

Česká zemědělská univerzita v Praze

Fakulta životního prostředí

Katedra ekologie



Jak ovlivňují různé dominantní stromy skladbu a diverzitu bylinného a mechového patra?

Bakalářská práce

Vedoucí bakalářské práce: **Ing. Karel Boublík, Ph.D.**

Autor bakalářské práce: **Pavel Křížek**

2012

ČESKÁ ZEMĚDĚLSKÁ UNIVERZITA V PRAZE

Katedra ekologie
Fakulta životního prostředí

ZADÁNÍ BAKALÁŘSKÉ PRÁCE

Křížek Pavel

Aplikovaná ekologie pro bakaláře

Název práce

Jak ovlivňují různé dominantní stromy skladbu a diverzitu bylinného a mechového patra?

Anglický název

How is the composition and diversity of herb and moss layer influenced by different dominant tree species?

Cíle práce

Zjistit, jak se liší skladba a diverzita podrostu pod různými lesními dominantními dřevinami.

Metodika

1. Literární rešerše zaměřená na vliv různého charakteru opadu dřevin na bylinné a mechové patro v lesích.
2. Terénní práce ve vybraném území: zapsání fytoocenologických snímků v lesních porostech s různými dominantami a následné zpracování vlastních dat.

Harmonogram zpracování

1. jaro 2011 - seznámení se se základní literaturou a metodickými přístupy
2. květen až červenec 2011 - terénní zápis fytoocenologických snímků
3. podzim 2011 a zima 2011/2012 - zpracování vlastních dat a literární rešerše

Rozsah textové části

15-30 stran

Klíčová slova

byliny, humus, mechorosty, opad

Doporučené zdroje informací

- Augusto L. et al. (2003): Effects of tree species on understory vegetation and environmental conditions in temperate forests. – Ann. For. Sci. 60: 823-831.
- Barbier S. et al. (2008): Influence of tree species on understory vegetation diversity and mechanisms involved – A critical review for temperate and boreal forests. – Forest Ecology and Management 254 : 1–15.
- Ewald J. (2000): The influence of coniferous canopies on understory vegetation and soils in mountain forests of the northern Calcareous Alps. – Appl. Veg. Sci. 3: 123-134.
- Hobbie S. E. et al. (2006): Tree species effects on decomposition and forest floor dynamics in a common garden. – Ecology 87: 2288-2297.
- Mölder A. et al. (2008): Herb-layer diversity in deciduous forests. Raised by tree richness or beaten by beech. – Forest Ecology and Management 256: 272–281.
- Moravec J. et al. (1994): Fytocenologie. - Academia, Praha.
- Platt W. J. et al. (2006): Pine savanna overstorey influences on ground-cover biodiversity. – Appl. Veg. Sci. 9: 37-50.
- Schmidt W. et Streit M. (2009): Gibt es einen Zusammenhang zwischen der Diversität der Baumschicht und der Bodenvegetation? – Untersuchungen in Buchen-Edellaubholz-Mischwäldern des Göttinger Waldes (Süd-Niedersachsen, Deutschland). – Waldökologie, Landschaftsforschung und Naturschutz 7: 5–19.
- Thomsen R. P. et al. (2005): Overstorey control of understory species composition in a near-natural temperate broadleaved forest in Denmark. – Plant Ecology 181: 113–126.
- Vlok J. H. J. et Yeaton R. I. (1999): The effect of overstorey proteas on plant species richness in South African mountain fynbos. – Diversity and Distribution 5: 213-222.
- Wulf M. et Naaf T. (2009): Herb layer response to broadleaf tree species with different leaf litter quality and canopy structure in temperate forests. – J. Veg. Sci. 20: 517-526.

Vedoucí práce

Boublík Karel, Ing.

prof. RNDr. Vladimír Bejček, CSc.

Vedoucí katedry



V Praze dne 23.3.2011

prof. Ing. Petr Sklenička, CSc.

Děkan fakulty

Prohlášení o autorství

Prohlašuji, že jsem tuto bakalářskou práci vypracoval samostatně, pod odborným vedením Ing. Karla Boublíka Ph.D. a s použitím odborné literatury a pramenů, uvedených v seznamu (biografii), který je součástí této bakalářské práce.

V Praze: 30.4.2012

.....

podpis

PODĚKOVÁNÍ

Hlavní poděkování patří panu Ing. Karlovi Boublíkovi Ph.D. za odborné vedení mé bakalářské práce a za poskytnutí potřebných informací a odborné literatury. Dále bych rád poděkoval Ing. Janu Doudovi Ph.D. za pomoc při spracování dat. Chtěl bych také poděkovat své rodině a přátelům za podporu při sepisování bakalářské práce.

Abstrakt

Cílem této práce bylo zjistit, jak jednotlivé stromové dominanty ovlivňují podrost a jestli se liší podrost pod smrkem ztepilým (*Picea abies*), borovicí lesní (*Pinus sylvestris*) a bukem lesním (*Fagus sylvatica*).

Byla vybrána lokalita se stejnými geologickými podmínkami a klimatickými podmínkami a se stejným historickým využitím. Zde bylo zapsáno 60 fytoocenologických snímků (tedy 20 v bučinách, 20 ve smrčinách a 20 v borech). Snímky byly zapsány v přírodním parku Džbán.

Byly zjištěny značné rozdíly v biodiverzitě a pokryvnosti jednotlivých pater podrostu mezi jednotlivými druhy dřevin. V borech byla zjištěna nejvyšší pokryvnost keřového patra, bylinného patra a mechového patra. V bučinách byla zjištěna nejvyšší biodiverzita bylinného patra a zároveň nejnižší biodiverzita a pokryvnost mechového patra. Ve smrčinách byla zjištěna nejnižší pokryvnost všech pater podrostu, kromě mechového patra a zároveň u mechového patra byla zjištěna nejvyšší biodiverzita i když byla jen nepatrně vyšší než u borů.

Také ve smrčinách a borech bylo více než 50 % biodiverzity bylinného patra tvořeno juvenilními jedinci dřevin. To ukazuje na přirozené obsazování stanovišť původními druhy dřevin v uměle vysázených borech a smrčinách. V bučinách tento jev pozorován nebyl.

Výsledkem této práce je zjištění, že jsou významné rozdíly v biodiverzitě a pokryvnosti jednotlivých pater podrostu mezi smrčinami, bučinami a bory.

Klíčová slova: byliny, humus, mechorosty, opad

Abstract

The aim of this study was to assess how dominant trees influence the understory vegetation and to determine if the vegetation composition differs under Norway spruce (*Picea abies*), Scots pine (*Pinus sylvestris*) and European beech (*Fagus sylvatica*).

The location with the same geological and climatic conditions and same historical experience was selected for data collection. 60 phytocoenological relevés (20 from spruce forest, 20 from pine forest and 20 from beech forest) were obtained from the natural park Dzban.

Significant differences between three forest types were found in biodiversity and coverage of the understory vegetation layers. In the Scots pine forests the shrub, herb and moss layers had the highest coverage. In the beech forests there were detected the highest diversity of the herb layer and the lowest diversity and coverage of moss layer. In the spruce forests all layers, excluding moss layer, were found to have the lowest coverage. However, the diversity of the mosses was found to be slightly higher than in pine forest and thus, the highest of all forest types.

In the spruce and pine forests, 50% of the herb layer diversity consisted of tree seedlings and shrub seedlings. This indicates the filling of natural habitats by native species in artificially planted pine and spruce forests. In beech forests this phenomenon was not observed.

The result of this survey is confirmation of the significant differences in biodiversity and coverage of particular layers in the understory vegetation.

Key words: herbs, humus, mosses, litter

OBSAH

1	ÚVOD	8
2	Cíle práce	9
A.	TEORETICKÁ ČÁST	10
3	Literární rešerše.....	10
3.1	Vliv dřevin na světelné podmínky v podrostu	10
3.2	Vliv opadu dřevin na druhové složení podrostu a půdní vlastnosti	14
3.3	Vliv jednotlivých druhů dřevin na druhové složení podrostu.....	21
B.	Praktická část.....	26
4	Případová studie	26
4.1	Charakteristika zájmového území.....	26
4.2	Metodika	27
4.2.1	Terénní práce.....	27
4.2.2	Zpracování dat.....	28
5	Výsledky	29
5.1	Pokryvnost jednotlivých pater	29
4.3.2	Biodiverzita v jednotlivých porostech	33
4.3.3	Fidelita a frekvence	34
6	Diskuze.....	36
7	Závěr	39
8	Seznam použité literatury.....	41
9	Přílohy	46
9.1	Příloha č. 1	46
9.2	Příloha č. 2	47
9.3	Příloha č. 3	49
9.4	Příloha č. 4	51
9.5	Příloha č. 5	53

1 ÚVOD

Vývoj lidské společnosti často způsoboval nadměrné využívání lesů a tím i výrazné snížení jejich plochy. Ve středověku a i poté to v naší krajině vedlo k velké míře odlesnění. Až s rozvojem průmyslu, došlo i k rozvoji lesního hospodářství z důvodu zvýšené poptávky po dřevě, ale byly upřednostňovány rychle rostoucí dřeviny jako například smrk ztepilý (*Picea abies*), borovice lesní (*Pinus sylvestris*) či modřín opadavý (*Larix decidua*). To vedlo k vytvoření velkých ploch monokultur na odlesněných plochách, ale i k přeměně přirozených lesů právě na jehličnaté monokultury jen s velmi malým podílem listnatých dřevin (Fanta, 2007).

V dnešní době se již lesní hospodářství ubírá spíše směrem podpory výsadby smíšených lesů s daleko vyšším zastoupením listnatých dřevin. Argumentace pro takové počínání je hlavně podpora biodiverzity, ale málo kdy je podloženo studiemi, že monokultury či jehličnany mají menší biodiverzitu podrostu, než smíšené či listnaté lesy (Augusto et al., 2003). Struktura a druhové složení stromového patra nepochybně ovlivňuje i ostatní patra lesa. Pokud je zastoupení podrostu v lese výrazné, tak může hrát velkou roli ve fungování lesního ekosystému. Podrost může obsahovat značnou část živin v lese, zejména pak v mladší fázi vývoje lesa, jelikož stromy ještě nejsou vzrostlé, tak hmota biomasy stromového patra nemusí tak výrazně převyšovat patro bylinné. To může ovlivnit toky živin v ekosystému, například mineralizaci a nitrifikaci. Také podrost může ovlivnit mikroflóru a zvýšit zvětrávání půdních minerálů. Podrost je součástí biodiverzity celého ekosystému lesa, takže ovlivňuje i zvěř (Augusto et al., 2003). Je tedy velmi důležité vědět, jak dominantní druhy stromů ovlivňují podrostní vegetaci.

Předpokládá se, že listnaté lesy mají vyšší biodiverzitu podrostu než lesy jehličnaté a že smíšené porosty jsou bohatší než monokultury. Tyto předpoklady ale nemusí být vždy pravdivé, jelikož všechny mechanismy účinku dřevin na podrost nejsou dosud plně pochopeny (Barbier et al., 2008).

Tato práce se zabývá vlivem dominantních druhů stromů na podrost. Praktická část práce se zabývá otázkou, jak ovlivňují jednotlivé stromové dominanty diverzitu keřového, bylinného a mechového patra. Byly zkoumány tři porostní typy, a to porosty s dominantním bukem lesním (*Fagus sylvatica*), borovicí lesní (*Pinus sylvestris*) a smrkem ztepilým (*Picea abies*).

2 Cíle práce

Cílem této bakalářské práce je literární rešerše na téma, jak se liší diverzita jednotlivých pater podrostu pod různými dominantními dřevinami. Na tuto rešerši navazuje praktická část na stejné téma, která má potvrdit či vyvrátit předpoklad, že jehličnaté lesy mají menší biodiverzitu podrostu než listnaté lesy. Dále se budu snažit zjistit, které druhy podrostní vegetace jsou vázány na bukové, smrkové či borové porosty.

A. TEORETICKÁ ČÁST

3 Literární rešerše

3.1 Vliv dřevin na světelné podmínky v podrostu

Dostupnost světla je jedním z nejvíce proměnlivých, ale může být i limitujícím faktorem ovlivňujícím pokryvnost a biodiverzitu podrostu. Struktura lesního porostu a stavba korun jednotlivých stromů určuje intenzitu a charakter světla dopadajícího na povrch. Tuto strukturu, velmi výrazně ovlivňuje člověk hospodařením v lese (Tinya et al., 2009). Nepřímo pak intenzita světla ovlivňuje teplotu a vlhkost vzduchu a také teplotu a vlhkost půdy (Barbier et al., 2008). Pro rostliny je sluneční záření jediný primární zdroj energie, který jim umožňuje fotosyntézu a tedy i život. Sluneční záření rozdělujeme na přímé, které dopadá mezerami v korunách stromů přímo na podrost, a difúzní, které je rozptýlené oblačností nebo se odráží od povrchu stromů.

Podle sezónní periodicity se lesy člení na dvě skupiny: 1. Izofyotoklimatické fytoocenózy mají světelné podmínky bez podstatných výkyvů. Patří k nim neopadavé lesy. 2. Anizofyotoklimatické fytoocenózy se vyznačují výraznou sezónní periodicitou světelných podmínek v závislosti na olistění dřevin (opadavé listnaté lesy) (Moravec et al., 1994).

Jednotlivé druhy podrostní vegetace se velmi liší svými nároky na světelné podmínky. Používají se různé ekologické klasifikace rostlin dle nároku na světlo, například podle práce Rameau et al. (1989), která rozlišuje rostliny na heliofilní, polo-heliofilní a stín-tolerantní druhy, zatímco Ellenberg et al. (1992) klasifikují rostlinné druhy podél gradientu světelných podmínek devíti skupin (Barbier et al., 2008).

Světelná prostupnost korun dřevin závisí na mnoha vlastnostech, jako je velikost listů, prostorové uspořádání listů nebo optické vlastnosti listů (Barbier et al., 2008). U opadavých dřevin záleží také na ročním období, největší intenzita záření dopadajícího na povrch je v dubnu, těsně před rašením listů. Roční období také ovlivňuje úhel dopadajícího světla, čím menší je úhel dopadu, tím se světlo více odráží a také méně proniká korunami stromů, jelikož mu v tom brání více stromů.

Naopak čím je úhel dopadu větší, tím víc světla prostupuje korunami stromů (Mölder et al., 2008). Velmi záleží také na hustotě porostů stromů. V hospodářských lesích, kde hustotu výsadby a další výchovu porostů zajišťuje člověk, má větší vliv právě lesní hospodářství než druh dřeviny (Augusto et al., 2003). Předpokládá se, že stromové patro velmi výrazně ovlivňuje diverzitu a pokryvnost podrostu (Augusto et al., 2003, Barbier et al., 2008, Härdtle et al., 2003, Pages et Michalet., 2006, Tinya et al., 2009).

Velký vliv na dřeviny mají živelné pohromy jako například větrné polomy nebo lesní požáry, což samozřejmě výrazně ovlivňuje světelné poměry v podrostu. Platt et al. (2006) studovali vliv odstranění lesního krytu na podrost a jejich studie ukázala, že odstranění lesního krytu způsobí cca 20 % nárůst druhů asi do pěti let a tento stav zřejmě přetrvává i několik desítek let. Naopak některé stínomilné druhy vymizely úplně, nebo se snížila jejich početnost. Větší část druhů však reagovala pozitivně na odstranění lesního krytu.

Pages et Michalet (2006) studovali vliv světelných poměrů v podrostu na vzájemné vztahy mezi druhy. Za cílové druhy si vybrali svízele vonný (*Galium odoratum*) a metličku křivolakou (*Deschampsia flexuosa*). Svízele je druh rostoucí téměř jen v zapojeném stinném porostu, zatímco metlička snáší i delší přímé sluneční záření, a je celkově více přizpůsobivá k různým světelným podmínkám. Jako jejich konkurenta vybrali bezkolence modrý (*Molinia caerulea* subsp. *arundinacea*), který naopak osídluje hlavně lesní světliny. Výsledky ukázaly, že pokud se změní světelné podmínky (například se zvýší doba přímého slunečního záření), má to velký vliv na složení podrostu. Svízele na experimentálních plochách, kdy byl vystaven zvýšené dávce slunečního záření, téměř beze zbytku vyhynul. Metlička sice reagovala pozitivně na zvýšení intenzity světla, ale konkurence bezkolence, kterému také vyhovovalo zvýšení světla, byla silná, a tudíž na experimentálních plochách metličku vytlačoval, tedy ve výsledku se lépe dařilo metličce v zapojeném porostu, než na lesních světlinách. Tyto studie ukazují, jak mohou světelné poměry velmi výrazně ovlivnit jak druhovou skladbu, tak také pokryvnost podrostu.

Účinky světla na druhové složení podrostu studovali Härdtle et al. (2003), kteří zkoumali několik typů listnatých lesů, a zjistili, že v lužních lesích zvýšení světla nemá téměř žádný vliv na rozmanitost podrostu: zde byla limitujícím faktorem vlhkost půdy. V bučinách s dobrou dostupností dusíku světlo nemělo také

téměř žádný vliv na podrost, zato v kyselých bučinách již podrost pozitivně koreloval s dostupností světla. Ve smíšených buko-dubových lesích také přístup ke světlu pozitivně ovlivnil podrost. V doubravách byl vliv světla největší. Výsadbou těchto smíšených lesů, tedy můžeme pozitivně ovlivnit diverzitu podrostu. Tato studie ukazuje provázanost světelných podmínek a pH půdy. Při nízkém pH je citlivost na světlo větší než při vyšším pH, jelikož v kyselé půdě je horší dostupnost živin a rostliny více reagují na zlepšení světelných podmínek, zatímco při dobré dostupnosti živin rostliny na zvýšení světla téměř nereagují.

Mezery v zapojeném lesním porostu jsou důležité pro spoustu druhů rostlin. Pro druhy stínolomilné či stínomilné mají spíše význam z hlediska konkurence, právě ze strany světlomilných druhů (Pages et Michalet 2006, Thomsen et al., 2005). Druhy typické pro světlé části lesa či paseky jsou například vrbovka úzkolistá (*Chamaenerion angustifolium*), svízel přítula (*Galium aparine*), kuklík městský (*Geum urbanum*), lipnice obecná (*Poa trivialis*), krtičník hlíznatý (*Scrophularia nodosa*), čistec lesní (*Stachys sylvatica*), pampeliška (*Taraxacum* sp) či kopřiva dvoudomá (*Urtica dioica*). Druhy rostoucí v podrostu jsou například (*Carex sylvatica*), čarovník pařížský (*Circaea lutetiana*) nebo rozrazil horský (*Veronica montana*). I když čarovník pařížský vykazuje výrazně zvýšený růst při zlepšení světelných poměrů (Thomsen et al., 2005).

U mechorostů je vliv světla také výrazný. Dají se rozdělit do dvou skupin dle jejich reakce na světlo, zda pozitivně reagují na světlo nebo zda vliv světla na jejich růst je neprůkazný. Pozitivně reagovaly druhy rostoucí na půdě či kamenech, zatímco žádná korelace se světlem nebyla prokázána u druhů rostoucích na dřevě (Tinya et al., 2009).

Prostupnost světla korunami se velmi liší mezi jednotlivými druhy. Barbier et al. (2008) uvádějí, že například buk velkolistý (*Fagus grandifolia*) má prostupnost světla méně než 2 %. Dub červený (*Quercus rubra*) a jasan americký (*Fraxinus americana*) mají prostupnost více než 5 %, ale naopak u douglasky tisolisté (*Pseudotsuga menziesii*), cypřišku Lawsonova (*Chamaecyparis lawsoniana*) a smrku sitky (*Picea sitchensis*) byla naměřena prostupnost světla mezi 71-80 %. Velký rozdíl mezi světelnými podmínkami byl i pod dubem (*Quercus*) a bukem lesním (*Fagus sylvatica*), kde hustá koruna buku negativně ovlivnila diverzitu a pokryvnost podrostu. Oproti dubu byl rozdíl obrovský (Wulf et Naff 2009). Prostupnost světla k podrostu, lze tedy zvýšit přidáním druhů s méně hustými

korunami, jako například bříza bělokorá (*Betula pendula*), jasan ztepilý (*Fraxinus excelsior*) nebo borovice lesní (*Pinus sylvestris*) (Barbier et al., 2008).

Ve smíšených kulturních lesích je vliv dřevin na světelné podmínky v podrostu větší než v přírodě blízkých listnatých lesích. Významnější vliv na druhové složení podrostu v listnatých lesích měl souhrn faktorů, jako například topografie, půdní podmínky, okrajové jevy a další, přesto 20 % podrostních druhů jsou ukazatelé zvýšených světelných podmínek. Proto je důležitá variabilita struktury stromového patra pro zachování druhové rozmanitosti podrostu (Thomsen et al 2005).

Prostupnost světla korunami stromů může také ovlivnit vertikální struktura lesa, například jedle balzámová (*Abies balsamea*), která má korunu umístěnou vysoko, tedy umožňuje větší intenzitu světla dopadajícího na povrch (Berger at Puettmann 2000).

Augusto et al. (2003) zjistili, že pokryvnost bylin a mečů je v negativní korelaci s hustotou korunového zápoje, ale korelace korunového zápoje s druhovou rozmanitostí nebyla prokázána. Nezjistili ani významné rozdíly v prostupnosti světla mezi jednotlivými druhy, jenom u borovice lesní (*Pinus sylvestris*) se zdála prostupnost světla větší. Proto se přiklání k názoru, že větší vliv na prostupnost světla k podrostu, má způsob hospodaření v lese, než druhové složení lesního porostu.

Při posuzování vlivů jednotlivých druhů stromů na světelné podmínky v podrostu, musíme být opatrní. Jak jehličnaté, tak listnaté druhy stromů se prolínají ve vlivu na podrost a nelze říct, která skupina je příznivější z hlediska prostupnosti světla k podrostu. Například borovice (*Pinus* sp.) nebo modřín (*Larix* sp.) mohou mít různorodější strukturu podrostu než některé druhy listnatých stromů. Také jsou časté případy, kdy monokultury mají příznivější vliv na biologickou rozmanitost podrostu než smíšený les dvou druhů stromů (Barbier et al., 2008).

Ve většině typů listnatých lesů mají světelné poměry na podrost jen velmi malý nebo téměř žádný vliv. Zvýšení prostupnosti světla stromovým patrem v lužním lese žádný vliv nemá, v mezo - až eutrofních bukových lesích má zvýšení prostupnosti světla stromovým patrem jen malý vliv na podrost, ale v kyselých bučinách toto prosvětlení lesa výrazně pozitivně ovlivní podrost. Pokud se ve smíšených buko-dubových lesích vlivem sukcese, nebo v rámci lesního hospodaření zvýší podíl buku, tak vymizí mnohé druhy mečů a bylin (Härdtle et al., 2003).

K názoru, že pH půdy je úzce provázané citlivostí podrostu na světelné poměry se přiklání Molder et al (2008). Dodávají, že v porostech svazu *Carpinion betuli* také relativní světelné záření nesouviselo s rozmanitostí bylinného patra.

3.2 Vliv opadu dřevin na druhové složení podrostu a půdní vlastnosti

Druhá skladba lesních porostů výrazně ovlivňuje všechny ekologické procesy lesního ekosystému. Zásadní vliv má především, jako jeden ze základních pedogenetických faktorů na utváření a vývoj humusových forem jako nejsvrchnější a nejdynamičtější vrstvy lesních půd (Podrázský et Remeš 2002). Toto prostředí je pak velmi důležité pro půdní živočichy ale také pro rostliny (Dobrylovská 2001).

Chemismus půd je v úzkém vztahu s mateční horninou, rychlost zvětvávání matečné horniny je ovlivněna klimatem, reliéfem, vegetací a dalšími mikroorganismy vázanými na vegetaci. Chemismus půd ovlivňuje druhové složení vegetace daného stanoviště, a naopak vegetace i navazující společenstva organismů mění chemické vlastnosti půdního prostředí, a to v podstatě nezávisle na mateční hornině (Hofmaister et Hruška 2009).

Úrodnost půdy závisí na pH, dostupnosti základních kationů a množství humusu. Mnohé studie ukázaly, že tyto vlastnosti půdy mohou stromy výrazně ovlivnit svým opadem (Wulf et Naaf 2009). Hlavní faktory, které způsobily rozdíly v druhové rozmanitosti a pokryvnosti podrostu byly pH půdy a obsah dusíku. Dostupnost dusíku pro rostliny je výrazně snížena při nízkém pH (Augusto et al., 2003).

Vliv jednotlivých druhů dřevin na půdní vlastnosti může být velmi rozdílný, ale obecně platí, že jehličnaté stromy (zejména chemické vlastnosti jejich opadu) podporují proces podzolizace, zatímco listnaté stromy přispívají k půdotvorným procesům zvýšeným zásobením půd živinami. Významné změny svrchních půdních horizontů se mohou odehrát již za několik málo desítek let (Hofmeister et Hruška 2009). Obecně také platí, že rychlost rozkladu opadu jednotlivých druhů stromů závisí na počátečním obsahu N a počátečním obsahu ligninu. Čím je větší koncentrace dusíku a menší koncentrace ligninu, tím se opad rychleji rozkládá a naopak (Hobbie et al 2006). Svrchní vrstva půdy je tedy výsledkem jak geologických podmínek, tak opadu dřevin. Tato vrstva je pak určující poddruhové

složení podrostu. Vliv místních podmínek (tedy geologických, reliéfu a hladiny podzemní vody) je větší ve srovnání s vlivem druhového složení stromového patra (Wulf et Naaf 2009).

Množství humusu, které vznikne rozkladem opadu, je určeno druhem dřevin, hustotou lesního porostu a také klimatickými podmínkami. Množství opadu je pak přímo úměrné množství půdních organizmů, kteří opad rozkládají a přeměňují na humus. Takto pak lesní porost nepřímo ovlivňuje druhovou rozmanitost podrostu (Barbier et al., 2008).

Opad rostlinné biomasy v lesních porostech je významnou částí koloběhu živin v ekosystému, tento opad se následně hromadí díky pomalému rozkládání (Kacálek et al 2010). Množství biomasy v opadu může výrazně ovlivnit podrost. Studie, které zkoumaly vliv odstranění opadu na podrost, zjistily, že silná vrstva biomasy na povrchu půdy může negativně ovlivnit klíčení některých druhů rostlin. Schopnost prorůst silnou vrstvou opadu mají například pitulník žlutý (*Lamium galeobdolon*) nebo šťavel kyselý (*Oxalis acetosella*), naopak orsej jarní (*Ficaria verna*) či lipnice obecná (*Poa trivialis*) prorůst silnou vrstvou opadu nedokážou (Barbier et al., 2008). Množství biomasy ležící na zemi, je závislé na druhu dřevin, u jehličnatých dřevin je výrazně větší, než u listnatých. Pokryvnost a biodiverzita jarního aspektu bylinného podrostu, negativně koreluje s tloušťkou opadu dřevin (Augusto et al., 2003).

Hobbie et al. (2006) zkoumali rychlost rozkladu opadu jednotlivých druhů dřevin. Dva roky nechali opad v nylonových pytlích rozkládat a zjistili, že nejrychleji se rozkládal opad borovice lesní (*Pinus sylvestris*), dubu červeného (*Quercus rubra*), habru obecného (*Carpinus betulus*), javoru klenu (*Acer pseudoplatanus*), javoru mléče (*Acer platanoides*) a břízy bělokoré (*Betula pendula*), zatímco nejpomaleji se rozkládal opad buku lesního (*Fagus sylvatica*), modřínu opadavého (*Larix decidua*) a jedle bělokoré (*Abies alba*), středně rychle se rozkládal opad douglasky tisolisté (*Pseudotsuga menziesii*), lípy srdčité (*Tilia cordata*), dubu letního (*Quercus robur*), smrku ztepilého (*Picea abies*) a borovice černé (*Pinus nigra*). Tyto výsledky se shodují s názorem, že rychlost rozkladu opadu dřevin negativně koreluje s obsahem ligninu v opadu. Pokud byl ale opad ponechán na místě, tak se výsledky značně lišily. V nylonových pytlích se opad u většiny druhů rozkládal rychleji, než na lesní půdě. Ale u javorů, lípy a dubu se opad rozkládal rychleji na lesní půdě. Autoři se přiklánějí k názoru, že důvodem těchto

rozdílných výsledků je, že na lesní půdě měly k opadu přístup žížaly a urychlily tak rozklad. Příčina, že žížaly urychlily rozklad jen u těchto druhů je, že tyto druhy mají vysoký obsah vápníku a pod druhy dřevin s vysokým obsahem vápníku je větší množství žížal, zatímco pod druhy jako smrk, jedle či borovice, které mají obsah vápníku nízký, je množství žížal malé. Koncentrace ligninu v opadu, je tedy důležitá z hlediska mikrobiálního rozkladu, koncentrace vápníku v opadu, je důležitá pro hojnost žížal a tedy zrychlení rozkladu. Vliv na rychlost mikrobiálního rozkladu opadu má také prostupnost přímého slunečního záření k povrchu mezerami v zápoji stromového patra, jelikož ovlivňuje teplotu půdy. Druhy s malou prostupností světla korunami jako například smrk ztepilý (*Picea abies*) nebo jedle bělokorá (*Abies alba*) měly pomalejší rozklad opadu, jelikož měly chladnější půdu.

Rychlost rozkladu opadu studovala také Dobrylovská (2001) a zjistila, že ze tří studovaných druhů má nejméně příznivé složení opadu vzhledem k rozložitelnosti opad dubu červeného (*Quercus robur*), příznivější složení měl opad lípy srdčité (*Tilia cordata*) a nejpříznivější opad měl modřín opadavý (*Larix decidua*). Listový opad lípy zmizí ze stanoviště z 95 % asi během 6,5 měsíce, zatímco opad dubu červeného zmizí ze stanoviště asi za 4,3 roku. Také zjistila, že se liší rychlost rozkladu stromového opadu podle toho, na jaké lesní půdě se rozkládá. Byla odebrána svrchní vrstva lesní půdy pod jednotlivými studovanými druhy a v laboratorních podmínkách se zjišťovala rychlost rozkladu opadu na jednotlivých vzorcích. Všechny druhy listového opadu se nejrychleji rozkládaly na půdě z pod dubu červeného. Rozklad opadu dubu červeného, byl nejpomalejší na půdě z pod modřínem a na písku. Nejpomaleji se rozkládal opad modřínu na písku. Lipový opad se rozkládal nejpomaleji na vlastní půdě. Při srovnání vlivů všech substrátů na rychlost rozkladu opadu se zjistilo, že nejpříznivější vliv na rozklad opadu má substrát ze stanoviště pod dubem červeným a nejpomaleji se rozkládal opad na písku. Lipová půda také nebyla příznivá k rozkladu žádného opadu.

Opad dřevin může také obsahovat fytotoxické látky, které mohou mít negativní vliv na klíčení nebo rozvoj kořenového systému některých rostlin. Pigott (1990) zasadil pitulník žlutý (*Lamiastrum galeobdolon*) do květináčů s půdou, kterou odebral pod modřínem opadavým (*Larix decidua*) a dubem (*Quercus* sp.), růst pitulníku v půdě, která byla vzata pod modřínem byl mnohem pomalejší než pod dubem. Autor toto připsal právě růstovým inhibitorům (Barbier et al., 2008). Výsadba nepůvodních dřevin do našich lesů, ale i původních dřevin do nepůvodních

biotopů by neměla být v monokulturách, ale ve smíšených výsadbách, jelikož se tím omezí nepříznivý vliv jednotlivých druhů dřevin, jak z hlediska rychlosti rozkladu stromového opadu, tak i vliv metabolitů jejich rozkladem vznikajících na lesní půdu a podrost (Dobrylovská 2001).

V lesích mírného pásma je množství opadu určené hlavně klimatickými podmínkami a způsobem hospodaření v lese než druhem dřeviny. Průměrný roční opad je mezi 3,5-4 tunami na hektar za rok (Augusto et al. 2002). Kacálek et al. (2010) zkoumali lesy vysázené na zemědělské půdě a zjistili, že množství nahromaděné organické hmoty z opadu u 12 let starých bříz bělokorých (*Butula pendula*) je 10,6 tun na hektar, u 50 let starého smrku ztepilého (*Picea abies*) to je 55,9 tun na hektar a u 100 let starého smrku to je 149,9 tun na hektar. Toto množství organické hmoty odpovídá 25-38 % hmoty z původního opadu. Chemické složení opadu je závislé na druhu dřevin, listnaté stromy mají obvykle vyšší koncentrace N, K, Ca a Mg oproti jehličnatým stromům. To znamená, že opad listnatých stromů je bohatší na živiny než u jehličnatých. Tento jev popsal již v 19. století Ebermayer, který zjistil, že vstupní koncentrace živiny z opadu obsahují o 12 % více N, o 200 % více Ca a 400 % více K u buku lesního (*Fagus sylvatica*) než u borovice lesní (*Pinus sylvestris*). Tato zjištění se potvrdila i v dalších studiích, kde byla zjištěna vyšší koncentrace u listnatých stromů o 50 % více N a P a o 200-400 % více u Ca, Mg a K než u jehličnatých stromů (Augusto et al 2002).

Vliv dřevin na půdní vlastnosti a tedy i na podrost je velmi významný. Jsou poměrně velké rozdíly mezi jednotlivými druhy dřevin. Největší vliv na půdní vlastnosti má opad do hloubky 10 cm, nicméně některé půdní vlastnosti byly závislé na dřevinách až do hloubky 40 cm. Půdy pod smrkem ztepilým (*Picea abies*) měly v hloubce mezi 30-40 cm větší obsah hliníku než u jedle bělokoré (*Abies alba*) nebo u listnatých stromů. Ve stejné hloubce půdy u smrku a borovice lesní (*Pinus sylvestris*) byl větší obsah H⁺ než u listnatých stromů. Také se ukázalo, že pH půdy pod smrkem je nižší než pod douglaskou tisolistou (*Pseudotsuga menziesii*), jedlí či pod listnatými stromy. Nízké pH půdy měla i borovice lesní (*Pinus sylvestris*). Smrk a borovice měly také nejvyšší poměr C / N, listnaté stromy měly tento poměr nejnižší a douglaska a jedle měly tento poměr střední. Listnaté stromy měly naopak vyšší obsah kovů alkalických zemin než borovice, smrk, jedle a douglaska. Obsah Na v půdě pod smrkem a jedlí byl nejvyšší. Žádné rozdíly mezi jednotlivými druhy

stromů nebyly zjištěny pro následující půdní vlastnosti: obsah železa, obsah fosforu a zrnitost (Augusto et al., 2003).

Podrázský et Remeš (2002) studovali vliv dřevin na humusové formy ve čtyřech porostech: v porostech smrku ztepilého (*Picea abies*), borovice vejmutovky (*Pinus strobus*), metasekvoje čínské (*Metasequoia glyptostroboides*) a v porostu s přirozeným složením s jasanem ztepilým (*Fraxinus excelsior*), javory (*Acer* sp) a dalšími. Množství povrchového humusu ve smrkovém porostu smrku bylo 45,07 tun na hektar, v porostu borovice vejmutovky bylo 35,76 tun na hektar a jen 6,74 tun na hektar v porostu metasekvoje. V listnatých lesích nebylo možné odebrat měřitelné množství, jelikož bylo uprostřed vegetačního období. Celkový obsah živin v holorganických vrstvách měla metasekvoj nejvyšší obsah vápníku a draslíku, poněkud vyšší obsah fosforu. Obsah dusíku měla metasekvoj vyšší ve srovnání s vejmutovkou, ale výrazně nižší, ve srovnání se smrkem. V obsahu hořčíku nebyly výraznější rozdíly. Obsahy živin ve sledovaných horizontech byly srovnatelné s výjimkou dusíku. U smrku s hloubkou klesal a u vejmutovky s hloubkou stoupal, což bylo následkem pomalého rozkladu smrkového opadu a přechodu dusíku do pohyblivých forem. Hodnoty obsahu fosforu byly ve všech horizontech stejné, u vápníku a hořčíku hodnoty klesaly s hloubkou, a u draslíku rostly. Obsah přístupných živin měla metasekvoj opět nejvyšší, což ukazuje na velmi intenzivní koloběh živin v jejich ekosystémech a zároveň velmi příznivý vliv na stav svrchních vrstev lesních půd. Pouze v případě hořčíku, byl nevyšší obsah v listnatých lesích. Vápníku měl nejméně smrk, u ostatních živin měla nejnižší hodnoty vejmutovka, u smrku a u listnáčů byly hodnoty srovnatelné.

Vliv různých dřevin na pH půdy studovali Augusto et al. (2002) a zjistili, že významné ovlivnění pH půdy bylo jen do 10 cm hloubky. Rozdíl v pH mezi dvěma dřevinami může být 1 jednotka, ale průměrný rozdíl byl mezi 0,2-0,4 jednotky. Dřeviny lze seřadit sestupně podle schopnosti okyselit půdu takto: smrk ztepilý (*Picea abies*), smrk sítka (*Picea sitchensis*), borovice lesní (*Pinus sylvestris*), jedle bělokorá (*Abies alba*), douglaska tisolistá (*Pseudotsuga menziesii*), bříza bělokorá (*Betula pendula*), buk lesní (*Fagus sylvatica*), dub zimní (*Quercus petraea*), dub letní (*Quercus robur*), javor mléč (*Acer platanoides*), habr obecný (*Carpinus betulus*), jasan ztepilý (*Fraxinus excelsior*), lípa srdčitá (*Tilia cordata*).

Výraznou acidifikaci půdy smrkem potvrzuje i studie Kacálek et al. (2010), kteří ve svrchní části půdy zjistili výrazně nižší pH u 100 let starých smrků ztepilých

(*Picea abies*) pěstovaných na dlouhodobě lesní půdě než u 50 let starých smrků vysázených na zemědělské půdě.

Mateřská hornina a půdní typ na ní vznikající, mají výrazný vliv na to, jak ovlivňuje určitý druh lesních dřevin půdní vlastnosti. Půdy vznikající na pískovcích mají omezené zásoby živin, a nižší pufrací kapacitu ve srovnání s hnědozeměmi, to pak ovlivňuje vliv opadu dřevin na půdní vlastnosti. Půdy vzniklé na pískovcovém podloží, byly při stejných ekologických podmínkách kyselější než hnědozemě (Augusto et al. 1997). Tento fakt pak výrazně ovlivňuje vliv dřevin na pH půdy, úrodnost půdy a ztrátu živin, s kombinací se spadem imisí oxidu siřičitého pak může vést k degradaci lesních půd. Proto by se na těchto chudých půdách neměly vysazovat druhy jako například smrk ztepilý (*Picea abies*) nebo borovice lesní (*Pinus sylvestris*), které navíc podporují atmosférické depozice oxidů síry a dusíku. Dále by se tyto druhy neměly vysazovat na celém povodí s takto chudými půdami, jelikož by mohly snížit pH jak povrchových tak podzemních vod (Augusto et al 2002).

Struktura koruny stromů také ovlivňuje zachycování imisí různých látek, které pak mohou ovlivnit půdní vlastnosti. Schopnost stromů zachytit atmosférické depozice závisí na výšce stromů, listové ploše, tvaru listů či jehlic, struktuře koruny, topografických podmínkách, zda jsou stromy opadavé či stálezelené a vzdálenosti od kraje lesa. Jehličnaté stromy zachytí při stejných podmínkách větší množství imisí než listnaté stromy. Důvodem je, že mají větší plochu povrchu než listnaté stromy a většina jich je neopadavá. Například atmosférická depozice síry je v porostech smrku ztepilého (*Picea abies*) či borovice lesní (*Pinus sylvestris*) 2-3 krát větší, než v otevřených oblastech. Fixace vzdušného dusíku se může výrazně zvýšit, pokud mají stromy symbiotický vztah s půdními bakteriemi, jako například trnovník akát (*Robinia pseudoacacia*), potom tento tok dusíku může činit i několik desítek kilogramů na hektar za rok (Augusto et al. 2002). Kritická zátěž dusíku pro naše lesy se uvádí zhruba 10 kilogramů na hektar za rok, po překročení této hranice mizí oligotrofní druhy a nahrazují je eutrofní, pro některé druhy je tato hranice ještě nižší. Průměrná hodnota celkové depozice dusíku v České republice je 10-20 kilogramů na hektar za rok, tedy tato hranice je překročena na většině území (Hruška et Oulehle 2008). Zhong et Makeschin (2004) uvádějí, že atmosférická depozice dusíku ve středním Německu mezi lety 1991-1997 mimo lesní plochy byla 10,2-19,8 kilogramů na hektar za rok (průměr 12,9). V porostu smrkovém

atmosférická depozice dusíku byla 11,9-41,7 kilogramů na hektar za rok (průměr 24,8) a v porostech bukových nebo směsi buku a smrku byla depozice 10,3-20,9 kilogramů na hektar za rok (průměr 18,3).

Celkový obsah dusíku ve stejných ekologických podmínkách se u opadu jednotlivých druhů dřevin může lišit o více než 20 %. Obsah dusíku v půdě se mění také během roku. Nejnižší hodnoty byly naměřeny v dubnu a to díky vysoké poptávce rostlin po dusíku při začátku vegetačního období. Další faktory ovlivňující kolísání obsahu dusíku v půdě jsou, vodní potenciál půdy, teplota, poměr C/N a pH. Čistá mineralizace dusíku je ukazatelem potenciálně přijatelného dusíku pro rostliny. Tato studie však nenalezla velké rozdíly v čisté mineralizaci dusíku mezi jednotlivými druhy stromů. Nitrifikace je považována za klíčový proces ve vyplavování dusíku z ekosystému lesa. Bukové i smrkové porosty vykazovaly výrazný počáteční nitrifikační potenciál. Nitrifikace výrazně kolísala v půdách s nízkým pH. Při nízkém pH je nitrifikace zbržděna, v bukových lesích se při snížení pH výrazně snížil proces nitrifikace oproti smrkovým porostům, což naznačuje větší citlivost bučin a její mikroflóry na pokles pH z hlediska nitrifikace (Zhong et Makeschin 2004).

Hofmeister et Hruška (2009) zkoumali rozdíly v chemizmu půd mezi hospodářskou smrkovou monokulturou a přírodě blízkým lesem (Žofínský prales). Jejich výsledky do značné míry potvrzují poznatky uvedené výše. Nejvýraznější rozdíly zjistili ve svrchním horizontu půdy (0-5 cm), kde koncentrace v Žofínském pralese Ca^{2+} , Mg^{2+} a K^{+} výrazně převyšovaly koncentrace v hospodářském lese. pH půdy bylo srovnatelné, ale v hospodářském lese se pohybovalo v průměru 0,1 níže. Koncentrace potenciálně toxického Al^{3+} byla mírně vyšší ve smrkovém hospodářském lese. Při uvolnění vyšších koncentrací Al^{3+} do půdního roztoku působí toxicky na kořeny rostlin, zejména při nízké koncentraci bazických kationů v půdním roztoku. Atmosférické depozice okyselujících látek v kulturní smrčtině způsobují vyplavování živin 2-4 krát více oproti buku. Větší vstup imise N sloučenin do ekosystému působí kromě acidifikace zčásti i jako živina, což má za následek zvýšení spotřeby ostatních živin a tedy prohlubuje nedostatek Ca a Mg.

Úrodnost půdy je hlavní faktor ovlivňující druhovou rozmanitost a pokryvnost podrostu (Wulf et Naaf 2009). Všechny výše uvedené faktory zásadně úrodnost půdy ovlivňují a ukazují tak velmi významný vliv druhového složení stromového

patra na podrost. Proto je důležité znát účinky dřevin na půdu a na podrost, aby se zamezilo snižování biodiverzity podrostu. Také je důležité následně tyto znalosti využívat v lesním hospodářství, tedy přizpůsobit druhové složení nové výsadby hospodářských lesů těmto poznatkům.

3.3 Vliv jednotlivých druhů dřevin na druhové složení podrostu

Moderní lesní hospodářství se snaží podporovat výsadbu smíšených lesů a nehradit tak stávající monokultury. Je tedy velmi důležité, studovat účinky jednotlivých druhů stromů na druhovou rozmanitost podrostu. Druhy stromů, které mají bohatou a produktivní vrstvu podrostu, výrazně přispívají k dobrému fungování celého lesního ekosystému (Schmidt et Streit 2009).

Pokud známe faktory, kterými jednotlivé druhy stromů ovlivňují druhové složení a pokryvnost podrostu, je možné do jisté míry odhadnout, jak podrost bude reagovat na změny v druhovém složení stromového patra. Většina biodiverzity lesního ekosystému mírného pásma je obsažena právě v podrostu. Podrost také poskytuje úkryt a potravu mnoha živočichům, jak obratlovcům tak bezobratlým. Je tedy nesmírně důležité umět předpokládat reakce podrostu na změny v druhovém složení stromového patra (Weisberg et al 2003).

Podrostrní vegetace je velmi dobrý ukazatel stavby a dynamiky lesa a také dopadů lidské činnosti na lesní ekosystém. Podrost je tedy užitečný a jednoduchý nástroj pro měření a vyhodnocení biodiverzity, také nám ukazuje, kdy je lesní hospodářství udržitelné a kdy směřuje k degradaci lesního ekosystému (Schmidt 2005).

Schmidt et Streit (2009) uvádějí, že pH pod bukem lesním (*Fagus sylvatica*) v horní vrstvě minerální půdy bylo nízké a vede k nižšímu přísunu živin k rostlinám. Hrabanka pod jasanem ztepilým (*Fraxinus excelsior*), jilmem horským (*Ulmus glabra*), habrem obecným (*Crpinus betulus*), lípou srdčitou (*Tilia cordata*) a třešní ptačí (*Prunus avium*) vede k vyššímu pH půdy a tedy i k lepšímu přísunu živin pro rostliny.

Byly provedeny tři studie srovnání biodiverzity podrostu mezi bukem (*Fagus* sp) a dubem (*Quercus* sp). Výsledky ukázaly, že dub měl vždy větší pokryvnost a biodiverzitu podrostu než buk (Barbier et al., 2008). Největší vliv na podrost pod bukem má tloušťka opadu a následné špatné prorůstání bylin silnou vrstvou

opadu a zároveň špatná prostupnost světla k podrostu. U dubu má zase nejvýraznější vliv prostupnost světla k podrostu, která je oproti buku vyšší. Z 35 druhů podrostu, který vykazovaly výraznou afinitu ke specifickému druhu dřevin bylo 18 druhů pod dubem, 10 pod lípou, 6 pod habrem a jediný druh pod bukem. Pod dubem se často vyskytovaly druhy, které nejsou typické pro les, ale spíše rostou podél lesních cest, na lesních světlinách nebo na okrajích lesů, což souvisí s dostupností světla. Bylinné druhy pod lípou byly typické lesní druhy, ale vyskytovaly se i druhy příležitostně obývající les. Příčina proč tyto druhy se vyskytovaly právě pod lípou, zřejmě byla vyšší rychlost rozkladu opadu a tvorby humusu díky žížalám, vyskytovaly se zde náročné druhy jako pižmovka mošusová (*Adoxa moschatellina*), svízel vonný (*Galium odoratum*), kokořík mnohokvětý (*Polygonatum multiflorum*) nebo plicník tmavý (*Pulmonaria obscura*), ale z dat, které byly k dispozici se nedala jednoznačně prokázat příčina. Konkrétní vliv habru také nebyl zjištěn. Ukazuje se, že ten nejvýraznější vliv na rozdíly v druhovém složení podrostu mají rozdíly pH v horní vrstvě půdy (Wulf et Naaf 2009).

Dřeviny ovlivňují pokryvnost a biodiverzitu keřového, bylinného a mechového patra. Nejviditelnější je to u smrku ztepilého (*Picea abies*), který výrazně podporoval pokryvnost mechového patra a naopak pokryvnost bylinného patra byla minimální. Zvýšení pokryvnosti mechového patra způsobuje zřejmě mikroklima pod smrkem, které je chladnější a vlhčí oproti listnatým dřevinám. Další důvod je pravděpodobně nižší pH smrkového opadu. U borovice lesní (*Pinus sylvestris*) byla velmi řídká koruna a tedy dobrá prostupnost světla k podrostu, tím byly podpořeny všechny patra podrostu, keřové, bylinné i mechové (Augusto et al 2003). K tomuto názoru se přiklání i Barbier et al., (2008), kteří uvádějí, že druhová rozmanitost u mechů byla vyšší pod smrkem a druhová rozmanitost bylin byla vyšší pod borovicí. Ewald J., (2000) ve své studii také uvádí, že mechorosty pozitivně reagují na větší podíl jehličnatých stromů v porostu, naopak byliny reagují negativně. Příčina, že mechorosty preferují jehličnaté lesy je absence kořenového systému, jejich kořeny nepřicházejí do přímého kontaktu s půdou a rostou na hrabance tedy jsou přímo ovlivněny opadem. Jelikož listnaté stromy opadávají na jednu, mohou tak mechy zastínit a na jaře zase v listnatém lese k mechům proniká více slunečního záření a tedy více vysychá hrabanka i mechy. V jehličnatém lese hrabanka tolik na jaře nevysychá.

Lücke & Schmidt (1997) uvádějí, že pod smrkem můžou často růst nitrofilní druhy díky atmosférické depozici dusíku.

Předpokládá se, že zvýšení biodiverzity se dá docílit vysazováním smíšených porostů, ale jen málo studií to potvrdilo. Byly studovány smíšené porosty buku lesního (*Fagus sylvatica*) a smrku ztepilého (*Picea abies*) a bylo zjištěno, že přimíchání smrku do porostu buku mělo pozitivní vliv na biodiverzitu nebo pokryvnost mechového patra, ale žádný vliv na bylinné patro. V porostech javoru cukrového (*Acer saccharum*), ale i dalších listnatých stromů, měla příměs jedlovce kanadského (*Tsuga canadensis*) negativní vliv na bylinné patro (Barbier et al., 2008).

Druhá rozmanitost stromového patra pozitivně koreluje s druhovou rozmanitostí bylinného patra. Mölder et al (2008) studovali listnaté lesy v Německu jejich studie dokazuje pozitivní vztah mezi biodiverzitou stromového a bylinného patra. Se zvyšujícím se podílem buku v porostech klesala biodiverzita bylinného patra. V čistých bukových porostech byla biodiverzita nižší než ve smíšených listnatých lesech. Pravděpodobné příčiny tohoto negativního vlivu buku lesního (*Fagus sylvatica*) na biodiverzitu bylinného patra jsou silná vrstva opadu, která brání růstu bylin, nižší pH (se zvyšujícím se podílem buku ve stromovém patře pH klesalo), dále buk má hustější koruny a prochází jimi méně světla k podrostu. Soubor těchto faktorů má za následek menší biodiverzitu bylinného patra v bukových lesích než ve smíšených. Dub také okyseluje půdu, ale nemá tak hustý korunový zápoj a tak silnou vrstvu opadu, takže nemá takové negativní účinky na biodiverzitu bylinného patra. Slavíková (1958) zjistila, že buk má velmi silnou savou sílu v kořenovém systému, který způsobuje výrazné potlačení podrostu nebo jeho úplné potlačení. Ve studované oblasti bylo zjištěno, že ve vegetačním období výrazně klesala vlhkost půdy, v červnu až říjnu přesahovala často lentokapilární bod půdy. V místech kde půda byla izolována od kořenového systému buku, zůstávala i v suchých měsících nad tímto bodem. Na plochách uměle izolovaných od kořenového systému buku se výrazně zvýšila pokryvnost a biodiverzita podrostu, v některých místech se zvýšila pokryvnost až na 100 %. Limitující faktor, který ovlivňuje podrost v bučinách je vlhkost půdy a ostatní faktory jsou spíše druhotné.

Biodiverzitu bylinného patra může výrazně ovlivnit i keřové patro, jak ukazuje studie Koorem et Moora (2010), kteří studovali vztah bylinného patra s porostem lísky obecné (*Corylus avellana*) ve smrkovém lese. V porostech, kde se vyskytovala líska bylo mnohem více druhů bylin než v porostech bez lísky. Pod lískou bylo

nalezeno 25 druhů bylin, které se vyskytovaly jen pod lískou a pod smrkem nerostly, z toho 9 druhů vykazovalo významnou afinitu s lískou. Pod smrkem byly nalezeny 3 druhy, které nerostly pod lískou, z toho jen jeden druh vykazoval afinitu ke smrku. Celková pokryvnost bylinného patra, mechového patra a semenáčků se nelišila pod lískou a smrkem. Celková biodiverzita pod smrkem byla zhruba o 50 % nižší než pod lískou. Hlavní faktor který způsobil takový rozdíl v biodiverzitě bylinného patra je pravděpodobně tloušťka opadu. Smrk opadává dvakrát ročně a zejména jarní opad způsobuje problémy mnoha bylinným druhům v prorůstání silné vrstvy opadu. Opad lísky obsahuje i více živin, ale hlavní příčina tak velkých rozdílů v biodiverzitě bude zřejmě jiná. Autoři naznačují, že opadavé keře mohou působit na podrost stejně jako opadavé stromy.

Ewald J. (2000) nezjistila, žádné rozdíly v druhové rozmanitosti bylinného patra mezi bukem lesním (*Fagus sylvatica*) a smrkem ztepilým (*Picea abies*), ani ve smíšeném lese těchto dvou dřevin nebyly rozdíly v biodiverzite oproti monokulturám obou dřevin.

V osikových monokulturách byla nalezena největší biodiverzita podrostu ze všech sledovaných lesních porostů. S přibývajícím podílem jedle balzámové (*Abies balsamea*) se biodiverzita snižovala, také s přibývajícím podílem dřevin s tvrdým dřevem jako například bříza papírová (*Betula papyrifera*), javor cukrový (*Acer saccharum*), javor červený (*Acer rubrum*), dub červený (*Quercus rubra*) nebo lípa americká (*Tilia americana*) se biodiverzita snižovala. Mezi porosty s dřevinami tvrdých dřev a porosty jedlí balzámovou nebyly významné rozdíly v biodiverzitě a pokryvnosti podrostu, ale druhové složení podrostu se lišilo značně. Mezi nejčastější druhy podrostu, které se vyskytovaly v porostech s jehličnany byly (*Anemone quinquefolia*), (*Arisaema triphyllum*), (*Athyrium filix-femina*), (*Cornus canadensis*) a (*Coptis groenlandica*), zatímco v porostech bez jehličnanů se vyskytovaly druhy jako (*Dryopteris cristata*), (*Galium triflorum*), (*Lathyrus ochroleucus*), (*Linnaea borealis*), (*Maianthemum canadense*), (*Polygala paucifolia*), (*Polygonatum pubescens*), (*Thelypteris phegopteris*) a (*Uvularia grandiflora*). Příčiny takto rozdílného druhového složení podrostu mohou být různé, jako nejpravděpodobnější se zdá rozdíl v prostupnosti světla korunami a tedy rozdílné mikroklimatické podmínky a také rozdíly v pH půdy pod jehličnany oproti listnáčům (Berger et Peuttemann 2000).

Oijen et al (2005) také studovali vliv druhového složení stromového patra na podrost a zjistili, že pokud se pod dubem letním (*Quercus rubra*) a dubem zimním (*Quercus petraea*) vyskytovala líska obecná (*Corylus avellana*) tak to mělo pozitivní vliv na biodiverzitu bylinných druhů. Příkládají to především tomu, že líska způsobovala otevřenější struktury lesního zápoje a tedy vyšší prostupnost světla k podrostu. Největší vliv na podrost však příkládají opadu a jeho vlivu na pH, topol kanadský (*Populus canadensis*), lípa srdčitá (*Tilia cordata*) a jasan ztepilý (*Fraxinus excelsior*) měly pozitivní vliv na humusové vrstvy a pH a tedy i na podrost, zatímco pod kaštanovníkem jedlým (*Castanea sativa*) a duby byla půda kyselejší.

Druhová bohatost a rozmístění jednotlivých druhů podrostu závisí na pH a humusových formách horních 25cm půdy, kterou nejvíce ovlivňují dřeviny. Některé výše uvedené studie zjistily vyšší biodiverzitu podrostu v monokulturách, ale většina autorů se shoduje na tom, že z vyšší biodiverzitou stromového, ale i keřového patra vzrůstá biodiverzita i bylinného patra a jejich studie to potvrzují. Proto pokud chceme udržet vysokou biodiverzitu lesního ekosystému je nezbytné znát účinky jednotlivých dřevin na podrost. Vhodnou výsadbou dřevin je možné zvýšit biodiverzitu podrostu, ale také zachránit některé ohrožené druhy rostlin.

B. PRAKTICKÁ ČÁST

4 Případová studie

4.1 Charakteristika zájmového území

Studované území se nachází na západě středních Čech v přírodním parku Džbán, který se nalézá na území okresů Rakovník, Kladno a Louny. Bioregion Džbán má rozlohu 508 km² a je protažen ve směru SZ – JV.

Nachází se v mírně teplé oblasti – MT 11, jeho nižší severní okraje však leží v teplé oblasti T 2. Průměrná roční teplota je od 8°C na severním okraji až k 6,8°C v nejvyšších částech oblasti. Roční úhrn srážek se pohybuje od 500 mm na východě až k 550 mm na západě území.

Reliéf má charakter ploché vrchoviny s převýšením 150-250 m, na západě území převýšení ojediněle dosahuje až 270 m. Východní část pahorkatiny má převýšení 75-150 m. Nejnižší bod v Džbánského bioregionu je údolí Smolnického potoka výškou 245 m n. m. a nejvyšší bod je 537 m n. m. vysoký vrch Louštín. Typická výška oblasti je 350-500 m n. m. Významným prvkem v ploché tabuli jsou údolí hluboké až 150 m směřující k severu a vlévající se do Ohře. Údolí směřující na východ do Vltavy už tak hluboká nejsou.

Celý bioregion vykazuje jednotnou geologickou stavbu, kde na podloží svrchních červených vrstev permokarbonu tvořených souvrstvím pískovců a jílovců nápadné červené barvy, leží víceméně vodorovně horniny svrchní křídycenomanské pískovce, místy s jílovcí, glaukonickými slínami a opukou spodního turonu, které tvoří vrcholovou tabuli.

Půdy vykazují charakteristickou katénu. Na opukové tabuli jsou svrchní vrstvy opuk odvápněné a překrývají je kambizemě víceméně nasycené na hlinitých pokryvech, nenasyčené na odvápněné opuce. Na svazích údolí půdy přecházejí do vápnných rendzin. Pískovce se jako substrát uplatňují jen v omezené míře. Níže v údolích na výchozech červených vrstev, vystupují plně vyvinuté kambizemně. Na nižších plošinách a okrajových svazích jsou ostrovy kambizemních pararendzin a na závějích spraší jsou vyvinuty hnědozemě až luvizemě.

Podle mapy potenciální přirozená vegetace by se na většině území měla vyskytovat černýšová dobohabřina (*Melampyro nemorosi-Carpinetum*) společně s mochnovou doubravou (*Potentillo albae-Quercetum*), ojediněle se zde mají vyskytovat hrachorová nebo kamejková doubrava (*Lathyro versicoloris-Quercetum pubescentis*, *Torilido-Quercetum*), biková nebo jedlová doubrava (*Luzulo albidae-Quercetum petraeae*, *Abieti-Quercetum*) a bezkolencová doubrava (*Molinio arundinaceae-Quercetum*). V některých údolích ve směru na východ, které jsou chráněny před západním větrem a vzniká zde inverze by se měla vyskytovat květnatá bučina (podsvaz *Fagenion*), která může přecházet až v okroticovou bučinu (*Cephalanthero-Fagetum*) (Culek et al., 1996, Neuhäuslová et al., 2001).

4.2 Metodika

4.2.1 Terénní práce

Snímky byly zapisovány ve třech typech lesních porostů v borech, v bučinách a smrčínách. Lokality pro výběr snímku byly vybírány v centrální rovinnaté části Džbánu, aby byly stejné klimatické a půdní podmínky ve všech typech porostů. Porost vhodný pro zapsání snímku mohl mít maximální příměs jiné než sledované dřeviny 25 %. Tento porost s jedním dominantním druhem dřeviny musel mít minimální plochou 45 × 45 m, aby se omezil vliv okolního porostu. Minimální věk porostu musel být 60 let, aby se dostatečně projevil vliv dominantní dřeviny. Každý snímek měl plochu 15 × 15 metrů a pro snadnější orientaci byl ohraničen kolíky. V každém typu porostu bylo zapsáno 20 fytoocenologických snímků, tedy celkem 60 snímků. Metodika zapisování snímku byla převzata z práce Moravec et al. (1994). Do zápisníku bylo zapsáno datum, číslo snímku, přibližná lokalizace, nadmořská výška, sklon a expozice svahu. Při zápisu snímku bylo postupováno podle nové Braun-Blanquetovy stupnice (Westhoff et van der Maarel 1973). GPS souřadnice byli dohledány na serveru www.mapy.cz.

- r.....méně než 1 %, vzácné druhy – 1 nebo několik málo jedinců
- +.....pokryvnost kolem 2 %, vzácné druhy
- 1.....pokryvnost do 5 %
- 2m.....pokryvnost zhruba 5 %
- 2a.....pokryvnost 6-15 %
- 2b.....pokryvnost 16-25 %
- 3.....pokryvnost 26-50 %
- 4.....pokryvnost 51-75 %
- 5.....pokryvnost 76-100 %

Podle této stupnice byly vyhodnoceny všechny patra: E₃ - stromové patro, E₂ - keřové patro, E₁ - bylinné patro a E₀ - mechové patro. Keřové patro zahrnovalo všechny dřeviny ve výšce 1-3 m. Dřeviny nižší než 1 metr byly zahrnuty do bylinného patra (juvenilní jedinci).

4.2.2 Zpracování dat

Fytocenologické snímky byly vloženy do databázového programu Turboveg for Windows Hennekens et Schaminée (2001). Poté byly snímky exportovány do programu Juice 7.0 Tichý (2002), kde byly vytvořeny snímkové tabulky a synoptická tabulka. Snímková tabulka byla seřazena podle pater porostu a při tvorbě synoptické tabulky byl použit phi koeficient a Fischerův exaktní test na hladině významnosti 0,05. V synoptické tabulce byly k jednotlivým druhům přiřazeny procentuální frekvence výskytu těchto druhů v porostech a fidelita. Fidelita je věrnost druhu k určitému porostu, tedy míra koncentrace výskytu ve snímcích k danému porostnímu typu Tichý (2002). Jednotlivé druhy byly počítány jako diagnostické druhy pro daný typ lesního porostu od hodnoty 20 phi koeficientu. Pro vyhodnocení celkové biodiverzity byl použit program statistika www.statsoft.com. Mapa byla vytvořena v programu ArcGIS 9.3., podklady pro mapku byly staženy z www.geoportal.cenia.cz. Průměrný počet druhů v patrech byl vypočítán aritmetickým průměrem a průměrná pokryvnost pater také. Nomenklatura cévnatých rostlin je sjednocena dle práce Kubát et al. (2002), názvy mechorostů jsou dle práce Frey et al. (1995).

5 Výsledky

5.1 Pokryvnost jednotlivých pater

Nejvyšší pokryvnost všech pater v podrostu je v borech, to je patrné v tabulce č 1. To s největší pravděpodobností způsobil nejmenší korunový zápoj v borech. Pokryvnost keřového patra je o 3 % vyšší v borech než v bučinách a 4 % vyšší než ve smrčinách. Pokryvnost bylinného patra je v borech vyšší o 29 % než v bučinách a o 38 % než ve smrčinách. Pokryvnost mechového patra je v borech vyšší o 7 % než v bučinách a o 4 % než v smrčinách.

Bučiny mají největší korunový zápoj, což mohlo negativně ovlivnit podrost. Mají také nejnižší pokryvnost mechorostů za všech porostů, ale mají vyšší pokryvnost bylinného a keřového patra než smrčiny. Keřové patro v bučinách má pokryvnost o 4 % nižší než v borech, ale o 0,2 % vyšší proti smrčinám. Pokryvnost bylinného patra je v bučinách o 29 % nižší než v borech, ale o 9 % vyšší než ve smrčinách. Pokryvnost mechového patra je v bučinách o 7 % nižší než v borech a o 3 % nižší než ve smrčinách.

Smrčiny mají korunový zápoj nižší než bučiny, ale na pokryvnosti keřového a bylinného patra se to neprojevilo, takže příčina tak nízké pokryvnosti bylinného a keřového patra bude jiná. Zřejmě to je negativní vliv opadu na pH (tedy okyselování půdy). Keřové patro ve smrčinách má nejnižší pokryvnost ze všech porostů (tedy 0,2 % proti bučinám a o 3 % proti borům). Bylinné patro má také nejnižší pokryvnost ze všech porostů (tedy 38 % proti borům a o 9 % proti bučinám). Mechové patro ve smrčinách mělo pokryvnost o 4 % nižší než v borech, ale o 3 % vyšší proti bučinám.

Tabulka č. 1-Průměrná procentuální pokryvnost pater

	smrčiny	bory	bučiny
E₃	64,5	60	75,3
E₂	0,2	3,7	0,4
E₁	4,9	43,25	14
E₀	6,55	10,8	2,9

Obr. 1 Typická pokrývnost podrostu ve smrčínách.



Obr. 2 Nejvyšší nalezená pokrývnost podrostu ve smrčínách.



Obr. 3 Typická pokrývnost podrostu v borech.



Obr. č. 4 Porost bezkolence v borech (nejvyšší nalezená pokrývnost podrostu).



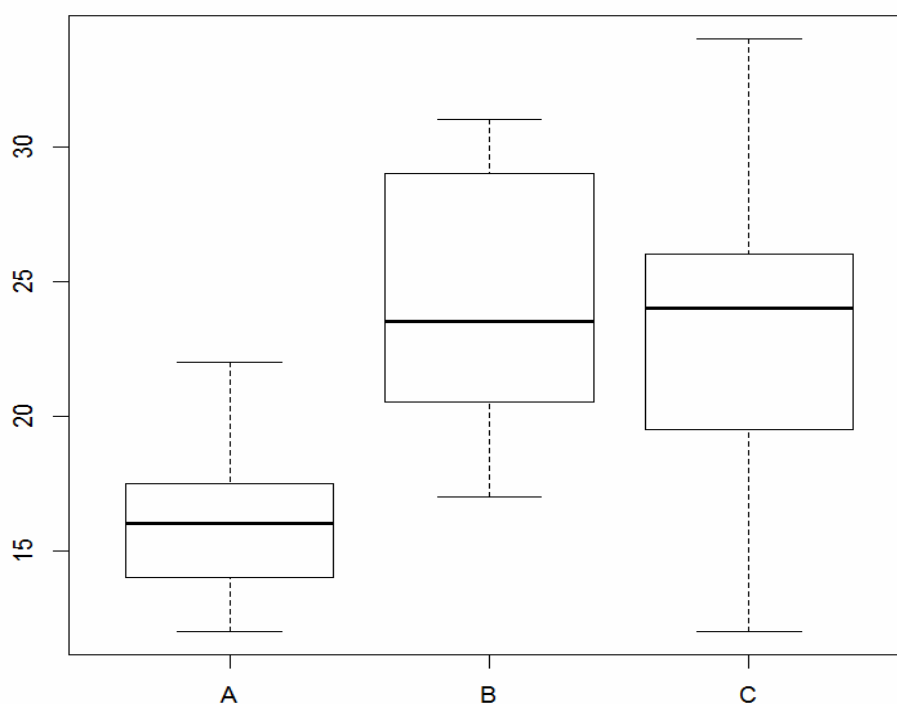
Obr. č. 5 Typická pokrývnost v bučinách.



4.3.2 Biodiverzita v jednotlivých porostech

Smrčiny mají výrazně nižší biodiverzitu podrostu než bory a bučiny, to je vidět na obrázku č. 6. Bory s bučinami mají srovnatelnou biodiverzitu, i když byly bučiny jak druhově chudé tak i bohaté.

Obr. č. 6 Počet druhů v jednotlivých porostech. Osa x označuje jednotlivé porosty (A-smrčiny, B-bory, C-bučiny). Osa y označuje počet druhů v porostech. Vodorovná úsečka v obdélníkách je medián. Rozsah mezi horním a spodním okrajem obdelníku je 25-75 % hodnot, rozpětí svislých úsečech obsahuje 100 % hodnot.



Tab. č 2-Průměrný počet druhů v patrech

	Smrčiny	Bory	Bučiny
Keřové patro	0,3	1,55	0,3
Juvenilní jedinci dřevin v bylinném patře	4,6	7,35	5,2
Byliny, traviny, nízké keře a polokeře	3,35	7,15	13,3
Mechové patro	6,15	6,1	3,52

Výrazný podíl na biodiverzitě bylinného patra měly juvenilní jedinci dřevin, to je vidět v tabulce č 2. Zvláště ve smrčinách a borech je podíl juvenilních jedinců více než polovina veškeré biodiverzity bylinného patra. Což může naznačovat snahu původních druhů obsazovat zpět svoje stanoviště. Také je zde vidět výrazně vyšší biodiverzita mechového patra v jehličnatých porostech než v listnatých. Biodiverzita keřového patra je vyšší v borech.

4.3.3 Fidelita a frekvence

Procentuální frekvence jednotlivých druhů ve snímcích a fidelitě jednotlivých druhů jsou vidět v tabulce č 3.

Tab. č. 3-Zkrácená synoptická tabulka procentických frekvencí a fidelit (frekvence, fidelita × 100 - horní index), 1 - smrčiny, 2 - bory, 3 - bučiny.

Číslo skipiny	1	2	3
Počet snímků	20	20	20
<i>Picea abies</i> E ₃	100 ^{69.7}	20 ---	15 ---
<i>Dicranum scoparium</i>	100 ^{48.0}	70 ---	10 ---
<i>Leucobryum glaucum</i>	20 ^{40.8}	. ---	. ---
<i>Plagiomnium cuspidatum</i>	30 ^{40.5}	5 ---	. ---
<i>Senecio sylvaticus</i>	25 ^{35.3}	5 ---	. ---
<i>Dicranella heteromalla</i>	100 ^{23.4}	85 ---	70 ---
<i>Polytrichum formosum</i>	90 ^{21.8}	80 ---	50 ---
<i>Vaccinium vitis-idaea</i>	. ---	80 ^{87.3}	. ---
<i>Frangula alnus</i> E ₁	. ---	65 ^{77.3}	. ---
<i>Frangula alnus</i> E ₂	5 ---	75 ^{71.4}	5 ---
<i>Molinia caerulea</i>	. ---	55 ^{70.3}	. ---
<i>Pleurozium schreberi</i>	15 ---	80 ^{70.0}	. ---
<i>Pinus sylvestris</i> E ₃	40 ---	100 ^{66.7}	. ---
<i>Quercus sp.</i> E ₃	40 ---	90 ^{51.0}	15 ---
<i>Vaccinium myrtillus</i>	70 ---	100 ^{46.1}	15 ---
<i>Picea abies</i> E ₁	. ---	25 ^{45.9}	. ---
<i>Betula pendula</i> E ₃	. ---	20 ^{40.8}	. ---
<i>Sorbus aucuparia</i> E ₁	45 ---	95 ^{38.4}	50 ---
<i>Betula pendula</i> E ₁	60 ---	85 ^{38.1}	15 ---
<i>Quercus petraea</i> E ₃	35 ---	65 ^{36.8}	10 ---
<i>Convallaria majalis</i>	. ---	25 ^{35.3}	5 ---
<i>Avenella flexuosa</i>	75 ---	100 ^{34.3}	45 ---

<i>Betula pendula</i> E ₂	10	---	30	33.3	.	---
<i>Tilia cordata</i> E ₁	.	---	40	32.7	20	---
<i>Dryopteris dilatata</i>	15	---	35	28.0	5	---
<i>Tetraphis pellucida</i>	35	---	60	27.4	20	---
<i>Rubus</i> sp.	.	---	50	27.4	40	---
<i>Pinus sylvestris</i> E ₁	45	---	60	25.0	15	---
<i>Maianthemum bifolium</i>	30	---	70	24.1	50	---
<i>Fagus sylvatica</i> E ₃	5	---	5	---	100	89.0
<i>Impatiens parviflora</i>	.	---	.	---	70	80.7
<i>Oxalis acetosella</i>	.	---	15	---	80	70.0
<i>Melica nutans</i>	.	---	5	---	60	66.3
<i>Fraxinus excelsior</i> E ₁	.	---	.	---	45	62.9
<i>Acer pseudoplatanus</i> E ₁	25	---	15	---	90	59.1
<i>Hepatica nobilis</i>	.	---	.	---	40	59.0
<i>Anemone nemorosa</i>	.	---	15	---	65	58.6
<i>Galium odoratum</i>	.	---	.	---	35	54.9
<i>Poa nemoralis</i>	.	---	.	---	30	50.5
<i>Lathyrus vernus</i>	.	---	.	---	30	50.5
<i>Galeobdolon luteum</i>	.	---	.	---	30	50.5
<i>Prenanthes purpurea</i>	.	---	.	---	25	45.9
<i>Carex sylvatica</i>	.	---	.	---	25	45.9
<i>Viola reichenbachiana</i>	.	---	.	---	25	45.9
<i>Scrophularia nodosa</i>	.	---	.	---	25	45.9
<i>Campanula rapunculoides</i>	.	---	.	---	20	40.8
<i>Atropa bella-donna</i>	.	---	.	---	20	40.8
<i>Carex digitata</i>	.	---	.	---	20	40.8
<i>Carex muricata</i> agg.	.	---	.	---	20	40.8
<i>Veronica officinalis</i>	.	---	.	---	20	40.8
<i>Festuca</i> sp.	.	---	.	---	20	40.8
<i>Mycelis muralis</i>	25	---	15	---	65	39.7
<i>Viola riviniana</i>	.	---	5	---	25	35.3
<i>Taraxacum</i> sp.	.	---	.	---	15	35.2
<i>Monotropa hypophegea</i>	.	---	.	---	15	35.2
<i>Brachypodium sylvaticum</i>	.	---	.	---	15	35.2
<i>Vicia sylvatica</i>	.	---	.	---	15	35.2
<i>Hieracium murorum</i>	15	---	.	---	35	32.7
<i>Cirsium arvense</i>	5	---	.	---	20	29.5

6 Diskuze

Vztah podrostu a dominantních druhů stromů studovala spousta autorů vědeckých článků. Někteří tento vztah neprokázali a někteří naopak potvrdili. Z této studie je patrné, že pod jednotlivými druhy dominantních stromů se podrost výrazně liší. Studie jsou ve většině případů prováděny porovnáváním jednotlivých lokalit s různými druhy stromů. I tato studie byla prováděna stejným způsobem. Výsledky této studie se do značné míry shodují i s jinými studiemi.

Podrost v borech má jednoznačně nejvyšší pokryvnost všech pater podrostu a zároveň nejnižší korunový zápoj stromového patra. Vztah podrostu a dominantního druhu stromu (tedy borovice lesní *Pinus sylvestris*) je dle mého názoru jednoznačný. Podrost v borech nejvíce ovlivňují dobré světelné podmínky, které řídí korunový zápoj borovice umožňuje. K tomuto výsledku dospěli i Augusto et al (2003), kteří také uvádějí, že řídká struktura korun zvýšila pokryvnost všech pater podrostu. Barbier et al. (2008) uvádějí, že ve smrčinách byla vyšší biodiverzita mechového patra a v borech byla vyšší biodiverzita bylinného patra, což v této studii bylo potvrzeno jen z části. U bylinného patra je v borech biodiverzita výrazně vyšší, ale u mechového patra je biodiverzita srovnatelná mezi bory a smrčinami. Výrazný vliv světla na podrost v borech také potvrzuje častý výskyt bezkolence modrého (*Molinia caerulea*), který indikuje vyšší prostupnost světla k podrostu, což potvrzují ve své studii i Pages et Michalet (2006). Biodiverzitu v borech také ovlivňuje opad borovic, který okyseluje svrchní část půdy. To potvrzuje výskyt acidofilních druhů jako brusnice borůvka (*Vaccinium myrtillus*) ve 100 % snímcích či brusnice brusinka (*Vaccinium vitis-idaea*) v 80 % snímcích. Augusto et al. (2002) uvádějí borovici lesní jako jeden z druhů, který nejvíce okyseluje půdu. To výrazně souvisí se světelnými podmínkami, podle práce Härdtle et al. (2003) se citlivost podrostu na světelné podmínky výrazně zvyšuje se snižujícím se pH, což by vysvětlovalo tak obrovský rozdíl v pokryvnosti podrostu v borech oproti bučinám a smrčinám.

Podrost ve smrčinách má nejmenší pokryvnost a biodiverzitu keřového a bylinného patra, také má nejmenší celkovou biodiverzitu. To pravděpodobně souvisí s velmi výraznou schopností opadu smrku okyselovat svrchní vrstvu půdy, která je podle práce Augusto et al. (2002) nejvyšší z druhů dřevin, které zkoumali. Korunový zápoj smrku byl jen o 4,5 % vyšší než u borovice, to ale zřejmě stačilo k výraznému snížení biodiverzity a pokryvnosti podrostu. Kombinace silného

okyselujícího účinku opadu, hustšího korunového zápoje a také silné vrstvy opadu zřejmě vedla k tomuto negativnímu vlivu na podrost. Hobbie et al. (2006) uvádějí, že rychlost rozkladu opadu smrku je velmi pomalá proti rychlosti rozkladu opadu borovice, proto zřejmě silná vrstva opadu pod jehličnany měla negativní vliv na podrost jen pod smrkem, pod borovicí se tento negativní vliv neprojevil. Koorem et Moora (2010) také naznačují, že silná vrstva opadu smrku spolu s okyselujícím účinkem na půdu výrazně negativně ovlivňuje podrost.

Mechové patro má výrazně vyšší pokryvnost a biodiverzitu ve smrčinách a borech než v bučinách. Toto zjištění potvrzují i studie Augusto et al (2003). Barbier et al. (2008), Ewald J. (2000), kteří svorně uvádějí pozitivní vliv jehličnatých stromů na mechové patro. Tento pozitivní vliv má zřejmě na svědomí kyselější půda pod jehličnany a příznivější mikroklima v jarních měsících.

Podrost v bučinách měl nejvyšší biodiverzitu bylin ze všech porostů, ale pokryvnost byla výrazně nižší proti borům. Výrazný rozdíl v pokryvnosti lze opět přičíst hustému korunovému zápoji, který byl nejhustší ze všech porostů. Také druhové složení podrostu v bučinách bylo značně rozdílné proti borům a smrčinám. V borech byla biodiverzita srovnatelná, ale ve smrčinách byla výrazně nižší. To se liší od výsledků studie Ewald (2000), která nezjistila žádné rozdíly v biodiverzitě bylinného patra mezi bučinami a smrčinami. Barbier et al., (2008) také nezjistili žádné rozdíly v biodiverzitě bylinného patra mezi bučinami a smrčinami, jen se lišily tyto porosty v mechovém patře, což se potvrdilo i v této bakalářské práci.

Tyto rozpory s ostatními studiemi o vlivu buku na bylinné patro mohou mít různé důvody. Nejpravděpodobnější se zdá, že v této studii nebyly dodrženy stejné podmínky zapisování snímků, co se týče reliéfu. Snímky v borech a smrčinách byly zapisovány na rovině, zatímco většina snímků v bučinách byla zapsána v mírném svahu. To bylo způsobeno výskytem bučin pouze ve svazích údolí a proto nemohly být snímky v bučinách zapsány na rovině. Další příčinou mohly být geologické podmínky, jelikož ve studované oblasti je podloží ze svrchní křídly (tedy jílovce, pískovce a opuky) na kterých se tvoří půdy s vyšším obsahem vápníku a tedy vyšším pH. Augusto et al. (2002) uvádějí, že opad buku má z listnatých dřevin jeden z nejvíce okyselujících účinků, ale není tak silně okyselující jako opad borovice a smrku. Na tomto podloží buk neměl tak negativní vliv na podrost jako na kyselějším podloží. To by vysvětlovalo i minimální vliv světelných podmínek na podrost, i když v bučinách byl nejhustší korunový zápoj a zároveň nejvyšší diverzita bylin.

To potvrzují Härdtle et al. (2003), kteří uvádějí, že v mezo-eutrofních bukových lesích má světlo jen minimální vliv. Že v této studii jde o eutrofní stanoviště potvrzují i nalezené druhy, které jsou náročnější na živiny jako například svízel vonný (*Galium odoratum*), jaterník podléška (*Hepatica nobilis*) či hrachor lecha (*Lathyrus versus*).

7 Závěr

Z této studie je patrný výrazný vliv dominantních druhů stromů na všechny patra podrostu. To potvrzuje i většina článků zmiňovaných v literární rešerši. Výsledky ukázaly výrazné rozdíly v biodiverzitě a pokryvnosti pod jednotlivými dominantními druhy stromů.

Bory mají nejnižší korunový zápoj a proto nejvyšší pokryvnost všech pater podrostu. Mají také nejvyšší biodiverzitu keřového patra a poměrně vysokou biodiverzitu bylinného a mechového patra.

Smrčiny mají nejnižší celkovou biodiverzitu, ale nejvyšší biodiverzitu mechového patra, i když proti borům je tento rozdíl minimální. Biodiverzita ostatních pater pod smrkou je rovněž nejnižší, stejně jako pokryvnost podrostu.

Bučiny mají nejvyšší biodiverzitu bylinného patra a také bylin. Naopak mají nejnižší biodiverzitu a pokryvnost mechového patra. Pokryvnost bylinného patra není nijak vysoká, jelikož buky mají nejhustší korunový zápoj.

Toto rozdíly v biodiverzitě a pokryvnosti podrostu jsou způsobeny rozdílným korunovým zápojem jednotlivých dřevin (tedy světelnými podmínkami v podrostu), rozdílnými vlastnostmi opadu (jeho tloušťkou, rychlostí rozkladu, vlivem na pH a obsahem živin). Opad výrazně ovlivňuje svrchní vrstvu, která je určující pro charakter podrostu.

Za povšimnutí stojí výsledky v tabulce č. 2 ze které je vidět poměr průměrné biodiverzity juvenilních jedinců dřevin a bylin v bylinném patře. U borů juvenilní jedinci tvoří 50 % biodiverzity bylinného patra a u smrčín dokonce 57 %, zatímco u bučin jen 28 %. Tento fakt je zřejmě způsoben tím, že bory a smrčiny zde nerostou na svém přirozeném stanovišti a jsou přirozeně nahrazovány původními druhy dřevin, především duby (*Quercus* sp), lípou srdčitou (*Tilia cordata*), bukem lesním (*Fagus sylvatica*) a jeřábem ptačím (*Sorbus aucuparia*), které byly nejčastějšími listnatými druhy dřevin v podrostu. Mezi juvenilními jedinci se však vyskytovaly i druhy jehličnaté smrk ztepilý (*Picea abies*), borovice lesní (*Pinus sylvestris*) a modřín opadavý (*Larix decidua*). Tyto druhy se však téměř vůbec nevyskytovaly v bučinách, které tu mají přirozené stanoviště.

Tyto poznatky lze aplikovat v lesním hospodářství, pro zvýšení biodiverzity podrostu, ale i biodiverzity živočichů, jelikož v podrostu nacházejí úkryt a potravu. Také je lze aplikovat v ochraně přírody pro záchranu ohrožených druhů.

8 Seznam použité literatury

Augusto L., Dupouey J. L. et Ranger J., 2003: Effects of tree species on understory vegetation and environmental conditions in temperate forests. *Annals of Forest Science*, 60: 823-831.

Augusto L., Ranger J., Binkley D. et Rothe A., 2001: Impact of several common tree species of European temperate forests on soil fertility. *Annals of Forest Science*, 59: 233-253.

Augusto L., Bonnaud P. et Ranger L., 1997: Impact of tree species on forest soil acidification. *Forest Ecology and Management*, 105: 67-78.

Barbier S., Gosselin F. et Balandier P., 2008: Influence of tree species on understory vegetation diversity and mechanisms involved - A critical review for temperate and boreal forests. *Forest Ecology and Management*, 254: 1-15.

Berger A. L. et Puettmann K. J., 2000: Overstory composition and stand structure influence herbaceous plant diversity in the mixed aspen forest of northern Minnesota. *The American Midland Naturalist*, 143: 111 - 125.

Culek M. et al 1996: Biogeografické členění České republiky. 347 s., Enigma Praha.

Dobrylovská D., 2001: Dekompozice opadu dubu červeného, modřínu opadavého a lípy srdčité a její vliv na vybrané půdní vlastnosti. *Journal of Forest Science*, 11: 484 - 485.

Ellenberg H., Weber H. E., Düll R., Wirth V., Werner W., Paulißen D., 1992: *Zeigerwerte von Pflanzen in Mitteleuropa*. Verlag Goltze, Göttingen.

Ewald J., 2000: The influence of coniferous canopies on understory vegetation and soils in mountain forests of the northern Calcareous Alps. *Applied Vegetation Science*, 3: 123-134.

Fanta J. 2007: Lesy a lesnictví ve střední Evropě. Živa, 2007/2: 65, 2007/3: 112, 2007/5: 207.

Frey W., Frahm J. P., Fischer E. & Lobin W. (1995): Die Moos - und Farnpflanzen Europas. G. Fischer, Stuttgart.

Geoportal.cenia, 2012: Podkladové mapy - Automapy, RETM. Mapové služby Portálu veřejné správy, online: www.geoportal.cenia.cz, cit. 24.4.2012.

Härdtle W., Oheimb G., Westphal Ch., 2003: The effects of light and soil conditions on the species richness of the ground vegetation of deciduous forests in northern Germany (Schleswig-Holstein). Forest Ecology and Management, 182: 327-338.

Hennekens S. M. & Schaminée J. H. J. (2001): TURBOVEG, a comprehensive data base management system for vegetation data. – Journal of Vegetable Science, 12: 589–591.

Hobbie S. E., Reich P. B., Oleksyn J., Ogdahl M., Zytковиak R., Hale C. et Karolewski P., 2006: Tree species effects on decomposition and forest floor dynamics in a common garden. Ecology, 87: 2288-2297.

Hofmeister J. et Hruška J. 2009: Srovnání chemismu půd v NPR Žofínský prales s přílehlými hospodářskými smrčínami. Silva Gabreta, 15: 87-96.

Kacálek D., Novák J., Bartoš J., Slodíček M., Balcar V. et Černošous V., 2010: Vlastnosti nadložního humusu a svrchní vrstvy půdy ve vztahu k druhům dřevin. Reports of Forestry Research, 1: 19-24.

Koorem K. et Moora M. 2010: Positive association between understory species richness and a dominant shrub species (*Corylus avellana*) in a boreonemoral spruce forest. Forest Ecology and Management, 260: 1407-1413.

Kůbát K. et al., 2002: Klíč ke květeně České republiky. 927 s., Academia Praha.

Lücke K. et Schmidt W. 1997: Vegetation und Standortverhältnisse in Buchen-Fichten - Mischbeständen des Sollings. Forstarchiv, 68: 135-143.

Moravec J. et al., 1994: Fytocenologie. 403 s., Academia Praha.

Mölder A., Bernhardt-Römermann M. et Schmidt W., 2008: Herb-layer diversity in deciduous forests: Raised by tree richness or beaten by beech? Forest Ecology and Management, 256: 272–281, Göttingen, Germany.

Neuhäuslová et al., 2001: Mapa potenciální přirozené vegetace České republiky. 341 s., Academia Praha.

Oijen D., Feijen M., Hommel P., Ouden, J. et Waal R., 2005: Effects of tree species composition on within-forest distribution of understorey species. Applied Vegetation Science, 8: 155-166.

Oulehle F. et Hruška J., 2008: Dusík v lesních ekosystémech. Vesmír, 87, 2008/12: 866.

Pagés J-P et Michalet R., 2006: Contrasted responses of two understorey species to direct and indirect effects of a canopy gap. Plant ecology, 187: 179-187.

Pigott C. D., 1990: The influence of evergreen coniferous nurse-crops on the field layer in two woodland communities. Journal of Applied Ecology, 27: 448 - 459.

Platt W. J., Carr S. M., Reilly M et Fahr J., 2006: Pine savanna overstorey influences on ground-cover biodiversity. Applied Vegetation Science, 9: 37 - 50.

Podrázský V. et Remeš J., 2002: Dopad pěstování stanovištně nepůvodních dřevin na stav humusových forem v nivě Jalového potoka – Černokostelecká oblast. Zprávy lesnického výzkumu, 1: 21 – 24.

Rameau J. C., Mansion D., Dumé G., Timbal J., Lecointe A., Dupont R., Keller R., 1989: Flore forestière française. Guide écologique illustré. Tome 1: Plaines et collines. Institut pour le Développement Forestier, Paris (1989).

Schmidt W. 2005: Herb layer species as indicators of biodiversity of managed and unmanaged beech forests. *Zeitschrift Forest Snow and Landscape Research*, 79: 111 - 125.

Schmidt W. et Streit M., 2009: Is herb-layer diversity related to tree-layer diversity? Studies from beech – valuable broadleaf tree species mixed stands of the Göttingen Forest (southern Lower Saxony, Germany). *Waldökologie, Landschaftsforschung und Naturschutz*, 7: 5 – 19.

Slavíková J. 1958: Einfluss der Buche (*Fagus sylvatica*) als Edifikator auf die Entwicklung der Krautschicht in den Buchenphytozönosen. *Preslia*, 30: 19 - 42.

Statsoft, 2012: www.statsoft.com, cit. 13.4.2012.

Thomsen R. P., Svenning J. Ch. et Balslev H., 2005: Overstorey control of understorey species composition in a near-natural temperate broadleaved forest in Denmark. *Plant Ecology* 181: 113–126, Denmark.

Tichý L. (2002): JUICE, software for vegetation classification. *Journal of Vegetation Science*, 13: 451-453.

Tinya F., Márialigeti S., Király I., Németh B., Ódor P., 2009: The effect of light conditions on herbs, bryophytes and seedlings of temperate mixed forests in Orség, Western Hungary. *Plant ecology*, 204: 69-81.

Weisberg P. J., Hadorn C. et Bugman H., 2003: Predicting Understorey Vegetation Cover from Overstorey Attributes in Two Temperate Mountain Forests. *Forstw. Cbl.*, 122: 273-286.

Westhoff V. et van der Maarel E., 1973: The Braun-Blanquet approach. – In: Whittaker R. H. [ed.], Ordination and classification of communities, Handbook of vegetation science, 5: 619–726, Dr. W. Junk b.v.-Publishers, The Hague.

Wulf M. et Naaf T., 2009: Herb layer response to broadleaf tree species with different leaf litter quality and canopy structure in temperate forests. *Journal of Vegetation Science*, 20: 517–526.

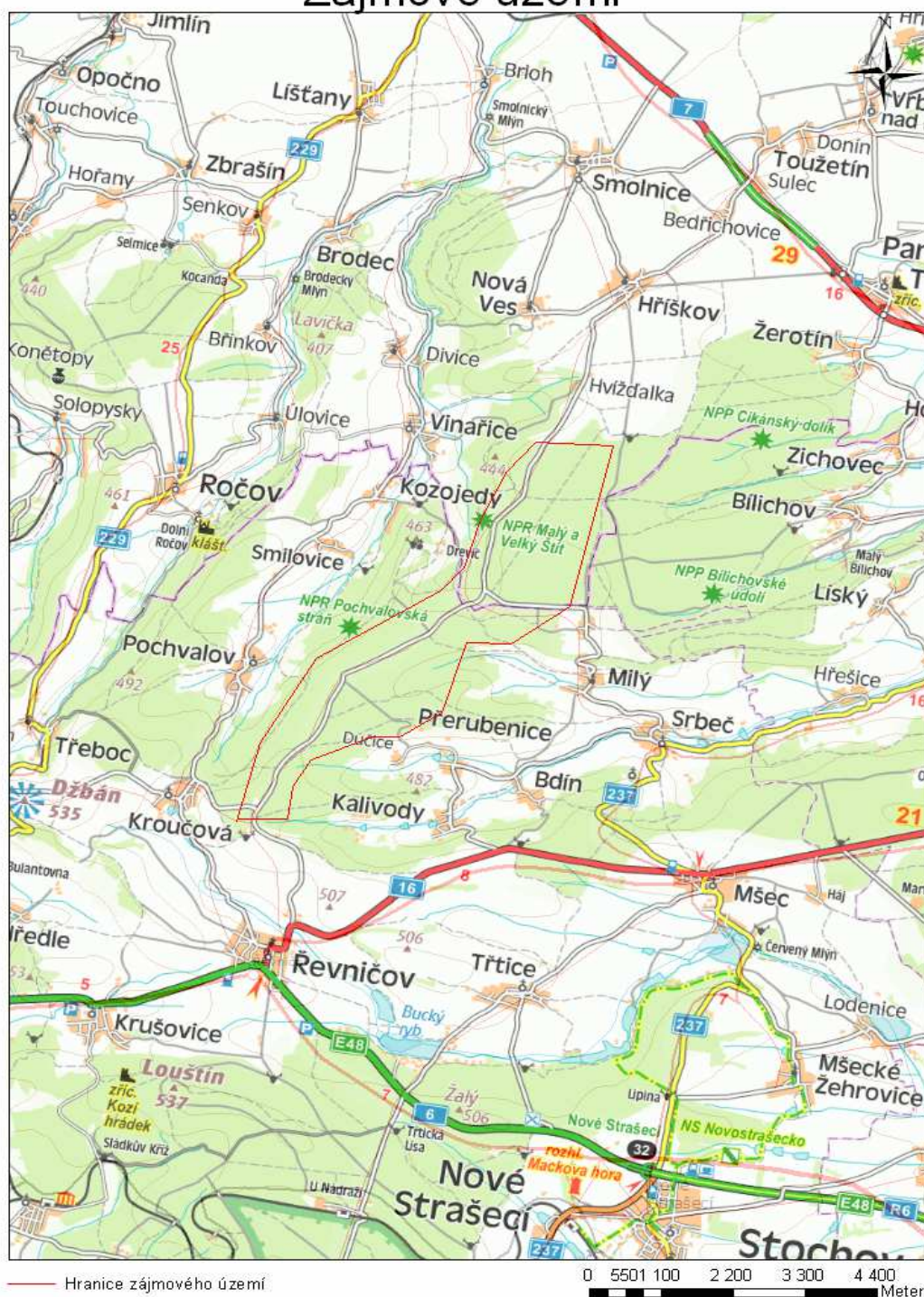
Zong Z. et Makeschin F., 2003: Comparison of soil nitrogen dynamics under beech, Norway spruce and Scots pine in central Germany. *European Journal of Forest Research*, 123: 29-37.

9 Přílohy

9.1 Příloha č. 1

Obr. č. 7 Poloha zájmového území

Zájmové území



Vytvořil: Pavel Křížek

9.2 Příloha č. 2

Tab. č. 4 - Synoptická tabulka procentuálních frekvencí a fidelit (frekvence, fidelita 100× - horní index), 1 - smrčiny, 2 - bory, 3 - bučiny.

Číslo skipiny	1	2	3
Počet snímků	20	20	20
<i>Picea abies</i> E ₃	100 ^{69.7}	20 ---	15 ---
<i>Dicranum scoparium</i>	100 ^{48.0}	70 ---	10 ---
<i>Leucobryum glaucum</i>	20 ^{40.8}	. ---	. ---
<i>Plagiomnium cuspidatum</i>	30 ^{40.5}	5 ---	. ---
<i>Senecio sylvaticus</i>	25 ^{35.3}	5 ---	. ---
<i>Dicranella heteromalla</i>	100 ^{23.4}	85 ---	70 ---
<i>Polytrichum formosum</i>	90 ^{21.8}	80 ---	50 ---
<i>Vaccinium vitis-idaea</i>	. ---	80 ^{87.3}	. ---
<i>Frangula alnus</i> E ₁	. ---	65 ^{77.3}	. ---
<i>Frangula alnus</i> E ₂	5 ---	75 ^{71.4}	5 ---
<i>Molinia caerulea</i>	. ---	55 ^{70.3}	. ---
<i>Pleurozium schreberi</i>	15 ---	80 ^{70.0}	. ---
<i>Pinus sylvestris</i> E ₃	40 ---	100 ^{66.7}	. ---
<i>Quercus sp.</i> E ₃	40 ---	90 ^{51.0}	15 ---
<i>Vaccinium myrtillus</i>	70 ---	100 ^{46.1}	15 ---
<i>Picea abies</i> E ₁	. ---	25 ^{45.9}	. ---
<i>Betula pendula</i> E ₃	. ---	20 ^{40.8}	. ---
<i>Sorbus aucuparia</i> E ₁	45 ---	95 ^{38.4}	50 ---
<i>Betula pendula</i> E ₁	60 ---	85 ^{38.1}	15 ---
<i>Quercus petraea</i> E ₃	35 ---	65 ^{36.8}	10 ---
<i>Convallaria majalis</i>	. ---	25 ^{35.3}	5 ---
<i>Avenella flexuosa</i>	75 ---	100 ^{34.3}	45 ---
<i>Betula pendula</i> E ₂	10 ---	30 ^{33.3}	. ---
<i>Tilia cordata</i> E ₁	. ---	40 ^{32.7}	20 ---
<i>Dryopteris dilatata</i>	15 ---	35 ^{28.0}	5 ---
<i>Tetraphis pellucida</i>	35 ---	60 ^{27.4}	20 ---
<i>Rubus sp.</i>	. ---	50 ^{27.4}	40 ---
<i>Pinus sylvestris</i> E ₁	45 ---	60 ^{25.0}	15 ---
<i>Maianthemum bifolium</i>	30 ---	70 ^{24.1}	50 ---
<i>Fagus sylvatica</i> E ₃	5 ---	5 ---	100 ^{89.0}
<i>Impatiens parviflora</i>	. ---	. ---	70 ^{80.7}
<i>Oxalis acetosella</i>	. ---	15 ---	80 ^{70.0}
<i>Melica nutans</i>	. ---	5 ---	60 ^{66.3}
<i>Fraxinus excelsior</i> E ₁	. ---	. ---	45 ^{62.9}
<i>Acer pseudoplatanus</i> E ₁	25 ---	15 ---	90 ^{59.1}
<i>Hepatica nobilis</i>	. ---	. ---	40 ^{59.0}
<i>Anemone nemorosa</i>	. ---	15 ---	65 ^{58.6}
<i>Galium odoratum</i>	. ---	. ---	35 ^{54.9}
<i>Poa nemoralis</i>	. ---	. ---	30 ^{50.5}
<i>Lathyrus vernus</i>	. ---	. ---	30 ^{50.5}
<i>Galeobdolon luteum</i>	. ---	. ---	30 ^{50.5}
<i>Prenanthes purpurea</i>	. ---	. ---	25 ^{45.9}
<i>Carex sylvatica</i>	. ---	. ---	25 ^{45.9}
<i>Viola reichenbachiana</i>	. ---	. ---	25 ^{45.9}
<i>Scrophularia nodosa</i>	. ---	. ---	25 ^{45.9}
<i>Campanula rapunculoides</i>	. ---	. ---	20 ^{40.8}
<i>Atropa bella-donna</i>	. ---	. ---	20 ^{40.8}
<i>Carex digitata</i>	. ---	. ---	20 ^{40.8}
<i>Carex muricata</i> agg.	. ---	. ---	20 ^{40.8}
<i>Veronica officinalis</i>	. ---	. ---	20 ^{40.8}
<i>Festuca sp.</i>	. ---	. ---	20 ^{40.8}
<i>Mycelis muralis</i>	25 ---	15 ---	65 ^{39.7}
<i>Viola riviniana</i>	. ---	5 ---	25 ^{35.3}
<i>Taraxacum sp.</i>	. ---	. ---	15 ^{35.2}
<i>Monotropa hypophaea</i>	. ---	. ---	15 ^{35.2}
<i>Brachypodium sylvaticum</i>	. ---	. ---	15 ^{35.2}
<i>Vicia sylvatica</i>	. ---	. ---	15 ^{35.2}
<i>Hieracium murorum</i>	15 ---	. ---	35 ^{32.7}
<i>Cirsium arvense</i>	5 ---	. ---	20 ^{29.5}
<i>Hypnum cupressiforme</i>	100 ---	100 ---	95 ---

Tab. č. 4 – Pokračování

<i>Picea abies</i>	100 ---	100 ---	85 ---
<i>Pohla nutans</i>	100 ---	85 ---	85 ---
<i>Fagus sylvatica</i>	65 ---	85 ---	95 ---
<i>Larix decidua</i>	25 ---	35 ---	15 ---
<i>Dryopteris carthusiana</i>	15 ---	35 ---	40 ---
<i>Quercus rubra</i>	10 ---	25 ---	15 ---
<i>Hieracium sabaudum</i>	10 ---	10 ---	30 ---
<i>Carex pilulifera</i>	10 ---	5 ---	5 ---
<i>Larix decidua</i>	20 ---	20 ---	5 ---
<i>Fagus sylvatica</i>	5 ---	15 ---	25 ---
<i>Calluna vulgaris</i>	20 ---	25 ---	. ---
<i>Cladonia sp.</i>	25 ---	15 ---	. ---
<i>Quercus petraea</i>	15 ---	5 ---	. ---
<i>Prunus sp.</i>	15 ---	. ---	15 ---
<i>Calamagrostis arundinacea</i>	10 ---	. ---	10 ---
<i>Corylus avellana</i>	5 ---	5 ---	. ---
<i>Orthilia secunda</i>	5 ---	. ---	5 ---
<i>Pinus sylvestris</i>	5 ---	. ---	. ---
<i>Populus tremula</i>	5 ---	. ---	. ---
<i>Galeopsis sp.</i>	5 ---	. ---	. ---
<i>Arrhenatherum elatius</i>	. ---	20 ---	15 ---
<i>Sorbus aria</i>	. ---	10 ---	. ---
<i>Pyrola media</i>	. ---	10 ---	. ---
<i>Sambucus nigra</i>	. ---	5 ---	15 ---
<i>Quercus petraea</i>	. ---	5 ---	. ---
<i>Quercus robur</i>	. ---	5 ---	. ---
<i>Prunus spinosa</i>	. ---	5 ---	. ---
<i>Sorbus aria</i>	. ---	5 ---	. ---
<i>Calamagrostis epigejos</i>	. ---	5 ---	5 ---
<i>Dactylis glomerata</i>	. ---	5 ---	. ---
<i>Urtica dioica</i>	. ---	5 ---	5 ---
<i>Brachypodium pinnatum</i>	. ---	5 ---	. ---
<i>Prunus spinosa</i>	. ---	5 ---	. ---
<i>Rosa canina agg.</i>	. ---	5 ---	5 ---
<i>Circaea lutetiana</i>	. ---	5 ---	5 ---
<i>Tilia cordata</i>	. ---	5 ---	. ---
<i>Melampyrum pratense</i>	. ---	5 ---	5 ---
<i>Polygala chamaebuxus</i>	. ---	5 ---	. ---
<i>Polygonatum multiflorum</i>	. ---	5 ---	. ---
<i>Epilobium angustifolium</i>	. ---	5 ---	. ---
<i>Carex sp.</i>	. ---	. ---	10 ---
<i>Luzula luzuloides</i>	. ---	. ---	10 ---
<i>Actaea spicata</i>	. ---	. ---	10 ---
<i>Acer pseudoplatanus</i>	. ---	. ---	10 ---
<i>Epipactis helleborine agg.</i>	. ---	. ---	10 ---
<i>Daphne mezereum</i>	. ---	. ---	10 ---
<i>Galium sylvaticum</i>	. ---	. ---	10 ---
<i>Athyrium filix-femina</i>	. ---	. ---	10 ---
<i>Pulmonaria obscura</i>	. ---	. ---	10 ---
<i>Eupatorium cannabinum</i>	. ---	. ---	10 ---
<i>Orthodicranum montanum</i>	. ---	. ---	10 ---
<i>Tanacetum corymbosum</i>	. ---	. ---	10 ---
<i>Lilium martagon</i>	. ---	. ---	10 ---
<i>Epilobium collinum</i>	. ---	. ---	10 ---
<i>Cornus sanguinea</i>	. ---	. ---	5 ---
<i>Campanula persicifolia</i>	. ---	. ---	5 ---
<i>Carex remota</i>	. ---	. ---	5 ---
<i>Fragaria vesca</i>	. ---	. ---	5 ---
<i>Heracleum sphondylium</i>	. ---	. ---	5 ---
<i>Danthonia decumbens</i>	. ---	. ---	5 ---
<i>Agrostis capillaris</i>	. ---	. ---	5 ---
<i>Gymnocarpium dryopteris</i>	. ---	. ---	5 ---
<i>Verbascum nigrum</i>	. ---	. ---	5 ---
<i>Mnium hornum</i>	. ---	. ---	5 ---
<i>Geranium robertianum</i>	. ---	. ---	5 ---
<i>Lonicera xylosteum</i>	. ---	. ---	5 ---

9.4 Příloha č. 4

Lokalizace ploch fitocenologických snímků v tab. č. 5

Smrčina - Kozojedy (Džbán), 2 km V od obce. 13°50'37'' N. 50°12'22'' E.
Smrčina - Pochvalov (Džbán), 1,5 km SV od obce. 13°48'55'' N. 50°13'47'' E.
Smrčina - Kozojedy (Džbán), 2 km V od obce. 13°48'52'' N. 50°13'46'' E.
Smrčina - Hvížd'alka (Džbán), 2 km JJZ od obce. 13°50'53'' N. 50°13'30'' E.
Smrčina - Hvížd'alka (Džbán), 2 km JJZ od obce. 13°50'55'' N. 50°15'30'' E.
Smrčina - Hvížd'alka (Džbán), 2 km JJZ od obce. 13°50'57'' N. 50°15'30'' E.
Smrčina - Hvížd'alka (Džbán), 2 km J od obce. 13°51'15'' N. 50°15'31'' E.
Smrčina - Hvížd'alka (Džbán), 2 km J od obce. 13°51'7'' N. 50°15'30'' E.
Smrčina - Kozojedy (Džbán), 2 km V od obce. 13°50'35'' N. 50°15'19'' E.
Smrčina - Kozojedy (Džbán), 2 km V od obce. 13°50'34'' N. 50°15'17'' E.
Smrčina - Smilovice (Džbán), 2 km JV od obce. 13°49'53'' N. 50°14'11'' E.
Smrčina - Smilovice (Džbán), 2 km JV od obce. 13°49'49'' N. 50°14'13'' E.
Smrčina - Pochvalov (Džbán), 1,5 km V od obce. 13°48'58'' N. 50°13'35'' E.
Smrčina - Pochvalov (Džbán), 1,5 km V od obce. 13°49'1'' N. 50°13'33'' E.
Smrčina - Pochvalov (Džbán), 1,5 km V od obce. 13°48'57'' N. 50°13'32'' E.
Smrčina - Pochvalov (Džbán), 1,5 km V od obce. 13°48'55'' N. 50°13'36'' E.
Smrčina - Pochvalov (Džbán), 1,5 km JV od obce. 13°48'29'' N. 50°13'1'' E.
Smrčina - Pochvalov (Džbán), 1,5 km JV od obce. 13°48'25'' N. 50°13'3'' E.
Smrčina - Pochvalov (Džbán), 1,5 km JV od obce. 13°48'21'' N. 50°13'4'' E.
Smrčina - Smilovice (Džbán), 2 km JV od obce. 13°49'30'' N. 50°14'8'' E.
Bor - Pochvalov (Džbán), 2,5 km SV od obce. 13°49'39'' N. 50°14'07'' E.
Bor - Bor (Džbán), 1 km SZ od obce. 13°50'46'' N. 50°14'39'' E.
Bor - Bor (Džbán), 1,5 km SSZ od obce. 13°51'08'' N. 50°15'21'' E.
Bor - Bor (Džbán), 1,5 km SSZ od obce. 13°51'08'' N. 50°15'20'' E.
Bor - Bor (Džbán), 1,5 km SSZ od obce. 13°51'10'' N. 50°15'17'' E.
Bor - Bor (Džbán), 1,5 km SSZ od obce. 13°51'05'' N. 50°15'20'' E.
Bor - Bor (Džbán), 1,5 km SSZ od obce. 13°51'03'' N. 50°15'22'' E.
Bor - Bor (Džbán), 2 km SSZ od obce. 13°50'57'' N. 50°15'22'' E.
Bor - Bor (Džbán), 2 km SSZ od obce. 13°50'58'' N. 50°15'24'' E.
Bor - Bor (Džbán), 2 km SZ od obce. 13°50'39'' N. 50°15'12'' E.

Bor - Bor (Džbán), 2 km SZ od obce. 13°50'43'' N. 50°15'12'' E.
Bor - Bor (Džbán), 1,5 km Z od obce. 13°50'35'' N. 50°14'51'' E.
Bor - Bor (Džbán), 1,5 km Z od obce. 13°50'36'' N. 50°14'48'' E.
Bor - Smilovice (Džbán), 1,5 km JV od obce. 13°49'15'' N. 50°14'03'' E.
Bor - Kroučová (Džbán), 1,5 km V od obce. 13°48'19'' N. 50°12'42'' E.
Bor - Kroučová (Džbán), 1,5 km V od obce. 13°48'12'' N. 50°12'23'' E.
Bor - Bor (Džbán), 0,7 km Z od obce. 13°51'16'' N. 50°14'28'' E.
Bor - Smilovice (Džbán), 2 km JV od obce. 13°49'23'' N. 50°13'53'' E.
Bor - Bor (Džbán), 0,7 km Z od obce. 13°51'12'' N. 50°14'25'' E.
Bor - Hvížd'alka (Džbán), 1 km J od obce. 13°51'08'' N. 50°15'53'' E.
Bučina - Smilovice (Džbán), 1,5 km JV od obce. 13°49'10'' N. 50°14'07'' E.
Bučina - Dučice (Džbán), 1 km SZ od obce. 13°48'53'' N. 50°13'32'' E.
Bučina - Dučice (Džbán), 0,5 km SSZ od obce. 13°49'30'' N. 50°13'17'' E.
Bučina - Dučice (Džbán), 0,5 km SSZ od obce. 13°49'28'' N. 50°13'15'' E.
Bučina - Dučice (Džbán), 0,5 km SSZ od obce. 13°49'30'' N. 50°13'15'' E.
Bučina - Dučice (Džbán), 0,5 km Z od obce. 13°49'08'' N. 50°13'03'' E.
Bučina - Dučice (Džbán), 0,5 km Z od obce. 13°49'05'' N. 50°13'02'' E.
Bučina - Dučice (Džbán), 0,6 km Z od obce. 13°49'00'' N. 50°13'01'' E.
Bučina - Dučice (Džbán), 0,5 km Z od obce. 13°49'11'' N. 50°13'04'' E.
Bučina - Dučice (Džbán), 0,5 km Z od obce. 13°49'15'' N. 50°13'06'' E.
Bučina - Dučice (Džbán), 0,5 km SZ od obce. 13°49'25'' N. 50°13'12'' E.
Bučina - Dučice (Džbán), 1 km S od obce. 13°49'54'' N. 50°13'46'' E.
Bučina - Dučice (Džbán), 1 km S od obce. 13°49'48'' N. 50°13'44'' E.
Bučina - Dučice (Džbán), 1 km S od obce. 13°49'44'' N. 50°13'42'' E.
Bučina - Dučice (Džbán), 1 km SSZ od obce. 13°49'24'' N. 50°13'34'' E.
Bučina - Dučice (Džbán), 1,5 km SSZ od obce. 13°49'19'' N. 50°13'44'' E.
Bučina - Pochvalov (Džbán) 1,5 km V od obce. 13°49'16'' N. 50°13'44'' E.
Bučina - Pochvalov (Džbán) 1,5 km V od obce. 13°49'15'' N. 50°13'42'' E.
Bučina - Pochvalov (Džbán) 1,5 km V od obce. 13°49'13'' N. 50°13'42'' E.
Bučina - Pochvalov (Džbán) 1,5 km V od obce. 13°49'12'' N. 50°13'41'' E.

9.5 Příloha č. 5

Tab. č. 6 – Hlavičková data ke snímkům v tab. č.

Habitat	Číslo Snímku	Datum	Plocha snímku (m ₂)	nadmořská výška (m)	orientace (°)	Sklon (°)	E ₃ (%)	E ₂ (%)	E ₁ (%)	E ₀ (%)
Smrčina	1	9.5.2011	225	450	0	0	70	0	2	5
Smrčina	2	5.7.2011	225	485	0	0	65	0	6	15
Smrčina	3	5.7.2011	225	485	0	0	70	0	1	8
Smrčina	4	7.7.2011	225	450	0	0	70	0	4	5
Smrčina	5	7.7.2011	225	450	0	0	70	0	5	10
Smrčina	6	7.7.2011	225	450	0	0	55	1	25	18
Smrčina	7	8.7.2011	225	440	0	0	75	0	2	1
Smrčina	8	8.7.2011	225	440	0	0	55	2	15	5
Smrčina	9	9.7.2011	225	450	0	0	65	0	4	2
Smrčina	10	9.7.2011	225	450	0	0	70	0	2	4
Smrčina	11	9.7.2011	225	480	0	0	65	1	6	3
Smrčina	12	9.7.2011	225	480	0	0	60	0	1	10
Smrčina	13	11.7.2011	225	490	0	0	60	0	1	6
Smrčina	14	11.7.2011	225	490	0	0	60	0	1	4
Smrčina	15	11.7.2011	225	490	0	0	60	0	2	5
Smrčina	16	11.7.2011	225	490	0	0	60	0	1	2
Smrčina	17	12.7.2011	225	500	0	0	60	0	6	7
Smrčina	18	12.7.2011	225	500	0	0	65	0	3	13
Smrčina	19	12.7.2011	225	500	0	0	70	0	1	5
Smrčina	20	8.7.2011	225	475	0	0	70	0	2	3
Bor	21	9.5.2011	225	480	0	0	65	1	35	15
Bor	22	13.7.2011	225	465	0	0	55	8	40	6
Bor	23	23.7.2011	225	450	0	0	65	2	70	2
Bor	24	23.7.2011	225	450	0	0	60	4	65	2
Bor	25	23.7.2011	225	450	0	0	60	2	55	4
Bor	26	25.7.2011	225	450	0	0	65	4	40	14
Bor	27	25.7.2011	225	450	0	0	60	5	45	5
Bor	28	26.7.2011	225	450	0	0	60	4	45	1
Bor	29	26.7.2011	225	450	0	0	65	2	50	3
Bor	30	26.7.2011	225	455	0	0	45	4	65	14
Bor	31	26.7.2011	225	455	0	0	55	3	75	7
Bor	32	27.7.2011	225	465	0	0	55	7	20	13
Bor	33	27.7.2011	225	465	0	0	55	15	45	7
Bor	34	28.7.2011	225	480	0	0	60	0	30	25
Bor	35	28.7.2011	225	505	0	0	65	3	30	15
Bor	36	28.7.2011	225	510	0	0	55	0	15	8
Bor	37	29.7.2011	225	460	0	0	65	0	15	25
Bor	38	29.7.2011	225	480	0	0	65	0	55	3
Bor	39	29.7.2011	225	460	0	0	60	0	15	12
Bor	40	2.8.2011	225	435	0	0	65	10	55	35
Bučina	41	8.7.2011	225	475	0	0	80	0	1	1
Bučina	42	13.7.2011	225	495	0	0	80	0	2	2
Bučina	43	1.8.2011	225	490	135	8	75	2	4	2
Bučina	44	1.8.2011	225	490	135	15	80	0	15	5
Bučina	45	2.8.2011	225	480	135	24	75	0	25	1
Bučina	46	5.8.2011	225	475	150	5	80	0	15	1
Bučina	47	8.8.2011	225	475	150	8	75	0	25	1
Bučina	48	8.8.2011	225	480	150	13	80	1	20	1
Bučina	49	8.8.2011	225	480	150	18	80	0	13	1
Bučina	50	9.8.2011	225	475	150	25	85	0	10	1
Bučina	51	9.8.2011	225	475	140	34	85	0	10	3
Bučina	52	13.8.2011	225	440	0	0	60	1	25	6
Bučina	53	13.8.2011	225	450	341	24	70	0	15	10
Bučina	54	13.8.2011	225	460	341	18	70	0	7	12
Bučina	55	15.8.2011	225	470	130	17	80	0	10	1
Bučina	56	15.8.2011	225	450	165	13	85	2	12	4
Bučina	57	16.8.2011	225	450	165	28	70	2	12	2
Bučina	58	16.8.2011	225	455	360	15	65	0	20	1
Bučina	59	16.8.2011	225	460	360	10	65	0	14	1
Bučina	60	16.8.2011	225	465	360	31	65	0	20	2