžebních prací patří k antropogenním činnostem, jež výrazně ovlivňují erozi půdy (Valtýni 1985, Bielek a kol. 1991, Kantor a kol. 2003). Urychlená eroze, způsobená těmito antropogenními vlivy, má za následek výrazné zhoršení hydrologických vlastností půdy (rozrušení struktury, snížení vodní kapacity a propustnosti, negativní změna povrchu půdy). Tím dochází k poškozování úrodnosti půdy a degradaci jejích příznivých vlastností, jež jsou výsledkem staletého půdotvorného procesu (Pobědinskij a Krečmer 1984).

Negativní projev zásahů závisí na ploše poškození, což je ovlivněno jednak výkonem mechanizace a časem jejího nasazení do provozu (Chlebek a Jařabáč 1998, Pobědinskij a Krečmer 1984), jednak objemem transportovaného materiálu (Šach 1986). Jednou z výhod při použití holosečné obnovy je velké množství dřeva koncentrované na poměrně malé ploše lesa. Vyplácí se proto budovat na místa těžby lesní cesty a nasazovat pro těžební a vyklizovací práce výkonnou („těžkou“) techniku. Stejně tak odstraňování zbytků po těžbě a případně i zalesnění může být provedeno mechanizovaně a tedy výhodně (levně) (Vacek a Podrázský 2006). Nešetrně prováděná porostní obnova (těžba, transport dřeva i zalesňování) ovšem zasahováním do lesního prostředí může narušit protierozní (půdoochranné) účinky lesů (Pobědinskij a Krečmer 1984).

### 5. 3. 2. Vznik eroze na holých sečích

Na mechanicky nenarušené lesní půdě může erozi vyvolat pouze souvislý povrchový odtok srážkové vody, který se však v netěžených lesních porostech v podstatě nevyskytuje. Obnovní proces včetně těžby a dopravy dřeva je zásah do biomasy lesního porostu, kdy dochází ke změnám půdního krytu a tím i jeho náchylnosti k erozním procesům (Šach 1986, Šach 1988, Peřina a Šach 1986). Nejmarkantnější je tento zásah na holých sečích (Míchal a kol. 1992, Indruch 2000, Šindelář 2001b).

Šach (1986, 1988), Peřina a Šach (1986) a Kantor a kol. (2003) jsou toho názoru, že pokud dojde pouze ke smýcení většího počtu stromů i holosečným způsobem v porostu (na svazích o sklonu 20–25°) bez poškození půdy, podmínky pro vznik

povrchového odtoku a tím i eroze se tak většinou nezmění. Dle nich ani silné srážky nezpůsobují díky neporušenému povrchovému humusu žádný smyv půdy a povrchový odtok je zanedbatelný (okolo 2 % atmosférických srážek). Výjimku v tomto představují silně kamenité příkré svahy např. v Karpatech, kde již samotné smýcení porostu vyvolává vnitropůdní (introskeletovou) erozi (Šach 1986, Šach 1988, Kantor a kol. 2003, Baláž in prep.).

Bezeškodná těžba a soustředování dříví prakticky neexistují, protože každý zásah do lesního porostu je nutně doprovázen určitým stupněm jeho narušení (Simanov 1999). Při těžební a dopravní činnosti na plochách sečí a především při budování a využívání lesní dopravní sítě dochází ke kontaktu mechanizačních prostředků a jejich nákladu s terénem a tím k různě závažnému narušení půdního povrchu (Šach 1978, Šach 1986, Šach 1988, Pobědinskij a Krečmer 1984, Peřina a Šach 1986). Toto přímé narušení je pak prvotní příčinou vzniku a rozvoje jedné z forem škodlivé urychlené eroze – tzv. strojní (těžebně dopravní) eroze. Ta představuje vrstvu, resp. objem půdy odnesené z plochy paseky při těžbě a soustředování dřeva hlavně mechanickým působením strojů a transportovaného nákladu. Sekundárně působící smyv půdy vodou je pak označován jako vodní eroze (Šach 1986). Každé narušení půdního povrchu však nemusí být nutně východiskem vzniku eroze; naopak může být přínosem pro přirozené zmlazení (Simanov 1999).

Intenzita a rozsah narušení půdního povrchu závisí nejen na těžebně dopravní technologii a typu mechanizačního prostředku, ale i na druhu obnovní seče (její velikosti) a tím objemu transportovaného dřeva (Šach 1986), především v místech křížení dopravní trasy s vodotečí a při zamokřeném terénu (Buzek 1981). Koncentrací těžební činnosti vzrůstá riziko kumulace škod na lesním ekosystému (Simanov 1999). Od toho se pak odvíjí působení určitého způsobu obhospodařování lesů na lesní půdu.

Jak už bylo řečeno výše, za jednu z výhod holosečného způsobu obnovy porostů je považována právě koncentrovanost těžeb na jednom místě, čímž je usnadněno a zvýhodněno použití výkonné techniky pro těžbu a soustředování dřevní hmoty (Korpeľ a kol. 1991, Míchal a kol. 1992, Vacek a Podrázský 2006). Manipulaci s nejvyšším objemem dřevní hmoty na holosečích pak odpovídá i nejrozsáhlejší narušení povrchu půdy na holosečně obnovovaných plochách. Při srovnání různých obnovních způsobů probíhají na holosečích významnější erozní procesy i při použití stejné soustředovací technologie a jsou zde zjišťovány nejvyšší půdní ztráty (tab. 13) (Pobědinskij a Krečmer 1984, Šach 1986, Quesnel a Curan 1999).

Tabulka 13. Ztráty nadložního humusu a minerální půdy podle druhu obnovní seče, v m<sup>3</sup> na hektar (podle Pobědinskij a Krečmer 1984)

Část svahu	Holá seč		Celoplošná clonná seč		Kotlíková seč	
	Humus	Půda	Humus	Půda	Humus	Půda
Horní	65	106	36	61	16	20
Střední	34	34	29	46	22	22
Dolní	109	444	59	197	11	8

V případě, že by pro vyklizení dřeva bylo použito nejšetrnější možné technologie a půdní povrch zůstal téměř nedotčen, je zde stále problém přímého vystavení půdního povrchu srážkám, větru, případně rychlému rozkladu nadložní vrstvy humusu. Potenciální možnost eroze je tak vyšší než při pokryvu půdy vegetací (Šály 1991). Zvýšení eroze půdy je pak považováno za jeden ze zjevných důsledků holosečné těžby, mimo jiné v důsledku menšího množství vytvářeného opadu, působícího jako ochrana půdního povrchu (France 1997). Především ve sklonitých terénech holosečná obnova radikálně zvyšuje ohrožení půd vodní erozí (Míchal a kol. 1992).

Také Šindelář (2001b) spojuje samotné obnažení půdy v důsledku holosečného hospodářství (v závislosti na orografických, půdních a vegetačních podmínkách) s nebezpečím vzniku půdní eroze. Jedním z mechanismů protierozního působení vegetačního krytu (lesního porostu) je zmenšování síly úderu dešťových kapek na půdu. Ty dopadají při průměrné intenzitě srážky na zem rychlostí 4–9 m/s a na holých plochách nekrytých vegetací v důsledku toho částice půdy odletují až do výše 90 cm a vzdálenosti 1,5 m. Dochází tak k narušení specifické struktury lesní půdy, která je pak více náchylná k erozi. Lesní porost (zápoj vegetace a hrabanka) je přitom schopen tuto kinetickou energii dopadajících kapek utlumit o 95 % (Pobědinskij a Krečmer 1984), čímž se možnost eroze podstatně snižuje (Likens a Bormann 1974). Především na nově vytvořených holosečích tento ochranný účinek vegetace chybí a možnost působení deště na obnažený povrch tak vytváří podmínky pro zvýšený povrchový odtok a erozní procesy, které zapříčiňují vznik výmolů a strží. Vysoké těžby holosečemi širokými na dvě výšky stromů jsou tak popisovány jako příčina zvýšení vodní eroze půdy (Terray 1988). I přes zalesňování či přirozené zmlazení je na plochách holosečí největší erozní ohrožení i přímé poškození půdy (Midriak a kol. 1988) a v prvních dvou letech po provedení holosečného zásahu je erozní ohrožení ještě vyšší než v roce zásahu (Midriak 1995). Holosečný způsob obnovy porostů je tak považován za zásah, jež způsobuje

v půdoochranných (a s tím spojených hydrických) účincích lesa největší změny (Pobědinskij a Krečmer 1984).

Při porovnávání velikosti eroze na různých typech sečí při použití stejné technologie soustředování dříví (pozemní gravitační spouštění) byly naměřeny na holé seči ztráty půdy 128 m<sup>3</sup>/ha, v první fázi dvoufázové clonné seče 32 m<sup>3</sup>/ha, při kotlíkové seči 4,2 m<sup>3</sup>/ha a u výběrné 1,6 m<sup>3</sup>/ha (Poljakov 1965 in Šach 1986). V clonných sečích může být rozsah poškození povrchu blízký holým sečím (při všech použitých technologiích), což je dáno velkou intenzitou výběru na celé ploše porostu (kolem 50%) a z tohoto pohledu jsou proto příznivější seče kotlíkové a výběrné (Šach 1986). Jiné hodnoty erozního smyvu po holosečném zásahu uvádějí Pobědinskij a Krečmer (1984) – pro holou seč po smrčíně 9,7 m<sup>3</sup>/ha, u výběrné seče 3,7 m<sup>3</sup>/ha. Kromě zvyšování splachu půdy a kalnosti vod dochází i k odplavování nadložního humusu a minerálních částic dolů po svahu (Midriak 1995), proto je toto negativní působení zvláště citelné v horských oblastech (Pobědinskij a Krečmer 1984). V prvních dvou letech po holosečném odstranění porostu byla v horské oblasti zjištěna intenzita eroze o hodnotách 0,5–5 mm půdní vrstvy za rok (Baláž in prep.). Přitom intenzita vzniku půdy je v horských oblastech průměrně jen 0,1 mm za rok (Holý 1994) a takováto zvýšená eroze zde může znamenat výrazný úbytek půdní vrstvy (Pobědinskij a Krečmer 1984). Na holosečích bývá také delší období trvání erozních procesů po skončení prací ve srovnání s jinými druhy sečí (clonné, kotlíkové, výběrné) a podle přírodních podmínek kolísá od 2 do 20 let, přičemž intenzivní erozní procesy zpravidla ustávají do 5 let (Megahan a Kidd 1972 in Šach 1986, Poljakov 1965 in Šach 1986).

Vliv těžeb holými sečemi na erozi půdy sledoval na beskydských experimentálních povodích Červík a Malá Ráztoka podle zákalu odtékající vody (množství plavenin vypovídá o velikosti eroze) Zelený (1971). Prokázalo se průměrně trojnásobné zvýšení intenzity eroze v důsledku těžebních zásahů, ale zejména jako následek narušení půdy při stavbě svážnic a vývozních cest. V povodí Červíku bylo zvýšení eroze více než trojnásobné, což je zřejmě zapříčiněno větší erozní náchylností tamních půd. Důkazem toho, že zvýšení intenzity erozních procesů bylo důsledkem těžebních zásahů a výstavby cest, je skutečnost, že z dílčího povodí Červíku B, kde se těžilo málo, převážně výběrným způsobem a kde nedošlo k narušení půdní povrchu buldozerováním svážnic, byl odnos plavenin podstatně menší než z podpovodí A, kde se holosečně těžilo pruhovými sečemi a kde došlo k narušení půdního profilu zřizováním vývozních cest. I

poměrně slabý přívalový déšť odnášel z podpovodí A velké kvantum plavenin, kdežto z podpovodí B odtékala voda čistá (Zelený 1971).

V měření zákalu vody odtékající z těchto dvou experimentálních povodí pokračovali Jařabáč a Chlebek (1984). Za období let 1980–1983 zjistili v podpovodí A (kde dle plánu postupovala umělá obnova holými sečemi) 5krát vyšší intenzitu eroze než v kontrolním podpovodí B (kde se při občasných zásazích co nejvíce šetřila půda). Průkazné zvýšení intenzity eroze bylo zaznamenáno v období budování cestní sítě pro zpřístupňování porostů. To v dalších letech ustávalo, i když těžební práce pokračovaly, protože se vytvořil protierozně účinný pokryv z nízké vegetace, zatímco pod lesními porosty je půdní povrch bez vegetace relativně méně chráněn. Za hlavního činitele eroze v povodích jsou tak považovány vydatné srážky (Jařabáč a Chlebek 1989). Intenzitu erozních procesů však také prokazatelně snížilo omezení prací těžkých strojů ve prospěch lanovek (Jařabáč a Chlebek 1984).

Po dalších deseti letech pozorování eroze půdy na podpovodích potoka Červík konstatují Lochman a kol. (1998) podstatně nižší erozi na těžném podpovodí A než kontrolním a jako vysvětlení uvádí právě rozvoj přízemní vegetace (zatravnění) na ploše a březích vodoteče po prosvětlení v intenzivněji těžném podpovodí. Peřina a kol. (1984) však upozorňují, že vegetace může dobře chránit půdu jen proti erozi plošné a nikoli proti rýhové, vyvolané např. dopravou dřeva.

Na erozi půdy má vliv i šířka sečí, např. pokud se šířka holé seče zvětší z 50 na 200 m, smyv půdy stoupne 2–3krát. Významná je též délka sečí po svahu, která by neměla být větší než erozně chráněná délka. To je vzdálenost, při níž rozptýlený odtok začíná přecházet v koncentrovaný a hrozí rýhová eroze půdy, protože se zvětšující se vzdáleností narůstá rychlost odtékající vody (Pobědinskij a Krečmer 1984).

Snížení rozsahu poškození a erozních procesů je možno dosáhnout také použitím horizontálních úzkých sečí s vrstevnicovým přibližováním a využitím zimního období pro přibližování (Šach 1978, Šach 1986, Šach 1990b). Při zimní těžbě mohou být škody na půdním povrchu a podrostu výrazně nižší než ve vegetačním období. Stejně tak soustředování dřeva za sucha sníží půdní ztráty více než o polovinu oproti vlhkému období (Šach 1986, Valtýni 1985). Proto se i v zimě může stlačením půdy vozidly snížit vsakovací schopnost na stejné hodnoty jako při těžbě v letním období, pokud je půda málo promrzlá či dokonce rozbahněná (Mace a kol. 1971 in Šach 1978). Větší poškození půdy lze také očekávat při vlečení celých stromů, především listnáčů, i s korunami (Valtýni 1985). Rozsah poškození povrchu závisí ve stejných přírodních

podmínkách i na organizaci těžby a přibližování dřevní hmoty a na kvalifikované práci lesních dělníků (Pobědinskij a Krečmer 1984, Midriak a kol. 1988).

### 5. 3. 3. Odtok plavenin do vodotečí a vliv lesních komunikací

Kalnost vod odtékajících z holosečí je průměrně dvakrát větší než v lesních porostech (Midriak 1995), průměrné naměřené hodnoty kalnosti povrchově odtékající vody jsou 0,27 g plavenin na jeden litr vody (Bielek a kol. 1991). Zjištěné absolutní erozní ztráty (částice odplavené až do vodních toků a projevující se jako zákal vody) jsou více než pětinasobné oproti netěženým mýtním lesním porostům (Midriak 1995). Ročně se z holosečí odplaví průměrně okolo 125 kg půdy na hektar (úbytek vrstvičky asi 0,13 mm); maximální hodnoty však dosahují až 455 kg/ha/rok (Midriak 1995, Bielek a kol. 1991). Pobědinskij a Krečmer (1984) uvádí velikost odnosu půdy během přibližování 300 až 460 m<sup>3</sup> zeminy na 1 ha holé plochy a první 3 roky po těžbě stále vysoké hodnoty smyvu – až 200 m<sup>3</sup>/ha. Přitom průměrná roční hodnota splachu z mýtních porostů je 22 kg/ha/rok, z mladin dokonce jen 13 kg/ha/rok (Bielek a kol. 1991).

Na ploše paseky, kde byl minerální horizont obnažen a zhutněn těžebními stroji, byly pozorovány i tak vysoké hodnoty smyvu půdy, jaké jsou dosahovány na přibližovacích linkách a cestách (Šach 1986). I pokud na holosečích se zachovalým bylinným krytem nejsou pozorovány urychlené erozní procesy, může z odlesněného svahu odtékat až 7 g/l plavenin, kdežto na zalesněném svahu nemusí být zachycovány plaveniny žádné (Pobědinskij a Krečmer 1984). Kvalitu vody v tocích ovlivňuje též způsob přibližování dřeva, přičemž nejhorší působení mají kolové a pásové traktory, lépe jsou na tom lanovky a koňské záprahy (Bielek a kol. 1991). Přibližování lanovkou způsobilo smyv 7,5krát menšího množství suspenzí a 5,7krát méně rozpuštěných látek než přibližování traktorem (Pobědinskij a Krečmer 1984). Ursic (1991) zaznamenal při těžbě pomocí traktorové technologie koncentrace plavenin v prvním roce po těžbě nižší než na kontrolním povodí a jejich zvýšení teprve ve druhém roce.

Protože erozní procesy při obnově lesa jsou značně proměnlivé a závislé na podmínkách v konkrétním místě, nelze přebírat závěry učiněné v jiných zemích, ale je třeba získávat aplikovatelné výsledky z našich poměrů (Šach 1986). Odtok plavenin dlouhodobě sledovali v našich podmínkách Jařabáč a Chlebek (1984, 1989) na již zmiňovaných podpovodích potoka Červík. Jejich porovnání dává lepší představu o vlivu

těžby a dopravy dřeva na erozi a zákal vody než srovnávání dvou vzdálenějších povodí odlišných toků, neboť přírodní podmínky se velmi liší i v rámci jednoho pohoří. Z jejich pozorování vyplývá, že do toků se z holosečně těženeho podpovodí A dostalo za sledované desetileté období o téměř 56 t více plavenin více než z povodí kontrolního s minimálními těžbami a oteklo o 58,5 tisíce m<sup>3</sup> více zakalené vody.

Pokud dojde k zakalení toků při práci lesních strojů v bezsrážkovém období, díky poměrně nízkým průtokům celkové množství plavenin není příliš velké. Mnohem více je intenzita eroze a odnos plavenin ovlivněn při současném působení antropogenní činnosti a zvýšených průtoků z dešťů (Jařabáč a Chlebek 1984, Jařabáč a Chlebek 1989). Nejintenzivnější eroze bývá zapříčiněna letními přívalovými lijáky (Zachar 1970, Jařabáč a Chlebek 1984).

Na intenzitě erozních jevů se také podílí rozsah soustředěného a nesoustředěného odtoku v povodí. Jako následek erozních procesů na místech ovlivněných přiblížováním dříví a dopravou se smyv z lesní dopravní sítě dostává do vodních toků a zhoršuje kvalitu vody (Buzek 1981, Pobědinskij a Krečmer 1984, Šach 1986). Největšími antropogenními zdroji plavenin jsou špatně vedené nebo poškozené lesní cesty a též skopané části svahů nad nimi. Přítomnost plavenin v tocích a jejich sedimentace může značně komplikovat odtokové poměry, především v povodích vodárenských toků (Buzek 1981). Proto mají velmi negativní účinek svážnice vedené v blízkosti toků, jejich křížení s vodotečemi bez přemostění nebo dokonce využívání koryt toků k přiblížování dřeva, jelikož se při tom dostává do vody obrovské množství plavenin (Midriak 1995).

Na povrchu linek po ukončení přiblížování je zhoršená vsakovací schopnost a tvoří se na nich mimořádně velký povrchový odtok (až 95 % množství dopadlé vody), díky jehož erozivnímu účinku se stávají zdrojem vodní eroze půdy (Šach 1986). Lesní komunikace jsou tedy významným zdrojem plavenin i v době, kdy nejsou zrovna používány pro provoz mechanizace; odnos je způsoben pouze působením srážek a jimi vyvolaného odtoku na rozrušenou zeminu (Buzek 1981). Největší povrchový odtok a měrný smyv půdy je zaznamenáván na traktorových, relativně nejlépe na tom jsou koňské přiblížovací linky (Šach 1986).

#### 5. 3. 4. Problém strojní eroze na holých sečích

S tím, jak se lesní výroba zindustrializovala, začala využívat velmi výkonné mechanismy, zvláště tam, kde se přesouvají velké objemy hmot a manipuluje se zátěží velké hmotnosti, což je právě případ těžeb holými sečemi. Tyto technické prostředky, nasazované při těžbě a soustředování dřeva, mohou velmi pronikavě zasáhnout do lesního prostředí a vyvolat nežádoucí důsledky nejen z hlediska produkce dřeva, ale i dalších užitečných funkcí lesa (Peřina a Krečmer 1979, Křístek a kol. 2002).

Přibližování dříví má ze všech těžebních prací na příznivé působení lesní půdy největší vliv (Pobědinskij a Krečmer 1984). Nejzávažnějším důsledkem pro vodní poměry a lesní půdy je vytvoření erozních rýh strojní erozí (Jařabáč a Chlebek 1989), protože rozhodující pro vznik a průběh eroze je lineární poškození půdy, zasahující do minerálních horizontů. Proto se také těžebně dopravní (strojní) eroze vztahuje hlavně na místa s lineárním poškozením půdy (Šach 1986). Avšak již nepatrné pozměnění povrchu holosečí přibližováním má za následek tvorbu povrchového odtoku i při slabých srážkách, ačkoli na místech nedotčených přibližováním je povrchový odtok ze srážek jen občasný. Strojní eroze půd tak podněcováním povrchového odtoku přispívá k urychlené vodní erozi a tím nepříznivě ovlivňuje odtokový režim i kvalitu vody (Pobědinskij a Krečmer 1984).

Zvýšená tvorba erozních rýh a odnos půdy je urychlován především porušováním povrchu pohybem přibližovací techniky a nákladu. Obecně nejvyšší hodnoty těžebně dopravní eroze zapříčiňuje použití traktorových technologií pro přibližování dříví v méně únosném terénu (Šach 1986, Šach 1990b, Midriak 1988, Bielek a kol. 1991). Na velikost eroze má vliv rozsah obnažení a poškození půd; s nárůstem těchto vlivů od 12 do 50 % plochy paseky vzrůstá eroze asi 4–7krát (Pobědinskij a Krečmer 1984). Na poškozených místech bývá větší objemová hmotnost povrchu půdy, snížená pórovitost (zhutnění a zanášení pórů) a klesá vsakovací kapacita. Navíc dochází k rychlé mineralizaci humusu a případně i poškození nárostu, který je významný pro udržení příznivých vlastností půdy. Následkem těchto změn se při srážkách vytváří na poškozených místech souvislý povrchový odtok, který je příčinou vodní eroze půdy (Šach 1978, Šach 1986, Šach 1988, Pobědinskij a Krečmer 1984, Valtýni 1985, Peřina a Šach 1986, Křístek a kol. 2002). Z přibližovací trasy může vzniknout i trvalá erozní rýha. Regenerační proces je u poškozené půdy dlouhodobý a trvá obvykle i několik desítek let (Křístek a kol. 2002).

Z období před 30 lety Šach (1978) uvádí, že při tehdejších technologiích a mechanizaci těžebních prací v lesích bývá porušení povrchu pasek rozsáhlé a nepoškozeného povrchu zůstává jen málo. Stržení nadložního humusu a porušení minerální půdy bylo zjištěno na 40–50 % plochy (při pevné organizaci prací jen na 10–15 %). Tehdejší nejnovější stroje poškozovaly povrch na 60–90 % seče. Tento rozsah poškození potvrzuje i Valtýni (1985). Celková výměra pozměněného povrchu při traktorovém soustředování se dle výzkumů Pobědinského (1973 in Pobědinskij a Krečmer 1984) pohybuje od 10 % do 75 % plochy paseky.

Samozřejmě, že rozsah vážného porušení závisí i na dalších faktorech, jako je podloží, sklon a délka svahu, přibližovací vzdálenost, frekvence pojezdů, roční období prací (únosnost terénu), druh dřeviny, velikost paseky a orientace její delší osy vůči vrstevnicím (Šach 1986, Šach 1988, Midriak 1988). Roli hraje též mechanická skladba půd a mocnost nadložního humusu (Pobědinskij a Krečmer 1984) a v různých podmínkách tak mohou být vlivy přibližování velmi odlišné.

Podrobným sledováním intenzity a rozsahu poškození půdního povrchu se zabýval v našich přírodních podmínkách Šach (1986). Na holých sečích v Beskydech a Krkonoších při porovnávání různých těžebně dopravních technologií (traktor, lanovka, kůň, strojní těžebně dopravní technologie) bylo zjištěno nejzávažnější poškození (stupněm i rozsahem) povrchu půdy při použití lesních kolových traktorů (tab. 14).

Důležitým faktorem rozhodujícím o velikosti odnosu a poškození půdy při přibližování je i únosnost terénu v době provádění prací (Šach 1986). V méně únosném

Tabulka 14. Vliv soustředování dřeva různými způsoby na poškození půdního povrchu pasek (podle Šach 1986)

Stupeň poškození půdního povrchu <sup>d</sup>	Beskydy		Krkonoše			
	LKT <sup>a</sup>	LS <sup>b</sup>	LKT <sup>a</sup>	LS <sup>b</sup>	kůň	KS+VS <sup>c</sup>
	Poškození půdního povrchu v % rozlohy paseky					
0	92,4	99	91,8 (87,0) <sup>e</sup>	98,3	93,4	100
1	4,4	0	2,1 (1,9) <sup>e</sup>	0,0	6,6	0
2	3,2	1	6,1 (11,1) <sup>e</sup>	1,7	0,0	0

<sup>a</sup> Lesní kolový traktor

<sup>b</sup> Lanový systém

<sup>c</sup> Kácecí stroj a vyvážecí souprava se svěrným oplenem

<sup>d</sup> 0 = nevýznamný (zachován půdní kryt), 1 = významný (půdní kryt promísen s minerální půdkou, vytvořeny mělké rýhy), 2 = velmi významný (půdní kryt stržen, obnažena min. půda, vytvořeny hluboké rýhy)

<sup>e</sup> Údaj v závorce platí pro méně únosný terén

Tabulka 15. Těžebně dopravní eroze na přibližovacích linkách pasek s různým způsobem soustřeďování dřeva (podle Šach 1986)

Přibližovací linky	Objem dřeva v m <sup>3</sup> soustř. z 1 ha paseky	Intenzita rýhové eroze		
		m <sup>3</sup> na 1 ha linky	m <sup>3</sup> na 1 ha paseky	m <sup>3</sup> na 1m <sup>3</sup> soutř.dřeva
Traktorové	469	1610	131	0,28
Traktorové <sup>a</sup>	380	1491	195	0,51
Lanovkové	427	667	11	0,03
Koňské	469	1000	66	0,14

<sup>a</sup> V méně únosném terénu

terénu na zamokřených půdách byl při traktorovém přibližování erodován největší objem půdy ze všech použitých technologií – 195 m<sup>3</sup> na 1 ha rozlohy paseky. Podle hodnot rýhové eroze připadající na 1 m<sup>3</sup> přiblíženého dřeva lze seřadit přibližovací technologie dle způsobované těžebně dopravní eroze od nejšetnějších lanovkových a animálních po traktorové (tab. 15) (Šach 1986). Midriak (1995) řadí přibližovací technologie od těch povrchový odtok a splach půdy nejvíce ovlivňujících podobně: kolové a pásové traktory, lanovky v polozávěsu, koňské záprahy. Také dalšími autory (Zachar 1970, Pobědinskij a Krečmer 1984, Peřina a Šach 1986, Midriak a kol. 1988, Bielek a kol. 1991, Šály 1991, Křístek a kol. 2002) je přibližování dříví traktory popisováno jako destruktivní, nejnepříznivější pro půdu a hydrické účinky lesa nejpodstatněji ovlivňující.

Dle starších pozorování (Danilik 1979 in Šach 1986) způsobuje rozsáhlé ovlivnění půdy (až 90 % povrchu pasek) celoplošný pojezd soustavou těžebních strojů. Naproti tomu Šach (1986, 1990c) nezaznamenal při použití strojní těžebně dopravní technologie (kácecí stroj a vyvážecí soupravy se svěrným oplenem) s celopasekovým pohybem strojů téměř žádné poškození půdního povrchu ani vznik přibližovacích linek.

## 5. 4. Vliv holosečné obnovy na koloběh živin

### 5. 4. 1. Zvýšené vyplavování živin

Nenarušené lesní ekosystémy mají velmi stabilní koloběh živin, jejich ztráty v odtokové vodě jsou poměrně malé a roční export (výnos z území) je poměrně konstantní. Je-li přirozená struktura a funkce lesního ekosystému narušena nebo pozměňována, může systém ztratit svou schopnost zadržovat životně důležité živiny a odolávat erozi (Likens a Bormann 1974). Holopasečný způsob těžby představuje velmi citelný zásah do těchto

schopností lesního ekosystému. Přerušением komplexního cyklu živin a energetické výměny se naruší původní rovnováha a vznikne cyklus nový (Lhotský a kol. 1987, Míchal a kol. 1992, Baláž in prep.). Ve spojení s trvalou ztrátou části živin a energetických zdrojů z látkového koloběhu těžbou a s důsledky mechanizované těžby (zhutnění, porušení povrchu) mohou tyto změny za určitých okolností vést až k degradaci půdy (Lhotský a kol. 1987).

Holosečný způsob těžby a stále větší tlak na průmyslové využívání biomasy dřevin znamenají výrazný odběr organické hmoty a biogenních prvků z lesního ekosystému (Klimo 2005). Prvotním faktorem, který podmiňuje zvýšený pohyb a odnos živin z pasek, je změna koloběhu vody a teplotního režimu půdy (Klimo 1983). Otevřením půdního povrchu přímému vstupu světla (tepla) a vlhkosti se vlivem zintenzivnění činnosti půdních organismů zvyšují (zrychlují) dekompoziční procesy organické hmoty (Mařan a Káš 1948, Lochman 1980, Klimo 1983, Klimo 1998, Klimo a kol. 2001, Petřík a kol. 1986, Šály 1991, Hruška a Cienciala 2005, Vacek a Podrázský 2006, Baláž in prep.). To může na některých místech vést k rychlému téměř úplnému rozkladu nadložního humusu a ztrátám živin, a také k částečnému či úplnému splavení jemného podílu půdy (Šály 1991). Odčerpávání mineralizovaných produktů rozkladu vegetací je přerušeno nebo je často mineralizace organických zbytků příliš rychlá a převyšuje schopnost odběru živin rostlinstvem. Odstraněním všech stromů (vznikem holiny) je tak narušena uzavřenost cyklu živin, protože živiny uvolněné při rozkladu půdními organismy do půdního roztoku nejsou odebírány, ale (zvláště při absenci dostatečně husté vegetační pokrývky) dochází k jejich zvýšenému vyplavování do podzemních vod či vodních toků a tím k výstupu ze systému (Likens a Bormann 1974, Lochman 1980, Klimo 1983, Valtýni 1985, Šály 1991, Míchal a kol. 1992, Hruška a Cienciala 2005, Vacek a Podrázský 2006, Baláž in prep.). Vyluhování živin do podzemních vod má negativní vliv na kvalitu pitné vody, především pokud v nich pronikavě stoupá obsah nitrátů (Šály 1991, Klimo a kol. 2001). Později pak množství přístupných živin může naopak způsobit mimořádně vitální růst pasečné vegetace, jež se pak často stává překážkou obnovy lesa (Vacek a Podrázský 2006).

V některých porostech ale může dojít k tak velkému nahromadění povrchového surového humusu, které se kvůli svému nepříznivému složení nebo špatným podmínkám pro rozklad (sucho, příliš vlhko) nestihne ani na holině do doby zapojení nového porostu rozložit. U mladých stromků pěstovaných na pasekách v hustém zápoji,

se pak kvůli jejich značným nárokům projevuje akumulace dusíku v humusu deficitem tohoto důležitého biogenního prvku ve výživě (Klimo 1992, Klimo a Kulhavý 1994).

Výzkum vlivu různých modifikací těžebních zásahů na výstup živin z ekosystému prováděli Likens a Bormann (1974) na experimentálním povodí Hubbard Brook v USA. Oproti dlouhodobému průměru v nenarušených ekosystémech se na rozsáhlejších odlesněných plochách povodí (vykácených, avšak s ponechaným dřívím a bez vybudování cest, s aplikací herbicidů proti buřeni) během prvních tří let zvýšil průměrný čistý výnos rozpuštěných anorganických látek asi desetkrát. Koncentrace rozpuštěných látek v odtokové vodě dosáhla maxima ve druhém roce, kdy se např. celkový export fosforu zdesetinásobil. Došlo ke zrychlení dekompozice organické hmoty na povrchu půdy a zvýšení nitrifikace, což mělo za následek mobilizaci nitrátů. Následně tak byl výnos (vyplavování, ztráty) z povodí největší právě u dusičnanů. Během tří let po vykácení tyto ztráty překročily 340 kg dusíku na hektar.

Na plochách holosečí (vytvořeny odvozní cesty a dříví odvezeno, hebricidy nebyly použity) byly ztráty živin menší a činily od několika málo až do 50 % hodnot zjištěných na velkých odlesněných plochách. I přes rychlé zarůstání těžných míst pokračovaly urychlené ztráty živin nejméně další tři roky a byly zjištěny ještě i po 12 letech. Pásová těžba (šířky 25 m, po spádnici) vyvolávala podstatně nižší export živin i dusíku než vykácení celé plochy povodí nebo těžba (rozsáhlou „americkou“) holosečí. To je vysvětlováno účinkem vegetace a nevykácených pásů mezi sečemi. Přesto však byly koncentrace některých elementů (dusičnany a draslík) ve vodě v potocích průkazně vyšší než na neporušených plochách. Koncentrace dusičnanů se průkazně zvýšily především v období vegetačního klidu, ve vegetační sezóně pak klesaly na hodnoty o něco málo vyšší než jaké byly zaznamenány na neporušených plochách (Likens a Bormann 1974).

Velký výnos látek z těžných ploch představuje nejen vysoké ztráty živin, ale také negativní ovlivnění kvality vody a její eutrofizaci (Bielek a kol. 1991, Šály 1991, Midriak 1995, Poleno a kol. 2007a). Výrazný vliv holosečí na chemismus vody potvrzuje také sledování Henriksena a Kirkhusmy (2000). Jako nejzřetelnější efekt (velkoplošné) holoseče je taktéž popisováno zvýšení koncentrace dusičnanů a draslíku v podzemní vodě. Příčinou je dle autorů menší odběr živin vegetací a zvýšená mineralizace organické hmoty. Množství K ve vodě se zvýšilo téměř ihned, kdežto koncentrace dusičnanů začaly narůstat o rok později. Potvrzuje se také další trend pozorovaný na Hubbard Brook, a to zvyšování koncentrací dusičnanů v období

vegetačního klidu a snížení přes vegetační sezonu. Signifikantně se zvýšil také obsah celkového organického uhlíku (nejvyšší píky během prvních let po zásahu) a též koncentrace nestabilního hliníku (během letních měsíců). Koncentrace dusičnanů v podzemní vodě klesla po 13 letech po provedení holoseče téměř na původní hodnoty, kdežto vyplavování draslíku bylo stále vyšší než před holosečí. Doba návratu výnosu živin na původní hodnoty je tak delší, než bylo zjištěno v podobných experimentech, což je způsobeno zřejmě aplikací herbicidu 5 let po holoseči (Henriksen a Kirkhusmo 2000). Např. Neal a kol. (1992 in Henriksen a Kirkhusmo 2000) a Hornbeck a kol. (1987 in Henriksen a Kirkhusmo 2000) udávají dobu návratu koncentrací dusičnanů na předtěžební stav asi 5 let, i když vliv holoseče zůstal evidentní během celých 10 let zarůstání (Hornbeck a kol. 1987 in Henriksen a Kirkhusmo 2000).

Prudký nárůst koncentrace dusičnanů v povrchové a půdní vodě i v půdě vyvolané holosečnými zásahy zjistili také Burns a Murdoch (2005). Jako příčinu taktéž označují chybějící příjem dusíku kořeny rostlin v důsledku odstranění vegetace. Zvětšený odnos dusíku z paseky a vysoké koncentrace dusičnanů (a dalších živin) v pramenech způsobené holou sečí zaznamenal také Wiklander (1974 in Klimo 1983). Taktéž Hornbeck a Kropelin (1979 in Klimo 1983) a Martin a Pierce (1979 in Klimo 1983) pozorovali v holosečně těžném povodí ve druhém roce významné zvýšení obsahu nitrátů v tocích, a to průměrně desetinásobné ve srovnání s kontrolním povodím. V našich podmínkách při sledování vývoje humusových forem na Šumavě po odumírání lesa zjistili Svoboda a Podrázský (2005) na holině po vytěžení dřeva patrné vyplavování bází v hlubších holorganických horizontech a prokázali ztráty dusíku z povrchových vrstev nadložního humusu. Na holině (a též v nadložním humusu odumřelého porostu) také zaznamenali vyšší intenzitu rozkladných procesů a nitrifikace.

Během prvního roku po holosečném skácení porostu se může obsah dusíku v povrchovém humusu zvyšovat také v důsledku nárůstu počtu bakterií fixujících dusík. To může znamenat dočasnou imobilizaci fosforu a draslíku v živé hmotě mikroorganismů, ale po jejich odumření mohou být tyto prvky vyluhovány (Klimo 1983). Zvýšení koncentrace dusičnanů v půdním roztoku v důsledku zvýšení nitrifikace se však nemusí nutně projevit v chemismu toků, neboť v půdě působí procesy denitrifikace a absorpce rostoucí vegetací, nachází-li se nějaká na ploše. V této souvislosti je důležitá doba vsaku vody do půdy, protože pokud je půdní kryt málo vyvinutý, je čas vsaku vody krátký a v důsledku nízké denitrifikace a absorpce pak dochází k vysokému vyplavování dusičnanů do podpovrchové vody (Henriksen

a Kirkhusmo 2000). V půdním roztoku na pasece může být koncentrace elementů i nižší než pod porostem, ale jako důsledek odstraněné intercepce je zde vyšší průsak vody půdou a absolutní odnos živin na pasece je tak vyšší (Klimo 1983, Klimo 1992).

Nejde však jen o vyplavování dusíku; ve vodě z holoseči bylo zjištěno téměř 14krát více čpavku, 3krát se zvýšila její oxidovatelnost a téměř dvojnásobně vzrostla biochemická spotřeba kyslíku ve srovnání s kontrolou. Clonné a skupinovitě výběrné seče ovlivňovaly jakost vody podstatně méně. K nejsilnějšímu znečištění vody dochází, když voda teče přes holou seč při maximálním průtoku v létě. Protože chybí zastínění stromů, mění se také teplotní režim vody, což se může záporně projevit na tření ryb (Pobědinskij a Krečmer 1984).

K největším ztrátám jednotlivých živin z plochy pasek dochází v prvním a druhém roce po těžbě (Klimo 1983, Klimo 2005). Podle Šályho (1991) nastává zvýšené vyplavování zeminných částic a živinových prvků, uvolněných při zrychleném rozkladu nadložního humusu, teprve ve třetím až pátém roce po smýcení. Ztráty živin může významně ovlivnit nárůst pasečné vegetace, která má potenciální schopnost tento proces minimalizovat. Bylinná vegetace narůstající na pasece postupně dostává volně přístupné živiny do koloběhu zabudováním do svých těl a má tak velký význam pro tvorbu nového koloběhu elementů. Protože velká část biomasy bylin tvoří roční opad, je návrat některých elementů výrazně rychlejší než z opadu v dospělém smrkovém porostu. Nejvýznamnější vliv má působení bylin na pasece ve třetím roce po těžbě, kdy většinou nastává prudký vzestup produkce bylinné hmoty. Akumulace dusíku ve fytomase bylin může v tomto období činit více jak polovinu množství obsaženého v celé biomase smrkového porostu. S rozvojem nově založené kultury dřevin pak funkce bylin v koloběhu elementů na pasece v dalších letech klesá; v některých případech však může působit jako konkurence ve výživě mladého porostu především u dusíku, draslíku a hořčíku (Klimo 1983, Klimo 1992, Klimo 2005).

#### 5. 4. 2. Problém odběru živin těžbou

Těžba dřeva zasahuje do koloběhu látek a života lesa i dalším způsobem. V přírodních lesích (pralesích) zůstává veškerá vytvořená hmota v uzavřeném koloběhu živin a vyváženém toku energie (vyvážená živinová bilance). Pokud dojde silným působením vnějších vlivů k narušení porostního krytu a vzniku „holiny“, zůstává biomasa na postižených plochách zachována a takováto disturbance pak nemá výraznější

degradační charakter. Těžba a hospodářské využití biomasy porostu jsou však zásadním zásahem do tohoto více méně uzavřeného koloběhu látek mezi vegetačním krytem a půdou a vedou k ochuzování lesních půd (Míchal a kol. 1992, Klímo a kol. 2001, Křístek 2001, Košulič 2004a, Hruška a Cienciala 2005). Část živin, která by se přirozeně rozkladem dostala zpět do koloběhu, je těžbou dřeva nevratně odčerpávána (Klímo a kol. 2001, Křístek 2001, Průša 1999b, Průša 2001). Toto odebrání látek ve formě dřeva je dost významné a v různé míře na určitou dobu způsobuje nerovnováhu, změny struktury a nepřirozené změny dynamiky vývojových procesů ekosystému (Korpel a Saniga 1993). V současném hospodářském lese se na tomto degradačním vlivu podílejí zvláště holoseče, protože jak vyplývá z jejich charakteristiky, jde o jednorázové vytěžení (většinou všech) stromů na souvislé ploše. Odstraňováním pasečného odpadu jeho pálením či odvozem se problém ještě prohlubuje (Košulič 2004a).

V tomto směru je drastickým zásahem zejména intenzivní způsob těžby s využitím celých stromů, tzv. stromová metoda těžby (Klímo a kol. 2001), při které se zpracová (většinou na štěpky) celá nadzemní část biomasy včetně korun, asimilačních orgánů a kůry. Protože právě ve stromové hmotě tloušťky do 7cm, tzv. tenčině, a v kůře je obsaženo nejvíce živin z celého stromu, může tato těžební metoda znamenat ohrožení úrodnosti lesních půd. Zvláště na chudších stanovištích může narušit jejich produkční schopnost a tím i stabilitu (Bielek a kol. 1991, Klímo 1998, Košulič 2007a). Např. Kreutzer a Reemtsma (1979 in Klímo 1998) považují použití této metody na písčítých a některých chudších půdách za příčinu snížení jejich úrodnosti. Problém nemůže vyřešit ani dodání živin po holoseči např. hnojením, protože z půd chudých na humus a s nízkou sorpční kapacitou budou živiny více vyluhovány (Klímo 1983, Lhotský a kol. 1987).

V jednotlivých orgánech stromů jsou různé koncentrace živin a od charakteru jejich využití se odvíjí i míra ochuzení půdy. Pokud se odebrá pouze dřevo kmene, jsou ztráty nejmenší a u hlavních živin (N, K, Ca, Mg a P) činí 20–30 % oproti využití celé biomasy (tab. 16). Už jen těžba dřeva v kůře zvyšuje odčerpání hlavních živin na 30–50 % z obsahu celkové biomasy (Klímo a kol. 2001). Těžba celých stromů včetně kůry, větví a asimilačních orgánů znamená asi šestinásobné ztráty živin oproti těžbě pouze hroubí dřeva bez kůry. Pokud sice není používána stromová metoda těžby, ale těží se kmeny v kůře a klest je odvážen k jinému využití, má to samozřejmě stejně negativní efekt jako samotná těžba celých stromů (Košulič 2007a).

Tabulka 16. Odčerpávání živin mýtní těžbou smrkového porostu při 100letém obmýtí, prvky v kilogramech na hektar (převzato z Klímo a kol. 2001)

Odnímá se z 1 ha	Organická hmota (t)	Dusík	Fosfor	Draslík	Vápník	Hořčík
Jehličí	15,0	210	18	69	150	16
Větve tenké	16,2	115	16	75	47	13
Větve silné	10,8	27	3	13	39	4
Kůra	18,0	108	18	45	324	36
Dřevo kmene	164,0	246	16	98	164	16
Celkem	224,0	706	71	300	724	85

Výpočet množství živin odebíraných těžbou celých stromů vychází z údajů o zásobě elementů ve smýceném dospělém porostu. Pro zjištění celkového výstupu elementů včetně období růstu se musí připočíst i výchovné seče (průměrně 38 % z celkové hodnoty obsahu prvků). Pak by výnos hlavních bioelementů za celé období vývoje porostů byl 570 kg dusíku, 103 kg fosforu, 510 kg draslíku a 1088 kg vápníku na hektar (Klímo 2005, Klímo 2006). Materna (1963) uvádí údaje mírně odlišné. Dle něj se při stoleté obmýtní době odčerpá předmýtní a mýtní těžbou jehličnatých porostů (vyjma borovic) 75 kg fosforu, 477 kg draslíku a 903 kg vápníku na hektar, v listnatých porostech ještě o něco více (109, 505, 1980 kg/ha).

Kromě těchto makroživin se odebírají i značná množství důležitých mikroelementů a také uhlíku, důležitého pro tvorbu humusu. Z množství uhlíku odebraného za stoleté obmýtí, by se mohlo vytvořit okolo 40 tun humusu, což odpovídá asi 20–25 % jeho průměrné celkové zásoby v lesních půdách (Bielek a kol. 1991). Uhlík se při růstu porostu akumuluje nejen ve dřevě, ale také v půdě ve formě opadu a kořenových exudátů a jeho zásoba v ekosystému postupně narůstá. Díky zesílení intenzity dekompozice organických látek na holosečích se tento uhlík ve zvýšené míře uvolňuje do atmosféry v podobě velkého množství CO<sub>2</sub>. Především holosečnou těžbou se tak nahromaděné množství uhlíku zmenšuje a to hlavně při těžbě přestárých porostů, kde jsou zásoby uhlíku nejméně dvakrát vyšší než v běžném hospodářském lese (Baláž in prep.).

Takovéto odčerpávání látek z lesních ekosystémů přitom u nás trvá již několik století a vysoké hodnoty odebíraných elementů (tab. 17) ukazují na závažnost tohoto procesu (Klímo a kol. 2001). Podobně když Likens a Bormann (1974) odhadli množství živin odstraněné v dřevní hmotě a přičetli ho k exportu rozpuštěných živin z těžebních ploch, byly celkové ztráty dusíku a vápníku z ploch holosečí stejné nebo i větší než na

Tabulka 17. Hrubá kalkulace odčerpávání hlavních živin z lesů ČR roční těžbou (cca 10 mil m<sup>3</sup> dřeva), údaje jsou v tisících tunách (podle Klimo a kol. 2001).

Těžená hmota	Dusík	Fosfor	Draslík	Vápník	Hořčík
Dřevo kmene	4,4	0,35	2,2	2,6	0,44
Celková biomasa	11,3	1,7	5,7	11,3	1,4

celkově odlesněném povodí (kde bylo dřevo ponecháno a byly použity herbicidy proti růstu vegetace). Regenerace koloběhu látek probíhá velmi pomalu (Klimo a kol. 2001); na dobu potřebnou pro obnovení zásob jednotlivých živin, mají samozřejmě vliv rozdílné půdní podmínky a bylinná vegetace. Počet let, kterých je zapotřebí pro plnou regeneraci stanoviště z hlediska zásob prvků po holosečné těžbě se pokusil stanovit Gordon (1981 in Klimo 1983) (tab. 18).

Nejde však jen o problém odebrání samotných živin, ale také odnímání vlastní biomasy, vytvořené v lesním ekosystému. Aby byl ekosystém stabilní, potřebuje mít nastřádané energetické rezervy, jež může použít v případě narušení ekotopu nebo při působení nějakého stresoru. Nejvíce stabilní tak je ekosystém s nejvyšším nahromaděním kvalitní organické hmoty (živé i odumřelé), jež je schopna snadno uvolňovat živiny (Košulič 2005b, Metzl a Košulič 2006, Košulič 2007a). Ač tedy dřevo není příliš bohaté na samotné živiny, jeho těžbou je ekosystém ochuzován právě o tyto zásoby energeticky bohaté organické hmoty. Nejvíce a nejrychleji se to děje právě při těžbě holou sečí (Metzl a Košulič 2006), především pokud je těžení odpad pálen. Obnova humusových poměrů a půdního života pak trvá řádově staletí (Košulič 2004a).

V zájmu co nejmenšího negativního ovlivnění živinové a energetické bilance lesních ekosystémů by těžba v hospodářských lesích by měla být co nejnižší (nejlépe v souladu s přírůstem) a všečen těžební odpad ponecháván v lese; nikdy by nemělo jít o těžbu celých stromů (s kůrou, větvemi a asimilačními orgány) či odvážení klestu z lesa (Košulič 2007a). Protože však právě toto se už několik století děje, jsou pasečné

Tabulka 18. Počet let potřebný pro úplnou regeneraci stanoviště z hlediska zásob prvků disponibilních pro nový porost v závislosti na dřevinném složení (převzato z Klimo 1983)

Smíšený les se zastoupením:	Doba návratu prvků			
	Dusík	Fosfor	Draslík	Vápník
25 % jehličnanů + 75 % listnáčů	19	15	17	17
50 % jehličnanů + 50 % listnáčů	20	16	19	17
75 % jehličnanů + 25 % listnáčů	21	19	22	18

lesy (v porovnání s jinými způsoby obhospodařování) nejméně stabilní (Košulič 2005b). Holosečně obhospodařovaný les je také na rozdíl od přírodních pochodů vývoje lesa udržován permanentně ve fázi výstavby (dorůstání), takže ani nedosáhne maximální akumulace biomasy (Poleno a kol. 2007a).

## 5. 5. Vliv holosečné obnovy na les jako ekosystém

Funkce ochrany přírody (resp. ekologicko-biologická) je z lesnického hlediska kulturní funkcí, která patří k nejvýznamnějším společenským funkcím lesů (Míchal a Petříček 1999). Hospodářským využíváním lesů (zejména těžbou) nedochází jen k manipulaci s porostem stromů, ale vždy se zasahuje do struktury lesního ekosystému, jsou ovlivňovány vztahy mezi jeho složkami a také dynamika, což se projevuje změnami stability a ohrožením homeostáze (Jančařík 2001, Poleno a kol. 2007b).

Charakter změn je závislý kromě struktury porostů také na intenzitě zásahů a hospodářském způsobu. Nejvýraznější změny nastávají při holosečném hospodaření (Jančařík 2001), kdy těžba holosečí představuje tvrdý negativní zásah do složitých vztahů v lesním ekosystému (Indruch 2000), který zcela naruší jeho vývoj (Poleno 1999c). Dochází k výrazné změně rostlinného pokryvu půdy a související biocenózy (Komentovaný...2007). Vytvořením holoseče zaniká na určitou dobu na konkrétním místě život lesa jako původního ekosystému, který je nahrazen jiným (Jančařík 2001, Průša 2001, Komentovaný...2007, Višňák in press.). Ve středoevropském lese představuje tento zásah v podstatě uměle navozenou pohromu, kdy se naráz mění lesní mikroklima (Průša 2001), koloběh látek, lokální potravní pyramida a stabilita ekosystému. Již na pasece velikosti okolo 1 ha a s častým výskytem v území dochází k těmto negativním změnám (Košulič 2006b, Košulič 2006c). Tyto situace podobné katastrofickému rozpadu se přitom záměrně navozují v pravidelných a podstatně kratších intervalech než v přírodním lese (Míchal a kol. 1992).

Postižená plocha v podstatě ztrácí na určitou dobu charakter lesa a čím jsou odlesněné plochy větší, tím závažnější změny původního ekosystému nastávají (Košulič 2006b, Košulič 2006c, Vacek a Podrázský 2006). Sukcesní procesy, jež by normálně na takové ploše postižené přirozeným rozpadem probíhaly, jsou nahrazeny umělou obnovou, pro jejíž zabezpečení je nutné pomocí mechanických a chemických prostředků oslabovat přírodní konkurenční vlivy (Míchal a kol. 1992). Umělou obnovou tak vzniká nové, odlišné a často zcela nepřírozené společenstvo, které je pak kvůli své nízké ekologické stabilitě snadno ohrožitelné okolními vlivy, ať už biotického či

abiotického původu (Jančařík 2001). Protože v nově vzniklé kultuře po plošně rozsáhlém narušení se ani po několika stoletích neustálí charakteristická druhová skladba společenstva a specifické vlastnosti vnitřního prostředí, je pro udržení biodiverzity velmi důležité zachování dlouhodobé kontinuity původní biocenózy na daném stanovišti. To je možné jen při maloplošných disturbancích (velikosti několika arů) s mírnou frekvencí (Korpeľ a Saniga 1993, Košulič 2006b, Košulič 2006c). Také pro obnovu lesa v imisních oblastech jsou velkoplošné holoseče nejhorší variantou z hlediska ekologických poměrů (protože i poškozený či mrtvý lesní porost má tlumící účinky na faktory bioklimatu), ale také z hlediska vodohospodářské a půdoochranné funkce (Peřina a kol. 1984).

#### 5. 5. 1. Působení holoseče na lesní organismy

Hospodářské zásahy do dřevinného patra podstatně ovlivňují životní podmínky všech ostatních organismů, vázaných na lesní ekosystém (Míchal a Petříček 1999). Těžba přímo působí na rozšíření, složení a aktivitu společenstev půdních organismů především redukcí a přerozdělením organické hmoty, stlačením půdy, změnami ve vegetacním pokryvu a mikroklimatu. V podstatě všechny těžební zásahy mají na půdní organismy vliv a mohou vést k redukcí jejich společenstev. Následně sice dochází k pozvolnému návratu do stavu před těžbou, tato obnova však vyžaduje časové období delší než je předpokládaná délka obnovní doby. Dlouhodobé změny a důsledky jsou méně zřejmé, protože je obtížné je odlišit od přirozených změn v populační dynamice půdních organismů při vývoji lesa, působení suchých období atd. Nepříliš početná dostupná data ukazují, že nejvýznamnější dopady při srovnání různých těžebních postupů má těžba holosečí (Marshall 2000).

Počty lesních půdních živočichů jsou většinou holosečí redukovány, což bylo zjištěno u hlístic, pavouků, roztočů, chvostoskoků, larev much a půdních červů. Jiné skupiny či druhy nemusí být holosečí dotčeny či může po holoseči dojít ke zvýšení početnosti populací (např. někteří chvostoskoci a měkkýši). Pokud je však půda na místě holoseče poškozena např. těžbou celých stromů, bývají i početnosti těchto skupin sníženy. Půdní a pozemní fauna je na holoseči ovlivněna i dalšími faktory. Kromě destrukce vegetace a různých děr a prostorů v půdě, která je pravděpodobnou příčinou úbytku pavouků, ztěžuje tvrdší povrch pohyb půdních epigeických červů, kteří tak více hynou. Opožděný rozvoj hub v novém organickém substrátu po holosečné těžbě je pak

spojen s poklesem množství roztočů. U hlístic byl sice zjištěn vzrůst početnosti populace od holoseče přes clonnou seč po les s prodlouženým obmýtím, ale počet druhů byl stejný při všech třech způsobech obhospodařování (Marshall 2000). Holosečné těžby mohou také způsobovat významné změny v biotopu obojživelníků a negativně ovlivňovat jejich populace. Todd a Rothermel (2006) nezjistili sice významnější rozdíl mezi počtem mladých jedinců žab (*Bufo terrestris*) odchycených na holoseči a v lesním porostu, ale průměrné přežívání žab na ploše holoseče bylo ve srovnání s lesní výzkumnou plochou signifikantně redukováno. Jedinci přežívající na holoseči byli také významně menší než ti, žijící v lese. Autoři proto upozorňují na úskalí hodnocení ovlivnění biotopu jen na základě změn početností zkoumaných druhů.

Jedním z hlavních dopadů plošného mýcení lesa na půdní faunu je změna mikroklimatu, především teploty a vlhkosti (Midriak a kol. 1988, Tuf a kol. 2003), které mohou být více extrémní (Marshall 2000). To může mít za následek výrazné snížení množství lesních vlhkomilných druhů (Mařan a Káš 1948, Uhía a Briones 2002 in Tuf a kol. 2003) a také fungivorů, jimž poklesne dostupnost potravní nabídky (Sohlenius 2002 in Tuf a kol. 2003). Naopak u druhů otevřených stanovišť (např. střevlíci) může být zjištěno zvýšení početnosti (Tuf a kol. 2003), což je připisováno i trvalé přítomnosti generalistů v dospělém porostu. Druhovú bohatost střevlíků tak může narůstat od nekáceného lesa, přes částečně těženy až po holoseč, ovšem vyrovnanost druhů má tendenci se v tomto gradientu snižovat (Marshall 2000). Bylo však zaznamenáno i méně druhů střevlíků a chvostoskoků na holoseči ve srovnání se clonnou sečí (Addison a Barber 1997 in Marshall 2000). Zlepšení vlhkostních podmínek na některých holých sečích podporuje přežívání larev much a růst řas, což pak následně přitahuje některé druhy brouků (Marshall 2000). Společenstva bezobratlých žijících na povrchu půdy nemusí být samotným odstraněním stromů příliš narušena, ale přejezdy nákladní techniky se dřevem, štěpkování zbytků a použití sázecího stroje mohou mít velmi negativní dopad na vlastní půdní faunu (edafické společenstvo) vlivem zhoršení fyzikálních vlastností svrchních vrstev půdy (Tuf a kol. 2003).

Okolí kořenů stromů (rhizosféra) je obýváno zvýšeným množstvím půdních organismů (především bakterií a hub), jež využívají kořenové exudáty stromů. Vytěžení všech stromů na ploše znamená pro tyto organismy (jež tvoří základ potravní pyramidy v půdě) změnu životních podmínek náhlým zastavením přísunu energetického zdroje (Marshall 2000, Baláž in prep.). To se projeví v následných změnách struktury půdního společenstva (Perry 1994 in Baláž in prep.), především nárůstem počtu bakterií

a poklesem množství i diverzity mykorhizních hub (Marshall 2000), jež je úměrný vzdálenosti od živých stromů (Dickie a Reich 2005). Většina mykorhizních hub je přizpůsobena na určité úzké podmínky prostředí, ve kterých se vyskytuje a náhlá změna prostředí tak pro ně může být rizikem (Lepšová 2005). Často je tak kolonizace kořenů ektomykorhizními druhy hub v půdě na holoseči redukována. Množství mykorhizních spojení stromků s houbami se zpravidla snižuje s rostoucí dobou mezi disturbancí (těžbou) a zalesněním (Marshall 2000) a také se zvětšující se vzdáleností od stromů ve zbylém porostu. Ve vzdálenosti nad 15 m bylo zjištěno významně nižší množství mykorhizou infikovaných semenáčků, stejně jako výrazně nižší druhová bohatost hub (Dickie a Reich 2005). Autoři jiného výzkumu považují za největší dopad holoseče spíše změnu v druhovém složení ektomykorhizního společenstva hub než redukcí kolonizace kořenů dřevin (Jones a kol. 2003).

Také většina vzácných a ohrožených druhů xylobiontních bezobratlých má poměrně specifické ekologické nároky a při změně životních podmínek rychle mizí (Škorpík 2001). Reakce jednotlivých druhů jsou však velmi rozmanité a též díky odlišnostem ekosystémů se dají očekávat v různých oblastech na holosečný zásah rozdílné odpovědi (Marshall 2000).

Vznik paseky (vykácení a odstranění porostu) podstatně mění podmínky pro rozvoj a biochemickou aktivitu půdní mikroflóry a to přímým dopadem slunečního záření, přísunem čerstvé organické hmoty při těžbě a zastavením odběru živin porostem. Větší přívod tepla k povrchu půdy holoseče vede většinou ke zvýšení počtu půdních mikroorganismů (2–6násobnému) a zintenzivnění jejich činnosti. To se projevuje vzrůstem respiračního efektu půdy, zvýšením intenzity rozkladu celulózy a zúžením (snížením) poměru uhlíku ku dusíku v organické hmotě (Grunda 1998, Grunda a Kulhavý 1992). Midriak a kol. (1988) zjistili toto zrychlení metabolismu půdy spíše v humusovém horizontu, kdežto v nadložním humusu byly rozkladné procesy méně intenzivní. Vysvětlují to častým a významným prosycháním svrchních vrstev půdy, které podmínky pro činnost mikroedafonu zhoršuje, protože je pro něj důležité zachování relativně stálé optimální vlhkosti. Z tohoto důvodu zřejmě spojuje Pelíšek (1964) pasečné hospodářství se silným zhoršením podmínek až úplným zastavením rozvoje mikroedafonu. Na starších zalesněných pasekách pak dochází k vzestupu množství rozkladačů celulózy (především mikromycet) i v povrchovém humusu (Grunda a Kulhavý 1992).

Vykácení lesa holosečí díky zvětšení heterogenity prostředí nemusí v konečném důsledku znamenat snížení množství vyskytujících se druhů. Dochází spíše ke změnám v jejich abundanci a dominanci (Tuf a kol. 2003) přičemž se mění struktura společenstev na úkor původních, často symbiotických druhů (Baláž in prep.). Ačkoliv tak byla zjištěna např. podobná početnost střevlíků při holosečném a výběrném systému těžby, specializované lesní druhy byly na holoseči méně početné (Brouat a kol. 2004).

Změny ve struktuře společenstev půdních organismů však znamenají negativní dlouhodobé vlivy na půdu i celý ekosystém (Rusek 2005). Především pokud dojde ke zjednodušení půdního biologického systému, může být nepříznivě ovlivněn koloběh živin, růst stromů a tím i zdravotní stav celého lesa (Marshall 2000). Původně bohatá struktura lesní půdy se stane homogennější, změní se fyzikální a chemické vlastnosti (pokles obsahu pórů a půdních agregátů, jež jsou z části výsledkem činnosti půdních organismů) a klesne množství látek, jež produkují symbiotické organismy jako ochranu stromků před patogeny. Tyto změny mohou být problematické z hlediska opětovného návratu lesa na vzniklé holé plochy především na extrémních lokalitách (sucho, horní hranice stromů) (Baláž in prep.).

Ekologické podmínky na holé seči nejčastěji podmiňují pronikavé změny v půdní vegetaci (v bylinné a travní sinuzii). Typické lesní druhy rostlin citlivé na oslunění a přizpůsobené růstu pod clonou korun rychle mizí. Plně osluněné plochy obsazují někdy již v prvním roce převážně jednoleté druhy bylin, které jsou však v zápětí rychle potlačeny trávami, kapradinami, různými druhy typické pasekové vegetace (buřeň), křovinami (Korpel a kol. 1991) a též rychle se šířícími expanzivní druhy (třtiny). Vytváří se paseková vegetace, velmi odlišná od původní fytocenózy, často více xerofilnější, a mnohdy znemožňující jak obnovu porostu dřevin (Pelíšek 1964, Lhotský a kol. 1987, Midriak a kol. 1988, Šály 1991, Bíba a kol. 2001), tak návrat lesních druhů bylin velmi odlišnými stanovištními podmínkami (Korpel a kol. 1991).

Značné rozšíření pasečného hospodaření a holosečné obnovy přineslo také problémy s obnovou našich hlavních klimaxových dřevin, buku a zejména jedle (Mařan a Káš 1948, Mrkva 2005a, Višňák in press.). Za příčinu ústupu jedle z porostů bylo považováno tzv. chřadnutí jedle (jehož příčiny nebyly přesně známy), ke kterému začalo docházet na počátku 20. století. To ovšem nápadně koresponduje s rozšířením pasečného hospodaření, které je tak dnes bráno jako klíčový faktor mizení jedle (Metzl 2004, Mrkva 2005a, Višňák in press.), i když nejde o důvod jediný (Knott a kol. 2004). Umělým obnovováním lesa na velkých otevřených plochách byla stínomilná jedle

znevýhodňována a změněné porostní mikroklima ve stejnověkových porostech jí nevyhovovalo. U jedle jsou totiž za horkého počasí více fotosynteticky aktivní stinné jehlice v dolní části koruny, které ovšem špatně regulují výdej vody. Jakmile vznikne v pasečném lese souvislý horizontální zápoj a zvýší se v podkorunovém prostoru proudění suchého teplého vzduchu, jedle je pro zlepšení vodní bilance nucena tyto asimilačně výkonné jehlice neustále odzola odhazovat. Tak dochází k řídnutí a zkracování koruny až chřadnutí stromu (Košulič 2003a).

#### 5. 5. 2. Vliv holosečné obnovy na biologickou rozmanitost

Zachování, ochrana a vhodné zvyšování biologické rozmanitosti je součástí veřejného zájmu v lesních ekosystémech a lze ji zahrnout do funkce ekologicko–biologické (popř. ochrany přírody) (Morávek 1999a). Zachování biodiverzity je považováno také za základní článek trvale udržitelného hospodaření v lesích (Kupka a kol. 2005, Vacek a Podrázský 2006). Biologická diverzita zahrnuje nejen rozmanitost druhovou, ale také genetickou a ekosystémovou a její zachování je důležité pro zabezpečení dobrého zdravotního stavu lesů a jeho trvalosti, ačkoli není jednoznačným kritériem pro hodnocení stability ekosystému (Míchal a Petříček 1999).

Nejdůležitějším opatřením pro ochranu a zachování jednotlivých ohrožených druhů organismů je ochrana jejich přirozených biotopů (Morávek 1999a). Pokud jsou lesní porosty druhově, ale také věkově a strukturně členité a rozmanitě obhospodařované, jsou vytvořeny předpoklady pro vysokou rozmanitost ekologických podmínek a tím i vysokou biodiverzitu (Míchal a Petříček 1999). Důležitá je tedy nejen druhová, ale i prostorově bohatá struktura porostů a nepravidelný zápoj (Horák 2008).

Porosty zakládané jednorázově umělou obnovou cílovými dřevinami na plochách holosečí se však většinou vyvíjejí v trvale jednoetážové (Poleno 1999b), horizontálně zapojené, stejnověké a často i druhově chudé porosty (Míchal a kol. 1992). Jejich hospodářským pěstebním ošetřováním se uniformita udržuje a vznikají tak homogenní části porostů, jež biologickou rozmanitost omezují (Višňák in press.). Tímto způsobem zalesňování v podstatě nelze dosáhnout žádné podstatné výškové, věkové a tloušťkové diference nového porostu (Košulič 2003b). Stejnorodost a stejnověkost pasekových stadií vytváří spíše předpoklady pro vznik kalamit a příznivé podmínky pro masové převládnutí některých druhů živočichů (oportunistů, jež se dobře přizpůsobují novým podmínkám a generalistů), kteří pak mohou působit jako „škůdci“ (hlodavci, pídálky,

kůrovci aj.) (Peřina a kol. 1984, Míchal a kol. 1992). Obvykle pak bývají postiženy velké jednotvárně obnovené plochy, zvláště pokud jde o ekologicky oslabené dřeviny (stanovištně či geneticky nevhodné) v monokultuře (Peřina a kol. 1984).

Ekologicky specializované lesní druhy se jen těžko prosazují v porostech obnovovaných uniformním způsobem na velkých (hektarových) plochách, protože podmínky se zde střídají mezi dvěma extrémy. Pasekové stadium je charakteristické přílišným přímým osluněním, což specializovaným lesním světlinovým druhům nevyhovuje a jsou proto vytlačovány pionýrskými nebo agresivnějšími expanzivními druhy (buřň). V souvislém lesním porostu (zvláště v nejmladších porostních stadiích) je pak zastínění už příliš vysoké a přežívají jen generalisté (Višňák in press.).

### 5. 5. 3. Význam mrtvého dřeva v lesních ekosystémech

Stárnutí a rozpad jsou samozřejmou složkou přírodních procesů a mrtvé dřevo je důležitou součástí lesního ekosystému (Míchal a Petříček 1999, Zhou Li a kol. 2007). Se zvětšujícím se zájmem společnosti o les začínají být teprve v posledních letech odbornou lesnickou veřejností akceptovány funkce a význam odumřelého dřeva pro dobrý zdravotní stav lesa a zachování všech jeho mimoprodukčních funkcí (Škorpík 2001). Otázka jeho ponechávání v lesích se tak stává významným diskusním tématem (Vrška 2001).

Za mrtvé (odumřelé, tlející) dřevo můžeme považovat souše, různé pahýly, pařezy a hlavně na povrchu půdy ležící vyvrácené nebo zlomené stromy různého stáří (Svoboda 2005). Mrtvé dřevo je především zdrojem organické hmoty a živin pro půdu a potravní základnou i životním prostorem pro množství běžných i specializovaných organismů. Na přítomnost mrtvého dřeva je vázána podstatná část diverzity lesních druhů bezobratlých (Škorpík 2001); uváděno je více než 1300 saproxylických druhů. Skupina hmyzu vázaného na odumřelé dřevo je významným indikátorem kvality lesních ekosystémů a patří do ní i nejohroženější druhy naší fauny (Horák 2008). Celé polovině xylobiontního hmyzu hrozí vyhynutí a velké množství těchto ohrožených a vymírajících druhů by nebylo tak silně ohroženo, kdyby se v hospodářských lesích ponechávalo odumřelé dřevo (Škorpík 2001). Také pro značný počet druhů mechorostů (z nichž mnohé patří mezi ohrožené) je tlející dřevo klíčovým substrátem a množství odumřelého dřeva v lesním porostu jednoznačně zvyšuje druhovou pestrost i četnost populací mechorostů v daném místě (Hradílek 2001, Vacínová 2001). Velká část našich

lesních plžů jsou druhy dendrofilní, tzn. v různé míře vázané na přítomnost padlých kmenů a větví v různém stupni rozkladu, jež jim poskytují příznivé podmínky (Ložek 2001). To samé platí také pro asi 1500 druhů hub a množství dalších méně nápadných, ale nikoli bezvýznamných organismů. Odumřelé dřevo tak představuje po půdě druhou nejbohatší niku lesního ekosystému (Míchal a Petříček 1999).

V porovnání s půdou může mít tlející dřevo relativně vysokou retenční schopnost a v období s nedostatkem srážek tak funguje jako zásobárna vody. Navíc zvyšuje různorodost lesních biotopů a je významným činitelem podílejícím se na formování struktury vodních toků. Příznivě ovlivňuje také fyzikální a chemické vlastnosti půdy (produktivitu lesa), protože pozvolným rozkladem se uvolňuje množství obsažených minerálních živin. Vytváří se vhodná (příznivá) forma humusu a zvyšuje se vodní kapacita půdy (Svoboda 2005). V horských podmínkách je tlející dřevní hmota významná pro přirozenou obnovu (regeneraci) smrku (Lepšová 2005, Svoboda 2005). Ponechávání odumírající a odumřelé dřevní hmoty (souší a tlejícího dřeva) v lesích má obrovský ekologický přínos pro celé stanoviště a jeho význam pro podporu druhové diverzity a celkové ekologické stability je nezpochybnitelný (Pelc 2001, Jankovský a kol. 2006, Vacek a kol. 2007, Zhou Li a kol. 2007).

V přírodním lese veškerá biomasa zůstává a rozkládá se na místě vzniku, kdežto v hospodářských lesích je množství odumřelé hmoty kvůli těžbám nutně vždy nižší. V hospodářských lesích se navíc prakticky vůbec nevyskytuje stadium rozpadu („závěrečná“ fáze malého vývojového cyklu středoevropských lesů), kdy je množství odumřelé hmoty v ekosystému nejvyšší. Z toho také plyne největší deficit biodiverzity těchto porostů (Míchal a Petříček 1999).

Inventarizací lesů ČR v letech 2001 až 2004 bylo zjištěno, že průměrný objem mrtvého dřeva ponechávaného v našich lesích je 6,7 m<sup>3</sup> hroubí na hektar, z toho je 2,8 m<sup>3</sup> nerozloženého dřeva (Jankovský a kol. 2006). Z hlediska péče o biodiverzitu se považuje za minimální hodnota objemu 10–15 m<sup>3</sup>/ha, ve střednědobém výhledu pak 15–30 m<sup>3</sup> hroubí na hektar, ponechávaného v hospodářských lesích s ohledem na ochranu biologické rozmanitosti (Míchal a Petříček 1999).

#### 5. 5. 4. Problém mrtvého dřeva při holosečném způsobu obnovy

Jak vyplývá z charakteristiky holosečného hospodářského způsobu, znamená holosečná obnova porostu jednorázové vytěžení stromů na souvislé ploše širší než průměrná výška

těženého porostu. Příležitostně je možné ponechání výstavků (osamocených stromů pro reprodukci), které se však většinou odstraňují po vzniku žádoucího náletu dřevin (Průša 2001, Půlpán 2001). Takřka všechno dřevo, jež na ploše narostlo, je těžbou odstraněno (Poleno a kol. 2007a). Odumřelé dřevo (především hroubí – souše či ležící stromy) zde téměř zcela chybí, podobně jako v intenzivně obhospodařovaném lese. Jedinou zbylou hmotou pro potenciální rozklad a vytvoření útočiště pro organismy vázané na mrtvé dřevo jsou na holosečích těžební zbytky (větvě, dřevo nevhodné pro zpracování) a pařezy (Míchal a Petříček 1999, Horák 2008). Ovšem podmínky pro rozklad jsou velmi změněny (zrychlení rozkladu v důsledku jiných mikroklimatických a vlhkostních poměrů a dalších vlivů) (Grunda a Kulhavý 1992). Těžební odpad bývá rovnán do pásů či na hromady, ale často je také pálen či štěpkován, a to jednak z důvodu ochrany před houbovými chorobami a škůdci (hlodavci, kůrovec), jednak kvůli snadnějšímu a bezpečnějšímu pohybu (strojů i lidí) po pasece a vytvoření volné plochy pro provedení umělého zalesnění (Půlpán 2001, Košulič 2007a, Višňák in press.). Také proto je koncentrovaná těžba holoseči méně příznivá než jiné způsoby těžby (více rozptýlenější), kdy je možno ponechávat v porostu těžební odpad s menším rizikem přemnožení škůdců a patogenů.

Pro biologickou diverzitu jsou přitom významné především rozkládající se tlusté kmeny, v nichž se na rozdíl od slabších dimenzí udržuje stabilnější teplota a vyrovnanější vlhkost, což je vyžadováno mnohými organismy (Míchal a Petříček 1999, Svoboda 2005). Proto je výskyt některých (především ohrožených) druhů vázán i na určitý objem tlejícího dřeva a ponechávané množství pro ně nemusí být postačující. Kvůli velmi intenzivnímu využití dřeva se řada těchto druhů stala v minulosti vzácnými (Půlpán 2001). Odstraňování mrtvého dřeva (souší, vyvrácených kmenů atd.) z lesních ekosystémů vede ke snižování biodiverzity organismů (hl. hub, mechorostů, bezobratlých), jejichž život je s mrtvým dřevem těsně spjat (Jankovský a kol. 2006). Z hlediska kvality biotopu a atraktivity pro organismy je také příznivější, pokud je hmota odumřelého dřeva alespoň pomístně koncentrována a pokud jeho určité množství zůstane na stojato (Podrázský 1999). Velmi negativně v tomto směru působí celoplošná příprava půdy po holosečné těžbě, kdy jsou pařezy vyfrézovány, dřevní odpad rozštěpkován a plocha přeorána, čímž nejen druhy specializované na odumřelé dřevo ztratí svá stanoviště (Čížek a kol. 2007).

Nejde také jen o dřevo přímo tlející, ale i o přestálé stromy a porosty, na které je rovněž vázána velká část biodiverzity lesních druhů včetně množství ohrožených až

kriticky ohrožených (např. ptáci, malí savci a netopýři). Specifická lesní fauna může dlouhodobě přežívat, jen pokud jsou biotopy vhodné pro její přežití blízko sebe a nejsou příliš izolovány (Míchal a Petříček 1999). V pasečně obhospodařovaném lese se však ztrácí kontinuita existence různých sukcesních stádií a organismy pak musí pro nalezení vhodných podmínek (ať už mrtvého dřeva, přestárých stromů či světlin) překonávat značné vzdálenosti (úměrné velikosti vznikajících pasek). Mnohdy však mají jen omezené schopnosti šíření. Protože na pasekách prakticky žádné stromy nezůstávají a obnovní seče přiléhají k sobě, nezbyvají nakonec v porostech na větší ploše staré stromy, nebo jen úplné minimum. Druhy na ně vázané proto v pasečném lese hledají vhodný biotop velmi nesnadno a některé specializovanější organismy mohou zcela vymizet již po jednom obmýtí (Čížek 2008). Časem tak může docházet i k ochuzování druhového bohatství maloplošných chráněných území obklopených hospodářským lesem. Pokud např. některé druhy xylobiontů ztratí možnost imigrace ze sousedního zachovalého území, protože je dělí nepřekonatelně rozsáhlý „uklizený“ produkční les či naholo vytěžené paseky, velikost populace na zbytkové ploše klesá až k hranici vymírání (Míchal a Petříček 1999).

V kulturních lesích jsou stromy většinou káceny tehdy, kdy je to ekonomicky nejvýhodnější pro získání kvalitního dřeva (Kraus 2001), tzn. pokud jsou ještě relativně mladé. Pro většinu organismů vázaných na dřevo však začínají být stromy zajímavé až v pozdějším věku, kdy se např. tvoří dutiny a dřevní hmota je náchylnější k napadání houbami. Při praktikování holosečné obnovy se nehledí na individuální stav stromu, ale kácí se plošně, když určitý porost dospěje do „mýtního věku“. Ten je samozřejmě nižší než přirozená délka života stromů a ty se tak nemohou stát vhodnými pro osídlení velkou částí lesních organismů, jež jsou vázané právě na staré, dožívající a odumřelé stromy. Proto většina pasečně obhospodařovaných produkčních lesů neposkytuje těmto specializovaným organismům dostatek životních nik. Např. jen zajištění potřebné nabídky úkrytů pro netopýry ve 120letém lesním porostu představuje průměrně 7 až 10 ponechaných doupných stromů na hektar, aby bylo na této ploše k dispozici trvale 25 až 30 dutin a štěrbin. Množství dostupných dutin musí být totiž vyšší než počet používaných úkrytů, aby se netopýří populace udržely i při náhlé ztrátě některých vhodných stromů (Meschede 2001).

### 5. 5. 5. Vliv holosečné obnovy na genetickou podstatu a odolnost lesních ekosystémů

Pro dynamiku přírodního středoevropského smíšeného lesa je typické střídání vývojových stádií a fází na menších mozaikovitě uspořádaných ploškách v rámci malého vývojového cyklu (Míchal a Petříček 1999, Čaboun 2000, Košulič 2006b, Košulič 2006c). Čím jsou tyto plošky menší, tím je vývoj pozvolnější, celý komplex přírodního lesa je stabilnější a trvale dynamicky vyrovnanější na menší výměře (Čaboun 2000). Rozměry plošek, na kterých probíhá samovolná obnova, se přitom pohybují od velikosti maximálního průměru koruny do průměru rovnému přibližně dvěma výškám stromů v porostu. Při jejich převážně kruhovitě tvaru dosahují tedy největší porostní mezery velikosti okolo 0,3 ha, velmi zřídka mohou vzniknout i plochy beze stromů o rozměrech až kolem 0,5 ha (Košulič 2002, Košulič 2006c, Metzl a Košulič 2006). Díky vývoji v malém vývojovém cyklu mají tyto lesní ekosystémy vysoký stupeň ekologické stability (Míchal a Petříček 1999, Čaboun 2000). V přírodních podmínkách opadavých listnatých lesů se na rozdíl od boreálních lesů (tajgy) velký vývojový cyklus zahrnující sekundární sukcesí po katastrofickém rozpadu vyskytuje spíše výjimečně.

Pokud dojde k přerušení vývoje lesa zánikem porostu (ať už úmyslnou těžbou nebo přírodní „pohromou“) na ploše větší než 0,5 ha (o průměru řádově min. na dvě výšky porostu), zaniká zde specifické lesní mikroklima, dochází k rozrušení rovnováhy koloběhu látek a energie a vznikají podmínky pro sekundární sukcesí jako součásti velkého vývojového cyklu lesa (Košulič 2006b, Košulič 2006c). Oproti tomuto vývoji se však při holosečném hospodaření vynechává stádium přípravného a přechodného lesa tvořeného pionýrskými a „poloslunnými“ dřevinami. Ty normálně zajišťují regeneraci stanoviště a tvorbu příhodných podmínek pro postupné pronikání klimaxových druhů dřevin (Čaboun 2000), protože mají schopnost prospívat a dobře růst i v extrémních podmínkách. Mají také velkou reprodukční schopnost, ale vyznačují se i relativní krátkověkostí (vyjma borovice).

Umělým vysazováním klimaxových dřevin přímo do pasekového prostředí není tento přirozený vývoj respektován. Protože odolné a plně produktivní struktury ve všech ohledech (kterou chceme vytvořit), lze dosáhnout jen vývojem porostu přes les přípravný a přechodný, nemůže při pěstování klimaxových dřevin přímo na holinách takový stav lesa vzniknout (Míchal a Petříček 1999, Košulič 2005a, Košulič 2006a). Důvodem je narušený růstový rytmus těchto dřevin a nežádoucí genetický posun jejich populací. Při růstu stinných či stín snášejících dřevin na holině totiž z celé populace

(vysazených či spontánně obnovených stromů) přežívají a uplatňují se především jedinci s pionýrským genotypem (téměř nevyhranění vůči stanovišti a jeho změnám), kdežto jedinci klimaxových genotypů (úzce specializovaní na svá původní stanoviště) ustupují (Košulič 2005a, Metzl a Košulič 2006). Pěstování klimaxových dřevin na holých plochách tak podporuje genetickou přestavbu populace na pionýrskou a důsledkem je v nově vznikajícím porostu vznik specifické dynamiky růstu přípravného lesa. Z počátku se zvýší vitalita a odolnost (typu resilience) vůči stresům, následkem eliminace cenných klimaxových genotypů však dochází ke ztrátě přirozeného růstového rytmu a schopnosti tvorby odolného (typu rezistence) závěrečného společenstva. Protože s rostoucím věkem porostů klesá jejich resilience, je vzniklý závěrečný typ lesa ekologicky vysoce nestabilní. Následkem převahy pionýrských genotypů ve vzniklém porostu populace předčasně stárne (kratší fyzický věk stromů), zhoršuje se zdravotní stav, zvyšuje náchylnost ke škůdcům a výrazně se sníží budoucí výnosy. Čím častěji se obnova holých ploch klimaxovými dřevinami opakuje, tím větší je podíl pionýrské složky genotypů v populaci (Košulič 2005a, Košulič 2006a, Košulič 2006b).

Také v přirozeném vývoji se mohou na větších otevřených plochách uplatnit klimaxové druhy dřevin (např. smrk po výjimečném velkoplošném rozpadu), ale v tom případě má tato smrčina přírůstovou dynamiku jako les přípravný s velkými přírůsty v mladém věku a časnou plodivostí, menší odolností proti chorobám a škůdcům, nízkou ekologickou stabilitou a se zvýšenou pravděpodobností opětovného plošného rozpadu (Míchal a Petříček 1999, Čaboun 2000, Metzl a Košulič 2006). Proto Metzl a Košulič (2006) uvádějí hypotézu, dle níž již několikrát opakované pěstování smrku (ze své podstaty přirozeně klimaxové dřeviny) holosečným postupem přímou kultivací na holiny může být jednou z hlavních příčin současné krize smrkových porostů.

Pro klimaxové dřeviny s přirozeným růstovým rytmem je typický pomalejší růst mladých stromků pod mateřským (či přípravným) porostem a jedinci, kteří se v mládí vyvíjeli ve stínu, se pak vyznačují hustými letokruhy v dřeňové části kmenů. Tlumení růstu v mládí je důležitým principem obnovy všech klimaxových dřevin a má také několik ekologických a hospodářských výhod, jako delší fyzický věk stromů a dlouhodobější růst, dosažení silnějších kmenů a hustějších letokruhů, delší plodnost atd. (Košulič 1996, Čaboun 2000).

Biologické zákonitosti růstového a vývojového rytmu evropských dřevin formuloval G. Backman takto:

1. Čím rychleji probíhá růst v mládí za jinak srovnatelných podmínek, tím dříve dochází ke kulminaci běžného a celkového přírůstku, pohlavní zralosti a přirozeného dožívání. Čím více je naopak v mládí růst tlumen, tím později tyto jevy nastupují.

2. Při rychlém růstu v mládí jsou při přirozeném dožití dosažitelné hodnoty výšky, tloušťky a objemu menší, než při pomalém růstu v mládí (Košulič 1996, Čaboun 2000).

Rychlejším růstem s těmito následky se většinou projevují právě jedinci pionýrské části populace s vlastnostmi podobnými pravým pionýrům. Z těchto důvodů nelze vzrůstající přírůst kultur mladých klimaxových dřevin se zvětšováním šíře paseky či vzdálenosti od porostní stěny posuzovat příznivě, jak byl tento jev v minulosti (i dnes) hodnocen (např. Peřina 1977a, Peřina 1977b) a díky čemuž byla i holoseč široká na dvě porostní výšky povolena zákonem (Košulič 2006c). Pokud se budou stále vysazovat klimaxové dřeviny na holiny bez využití přípravných porostů s jejich ochrannou (vytvoření příznivého klimatu) a vývojovou funkcí (tlumení růstu zájmové kultury v mládí), dojde pravděpodobně k výraznému posunu genetické skladby těchto významných hospodářských dřevin směrem k pionýrským genotypům, jako se to již stalo v případě populací smrku (Košulič 2006a, Metzl a Košulič 2006).

Kromě změny růstové dynamiky je důsledkem jednorázové obnovy lesa (s vysazením druhů konečné přirozené skladby) na holé ploše v budoucnosti vznik souvislých ploch stadia zralosti, jež mají velmi nízkou ekologickou stabilitu (Míchal 1995 in Košulič 2002). Větší plochy mýtně zralých porostů jsou sice výhodné z hlediska jednoduchosti holosečného způsobu hospodaření, cenou za to však je častý výskyt kalamit a nahodilých těžeb. Přitom hospodářská opatření (vnější a vnitřní prostorová úprava zpevňovacími „průseky“, výchova atd.) v zájmu zpevňování porostu nemůže tento problém odstranit, protože řeší jen otázku mechanické a nikoli ekologické stability (Čaboun 2000).

#### 5. 5. 6. Holosečná obnova a problém umělé obnovy porostů

Na holých sečích se uplatňuje převážně obnova umělá a přirozená obnova je případ spíše menšinový (Korpeř a kol. 1991, Šindelář 2001a, Vacek a Podrázský 2006, Višňák in press.), či je považována za velmi výjimečnou (Míchal a kol. 1992) až téměř vyloučenou (Průša 2001). Důvodem je, kromě zarůstání paseky buřením, že většine

našich (hospodářsky významných) dřevin vyhovuje v mládí hustší či řidší zastínění mateřským porostem a specifické lesní mikroklima. Tyto skutečnosti jsou samozřejmě důvodem ztížení i umělé obnovy (Míchal a Petříček 1999, Indruch 2000, Průša 2001, Mrkva 2005b). Za určitých okolností je možné očekávat na holé seči vznik přirozené obnovy slunných dřevin s létavým semenem, které jsou přizpůsobeny podmínkám volné plochy (bříza, osika, jasan, borovice, modřín); předpokladem je však opožděný nástup konkurenční pasekové vegetace (sušší stanoviště a chudší půdy) nebo správně načasovaná příprava půdy. Naopak např. buky nebo duby nejsou bočního nasemenění z přilehlého porostu na paseku kvůli svému těžkému semeni schopny (Korpeř a kol. 1991). Pozitivem obnovy pod porostem je kromě toho i zachování ochranné vrstvy humusu a snížení transpirace v přízemní vrstvě (Mrkva 2005b).

Jedním ze základních procesů, zajišťujících přežívání druhů a ekosystémů, je proces adaptace, který z dlouhodobého hlediska také umožňuje evoluci. V listnatých a smíšených přírodních lesích díky jejich průběžné reprodukci probíhá adaptace neustále. Důležitým předpokladem je genetická diverzita organismů, ale především přirozený výběr nejodolnějších jedinců z populace. Přirozený výběr je nejúčinnější, pokud probíhá při největší početnosti a největší genetické diverzitě populace, tzn. během dlouhodobě probíhající přirozené obnovy pomocí semenáčků ještě pod ochranou mateřského porostu. Dochází k účinné selekci vlastností, které nejlépe odpovídají dlouhodobě působícím vlivům. Přirozená obnova tak má pro výběr žádoucích vlastností zásadní význam.

Rozšířeným užíváním holosečného hospodářství a tím i nutností umělé obnovy však dochází k narušování adaptační schopnosti lesních ekosystémů. Při umělé obnově jsou vysazovány relativně velmi nízké počty sazenic, dále se usiluje o co nejmenší ztráty (hnojení, ochrana proti buření a zvěři) a při prvních pěstebních zásazích se též zcela ignoruje přirozený výběr (Mrkva 2005a, Mrkva 2005b). V důsledku podstatně menších počtů sazenic v kulturách oproti nárostům a provedením „umělého výběru“ na úkor přirozeného se dostatečně neuplatní vhodný selekční proces (Košulič 2002). Z těchto genetických důvodů také nemůže být úspěšné zakládání porostů silně omezenými počty listnatých sazenic (Müller 2001 in Košulič 2002). Volba dřevin pro umělou obnovu na holinách je zúžena na dřeviny snášející extrémní podmínky (modřín, dub, borovice), případně je uváděn i smrk (Korpeř a kol. 1991), jež podmínky holé seče sice snese, ale za cenu již zmiňovaných genetických posunů.

K nežádoucím jevům při umělé obnově počítá Košulič (2002) také nebezpečí možnosti nízké kvality semenných zdrojů, zúžení získaných genotypů při sběru semene z jediného semenného roku, výběr nevhodného původu a nepříznivé ovlivnění kvality sadebního materiálu při školkování (selekce v jiných než přirozených podmínkách, ovlivnění genetické struktury sazenic výškovým tříděním). U uměle pěstovaných a vysazovaných sazenic hrozí také nebezpečí deformace kořenových systémů, jejich zploštění či nevhodné rozložení a vývoj (Kupka 2004, Mrkva 2005a, Mrkva 2005b). Např. u borovice se při umělé obnově téměř vůbec nevytváří kulový kořen, protože stromek se i po výsadbě spoléhá na ploché kořeny vytvořené při školkování, čímž vznikají predispozice pro menší mechanickou stabilitu borových porostů založených sadbou (Mauer a Palátová 2004). Obnova přirozenou cestou také zajistí přežití pouze jedinců s dobře vyvinutým kořenovým systémem, který je mimo jiné zárukou odolnosti daného jedince vůči suchu (Mrkva 2005a). Porosty vzniklé samoobnovou tak mají díky lepšímu zakořenění asi od věku 20 let lepší mechanickou stabilitu než uměle vysazované porosty (Košulič 2002, Mauer a Palátová 2004).

Důsledkem převahy umělé obnovy, jako nejčastějšího způsobu zalesňování holosečí, je tak snižování rezistence dřevin a celých vznikajících lesních ekosystémů (Šindelář 2001a). S ohledem na možné scénáře dopadů klimatických změn je proces adaptace lesních dřevin na změny prostředí v současné době žádoucí více než kdy jindy, stejně jako zachování co nejširší genetické variability a stability porostů (Mrkva 2005b). Pro své biologické přednosti je přirozená obnova též nedílnou součástí pěstování lesa přírodě blízkým způsobem. Její podíl je však v České republice jedním z nejnižších v Evropě. I když v posledních letech dochází k jejímu většímu uplatnění při obnově lesa, je u nás stále hlavním způsobem zajišťování následné generace lesa obnova umělá (Kupka 2004).

Samotné přežívání kultur založených na pasece po holoseči napovídá, že něco není v pořádku. Např. Mareš a Souček (1994) porovnávali odrůstání sazenic smrku různých druhů (krytokořenných, prostokořenných, aj.) a různého stáří na holoseči a v clonné seči (obě s šířkou 30 m). I když se údaje mezi různými druhy sazenic dosti lišily, bylo na pasece u všech vždy více ztrát (průměrně 11,5 %) než pod okrajovou clonou (v průměru 4,6 %). Velmi podobně reaguje také buk – byla zjištěna větší mortalita bukových kultur zakládaných na holé seči (průměrný úhyn 25 %) než při vysazování do smrkové mlaziny (průměrný úhyn 6 %), i když také zde jsou ztráty do jisté míry závislé na dimenzích a kvalitě kořenových systémů použitých sazenic (Kriegel 2001). Také

Podrázský a Remeš (2004) se zabývali sledováním vývoje kultur buku na holé ploše a v podsadbě (clona horní etáží stromů, 50 % zástin). Jejich výsledky potvrzují zcela odlišný vývoj výsadeb na holině a v podrostu. Již v roce výsadby bylo na holině patrné vysoké poškození kultur, odumřelo 39 % vysazených buků. V následujícím roce byla situace podobná a bylo nutné značné vylepšování výsadeb (dosazování chybějících sazenic). Naproti tomu v podsadbě byly škody mrazem, suchem i mortalita bezvýznamné. Růst buku v zápoji měl kromě toho příznivý vliv na výškové odrůstání i na kvalitu stromků, které neměly tendenci k vidličnatosti a větvení bylo mnohem jemnější. Autoři tedy jednoznačně doporučují podsadby při zavádění buku do druhové skladby a hodnotí je jako vhodnější z hlediska růstu a kvality výsadeb.

Počet přežívajících sazenic buku se také liší na ploše holé seče, kdy se zvětšující se vzdáleností od porostní stěny se jejich počet výrazně snižuje a naopak výrazně narůstá podíl vidličnatých buků (ze 17 % v bočním zástinu starého porostu na 59 % uprostřed plochy). Navíc od okraje ponechaného porostu směrem na otevřenou plochu paseky vzrůstá zabuřenění a škody na kulturách mrazem a hlodavci (Košulič 2006a). Také na holých sečích na borových stanovištích byl prokázán pozitivní vliv stěn okolních porostů zvýšením hustoty náletů v jejich blízkosti a neprojevalo se (kromě jižního okraje) významné snížení vzrůstu mladých borovic v důsledku stínění (Pop 2004).

#### 5. 5. 7. Holosečná obnova a přeměna monokultur

Naše lesy byly v posledních 200 letech vytvářeny jako les pasečný, v němž ve všech věkových stádiích vznikly prosty stejnověké (les věkových tříd) a často nesmíšené (Křístek a kol. 2002). Pokud budeme důsledně při hodnocení lesa brát v úvahu parametry pojmu ekosystém, dá se říci, že mnoho lesních porostů u nás má z tohoto hlediska charakter jehličnatých lignikultur, tedy prostých kulticenóz zpravidla stanovištně nepůvodních dřevin (Mikeska a Vacek 2006). Své funkce ovšem může les dobře plnit, jen pokud je zdravý, plně tvořivý a ekologicky stabilní (Švihla 2001). Obecně je přijímán názor, že při dnešním stavu lesů v ČR je potřeba hospodářskými zásahy směřovat k tvorbě více smíšených, prostorově více členěných porostů s vertikálním zápojem. Také je žádoucí výrazná úprava jejich druhové skladby směrem k vyššímu podílu listnatých dřevin a jedle (např. Míchal a Petříček 1999, Poleno 2000, Šindelář 2001b, Košulič 2003b, Vacek a Podrázský 2006, Vacek a kol. 2007). Aby tento cíl mohl být naplněn, je třeba volit vhodné hospodářské způsoby a formy (Šindelář

2001b) a to diferencovaně podle konkrétních podmínek. Obnovní seče, které mají umožnit plánovanou změnu druhové skladby, musí vyhovovat ekologickým nárokům cílových dřevin, stejně jako hospodářskému stavu přeměňovaného porostu (Polanský a kol. 1966).

Holosečný způsob je pro úpravu druhové skladby a prostorové struktury porostů jen omezeně použitelný (Šindelář 2001b). Volba složení následného porostu zakládaného na holoseči je omezena stejnověkým charakterem a potlačením dřevin málo odolných vůči klimatickým extrémům holé plochy; kultury sekundárně vyžadují nákladná opatření na ochranu proti buřeni a zvěři. Holosečná forma obnovy má také ze všech čtyř základních obnovních způsobů nejméně příznivý vliv na odolnostní potenciál následných porostů (Míchal a kol. 1992). Pokud tedy stav porostu nevyžaduje rychlý postup obnovy, mělo by být využito starého porostu k vytvoření příznivého mikroklimatu pro dřeviny, u kterých je snaha o jejich zavedení na velké části přeměňovaných monokultur a jež špatně snášejí mikroklimatické extrémy holin (jedle, buk i další listnáče). Holá seč tedy není pro přeměny vhodná (Polanský a kol. 1966). Výhodnější podmínky pro změnu druhového složení a zavádění listnatých dřevin a především jedle do porostů smrku poskytuje využití obnovy lesa pod mateřským porostem nebo boční ochranou smrkové mlaziny (Kriegel 2001, Podrázský a Remeš 2004, Hruška a Cienciala 2005). Ve střednědobém výhledu je za vhodné pro přestavby monokulturálních porostů lesa věkových tříd považováno obhospodařování podrostním způsobem (Podrázský a Remeš 2004), různé druhy obrubných sečí, především kotlíková (Polanský a kol. 1966) a včasné zahájení přestavby, mnohem dříve než porost začne dospívat do mýtního věku (Košulič a Metzl 2008).

Při přeměnách je důležité výchovnými zásahy připravovat podmínky pro přirozenou obnovu; v porostech s nevhodným druhovým složením pak pro umělou obnovu vhodnými dřevinami. Výchova v dospívajících porostech však při holosečném způsobu hospodaření k přípravě přirozené obnovy nesměruje (Korpeľ a kol. 1991). Neustále se zde odstraňují podúrovňové (tj. nevyspělé, zaostávající) stromy, aby v době, kdy se bude mýtit, byly v porostu jen stromy stejně vyspělé a co nejvíce vyvinuté a tedy výtěž dřevní hmoty co nejvyšší. Zásahy tedy nesměřují k přípravě podmínek pro přirozenou (či umělou) obnovu (prosvětlování), ale zaměřují se přednostně na podporu vývoje stávajícího mýtního porostu. Ten se pak naráz naholo smýtí a holá paseka se jednorázově zalesňuje (Polanský a kol. 1966). Právě holosečnému hospodářství je přičítán vznik rozsáhlých stejnověkých monokultur jehličnatých dřevin (Korpeľ a kol.

1991, Míchal 1992) vytvářejících jednopatrové strukturně jednoduché porosty (Poleno 1999a, Vacek a kol. 2007). Vedlo také ústupu našich původních dřevin (Míchal a kol. 1992).

Z důvodu nutnosti stabilizace lesů, obnovy jejich biodiverzity a potřeby zvýšeného plnění ekologických funkcí se uvažuje zejména o výrazném zvýšení podílu buku (jako jedné ze základních melioračních a zpevňujících dřevin) na jeho podílu v dřevinné skladbě (z dnešních 6,2 % na 18 %). Problém nastává většinou jen pokud není buk přítomen v mateřském porostu a je nutná umělá obnova. V tom případě je vhodným způsobem zavádění buku podsadba do stávajících porostů, a to nejen vzhledem k jeho citlivosti na poškození abiotickými faktory holé plohy, ale také z hlediska jeho příznivějšího vývoje v mládí v částečném zástínu (Podrázský a Remeš 2004).

Protože plošně rozsáhlejší odtěžení porostu se projeví vždy určitými nepříznivými ekologickými podmínkami, musí rostliny osidlující takovou plochu použít velkou část energie na překonání nepříznivého působení prostředí (vyrovnání nedostatku živin, konkurence, snížení teplot, tlak herbivorů atd.). Semenačky a sazenice klimaxových dřevin dokáží tyto zvýšené energetické nároky jen těžko vyrovnávat. Proto je často nutné tuto jejich omezenou schopnost růstu v (pro ně) nepříznivých podmínkách kompenzovat pomocí dodatečné energie (hnojiva, herbicidy, mechanická ochrana), což bývá dost nákladné (Míchal a Petříček 1999).

Jak už bylo zmíněno výše, z kultur založených umělou obnovou klimaxovými dřevinami na holinách vznikají stejnověkové porosty s jednolitým horizontálním zápojem a vcelku jednoduchou vnitřní strukturou (zvláště u smrku). Přítom různověkost lesa je jedním z důležitých předpokladů jeho odolnosti, protože přispívá ke zvýšení jeho statické a ekologické stability i biodiverzity. Mělo by se tedy usilovat o dosahování různověkosti na co nejmenší ploše každého porostu (Košulič a Metzl 2008). Vznik členitější porostní struktury na holé seči však není vyloučen – lze toho dosáhnout při využití přípravného porostu pionýrských dřevin (i modřínu a borovice) do kterého jsou během delšího časového období podsazovány cílové dřeviny (Košulič 2005c). Současnou praxí však je spíše odstraňování (vyřezávání) vtroušených náletů pionýrských a „plevelných“ dřevin a tento pěstební postup je tak vysloveně „antiekologický“ (Míchal a Petříček 1999, Košulič 2006a), protože velmi omezuje jejich meliorační a pěstební působení (Košulič 1996, Višňák in press.). Záměrné účelové využití spontánních procesů na holinách (přirozené obnovy nebo vzniku přípravného porostu pionýrů) pak komplikuje povinnost, stanovená lesním zákonem,

a to těžbou vzniklé holoseče do dvou let zalesnit a do dalších pěti zajistit. V těchto lhůtách zpravidla nelze zmiňovaných žádoucích procesů docílit (pokud už nebyly nějakým způsobem indukovány předem) (Šindelář 2001a, Višňák in press.). Doba, potřebná ke vzniku konečného stadia lesa tvořeného žádoucími klimaxovými dřevinami, je také při přechodu přes stadium přípravného a přechodného lesa o několik desítek let delší (Košulič 2006a).

## 5. 6. Vliv holosečné obnovy na estetickou, rekreační a hygienickou funkci

### 5. 6. 1. Ovlivnění rekreačních a estetických funkcí lesů holosečným hospodařením

Jinak působí při vnímání estetického působení les přírodní a jinak kulturní; estetické vnímání lesa a zásahů do něj je navíc značně subjektivní. Lze proto jen obtížně hodnotit vliv holosečné obnovy na tuto funkci. Všeobecně je však za krásný považován les, který je vytvořen plně podle přírodních zákonitostí a jehož vzhled se blíží představě pralesa (Šálek 2002). Estetickou, rekreační a také vzdělávací funkci tak nejlépe plní lesy, v nichž je zachován celý jejich životní cyklus. Takový les, pokud je strukturně a druhově bohatý, budí dojem živého organismu a vyznačuje se sezónní proměnlivostí, pestrostí tvarů, barev, hrou světél a majestátností starých stromů (Petrová a Valentová 2003).

Nejčastěji se u nás setkáváme s lesem pasečným v podobě lesa věkových tříd. Tento stav je dlouhodobě formován holosečným způsobem hospodaření. Protože v lese věkových tříd převládá jednovrstevná struktura (Vacek a kol. 2007), výsledkem této formy hospodaření jsou porosty trvale jednoetážové (Poleno 1999b). Holosečná obnova (jako nástroj pěstování lesa věkových tříd) tak výrazně omezuje vznik strukturně bohatých porostů (Višňák in press.). Stejnověkost, projevující se jednoduchou vertikální a horizontální strukturou, a schematické střídání různě starých porostních jednotek působí umělým a nepřírodním dojmem, zvláště, mají-li geometricky pravidelný tvar (velmi častý případ) a rozsáhlejší plochu (Vacek a kol. 2007). Vnitřek takovýchto porostů se vyznačuje obvykle značnou monotónností, především, pokud jde o nesmíšený smrkový les se silným zástínem bez podrostu a s rovnými jednotvárnými kmeny (Mezera 1971, Višňák in press.). Jednoduše řečeno zde není nic, co by mohlo více upoutávat pohledy očí a zájem procházejících návštěvníků. Z estetického hlediska pak vyloženě rušivě působí větší holé plochy v jinak zalesněné krajině (Poleno 1982),

protože paseky rozrušující souvislou hladinu lesa většinou na návštěvníky nepůsobí příliš uklidňujícím a harmonickým dojmem (Veškrna 2003). Holoseč tak významně narušuje obraz krajiny. Zejména geometrickým vedením obnovních prvků holých sečí může být citelně narušen krajinný ráz, což je nežádoucí především v chráněných územích a rekreačních oblastech (Míchal a kol. 1992, Vacek a Podrázský 2006, Poleno a kol. 2007a). Z hlediska požadavků na krajínovornou funkci je proto v lesích CHKO, ale i hospodářských, rekreačních a lázeňských doporučováno vyloučit holoseče v okolí frekventovaných cest v pohledových pásech alespoň 500 m širokých (Plíva 1991).

Nárokům na hospodaření v rekreačně důležitých oblastech tak spíše než holosečná obnova více vyhovuje maloplošné obhospodařování, které lépe zohledňuje estetické hledisko a také spíše přispívá k zachování a ochraně přírodních hodnot, jež jsou v mnoha oblastech významnější než zvýšená produkce dřeva (Mezera 1971). Předností přírodě blízkých způsobů oproti holosečnému hospodaření tak je kromě jiného i vyšší estetická a rekreační hodnota lesa (Bíba a kol. 2001, Šálek 2002).

#### 5. 6. 2. Ovlivnění hygienické funkce lesů holosečným hospodařením

Holosečně obhospodařované (stejnověké a stejnotvaré) lesy méně snižují unášecí sílu větru a mají menší a méně členitý povrch porostů a jejich schopnost zadržovat zdravotně závadné přímíšeniny ze vzduchu (prach, apod.) je tak menší než u porostů vzniklých podrostitím způsobem či maloplošnou obnovou. Členitější prostorová výstavba také lépe tlumí hlučnost a holosečně obnovované porosty jsou tak v tomto méně účinnější (Mezera 1971).

### 5. 7. Vztah holosečného hospodaření k šetrným způsobům hospodaření

#### 5. 7. 1. Trvale udržitelné hospodaření v lesích

Významní odborníci a praktičtí lesníci (např. Korpeľ a Saniga 1993, Poleno 1999a, Průša 2001, Křístek a kol. 2002, Metzl a Košulič 2006) se shodují na tom, že cestou ke změně současného neuspokojivého stavu lesů k lepšímu je uplatňování přírodě blízkého hospodaření. Trvale udržitelné a přírodě blízké hospodaření v lesích je veřejným zájmem, protože umožňuje vytvářet předpoklady pro dlouhodobé udržování všech funkcí lesa na dobré úrovni (Kupka a kol. 2005, Poleno a kol. 2007a, Lesy...2008).

V našem lesním zákoně je zakotvena podpora trvale udržitelného hospodaření (TUH), ovšem chybí jeho bližší kritéria (Poleno 1999b, Košulič 2006b). Mezi obecné principy tohoto způsobu hospodaření (jež byly stanoveny na ministerské konferenci v Helsinkách (1993), kde bylo TUH v lesích definováno) patří mimo jiné i „při pěstování lesů podporovat způsoby napodobující přírodu, zvyšovat odolnost a přizpůsobivost lesních ekosystémů vůči stresům“ nebo „genetickým výběrem upřednostňovat adaptační vlastnosti na úkor vlastností produkčních“ (Poleno a kol. 2007a). Poněkud konkrétněji vyjádřili základní prvky TUH v lesích Kupka a kol. (2005). Patří mezi ně mimo jiné „hospodaření s lesem jako ekosystémem (včetně ochrany růstového prostředí, především lesní půdy)“ a „omezení plošného způsobu hospodaření a přechod převážně na způsob individuální (hospodaření s jednotlivým stromem), což vede k omezení schematických výchovných zásahů a holých sečí (nevylučuje to však použití maloplošných holosečných obnovních prvků – kotlíku, klínu a náseku)“. V neposlední řadě je pak doporučováno „v maximální míře využívat přirozenou obnovu lesa a další prvky biologické racionalizace, pokud to stav porostu umožňuje“.

Trvale udržitelné hospodaření v lesích tedy není vázáno na žádný hospodářský způsob či obnovní formu (Poleno 1999a), při jeho aplikaci by ovšem měly být dodržovány základní principy, směřující k zajišťování dobrého stavu a trvalosti lesa. Vysvětlení či definování pojmu „trvalost“ však v zákoně také chybí (Košulič 2006b). Když vezmeme v úvahu, co všechno musí splňovat lesní ekosystémy, aby mohly trvalou udržitelnost plnit, zjistíme, že musí být přírodě blízké a měly by tak být obhospodařovány pokud možno přírodě blízkým způsobem. Trvalá udržitelnost hospodaření je tak při dodržování lesního zákona a jeho doplňujících vyhlášek v jejich současné podobě problematická, neboť některá jeho omezení a požadavky (běžně připouští holoseč 1 ha, výjimečně i 2 ha, požaduje obnovu klimaxových dřevin na holinách a omezuje podíl pomocných dřevin při obnově do 15 %) nejsou s principy TUH v souladu (Košulič 2004a, Košulič 2006d).

### 5. 7. 2. Přírodě blízké hospodaření v lesích

Zásady přírodě blízkého hospodaření se v mnohém neshodují se znaky holosečného hospodářského způsobu, v podobě, jak je u nás praktikován (Korpel a Saniga 1993, Šindelář 2001b). Protože k cílům ekologicky šetrného hospodaření v lesích patří mimo

jiné i trvalé zachování určité úrovně porostní zásoby (množství rostoucí dřevní hmoty) na každé dílčí ploše lesa, znamená to i zásadní odmítnutí holé seče (Poleno 1999a). Přírodě blízké lesní hospodářství (PBLH) vychází z toho, že plochy větší jak 0,5 ha zcela beze stromů jsou v přírodním (středoevropském) lese výjimkou, protože zde otevřené plochy, vznikající přirozeně po pádu (až) několika stromů dosahují většinou rozlohy do 0,3 ha, podobně jako plochy po mírných disturbancích. Z toho se odvozuje, že velikost obnovních prvků by neměla být větší (Košulič 2004a), a to především u stinných dřevin. U slunných dřevin se může pohybovat až do 0,5 ha s tím, že přiřazování sečí by mělo být odděleno řadou listnatých stromů ponechaných na dožití (Vacek a kol. 2007).

Les je v PBLH chápán jako ekosystém, optimálně se využívají ekologické zákonitosti a tvořivé síly přírody a les tak může trvale plnit všechny žádoucí funkce na každé své ploše bez přerušení (Thomasius 1992 in Míchal a Petříček 1999, Poleno 1999a, Vacek a Podrázský 2006, Poleno a kol. 2007b). Respektováním ekologických zásad tvorby a pěstování lesa se též nejlépe posiluje jeho ekologická stabilita a díky využívání přírodních procesů je pak možné omezovat vklady dodatkových energií (Míchal a Petříček 1999). Z požadavků důsledného uplatňování zásad přírodě blízkého lesního hospodářství tak vyplývá opuštění principů holosečného hospodářského způsobu a modelu lesa věkových tříd (Korpeľ a Saniga 1993, Míchal a Petříček 1999, Poleno 1999a, Indruch 2000, Pelc 2001, Košulič 2006a), protože tyto jsou slučitelné jen ve specifických a výjimečných případech (Šindelář 2001b).

Přírodě blízké hospodářství lze navzdory běžným námitkám dobře uplatňovat nejen v přírodě blízkých lesích, ale podle zkušeností z našich podmínek i při přeměnách smrkových monokultur (Šindelář 1999, Poleno a kol. 2007a). Ve stávajícím období přestavby jsou pro přiblížení se k přírodě blízkému lesu za vhodné považovány zejména hospodářský způsob podrostní, násečný a jen na některých stanovištích i způsob maloplošný holosečný a výběrný. Tyto způsoby vedou k vytvoření diferencovaného skupinovitě smíšeného lesa, který je ekologicky stabilnější, produkčně vyrovnanější a funkčně efektivnější než nyní převažující smrkové monokultury, které vznikly jako důsledek holosečného hospodaření v minulosti (Vacek a kol. 2007).

### 5. 7. 3. Holosečné hospodaření a problém vysokých stavů zvěře

Pro rozvoj přírodě blízkých forem hospodaření v lesích a větší využívání přirozené obnovy je stále limitujícím faktorem intenzitní okus vysokými stavy spárkaté zvěře (Míchal a Petříček 1999, Pelc 2001, Průša 2001, Hruška a Cienciala 2005, Metzl a Košulič 2006). Ta je zaměřená zejména na listnáče a jedli při jejich žádoucím zavádění do jehličnatých monokultur, ve shodě s pravidlem, že nejméně zastoupené dřeviny jsou zvěří nejvíce vyhledávány. Ovšem i tzv. únosné stavy zvěře jsou tak vysoké, že dokáží zavádění těchto dřevin téměř znemožnit. Na většině území je tak ochrana dřevin proti poškozování zvěří nutná, i když nákladná (Průša 2001). Někdy jsou ovšem škody umocňovány chybnými hospodářskými zásahy (Metzl a Košulič 2006), např. upřednostněním holoseče před možnou přirozenou obnovou (Reimoser a Gossow 1996, Indruch 2002). V prvních letech po holosečné těžbě se totiž vytvořená paseka stane místem vyhledávaným zvěří (Bergquist a kol. 2001, Indruch 2002). Buřeň na pasece představuje velkou pastevní nabídku a přitahuje spárkatou zvěř, která se koncentruje v přilehlých houštinách a tyčkovinách a soustavným selektivním okusem likviduje hlavně přimíšené dřeviny, pokud nejsou důkladně oploceny (Míchal a kol. 1992). Vyhnutím se holosečné obnově s potřebou umělého zalesnění se predispozice ke škodám zvěří redukuje (Reimoser a Gossow 1996). Pro úspěšnou obnovu na holosečích jsou problémem také hlodavci, kteří ohryzem kůry významně zpomalují obnovu listnatých stromů, především buku (Turek a kol. 2008). Buřeň na holosečích totiž poskytuje vhodné podmínky pro jejich úkryt a množení (Míchal a kol. 1992, Křístek a kol. 2002, Turek a kol. 2008). Na holosečích s hustou vrstvou starého travního pokryvu či buřeně byly škody hlodavci významně vyšší než na místech bez takového vegetačního pokryvu a poškozeno bylo až 80 % buků. Nejvíce poškozených stromů bylo zjištěno na 4–7 let starých holosečích. Pro snížení škod hlodavci považují autoři studie za nezbytné snížit výměru holosečí a používat přirozenou obnovu, aby pokleslo pokrytí ploch buřeně (Turek a kol. 2008).

### 5. 8. Možná ekologická pozitiva holé seče

Příznivě se může holoseč (maloplošná, násečná varianta) projevit na určitých stanovištích, kde je voda limitujícím faktorem, svou nulovou intercepcí srážek nebo v případě, že dojde k takovému nahromadění surového humusu, jež nelze odstranit příměsí melioračních dřevin ani intenzivní úrovnovou výchovou a přípravou půdy.

Takový stav však u nás může vzniknout jen zcela výjimečně (Mařan a Káš 1948, Košulič 2002). Příznivého hydrického účinku lze dosáhnout také vhodně umístěným kotlíkem přiměřené velikosti a tvaru (Košulič 2002). Příznivé působení holoseče urychlením rozkladu velkého množství akumulovaného povrchového humusu je také dosti diskutabilní. Rozkladem totiž půdní humus vzniká a obohacuje půdu jen v nepatrném množství; většina živin je po uvolnění z organické hmoty mineralizací z ekosystému ztracena (vyplavena do vod). Půda je tak ochuzena o potenciální množství půdního humusu (Vacek a Podrázský 2006).

Rychlý rozklad nahromaděné organické hmoty na holé seči má nežádoucí důsledky hlavně na půdách chudých na humus (Míchal a kol. 1992). Narušená tvorba humusu na holosečích je vnímána jako jedna z chyb lesního hospodářství a potažmo také příčin špatného zdravotního stavu lesa (Kupka a kol. 2005). Ke zvýšení dekompozice a následným změnám povrchového humusu dochází i v přirozených podmínkách. Např. na světlinách v mezerách v porostním zápoji bukového lesa byl několik let po jejich vzniku zjištěn pokles množství povrchového humusu až o 25 % oproti zapojenému porostu. Nedošlo ovšem k vyplavení živin, ale jejich poutání sorpčním komplexem a tím k obohacení nadložního humusu o báze, pravděpodobně díky pomalejšímu průběhu rozkladu (Podrázský a Remeš 2006).

## 5. 9. Shrnutí hlavních výsledků přehledové studie

Z výsledků této přehledové studie vyplývá, že holosečí může být různou měrou negativně dotčena většina mimoprodukčních funkcí lesa. Závažnost tohoto zásahu záleží na konkrétních podmínkách, kde k němu dojde, okolnostech provedení a na intenzitě jeho opakování v místě a čase. Ačkoli se výsledky jednotlivých autorů, zabývajících se vlivem holosečné obnovy na lesní ekosystém, někdy mírně odlišují, pozorování a výzkumy u nás i v zahraničí ukazují především na negativní ovlivnění hydrického, vodohospodářského a půdoochranného působení lesa a jeho ekologicko-biologické (ekosystémové) funkce.

Holosečná obnova představuje pro ekosystém středoevropského lesa v podstatě zásah charakteru katastrofy, měnící téměř všechny jeho podstatné rysy, i když její působení je velkou měrou místně specifické. Po plošném (nad 0,5 ha) odstranění stromů se výrazně změní režim záření, teploty, výparu a srážek a dochází tak k zániku specifického lesního klimatu. Tato změna směrem k extrémnějšímu charakteru

podmínek prostředí může mít až velmi nepříznivý vliv na nově zakládáný porost lesních dřevin, především pokud jde o druhy, které jsou na výkyvy těchto faktorů citlivé.

Po smýcení stromů jsou na holosečné ploše pozorovány změny příznivých hydrologických vlastností lesní půdy směrem k horšímu. Návrat do přibližně původního stavu je pak poměrně dlouhodobou záležitostí (roky až desítky let). K výraznému zhoršení půdních vlastností dochází především při poškození půdního povrchu pojezdem mechanizace a vláčení nákladu dřevní hmoty. Mýcení lesa holosečí zasahuje znatelně do vlhkostních poměrů daného místa, protože omezením výdeje vody transpirací a intercepce je půdní profil na holosečí více nasycen vodou. Tím je omezena jeho retenční schopnost a ve spojení s degradačními procesy v humusové vrstvě se v důsledku toho objevuje vyšší povrchový odtok z ploch holosečí, především, pokud je povrch hrabanky vyschlý po delším suchém období. V důsledku těchto uvedených vlivů mají těžby holosečemi na určitém povodí za následek vzrůst odtoků a jejich vyšší rozkolísanost, což znamená negativní působení na kvantitativní a kvalitativní vodohospodářský účinek lesních porostů. Při větším rozsahu holosečných těžeb a s tím spojeném budování a používání sítě lesních cest mechanizačními prostředky může dojít k citelnému ovlivnění povodňových odtoků z takovýchto povodí.

Odkrytí půdního povrchu plošným vykácením lesa nemusí být vždy nutně následováno výraznými erozními procesy, ale při přímém vystavení půdy srážkám, stejně jako při narušení povrchu koncentrovanými těžebními operacemi, může docházet k rozrušování struktury půdy a následnému snížení úrodnosti a zhoršení vlastností. Ve sklonitých terénech pak na narušených místech úměrně sklonu narůstá ohrožení půdy vodní erozí. Koncentrací odtoku vody (především na lesních cestách) se riziko zvyšuje a dochází k velkému odnosu plavenin do toků a nádrží. Kvůli chybění vegetace na holých sečích a zrychlenému rozkladu organické hmoty opadu dochází také ke zvýšenému vyplavování živin z plochy do podzemních i povrchových vod a tím ke změně jejich kvality. Samotné vytěžení a odvoz dřeva znamenají výrazný výstup živin a organické hmoty, což může mít značný dopad na dlouhodobé zachování úrodnosti půdy a stability porostů, vznikajících na vytěžené ploše. Zvláště velké ochuzení nastává při odvozu celých stromů či spálení klestu.

Působení holoseče na lesní organismy je druhově specifické, některé druhy mohou být zvýhodněny, jiné naopak potlačeny. Biodiverzita paseky nemusí být nutně menší než v původním lesním porostu, nastávají však změny ve složení společenstev na úkor původních lesních druhů. Porost nově vzniklý na holosečí je většinou vcelku uniformní

(strukturně i druhově) a biologická diverzita je tak spíše potlačena, zatímco pro masové šíření některých „škodících“ organismů jsou takovéto porosty ideálním prostředím. Rozkládající se dřevní hmota je specifickým a velmi významným biotopem obrovského množství lesních druhů organismů a vytěžení veškerého dřeva z určité plochy znamená citelnou ztrátu potenciálních biotopů těchto druhů a jistou překážku jejich migrace mezi zbylými lesními porosty.

Pokud na plochách, kde po vykácení vznikly podmínky pro sekundární sukcesí, není respektován přirozený vývoj, ale přímo do prostředí holiny jsou vysazovány stinné klimaxové dřeviny (buk, smrk, jedle aj.), je narušen jejich přirozený růstový rytmus. Může docházet ke genetickému posunu populace druhu, protože se uplatňují přednostně jedinci s pionýrským genotypem na úkor klimaxových. Takto vzniklý porost má pak velmi malou ekologickou stabilitu, je náchylnější ke škůdcům, dříve stárne a rychle se zhoršuje se jeho zdravotní stav.

Nutnost umělého zalesnění holoseči na úkor obnovy přirozené (či alespoň přirozeně probíhající pod ochranným porostem) přispívá ke snižování rezistence a genetické variability takto kultivovaných dřevin (malé počty vysazovaných stromků, neuplatnění přirozeného selekčního procesu, deformace kořenů sazenic při výsadbě atd.). To znamená negativní ovlivnění krajinně-homeostatické funkce takto obnovovaných porostů. Navíc plochy holoseči často zarůstají bujnou pasekovou vegetací, jež přímo konkuruje mladým stromkům v růstu a také představuje úkryt pro hlodavce a potravní zdroj pro spárkatou zvěř. Tito živočichové pak ohryzem kůry a okusem větví především listnatých stromů a také jedle velmi znesnadňují a někdy i znemožňují zavádění těchto dřevin do porostů. Obnova holou sečí tedy není pro přeměny jehličnatých monokultur příliš vhodná, mimo jiné i proto, že extrémní podmínky na holinách většinou žádoucích dřevin nevyhovují, navíc jednorázovým zalesněním vznikne na ploše opět stejnověký málo diferencovaný porost. Tento stav, typický pro holosečně obhospodařovaný les věkových tříd ve spojení s geometricky pravidelnými okraji obnovních prvků holých sečí se negativně podepisuje na estetickém a hygienickém působení lesních porostů a tím i na plnění rekreační funkce.

## 6. Výsledky hodnocení dotazníku

Na oslovení elektronickou poštou s prosbou o vyplnění dotazníku reagovalo 48 lesních správ ze 78, z toho 37 zaslalo vyplněný dotazník; u většiny bylo nutno požádat o doplnění některých nepřesně či vůbec nezodpovězených otázek. Čtyři správy odmítly dotazník vyplnit, dalších 5 neposkytlo žádané informace z důvodů časové vytíženosti či jiných problémů na jejich lesní správě. Dvě lesní správy jen odpověděly, že se dotazníkem budou zabývat a 30 správ na zasláný dotazník ani po opakovaných urgencích vůbec nereagovalo (příloha č. 2. v elektronické verzi práce). Hodnocená data a výsledky se tedy vztahují jen na situaci na zmíněných 37 lesních správách, od nichž byl získán vyplněný dotazník. Souhrnný přehled získaných dat je připojen v příloze č. 3. v elektronické verzi této práce. Z výsledků zpracování údajů z dotazníku vyplývají následující skutečnosti.

### 6. 1. Hospodaření na lesních správách

#### 6. 1. 1. Druhové složení

V druhovém složení lesních porostů výrazně převládá smrk; borovice nemá v průměru všech hodnocených lesních správ tak vysoké zastoupení, ovšem její podíl je mezi jednotlivými správami variabilní. Listnaté dřeviny a jedle jsou zastoupeny nepoměrně méně (tab. 19).

#### 6. 1. 2. Hospodářský způsob

Nejrozšířenější je užívání hospodářského způsobu násečného, méně pak podrostního a holosečného. Jen minoritně je využíváno výběrného hospodaření (tab. 20).

Tabulka 19. Zastoupení jednotlivých druhů dřevin v porostech na hodnocených lesních správách, v procentech

Dřevina	Průměr	SD	Max	Min
Smrk	58,0	19,0	90,0	11,3
Borovice	13,5	14,2	51,7	0,0
Buk	11,1	8,7	40,0	0,0
Dub	4,4	6,2	24,8	0,0
Modřín	4,2	3,2	12,0	0,0
Jedle	0,9	1,0	5,0	0,0
Ostatní listnaté	7,1	6,0	25,0	0,0
Ostatní	0,8	1,9	10,0	0,0

Tabulka 20. Podíl plochy obnovované jednotlivými hospodářskými způsoby na celkové obnovované ploše, v procentech

Hospodářský způsob	Průměr	SD	Max	Min
Násečný	39,2	19,2	85	0
Podrovní	29,4	13,9	60	0
Holosečný	28,4	20,9	80	0
Výběrný	2,8	5,6	30	0
Jiný	0,1	0,8	5	0

### 6. 1. 3. Holoseče větší než půl hektaru

Velmi variabilní jsou uváděné hodnoty, vyjadřující procentuální podíl holosečí větších jak 0,5 ha ze všech provedených holosečí. Pohybují se mezi dvěma nejkrajnějšími extrémy (0–100 %), průměrná hodnota činí 34,1 % (SD = 29,1).

### 6. 1. 4. Umístování holosečí do mýtních porostů

Holoseč je většinou umístována do porostů s výraznou převahou smrku či borovice (81,8 % lesních správ), méně často je holoseč prováděna bez ohledu na druhové složení porostů (16,2 % správ) a v porostech s vyrovnaným podílem smrku a listnatých dřevin včetně jedle (13,5 % správ). Ani v jednom případě nebyla vybrána možnost „umístuji do porostů s výraznou převahou listnatých dřevin a jedle“. Čtyři lesní správci na tuto otázku neodpověděli a pět vybralo dvě možnosti zároveň.

### 6. 1. 5. Důvody pro používání holosečného způsobu obnovy

Jako nejčastější důvod pro používání holosečné obnovy uvádějí lesní správci „špatné podmínky pro užití jiných způsobů“ či „jiné důvody“ (jednu nebo obě tyto možnosti zvolilo 80,6 % respondentů) a též „ekonomickou výhodnost“ (41,7 %). Méně často byla volena „jednoduchost či nenáročnost“ (27,8 %) a „zažitá praxe“ (11,1 %) (v této otázce bylo možno vybrat více odpovědí).

Ti lesní správci, jež špatné podmínky či jiné důvody pro použití jiných než holosečných způsobů obnovy konkretizovali, nejčastěji uváděli špatný stav porostu (narušení kalamitami, nahodilými těžbami, rekonstrukce stejnorodých smrčín, potřeba změn druhové skladby, dotěžení zbytků porostů či po nezdařené clonné seči atd. – některý z těchto důvodů uvedlo 59,3 % těchto správců), dále použití na borových stanovištích a pro obnovu světlomilných dřevin (31,2 % správců), a také terénní

Tabulka 21. Podíl těžebních metod užívaných při těžbě dřeva, v procentech

Těžební metoda	Průměr	SD	Max	Min
Sortimentová	53,1	24,4	100	5
Kmenová	41,9	25,9	90	0
Stromová	3,9	11,3	60	0

podmínky nevhodné z ekonomických či praktických důvodů pro jiné způsoby (nepřístupné svahy, lanovkové terény – 28 % správců). Uváděny byly také porosty provenienčně či geneticky nevhodné pro přirozenou obnovu (15,6 % sp.), zabuřnění (také 15,6 % sp.) a chybění přirozené obnovy (12,5 % sp.). Většina lesních správců uvedla více důvodů.

#### 6. 1. 6. Těžba dřeva

Největší podíl při těžbě dřeva má užití sortimentové a kmenové metody, ovšem uváděné hodnoty jsou velmi variabilní (tab. 21). Pro přibližování dřeva je nejvíce používáno vlečení traktorem, přibližování pomocí koně (případně v kombinaci s traktorem) a také využití vyvážecích traktorů. Lanové systémy jsou nasazovány jen zřídka (tab. 22). Z hodnot uváděných lesními správci vyplývá, že po těžbě bývá porušeno průměrně 13,4 % (SD = 13) povrchu pasek (modus i medián = 10 %). Vysoká hodnota směrodatné odchylky ukazuje na značné rozpětí hodnot těchto údajů v získaných datech (od nuly až do padesáti procent poškozeného povrchu). Podobně je tomu u podílu z mýtní úmyslné těžby, prováděné na sněhu, kde průměr je 34,4 % (SD = 19) a hodnoty varírují od nuly do 70 %. Jednadvacet lesních správ (56,8 %) nezaznamenává na plochách holosečí větší poškození půdy oproti jiným způsobům obnovy; odpověď „spíše ne“ vybralo 9 lesních správ (24,3 %). Naopak spíše větší poškození půdy na holosečích registruje 13,5 % a určitě vyšší poškození pak 5,4 % lesních správců.

Tabulka 22. Podíl dřeva přibližovaného různými způsoby, v procentech

Způsob přibližování	Průměr	SD	Max	Min
Traktor vlečením	36,4	17,1	70	6
Kůň/kůň+traktor	29,6	21,0	75	0
Vyvážecí traktory	26,3	18,8	80	0
Lanové systémy	6,3	8,5	30	0
Jiné (harvestory aj.)	1,4	6,6	40	0

### 6. 1. 7. Zalesňování a přirozená obnova

Plochy po holosečné těžbě jsou v průměru nejvíce zalesňovány smrkem, bukem a borovicí. Podíly jednotlivých druhů dřevin vysazovaných na paseky po holosečích jsou mezi jednotlivými lesními správami značně proměnlivé (tab. 23). Přirozená obnova v posledních pěti letech tvoří průměrně 23,2 % (SD = 11,6) z první obnovy a její zastoupení se mezi jednotlivými lesními správami dosti liší (kolísá od 4 do 50 %).

### 6. 1. 8. Škodlivé vlivy a mortalita kultur

Nejčastěji uváděnými vlivy, škodícími na porostech, jsou vítr, živočichové (zvěř a kůrovci) a také sníh a námraza, příp. i sucho (tab. 24). Průměrná mortalita kultur z první obnovy založené na holoseči je 12,6 % (SD = 5,6), maximum dosahuje 27 % a minimální zjištěná mortalita je 2,5 %. Jednadvacet lesních správ (56,8 %) uvedlo také příčiny této mortality, přičemž téměř všichni (80 %) jako hlavní nebo jednu z příčin označují sucho a přísušky. Na více než polovině správ (57 % z těch, jež uvedli nějakou příčinu) jsou úhyny sazenic způsobeny také biotické vlivy (houby, zvěř, hlodavci, klikoroh) a v 7 případech (33,3 %) špatná manipulace se sadebním materiálem.

## 6. 2. Holosečná obnova z pohledu lesních správců

### 6. 2. 1. Narušení lesa holosečí

Velká většina lesních správců (88,8 %) si myslí, že provedením holoseče dojde k určitému narušení lesního ekosystému (jeden správce na tuto otázku neodpověděl). Jen čtvrtina z nich považuje tento zásah za závažný (75 % pak za mírný; 5 lesních správců tuto otázku nevyplnilo) a téměř 88 % jich hodnotí narušení jako krátkodobé (ostatní jako dlouhodobé; jeden neodpověděl).

Tabulka 23. Podíl jednotlivých dřevin při zalesňování ploch po holosečích, v procentech

Druh dřeviny	Průměr	SD	Max	Min
Smrk	40,0	20,5	76	0
Buk	21,8	14,1	60	0
Borovice	18,0	22,2	70	0
Dub	8,3	13,8	60	0
Ostatní	5,8	5,2	17	0
Jedle	3,9	4,0	17	0
Modřín	1,2	1,8	7	0

Tabulka 24. Vlivy škodící na porostech a podíl lesních správ, jež jednotlivé odpovědi uvedly

Škodlivý vliv	%
Vítr	28,4
Sníh a námraza	23,9
Sucho	10,1
Ostatní abiotické (klima a počasí)	3,7
Živočichové	27,5
Jiné biotické (houby, člověk)	6,4

### 6. 2. 2. Negativní vliv holoseče na lesní ekosystém

V otázce, zda má provedení holoseče negativní vliv na některou část či proces v lesním ekosystému, odpovědělo kladně alespoň u jedné z nabízených oblastí 94,5 % lesních správců. Dva respondenti (5,4 % ze všech lesních správců) vybrali možnost, že holoseč nemá na žádnou z oblastí vliv (případně to podmiňovali jejím umístěním a velikostí). Nejvíce lesních správců si myslí, že provedení holoseče negativně ovlivní lesní klima, vodní režim a lesní půdu (tab. 25). Pravděpodobnosti výběru kladné odpovědi se mezi jednotlivými nabízenými možnostmi významně liší ( $F_{5,180} = 5,94$ ;  $p < 0,0001$ ). Proporce výběru kladné odpovědi u možnosti č. 1 se významně liší od proporce výběru kladné odpovědi u možnosti č. 4 ( $F_{5,180} = 7,49$ ,  $p = 0,007$ ), č. 5 ( $F_{5,180} = 8,80$ ;  $p = 0,003$ ) a č. 6 ( $F_{5,180} = 18,44$ ,  $p < 0,0001$ ). Významný je také rozdíl v proporcích kladných odpovědí mezi možnostmi č. 2 a č. 4 ( $F_{5,180} = 6,21$ ,  $p = 0,014$ ) a čísel vyšších. Lesní správci tedy významně více považují za negativně ovlivnitelné holosečí lesní klima a vodní režim než biodiverzitu, koloběh prvků a obnovu lesa.

Tabulka 25. Podíl kladných odpovědí a pravděpodobnost výběru kladné odpovědi na otázku, zda má provedení holoseče negativní vliv na některou z nabízených možností (bylo možno vybrat více možností).

Číslo	Holoseč má negativní vliv na	Podíl (%)	Pravděpodobnost (%)
1.	Lesní klima	77,1	76,2
2.	Vodní režim	74,3	73,3
3.	Lesní půdu	68,6	67,4
4.	Biodiverzitu les. druhů	45,7	42,4
5.	Koloběh prvků	42,9	39,2
6.	Obnovu lesního porostu	25,7	21,1

### 6. 2. 3. Negativní ovlivnění mimoprodukčních funkcí holosečnou obnovou

Většina lesních správců (89 %) odpověděla u otázky, zda jsou holosečnou obnovou nějak negativně ovlivňovány některé z mimoprodukčních funkcí lesa, kladně alespoň u jedné z nabízených možností (funkcí lesa). Čtyři lesní správci (10,8 %) si myslí, že není ovlivněna funkce žádná. Nejčastěji vybranou odpovědí byla půdoochranná a také hydrická, estetická (včetně krajinné a kulturní) a vodohospodářská funkce (tab. 26). Rozdíl mezi pravděpodobnostmi výběru kladné odpovědi u jednotlivých funkcí je na hranici významnosti ( $F_{7, 105} = 2,06$ ;  $p = 0,054$ ).

### 6. 2. 4. Používání holých sečí ve velkoplošných chráněných územích

Celkem 56,7 % lesních správců se ztotožňuje s používáním holosečí v chráněných územích. Nadpoloviční většina je sice rozhodně proti používání holosečí v 1. zónách velkoplošných chráněných území; v třetích zónách je ale počet zvolení této odpovědi znatelně nižší. Odpověď „rozhodně ne“ se více objevovala u jednotlivých zón národních parků než u analogických zón CHKO. Vcelku vyrovnaný pak byl u analogických zón obou typů chráněných území počet zvolení odpovědi „spíše ne“ (tab. 27).

### 6. 2. 5. Omezení holosečí a vynechání holosečného způsobu

Přísnější omezení pro použití holých sečí, než nyní stanoví lesní zákon, by schvalovalo jen 8 % (rozhodně ano), resp. 11 % (spíše ano) dotázaných. Návrhy na možné zpřísnění zahrnovaly limitování velikosti na 0,5 ha, šířky na jednu porostní výšku, omezení

Tabulka 26. Podíl kladných odpovědí a pravděpodobnost výběru kladné odpovědi na otázku, zda holosečná obnova negativně ovlivňuje některé z mimoprodukčních funkcí lesa (bylo možno vybrat více odpovědí).

Funkce lesa	Podíl (%)	Pravděpodobnost (%)
Půdoochranná	69,7	64,7
Vodohospodářská	57,6	43,6
Hydrická	57,6	63,4
Estetická, krajinná, kulturní	57,6	53,2
Klimatická	36,4	35,7
Ekologická	36,4	50,3
Rekreační, zdravotní, léčebná	30,3	30,6
Produkční	21,2	8,8

Tabulka 27. Procentuální podíl jednotlivých odpovědí na otázku, zda by se měly používat holoseče v jednotlivých zónách velkoplošných zvláště chráněných území.

Odpověď	1. NP	2. NP	3. NP	1. CHKO	2. CHKO	3. CHKO
Rozhodně ne	67,6	25,0	8,3	54,1	8,3	2,8
Spíše ne	24,3	52,8	38,9	32,4	55,6	38,9
Nevím	2,7	2,8	2,8	2,7	2,8	2,8
Spíše ano	2,7	19,4	27,8	8,1	30,6	22,2
Rozhodně ano	2,7	0,0	22,2	2,7	2,8	33,3

celkového rozsahu holosečí v rámci lesního hospodářského celku a specifikaci možnosti použití podle stanoviště. Více jak polovina lesních správců je rozhodně proti dalšímu omezování holosečí nad rámec zákona (tab. 28).

Žádný z lesních správců by nebyl pro úplné vynechání holosečného hospodářského způsobu, pět správců (13,5 %) se k jeho vynechání přiklání za podmínky stanovení určitých výjimek (uváděno např. domycování porostních zbytků, nevhodná genetická skladba porostu či dlouhé svahy na živných stanovištích). Téměř polovina respondentů si však myslí, že výjimek ze zákazu těžby holosečí by muselo být příliš hodně, a proto jej spíše nepodporuje. Více jak třetina lesních správců pak vnímá holoseče jako nutnost a je rozhodně proti jejich úplnému vynechání (tab. 28).

#### 6. 2. 6. Názory na holosečnou obnovu a zdroj poznatků o ní

Postoje k omezení a vynechání holosečí se odrážejí také v názorech lesních správců na holosečnou obnovu, i když tyto jsou vcelku rozmanité. Nejčastěji (u 24,3 % správců) se objevoval názor, že v určitých oblastech a případech nelze obnovu jinak než holosečně provádět (např. z důvodu absence přirozeného zmlazení, rekonstrukce poškozených porostů, nepůvodní dřevinné skladby, terénních podmínek aj.). Šest lesních správců (tj. 16,2 %) je přesvědčeno obecně o nezbytnosti užívání holých sečí při obnovách porostů u nás a stejný počet jich považuje holoseč za důležitou, oprávněnou či přijatelnou pro

Tabulka 28. Procentuální podíl jednotlivých odpovědí lesních správců na otázku, zda by byli pro přísnější omezení a úplné vynechání holosečného způsobu při obnovách lesních porostů u nás (odpověděli všichni lesní správci a vybrali vždy pouze jednu odpověď u každé otázce).

Odpověď	Přísnější omezení	Vynechání
Rozhodně ano	8,1	0,0
Spíše ano	2,7	13,5
Spíše ne	35,1	48,6
Rozhodně ne	54,1	37,8

obnovu borových porostů (příp. dalších světlomilných dřevin). Použití holoseče za určitých podmínek a omezení schvalují 4 správci (10,8 %). Osm procent lesních správců přímo vyslovilo k holosečím kladný vztah a stejný počet jich zastává neškodnost holoseče při citlivém a rozumném provedení. Objevily se také názory na pěstební i ekonomickou nevýhodnost používání holých sečí při obhospodařování porostů (ztížení obnovy a minimální možnosti přirozené obnovy) (8,1 %) či přímo, že není vhodná (2,7 %). Jako zdroj poznatků a názorů na holosečnou obnovu téměř všichni lesní správci (94,5 %) uvedli lesnickou praxi, 44 % z nich dokonce dlouhodobou (20 a více let), dále vzdělání a studium (16,6 % správců) a odbornou literaturu (11 %).

#### 6. 2. 7. Překážky využívání přírodě blízkých způsobů

Překážky většího využívání přírodě blízkých způsobů hospodaření jsou spatřovány nejvíce v přírodních podmínkách (terénní, klimatické – na 11 lesních správách, tj. 29,7 %) a v současném stavu lesa (druhovú a věková skladba, nerozpracovanost porostů, chybění melioračních a zpevňujících dřevin atd. – taktéž u 11 lesních správ). Jako další jsou uváděny požadavky trhu, dřevařského průmyslu a nutnost dodržovat stanovenou výši těžeb (18,9 %) a ekonomické důvody, zaměření na zisky a krátkodobý rychlý výsledek (taktéž 18,9 %). Šesti lesním správám (16,2 %) chybí pro rozšířenější užívání šetrnějších postupů odpovídající technologie (lanovky, koně), většinou z důvodu jejich ekonomické náročnosti. Časovou a ekonomickou náročnost šetrnějších metod hospodaření pak vidí jako překážku jejich širšího použití dalších 5 lesních správců (13,5 %) a problém v lidech (pohodlnost, nechut' měnit návyky, časové vytížení) spatřují 4 správci (10,8 %). Nejméně často byla uváděna absence přirozeného zmlazení (8,1 %) a nepřiměřené stavy zvěře (také 8,1 %). Šest lesních správců (16,2 %) uvedlo, že žádné překážky většího využívání přírodě blízkých způsobů hospodaření nevidí.

#### 6. 3. Statistická analýza dat z dotazníkového šetření

Podíl holosečné obnovy ani podíl holosečí větších než 0,5 ha není významně závislý na zastoupení žádné dřeviny v porostech. Neprokázala se souvislost mezi podílem žádného druhu dřeviny používaného při zalesňování holosečí a podílem holosečí větších než 0,5 ha na lesní správě. Významný vztah ( $F_{1,35} = 5,29$ ;  $p = 0,027$ ) byl nalezen mezi zvyšujícím se podílem světlomilných dřevin (borovice, modřín a dub) v dřevinné

skladbě lesní správy a snižujícím se podílem přirozené obnovy na obnově porostů na těchto lesních správách. Naopak se zvyšujícím se zastoupením buku v porostech procento obnovy přirozenou cestou signifikantně narůstá ( $F_{1,35} = 5,22$ ;  $p = 0,028$ ). Stejný trend byl nalezen i u jedle ( $F_{1,43} = 8,15$ ;  $p = 0,007$ ). Ve vztahu mezi podílem holosečného hospodářského způsobu na obnovních těžbách a podílem přirozené obnovy na lesní správě byl sice patrný jistý trend poklesu přirozené obnovy se zvyšujícím se podílem holosečí, tento však nebyl signifikantní ( $F_{1,36} = 3,17$ ;  $p = 0,08$ ).

Byla prokázána souvislost mezi zastoupením smrku v porostech a odpověďmi lesních správců na otázku, zda by se mělo používat holosečí v 1. zóně národního parku ( $\chi^2_1 = 5,457$ ;  $p = 0,019$ ) a v 1. zóně chráněné krajinné oblasti ( $\chi^2_1 = 8,047$ ;  $p = 0,005$ ). Se zvyšujícím se podílem smrku vzrůstal počet zvolení odpovědi „rozhodně ne“. Odpovědi pro ostatní zóny chráněných území nebyly signifikantně ovlivněny. Zajímavý je přesně opačný trend u borovice, kdy s jejím zvyšujícím se zastoupením v porostní skladbě se proporce odpovědi „rozhodně ne“ u 1. zón NP významně zmenšovala ( $\chi^2_1 = 4,251$ ;  $p = 0,039$ ) a u 1. zón CHKO byla stejná závislost na hranici signifikance ( $\chi^2_1 = 3,718$ ;  $p = 0,054$ ). Naopak se zvyšujícím se zastoupením borovice se proporce výběru zcela kladné odpovědi pro použití holosečí v 1. zóně NP významně zvyšovala.

Dále jsem testovala možnost, zda to, že si lesní správci myslí, že jsou negativně ovlivňovány určité mimoprodukční funkce lesa, má vztah k jejich odpovědi na otázku, zda by byli pro přísnější omezení holých sečí. Významná souvislost byla nalezena u funkce krajinné, estetické, kulturní (sloučeno do jedné kategorie) ( $\chi^2_3 = 8,045$ ;  $p = 0,045$ ), u rekreační, zdravotní, léčebné (sloučeno) ( $\chi^2_3 = 12,854$ ;  $p = 0,005$ ), případně i ekologické ( $\chi^2_3 = 7,490$ ;  $p = 0,058$ ). Ve všech těchto případech měli lesní správci tendenci více odpovídat ve prospěch omezení holé seče, pokud považovali některou z těchto funkcí za negativně ovlivnitelnou jejím provedením.

Postoj lesních správců k omezení holých sečí nemá souvislost s jejich odpověďmi na otázku, zda je holosečí negativně ovlivněna některá z nabízených částí či procesů v lesním ekosystému. Závislost byla prokázána jen u koloběhu prvků ( $\chi^2_{3,31} = 8,014$ ;  $p = 0,046$ ). Skupina správců, kteří si myslí, že koloběh prvků v lese není holosečí negativně ovlivněn, nesouhlasí ani s větším omezením holosečí.

Mezi podílem holosečí na obnovních těžbách a odpověďmi lesního správce na otázku týkající se případného používání holosečí v jednotlivých zónách chráněných územích nebyl zjištěn signifikantní vztah. Stejně tak se postoje lesních správců k užívá-

Tabulka 29. P hodnoty ( $\chi^2_{4,29}$ ) pro vztah mezi kladnou odpovědí na otázku, zda jsou používáním holosečné obnovy negativně ovlivňovány některé mimoprodukční funkce lesa, a výběrem odpovědi na otázku týkající se používání holosečí v jednotlivých zónách velkoplošných chráněných území. Statisticky významné závislosti zvýrazněny.

Negativně ovlivněná funkce	1. NP	1. CHKO	2. NP	2. CHKO	3. NP	3. CHKO
Klimatická	0,329	0,491	0,406	0,134	0,861	0,787
Hydrická	0,330	0,076	0,257	0,070	0,680	0,324
Estetická, krajinná, kulturní	0,330	0,114	<b>0,041</b>	0,510	0,661	0,435
Rekreační, zdravotní, léčebná	0,680	0,618	0,469	0,268	<b>0,031</b>	0,110
Produkční	0,855	0,629	0,805	0,366	0,809	0,266
Vodohospodářská	0,129	0,421	0,251	0,130	<b>0,053</b>	<b>0,003</b>
Půdochranná	0,202	0,349	<b>0,039</b>	<b>0,030</b>	0,339	0,114
Ekologická	0,132	0,270	0,066	0,221	<b>0,007</b>	0,345

ní holosečí v chráněných územích nelišily v závislosti na tom, zda považují narušení holosečí za mírné či závažné.

Analýza vztahu odpovědí na otázku týkající se možného ovlivnění mimoprodukčních funkcí holosečí a názorem na používání holosečí v jednotlivých zónách chráněných území sice prokázala v některých případech statisticky významný vztah (tab. 29), z těchto dat však nevyplývá žádný konkrétní trend, z něž by jasně vyplývaly určité tendence. Velmi podobně tomu bylo při testování vztahu mezi odpověďmi na otázku, zda má provedení holoseče negativní vliv na některé z nabízených součástí a procesů v lesním ekosystému a názorem na použití holoseče v jednotlivých zónách chráněných území (tab. 30).

Tabulka 30. P hodnoty ( $\chi^2_{4,29}$ ) pro vztah mezi kladnou odpovědí na otázku, zda má provedení holoseče negativní vliv na některé součásti a procesy v lesním ekosystému, a výběrem odpovědi na otázku týkající se používání holosečí v jednotlivých zónách velkoplošných chráněných území. Statisticky významné závislosti zvýrazněny.

Negativní vliv na	1. NP	1. CHKO	2. NP	2. CHKO	3. NP	3. CHKO
Vodní režim	<b>0,008</b>	0,077	0,848	<b>0,024</b>	0,565	0,268
Lesní klima	0,384	0,397	0,391	0,471	0,116	0,068
Lesní půdu včetně humusu	0,428	0,443	0,226	0,145	0,745	<b>0,012</b>
Biodiverzitu lesních druhů	0,167	0,107	0,094	0,479	<b>0,013</b>	0,063
Obnovu lesního porostu	0,488	0,123	<b>0,001</b>	0,113	<b>0,002</b>	<b>0,004</b>
Koloběh prvků v ekosys.	0,422	0,275	0,369	0,347	0,347	0,096

Se zastoupením holosečí větších než půl hektaru na lesní správě významně korespondují názory na omezení holosečí ( $\chi^2_3 = 4,369$ ;  $p = 0,037$ ). Se zvyšujícím se zastoupením větších holosečí roste proporce jednoznačně záporné odpovědi („rozhodně ne“). Ve skupině lesních správců, kteří považují narušení lesa holosečí za mírné, se projevuje častější odpor k většímu omezení holosečí než u těch, kteří považovali narušení za závažné, tato tendence však není signifikantní ( $\chi^2_{3,22} = 6,36$ ;  $p = 0,09$ ).

Nebyl zjištěn vztah mezi zastoupením jednotlivých dřevin v porostech ani umístováním holosečí do různých porostů a názorem lesních správců na intenzitu narušení lesního ekosystému holosečí (mírné či závažné). V souvislosti s tím, zda lesní správce považuje narušení lesa holosečí za mírné či závažné, se významně neodlišuje ani podíl holosečné obnovy na lesní správě ( $F_{1,26} = 0,11$ ;  $p = 0,74$ ), ani podíl holosečí větších než 0,5 ha ( $F_{1,26} = 2,64$ ;  $p = 0,11$ ).

Mezi postoji lesních správců k vynechání holosečí ve vztahu k jejich přesvědčení o intenzitě holosečného zásahu však je významný rozdíl ( $\chi^2_3 = 7,39$ ;  $p = 0,025$ ). Ti, kteří považují narušení holosečí za mírné, by holoseče „spíše“ nebo „rozhodně“ nevynechali, kdežto ti, kteří považují narušení za závažné, se významně více přiklánějí k jejímu úplnému vynechání.

To, zda lesní správce považuje narušení lesa holosečí za krátkodobé nebo dlouhodobé nemá významnou souvislost ani s podílem obnovy holosečným způsobem ( $F_{1,30} = 1,34$ ;  $p = 0,25$ ) ani podílem holosečí větších než 0,5 ha ( $F_{1,30} = 0,62$ ;  $p = 0,43$ ). Významná spojitost však byla nalezena u podílu podrostního ( $F_{1,30} = 5,627$ ;  $p = 0,024$ ) a výběrného ( $F_{1,30} = 7,289$ ;  $p = 0,011$ ) hospodaření, kdy u obou těchto způsobů je jejich podíl vyšší tam, kde bylo ovlivnění lesa holosečí označeno za dlouhodobé.

V závislosti na tom, zda lesní správci považují narušení lesa holosečí za dlouhodobé či krátkodobé, se prokázal významný rozdíl ( $\chi^2_{3,26} = 9,86$ ;  $p = 0,019$ ) v jejich postojích k omezení holosečí. Ve skupině s přesvědčením o krátkodobém ovlivnění převažuje negativní postoj k omezování holosečí (odpověď „rozhodně ne“), ve druhé skupině naopak postoj kladný (odpověď „rozhodně ano“ a „spíše ano“). Velmi podobná situace byla zjištěna u postojů lesních správců k vynechání holosečí při obnovách porostů ( $\chi^2_{2,28} = 6,253$ ;  $p = 0,044$ ). Pokud bylo narušení považováno za krátkodobé, byly voleny více odpovědi „spíše ne“ a „rozhodně ne“.

## 7. Diskuse

Holosečná obnova představuje velmi výrazný zásah do lesních ekosystémů a podle okolností může mít až citelně nepříznivý vliv na jejich důležité vlastnosti a funkce. Lesy ČR, s. p. svou strategii prezentuje jako trvale udržitelné hospodaření (TUH) v lesích, které by mělo zabezpečovat co nejlepší stav lesních ekosystémů z hlediska poskytování mimoprodukčních i produkčních funkcí. Z výsledků přehledové studie vyplývá, že holosečnou obnovou může být negativně dotčena většina mimoprodukčních funkcí lesa, především hydrická, vodohospodářská, půdoochranná, ekologicko-biologická a také krajinně-homeostatická. Negativní ovlivňování mimoprodukčních funkcí a součástí lesa holosečnou obnovou svým názorem potvrzuje velká většina lesních správců. Velká část lesních správců je však proti vynechání i omezení holosečí více než je stanoveno platným lesním zákonem. Nejčastěji se objevuje přesvědčení o nezbytnosti holosečné obnovy v určitých případech, ale celkově jsou názory na holosečnou obnovu rozmanité. Zjistila jsem také, že mnoho lesních správců se staví kladně k používání holosečí ve velkoplošných zvláště chráněných územích.

### 7. 1. Problém nedostatku spolehlivých informací

V práci je shrnuto množství poznatků, vypovídajících o některých následcích obnovy lesa holosečným způsobem. Zdroje, ze kterých bylo možno čerpat informace a data, však zřejmě nepokrývají celou širší zkoumané problematiku. Výzkumy v některých oblastech (např. vliv na lesní a půdní biotu aj.) nejsou komplexní a chybí dlouhodobější sledování. Velký dluh má sledování vlivu holosečí na genetiku populací klimaxových dřevin. Některé výzkumy byly prováděny za okolností neodpovídajících běžné realitě v praxi (např. hodnocení erozních procesů na holoseči při nepoškozeném povrchu – Šach 1986, sledování změn odtoku vody z povodí, kde obnova holými sečemi postupovala rychleji než je běžné – Jařabáč 1984) nebo se zaměřují přednostně na jiný problém a vlivy holoseče hodnotí jen okrajově (např. Mařan a Káš 1948, Valtýni 1985, Podrázský a Remeš 2005). Kromě toho značné rozdíly přírodních podmínek a způsobů provádění těžeb v různých oblastech omezují až znemožňují aplikaci některých poznatků učiněných v jiných zemích na naše poměry (Šach 1986, Kantor a kol. 2003). Roli hraje jistě také metodika sledování. Navíc některé poznatky pochází již z dávnější doby (např. sledování erozních procesů a vlivu mechanizačních prostředků na půdu) a

nemusí být zcela platné pro současnou situaci, protože v konstrukci lesní techniky jistě došlo k určitému vývoji.

Celkově se následkům běžných holosečných těžeb věnuje nepřiměřeně malá pozornost výzkumných prací. Vzhledem k závažnosti problému je proto velmi žádoucí se na výzkum problematiky všech možných vlivů holosečné obnovy důkladněji zaměřit. Znovu provést šetření i v oblastech, které už byly v minulosti sledovány, dříve objevená fakta ověřit podrobným dlouhodobým sledováním v našich podmínkách a především pak zjištěné výsledky aplikovat v hospodářské praxi.

## 7. 2. Vztah lesních správců k holosečné obnově

Lesní správci alespoň některá negativa holosečí, na něž upozorňuje přehledová studie, vnímají, nejsou však pro ně zřejmě natolik zásadní, aby to hlouběji ovlivnilo jejich postoj k používání tohoto způsobu obnovy a jeho případnému omezení. Pravděpodobně jsou určité (momentální) výhody holé seče považovány za převažující nad jejími případnými zápornými vlivy (Poleno 1999a). U všech lesních správců sice nebylo vnímání holosečné obnovy tak pozitivní, podle většinového názoru však lze soudit na tolerantní až vcelku kladný vztah lesních správců k obnově současných lesních porostů holými sečemi. Často bylo pozitivní vnímání či přesvědčení o nutnosti používání holosečí odůvodňováno zejména současným špatným stavem porostů (několik problémů jako důsledek předchozího hospodaření) a specifickými podmínkami, v nichž je obnova holosečí považována za nezbytnou. Podle zásad TUH by se však měly i ve stávajícím období přechodu od velkoplošného monokulturního hospodaření (ale i poté) využívat přírodě blízké formy (Zezula 2000). Obnovu lesa holosečí na plochách velikosti okolo 1 ha k nim ale nelze běžně řadit, protože podle poznatků o přirozeném vývoji středoevropských lesů je krajní velikost plochy vzniklé občasnou disturbancí do 0,3 (příp. 0,5) ha. Záměrné vytváření ploch holosečí větších rozměrů (a jejich zalesňování bez přechodu přes stadium přípravného porostu) je tak v rozporu s běžnými zákonitostmi přirozeného vývoje lesů v našich podmínkách (Čaboun 2000, Košulič 2006c). Pokud je tedy na některých lesních správách většina, polovina (nebo i jen průměrně třetina pro všechny správy dohromady) úmyslných mýtních těžeb prováděna holosečně s velikostí plochy nad půl hektaru, není hospodaření v tomto směru zcela v souladu se zásadami TUH a tím ani s přírodě blízkým hospodařením.

Úsudky lesních správců o holosečné obnově pramení u velké většiny z jejich lesnické praxe. Je tak možné, že je jejich názor formován jednostranným vnímáním holoseče jako tradičního, výhodného a provozně jednoduchého postupu hospodaření v lese. Některá negativa tak zřejmě jen tuší či přesně neznají jejich rozsah (především u vlivů, jež nejsou běžně patrné nebo se projevují po dlouhém časovém období). Naznačuje to např. skutečnost, že lesními správci bylo významně více za negativně ovlivnitelné holosečí považováno lesní klima a vodní režim než biodiverzita nebo koloběh prvků. V jistém souladu s tím také měli více odmítavý postoj k omezení holosečí ti lesní správci, považující narušení lesa holosečí za krátkodobé a ti, na jejichž správě je vyšší zastoupení holosečí větších jak půl hektaru. U té menšiny lesních správců, považujících narušení lesa holosečí za závažné nebo za dlouhodobé a také u těch, jež jsou přesvědčeni o negativním ovlivnění estetické (včetně krajinné a kulturní) a rekreační (včetně zdravotní a léčebné) funkce je však patrný významný příklon k přísnějšímu omezení holosečného způsobu. To by mohlo naznačovat posun ve vnímání a hodnocení holosečí u některých vnímavějších a kriticky přemýšlejících lesních správců. Je však nutno brát v úvahu také skutečnost, že hodnocená data pocházejí jenom od necelé poloviny lesních správ, které byly ochotny odpovědět na dotazník, což může působit určité zkreslení.

### 7. 3. Vztah lesních správců k používání holosečné obnovy ve zvláště chráněných územích

Ačkoli je v 1. zónách velkoplošných chráněných území prvořadá funkce ochrany přírody a realizace holosečí by zde měla být vyloučena (Míchal a Petříček 1999), ne všichni lesní správci byli v těchto místech rozhodně proti jejímu užití. Ani přesvědčení o závažnosti narušení lesa holosečí, ani vědomí negativního ovlivnění ekologické, rekreační či estetické funkce nemělo ve většině případů vliv na postoj lesních správců k používání holosečí v jednotlivých zónách chráněných území. Napovídá to o jejich zakořeněném přesvědčení o nutnosti obnovy lesa tímto způsobem, a to i za cenu případné újmy na těchto funkcích. Zejména tam, kde má vysoký podíl v druhové skladbě borovice, jsou odmítavé postoje k použití holosečí v 1. zónách významně méně zastoupeny. To zřejmě souvisí s často se objevujícím přesvědčením lesních správců o potřebě obnovy borových (a obecně světlomilných) porostů holosečně. Borovice však původně není vysloveně slunná dřevina, která by přímo vyžadovala holosečnou obnovu.

Díky diverzitě genů v jejích populacích je schopna dobře prospívat i v polostínu pod delší clonou mateřského porostu a takto vzniklý porost má také vyšší kvalitu nejen díky členitější struktuře ale i jakosti samotných stromů (Košulič 2004b, Košulič 2007b).

Také na ostatní ploše chráněných území mimo první zóny je doporučováno preferovat jemnější způsoby obnovy a holoseče omezit na zcela nezbytné případy, navíc s vynecháním geometricky pravidelných tvarů sečí. Kolem frekventovaných tras v rekreačních oblastech by se pak holoseče měly vyloučit úplně (Plíva 1991), protože významně narušují obraz krajiny (Poleno a kol. 2007a, Vacek a kol. 2007). Z odpovědí lesních správců je však patrné, že i ve druhých a především ve třetích zónách chráněných území se jich mnoho k používání holých sečí více či méně přiklání. Přístup některých lesních správců k hospodaření v lesích se zvýšenými nároky na určité funkce (rekreační, estetická, ochrany přírody aj.) tak není příliš příkladný, svědomitý a zodpovědný, vzhledem k tomu, že jsou významnými správci chráněných území.

Samotný zákon o ochraně přírody a krajiny č. 114/1992 Sb. pak na většině plochy CHKO a NP zakazuje mimo jiné používat takové činnosti, technologie a prostředky, které mohou způsobit podstatné změny v biologické rozmanitosti, struktuře a funkci ekosystémů. Za takovouto činnost lze dle Šindeláře (1999) považovat mimo jiné i obnovu lesa holosečným způsobem u dřevin vyžadujících pro vývoj kultur ochranu mateřského porostu či provádění prořezávek schematickým způsobem. Na holé seče jsou však často sázeny právě klimaxové dřeviny (kromě jiného to požaduje zákon o lesích č. 289/1995 Sb, Košulič 2004a), které se v přirozených podmínkách zmlazují pod mateřským porostem. Výsadba se provádí většinou do pravidelných sponů, které slouží mimo jiné právě pro usnadnění výchovných prořezávek. Zda se tyto praktiky opravdu provozují i v chráněných územích, zůstává otázkou, protože to nebylo v dotazníku zahrnuto a bylo by vhodné provést ohledně toho další šetření. Z vlastní zkušenosti z posledních několika let návštěv v CHKO Beskydy však autorka nabyla přesvědčení, že mezi hospodařením v a mimo CHKO není evidentně velký rozdíl.

#### 7. 4. Vliv holosečné obnovy na koloběh prvků a biodiverzitu a mínění lesních správců

Ačkoli jednorázová holosečná těžba všech stromů znamená určitou (v některých případech až citelnou) ztrátu živin (Míchal a kol. 1992, Klíma a kol. 2001, Metzler a Košulič 2006, Košulič 2007a), protože se většinou odvázejí kmeny stromů i s kůrou a někdy bývá využíván i klest, podle názoru více jak poloviny lesních správců

provedení holoseče na koloběh prvků negativní důsledky nemá. Navíc byl u této skupiny správců patrný výrazně větší odpor k omezení holých sečí. Je pak otázkou, zda se při těžbách na těchto lesních správách ponechává (ne spaluje) všechný těžební odpad, minerálně bohatá kůra a případně i část dřevní hmoty, jak je to považováno za téměř nezbytné z hlediska zachování úrodnosti půdy i biodiverzity (Míchal 2001, Košulič 2007a), nebo je vše odváženo s přesvědčením, že to ochuzování ekosystému nezpůsobuje. Odnímání těžebního odpadu (včetně jeho pálení) a neponechávání žádného zbytkového dřeva (ležícího i stojícího, např. znehodnoceného hnilobami) navíc téměř odporuje trvalé udržitelnosti hospodaření v lesním ekosystému (Košulič 2007a).

Odstraňováním většiny dřevní hmoty z plochy holoseče je lesní ekosystém jednorázově ochuzován také o potencionální významný biotop ohrožených i běžných druhů organismů, tvořících velkou část biodiverzity v lesích (Míchal a Petříček 1999, Škorpík 2001, Jankovský a kol. 2006 aj.). Je tím znatelně oslabena ekologicko-biologická funkce lesa. O negativním vlivu holoseče na tuto funkci je však přesvědčeno jen 36 % lesních správců a více jak polovina správců si nepřipouští, že by provedení holoseče mělo na biodiverzitu lesních druhů negativní vliv. Ukazuje to na malé povědomí lesních správců o značné důležitosti odumřelého dřeva pro podporu a zachování diverzity a celkové ekologické stability lesa (Jankovský a kol. 2006, Vacek a kol. 2007, Zhou Li a kol. 2007). Správci pravděpodobně neberou v potaz velmi specifické nároky některých lesních organismů na prostředí.

Lesy ČR, s. p. tak sice ve svém „Programu 2000 – zajištění cílů veřejného zájmu“ (Morávek 1999) i v „Programu trvale udržitelného hospodaření v lesích“ (Zezula 2000) přijaly opatření cíleně ponechávat část biomasy k rozpadu a část stromů pro přirozené odumírání, ovšem používání holosečné obnovy činí naplňování tohoto závazku velmi problematickým. Např. podpora vhodných hnízdních podmínek ptáků, jmenovaná mezi opatřeními v rámci TUH (Lesy...2008), tak zůstává v případě dutinových ptáků při těžbách holosečemi omezena jen na pomístné vyvěšování ptačích budek. Ty však mohou sloužit jen několika málo druhům ptáků, kdežto odumřelé stromy jsou využívány celou škálou organismů od hmyzu až po houby. Za nezbytné prvky zvyšování biodiverzity a stability lesů je považováno ponechávání alespoň několika stromů (především listnáčů) na hektar na dožití (cca 15 m<sup>3</sup>/ha) a také souší a tlejícího dřeva (Míchal a Petříček 1999, Vacek a kol. 2007).

### 7. 5. Používání holosečné obnovy ve vztahu k trvale udržitelnému hospodaření

Holosečným způsobem je v průměru všech hodnocených správ prováděna těžba jen na méně než třetině obnovovaných plochy, což je výrazně méně než např. před 15 lety, kdy u nás obnova holosečí převládala (např. Míchal a kol. 1992). Důvody volby obnovy porostů pomocí holoseče však nejsou omezeny čistě na „špatné podmínky pro užití jiných způsobů“, ale roli hraje také „ekonomická výhodnost, jednoduchost a nenáročnost provedení“ a „zažitá praxe“ jeho užívání. Při TUH by ovšem měl být kladen důraz na přírodě blízké postupy, kdy za vhodné jsou považovány spíše jiné než holosečné obnovní způsoby (Zezula 2000, Vacek a kol. 2007) a právě LČR by měly ve státních lesích hospodařit příkladně především s ohledem na požadavky celé společnosti (Veškrna 2003) a neupřednostňovat své provozní či ekonomické zájmy.

Na třetině vzniklých holosečí (těch, které jsou větší než půl hektaru) je pak navíc obnova ztížena intenzivně rostoucí pasekovou buřením na osvětlených plochách (Pelíšek 1964, Šály 1991, Bíba a kol. 2001, Košulič 2006b). Je také třeba pro úspěšné zalesnění volit druhy dřevin, které dobře snášejí podmínky holin (Petřík a kol. 1986), čímž se omezuje výběr vhodných druhů pro zalesňování holosečí (Vacek a Podrázský 2006). Běžně se však vysazují rovnou i citlivé klimaxové dřeviny a kromě větších ztrát na sazenicích tak může docházet i ke genetickým změnám v jejich populacích s nepříznivými důsledky pro budoucí stabilitu porostu a vlastnosti dřevin (Košulič 2005a, Košulič 2006a, Metzl a Košulič 2006). Navíc obnova holosečí (pokud není použito při zalesnění přípravného porostu) vede v následné generaci k vytvoření stejnověkého porostu s nízkou odolností proti škodlivým vlivům (Míchal a kol. 1992, Čaboun 2000, Košulič 2005a, Košulič 2006a, Košulič 2006c). Stav vznikající holosečnou obnovou v důsledku těchto skutečností je tak v rozporu s hlavním zájmem Lesů ČR vytvářet stabilní, druhově a prostorově skupinovitě smíšený les jako základ TUH (Zezula 2000, Lesy...2008). Takové lesní porosty pak ani nemohou plnit důležité mimoprodukční funkce tak dobře, jako kdyby byly strukturně bohaté (Mezera 1971, Višňák in press.).

### 7. 6. Těžba dřeva na lesních správách ve vztahu k trvale udržitelnému hospodaření

Ačkoli Lesy ČR deklarují, že pro zajištění cílů TUH dávají přesnost ekologicky šetrným technologiím těžby (Lesy...2008), jsou lanové systémy navzdory jejich jednoznačné šetrnosti z hlediska nepříznivých vlivů na půdní povrch (Šach 1986) používány na

lesních správách jen velmi málo. Naproti tomu je v průměru nejvíce dřeva přibližováno vlečením traktorem, což je naopak technologie nejméně šetrná a dochází při ní ke značnému narušení povrchu půdy a případně erozi (Šach 1986, Midriak 1988, Šach 1990b, Bielek a kol. 1991, Křístek a kol. 2002). Především v horských terénech by mělo být pomocí lanovek soustředováno největší množství dřeva, protože kromě přímého snižování nebezpečí eroze mají také menší nároky na hustotu transportních cest (Hladík a kol. 1993, Hanák a kol. 2002). Soustředování dříví lanovkami je sice o něco pracnější a tím i finančně náročnější, ovšem pokud se při volbě techniky hledí jen na ekonomickou stránku, dostává se její použití do střetu s jinými celospolečenskými zájmy na využívání lesa (Pobědinskij a Krečmer 1984, Valtýni 1985), např. nepříznivým ovlivňováním vodního režimu (Mráček a Krečmer 1975). Zvýšené finanční náklady by tedy neměly být relevantním argumentem pro omezené používání šetrných technologií ve prospěch těch méně příznivých z hlediska ochrany lesního prostředí.

Pro minimalizaci škod těžbou a přibližováním na lesní půdě je důležité zabránit poškození povrchu (Šach 1986, Kantor a kol. 2003), protože už mírné narušení může mít za následek vytvoření povrchového odtoku a následně eroze (Mráček a Krečmer 1975, Pobědinskij a Krečmer 1984) a také negativní změny půdních vlastností (Pelíšek 1964). Podle výsledků dotazníku nebývá na holosečích zpravidla zaznamenáváno větší poškození půdy ve srovnání s jinými způsoby obnovy (samozřejmě to značně závisí na způsobu přibližování dřeva). Jde sice převážně o odhady, ale pokud jsou blízké realitě, není zřejmě půda na holosečích u nás ve většině případů narušována více než při dalších obnovních způsobech. Nicméně v průměru jsou paseky po holosečích porušeny na 13, 4 % povrchu (v krajních případech však poškození dosahovalo až 50 %), což znamená, že na těchto plochách došlo ke zvýšenému ohrožení vodní erozí a možné degradaci vlastností půdy na dotčených místech. Výrazného snížení škod na půdě i porostech lze dosáhnout při těžbě v zimním období při sněhové pokrývce a zmrzlé půdě (Valtýni 1985, Šach 1986, Midriak 1995, Křístek a kol. 2002). Pro mýtní úmyslné těžby holosečemi je však na lesních správách zimní období využíváno průměrně jen pro třetinu těžeb. Podíl těžby v zimním období by měl být vzhledem k ochraně půdy vyšší (Midriak 1995, Křístek a kol. 2002); jistým problémem, který lesní správci často zmiňovali, je však nedostatečná či žádná sněhová pokrývka v posledních letech. Pozitivem hospodaření lesních správ z hlediska ochrany půdy před poškozením je velký

průměrný podíl užití sortimentové a také kmenové těžební metody na úkor metody stromové, při které bývá poškození půdy největší (Valtýni 1985, Křístek a kol. 2002).

#### 7. 7. Používání holosečí a problém přirozené obnovy

Snahou při TUH je zvyšování podílu přirozené obnovy lesa. Ta dnes na hodnocených lesních správách v průměru tvoří asi 23 % z celkové obnovy. Do budoucna by měl ale její podíl co nejvíce narůstat, protože nutnost použít umělou obnovu na úkor přirozené (či alespoň přirozeně probíhající pod ochranným porostem) přispívá ke snižování rezistence a genetické variability takto pěstovaných dřevin (Šindelář 2001a, Mrkva 2005a, Mrkva 2005b). Na holosečích se však může přirozená obnova uplatnit jen minimálně (Korpeř a kol. 1991, Míchal a kol. 1992, Průša 2001, Šindelář 2001a, Vacek a Podrázský 2006) a obnova umělá je zde spojena s řadou problémů (buřeň, zvěř, větší mortalita sazenic atd.) a také závažnými následky v podobě zmiňovaného snížení odolnosti a adaptability porostů. To znamená, že preferování holoseče tam, kde je možná přirozená obnova, je výrazné porušení zásad TUH. Někteří lesní správci v dotazníku uvedli, že holoseč umisťují bez ohledu na druhové složení, či do porostů s vyrovnaným podílem smrku a listnatých dřevin, kde zpravidla nebývá při vhodně vedeném hospodaření s přirozenou obnovou problém (např. Vacek a Podrázský 2006, Vacek a kol. 2007a), což by mohlo znamenat zmiňované nedodržování zásad TUH. Zjištěný snižující se podíl přirozené obnovy se zvyšujícím se zastoupením světlomilných dřevin (borovice, modřín a dub), u nichž jsou lesní správci často přesvědčeni o potřebnosti obnovy holosečemi, naznačuje horší úspěšnost přirozené obnovy při takovémto obhospodařování.

#### 7. 8. Zalesňování holosečí a změny druhové skladby

Plochy po holosečích jsou podle výsledků dotazníku z velké části zalesňovány především opět hospodářsky výhodnými dřevinami. Nejčastěji je vysazován smrk (jeho podíl v druhové skladbě vysazovaných dřevin je průměrně 40 %, na některých lesních správách je to ale i přes sedmdesát procent). Jestliže je však v rámci TUH snaha o zvýšení zastoupení listnáčů v porostech (Lesy...2008), měl by být podíl smrku spíše nižší, už vzhledem k jeho přílišnému zastoupení v současné skladbě a tudíž dost možností přirozené obnovy a zachování dostatečného množství v porostech. Smrk je také z hlediska možných dopadů klimatických změn považován za nejméně stabilní

dřevinu (umělé rozšíření až na okraj své ekologické tolerance, riziko nárůstu ohrožení škůdci atd.) (Kalvová a kol. 2002). Otázkou také je, zda jej vůbec sázet na holiny, když jde o klimaxovou dřevinu a hrozí genetické posuny populace (Košulič 2005a, Košulič 2006b). To samé platí (snad ještě naléhavěji) i o buku, druhé v průměru nejčastěji na holoseče sázené klimaxové dřevině, jež je navíc citlivá na extrémní podmínky holin (Polanský a kol. 1966, Podrázský a Remeš 2004) a jako vhodnější způsob jeho zavádění do porostů se ukázaly podsadby (Kriegel 2001, Podrázský a Remeš 2004). Průměrný podíl dalších listnatých dřevin (kromě buku a dubu) vysazovaných na holoseče je pak v souvislosti s proklamovaným zvyšováním biodiverzity porostů podporou druhové rozmanitosti a zvyšováním podílu ohrožených druhů dřevin (Lesy...2008) překvapivě nízký. Kvůli velkým škodám zvěří právě na listnatých dřevinách (např. Průša 2001, Zatloukal a kol. 2007, Turek a kol. 2008) bude totiž jejich podíl v dospělých porostech ještě nižší.

#### 7. 9. Následky holosečné obnovy ve vztahu k odolnosti porostu a plnění mimoprodukčních funkcí lesa

Skutečnost, že za nejčastější příčinu mortality kultur na holosečích bylo označováno sucho a přísušky a také biotické vlivy, by mohla podporovat tvrzení, že zvýšený výpar z nechráněného povrchu holých sečí či odebírání půdní vláhy buření ze svrchní vrstvy půdy velmi škodí citlivým mladým kulturám (Mařan a Káš 1948, Pelíšek 1964). Dřeviny, oslabené nedostatkem vody při déletrvajících suchých periodách, jsou pak více náchylné k napadání škůdci (Křístek a kol. 2002) a také přeschlý povrch půdy na holých sečích má zhoršenou schopnost vsakovat srážky (Mařan a Káš 1948, Pelíšek 1964, Kantor a kol. 2003, Šach 2006b). Kromě horších podmínek holoseče pro odrůstající kulturu se tak může případně projevit její negativní vliv na vsakovací schopnost půdy zrovna v době její největší potřeby při povodňových srážkách (Úlehla 1947, Baláž in prep.).

Stejnověké a stejnorodé porosty vysokokmenného lesa, vzniklé holosečným hospodářstvím za posledních 200 let, jsou velmi ohrožovány abiotickými škodlivými činiteli (Vicena a kol. 1979). V souhlase s tím byl lesními správci velmi často uváděn jako škodlivý činitel, způsobující největší škody na porostech, právě vítr, sníh a námraza (tyto uvedlo dohromady 52,3 % správců). Za opatření vedoucí ke snížení rozsahu větrných polomů je považováno zvyšování přirozené odolnosti (více přirozené

obnovy a podílu odolných dřevin) při přechodu na přírodě blízké hospodaření s omezením holosečí (Křístek a kol. 2002). Každá nově otevřená porostní stěna, vytvořená holou sečí, totiž představuje určité riziko poškození větrem, zvláště na návětrné straně, ale i na závěrné, pokud vítr přijde z neobvyklých směrů (Vicena a kol. 1979).

Obnova lesa holosečí (tak jak je běžně užívána) tak nejen, že může negativně ovlivnit uspokojivý stav plnění mimoprodukčních funkcí lesa, ale z výše popisovaných důvodů také velmi omezuje až znemožňuje zabezpečení některých důležitých dílčích cílů TUH (vytvoření stabilního, věkově a prostorově diferencovaného lesa, podpora regenerační kapacity, vitality, druhové rozmanitosti lesa a vytváření podmínek pro ochranu biotopů chráněných druhů). Pro své nevýhody z hlediska ekologického i hospodářského by měl být holosečný způsob hospodaření chápán jako velmi nevhodný (Poleno 1999c).

#### 7. 10. Možné řešení a jeho úskalí

Ze vztahu lesních správců k holosečné obnově a jejímu případnému omezení a vynechání vyplývá, že převážně považují tento způsob za nedílnou součást hospodaření, byť třeba jen v určitých specifických případech. Některé negativní důsledky holosečné obnovy ale zřejmě nejsou všem zcela známy. Proto je žádoucí, aby byly možné vlivy holosečí v konkrétních podmínkách exaktně podrobněji sledovány a vyhodnocovány a aby byli lesní správci s výsledky výzkumu seznamováni. Je určitě potřeba v dohledné době zajistit přeměnu velkých ploch monokulturních porostů stanovištně nepůvodních dřevin na lesy přírodě bližší. Jak ale bylo ukázáno, je rozšířené používání holosečné obnovy (v podobě, jak je dnes nejčastěji praktikována) jako součásti TUH vcelku problematické, stejně jako z hlediska potřeby vzniku rozmanitější porostní struktury. Košulič (2006b, 2006c) proto navrhuje omezení celkového rozsahu ročních těžeb holosečemi, snížení zákonného limitu maximální možné výměry holoseče na 0,5 ha a její šířky na jednu výšku porostu. Na takovéto ploše nedochází k tak výraznému zásahu do dynamiky vývoje lesního ekosystému a není většinou nutné pro obnovu cílových dřevin zakládat přípravný porost (Košulič 2006a), i když přirozenému vývoji by to bylo bližší (Metzl a Košulič 2006). Zůstaly by však zachovány výhody holosečné obnovy pro její (dočasné) použití v určitých specifických případech a výjimečných situacích (např. nestabilní či rozvrácené porosty dřevin nevhodné stanovištně či geneticky pro

přirozenou obnovu). Protože se mnoho lesních správců bohužel staví proti přísnější regulaci holosečí nad rámec současného omezení, případná snaha o změnu zákona v tomto směru by se tak zřejmě nesetkala s příliš kladným hodnocením. Přínosem je však zjištění, že názory jednotlivých správců se někdy výrazně odlišují. Vnímání holosečné obnovy mezi nimi tedy není zcela jednostranné, ale vcelku různorodé, stejně jako zjištěné dílčí aspekty hospodaření.

## 8. Závěr

Lesní ekosystémy by měly být kostrou stability krajiny a pokud mají trvale poskytovat všechny požadavky společnosti bez enormního úsilí a vkladů dodatkových energií na jejich udržování v relativně únosném stavu, je potřeba je obhospodařovat v souladu s přírodními zákonitostmi. Holosečná obnova se jim v našich podmínkách vymyká. Už samotné dočasné negativní ovlivnění mimoprodukčních funkcí lesů vypovídá o neslučitelnosti provozování holoseči s šetrným obhospodařováním lesa. Avšak také zdánlivě nevýznamné změny jedné složky ekosystému mohou vyvolat neznámé změny v jeho dalších složkách a následně i ohrozit některou funkci lesa. I když např. biodiverzita druhů jako taková nemusí být holosečí nutně snížena, ovlivnění společenstev lesních druhů změnou ekologických podmínek může být vzhledem ke složitým a většinou zatím ne zcela objasněným vztahům v lesním ekosystému dosti zásadní. Nedostatky holosečné obnovy (v podobě, jak je dnes u nás používána) přinejmenším zpochybňují vhodnost jejího užívání při trvale udržitelném hospodaření. Vznikají stejnověké a stejnorodé porosty s nízkou odolností a stabilitou, výrazně se omezují možnosti přirozené obnovy a výběr dřevin pro zalesňování. Holoseče také výrazně zasahují do koloběhu prvků, tvorby humusu a negativně ovlivňují společenstva lesních druhů organismů. Je proto patrné, že uplatňování holosečné obnovy směřuje právě proti cíli TUH, jímž je vytvoření stabilního, druhově, prostorově a skupinovitě rozrůzněného lesa a trvalé zabezpečení druhové rozmanitosti, regenerační schopnosti a vitality lesa.

Závažnost jednotlivých holosečných zásahů sice záleží na konkrétních okolnostech jejich provedení, celkově jsou však ekologické nevýhody holosečné obnovy tak výrazné, že by se její použití mělo omezovat pouze na situace, kdy jiná alternativa by nebyla vůbec možná a účelná. Pokud je opravdu nezbytné holosečnou obnovu porostu použít, mělo by se v těchto výjimečných případech při zalesňování využít nedocenených pozitiv přípravného porostu, i za cenu delší doby vzniku konečného lesa tvořeného žádanými druhy klimaxových dřevin. Snaha úplně vyloučit každou holoseč by jistě také nebyla správná, protože malé holé plochy vznikající v přírodních lesích jsou důležité pro zachování světlinných druhů rostlin i živočichů a rozsáhlé plochy obhospodařované jen určitým jedním způsobem (např. výběrným) by nebyly pro biodiverzitu příliš výhodné. V současné době však vzniká dostatek volných ploch s vytvořením vhodných biotopů pro tyto organismy i nahodilými těžbami (po

kalamitách) a příhodné biotopy představují také maloplošné obnovní prvky (kotlíky), okraje lesních cest či občasné luční enklávy v lesích. Není tedy žádoucí k těmto přidávat další záměrně vytvořené holé plochy, které by mohly navíc způsobit víc škody než užítku. Vzhledem k závažnosti otázky ovlivnění koloběhu živin a biodiverzity odebráním dendromasy z lesních porostů by bylo jistě přínosem v budoucnu provést šetření zaměřené na množství ponechávané biomasy na těžebních plochách a její využití jednotlivými druhy specializovaných organismů.

Z celkového pohledu tedy není tak škodlivá např. jedna holosečná těžba v monokultuře nepůvodního porostu, jako spíš časté a paušální používání holosečného hospodářského způsobu (především tam, kde je porost vhodný pro přirozenou obnovu), zaměření pouze na ekonomický výsledek bez zohlednění vlivu těžby na lesní prostředí a následné zalesňování holých ploch přímo klimaxovými dřevinami.

Podobná situace na části našeho území však panuje (a nejde jen o státní lesy), i když jinde je naopak hospodaření téměř příkladné. Pokud se nepodaří v příslušných kruzích kompetentních lesníků vyvolat na toto téma odbornou sebekritickou diskusi např. v souvislosti s připravovaným Národním lesnickým programem II (strategie lesnické politiky pro ČR na období do r. 2013), bude do našich lesů zřejmě nadále zasahováno způsobem s negativními (některými zatím možná nepoznanými) následky pro jeho celospolečensky významné funkce.

## 9. Souhrn

V práci byly shrnuty jednotlivé poznatky o vlivu holosečné obnovy na mimoprodukční funkce lesa. Pomocí dotazníku byly zjišťovány názory a postoje lesních správců LČR, s.p. k holosečné obnově a užívané postupy a metody lesnického obhospodařování související s trvale udržitelným hospodařením. Následně byly výsledky dotazníkového šetření porovnány se zásadami a cíli trvale udržitelného hospodaření.

1. Z většiny výzkumů vyplývá, že holosečný hospodářský způsob má na lesní ekosystémy negativní působení. Nepříznivě ovlivňuje především funkci hydrickou, vodohospodářskou, půdoochrannou a ekologicko-biologickou.
2. Negativní ovlivňování mimoprodukčních funkcí holosečnou obnovou potvrzuje svým názorem 89 % lesních správců. Velká většina (94,5 %) si také myslí, že provedení holoseče má negativní vliv na některou součást či proces v lesním ekosystému. Významně více je za negativně ovlivnitelné považováno lesní klima a vodní režim než biodiverzita, koloběh prvků a obnova lesa.
3. Názory lesních správců na holosečnou obnovu jsou vcelku rozmanité; nejčastěji se však objevuje přesvědčení o nezbytnosti v určitých případech obnovu holosečí použít. Většina lesních správců (89 %) je proti přísnějšímu omezení holých sečí nad rámec současného zákona, rozhodně proti se vyslovilo 54 % všech správců.
4. Zjistila jsem také, že 56,7 % lesních správců se staví kladně k používání holosečí ve velkoplošných zvláště chráněných územích.
5. Holosečný způsob obnovy (tak, jak je dnes u nás nejčastěji provozován) z podstaty svých charakteristických rysů nezapadá do koncepce přírodě blízkého ani trvale udržitelného hospodaření a neumožňuje v potřebném rozsahu dosažení jejich cílů.
6. Použití holosečného způsobu obnovy průměrně na 28 % těžných ploch vypovídá o nepříliš důsledném dodržování základních bodů strategie TUH. Znatelně jí pak odporuje až 80 % podíl těžeb holosečemi na některých lesních správách.
7. Roli hraje také způsob těžby dřeva, kdy v rozporu s TUH převažuje nejméně šetrný způsob přibližování traktory a provádění těžebních prací mimo zimní období.
8. Zjištěný nízký podíl listnatých dřevin (průměrně 36 %, přitom některé druhy, např. lípa, javor, jilm aj. často úplně chybí) při zalesňování holosečí, stejně jako vysazování klimaxových druhů dřevin na holé paseky jsou dalšími skutečnostmi, vypovídajícími o nesouladu současného hospodaření na lesních správách s deklarovanou strategií LČR, s. p. obhospodařovat lesy trvale udržitelně.

## 10. Reference

- Addison J A, Barber K N. 1997. Response of soil invertebrates to clearcutting and partial cutting in a boreal mixedwood forest in Northern Ontario. Sault Ste. Marie, Ontario: Canadian Forest Service. Natural Resources Canada. Great Lakes Forestry Centre. Info. Rep. GLC-X-1. In: Marshall V G. 2000. Impact of forest harvesting on biological process in northern forest soils. *Forest Ecology and Management*. 133: 43–60.
- Baláž E. (in prep.). Vliv holosečí na lesní půdu a stav lesů. Hnutí DUHA a Lesoochranárske zoskupenie VLK. 17 s.
- Bergquist J, Kullberg Y, Orlander G. 2001. Effects of shelterwood and soil scarification on deer browsing on planted Norway spruce *Picea abies* L. (Karst) seedlings. *Forestry – Oxford*. 74 (4): 359–367.
- Bíba M, Fadrhonsová V, Chlebek A, Ivanek O, Jařabáč M, Jiřík J, Kroupová M, Lochman V, Polášek J, Šrámek V. 2001. Vliv hospodaření v lesích na tvorbu odtoku a kvalitu vody v zalesněných povodích v kontextu komplexní protipovodňové ochrany krajiny. Jíloviště – Strnady: Výzkumný ústav lesního hospodářství a myslivosti. 107 s. Závěrečná zpráva projektu EP 9090.
- Bíba M, Jařabáč M, Vícha Z. 2006. Poznatky z padesátiletého lesnicko – hydrologického výzkumu v beskydských experimentálních povodích. *Zprávy lesnického výzkumu*. (1): 44–56.
- Bielek P. a kol. 1991. *Ohrozená půda*. 1. vyd. Bratislava: Vydavateľstvo VÚPÚ pro Výzkumný ústav lesního hospodářstva Zvolen. 77s.
- Brouat C, Meusnier S, Rasplus J Y. 2004. Impact of forest management practices on carabids in European fir forests. *Forestry*. 77 (2): 85–97.
- Burns D A, Murdoch P S. 2005. Effects of a clearcut on the net rates of nitrification and N mineralization in northern hardwood forest. Catskill Mountains, USA. *Biogeochemistry*. 72: 123–146.
- Burton T A. 1997. Effect of basin-scale timber harvest on water yield and peak streamflow. *Journal of the American water resources association*. 33 (6): 1187–1196.
- Buzek L. 1981. *Eroze proudící vodou v centrální části Moravskoslezských Beskyd*. Spisy pedagogické fakulty v Ostravě. Sv. 45. 1. vyd. Praha: Státní pedagogické nakladatelství. 110 s.
- Čaboun V. 2000. Priestorová štruktúra lesa a jej vplyv na ekologickú stabilitu. *Lesnícky časopis – Forestry Journal*. 46 (1): 15–36.
- Čížek L, Roleček J, Danihelka J. 2007. Vliv plošné přípravy půdy na biodiverzitu. *Lesnická práce*. 86 (8): 26–27.

- Čížek L. 2008. Les nebo plantáž? Lesní hospodaření a jeho vliv na biodiverzitu. In: Horák J. (ed.). 2008. Brouci vázaní na dřeviny; 26. 2. 2008; Pardubice. Pardubice: Pardubický kraj a Česká lesnická společnost. S. 12–13. Sborník referátů s konference
- Čubatyj O. V. 1966. Rezultaty stacionarnych issledovanij vodoochranozaščitnych svojstv spelych bukovyh drevostoev. In: Razvitie lesnogo chozjajstva Karpat. Užgorod. In: Šach F. 1978. Vliv způsobu hospodaření na vsakování a povrchový odtok srážkových vod v lese. Zprávy lesnického výzkumu. (3): 17–22.
- Danilik V N. 1979. Vlijanije tehniki i tehnologii lesozagotovok na vodoochrannozaščitnuju roľ lesa. Les. Choz. (1): 24–26. In: Šach F. 1986. Vliv obnovních způsobů a těžebně dopravních technologií na erozi půdy [Kandidátská disertační práce]. Opočno: Výzkumný ústav lesního hospodářství a myslivosti Jiloviště – Strnady. 84 s.
- Dickie I A, Reich P B. 2005. Ectomycorrhizal fungal communities at forest edges. *Journal of Ecology*. 93 (2): 244–255.
- Encyklopedie 2008. Seznam – obmýtí. [Internet]. [cit. 24. 4. 2008]. Dostupný z: <http://encyklopedie.seznam.cz/heslo/76595-obmyti>
- France R L. 1997. Potential for soil erosion from decreased litterfall due to riparian clearcutting: Implications for boreal forestry and warm-and cool-water fisheries. *Journal of soil and water conservation*. 52 (6): 452–455.
- Gordon A G. 1981: Impact of harvesting on nutrient cycling in boreal mixewood forest. Ministry of Natural Resources and the Great Lakes Forest Research Centre. Str. 121–140. Proc. Boreal Mixewood Symposium. In: Klimo E. 1983. Vliv holopasečného způsobu těžby dřeva na půdní vlastnosti a koloběh elementů v ekosystému smrkového lesa. *Lesnictví*. 29 (6): 497–512.
- Grunda B, Kulhavý J. 1992. Mikroorganismy a biologická aktivita půdy. In: Kolektiv. 1992. Ekologické důsledky obnovy smrkových porostů holosečným způsobem. Brno: Ústav ekologie lesa, Lesnická fakulta Vysoké školy zemědělské. Nepsáno.
- Grunda B. 1998. Changes in soil microflora due to clear felling. *Acta Universitatis Agriculturae et Silviculturae Mendelianae Brunensis*. 46 (4): 75–81.
- Hanák K, Beneš J, Skoupil J, Herynek J, Hruza P. 2002. Zpřístupňování lesa: Vybrané statě I. 1. vyd. Brno: Mendelova zemědělská a lesnická univerzita. 154 s.
- Harr R D a kol. 1979. Changes in streamflow following timber harvest in SW Oregon. Portland: PNW Forest and Range Experiment Station. 22 s. Res. Pap. PNW-249. In: Kantor P, Krečmer V, Šach F, Švihla V, Černošou V. 2003. Lesy a povodně: Souhrnná studie. Praha: Národní lesnický komitét a Ministerstvo životního prostředí. 48 s.
- Henriksen A, Kirkhusmo L A. 2000. Effects of clear-cutting of forest on the chemistry of a shallow groundwater aquifer in southern Norway. *Hydrology and Earth System Sciences*. 4 (2): 323–331.

- Herynek J. 2003. Zvyšování retenčního potenciálu lesních půd. In: Kulhavý F. 2003. Protipovodňová prevence a krajinné plánování; 18.–19. 3. 2003; Pardubice: Česká společnost krajinných inženýrů. S. 167–173. Sborník z mezinárodní konference.
- Hladík M, Korpel Š, Lukáč T, Tesař V. 1993. Hospodárenie v lesoch horských oblastí. 1. vyd. Praha: Vysoká škola zemědělská, Lesnická fakulta a Matice lesnická Písek. 123 s.
- Holý M. 1994. Eroze a životní prostředí. 1. vyd. Praha: Vydavatelství ČVUT. 383 s.
- Horák J. 2008. Ochrana saproxylického hmyzu: chceme řešit příčiny nebo pouze následky? In: Horák J. (ed.). 2008. Brouci vázaní na dřeviny; 26. 2. 2008; Pardubice. Pardubice: Pardubický kraj a Česká lesnická společnost. S. 14–17. Sborník referátů z konference.
- Hornbeck J, Kropelin W. 1979. Nutrient Removal and Leaching Losses from a Whole Tree Harvest of Northern Hardwoods. Proc. Intensive Harvesting on Forest Nutrient cycling. Univ. of Syracuse. New York. 397 s. In: Klimo E. 1983. Vliv holopasečného způsobu těžby dřeva na půdní vlastnosti a koloběh elementů v ekosystému smrkového lesa. Lesnictví. 29 (6): 497–512.
- Hornbeck J W, Maritn C W, Pierce R S, Bormann F H, Likens G E, Baton J S. 1987. The Northern hardwood forest ecosystem: ten years of recovery from clearcutting. NE-PR-569. Broomall, PA: U.S. Department of Agriculture. Forest Service. Northeastern Forest Experiment Station. 30 s. In: Henriksen A, Kirkhusmo L A. 2000. Effects of clear-cutting of forest on the chemistry of a shallow groundwater aquifer in southern Norway. Hydrology and Earth System Sciences. 4 (2): 323–331.
- Hradílek Z. 2001. Epixylické mechorosty a jejich substrát. In: Vrška T. (ed). 2001. Význam a funkce mrtvého dřeva v lesních porostech [CD]; 8.–9. 10. 1999; Národní park Podyjí. Znojmo: Správa Národního parku Podyjí a Česká lesnická společnost, pobočka Pro Silva Bohemica. S. 87– 98. Sborník příspěvků ze semináře s exkurzí.
- Hruška J, Cienciala E. (eds.). 2005. Dlouhodobá acidifikace a nutriční degradace lesních půd – limitující faktor současného lesnictví. 2.vyd. Jílové u Prahy: Česká geologická služba. 153 s.
- Indruch A. 2000. Úloha lesníka v boji proti větrným a sněhovým kalamitám. Lesnická práce. 79 (9): 398–401.
- Indruch A. 2002. Co jsou škody zvěří způsobené na lese? Lesnická práce. 81 (9): 412–413.
- Jančařík V. 2001. Problematika ponechávání odumřelých stromů a dřeva v lese. In: Vrška T. (ed). 2001. [CD]. Význam a funkce mrtvého dřeva v lesních porostech; 8.–9. 10. 1999; Národní park Podyjí. Znojmo: Správa Národního parku Podyjí a Česká lesnická společnost, pobočka Pro Silva Bohemica. S. 33–47. Sborník příspěvků ze semináře s exkurzí.
- Jankovský L, Tomšovský M, Beránek J, Lička D. 2006. Analýza postupů ponechávání dřeva k zetlení z hlediska vlivu na biologickou rozmanitost. Brno: Studie vypracovaná pro MŽP. 101 s.

- Jařabáč M, Chlebek A. 1984. Eroze půdy vyvolaná technologickými postupy na flyši. Jíloviště – Strnady: Výzkumný ústav lesního hospodářství a myslivosti. 50 s. Podkladová zpráva pro závěrečné oponentní řízení.
- Jařabáč M, Chlebek A. 1989. Vliv těžebních a obnovních technologií na fyzikální vlastnosti a erozi půd. Jíloviště – Strnady: Výzkumný ústav lesního hospodářství a myslivosti. 34 s. Podkladová zpráva pro závěrečné oponentní řízení. Úkol: Koloběh vody v lesních ekosystémech (U– 331– 101).
- Jařabáč M. 1984. Vliv holosečného způsobu obnovy na odtok vody v Beskydech. Jíloviště – Strnady: Výzkumný ústav lesního hospodářství a myslivosti. 82 s. Podkladová zpráva pro závěrečné oponentní řízení.
- Jones M D, Durall D M, Cairney W G. 2003. Ectomycorrhizal fungal communities in young forest stands regenerating after clearcut logging. *New Phytologist*. 157: 399–422.
- Kalvová J, Kašpárek L, Janouš D, Žalud Z, Kazmarová H. 2002. Scénáře změny klimatu na území České republiky a odhady dopadů klimatické změny na hydrologický režim, sektor zemědělství, sektor lesního hospodářství a na lidské zdraví v ČR. Praha: Národní klimatický program České republiky. 141 s.
- Kantor P, Krečmer V, Šach F, Švihla V, Černohous V. 2003. Lesy a povodně: Souhrnná studie. Praha: Národní lesnický komitét a Ministerstvo životního prostředí. 48 s.
- Kantor P. 1995. Vodní režim bukového porostu před jeho obnovou holou sečí a po ní. *Lesnictví – Forestry*. 41(1): 1–10.
- Klimo E, Kulhavý J. 1994. Nitrogen cycling in norway spruce stands after clear cutting. *Lesnictví – Forestry*. 40 (7–8): 307–312.
- Klimo E. 1983. Vliv holopasečného způsobu těžby dřeva na půdní vlastnosti a koloběh elementů v ekosystému smrkového lesa. *Lesnictví*. 29 (6): 497–512.
- Klimo E. 1992. Vliv holosečné technologie na povrchové vrstvy půdy, koloběh elementů a výživu nově založeného porostu. In: Kolektiv. 1992. Ekologické důsledky obnovy smrkových porostů holosečným způsobem. Brno. Ústav ekologie lesa, lesnická fakulta Vysoké školy zemědělské. Nepublikováno.
- Klimo E. 1998. *Lesnická pedologie*. 2. vyd. Brno: Mendelova zemědělská a lesnická univerzita. 259 s.
- Klimo E. 2005. Ekologické dopady holosečné obnovy lesa ve smrkových porostech. In: Kulhavý J, Skoupý A, Kantor P, Simon J. (eds.). 2005. Trvale udržitelné hospodaření v lesích a v krajině – od koncepce k realizaci. Brno: Mendelova zemědělská a lesnická univerzita. S. 143–147. Sborník.
- Klimo E. 2006. Vývoj půdních vlastností v průběhu hospodářských opatření po holé seči. In: Kulhavý J a kol. 2006. *Ekologie lesa II*. 1. vyd. Brno: Mendelova zemědělská a lesnická univerzita. S. 25–46.

- Klimo E. a kol. 2001. Lesnická ekologie. 2. vyd. Brno: Mendelova zemědělská a lesnická univerzita. 167 s.
- Knott R, Pavlíček J, Hurt V. Dynamika přežívání semenáčků jedle a buku v prvním roce života pod mateřským porostem. In: Kupka I. (ed.). 2004. Přirozená a umělá obnova: přednosti, nevýhody a omezení; 23. 3. 2004; Kostelec nad Černými lesy. Praha: Česká zemědělská univerzita a Lesnická práce, s.r.o. S. 17–23. Sborník referátů.
- Komentovaný Český standard FSC. 2007. Schválen 30. 8. 2006. [Internet]. [cit. 28. 3. 2008]. Občanské sdružení FSC ČR. 72 str. Dostupný z: [http://www.czechfsc.cz/cz/index.php?p=cesky\\_standard\\_FSC](http://www.czechfsc.cz/cz/index.php?p=cesky_standard_FSC)
- Korpel Š, Peňáz J, Saniga M, Tesař V. 1991. Pestovanie lesa. 1.vyd. Bratislava: Príroda. 472 s.
- Korpel Š, Saniga M. 1993. Výberný hospodársky spôsob. 1. vyd. SŠZ – lesnická fakulta Praha a Matice lesnická Písek. 128 s.
- Košulič M. st. 1996. Backmanův zákon a obnova lesa na holinách. Lesnická práce. 75 (3): 100–103.
- Košulič M. st. 2002. Cesta k přirozenému hospodářskému lesu: I. díl. Přirozená obnova a výchova. [CD]. Město Albrechtice: Česká lesnická společnost. 392 s. Elektronická příloha sborníku referátů z celostátního semináře. Problematika pěstování lesa v oblastech postihovaných odumíráním smrku; 2. 6. 2004; Hradec nad Moravicí.
- Košulič M. st. 2003a. Jedle – dřevina smíšeného lesa. Přírodě blízké lesnictví. Alternativní lesnický časopis. [Internet]. [cit. 16. 2. 2007]. Dostupný z: <http://pbl.fri13.net/index.php?mod=clanky&id=39>
- Košulič M. st. 2003b. Vertikální struktura lesa. Přírodě blízké lesnictví. Alternativní lesnický časopis. [Internet]. [cit. 16. 2. 2007]. Dostupný z: <http://pbl.fri13.net/index.php?mod=clanky&id=31>
- Košulič M. st. 2004a. Trvale udržitelné versus přírodě blízké. Přírodě blízké lesnictví. Alternativní lesnický časopis. [Internet]. [cit. 13. 3. 2008]. Dostupný z: <http://pbl.fri13.net/index.php?mod=clanky&id=56>
- Košulič M. st. 2004b. Jiný pohled na pěstování borových porostů. Lesnická práce. 83 (8): 424–426.
- Košulič M. st. 2005a. Ještě k zalesňování zemědělských půd. Lesnická práce. 84 (3): 24–26.
- Košulič M. st. 2005b. K revitalizaci českých lesů. Lesnická práce. 84 (11): 22–23.
- Košulič M. st. 2005c. Přeměny a převody smrčín na strukturální lesy. Přírodě blízké lesnictví. Alternativní lesnický časopis. [Internet]. [cit. 13. 3. 2008]. Dostupný z: <http://pbl.fri13.net/index.php?mod=clanky&id=85>

- Košulič M. st. 2006a. Přípravný les pro klimaxové dřeviny na holinách – ano či ne? Přírodě blízké lesnictví. Alternativní lesnický časopis. [Internet]. [cit. 8. 9. 2007]. Dostupný z: <http://pbl.fri13.net/index.php?mod=clanky&id=113>
- Košulič M. st. 2006b. O holosečích dle lesního zákona. Přírodě blízké lesnictví. Alternativní lesnický časopis. [Internet]. [cit. 8. 9. 2007]. Dostupný z: <http://pbl.fri13.net/index.php?mod=clanky&id=111>
- Košulič M. st. 2006c. Důvody pro snížení výměry zákonem přípustné holiny po mýtní těžbě a omezení jejího ročního celkového podílu. Přírodě blízké lesnictví. Alternativní lesnický časopis. [Internet]. [cit. 8. 9. 2007]. Dostupný z: <http://pbl.fri13.net/index.php?mod=clanky&id=107>
- Košulič M. st. 2006d. Co by se mělo změnit v novém lesním zákoně? Lesnická práce. 85 (8): 424–425.
- Košulič M. st. 2007a. Ponechávání dřeva v lese k zetlení. Přírodě blízké lesnictví. Alternativní lesnický časopis. [Internet]. [cit. 16. 2. 2007]. Dostupný z: <http://pbl.fri13.net/index.php?mod=clanky&id=129>
- Košulič M. st. 2007b. Borovice lesní ve stinném lese. Přírodě blízké lesnictví. Alternativní lesnický časopis. [Internet]. [cit. 14. 4. 2007]. Dostupný z: <http://pbl.fri13.net/index.php?mod=clanky&id=133>
- Košulič M. st., Metzl J. 2008. Jak k různověkosti smrčín. Přírodě blízké lesnictví. Alternativní lesnický časopis. [Internet]. [cit. 9. 4. 2008]. Dostupný z: <http://pbl.fri13.net/index.php?mod=clanky&id=148>
- Košulič M. ml. 2008. Osobní sdělení.
- Kraus M. 2001. Šetření objemu nezpracovaného dřeva v lesích na území České republiky (stav v roce 1987 a 1991). In: Vrška T. (ed). 2001. [CD]. Význam a funkce mrtvého dřeva v lesních porostech; 8.– 9. 10. 1999; Národní park Podyjí. Znojmo: Správa Národního parku Podyjí a Česká lesnická společnost, pobočka Pro Silva Bohemica. Sborník příspěvků ze semináře s exkurzí. S. 69–73.
- Krečmer V. 2000. Lesy a veřejnost. Lesnická práce. 79 (12) [Internet]. [cit. 15. 3. 2008]. Dostupný z: <http://lesprace.silvarium.cz/content/view/1397/117/>
- Krečmer V, Peřina V. 1971. Příspěvek k volbě hospodářských způsobů a zásad hospodaření z hlediska víceúčelového zaměření lesního hospodářství. In: Korf V. (ed.). 1971. Hospodářské způsoby vysokokmenného lesa; Zbraslav n. Vlt. 1. vyd. Praha: Výzkumný ústav lesního hospodářství a myslivosti Strnady a Opočno. S. 105–111. Soubor referátů a diskusních příspěvků z celostátní konference.
- Krešl J. 1980. Možnosti snížení škodlivých účinků strojů, používaných při těžebně dopravních technologiích, na lesní půdu. In: Těžební technologie ve vztahu k přírodnímu prostředí. Brno: Vysoká škola zemědělská. Sborník referátů odborného semináře. In: Pobědinskij A V, Krečmer V. 1984. Funkce lesů v ochraně vod a půdy. 1. vyd. Praha: Státní zemědělské nakladatelství. 256 s.

- Kreutzer K, Reemtsma J B. 1979. Ecological Problems in Full Tree Utilisation. In: Impact of intensive Harvesting on Forest Nutrient Cycling. Syracuse. New York, 403 s. In: Klimo E. 1998. Lesnická pedologie. 2. vyd. Brno: Mendelova zemědělská a lesnická univerzita. 259 s.
- Kriegel H. 2001. Růst bukových kultur zakládaných na holé seči a ve smrkové mlazině. Zprávy lesnického výzkumu. 46 (1): 11–13.
- Křístek J, Jančařík V, Mentberger J, Vicena I, Volný S. 2002. Ochrana lesů a přírodního prostředí. 1. vyd. Písek: Matice lesnická spol. s.r.o. 386 s.
- Křístek J. 2001. Koncepce lesního hospodářství na ekosystémovém základě. Lesnická práce. 80 (1): 10–11.
- Kupka I, Podrázský V, Slávik M. 2005. Biologické základy lesního hospodářství: Pěstování lesa. 1. vyd. Praha: Česká zemědělská univerzita. 180 s.
- Kupka I. 2004. Přirozená a umělá obnova, jejich přednosti, omezení a nevýhody. In: Kupka I. (ed.). 2004. Přirozená a umělá obnova: přednosti, nevýhody a omezení; 23. 3. 2004; Kostelec nad Černými lesy. Praha: Česká zemědělská univerzita a Lesnická práce, s.r.o. S. 5–11. Sborník referátů.
- Kvapil J, Němec A. 1925. Studie o vlivu světla na některé fyzikální vlastnosti lesních půd. Sbor. výzk. ústavu zeměd'. (12). In: Pelíšek J. 1964. Lesnické půdoznalství. 2. vyd. Praha: Státní zemědělské nakladatelství. 570 s.
- Lepšová A. 2005. Vliv acidifikace a melioračních opatření na ektomykorrhizní systém lesních dřevin, především smrku ztepilého. In: Hruška J, Cienciala E. (eds.). 2005. Dlouhodobá acidifikace a nutriční degradace lesních půd – limitující faktor současného lesnictví. 2.vyd. Jílové u Prahy: Česká geologická služba. S. 129–139.
- Lesy České republiky. 2008. Odborná veřejnost: Pěstování lesů. [Internet]. [cit. 30. 3. 2008]. Dostupný z: <http://www.lesy.cz/cs/odborna-verejnost/pestovani-lesu.ep>
- Letošník V. 1965. Základy hydrologie ve vybraných statích. 2. přeprac. vyd. Praha: Universita Karlova. 144 s.
- Lhotský J. a kol. 1987. Degradace lesních půd a jejich meliorace. Praha: SZN. 234 s.
- Likens G E, Bormann F H. 1974. Effects of forest clearing on the northern hardwood forest ecosystem and its biochemistry. Proceedings of the First International Congress of Ecology; 8–14. 9. 1974; The Hague; The Netherlands. Wageningen: Centre for Agricultural Publishing and Documentation. S. 330–335.
- Likens G, Bormann F H, Johnson N M, Fischer D W, Pierce R C. 1970. Effect of forest cutting and herbicide treatment on nutrient budgets in the Hubbard Brook watershed-ecosystem. Exil. Monogr. 40: 23–47. In: Henriksen A, Kirkhusmo L A. 2000. Effects of clear-cutting of forest on the chemistry of a shallow groundwater aquifer in southern Norway. Hydrology and Earth System Sciences. 4 (2): 323–331.

- Lochman V, Chlebek A, Jařabáč M, Lochman V, Kravka M, Šebková V, Šrámek V. 1998. Optimalizace koloběhu vody z hlediska stability lesních ekosystémů a ochrany krajiny a vodních zdrojů. Jíloviště – Strnady: Výzkumný ústav lesního hospodářství a myslivosti. 171 s. Závěrečná zpráva.
- Lochman V. 1980. Dynamika biogenních prvků v půdě smrkového porostu a holé seče. *Lesnictví*. 26 (7): 577–585.
- Ložek V. 2001. Odumřelé dřevo v lese a měkkýši. In: Vrška T. (ed). 2001. Význam a funkce mrtvého dřeva v lesních porostech [CD]; 8.–9. 10. 1999; Národní park Podyjí. Znojmo: Správa Národního parku Podyjí a Česká lesnická společnost, pobočka Pro Silva Bohemica. Str. 99–105. Sborník příspěvků ze semináře s exkurzí.
- Mace A C, Williams T, Tappeiner J C. 1971. Effect of winter harvesting methods on soil bulk density and infiltration rates. *Minnesota For. Res.* (228): 4. In: Šach F. 1978. Vliv způsobu hospodaření na vsakování a povrchový odtok srážkových vod v lese. *Zprávy lesnického výzkumu*. (3): 17–22.
- Mareš V, Souček J. 1994. Vliv obnovních sečí na odrůstání smrkových kultur a nárostů. *Zprávy lesnického výzkumu*. 39 (3): 2–6.
- Marshall V G. 2000. Impact of forest harvesting on biological process in northern forest soils. *Forest Ecology and Management*. 133: 43–60.
- Martin C W, Pierce R S. 1979. Clearcutting Configurations Affect the Magnitude and Duration of Nutrient Losses in Northern Hardwood Forest. In: *Proc. Impact of Intensive Harvesting on Forest Nutrient Cycling*. Univ. Syracuse. New York. 406 s. In: Klimo E. 1983. Vliv holopasečného způsobu těžby dřeva na půdní vlastnosti a koloběh elementů v ekosystému smrkového lesa. *Lesnictví*. 29 (6): 497–512.
- Mařan B, Káš V. *Biologie lesa*. I. díl. Pedologie a mikrobiologie lesních půd. Řada spisů technických. Sv. 6. 1.vyd. Praha: Melantrich. 569 s.
- Materna J. 1963. *Výživa a hnojení lesních porostů*. 1. vyd. Praha: SZN. 227 s.
- Mauer O, Palátová E. 2004. Vývin kořenového systému smrku ztepilého, dubu letního a borovice lesní z umělé a přirozené obnovy. In: Kupka I. (ed.). 2004. *Přirozená a umělá obnova: přednosti, nevýhody a omezení*; 23. 3. 2004; Kostelec nad Černými lesy. Česká zemědělská univerzita v Praze a Lesnická práce, s.r.o. S. 31–38. Sborník referátů.
- Megahan W F, Kidd W J. 1972. Effect of logging and logging roads on erosion and sediment deposition from steep terrain. *Journal of Forestry*. 70 (3): 136–141. In: Šach F. 1986. Vliv obnovních způsobů a těžebně dopravních technologií na erozi půdy [Kandidátská disertační práce]. Opočno: Výzkumný ústav lesního hospodářství a myslivosti Jíloviště – Strnady. 84 s.
- Meschede A. 2001. Netopýři v lesním prostředí. Informace pro správce lesů. Překlad z *Landschaft als Lebensraum*. 4 (7). Spolkový úřad pro ochranu přírody (Bundesamt für Naturschutz) a Německý svaz pro péči o krajinu (Deutscher Verband für Landschaftspflege). Autor českého vydání Geisler J. Rok neznámý. MŽP a AOPK. 20 s.

- Metzl J, Košulič M. st. 2006. 100 otázek a odpovědí k obhospodařování lesa přírodě blízkým způsobem. 2. vyd. Brno. Občanské sdružení FSC ČR. 105 s.
- Metzl J. 2004. Co také můžeme učinit pro záchranu jedle v našich lesích? Přírodě blízké lesnictví. Alternativní lesnický časopis. [Internet]. [cit. 24. 3. 2008]. Dostupný z: <http://pbl.fri13.net/index.php?mod=clanky&id=59>.
- Mezera A. 1971. Hospodářské způsoby z hlediska prospěšných funkcí lesa. In: Korf V. 1971. Hospodářské způsoby vysokokmenného lesa. 1. vyd. Praha. 255 s.
- Midriak R. 1995. Ekologické vplyvy hospodárenia v lese na krajinu (prípádová štúdia z Čergova). Vedecké a pedagogické aktuality 1995 (3). 1. vyd. Zvolen: Technická univerzita. 52 s.
- Midriak R. a kol. 1988. Obhospodarovanie lesov vo flyšových oblastiach. 1. vyd. Lesnícke štúdie č. 44. Bratislava: Príroda pro Výskumný ústav lesného hospodárstva vo Zvolene. 160 str.
- Míchal I, Buček A, Hudec K, Lacina J, Macků J, Šindelář J. 1992. Obnova ekologické stability lesů. 1. vyd. Praha: Academia. 172 s.
- Míchal I, Petříček V. (eds.). 1999. Péče o chráněná území: Díl II. Lesní společenstva. Praha: Agentura ochrany přírody a krajiny ČR. 714 s.
- Míchal I. 1995. Co plyne z poznání přírodních lesů pro pěstění našich smrčín? Lesnictví – Forestry. 41: 137–144. In: Košulič M. st. 2006a. Přípravný les pro klimaxové dřeviny na holinách – ano či ne? Přírodě blízké lesnictví. Alternativní lesnický časopis. [Internet]: [cit. 8. 9. 2007]. Dostupný z: <http://pbl.fri13.net/index.php?mod=clanky&id=113>
- Míchal I. 2001. Ponechávání odumřelého dřeva z hlediska péče o biologickou rozmanitost. In: Vrška T. (ed). 2001. Význam a funkce mrtvého dřeva v lesních porostech. CD ROM příspěvků ze semináře s exkurzí konaného 8.–9. 10. 1999 v Národním parku Podyjí. Znojmo: Správa Národního parku Podyjí a Česká lesnická společnost, pobočka Pro Silva Bohemica. S. 9–18.
- Mikeska M, Vacek S. 2006. Druhová skladba a trvale udržitelné hospodaření. Lesnická práce. 85 (8): 413–415.
- Molčanov A A. 1973. Vlijanie lesa na okružajuščuju sredu. Moskva In: Pobědinskij A V, Krečmer V. 1984. Funkce lesů v ochraně vod a půdy. 1. vyd. Praha: Státní zemědělské nakladatelství. 256 s.
- Morávek F (odpovědný redaktor). 1999a. PROGRAM 2000. Zajištění cílů veřejného zájmu u LČR. Lesy České republiky Hradec Králové. Kostelec nad Černými lesy: Lesnická práce, s.r.o. 63 s.
- Morávek F. 1999b. Hospodaření ve státních lesích ve správě s. p. Lesy České republiky. Lesnická práce. 78 (1): 34–36.
- Mráček Z, Krečmer V. 1975. Význam lesa pro lidskou společnost, 1. vyd. Praha: Státní zemědělské nakladatelství. 255 s.

- Mrkva R. 2005a. Ochrana lesa současnosti a vize pro budoucnost. *Lesnická práce*. 84 (4): 21–23.
- Mrkva R. 2005b. Ochrana adaptačního procesu lesa. *Lesnická práce*. 84 (8): 416–417.
- Müller F. 2001. Einfluss des Waldbaus auf genetische forstliche Ressourcen. *Öster. Forstzeitung*. (9): 31–33. In: Košulič M. st. 2002. Cesta k přirozenému hospodářskému lesu: I. Díl. Přirozená obnova a výchova. [CD]. Město Albrechtice: Česká lesnická společnost. 392 s. [cit. 16. 2. 2008]. Elektronická příloha sborníku referátů z celostátního semináře. Problematika pěstování lesa v oblastech postihovaných odumíráním smrku; 2. 6. 2004; Hradec nad Moravicí.
- Neal C, Reynolds B, Smith C, J, Hill S, Neal M, Conway T, RYland G P, Jeffrey H A, Rondon A J, Fischer R. 1992. The impact of conifer harvesting on stream water pH, alkalinity and aluminium concentrations for the British upland: an example for an acidit and acid sensitive catchment in mind-Wales. *Sci. Total Envir.* 126: 75–87. In: Henriksen A, Kirkhusmo L A. 2000. Effects of clear-cutting of forest on the chemistry of a shallow groundwater aguifer in southern Norway. *Hydrology and Earth System Sciences*. 4 (2): 323–331.
- Netopil R. 1981. *Fyzická geografie. I. Hydrologie – Limnologie – Oceánografie*. Praha: SPN. 257 s.
- Patric J H. 1980. Effect of wood product harvest on forest soil and water relations. *J. Environ. Qual.* 9 (1): 431–447. In: Kantor P, Krečmer V, Šach F, Švihla V, Černohous V. 2003. *Lesy a povodně: Souhrnná studie*. Praha: Národní lesnický komitét a Ministerstvo životního prostředí. 48 s.
- Pelc F. 2001. Ochrana přírodního prostředí a lesnictví. *Lesnická práce*. 80 (1): 12–14.
- Pelíšek J. 1964. *Lesnické půdoznalství*. 2. vyd. Praha: Státní zemědělské nakladatelství. 570 s.
- Perry D A. 1994. *Forest Ecosystems*. Baltimore and London: The John Hopkins University Press. 649 s. In: Baláž E. (in prep.). Vliv holoseči na lesní půdu a stav lesů. Hnutí DUHA a Lesoochránárske zoskupenie VLK. 17 s.
- Peřina V, Krečmer V. 1979. Víceúčelové obhospodařování lesů v povodích vodárenských nádrží. Vzorový projekt pro zvýšení vodohospodářské funkce lesů v povodí vodárenské nádrže. Ostrava: Český ústřední výbor lesnické společnosti ČSVTS Praha, Dům techniky ČSVTS Ostrava. 124 s. Sborník z celostátní konference.
- Peřina V, Šach F. 1986. Možnosti snížení eroze půdy na obnovních sečích. *Lesnická práce*. 65 (2): 61–65.
- Peřina V. 1977a. Vliv velikosti seče na růst kultur. *Lesnická práce*. 56 (8): 332–336.
- Peřina V. 1977b. K otázce velikosti holoseči v horských polohách. *Lesnická práce*. 56 (9): 381–385.

- Peřina V. a kol. 1984. Obnova a pěstování lesních porostů v oblastech postižených průmyslovými emisemi. 1. vyd. Praha: SZN pro Ministerstvo lesního a vodního hospodářství ČSR. 176 str.
- Petrík M, Havlíček V, Uhrecký I. 1986. Lesnícka bioklimatológia. 1. vyd. Bratislava: Príroda. 352 s.
- Petrová M, Valentová M. 2003. Městské lesy. Centrum SOS Praha. [Internet]. [cit. 5. 3. 2008]. Dostupný z: <http://www.sosp Praha.cz/dalsi/clanky/MestskeLesy.htm>
- Plíva K. 1991. Funkční požadavky na lesy CHKO mimo 1. zóny a na ostatní ekologicky významné části lesů hospodářských. In: Míchal I, Petříček V. (eds.). 1999. Péče o chráněná území: Díl II. Lesní společenstva. Praha: Agentura ochrany přírody a krajiny ČR. S. 167–173.
- Pobědinskij A V, Krečmer V. 1984. Funkce lesů v ochraně vod a půdy. 1. vyd. Praha: Státní zemědělské nakladatelství. 256 s.
- Pobědinskij A V. 1973. Rubki i vozobnovlenie v taežnych lesach SSSR. Moskva. In: Pobědinskij A V, Krečmer V. 1984. Funkce lesů v ochraně vod a půdy. 1. vyd. Praha: Státní zemědělské nakladatelství. 256 s.
- Podrázský V, Remeš J. 2004. Vliv clonného postavení a meliorace půdy na růst kultur buku. In: Kupka I. (ed.). 2004. Přirozená a umělá obnova: přednosti, nevýhody a omezení; 23. 3. 2004; Kostelec nad Černými lesy. Česká zemědělská univerzita v Praze a Lesnická práce, s.r.o. S. 89–92. Příspěvek ve sborníku referátů.
- Podrázský V, Remeš J. 2005. Retenční schopnost svrchní vrstvy půd lesních porostů s různým druhovým složením. Zprávy lesnického výzkumu. 50 (1): 46–48.
- Podrázský V, Remeš J. 2006. Changes in humus forms in gaps of the canopy of semi-natural beech stand. Journal of Forest Science. 52 (6): 243–248.
- Podrázský V. 1999. Má odumřelé dřevo své místo v lese? Lesnická práce. 78 (10): 466–467.
- Polanský B, Čížek J, Jurča J, Mezera A, Vyskot M. 1966. Pěstění lesů. 1. vyd. Praha: Státní zemědělské nakladatelství. 540 s.
- Poleno Z, Vacek S, Podrázský V, Remeš J, Mikeska M, Koblíha J, Bílek L. 2007a. Pěstování lesů II. Teoretická východiska pěstování lesů. 1. vyd. Kostelec nad Černými lesy: Ministerstvo zemědělství a Lesnická práce, s. r. o. 463 s.
- Poleno Z, Vacek S, Podrázský V, Remeš J, Mikeska M, Koblíha J, Bílek L. 2007b. Pěstování lesů I. Ekologické základy pěstování lesů. 1. vyd. Kostelec nad Černými lesy: Lesnická práce, s. r. o. 315 s.
- Poleno Z. (ed.). 1994. Lesnický naučný slovník. I. díl. Praha: Ministerstvo zemědělství. 743 s.
- Poleno Z. (ed.). 1995. Lesnický naučný slovník. II. díl. Praha: Ministerstvo zemědělství. 683. s.

- Poleno Z. 1982. Zásady hospodaření v lesích s převládající zdravotní, hygienickou a rekreační funkcí. In: Zachar a kol. 1982. Les v krajině. 1. vyd. Bratislava: Příroda. 237 s.
- Poleno Z. 1999a. Výběr jednotlivých stromů k obnovní těžbě v pasečném lese. 1. vyd. Kostelec nad Černými lesy: Lesnická práce, s.r.o. 127 s.
- Poleno Z. 1999b. Způsoby hospodaření ve vysokokmenném lese I. Lesnická práce. 78 (5): 206–209.
- Poleno Z. 1999c. Postup obnovní těžby výběrem jednotlivých stromů. Lesnická práce. 78 (4): 150–153.
- Poleno Z. 2000. Hospodářská úprava lesů, obhospodařovaných přírodě blízkým způsobem. Lesnická práce. 79 (2): 54–55.
- Poljakov A F. 1965. Vlijanije glavnych rubok na počvozaščitnyje svojstva bukovyh lesov. Moskva: Les. Prom. 173 s. In: Šach F. 1986. Vliv obnovních způsobů a těžebně dopravních technologií na erozi půdy [Kandidátská disertační práce]. Opočno: Výzkumný ústav lesního hospodářství a myslivosti Jiloviště – Strnady. 84 s.
- Pop M. 2004. Přirozená obnova borovice lesní na holých sečích ve stanovištních podmínkách HS č. 13. In: Kupka I. (ed.). 2004. Přirozená a umělá obnova: přednosti, nevýhody a omezení; 23. 3. 2004; Kostelec nad Černými lesy. Česká zemědělská univerzita v Praze ve spolupráci s vydavatelstvím Lesnická práce, s.r.o. S. 31–37. Příspěvek ve sborníku referátů.
- Použití lanovek LARIX v lesním hospodářství. 2000. Lesnická práce. 79 (4). [Internet]. [cit. 25. 3. 2008]. Dostupný z: <http://lesprace.silvarium.cz/content/view/1613/142/>
- Prašovský K. 1988. Problémy obhospodařovania lesov vo flyšovej oblasti východného Slovenska so zreteľom na ochranu pôdy a záujmy ochrany prírody. In: Ochrana genofondu a krajiny vo flyšovom území na príklade CHKO Východné Karpaty. Humenné: Ústredie štátnej ochrany prírody Liptovský Mikuláš, Správa CHKO Východné Karpaty Humenné. S. 34–45. Sborník referátů a diskusních příspěvků ze semináře.
- Prax A. Dynamika půdní vlhkosti a povrchové erozní jevy na lesní pasece výzkumného objektu Rájec. In: Kolektiv. 1992. Ekologické důsledky obnovy smrkových porostů holosečným způsobem. Brno: Ústav ekologie lesa, lesnická fakulta Vysoké školy zemědělské. Nепublikováno.
- Průša E. 1999a. Trvale udržitelné obhospodařování lesů I. Lesnická práce. 78 (2): 63–65.
- Průša E. 1999b. Trvale udržitelné obhospodařování lesů II. Lesnická práce. 78 (3): 114–115.
- Průša E. 2001. Pěstování lesů na typologických základech. 1. vyd. Kostelec nad Černými lesy: Lesnická práce, s.r.o. 590 s.

- Puhe J, Ulrich B. 2001. Global climate change and human impacts on forest ecosystems. *Ecological studies* 143: 593. In: Hruška J, Cienciala E. (eds.). 2005. Dlouhodobá acidifikace a nutriční degradace lesních půd – limitující faktor současného lesnictví. 2.vyd. Jílové u Prahy: Česká geologická služba. 153 s.
- Půlpán L. 2001. Ponechávání mrtvého dřeva v porostech z pohledu Lesů České republiky. In: Vrška T. (ed). 2001. Význam a funkce mrtvého dřeva v lesních porostech. [CD]. 8.–9. října 1999; Národní park Podyjí. Znojmo: Správa Národního parku Podyjí a Česká lesnická společnost, pobočka Pro Silva Bohemica. Str. 61–68. Sborník příspěvků ze semináře s exkurzí.
- Quesnel H J, Curan M P. 2000. Shelterwood harvesting in root-disease infected stands – post-harvest soil disturbance and compaction. *Forest Ecology and Management*. 133: 89–13.
- Reimoser F, Gossow H. 1996. Impact of ungulates on forest vegetation and its dependence on the silvicultural system. *Forest Ecology and Management*. 88: 107–119.
- Rosén K, Aronson J A, Eriksson H M. 1996. Effect of clear-cutting on stream water quality in forest catchment in central Sweden. *Forest Ecol. Manage.* 83: 237–244. In: Henriksen A, Kirkhusmo L A. 2000. Effects of clear-cutting of forest on the chemistry of a shallow groundwater aquifer in southern Norway. *Hydrology and Earth System Sciences*. 4 (2): 323–331.
- Rusek J. 2005. Vliv acidifikace, eutrofizace, lesního hospodářství a vápnění lesních půd na půdní faunu. Str. 139–142. In: Hruška J, Cienciala E. (eds.). 2005. Dlouhodobá acidifikace a nutriční degradace lesních půd – limitující faktor současného lesnictví. 2.vyd. Jílové u Prahy: Česká geologická služba. 153 s.
- Schlaghamersky A. 2003. Zjišťování poškození půdy harvestory v probírkách. *Lesnická práce*. 82 (2): 85–86.
- Simanov V. 1999. Technologie těžby a přibližování dřeva jako nástroj managementu lesních porostů. In: Míchal I, Petříček V. (eds.). 1999. Péče o chráněná území: Díl II. Lesní společenstva. Praha: Agentura ochrany přírody a krajiny ČR. S. 208–227.
- Sohlenius B. 2002. Influence of clear-cutting and forest age on the nematode fauna in a Swedish pine forest soil. *Appl. soil Ecol.* (19): 261–277. In: Tuf I H, Veselý M, Tufová J, Dedek P. 2003. Vliv mýcení lesa na půdní faunu aneb jak interpretovat data získaná studiem odlišných skupin bezobratlých? In: Karas J a kol. (ed.). 2003. Vliv hospodářských zásahů a spontánní dynamiky porostů na stav lesních ekosystémů; 20.–21. 11. 2003; Kostelec nad Černými lesy. Praha: Česká zemědělská univerzita. S. 37–44. Sborník.
- Svoboda M. 2005. Význam tlejícího dřeva v lese na příkladu horské smrčiny. *Lesnická práce*. 84 (5): 20–22.
- Svoboda M, Podrázský V V. 2005. Pedobiologické charakteristiky humusových forem v závislosti na odumírání lesa v NP Šumava. *Journal of Forest Science*. 51 (4): 141–146.

- Swift L W, Swank W T. 1981. Long term response of streamflow following clearcutting and regrowth. *Hydrol. Sci. Bull.* 26 (3): 245–256. In: Kantor P, Krečmer V, Šach F, Švihla V, Černohous V. 2003. *Lesy a povodně: Souhrnná studie*. Praha: Národní lesnický komitét a Ministerstvo životního prostředí. 48 s.
- Šach F. 1978. Vliv způsobu hospodaření na vsakování a povrchový odtok srážkových vod v lese. *Zprávy lesnického výzkumu.* (3): 17–22.
- Šach F. 1986. Vliv obnovních způsobů a těžebně dopravních technologií na erozi půdy [Kandidátská disertační práce]. Opočno: Výzkumný ústav lesního hospodářství a myslivosti Jíloviště – Strnady. 84 s.
- Šach F. 1988. Vliv těžby dřeva na erozi půdy. *Vodohospodářský časopis.* 36 (2): 199–210.
- Šach F. 1990a. K omezení nepříznivého hydrologického působení lesní dopravní sítě. *Lesnická práce.* 69 (3) :105–108. Referát.
- Šach F. 1990b. Přehled výsledků studia vlivu těžebně dopravních technologií na erozní procesy na holosečích v horských lesích. *Lesnictví.* 36 (12): 1043–1051. Referát.
- Šach F. 1990c. Eroze půdy na imisních holosečích vyvolaná těžbou a soustředováním dřeva a návrh opatření k její minimalizaci. *Práce Výzkumného ústavu lesního hospodářství a myslivosti.* 75: 203–236.
- Šach F. 2006a. Svahový odtok ve vztahu k postupům obnovy lesa. *Zprávy lesnického výzkumu.* 51 (3): 184–194.
- Šach F. 2006b. Odtokový režim na lesním svahu ve vegetačním období 25 let po uplatnění holé a clonné seče. In: Jurásek A, Novák J, Slodičák M. (eds.). 2006. *Stabilizace funkcí lesa v biotopech narušených antropogenní činností*. 1. vyd. Opočno: Výzkumný ústav lesního hospodářství a myslivosti Jíloviště– Strnady. Výzkumná stanice Opočno. S. 467–478.
- Šach V, Černohous V, Kantor P. 2003. Horské lesy a jejich schopnosti tlumit povodně. In: Anonymus 2003. *Lesy a povodně. Celostátní seminář*. 25. 6. 2003. Praha: Česká lesnická společnost. S. 17–29.
- Šálek L. 2002. Výběrné lesy z pohledu mezinárodních zkušeností. *Lesnická práce.* 81 (4): 154–155.
- Šály R. 1991. *Pedológia*. 4. částečně přepracované vyd. Zvolen: Vysoká škola lesnícka a dřevárska. Technická univerzita vo Zvolene. 378 s. Vysokoškolské skripta.
- Šindelář J. 1999. Požadavky přírodě blízkého lesního hospodářství. In: Míchal I, Petříček V. (eds.). 1999. *Péče o chráněná území: Díl II. Lesní společenstva*. 1. vyd. Praha: Agentura ochrany přírody a krajiny ČR. S. 124–135.
- Šindelář J. 2001a. Některé možnosti racionalizace při umělé obnově lesních porostů a zalesňování. *Zprávy lesnického výzkumu.* 46 (4): 227–229.

- Šindelář J. 2001b. Aplikace hospodářských způsobů a forem v lesnické pěstební praxi v podmínkách České republiky. Zprávy lesnického výzkumu. 46 (3): 169–175.
- Škorpík M. 2001. Odumřelé dřevo jako mikrobiotop významných druhů hmyzu. In: Vrška T. (ed). 2001. Význam a funkce mrtvého dřeva v lesních porostech. [CD]. 8.–9. 10. 1999; Národní park Podyjí. Znojmo: Správa Národního parku Podyjí a Česká lesnická společnost, pobočka Pro Silva Bohemica. S. 107–115. Sborník příspěvků ze semináře s exkurzí.
- Šustykevičová O. 1998. Pôdoznalecký slovník. 1. vyd. Bratislava: Výskumný ústav pôdnej úrodnosti. 270 s.
- Švihla V. 2001. Několik úvodních slov k mimoprodukčním funkcím lesa. Lesnická práce. 80 (1): 8
- Terray J. 1988. Ochrana genofondu a krajiny v CHKO Východné Karpaty. In: Anonymus 1988. Ochrana genofondu a krajiny vo flyšovom území na príklade CHKO Východné Karpaty. Humenné: Ústredie štátnej ochrany prírody Liptovský Mikuláš, Správa CHKO Východné Karpaty Humenné. S. 17–33. Sborník referátů a diskusních příspěvků ze semináře.
- Thomasius H. 1992. Grundlaiden eines ökologisch orientieren Waldbaus. Dauerwald 7: 2–21. In: Míchal I, Petříček V. (eds.). 1999. Péče o chráněná území: Díl II. Lesní společenstva. 1. vyd. Praha: Agentura ochrany přírody a krajiny ČR. 714 s.
- Todd B D, Rothermel B B. 2006. Assessing quality of clearcut habitats for amphibians: Effects on abundances versus vital rates in the southern toad (*Bufo terrestris*). Biological conservation. 133: 178–185.
- Troedson T, Utbult K. 1974. Hydrological and Soil Physiological Changes Following Clear Felling. Sveriges Skogvardsforbunds Tidskrift. (1): 66–74. In: Klimo E. 1983. Vliv holopasečného způsobu těžby dřeva na půdní vlastnosti a koloběh elementů v ekosystému smrkového lesa. Lesnictví. 29 (6): 497–512.
- Tuf I H, Veselý M, Tufová J, Dedek P. 2003. Vliv mýcení lesa na půdní faunu aneb jak interpretovat data získaná studiem odlišných skupin bezobratlých? In: Karas J (ed.). 2003. Vliv hospodářských zásahů a spontánní dynamiky porostů na stav lesních ekosystémů; 20.–21. 11. 2003; Kostelec nad Černými lesy. Praha: Česká zemědělská univerzita. S. 37–44. Sborník.
- Turek K, Homolka M, Kamler J. 2008. Gnawers in the process of the ecological stability of forest ecosystems. In: Mountain Forests in a Cangaing World; 2.–4. 4. 2008; Uni BOKU Viena. 53 s. International Konference.
- Uhía E, Briones M J I. 2002. Populations dynamics and vertical distribution of enchytraeids and tardigrades in fesponse to deforestation. Acta Oecol. 23: 349–359. In: Tuf I H, Veselý M, Tufová J, Dedek P. 2003. Vliv mýcení lesa na půdní faunu aneb jak interpretovat data získaná studiem odlišných skupin bezobratlých? In: Karas J (ed.). 2003. Vliv hospodářských zásahů a spontánní dynamiky porostů na stav lesních ekosystémů; 20.–21. 11. 2003; Kostelec nad Černými lesy. Praha: Česká zemědělská univerzita. S. 37–44. Sborník.

- Úlehla V. 1947. Napojme prameny: O utrpení našich lesů. 1. vyd. Praha: Život a práce. 125 s.
- Ursic S J. 1991. Hydrologic effects of 2 methods of harvesting mature southern pine. *Water resources bulletin*. 27 (2): 303–315.
- Vacek S, Podrázský V. 2006. Přírodě blízké lesní hospodářství v podmínkách střední Evropy. 1. vyd. Praha: Česká zemědělská univerzita v Praze a Lesnická práce, s.r.o. 74 s.
- Vacek S, Simon J, Remeš J. a kol. 2007. Obhospodařování bohatě strukturovaných a přírodě blízkých lesů. 1. vyd. Kostelec nad Černými lesy: Lesnická práce, s.r.o. 447 s.
- Vacínová I. 2001. Mechorosty na tlejícím dřevě. In: Jankovský L, Čermák P. (eds). 2001. Tlející dřevo 2001; 31. 4.–1. 6. 2001; Brno: Mendlova zemědělská a lesnická univerzita v Brně. S. 35–42. Sborník referátů.
- Valtýni J. 1985. Vodohospodársky a vodoochranný význam lesa. 1. vyd. Lesnícke štúdie č. 38. Bratislava: Príroda pro Výskumný ústav lesného hospodárstva ve Zvoleně. 67 s.
- Veškrna J. 2003. K článku Dřevo roste na dřevě. Přírodě blízké lesnictví. Alternativní lesnický časopis. [Internet]. [cit. 21. 3. 2008]. Dostupný z: <http://pbl.fri13.net/index.php?mod=clanky&id=40>
- Vicena I, Pařez J, Konôpka J. 1979. Ochrana lesa proti polomům. 1. vyd. Praha: SZN pro Ministerstvo lesního a vodního hospodářství ČSR. 240 s.
- Vicena I. 1991. Zdravotní výběr. *Lesnická práce*. 70 (8): 233–238.
- Vinklárková K. 1996. Alternativy současných těžebních technologií. [Bakalářská práce]. Olomouc: Univerzita Palackého. 35 s.
- Višňák R. (in press.) Lesy v hodině dvanácté. Tulčák: ABIES. 144 s.
- Vrška T. (ed). 2001. Význam a funkce mrtvého dřeva v lesních porostech. [CD]. 8.–9. 10. 1999; Národní park Podyjí. Znojmo: Správa Národního parku Podyjí a Česká lesnická společnost, pobočka Pro Silva Bohemica. 120 str. Sborník příspěvků ze semináře s exkurzí.
- Wiklander G. 1974. Effect of clear felling on the content of nutrient in surface and ground water. *Sverige Skogsvardsförbunds Tidskrift*. (1): 86–90. In: Klimo E. 1983. Vliv holopasečného způsobu těžby dřeva na půdní vlastnosti a koloběh elementů v ekosystému smrkového lesa. *Lesnictví*. 29 (6): 497–512.
- Zachar D. 1970. Erózia pody. 2. vyd. Bratislava: Vydavateľstvo slovenskej akadémie vied. 528 s.
- Zákon č. 114/1992 Sb., o ochraně přírody a krajiny, ve znění pozdějších předpisů (stav k 1. 1. 2006), s komentářem (Jana Prchalová). Praha: Linde Praha, a. s. 351 s.

- Zákon č. 289/1995 Sb., o lesích a o změně a doplnění některých zákonů (lesní zákon), úplné znění (k 6. 11. 2006). In: Zemědělství, vinařství, lesnictví, myslivost, rybářství, ochrana zvířat. Ostrava: Nakladatelství Sagit. 2006.
- Zatloukal V, Beranová J, Černý M, Pařez J. 2007. Stavby spárkaté zvěře jako klíčový faktor závažnosti škod působených zvěří na lese. In: Kolektiv. 2007. Zjišťování početních stavů zvěře a myslivecké plánování; 24.–25. 5. 2007; Most: Česká lesnická společnost. S. 13–22. Sborník ze semináře.
- Zelený V. 1971. Vliv pěstebních a těžebních zásahů v lese na odtok vody. Zbraslav: Výzkumný ústav meliorací Zbraslav. 58 s. Závěrečná zpráva úkolu A–O–29–23/1.
- Zelený V. 1974. Vliv obnovy a přeměn lesních porostů na vodní režim malých povodí ve středohorské flyšové oblasti. Zbraslav: Výzkumný ústav meliorací. 54 s. Dílčí zpráva úkolu P–16–331–053–01–07.
- Zezula J. 2000. Program trvale udržitelného hospodaření v lesích. 1. vyd. Hradec Králové: Lesy české republiky s.p. v Lesnická práce s.r.o. 83 s.
- Zhou Li, Dai Li-min, Gu Hui-yan, Zhong Lei. 2007. Review on the decomposition and influence factors of coarse woody debris in forest ecosystem. Journal of Forestry Research. 18 (1): 48–54.
- Zpráva o stavu lesa a lesního hospodářství České republiky v roce 2006. Kolektiv autorů. MZe ČR. 128 s. [Internet]. [cit. 12. 3. 2008]. Dostupný z: <http://www.uhul.cz/zelenazprava/index.php>

## **Seznam příloh**

Příloha č. 1. Dotazník pro lesní správce

Příloha č. 2. Přehled reakcí lesních správ (v elektronické verzi práce)

Příloha č. 3. Souhrn dat z dotazníků (v elektronické verzi práce)