

Přírodovědecká fakulta Univerzity Karlovy v Praze

Katedra botaniky

Oddělení geobotaniky

**VLASTNOSTI CHARAKTERIZUJÍCÍ KRITICKY
OHROŽENÉ DRUHY NAŠÍ KVĚTENY**

Species traits of critically endangered vascular plant
species of the Czech Republic

Diplomová práce

Jarmila Gabrielová

Vedoucí práce: Doc. RNDr. Zuzana Münzbergová, PhD.

Praha 2009

Prohlašuji, že jsem předkládanou práci vypracovala samostatně, s použitím uvedené literatury a informací, na něž v textu odkazuji.

Jarmila Gabrielová

Poděkování

Moc děkuji své školitelce Zuzce Münzbergové za možnost účastnit se celého projektu, za její ochotu kdykoli pomoci a poradit a hlavně za její nadšení, které válcovalo všechny mé pochyby, jestli má moje práce vůbec smysl. Svě rodině (včetně obou babiček) děkuji za skvělé zázemí a všestrannou podporu, kterou mi během celého studia poskytovala. Tažovi pak zvlášť děkuji za pomoc se semínky (se kterými pomáhala i Anička) a za trpělivost, se kterou dokáže poslouchat všechny mé (studijní i nestudijní) nářky a stesky. Za příjemnější nespočetných hodin nad databázemi, Excelem a semínky děkuji Zuzaně Navarové, Jaromíru Nohavicovi, Karlu Plíhalovi a řadě dalších skladatelů a interpretů, které jsem za tu dobu měla čest vyposlechnout.

Majitelům firmy Planta naturalis děkuji za poskytnutí semínek a rostlin k opylovacím pokusům. Pavlovi Jarošovi děkuji za doprovod na Bořeň a sklizeň semínek *Aster alpinus*; Zelímu za 4168 + nepočítaný zbytek semínek kýchavice. Oliverovi děkuji za Tabulku a veškerá data, která mi dal k dispozici. Všem spolužákům a kolegům děkuji za přátelskou atmosféru a inspirativní pracovní prostředí, které díky nim na (geo)botanice panují. Kdokoli jakkoli přispěl k realizaci této práce – díky vám.

Abstrakt

Pochopení druhové vzácnosti a procesů které ji podmiňují je klíčové pro zachování vzácných a ohrožených druhů. Vyznačují se vzácné a ohrožené druhy nějakými specifickými vlastnostmi, které je odlišují od druhů hojných a mohou tak být příčinou jejich vzácnosti a ohrožení? Právě tuto otázku jsem se snažila zodpovědět ve své práci analýzou biologických a ekologických charakteristik kriticky ohrožených druhů rostlin České republiky (kategorie C1 Červeného seznamu, Procházka 2001). Vegetativní, generativní i ekologické vlastnosti druhů C1 jsem porovnávala s vlastnostmi druhů jim blíže příbuzných hojných (z důvodu fylogenetické korekce), s vlastnostmi druhů blíže příbuzných hojných, rostoucích na stejném typu stanoviště (protože řada rozdílů v druhových charakteristikách může být způsobena adaptací na odlišný typ stanoviště) a zároveň s vlastnostmi druhů celé české květeny. Údaje o druzích jsem vyhledávala v literatuře a databázích, malou část dat jsem zjišťovala experimentálně. Ukázalo se, že ve srovnání s druhy blíže příbuznými hojnými dosahují druhy C1 menší výšky, kvetou kratší dobu, je mezi nimi větší zastoupení autokompatibility, mají vyšší hodnoty *terminal velocity*, odlišují se způsobem disperze i řadou ekologických charakteristik a rozšířením (např. nižší zastoupení c-strategie, vyšší Ellenbergovy hodnoty pro světlo, teplotu, půdní reakci a nižší hodnoty pro dusík, menší areály rozšíření). Srovnání s druhy celé české flóry dále ukázalo, že druhy C1 jsou více entomogamní, jejich semena mají menší hmotnost a nižší schopnost přetrvávat v půdní semenné bance. Pro většinu našich C1 druhů tedy platí, že se jedná o malé, kompetičně slabé druhy s jistými odlišnostmi v generativní fázi životního cyklu, které jsou vázány na otevřená, nezastíněná stanoviště s nízkou produktivitou (např. alpské bezlesí nebo některé typy vodních a mokřadních biotopů).

Klíčová slova: druhová vzácnost, Červený seznam cévnatých rostlin ČR, kriticky ohrožené druhy, biologické a ekologické vlastnosti, srovnání vzácných a hojných druhů, fylogenetická korekce

Abstract

Understanding factors responsible for species rarity is crucial for their effective conservation. Do rare and endangered species possess any specific traits, which differentiate them from species that are common and which could be the cause of their rarity and endangerment? To answer this question, I analyzed biological and ecological traits of critically endangered plant species of the Czech Republic (CR category of the Red list of vascular plant species, Procházka 2001). I compared vegetative, generative and ecological traits of CR species with traits of species that are closely related but common (due to phylogenetic correction), with common closely related species from the same habitat (because many differences in species traits can be caused by adaptation to specific habitat type) and with traits of all plants of the Czech Republic. Information about species traits was mainly obtained from literature and databases; a small part was assessed experimentally. The comparison with closely related common species has shown that CR species are smaller, flower for shorter period, have higher proportion of autocompatibility and higher terminal velocity. CR species differ also in the mode of dispersion, in ecological traits and in traits connected with distribution (lower proportion of c-strategy, greater Ellenberg indicator values for light, temperature and soil reaction, lower values for nitrogen, smaller distribution ranges). The results suggest that critically endangered species are small, competitively inferior species, with some differences in generative part of their life cycle, that occur mainly in the open, unproductive habitats (such as alpine treeless habitats and some types of wetlands).

Key words: rarity, Red list of vascular plant species, Czech Republic, critically endangered species, species traits, comparison of rare and common species, phylogenetically independent contrasts

Obsah

ABSTRAKT	3
ABSTRACT	4
1 ÚVOD	6
1.1 DRUHOVÁ VZÁCNOST	6
1.2 ČERVENÉ SEZNAMY VZÁCNÝCH A OHROŽENÝCH DRUHŮ	8
1.3 VLASTNOSTI ZKOUMANÉ V SOUVISLOSTI S HLEDÁNÍM PŘÍČIN DRUHOVÉ VZÁCNOSTI	10
1.3.1 <i>Vegetativní znaky</i>	11
1.3.2 <i>Generativní znaky</i>	12
1.3.3 <i>Vlastnosti diaspor</i>	13
2. CÍLE PRÁCE	15
3 METODIKA	16
3.1 VÝBĚR BLÍZCE PŘÍBUZNÝCH HOJNÝCH DRUHŮ.....	16
3.2 SBĚR DAT O VLASTNOSTECH DRUHŮ	16
3.3 INFORMACE O STANOVIŠTI	17
3.4 POROVNÁNÍ C1 VS. CELÁ ČESKÁ FLÓRA.....	17
3.5 VLASTNÍ SBĚR DAT O DRUHOVÝCH CHARAKTERISTIKÁCH	18
3.5.1 <i>Životaschopnost semen</i>	18
3.5.2 <i>Přežívání v půdní semenné bance</i>	19
3.5.3 <i>Hmotnost, rozměry semen a terminal velocity</i>	19
3.5.4 <i>Zjišťování schopnosti samoopylení a autokompatibility</i>	20
3.6 VYHODNOCENÍ DAT	21
4 VÝSLEDKY	22
4.1 POROVNÁNÍ CHARAKTERISTIK DRUHŮ C1 A JIM BLÍZCE PŘÍBUZNÝCH HOJNÝCH	22
4.2 POROVNÁNÍ DRUHŮ C1 VS. CELÁ ČESKÁ KVĚTENA	32
4.3 DALŠÍ ZKOUMANÉ DRUHOVÉ CHARAKTERISTIKY	38
5 SHRNU TÍ	41
6 DISKUSE	42
6.1 DISKUSE POUŽITÉ METODIKY	42
6.2 POROVNÁNÍ DRUHOVÝCH VLASTNOSTÍ	43
6.2.1 <i>Vegetativní charakteristiky</i>	43
6.2.2 <i>Generativní charakteristiky</i>	45
6.2.3 <i>Vlastnosti diaspor</i>	46
6.2.4 <i>Ekologické charakteristiky a rozšíření</i>	48
6.3 EXPERIMENTÁLNĚ ZJIŠŤOVANÉ CHARAKTERISTIKY	50
7 ZÁVĚR	54
8 CITO VANÁ LITERATURA	55
9 SEZNAM PŘÍLOH	62

1 Úvod

1.1 Druhová vzácnost

Porozumění faktorům určujícím početnost a prostorové rozšíření organismů stále zůstává jedním z klíčových problémů ekologie (May 1999). Otázky, co podmiňuje relativní početnost druhů ve společenstvu, proč jsou některé druhy vzácné, zatímco jiné běžné a další dokonce invazní, zaměstnávají vědce už léta a doposud na ně nebyla nalezena uspokojivá odpověď. Přitom právě pochopení druhové vzácnosti a procesů, které ji podmiňují, je klíčové pro zachování vzácných a ohrožených druhů.

„Vzácnost“ a „běžnost“ jsou pojmy relativní a v různých kontextech jsou pojímány odlišným způsobem. Asi nejjednodušší definice zní: „Vzácné druhy se vyznačují nízkou početností a/nebo malým rozsahem areálu.“ (Gaston 1994). Početnost se týká nejen hustoty uvnitř osídlené oblasti, ale i počtu a velikosti osídlených oblastí v rámci celé oblasti rozšíření (Begon et al. 1997). Deborah Rabinowitz (1981) popsala sedm forem vzácnosti, které vyplývají ze tří různých hledisek distribuce druhů: geografický rozsah areálu (velký/malý), rozmezí biotopů (široké/omezené) a místní početnost (alespoň někde velká/všude malá). Pouze druh, který splňuje všechny následující podmínky – velký geografický rozsah areálu, široké rozmezí biotopů a alespoň někde vysoká místní početnost – je klasifikován jako běžný. Druhy spadající svou distribucí do zbývajících sedmi kombinací kritérií už jsou hodnoceny jako vzácné.

Jedna z možností, jak zodpovědět otázku příčin druhové vzácnosti, je pokusit se porovnat rozšíření a vlastnosti vzácných druhů s druhy blízkce příbuznými hojnými (Kunin & Gaston 1997). Nejsou zde nějaké obecné druhové vlastnosti, které by byly typické právě pro vzácné a ohrožené druhy a odlišovali je tak od druhů běžných? Studií porovnávajících dvojici nebo několik málo druhů z jednoho rodu existuje celá řada (např. Banks 1980; Mehrhoff 1983; Fiedler 1987; Snyder et al. 1994; Byers & Meagher 1997; Witkowski & Lamont 1997; Young & Brown 1998; Pirie et al. 2000; Walck 2001; Brown et al. 2003; Moora et al. 2003; Simon & Hay 2003; Münzbergová 2005). Soutředí se přitom buď na celý životní cyklus nebo na vybrané aspekty populační biologie daných taxonů. Čím podrobnější je analýza životního cyklu, tím větší je pravděpodobnost, že skutečně odhalí možné příčiny vzácnosti konkrétních druhů. Na druhou stranu, studium populační biologie je značně náročné a není prakticky možné ho provádět pro všechny vzácné a ohrožené druhy.

Jako alternativa se nabízí hledání vztahu mezi druhovou vzácností a vybranými charakteristikami, které jsou snadněji měřitelné a o kterých se předpokládá, že jsou korelovány s klíčovými aspekty životního cyklu rostlin (tzv. „*easy traits*“ sensu Weiher et al. 1999), v rámci většího souboru taxonů, třeba i na úrovni celé flóry (přehled viz Bevill & Louda 1999, Murray et al. 2002). Informace o jednotlivých vlastnostech jsou pak zčásti zjišťovány terénním výzkumem a experimentální prací, často však vycházejí z již publikovaných dat a dostupných databází. Vzácnost je

v těchto rozsáhlejších komparativních studiích definována různým způsobem – jako rozsah areálu (Kelly & Woodward 1996; Thompson et al. 1999, Murray et al. 2002), abundance (Leishman & Murray 2001), status ohrožení (Lahti et al. 1991; Gustafsson 1994; Cadotte & Lovett-Doust 2002) nebo jako kombinace uvedených faktorů (Kunin & Schmida 1997; Eriksson & Jakobsson 1998; Hegde & Ellstrand 1999; Guo et al. 2000; Bruun 2001; Lavergne et al. 2004). Zároveň se tyto studie liší i tím, jestli zohledňují fylogenetickou příbuznost mezi studovanými taxony či nikoliv. Je třeba si uvědomit, že při statistické analýze v rámci mezidruhových srovnání nepředstavují druhy zcela nezávislé datové body. V souboru dat o nějaké vlastnosti pro řadu druhů, jsou údaje navzájem korelované – pokud jsou si dva druhy příbuzné, hodnota vlastnosti pro druh x nám dovolí predikovat hodnotu vlastnosti pro druh y lépe, než by odpovídalo náhodě (Freckelton et al. 2002). Tento problém se dá odstranit pomocí fylogenetické korekce – např. metodou nezávislých kontrastů (Felsenstein 1985) nebo jednodušším párovým porovnáním, kdy podobně jako ve studiích věnujících se několika málo druhům srovnáváme vlastnosti párů druhů blízce příbuzných, které se liší svou vzácností (Cotgreave & Pagel 1997).

Tři různé způsoby hodnocení druhové vzácnosti (abundance/rozsah areálu/status ohrožení) spolu nemusí být nutně korelovány. Zdá se, že mezi lokální abundancí a rozsahem areálu existuje spíše pozitivní vztah, tedy že druhy lokálně početné mají tendenci mít větší areály rozšíření (Gaston 1994), existují ovšem i práce, které tento trend nepotvrzují (viz Gaston 1994; Murray & Lepschi 2004; Broennimann et al. 2005). Se statutem ohrožení je to ještě problematictější. V každé zemi jsou kritéria pro zařazení do seznamu vzácných a ohrožených druhů odlišná; kromě celkové abundance se zohledňuje zejména známý či očekávaný úbytek populační početnosti a toto hodnocení se navíc omezuje právě jen na území určitého státu (takže celková velikost areálu často není zohledněna) (Hartley & Kunin 2003). Je jasné, že vzácnost resp. ohrožení vyplývající např. z fragmentace a eutrofizace stanovišť, která je způsobena lidskou činností, nemusí být nutně spojena s malou početností nebo malým areálem rozšíření za situace, kdy se lidské zásahy neprojeví (Murray et al. 2002). Hodně také záleží na měřítku – na regionální úrovni (tedy na území určitého státu) by však měly kategorie ohrožení druhovou vzácnost vyjádřenou abundancí dost dobře vystihovat (Klimeš & Klimešová 2000).

V každém případě jsou charakteristiky druhů s určitým statutem ohrožení analyzovány (Lahti et al. 1991; Gustafsson 1994; Korneck et al. 1998; Klimeš & Klimešová 2000; Cadotte & Lovett-Doust 2002) – člověk pak vlastně pátrá po vlastnostech, které mohou být příčinou vzácnosti a ohrožení. Je to celkem pochopitelné, protože se jedná o jasně definované soubory druhů, navíc na předním místě zájmu ochrany přírody. Protože i já se budu ve své práci věnovat analýze vlastností druhů s určitým statutem ohrožení – druhy kategorie kriticky ohrožené (C1) Černého a červeného seznamu cévnatých rostlin České republiky (Procházka 2001), zaměřím se nyní podrobněji na problematiku sestavování a použití červených seznamů.

1.2 Červené seznamy vzácných a ohrožených druhů

Seznam kategorií a kritérií, s jejichž pomocí je možné co nejobektivněji hodnotit celosvětově ohrožené taxony podle nebezpečí jejich vyhynutí nebo vyhubení, vypracoval Světový svaz ochrany přírody (the World Conservation Union, IUCN) (IUCN 2001). Na jejich základě jsou sestavovány červené seznamy ohrožených druhů, v nichž jsou taxony zařazovány do následujících kategorií: vyhynulý nebo vyhubený (EX), vyhynulý nebo vyhubený ve volné přírodě (EW), kriticky ohrožený (CR), ohrožený (EN), zranitelný (VU), téměř ohrožený (NT), málo dotčený (LC), taxon, o němž nejsou dostatečné údaje (DD) a nevyhodnocený (NE). Ohroženost taxonu se odhaduje podle pěti kritérií, která jsou založena na znalostech oblasti výskytu (extent of occurrence), oblasti osídlení (area of occupancy) nebo početnosti populací a jejich známém či očekávaném úbytku v určitém časovém období, případně na znalosti pravděpodobnosti vyhynutí nebo vyhubení ve volné přírodě (Hartley & Kunin 2003).

Tato kritéria byla vytvořena primárně pro hodnocení ohroženosti na celosvětové úrovni. Pro hodnocení na úrovni nižší než je globální je nutné daná kritéria poněkud modifikovat (Gärdenfors 2001; Gärdenfors et al. 2001; IUCN 2003; Keller et al. 2005). V předběžném hodnocení se nejprve kritéria celosvětového červeného seznamu IUCN (2001) použijí na populaci hodnoceného taxonu v dané části světa. Ve druhé fázi je prozkoumána existence a stav konspecifických populací v okolí dané části světa, které mohou ovlivnit riziko extinkce hodnoceného taxonu. Zohlednění stavu okolních populací vede většinou ke snížení kategorie odpovídající celosvětovým kritériím, protože populace v dané části světa může být posilována imigrací z okolních oblastí, čímž se zmenšuje riziko extinkce (IUCN 2003).

Problémem klasifikace vzácných a ohrožených druhů zůstává, že směřuje dva spolu ne nutně související jevy. Vzácné druhy jsou sice více náchylné k vyhynutí než druhy běžné (Gaston 1994), to však ještě nutně neznamená, že jsou i ohrožené. Často se jedná o taxony se specifickými stanovištními nároky, které obývají jenom omezený počet lokalit. Na těch jsou však jejich populace poměrně stabilní, takže ohrožení těchto druhů vyplývá právě jen z jejich celkové vzácnosti.

Kritéria IUCN byla aplikována v různých zemích (např. Švýcarsko, Švédsko, Finsko) na různé taxony (Gärdenfors 2001; Keller et al. 2005); zohledněna byla i při sestavování Červeného seznamu obratlovců České republiky (Plesník et al. 2003). Velmi zdařilý pokus sestavit národní červený seznam pouze na základě kritérií IUCN (IUCN 2001, 2003) proběhl ve Velké Británii pro cévnaté rostliny (Cheffings & Farrell 2005). Autoři srovnávali aktuální rozšíření rostlinných druhů (stav k roku 2002) se stavem k roku 1962. Projekt byl unikátní tím, že se zaměřil nejen na rostliny zařazené do předchozích červených seznamů, ale podle daných kritérií vyhodnotil všechny druhy kaprad'orostů a kvetoucích rostlin Britských ostrovů. Z důvodu nedostatku údajů nešlo uplatnit všechna kritéria IUCN; jako vhodná se ukázala kritéria, týkající se silného poklesu velikosti populace, ohrožení spojeného s omezeným rozsahem geografického areálu a malé velikosti populace (v kombinaci s dalšími rizikovými faktory). Autoři zohlednili i mezinárodní význam populací daného taxonu

na území Velké Británie (tj. jestli se na území Britských ostrovů vyskytuje alespoň 25% evropských/světových populací taxonu). Z tohoto seznamu je pro každý taxon zřejmé, na základě kterého kritéria byl zařazen do příslušné kategorie; informace, které by měly být brány v potaz při ochranářských opatřeních, jsou uvedeny v poznámkách.

Tyto údaje dobře vypovídají o příčinách ohrožení taxonu a mohou být zohledňovány při stanovování priorit v druhové ochraně. Například pokud víme, že daný druh je klasifikován jako ohrožený pouze na základě kritéria, týkajícího se malé velikosti populace, přičemž je známo, že tato populace je stabilní a nemá tendenci ubývat, může být tomuto taxonu při stanovování ochranářských priorit věnována menší pozornost, než druhu ohroženému podle více kritérií současně (Keller & Bollman 2004). Objektivní hodnocení na základě stejných kritérií má navíc tu výhodu, že umožňuje porovnání stupně ohrožení téhož taxonu v různých částech jeho areálu (Gärdenfors et al. 2001). Na druhou stranu, vyžaduje informace, které nemusí být pro celou řadu druhů v dané části světa dostupné (de Grammont & Cuarón 2006).

Primárním záměrem červených seznamů, sestavovaných na základě metodiky IUCN, je objektivně vyhodnotit riziko vyhynutí (vyhubení) taxonu; v případě národních seznamů pak riziko, že druh vyhyne v daném regionu (Keller & Bollmann 2004). Národní červené seznamy jsou však často sestavovány ještě za jiným účelem – mají sloužit při výběru druhů pro prioritní ochranu (Possingham et al. 2002). Při stanovování priorit druhové ochrany je riziko extinkce pouze jedním z mnoha faktorů, které je třeba zohlednit (Rodrigues et al. 2006). Neméně důležitý je globální význam populace taxonu určitého státu a status ohrožení druhu v okolních zemích (Gärdenfors 2001). Dále je třeba zohlednit taxonomickou, genetickou či ekologickou jedinečnost taxonu, oporu v legislativě, logistické a ekonomické faktory (typ ochranářského opatření, podloženost adekvátními daty, jeho nutnost a proveditelnost, finanční náklady a případné finanční ztráty jakožto důsledek ochrany) (Miller et al. 2007).

Černý a červený seznam cévnatých rostlin České republiky (Procházka 2001) je založen na „středoevropské“ stupnici ohrožení (Holub 1996), která je v současné době do značné míry ztotožnitelná s mezinárodně používanými kategoriemi. Rozlišuje následující kategorie: A vyhynulé a neznámé taxony (=EX), která je rozdělena na podskupiny A1 vyhynulé, A2 neznámé (pravděpodobně vyhynulé) a A3 nejasné případy vyhynulých a neznámých, C1 kriticky ohrožené (=CR), C2 silně ohrožené (=EN), C3 ohrožené (=VU), C4a vzácnější taxony vyžadující další pozornost – méně ohrožené (=LR) a C4b vzácnější taxony vyžadující další pozornost – dosud nedostatečně prostudované (DD). Seznam byl sestavován na základě kritérií, která kromě početnosti populací a charakteru ústupu zahrnují i faktory jako úzká vazba na typ stanoviště, biologické vlastnosti taxonu (vitalita, reprodukční poměry, trvání ontogeneze, škůdci, speciální opylovači), jeho atraktivnost a současný stav ochrany nalezišť. Měl by sloužit jako jeden z teoretických podkladů pro aktivní ochranu fytoendofundu a jako základní dokument pro stanovování priorit v druhové ochraně rostlin (Procházka 2001). Nevýhodou je, že obsahuje jen nekomentovaný výčet druhů, takže není

jasné, na základě jakých kritérií byl taxon do příslušné kategorie ohrožení zařazen. Zahrnuje 1623 druhů a subspecií, což představuje více než 60% druhového bohatství souboru české flóry a jen kategorie „kriticky ohrožené“ (C1) obsahuje 483 taxonů.

Druhy C1 představují taxony, pro které platí, že „pokud pro ně nebudou včas přijata účinná ochranná opatření, pak s velkou pravděpodobností pod vlivem ohrožujících faktorů značná část z nich během doby z naší květeny vymizí“ (Procházka 2001). Už podle kritérií, na základě kterých jsou druhy do seznamu zařazovány je jasné, že se jedná o poměrně heterogenní skupinu. Najdeme zde druhy přirozeně vzácné, druhy ubývající v důsledku negativních dopadů lidské činnosti, taxony, jež jsou vzácné a jejichž početnost kolísá v důsledku toho, že jsou na okraji areálu svého rozšíření, a samozřejmě druhy, jež jsou vzácné či ubývají z jiných (často neznámých) příčin (Kull et al. 2002; Pilgrim et al. 2004; Pärtel et al. 2005). Ačkoliv je příslušnost druhu do konkrétní podskupiny (nebo kombinace podskupin) často obecně známá, chybí u nás rozsáhlejší studie, která by se vzácným a ohroženým druhům věnovala komplexně a klasifikovala je na základě objektivních kritérií.

1.3 Vlastnosti zkoumané v souvislosti s hledáním příčin druhové vzácnosti

Jak již bylo řečeno v kap. 1.1, v souvislosti s identifikací druhových charakteristik, které mohou souviset se vzácností druhů by bylo ideální porovnávat populační biologii blízce příbuzných druhů s podobnými ekologickými nároky, z nichž jeden je vzácný a druhý běžný. Člověk by se mohl podrobně zaměřit na všechny klíčové fáze životního cyklu – disperzi, uchycení, růst a vytrvání na stanovišti. Vlastnosti jako relativní růstová rychlost, kompetiční schopnost či šíření v prostoru a čase sice velmi dobře vystihují chování rostlinných jedinců a populací, zjišťují se však jen obtížně (tzv. „*hard traits*“) a nebudou nikdy k dispozici pro větší počet taxonů. Ekologové se proto snaží vytvořit seznam vlastností, které jsou snadněji měřitelné a o kterých se domnívají, že jsou s „*hard traits*“ korelovány (tzv. „*easy traits*“ – např. *specific leaf area* (SLA), hmotnost semen, výška rostliny) (Weiher et al. 1999, Tab. 1). V posledních letech probíhá intenzivní sběr informací o těchto vlastnostech, které jsou shromažďovány v databázích, jež jsou více či méně přístupné širší veřejnosti (Thompson et al. 1997, Bonn et al. 2000, Klimešová & Klimeš, Klotz et al. 2002, Poschlod et al. 2003, Kleyer et al. 2008).

Výčet vlastností zkoumaných v souvislosti s možnými příčinami druhové vzácnosti je velmi obsáhlý (viz Beville & Louda 1999; Murray et al. 2002). V následujícím přehledu se zaměřím jen na některé z nich – ty, které do svých studií zahrnuje více autorů, které budu porovnávat i já a které mohou být z hlediska přežívání vzácných a ohrožených druhů klíčové.

Tab. 1. Rostlinné funkce, které jsou korelovány se základními znaky. Podle Weiher et al. (1999). LWC – leaf water content, SLA – specific leaf area, RGR – relative growth rate.

Znak	Funkce
Životní forma	Délka života, schopnost udržet prostor, tolerance k disturbanci
Výška	Kompetiční schopnost
LWC, SLA	RGR, plasticita, stres-tolerance, délka života listů
Klonalita	Získání prostoru
Nadzemní biomasa	Kompetiční schopnost, plodnost
Schopnost obrážet	Tolerance k disturbanci
Hustota stonku	Délka života, ukládání uhlíku
Začátek kvetení	Avoidance ke stresu, avoidance k disturbanci
Hmotnost semen	Disperzní vzdálenost, přežívání v půdní semenné bance, úspěšnost usazení, plodnost
Tvar semen	Přežívání v půdní semenné bance
Způsob disperze	Disperzní vzdálenost, přežívání v půdní semenné bance, úspěšnost usazení, plodnost

1.3.1 Vegetativní znaky

Délka života Skutečná délka života vytrvalých rostlin se určuje jen obtížně. Použití herbochronologické analýzy je zatím pouze omezené (Křivánek 2005). Situaci navíc komplikují klonální rostliny, které mohou být v podstatě nesmrtelné (držíme-li se striktní definice vymezující délku života rostlinného jedince jako dobu od vzniku zygoty do zániku genety) (Weiher et al. 1999). Porovnání je tedy většinou možné jen na úrovni jednoleté, dvouleté a víceleté rostliny. Z hlediska přežívání vzácných a ohrožených druhů se zdá být tato charakteristika velmi důležitá. Zbytkové populace vytrvalých druhů mohou na určitém místě přežít ještě dlouhou dobu, ačkoliv už nedochází k obnově populace (Eriksson 1996). Lahti et al. (1991) a Kelly & Woodward (1996) přesto při porovnání nezjistili žádný vztah mezi druhovou vzácností/ohrožeností a délkou života. Hegde & Ellstrand (1999) zjistili menší podíl monokarpických druhů mezi vzácnými druhy Kalifornie a Velké Británie.

Výška S výškou rostliny souvisí schopnost kompetice, celková plodnost rostliny a doba obnovy po disturbanci (Knevel et al. 2005). Aby rostlina maximalizovala kompetiční efekt pro daný přísun zdrojů z prostředí, je potřeba rozprostřít nadzemní listy v co největší výšce co nejrychleji, proto značnou roli hraje i celková architektura rostliny v prostoru a čase, tedy velikost listů, rozmístění listů na stonku, větvení stonku či listová anatomie (Poschold et al. 2000). Přesto většina autorů srovnávacích studií zkoumá především výšku vzácných a hojných druhů, přičemž se ukazuje, že vzácné druhy jsou oproti běžným druhům buď menšího vzrůstu (Hegde & Ellstrand 1999; Lavergne et al. 2004; Pilgrim et al. 2004) nebo se ve výšce neliší (Lahti et al. 1991; Gustafsson 1994; Murray et al. 1999).

Klonalita Klonální růst umožňuje vytrvalým rostlinám lépe využívat zdroje v heterogenním prostředí, distribuovat produkty fotosyntetické aktivity mezi různými rametami a snížit riziko mortality celé genety v případě lokálních disturbancí (Poschold et al. 2000). Studium klonality

v souvislosti se vzácností rostlin se podrobně zabývali Klimeš & Klimešová (2000). Zjistili, že různé typy klonálního růstu nejsou mezi vyhynulými, ohroženými a běžnými druhy naší flóry zastoupeny rovnoměrně. Mezi vyhynulými a ohroženými druhy převažovaly rostliny s kořenovými a stonkovými hlízkami a turiony. Je však třeba si uvědomit, že typ klonálního růstu je určován řadou vzájemně provázaných charakteristik, a proto je pravděpodobnější, že spíše než vlastní typ klonálního růstu jsou příčinou vzácnosti a ohrožení daných skupin druhů ještě další vlastnosti, s klonálním růstem korelované (Klimeš & Klimešová 2000). Jiní autoři porovnávali jen zastoupení klonálních a neklonálních rostlin v souboru studovaných vzácných a běžných taxonů, a to s různými výsledky. Podle Kelly & Woodward (1996) obývají druhy, které nemají schopnost klonálního růstu, větší areál než druhy rozmnožující se klonálně. Dala by se očekávat spíše opačná závislost – vždyť druhy schopné klonálního růstu tvoří zhruba 70 % severoevropské flóry a jsou považovány za lepší kompetitory než druhy neklonální (Knevel et al. 2005). Autoři toto poněkud nečekané zjištění vysvětlují tím, že schopnost klonálního růstu zvýhodňuje druhy pouze v rámci jejich habitatu. Klonální druhy jsou dobře adaptované k růstu na konkrétním typu stanoviště, jsou však už méně úspěšné při osidlování nových oblastí. Cadotte & Lovett-Doust (2002) naopak při porovnání ekologických vlastností vzácných a běžných druhů jižního Ontaria zjistili u skupiny vzácných taxonů menší podíl druhů schopných klonálního šíření. Lahti et al. (1991) neprokázali žádný rozdíl.

Specific leaf area (SLA) Je poměr plochy listu vůči hmotnosti jeho sušiny (Knevel et al. 2005). SLA je vysoce korelovaná s relativní růstovou rychlostí, maximální mírou fotosyntézy na sušinu listu a s životností listu (Weiher et al. 1999). SLA rovněž představuje (vedle výšky a hmotnosti semen) jeden ze tří základních znaků, na kterých staví Westoby (1998) své schéma rostlinné ekologické strategie LHS. Přesto se tato vlastnost ve srovnávacích studiích příliš často neobjevuje, zabývali se jí pouze Lavergne et al. (2003) a Lavergne et al. (2004), přičemž nezjistili žádné rozdíly v SLA endemických a široce rozšířených francouzských mediteránních rostlinných druhů.

1.3.2 *Generativní znaky*

Trvání kvetení S načasováním a délkou trvání kvetení většiny druhů úzce souvisí úspěšnost opylení. Tento znak je rovněž důležitý k odhadu úspěšnosti druhů na stanovištích, na kterých je určující disturbancí pastva a seč. Nevhodně načasované spasení/pokosení lokality může zabránit ve vykvetení druhu a jeho reprodukci semeny, což může vést u druhů, které nemají jinou možnost regenerace, až k jejich extinkci (Poschold et al. 2000). Velmi podrobně se reprodukčními charakteristikami ve vztahu k druhové početnosti na různých prostorových úrovních zabývali Kunin & Schmida (1997) (zaměřili se přitom na jednoleté druhy čeledi *Brassicaceae*). Výsledky jejich studie ukazují, že vzácné druhy s malými a fragmentovanými populacemi (a především ty obligátně cizosprašné) mají déle přetrvávající květy – zřejmě proto, že pravděpodobnost úspěšného opylení je u nich nižší než u druhů s početnými populacemi. Lahti et al. (1991), kteří srovnávali řadu charakteristik 83 ohrožených rostlinných druhů Finska s druhy jim taxonomicky příbuznými běžnými

naopak ve své studii zjistili, že ohrožené druhy začínají kvést později a mají kratší sezónu kvetení než jejich běžné protějšky. Gustafsson (1994) rovněž prokázala, že ohrožené druhy švédských lesních společenstev vykvétají signifikantně později než druhy běžné.

Způsob opylení a inkompatibilita Způsob opylení a přítomnost či nepřítomnost mechanismu autoinkompatibility jsou z hlediska rostlinných populací velmi důležité znaky. Autoinkompatibilita označuje neschopnost rostliny vytvořit zygotu po opylení vlastním pylem (Slavíková 2002) a je jedním z mechanismů, které se vyvinuly během fylogeneze k zabránění samooplození. Řada studií (zejména u zvířat) prokázala, že inbreeding, tedy křížení blízce příbuzných jedinců, vede ke snížení fitness v důsledku poklesu genetické variability (např. Meffe & Carroll 1994). Z tohoto hlediska je tedy výhodné snažit se samoopylení zabránit. Na druhou stranu může striktní autoinkompatibilita v malých populacích značně omezovat možnost reprodukce, protože je zde snížená pravděpodobnost úspěšného oplození např. v důsledku nedostatku vhodných dárců pylu (Karron 1989, Luijten et al. 2000). S rostoucí fragmentací krajiny může tento fakt postihovat stále více druhů, které jsou entomogamní a obligátně cizosprašné (Poschold et al. 2000).

Kelly & Woodward (1996) zjistili, že ve srovnání s druhy opylovanými větrem mají druhy opylované jiným způsobem menší rozsah geografického areálu. Podobně výsledky Cadotte & Lovett-Doust (2002) a Pilgrim et al. (2004) ukazují, že entomogamní druhy jsou více ohrožené než druhy anemogamní. Ve studii Lahti et al. (1991) se ohrožené a běžné druhy ve způsobu opylování neliší. Kunin & Schmida (1997), kteří studovali i mechanismus samoopylení, ukazují, že mezi lokálně vzácnými druhy je větší zastoupení autokompatibilních taxonů než mezi druhy s velkou hustotou populací.

1.3.3 Vlastnosti diaspor

Velikost semen V rámci rostlinných společenstev existuje obrovská variabilita ve velikosti semen, kterou vysvětluje trade-off mezi velikostí a počtem semen (Eriksson & Jakobsson 1998). Rostlina buď může produkovat menší počet větších semen; předpokládá se, že vzhledem k většímu množství zásobních látek mají větší semena lepší šanci uchytit se a úspěšně vytvořit semenáček (Knevel et al. 2005). Menších semen je na druhou stranu produkováno větší počet, což zvyšuje jejich schopnost osídlit nová stanoviště. Velikost semen (vyjádřená jako jejich váha) je veličina, která je poměrně snadno měřitelná i pro velké soubory rostlin, takže se mezi druhovými charakteristikami zkoumanými ve vztahu ke vzácnosti objevuje velmi často. Většina studií však neprokázala mezi velikostí semen a abundancí či rozsahem areálu žádnou závislost (Edwards & Westoby 1996; Eriksson & Jakobsson 1998; Murray et al. 1999; Thompson et al. 1999; Bruun 2001).

Produkce semen Produkce semen je důležitý funkční rys, který ovlivňuje schopnost regenerace, početnost a dynamiku rostlinných druhů (Knevel et al. 2005). Produkce semen je vysoce variabilní vlastnost, která je citlivá např. na podmínky prostředí, predaci a která velkou měrou závisí i na životním stádiu rostliny (Shiple & Dion 1992). Průměrný počet semen, který rostlina vytváří je

často ve vzájemném vztahu s dalšími vlastnostmi jako velikost rostliny, velikost jejích semen a semenáčků (Jakobsson & Eriksson 2000). Vzácné druhy mají častěji nižší produkci semen než jejich hojnější příbuzní, jak ukazují výsledky studií na párech druhů vzácný–běžný (Banks 1980; Mehrhoff 1983; Byers & Meagher 1997, Pirie et al. 2000, Walck 2001). I v rámci větších souborů druhů byla prokázána u vzácných a ohrožených druhů menší produkce semen (Cadotte & Lovett-Doust 2002; Lavergne et al. 2004, Pilgrim et al. 2004). Podobně výsledky studie Eriksson & Jakobsson (1998) ukazují, že druhy s větší produkcí semen mají tendenci obývat větší areál.

Schopnost disperze Schopnost disperze sama o sobě je vlastnost poměrně těžko měřitelná. Obecně se předpokládá, že do velké míry závisí na morfologických charakteristikách plodu nebo semene a na tom je také založena tradiční klasifikace způsobů šíření diaspor (anemochorie, hydrochorie, zoochorie a autochorie; Slavíková 2002). Jak však upozorňují např. Tackenberg et al. (2003), klasifikace na základě morfologie je často zavádějící a neodpovídá skutečnému disperznímu potenciálu diaspor. Při šíření druhy často spoléhají na více disperzních vektorů; „létací aparát“ může často stejně dobře sloužit pro šíření větrem jako pro zachycení na zvířecí srsti. Disperze semen by měla být pro rostlinu výhodná, protože se díky ní snižuje mortalita semenáčků související s vysokou hustotou semenáčků v blízkosti mateřské rostliny a rovněž se zvyšuje šance rostliny kolonizovat nové místo vhodné pro růst (Knevel et al. 2005). Obecně se předpokládá, že vzácné druhy mohou být ve svém rozšíření limitovány právě schopností šíření; výsledky studií zkoumajících vztah způsobu disperze a velikosti areálu rozšíření však většinou nezjistily žádný signifikantní efekt rozdílného způsobu šíření na velikost areálu rostlin (Kelly 1996; Hegde & Ellstrand 1999; Thompson et al. 1999).

Klíčivost semen Vyklíčení šířených semen a úspěšné uchycení semenáčků je pro obnovu rostlinných populací klíčové. Klíčivost semen je podobně jako produkce semen vlastnost značně variabilní a citlivá na podmínky prostředí. Vlastní zjišťování klíčivosti semen v laboratorních podmínkách není příliš náročné, takto získaná hodnota však nemusí odpovídat klíčivosti semen v terénu. Žádné porovnání klíčivosti pro větší soubory vzácných a běžných druhů mi není známo, v rámci párového porovnání dvojice druhů vzácný–běžný zjistili Witkowski & Lamont (1997) nižší klíčivost u vzácného druhu, Fiedler (1987) nezjistil žádný rozdíl.

Přežívání v půdní semenné bance Další velmi důležitou druhovou charakteristikou, která ovlivňuje zachování a obnovu rostlinných společenstev, je *seed bank longevity*, tedy schopnost semen přetrvávat v půdní semenné bance bez ztráty klíčivosti (Bakker et al. 2000). Podle délky přežívání klíčivých semen v půdě se rozlišuje půdní banka transientní – semena přetrvávají méně než jeden rok, krátkodobě persistentní – semena přetrvávají 1–5 let a dlouhodobě persistentní – semena přežívají více než 5 let (Thompson et al. 1997). Životnost semen v půdní semenné bance se dá rovněž vyjádřit jako *seed bank longevity index* (Bekker et al. 1998, viz Příloha 2). Přežívání semen v půdní semenné bance je ve vztahu k druhové vzácnosti zatím jen málo prozkoumáno, obecně se předpokládá, že druhy s persistentní semennou bankou čelí nižšímu riziku extinkce než druhy s transientní půdní semennou bankou (Poschold et al. 2000).

2. Cíle práce

Předkládaná práce je součástí projektu „Priority druhové ochrany cévnatých rostlin“, jehož cílem je uvnitř skupiny kriticky ohrožených druhů (podle Procházky 2001) identifikovat různé podskupiny druhů z hlediska důležitosti jejich ochrany. V rámci projektu probíhá sběr informací o celkovém areálu rozšíření kriticky ohrožených druhů, jejich současném a historickém rozšíření v ČR, stanovištních nárocích a biologických charakteristikách. Ve své práci se zaměřuji na analýzu jejich biologických a ekologických vlastností. Základní otázka, kterou si přitom kladu zní:

Jaké jsou typické vlastnosti charakterizující naše kriticky ohrožené druhy? Vyznačují se kriticky ohrožené druhy nějakými specifickými vlastnostmi, které by mohly být příčinou jejich vzácnosti a ohrožení?

Aby bylo možné určit, které vlastnosti jsou typické právě pro skupinu vzácných a ohrožených druhů (a nejsou společné pro většinu druhů naší květeny), je potřeba zjištěné údaje porovnat s nějakým referenčním souborem taxonů. Na prvním místě se nabízí soubor všech druhů české květeny. Takové srovnání je co do množství informací o druhových charakteristikách značně náročné, navíc není ze statistického hlediska zcela korektní. Při porovnání v rámci celé flóry nepředstavují taxony nezávislé body – vývojově příbuznější druhy jsou si svými vlastnostmi bližší než druhy ve fylogenezi vzdálené. Výsledky takového srovnání pak poskytnou jen shrnující přehled, v jakých vlastnostech se kriticky ohrožené druhy odlišují od zbytku květeny. Pokud však fylogenetickou nezávislost druhů zohledníme (např. porovnáním blízce příbuzných druhů, které se liší svou vzácností), umožní nám to hledat odpověď po příčinách vzácnosti a ohrožení. Z toho vyplývají další otázky:

Jak se vlastnosti kriticky ohrožených druhů liší od vlastností druhů blízce příbuzných hojných?

Jak se tyto vlastnosti liší od vlastností druhů celé české květeny?

Informace o druhových charakteristikách pro porovnání byly primárně sbírány z literatury a databází. Zároveň jsem některé údaje zjišťovala experimentálně – u vybraných druhů jsem se zaměřila na stanovení schopnosti samoopylení, zjišťování klíčivosti a přežívání v půdní semenné bance. Tyto charakteristiky se zdají být z hlediska vzácných druhů velmi důležité a dosud jim při podobných srovnáních nebyla věnována dostatečná pozornost. Z časových i legislativních důvodů však nebylo možné shromáždit údaje pro větší množství taxonů a proto výsledky experimentálního stanovení druhových charakteristik představují jen okrajovou část mé práce.

3 Metodika

3.1 Výběr blíže příbuzných hojných druhů

Výběr hojných druhů, blíže příbuzných druhům C1, prováděl Jindřich Chrtek z Botanického ústavu AV ČR. Vycházel přitom z publikovaných fylogenetických rekonstrukcí příslušných skupin (většinou šlo o rod), díky kterým stanovil nejbližší příbuzný druh ze stejného rodu, rostoucí na našem území. Pokud taková studie nebyla k dispozici (zhruba v 60 % případů), bral v úvahu v poslední době akceptovaná vnitrodruhová členění, založená většinou na jiných než molekulárních znacích (např. morfologie, počet chromozomů, znaky pylových zrn, sekundární metabolity) (Chrtek, unpubl. data).

Původně měl pojem „hojný druh“ označovat taxon ze stejného rodu, který není uveden na Černém a červeném seznamu cévnatých rostlin ČR (Procházka 2001). Ukázalo se však, že vhodných párů za takové podmínky není dostatek, proto byly nakonec do souboru hojných druhů zahrnuty i druhy kategorie C3 – ohrožené (51 druhů) a C4 – vzácnější taxony vyžadující další pozornost (29 druhů). Celkem bylo takto vytvořeno 206 vhodných párů. Zbylých 277 druhů C1 nemá na našem území hojného blízkého příbuzného (blízký příbuzný je sám kriticky či silně ohrožený, případně vyhynulý, jedná se o monotypický rod, žádný blíže příbuzný z daného rodu na našem území neroste, v rámci rodu se jedná o samostatný podrod či sekci, skupiny apomiktických taxonů apod.). Seznam druhů C1 a jim blíže příbuzných hojných je uveden v Příloze 1.

3.2 Sběr dat o vlastnostech druhů

Informace o vlastnostech druhů jsem vyhledávala z literatury (Ellenberg 1992, Kubát et al. 2002, Hejný & Slavík 1988, 1990, 1992, Slavík 1995, 1997, 2000, 2004) a dostupných databází (Thompson et al. 1997, Bonn et al. 2000, Klimešová & Klimeš, Klotz et al. 2002, Poschlod et al. 2003, Kleyer et al. 2008). Charakteristiky se dají rozdělit do pěti hlavních okruhů (podrobnější popis viz Příloha 2):

- **vegetativní znaky:** životní forma, délka života, průměrná výška rostliny [m], listová růžice, vytrvalost listů, anatomie listů, *specific leaf area* (SLA) [mm^2/mg], klonalita
- **generativní znaky:** počátek a konec kvetení, jeho délka [měsíce], typ reprodukce, způsob opylení, způsob oplození, inkompatibilita, diklinie (pohlavnost květů), dichogamie (časově nestejně dozrávání prašníků a blizen), odměna za opylení (žádná/nektar/pyl)
- **vlastnosti diaspor:** typ plodu, rozměry semen [mm], tvar semen, hmotnost semene [mg], *terminal velocity* [m/s], způsob disperze, produkce semen, přežívání v půdní semenné bance

- **ekologické charakteristiky:** Ellenbergovy indikační hodnoty, ekologická strategie csr (Grime 1979), hemerobie (měřítko toho, jak přirozená stanoviště rostlina obývá), urbanita (vyjadřuje afinitu rostlin k urbánním oblastem)
- **rozšíření:** obecná informace o stanovišti, fytogeografická oblast, výškový stupeň, floristické zóny a oblasti

3.3 Informace o stanovišti

Abych odfiltrovala problém, že řada odlišností v druhových charakteristikách blízce příbuzných druhů může být způsobena adaptací k životu na různý typ stanoviště, vyhledala jsem pro druhy C1 a jejich hojné protějšky informaci o stanovišti a vybrala páry druhů C1 a jim blízce příbuzných hojných, které se spolu mohou vyskytovat na stejném typu stanoviště. Informace o stanovišti byla zpracována poměrně hrubě – výskyt druhů byl procenticky rozkódován do devíti typů biotopů. Členění vycházelo ze základních kategorií Katalogu biotopů (Chytrý et al. 2001): vodní toky a nádrže; mokřady a pobřežní vegetace; prameniště a rašeliniště; skály, sutě a jeskyně; alpské bezlesí; sekundární trávníky a vřesoviště; křoviny; lesy; biotopy silně ovlivněné nebo vytvořené člověkem. Přesnější nebo jemnější členění nebylo možné, protože kategorií by byl v tom případě neúměrně vysoký počet a pro řadu druhů navíc nebyla o typu stanoviště dostatečně konkrétní informace. Rozdělení jsem provedla na základě zařazení druhů do příslušných fytoecologických jednotek a biotopů podle Moravec et al. (1995) a Chytrý et al. (2001). Řada druhů nebyla v těchto publikacích zmíněna, v tom případě jsem na základě převodních tabulek z Katalogu biotopů a údajů o stanovišti z Květeny ČR a Klíče ke Květeně ČR zařadila druhy do příslušného biotopu příp. jejich kombinace. Následně jsem vybrala druhy C1 a jim blízce příbuzné hojné, vyskytující se alespoň částečně ve stejném typu biotopu. V několika případech se druhy mohly společně potkat ve více typech biotopů, pak byl vybrán biotop s větší pravděpodobností společného výskytu. Tímto způsobem jsem dospěla ke 149 párům vyskytujícím se ve stejném typu biotopu. Nejpočetnější skupinu tvořily druhy sekundárních trávníků a vřesovišť – 73 párů. Statistické testování rozdílů ve vlastnostech druhů C1 a jim blízce příbuzných hojných pak bylo provedeno zvlášť pro všechny páry, páry ze stejného typu stanoviště a páry ze sekundárních trávníků a vřesovišť.

3.4 Porovnání C1 vs. celá česká flóra

U některých vlastností, pro které nebylo příliš problematické získat příslušné hodnoty pro větší soubor taxonů (díky soukromé elektronické databázi O. Tackenberg), jsem provedla porovnání druhů C1 a běžných druhů celé české flóry. Chtěla jsem zjistit, jestli je trend zjištěných rozdílů v druhových charakteristikách stejný i při srovnání se všemi druhy české květeny. A případně odhalit rozdíly v dalších charakteristikách, které se u blízce příbuzných druhů nemusí vůbec lišit z důvodu jejich fylogenetické konzervovanosti. Vycházela jsem přitom ze Seznamu jmen cévnatých rostlin použitých v nálezové databázi květeny České republiky (Danihelka et al. 2007), který je volně

ke stažení na internetových stránkách Botanického ústavu AV ČR. Seznam zahrnuje všechny původní, zdomácnělé, zavlékané, zplaňující a častěji pěstované druhy a jejich synonyma. Z tohoto seznamu jsem vyloučila druhy C1, druhy A1, A2 a A3 (vyhynulé, nezvěstné a nejasné případy vyhynulých a nezvěstných), dále pak křížence a další taxony příp. okruhy taxonů, uvedené pod vlastním seznamem, které většinou nejsou ani v Klíči ke Květeně ČR. Pro technickou náročnost jsem nevyloučila druhy zplaňující a častěji pěstované druhy. Tímto způsobem jsem dospěla k seznamu 3263 druhů a subspecií.

3.5 Vlastní sběr dat o druhových charakteristikách

Původně bylo plánováno doplnit chybějící informace o druhových vlastnostech vlastním sběrem dat v terénu. Práce s ohroženými druhy je však vázána řadou legislativních omezení, podat žádost o udělení výjimky z ochrany zvláště chráněného druhu podle § 56 zákona ČNR č. 114/1992 Sb., o ochraně přírody a krajiny, pro větší soubor druhů najednou není možné a vyřizování jednotlivých žádostí je zdlouhavé. Proto jsem se zaměřila hlavně na druhy pěstované firmou Planta naturalis v Markvarticích u Sobotky. Tato část práce je tedy spíše okrajová, sloužící k mému lepšímu seznámení s některými druhy C1.

U druhů, pro které se podařilo získat dostatek semen, jsem zjišťovala životaschopnost semen a jejich přežívání v půdní semenné bance a zároveň jsem doplnila chybějící databázové vlastnosti (hmotnost a rozměry semen, *terminal velocity*). Dále jsem u několika druhů zjišťovala schopnost samoopylení a autokompatibility.

3.5.1 Životaschopnost semen

Většinu semen dodala firma Planta naturalis, některá byla získána vlastním sběrem (druhy hojně a druhy C1, pro které byla udělena potřebná výjimka – viz kap. 3.5.4). Jedná se o 33 druhů C1 (*Agrostemma githago*, *Aphanes australis*, *Arenaria grandiflora*, *Atriplex rosea*, *Bolboschoenus maritimus*, *Bupleurum rotundifolium*, *Campanula cervicaria*, *Centaureum littorale* subsp. *compressum*, *Cladium mariscus*, *Cyperus flavescens*, *Dianthus arenarius* subsp. *bohemicus*, *Dianthus superbus* subsp. *superbus*, *Festuca trichophylla*, *Filago lutescens*, *Heleochloa schoenoides*, *Hypochaeris glabra*, *Illecebrum verticillatum*, *Jurinea cyanooides*, *Linum hirsutum* subsp. *hirsutum*, *Myosotis stenophylla*, *Plantago maritima* subsp. *ciliata*, *Potentilla rupestris*, *Pseudognaphalium luteoalbum*, *Pulegium vulgare*, *Pulicaria dysenterica*, *Pulsatilla patens*, *Silene gallica*, *Spergularia salina*, *Stachys germanica*, *Veratrum nigrum*, *Verbascum speciosum*, *Viola elatior* a *Xanthium strumarium*) a 9 druhů blízce příbuzných hojných (*Arenaria serpyllifolia*, *Campanula glomerata*, *Centaureum erythraea*, *Cyperus fuscus*, *Festuca rubra*, *Hypochaeris radicata*, *Myosotis sylvatica*, *Verbascum lychnitis*, *Viola canina*).

Pro zjištění životaschopnosti semen jsem vysela 5×50 semen od každého druhu na Petriho misky a umístila je do klimaboxu při teplotách 20 °C (den)/10 °C (noc) a dvanáctihodinovém režimu světlo/tma. Vyklíčená semena jsem každé dva týdny odečítala. Misky, na kterých po měsíci nic

nevyklíčilo, jsem nechala 1 měsíc stratifikovat v lednici a vrátila zpět do klimaboxu. Na vzorky, u kterých po dobu 3 týdnů nevyklíčila žádná semena, jsem aplikovala 1 ml roztoku kyseliny gibberelové (0,05 g kyseliny na 100 ml vody). U zbylých nevyklíčených semen jsem zjišťovala, jestli jsou živá, pomocí obarvení 0,1 % roztokem tetrazolia (0,1 g práškového tetrazolia v 99,9 ml destilované vody). Roztok tetrazolia je bezbarvý; působením kationtů H^+ , které vznikají činností respiračních enzymů, mění svou barvu do fialova. Semena, jejichž embrya respirují a působením tetrazolia zřívají, jsou považována za živá. Před barvením jsem semena rozpůlila žiletkou a jednu polovinu přemístila na víčko černé nádobky od filmu. Na rozřezané půlky semen jsem nakapala roztok tetrazolia, zakryla nádobkou dnem vzhůru a nechala přes noc barvit.

3.5.2 Přežívání v půdní semenné bance

Rovněž jsem zjišťovala, jestli si semena i při delším pobytu v půdě zachovávají klíčivost. Podle typu stanoviště jsem druhy rozdělila do dvou základních skupin na druhy rostoucí na vlhkých, často mírně zasolených půdách (C1: *Bolboschoenus maritimus*, *Centaurium littorale* subsp. *compressum*, *Cyperus flavescens*, *Dianthus superbus* subsp. *superbus*, *Festuca trichophylla*, *Heleochloa schoenoides*, *Plantago maritima* subsp. *ciliata*, *Pulegium vulgare*, *Pulicaria dysenterica*, *Spergularia salina*, *Viola elatior*; pár: *Cyperus fuscus*) a na druhy preferující suchá, výslunná stanoviště (C1: *Agrostemma githago*, *Arenaria grandiflora*, *Bupleurum rotundifolium*, *Campanula cervicaria*, *Dianthus arenarius* subsp. *bohemicus*, *Jurinea cyanooides*, *Linum hirsutum* subsp. *hirsutum*, *Potentilla rupestris*, *Pseudognaphalium luteoalbum*, *Pulsatilla patens*, *Stachys germanica*, *Verbascum speciosum*, *Xanthium strumarium*; pár: *Campanula glomerata*, *Centaurium erythraea*, *Festuca rubra*, *Viola canina*). Vybrala jsem dvě lokality s odpovídajícími stanovištními podmínkami – PP Všetatská černava a PP Písčina u Tišic, kde jsem v listopadu 2007 na pěti různých místech do hloubky cca 6 cm zakopala monofilové pytlíčky s 50 semeny od každého druhu. Pět sad pytlíčků po 50 semenech každého druhu jsem rovněž zakopala na zahradě BÚ AV ČR v Průhonících jako zálohu, kdyby se semena zakopaná v terénu nepodařilo dohledat. Semena druhů, která se podařilo získat až v průběhu vegetační sezóny 2008 (*Aphanes australis*, *Atriplex rosea*, *Cladium mariscus*, *Filago lutescens*, *Hypochaeris glabra*, *Illecebrum verticillatum*, *Myosotis stenophylla*, *Silene gallica*, *Veratrum nigrum*; pár: *Hypochaeris radicata*, *Myosotis sylvatica*, *Verbascum lychnitis*), jsem zakopala v počtu 5×50 v srpnu 2008 na starém sadu v Bohnicích.

Semena jsem vykopala v srpnu resp. červnu následujícího roku a určila poměr přeživších semen stanovením životaschopnosti (metodika viz kap. 3.5.1; bez případné stratifikace, která proběhla přirozeně).

3.5.3 Hmotnost, rozměry semen a terminal velocity

U semen, pro které tyto údaje nebyly známy (nebyly uvedeny v databázích ani literatuře), jsem stanovila hmotnost v mg zvážení 10×10 ks semen resp. 5×50 ks v případě menších semen. Rovněž

jsem změřila jejich rozměry v mm: délka – největší rozměr, šířka – největší rozměr kolmý na osu délky a výška (tloušťka) – nejmenší rozměr kolmý na osu délky a šířky. Dále jsem stanovila *terminal velocity* (maximální rychlost, které semeno dosáhne při pádu za bezvětří). Dvacet semen každého druhu jsem pouštěla z definované výšky (od stropu – výška 2,74 m) a měřila dobu jejich doletu. Každé semeno se pouštělo minimálně 3× nebo tak dlouho, dokud se rozdíl naměřených hodnot nelišily pouze o 0,02 s. *Terminal velocity* v m/s se pak stanovila jako výška stropu dělená průměrnou dobou letu semene.

3.5.4 Zjišťování schopnosti samoopylení a autokompatibility

U některých kriticky ohrožených druhů jsem zjišťovala schopnost samoopylení (schopnost vytvořit semena, pokud se zabrání přístupu opylovačů) a autokompatibility (schopnost vytvářet živá semena po opylení vlastním pylem). Tento pokus se prováděl u druhů *Myosotis stenophylla*, *Veratrum nigrum* a *Aster alpinus* přímo v terénu a u druhů *Dianthus arenarius* subsp. *bohemicus*, *Jurinea cyanooides*, *Plantago maritima* subsp. *ciliata*, *Pseudognaphalium luteoalbum* a *Verbascum speciosum* na pozemcích firmy Planta naturalis.

Pro druh *Myosotis stenophylla* (studovaný na lokalitě „Morava“ v k.ú. Bernartice u Dolních Kralovic – jihozápadně orientovaný svah nad vodní nádrží Švihov, jižně od dálnice D1) a *Veratrum nigrum* (studovaný na území přírodního parku Džbán ve Smradenském údolí, 2,5 km východně od obce Bílichov) bylo na příslušných správách CHKO zažádáno o udělení výjimky podle § 56 odst. 1 a 3 zákona ČNR č. 114/1992 Sb., o ochraně přírody a krajiny, ve znění pozdějších předpisů a změn, ze základních podmínek ochrany podle § 49 odst. 1 tohoto zákona. Druh *Aster alpinus* byl studován na lokalitě NPR Bořeň v CHKO České středohoří ve spolupráci s Ing. Pavlem Jarošem, který měl rovněž potřebnou výjimku ze zákona.

Pro stanovení schopnosti samoopylení (*Aster alpinus*, *Jurinea cyanooides*, *Plantago maritima* subsp. *ciliata*, *Pseudognaphalium luteoalbum*, *Veratrum nigrum*) bylo u min. 8 květů/květenství pomocí monofilových sáčků zabráněno přístupu opylovačů. Pokud se vytvořila semena, byla stanovena jejich produkce a klíčivost. Zároveň byla stanovena produkce a klíčivost semen u min. 8 jiných náhodně zvolených kontrolních květů/květenství. Oba květy/květenství (obalený monofilem i kontrolní) byly pokud možno z téže rostliny.

Pro stanovení autokompatibility (*Myosotis stenophylla*, *Dianthus arenarius* subsp. *bohemicus*) byly přidány ještě další dvě varianty pokusu. Aby se zjistilo, jestli je rostlina schopná vytvořit semena po opylení vlastním pylem, bylo u dalších 8 květů/květenství, u kterých se zabránilo přístupu opylovačů, provedeno ruční opylení vlastním pylem. Jako kontrola této varianty pak bylo u dalších 8 květů/květenství obalených monofilem provedeno ruční opylení cizím pylem.

U všech vytvořených semen byla zjištěna jejich životaschopnost (metodika viz kap. 3.5.1.).

3.6 Vyhodnocení dat

Rozdíly mezi druhy C1 a jejich hojnými protějšky v kvantitativních charakteristikách, které pro každý druh nabývají pouze jedné hodnoty (např. Ellenbergovy indikační hodnoty, průměrná výška, doba kvetení, hmotnost a rozměry semen), jsem testovala párovým t-testem, případně jeho neparametrickou obdobou – Wilcoxonovým znaménkovým testem – v programu S-PLUS 2000 Professional. Zda použít parametrickou či neparametrickou obdobu testu jsem rozhodla na základě vynesení *normal probability plot* a Kolmogorova-Smirnovova testu. Pro testování rozdílů v kategoriálních vlastnostech (např. vytrvalost listů, typ reprodukce, způsob produkce semen) jsem použila kontingenční tabulku – χ^2 test v programu S-PLUS 2000 Professional. Rozdíly mezi druhy v kategoriálních charakteristikách, které jsou kódovány procentuálně (protože jeden druh se může vyskytovat ve více kategoriích – např. výškový stupeň, způsob opylení), jsem testovala pomocí unimodální přímé mnohorozměrné analýzy CCA v programu Canoco for Windows 4.5. „Species“ byly v tomto případě rozkódované vlastnosti druhů C1 a jejich hojnějších protějšků, „samples“ informace o tom, zde se jedná o druh C1 či příbuzný hojný a páry byly zároveň odečteny jako kovariáty. Byla potlačena váha vzácných druhů, použit Monte-Carlo permutační test a bloky byly definované kovariátami, tj. párem, do něhož druh patří. Statistické testování všech vlastností jsem provedla pro všechny páry, skupinu párů ze stejných stanovišť a skupinu párů sekundárních trávníků a vřesovišť.

Rozdíly mezi druhy C1 a celou českou květenou v kvantitativních charakteristikách, které pro každý druh nabývají pouze jedné hodnoty, jsem testovala jednocestnou analýzou variance, případně její neparametrickou obdobou, Kruskal-Wallisovým testem. Pro testování rozdílů v kategoriálních vlastnostech jsem stejně jako při porovnání druhů C1 vs. druhy blízce příbuzné hojné použila kontingenční tabulku – χ^2 test. Rozdíly mezi druhy v kategoriálních charakteristikách, které jsou kódovány procentuálně, jsem opět testovala pomocí unimodální přímé mnohorozměrné analýzy CCA, v tomto případě bez kovariát. Pro analýzy byly použity programy S-PLUS 2000 Professional a Canoco for Windows 4.5. Abych odfiltrovala problém nevyváženého počtu pozorování v porovnávaných skupinách druhů, vybrala jsem pomocí generátoru náhodných čísel ze souboru druhů celé české květeny podsoubor takového počtu druhů, jako bylo pozorování pro danou vlastnost v souboru druhů C1. Tento výběr jsem provedla desetkrát pro každou vlastnost a pro každý výběr provedla příslušné statistické porovnání.

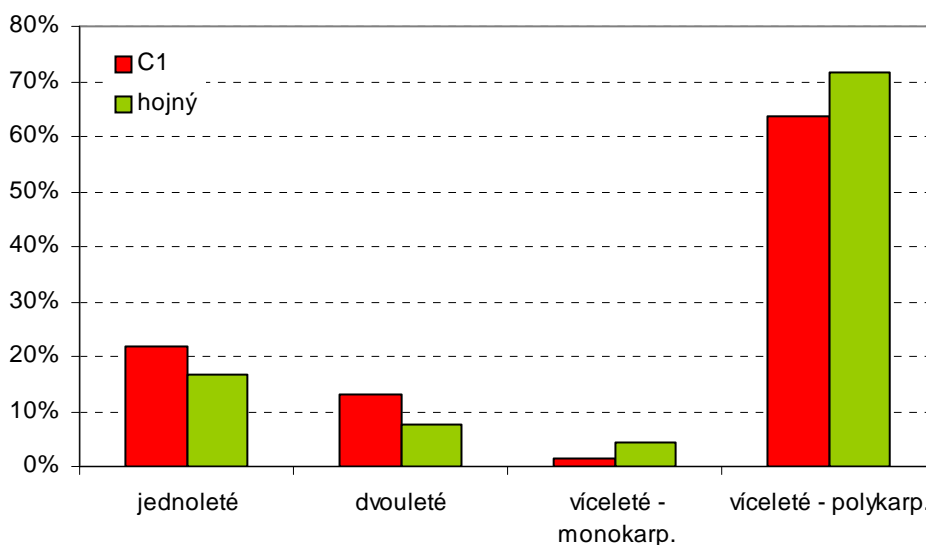
4 Výsledky

4.1 Porovnání charakteristik druhů C1 a jim blíže příbuzných hojných

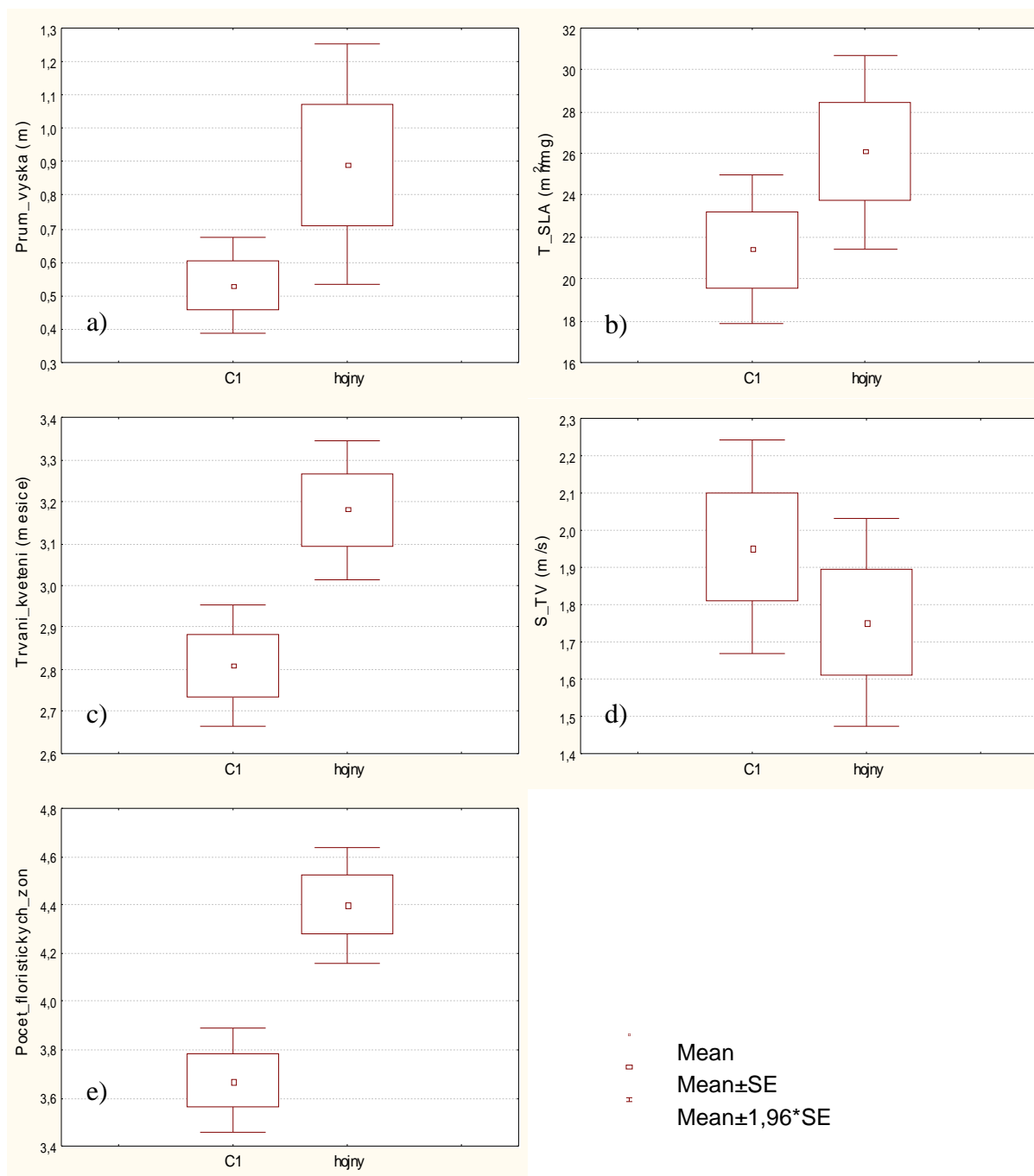
Porovnání vlastností druhů C1 a jim blíže příbuzných hojných odhalilo rozdíly zejména v charakteristikách souvisejících s ekologií a rozšířením druhů. Signifikantních rozdílů v biologických charakteristikách již bylo méně. Nejvíce průkazných rozdílů vyšlo pro celý soubor porovnávaných párů, v některých případech se však signifikantní rozdíly objevily až pro skupinu párů ze stejného stanoviště či pro skupinu párů sekundárních trávníků a vřesovišť. Výsledky všech porovnání shrnuje Tab. 2.

Z vlastností souvisejících s vegetativním růstem se studované druhy průkazně liší průměrnou výškou. Druhy C1 jsou menšího vzrůstu a tento rozdíl je signifikantní ve všech třech porovnávaných skupinách párů druhů (pro všechny páry Obr. 2a). U skupiny druhů sekundárních trávníků vyšel průkazný rozdíl v délce života – mezi druhy C1 sekundárních trávníků je větší zastoupení jednoletých a dvouletých druhů (Obr. 1). Zároveň mají tyto druhy nižší hodnoty SLA (Obr 2b). Druhy se neliší životní formou, distribucí listů na stonku (listová růžice), vytrvalostí listů, listovou anatomí a klonalitou.

Ve skupině charakteristik souvisejících s generativní reprodukcí se ukázaly signifikantní rozdíly v délce trvání kvetení vyjádřené počtem měsíců (resp. délce tvorby spor u kapradin) a zároveň i v počátku a konci kvetení. Druhy C1 kvetou průkazně kratší dobu než druhy jim blíže příbuzné hojné (Obr. 2c) a tento rozdíl je opět patrný ve všech třech skupinách párů druhů. C1 druhy vykvétají později a kvetení ukončují dříve. Rozdíl v začátku kvetení je průkazný jen pro skupinu všech taxonů, dřívější ukončení kvetení je možné prokázat i pro další dvě skupiny párů.

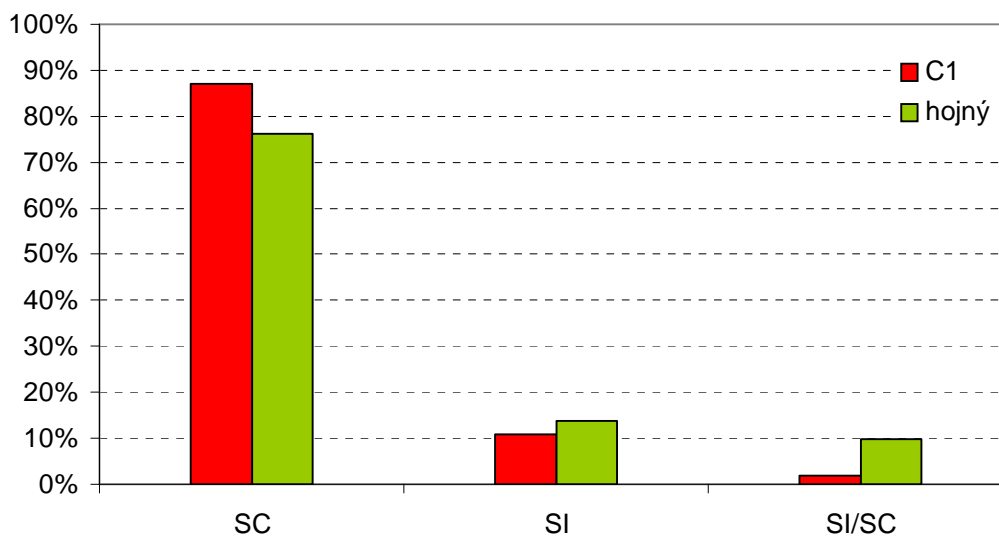


Obr. 1. Rozdíly v délce života mezi druhy C1 a jejich hojnějšími protějšky (páry ze sekundárních trávníků); $n = 73$, $p = 0,044$.



Obr. 2. Rozdíly v kvantitativních charakteristikách druhů C1 a jim blízkce příbuzných hójných. a) průměrná výška – všechny páry (n = 205, p < 0,001); b) SLA – druhy sekundárních trávníků a vřesovišť (n = 18, p = 0,015); c) trvání kvetení resp. tvorby spor u kapradin – všechny páry (n = 206, p < 0,001); d) *terminal velocity* – páry ze stejného typu stanoviště (n = 53, p = 0,047); e) počet floristických zón – všechny páry (n = 128, p < 0,001).

Dále jsem zjistila rozdíly v zastoupení autoinkompatibilních a autokompatibilních druhů mezi druhy C1 a jejich hojnějšími protějšky. Mezi druhy C1 je více autokompatibilních druhů jak pro všechny páry (Obr. 3), tak ve skupině druhů stejných stanovišť. Druhy se neliší typem reprodukce, diklinií, dichogamií, způsobem opylování, typem oplození ani odměnou poskytovanou opylovačům.



Obr. 3. Rozdíly v inkompatibilitě mezi druhy C1 a jejich hojnými protějšky. SC – autokompatibilní, SI – autoinkompatibilní, SI/SC – přechodný typ (druh má vyvinuté ne zcela účinné mechanismy zabránění samoopylování); $n = 101$, $p = 0,04$.

Co se týče vlastností semen a jejich šíření, najdeme rozdíly v *terminal velocity* a způsobu disperze. Semena druhů C1 mají větší *terminal velocity*, rychleji padají k zemi a jsou tedy hůře šířitelná větrem. Tento rozdíl vyšel průkazný pro druhy rostoucí na stejném typu stanoviště ($p = 0,047$; Obr. 2d), pro zbylé dvě skupiny je tento rozdíl jen okrajově signifikantní ($p = 0,061$ pro všechny páry a $p = 0,071$ pro druhy sekundárních trávníků). Protože tato charakteristika je smysluplná hlavně pro druhy s lehkými semeny, případně se semeny vybavenými nějakým létacím aparátem, provedla jsem ještě druhé porovnání, ze kterého byly vyloučeny páry, u nichž *terminal velocity* obou druhů z páru překročily 2 m/s. (Tato hranice je udávána jako hodnota, kdy má ještě smysl o efektivním šíření větrem uvažovat, Tackenberg et al. 2003). I v tomto případě vyšly rozdíly v *terminal velocity* jen okrajově signifikantní, opět se ale ukazuje, že druhy C1 mají spíše vyšší hodnoty.

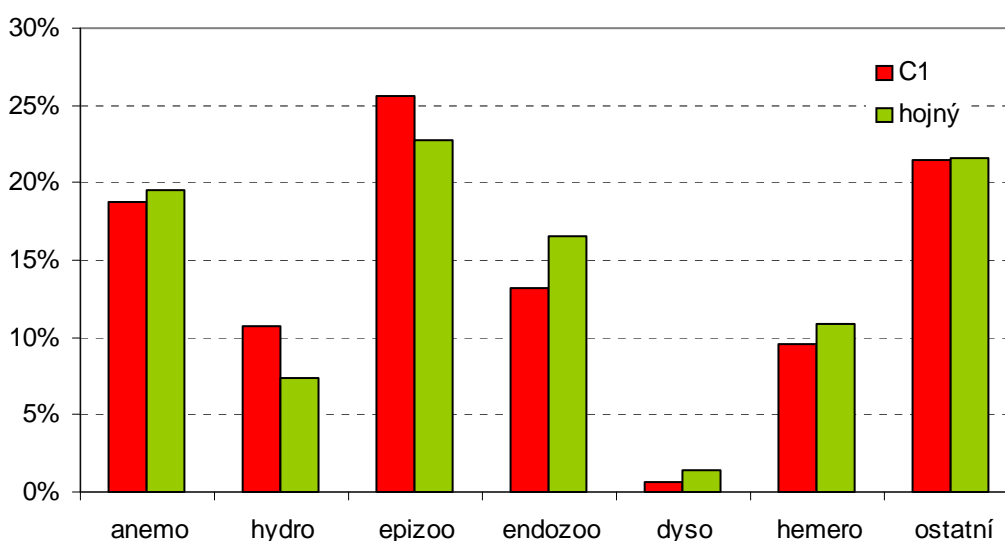
Tab. 2. Výsledky porovnání, testujících rozdíly v charakteristikách druhů C1 a druhů jim blíže příbuzných hojných. Test: CCA – unimodální mnohorozměrná přímá analýza, W – Wilcoxonův znaménkový test, χ^2 – kontingenční tabulka, t – párový t-test (podrobnější vysvětlivky k testům viz metodika); n – počet párů; Z-/t-/F-statistika/ χ^2 - hodnota statistiky pro příslušný test. Kladná hodnota Z a t indikuje větší hodnoty u druhů C1 pro danou vlastnost, záporná pak menší hodnoty pro danou vlastnost. Signifikantní rozdíly v daných charakteristikách na hladině významnosti $\alpha = 0,05$ jsou tučně zvýrazněny, okrajově signifikantní rozdíly na hladině významnosti $\alpha = 0,1$ jsou vyznačeny kurzívou. *Klonalita – řada znaků testovaných zvlášť (jednotlivé vlastnosti viz Příloha 2), všechny rozdíly nesignifikantní, proto nevypisováno samostatně.

Vlastnosti	test	Všechny páry			Stejné stanoviště			Sekundární trávníky a vřesoviště		
		n	Z-/t-/F-statistika/ χ^2	p-hodnota	n	Z-/t-/F-statistika/ χ^2	p-hodnota	n	Z-/t-/F-statistika/ χ^2	p-hodnota
Vegetativní znaky										
Životní forma	CCA	206	0,748	0,284	149	0,610	0,322	73	1,081	0,300
Délka života	CCA	206	1,445	0,156	149	1,796	0,102	73	2,780	0,044
Průměrná výška	W	205	-5,001	<0,001	149	-4,541	<0,001	73	-2,475	0,013
Listová růžice	χ^2	132	0,057	0,972	95	0,023	0,989	37	0,059	0,808
Vytrvalost listů	χ^2	122	1,408	0,704	87	1,161	0,762	32	0,261	0,878
Listová anatomie	CCA	106	0,814	0,422	77	1,166	0,204	27	0,263	0,738
Specific leaf area (SLA)	W	63	-1,756	0,079	48	-1,195	0,232	18	-2,429	0,015
Klonalita*	χ^2	57–87	–	n.s.	44–66	–	n.s.	15–27	–	n.s.
Generativní znaky										
Trvání kvetení/tvorby spor	W	206	-4,405	<0,001	149	-3,093	0,002	73	-2,136	0,033
Začátek kvetení/tvorby spor	W	206	2,612	0,009	149	0,544	0,587	73	-1,508	0,132
Konec kvetení/tvorby spor	W	206	-2,699	0,007	149	-3,207	0,001	73	-3,572	<0,001
Typ reprodukce	χ^2	131	3,767	0,439	95	4,124	0,390	37	2,415	0,299
Diklinie (pohlavnost květů)	CCA	130	0,460	0,392	94	0,704	0,138	36	1,436	0,082
Dichogamie	CCA	92	2,903	0,082	61	1,942	0,142	32	1,020	0,326
Opylování	CCA	165	1,225	0,266	117	0,903	0,436	56	1,882	0,148
Oplození	χ^2	131	5,545	0,353	93	4,726	0,450	43	7,582	0,108
Inkompatibilita	χ^2	101	6,427	0,040	78	6,816	0,033	30	1,948	0,378
Odměna opylovačům	χ^2	42	0,724	0,697	31	0,463	0,463	13	0,067	0,796

Vlastnosti diaspor										
Terminal velocity	t	81	1,900	0,061	53	2,032	0,047	30	1,873	0,071
Terminal velocity < 2 m/s	t	53	1,802	0,074	33	1,966	0,058	17	1,101	0,287
Hmotnost semen	W	70	-1,393	0,164	51	-0,633	0,527	24	-0,292	0,855
Tvar semen	t	78	-0,623	0,535	55	-1,160	0,414	24	-0,778	0,247
Způsob disperze	CCA	141	2,604	0,028	96	1,904	0,080	47	1,959	0,062
Produkce semen	W	44	-0,998	0,318	31	-1,127	0,260	8	-1,768	0,077
Seed bank longevity index	W	23	-0,692	0,489	20	-0,440	0,660	11	-0,565	0,572
Max longevity type	χ^2	38	5,316	0,070	21	4,362	0,113	11	1,710	0,425
Ekologie										
Strategie csr	χ^2	123	12,016	0,062	85	9,688	0,138	36	5,505	0,481
Strategie csr (pouze c, s, r na %)	CCA	123	6,924	0,002	85	5,687	0,006	36	4,782	0,012
Urbanita	χ^2	120	32,653	<0,001	84	21,595	<0,001	36	6,118	0,047
Hemerobie	CCA	118	5,513	0,004	83	2,948	0,006	36	1,134	0,282
Počet hemerobních stupňů	W	118	-1,244	0,213	83	-1,310	0,190	36	-0,042	0,967
Ell. ind. hodnoty - světlo	W	123	2,574	0,010	89	1,416	0,157	35	1,618	0,106
Ell. ind. hodnoty - teplota	W	87	1,911	0,056	64	2,173	0,027	23	0,118	0,277
Ell. ind. hodnoty - kontinentalita	W	101	1,686	0,092	70	0,652	0,514	27	1,157	0,972
Ell. ind. hodnoty - vlhkost	W	113	0,963	0,336	83	1,027	0,305	34	0,584	0,559
Ell. ind. hodnoty - reakce	W	92	2,179	0,029	66	3,066	0,002	24	1,007	0,314
Ell. ind. hodnoty - dusík	W	104	-3,340	<0,001	74	-2,294	0,022	25	-0,397	0,692
Rozšíření										
Fytogeografická oblast	CCA	139	4,321	0,020	92	10,913	0,002	59	10,291	0,002
Výškový stupeň	CCA	193	13,299	0,002	123	7,419	0,002	66	8,886	0,002
Počet floristických zón	W	128	-4,170	<0,001	91	-4,550	<0,001	34	-3,263	0,001
Počet floristických oblastí	W	129	-2,053	0,040	91	-2,730	0,006	34	-1,772	0,076
Stanoviště	CCA	206	3,652	0,004	-	-	-	-	-	-

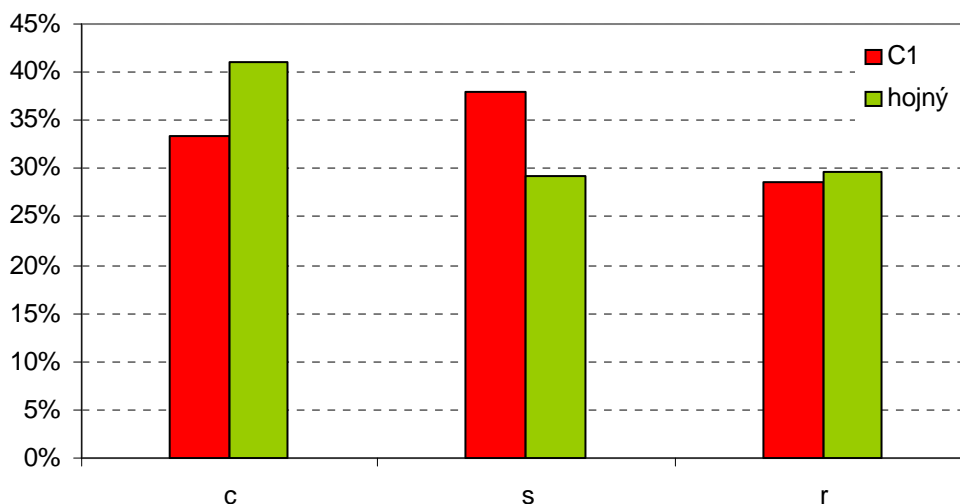
Druhy C1 se od druhů jim blíže příbuzných hojných liší také způsobem disperze (Obr. 4). Na rozdíl od druhů hojných je mezi druhy C1 vyšší zastoupení epizoochorie a hydrochorie a nižší zastoupení endozoochorie a hemerochorie. Pokud však sloučíme epizoochorii, endozoochorii a dysochorii do jedné kategorie zoochorie, rozdíly ve způsobu disperze už nejsou signifikantní (CCA, $F = 1,910$, $p = 0,114$). Rovněž pokud se zaměříme jen na potenciál šířit se na delší vzdálenost (součet všech kategorií kromě kategorie „ostatní“), nezjistíme signifikantní rozdíl (Wilcoxonův znaménkový t-test, $Z = 0,687$, $p = 0,492$).

V dalších charakteristikách týkajících se semen – hmotnost a tvar semen, jejich produkce a přežívání v půdní semenné bance (*seed bank longevity index, maximal longevity type*) se neukázal žádný signifikantní rozdíl.



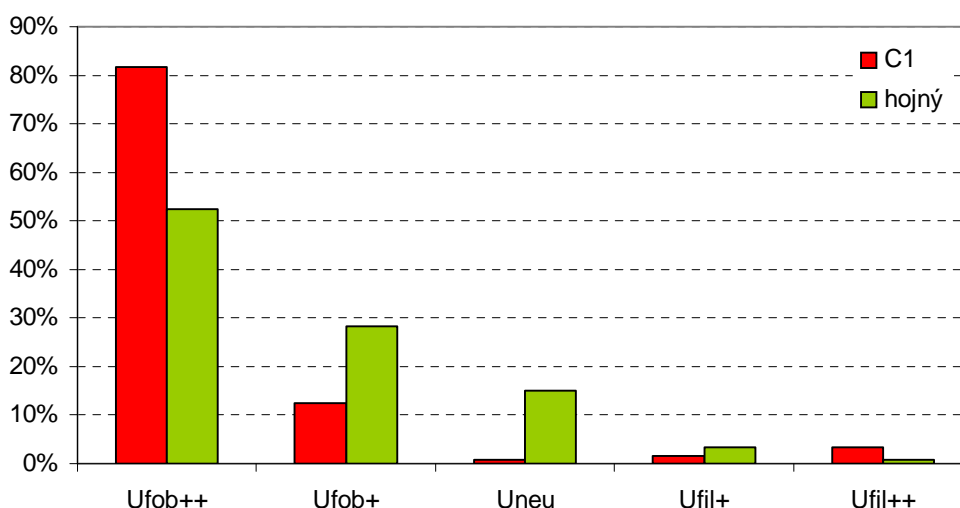
Obr. 4. Rozdíly ve způsobu disperze druhů C1 a jim blíže příbuzných hojných pro všechny páry ($n = 141$, $p = 0,028$). Anemo – anemochorie (šíření větrem), hydro – hydrochorie (šíření vodou), epizoo – epizoochorie (šíření zvířaty na povrchu jejich těla), endozoo – endozoochorie (šíření zvířaty po průchodu trávicím traktem), dyso – dysochorie (šíření zvířaty při vytváření potravních zásob), hemero – hemerochorie (šíření člověkem), ostatní – šíření na krátkou vzdálenost. Údaje čerpány z databáze DIASPORUS (Bonn et al. 2000), která se zaměřuje především na dálkovou disperzi semen (*long distance dispersal*) – tedy potenciál šířit se mezi populacemi na vhodný a zatím neobsazený habitat. Další způsoby šíření na krátké vzdálenosti (v rámci populací) jsou shrnuty do jediné kategorie („ostatní“).

Druhy C1 a jejich hojné protějšky se liší v řadě ekologických charakteristik. Rozdíly najdeme v zastoupení jednotlivých kategorií ekologických strategií csr podle Grima (1979). Tento rozdíl je však průkazný, jen pokud jednotlivé kombinace tohoto schématu rozkódujeme do základních skupin. V tomto případě se ukáže nižší zastoupení c-stratégů a vyšší zastoupení s-stratégů mezi druhy C1 ve všech třech skupinách párů (pro všechny páry Obr. 5).

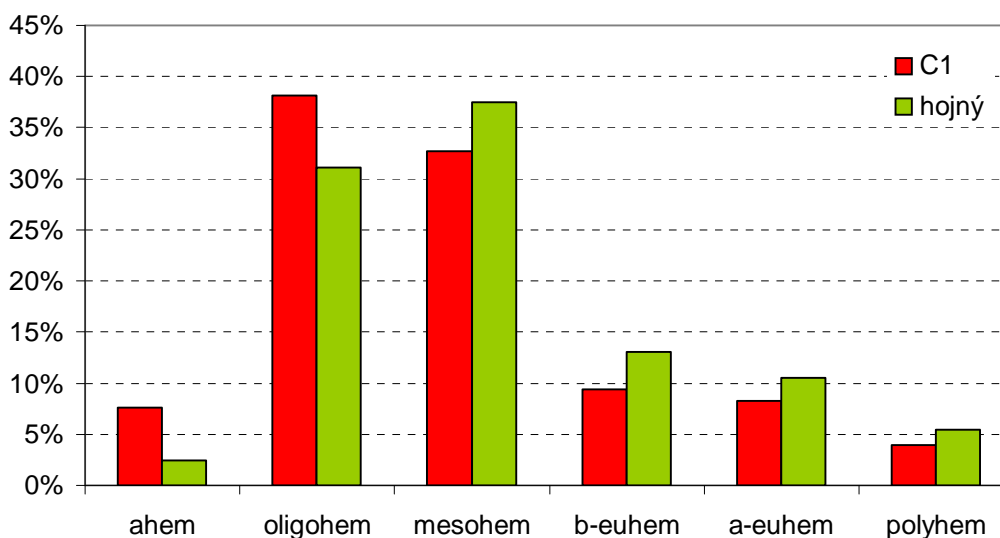


Obr. 5. Rozdíly v ekologické strategii druhů C1 a jejich hojných protějšků pro všechny páry ($n = 123$, $p = 0,002$). Přechnodné kategorie (cs, cr, sr, csr) procentuálně rozkódovány do kategorií základních (např. cs-stratég: 50 % c, 50 % s).

Druhy se též liší v ekologických charakteristikách urbanita a hemerobie. Tyto rozdíly vycházejí průkazně ve všech skupinách porovnávaných párů, jen pro druhy sekundárních trávníků už rozdíl v hemerobii není signifikantní. Mezi druhy C1 najdeme mnohem více urbanofóbních taxonů než mezi jejich hojnými protějšky (81,7 % vs. 52,5 %), je mezi nimi ale i větší zastoupení druhů urbanofilních, tedy druhů omezených svým výskytem na lidská sídla (3,3 % vs. 0,8 %) (Obr. 6). Mezi druhy C1 je také větší zastoupení ahemerobních a oligohemerobních taxonů (7,6 % vs. 2,4 % resp. 38,1 % vs. 31,1 %), tedy druhů obývajících stanoviště nenarušených činností člověka (Obr. 7). Počtem hemetobních stupňů se ale druhy C1 a jim blízké příbuzné hojně neliší.



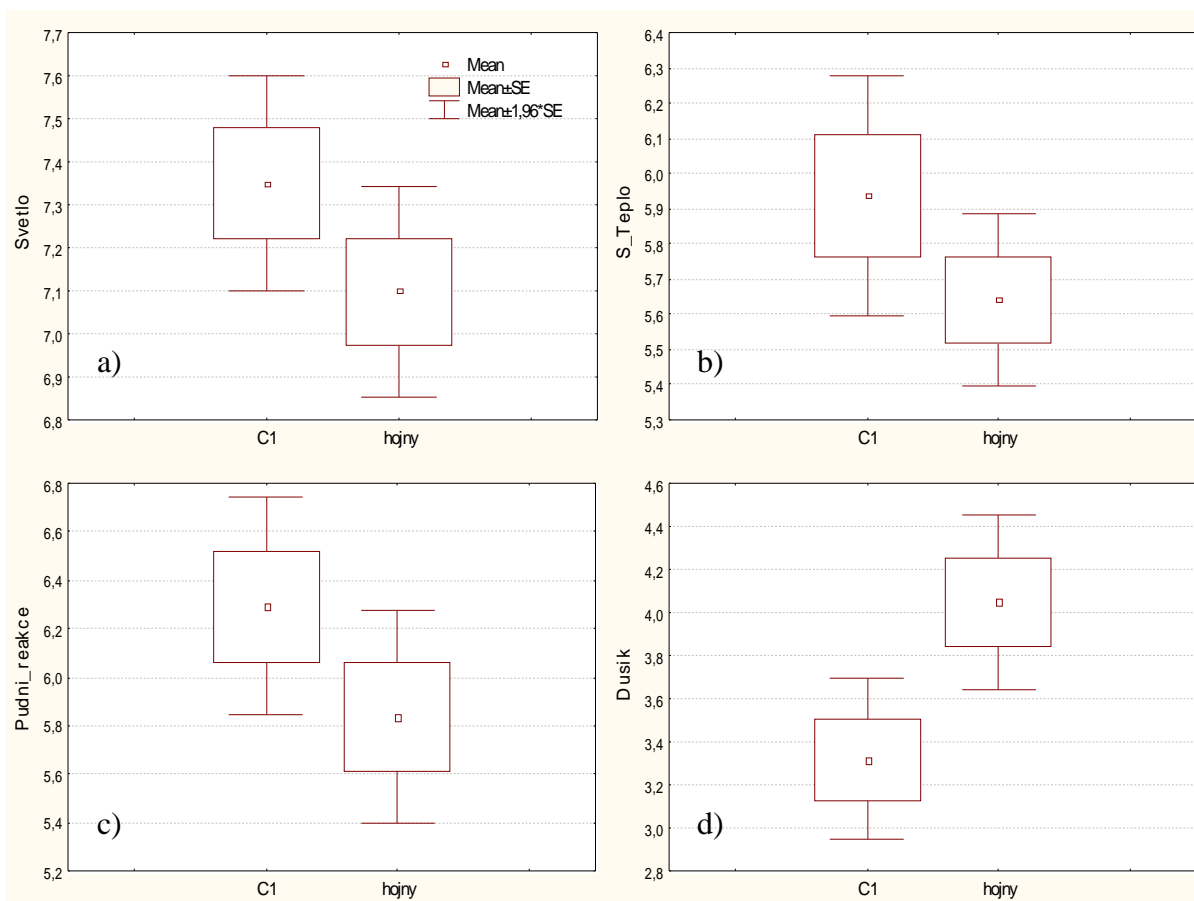
Obr. 6. Zastoupení druhů C1 a jim blízké příbuzných hojných v různých kategoriích urbanity (vlastnost vyjadřující afinitu rostlin k urbánním oblastem). Ufob++ – urbanofóbní (vždy mimo lidská sídla), Ufob+ – mírně urbanofóbní (většinou mimo lidská sídla), Uneu – urbanoneutrální, Ufil+ – mírně urbanofilní (často v osídlených oblastech), Ufil++ – urbanofilní (druhy omezené na lidská sídla). Všechny páry, $n = 120$, $p < 0,001$.



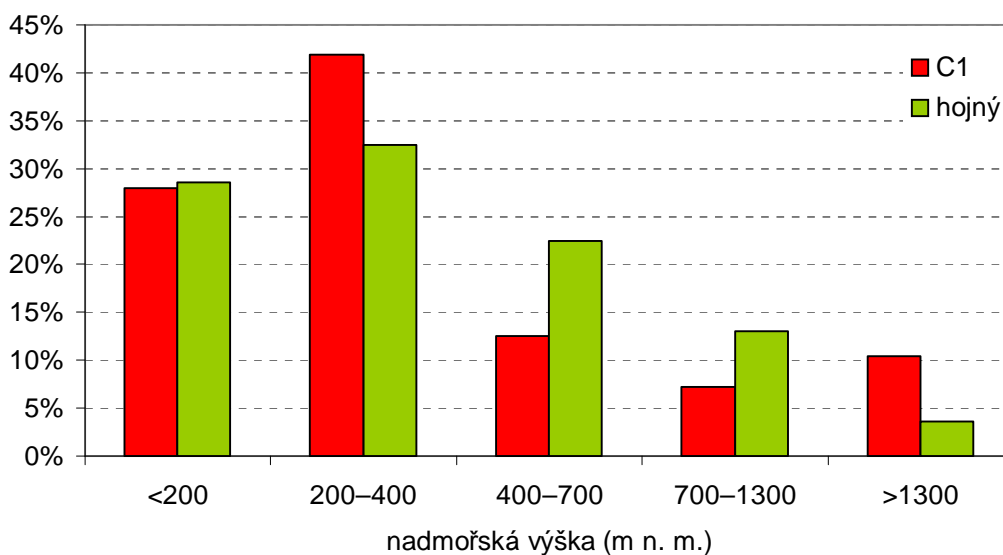
Obr. 7. Zastoupení druhů C1 a jim blíže příbuzných hojných v různých kategoriích hemerobie (měřítko toho, jak přirozená stanoviště rostlina obývá). Ahem – ahemerobní (přirozené, bez lidského vlivu), oligohem – oligohemerobní (slabě ovlivněné činností člověka), mesohem – mesohemerobní (mírně ovlivněné činností člověka), b-euhem – β -euhemerobní (druhy intenzivně obhospodařovaných luk, pastvin, lesů), a-euhem – α -euhemerobní (druhy polních kultur, intenzivně obhospodařovaných lesů se slabě vyvinutou půdou), polyhem – polyhemerobní (rostliny obývající stanoviště zcela přeměněná, uměle vytvořená činností člověka). Všechny páry, $n = 118$, $p = 0,004$.

Druhy C1 se rovněž liší v Ellenbergových indikačních hodnotách. Mají vyšší hodnoty pro světlo – jsou více světlomilné (průkazný rozdíl pro všechny páry, Obr. 8a), vyšší hodnoty pro teplotu (průkazný rozdíl pro druhy stejného typu stanoviště, Obr. 8b), vyšší hodnoty pro reakci (jsou spíše bazifilní, průkazný rozdíl pro všechny páry, Obr. 8c a druhy stejného typu stanoviště) a nižší hodnoty pro dusík (preferují méně úživná stanoviště; průkazný rozdíl pro všechny páry, Obr. 8d a druhy stejného typu stanoviště).

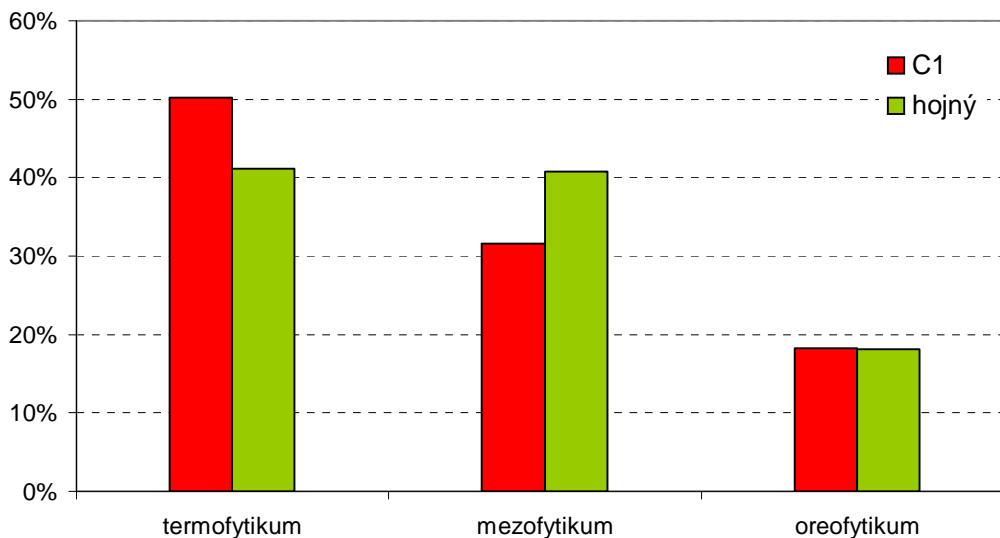
Druhy C1 se od svých hojnějších protějšků významně liší ve všech charakteristikách souvisejících s rozšířením kromě počtu floristických oblastí pro páry ze sekundárních trávníků a vřesovišť, pro které je rozdíl jen okrajově významný. Rozdíly najdeme v zastoupení v různých výškových stupních a fyto geografických oblastech. Druhy C1 se více vyskytují v pahorkatinách a subalpínském stupni, méně jsou zastoupeny v podhůří a horách (Obr. 9). Zároveň se více vyskytují v termofytiku a méně v mezofytiku (Obr. 10). Druhy C1 mají rovněž zřejmě menší areály rozšíření – pokud porovnáme počet floristických zón a oblastí, které tyto druhy osídľují, je jejich počet průkazně nižší než u druhů párových hojných (Obr. 2e).



Obr. 8. Rozdíly v Ellenbergových indikačních hodnotách mezi druhy C1 a jim blíže příbuznými druhy hojnými. a) Ell. ind. hodnoty pro světlo – všechny páry ($n = 123$, $p = 0,01$); b) Ell. ind. hodnoty pro teplotu – páry ze stejného typu stanoviště ($n = 64$, $p = 0,027$); c) Ell. ind. hodnoty pro půdní reakci – všechny páry ($n = 92$, $p = 0,029$); d) Ell. ind. hodnoty pro dusík – všechny páry ($n = 104$, $p < 0,001$).

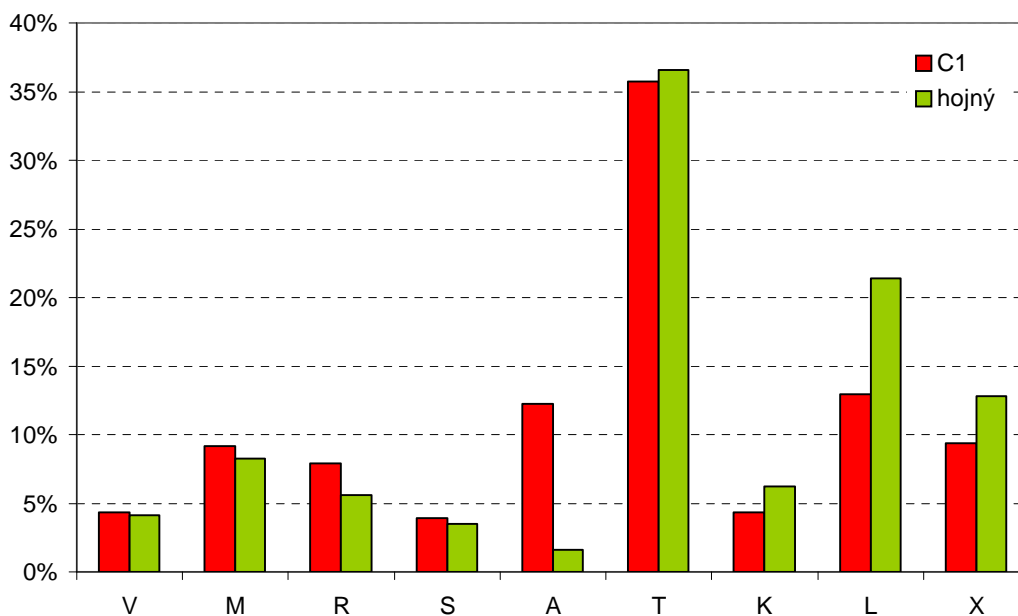


Obr. 9. Zastoupení druhů C1 a jim blíže příbuzných hojných v různých nadmořských výškách (nížiny – pahorkatiny – podhůří – hory – subalpínský stupeň). Všechny páry, $n = 193$, $p = 0,002$.



Obr. 10. Zastoupení druhů C1 a jim blíže příbuzných hojných v základních fyto geografických oblastech ČR. Všechny páry, $n = 139$, $p = 0,02$.

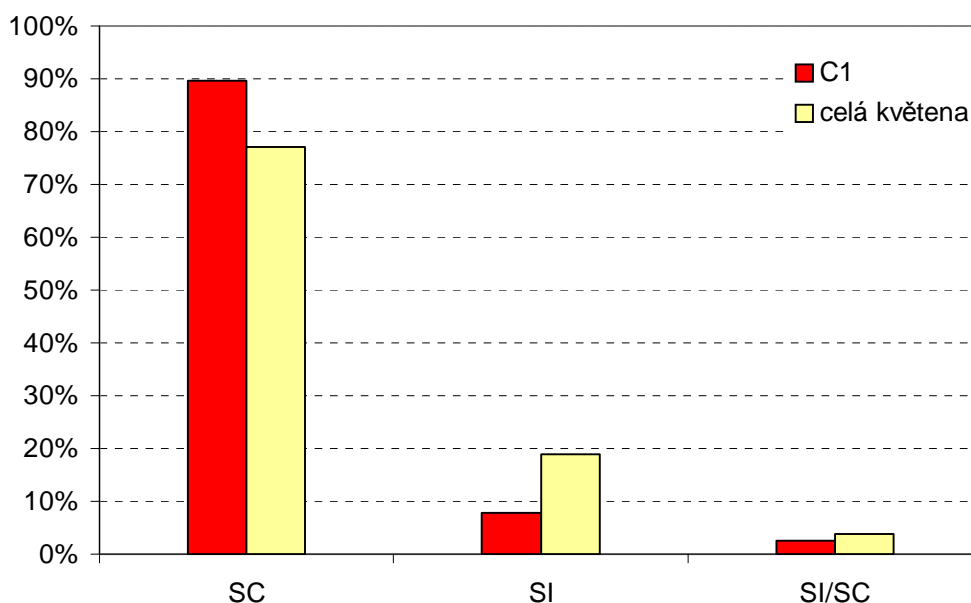
Druhy C1 a jim blíže příbuzné hojné se rovněž liší zastoupením v různých typech biotopů (Obr. 11). Druhy C1 mírně převažují v mokřadech (9,1 % oproti 8,2 %) a na prameništích a rašeliništích (7,9 % oproti 5,6 %), výrazně převažují v alpském bezlesí (12,2 % oproti 1,6 %) a naopak jsou mnohem méně zastoupeny v lesích (12,9 % oproti 21,4 %).



Obr. 11. Zastoupení druhů C1 a druhů jim blíže příbuzných hojných v různých typech biotopů. V – vodní toky a nádrže, M – mokřady a pobřežní vegetace, R – prameniště a rašeliniště, S – skály, sutě a jeskyně, A – alpské bezlesí, T – sekundární trávníky a vřesoviště, K – křoviny, L – lesy, X – biotopy silně ovlivněné nebo vytvořené člověkem. Všechny páry, $n = 206$, $p = 0,004$.

4.2 Porovnání druhů C1 vs. celá česká květena

Porovnání vybraných vlastností druhů C1 a druhů celé české květeny potvrdilo některé již zjištěné skutečnosti. Stejně jako při porovnání s druhy blízkce příbuznými hojnými se druhy C1 neodlišují životní formou, tvarem semen, přežíváním v půdní semenné bance vyjádřeným jako *seed bank longevity index* a Ellenbergovými indikačními hodnotami pro kontinentalitu (Tab. 3). Znovu se ukázaly rozdíly v průměrné výšce – druhy C1 jsou průkazně menšího vzrůstu (Obr. 17a) a v inkompatibilitě, kdy mezi druhy C1 je menší zastoupení druhů autoinkompatibilních (7,8 % oproti 19 % u druhů celé české květeny) a větší zastoupení autokompatibilních (89,6 % oproti 77,1 %) (Obr. 12).



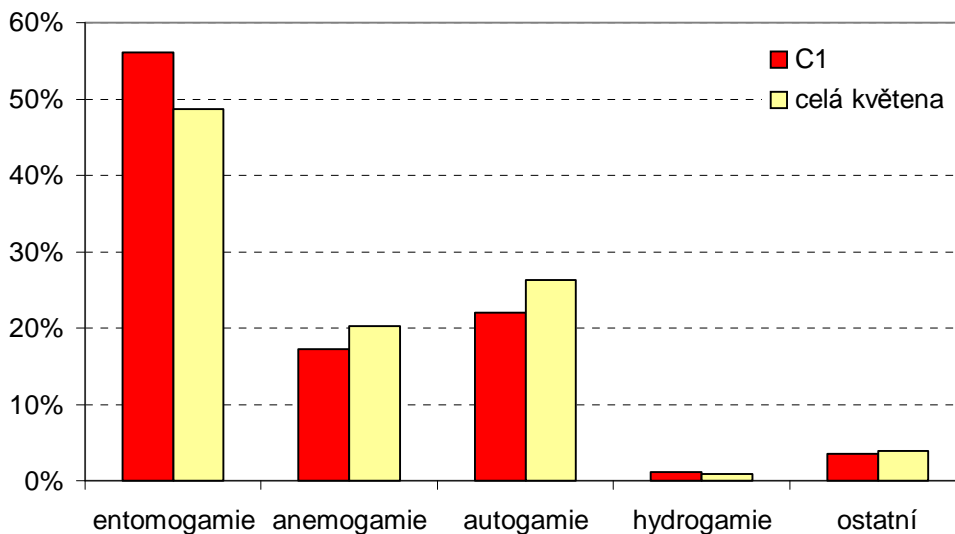
Obr. 12. Rozdíly v inkompatibilitě mezi druhy C1 a druhy celé české květeny. SC – autokompatibilní, SI – autoinkompatibilní, SI/SC – přechodný typ (druh má vyvinuté ne zcela účinné mechanismy zabránění samoopylování). N = 1233, $p < 0,001$.

Nově se ukázaly rozdíly ve způsobu opylování. Mezi druhy C1 je oproti druhům celé české flóry větší zastoupení entomogamie (56 % oproti 48,7 %), menší zastoupení anemogamie (17,3 % oproti 20,3 %) a autogamie (22 % oproti 26,3 %) (Obr. 13). Předchozí porovnání mezi druhy C1 a blízkce příbuznými hojnými bylo neprůkazné, trend byl ale podobný, jen zastoupení autogamních druhů u druhů C1 bylo oproti druhům blízkce příbuzným hojným vyšší. Je však třeba podotknout, že u této vlastnosti vyšlo porovnání druhů C1 a podsouboru druhů celé české květeny 3 × neprůkazně a 2 × okrajově signifikantně, což ukazuje, že zjištěné rozdíly nejsou tolik významné.

Další nový rozdíl se objevil v hmotnosti semen – druhy C1 mají průkazně lehčí semena oproti druhům celé květeny (Obr. 17b).

Tab. 3. Rozdíly ve vybraných charakteristikách druhů C1 a druhů celé české květeny. Test: CCA – unimodální mnohorozměrná přímá analýza, ANOVA – jednocestná analýza variance, K.-W. – Kruskal-Wallisův test, χ^2 – kontingenční tabulka; n – počet pozorování; F-statistika/ χ^2 – hodnota statistiky pro příslušný test. Signifikantní rozdíly v daných charakteristikách na hladině významnosti $\alpha = 0,05$ jsou tučně zvýrazněny. Dále výsledky 10 testů porovnávajících vlastnosti druhů C1 a náhodného podsouboru druhů celé české květeny o stejném počtu pozorování jako soubor druhů C1. n – počet pozorování, signif. – počet signifikantních rozdílů na hladině významnosti $\alpha = 0,05$, okraj. signif. – počet okrajově signifikantních rozdílů ($\alpha = 0,1$) z celkového počtu 10 porovnávaných.

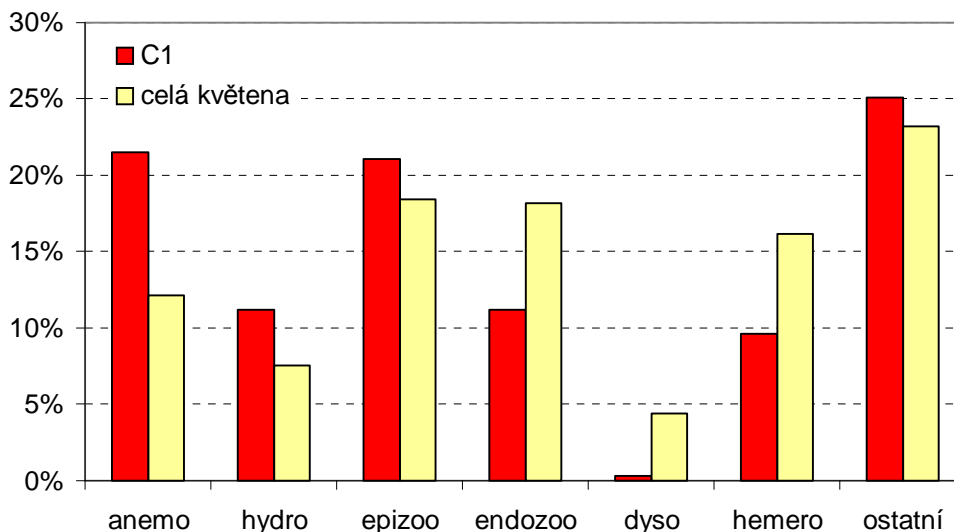
Vlastnosti	test	C1 vs. celá květena			C1 vs. náhodný výběr z celé květeny		
		n	F-statistika/ χ^2	p-hodnota	n	počet rozdílů signif.	okraj. signif.
Životní forma	CCA	2027	1,606	0,150	966	2	1
Průměrná výška	K.-W.	1808	56,462	<0,001	498	10	0
Specific leaf area (SLA)	K.-W.	1485	1,327	0,249	336	0	0
Opylování	CCA	1675	3,104	0,028	742	5	2
Inkompatibilita	χ^2	1233	18,416	<0,001	462	10	0
Terminal velocity	ANOVA	1236	1,905	0,168	370	3	2
Hmotnost semen	K.-W.	1333	20,230	<0,001	344	10	0
Tvar semen	ANOVA	1190	0,329	0,566	380	0	0
Způsob disperze	CCA	1177	16,951	0,002	650	10	0
Seed bank longevity index	K.-W.	690	0,211	0,646	118	0	0
Max longevity type	χ^2	986	17,513	0,002	168	8	2
Strategie csr	χ^2	1560	55,975	<0,001	520	10	0
Strategie csr (pouze c, s, r na %)	CCA	1560	22,416	0,002	520	10	0
Ell. ind. hodnoty - světlo	K.-W.	1796	27,721	<0,001	536	10	0
Ell. ind. hodnoty - teplota	K.-W.	1564	0,859	0,354	512	0	0
Ell. ind. hodnoty - kontinentalita	K.-W.	1628	0,772	0,380	498	0	1
Ell. ind. hodnoty - vlhkost	K.-W.	1444	20,210	<0,001	524	10	0
Ell. ind. hodnoty - reakce	K.-W.	1550	0,078	0,780	492	0	0
Ell. ind. hodnoty - dusík	K.-W.	1690	60,687	<0,001	500	10	0



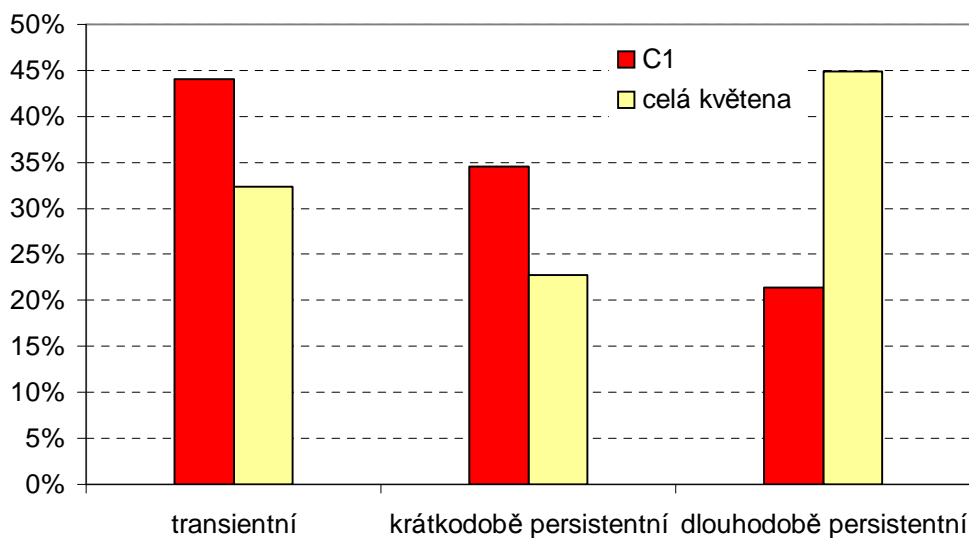
Obr. 13. Rozdíly mezi druhy C1 a druhy celé české květeny ve způsobu opylování. $N = 1675$, $p = 0,028$.

Stejně jako při porovnání s druhy blízké příbuznými hojnými vyšel průkazný rozdíl ve způsobu disperze; u druhů C1 převládá epizoochorie a hydrochorie. Zatímco však srovnání druhů C1 vs. druhy blízké příbuzné hojné ukázalo nepatrně menší zastoupení anemochorie u druhů C1 (18,7 % oproti 19,5 %), při porovnání s druhy celé české květeny bylo zastoupení anemochorie mezi druhy C1 mnohem větší (21,5 % oproti 12,1 %) (Obr. 14). Tyto rozdíly zůstanou signifikantní i při sloučení tří různých způsobů zoochorie do jedné kategorie (CCA, $F = 18,59$, $p = 0,002$), rozdíly v zastoupení *long distance dispersal* mezi druhy C1 a běžnými druhy celé květeny však již signifikantní nejsou (Kruskal-Wallisův test, $\chi^2 = 1,792$, $p = 0,1807$).

Druhy C1 se také liší přežíváním v půdní semenné bance, vyjádřeným jako *maximal longevity type*. Mezi druhy C1 je větší zastoupení druhů s transientní a krátkodobě persistentní půdní semennou bankou (Obr. 15). Rozdíl předchozího porovnání mezi druhy C1 a blízké příbuznými hojnými byl okrajově signifikantní, s větším zastoupením druhů C1 s transientní půdní semennou bankou a menším zastoupením druhů s krátkodobě a dlouhodobě persistentní půdní semennou bankou.



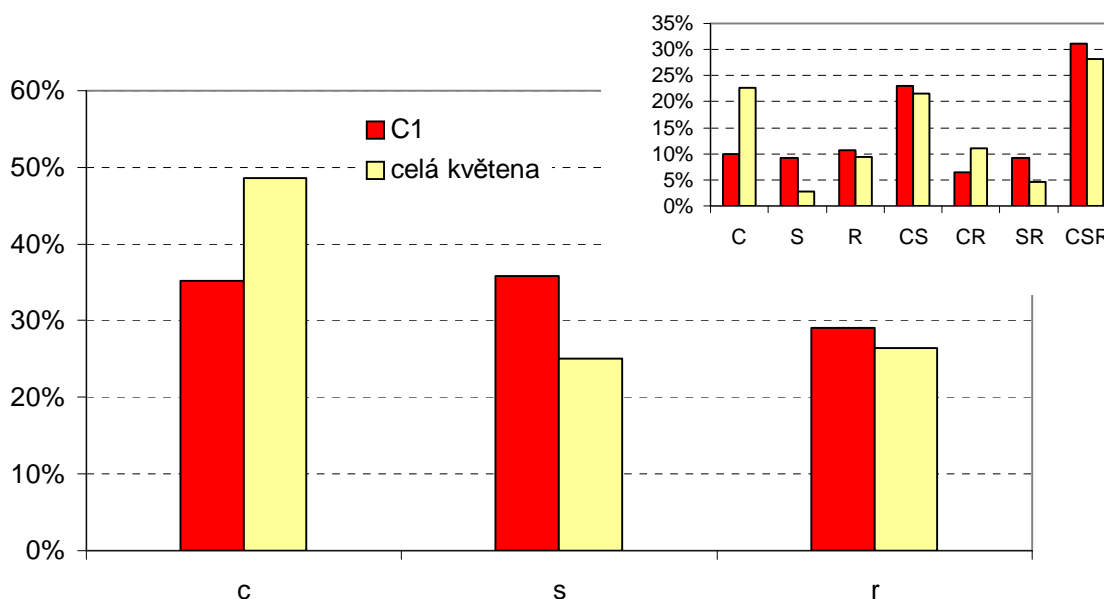
Obr. 14. Rozdíly mezi druhy C1 a druhy celé české flóry ve způsobu disperze. Anemo – anemochorie (šíření větrem), hydro – hydrochorie (šíření vodou), epizoo – epizochorie (šíření zvířaty na povrchu jejich těla), endozoo – endozochorie (šíření zvířaty po průchodu trávicím traktem), dyso – dysochorie (šíření zvířaty při vytváření zásob potravy), hemero – hemerochorie (šíření člověkem), ostatní – šíření na krátkou vzdálenost. Údaje čerpány z databáze DIASPORUS (Bonn et al. 2000), která se zaměřuje především na dálkovou disperzi semen (*long distance dispersal*) – tedy potenciál šířit se mezi populacemi na vhodný a zatím neobsazený habitat. Další způsoby šíření na krátké vzdálenosti (v rámci populací) jsou shrnuty do jediné kategorie („ostatní“). N = 1177, $p = 0,002$.



Obr. 15. Rozdíly mezi druhy C1 a druhy celé české květeny v přežívání v půdní semenné bance. Půdní semenná banka: transientní – ztráta klíčivosti do 1 roku, krátkodobě persistentní – ztráta klíčivosti během 1–5 let, dlouhodobě persistentní – semena si zachovávají klíčivost >5 let. N = 986, $p = 0,002$.

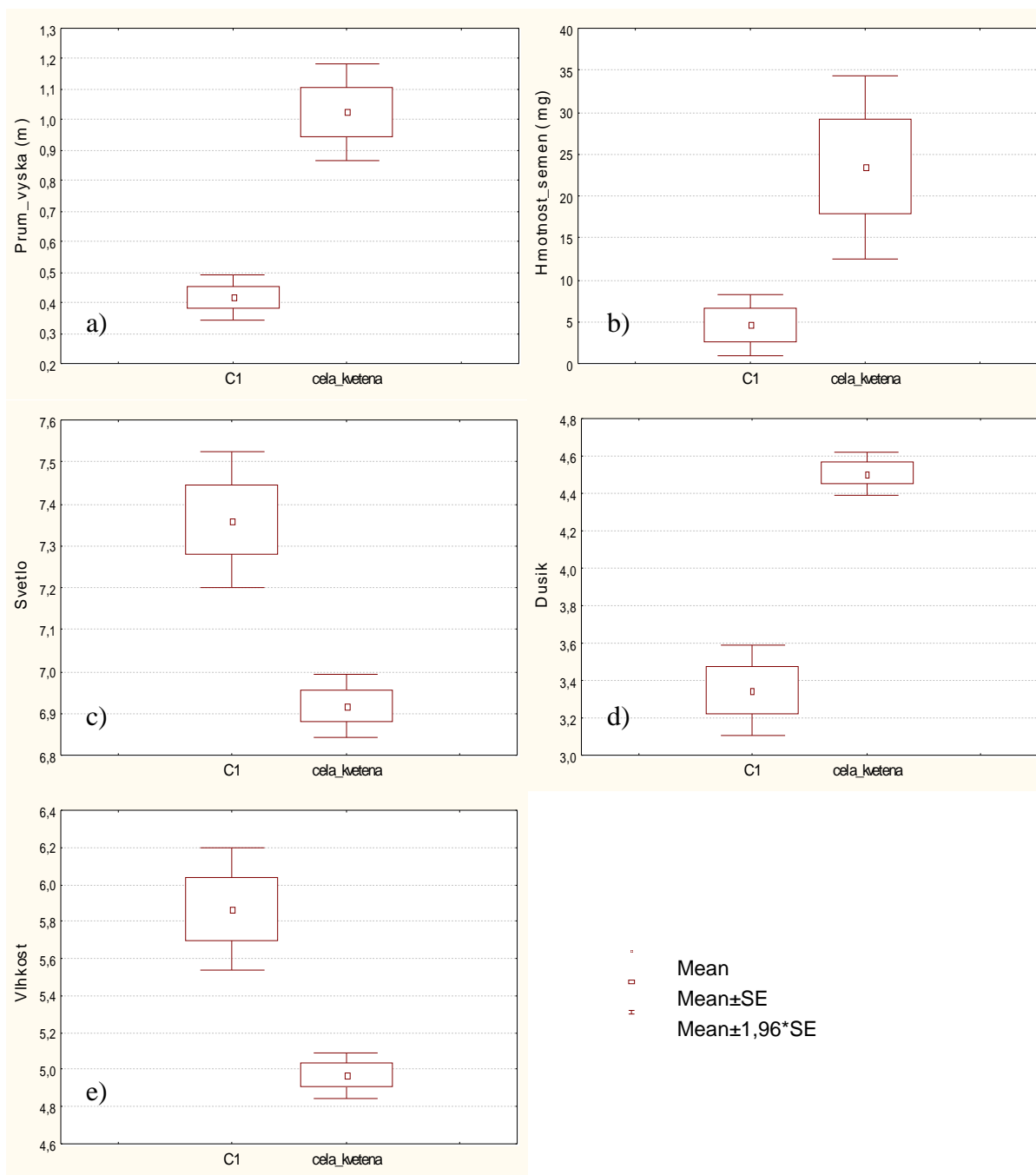
Druhy C1 a druhy celé české květeny se stejně jako při porovnání s druhy blízce příbuznými hojnými liší ve strategii csr. Mezi druhy C1 je nižší zastoupení c-stratégů a vyšší zastoupení s-stratégů. Tyto rozdíly se projeví i při porovnání všech kombinací tří základních kategorií c-s-r Grimova trojúhelníku (Obr. 16).

Stejně jako při porovnání druhů C1 s druhy blízce příbuznými hojnými se druhy C1 liší v Ellenbergových indikačních hodnotách pro světlo (druhy C1 jsou světlomilnější, Obr. 17c) a pro dusík (u druhů C1 jsou průkazně nižší Obr. 17d). Nově se ukázal rozdíl v hodnotách pro vlhkost – druhy C1 je mají vyšší a jsou tedy vlhkomilnější (Obr. 17e). Rozdíly v hodnotách pro teplotu a půdní reakci byly naopak při tomto porovnání neprůkazné.



Obr. 16. Rozdíly ve strategii csr mezi druhy C1 a druhy celé české květeny. Přechodné kategorie (cs, cr, sr, csr) procentuálně rozkódovány do kategorií základních (např. cs-stratég: 50 % c, 50 % s). V pravém horním rohu výsledek porovnání všech kategorií. N = 1560, p = 0,002.

Zjištěné rozdíly pro průměrnou výšku, inkompatibilitu, hmotnost semen, způsob disperze, *maximal longevity type*, strategii csr a Ellenbergovy indikační hodnoty byly dost průkazné ($p = 0,002$ nebo $p < 0,001$) a tuto skutečnost potvrdily i opakované testy pro podsoubor běžných druhů celé české květeny. Méně průkazný byl rozdíl ve způsobu opylování – z deseti porovnání vyšlo jen 5 signifikantně a 2 okrajově signifikantně. Při opakovaných testech se také objevil 2 × signifikantní a 1 × okrajově signifikantní rozdíl v životní formě a 3 × signifikantní a 2 × okrajově signifikantní rozdíl v *terminal velocity*. Mohlo jít o náhodu, ale spíše se zdá, že i v těchto charakteristikách existují na úrovni celé české květeny rozdíly, které však nejsou tak významné.



Obř. 17. Porovnání kvantitativních charakteristik a rozdílů v Ellenbergových indikačních hodnotách mezi druhy C1 a druhy celé české květeny. a) Rozdílů v průměrné výšce, $n = 1808$, $p < 0,001$, b) rozdílů v hmotnosti semen, $n = 1333$, $p < 0,001$. c) Ellenbergovy indikační hodnoty pro světlo, $n = 1796$, $p < 0,001$. d) Ellenbergovy indikační hodnoty pro dusík, $n = 1690$, $p < 0,001$, e) Ellenbergovy indikační hodnoty pro vlhkost, $n = 1444$, $p < 0,001$.

4.3 Další zkoumané druhové charakteristiky

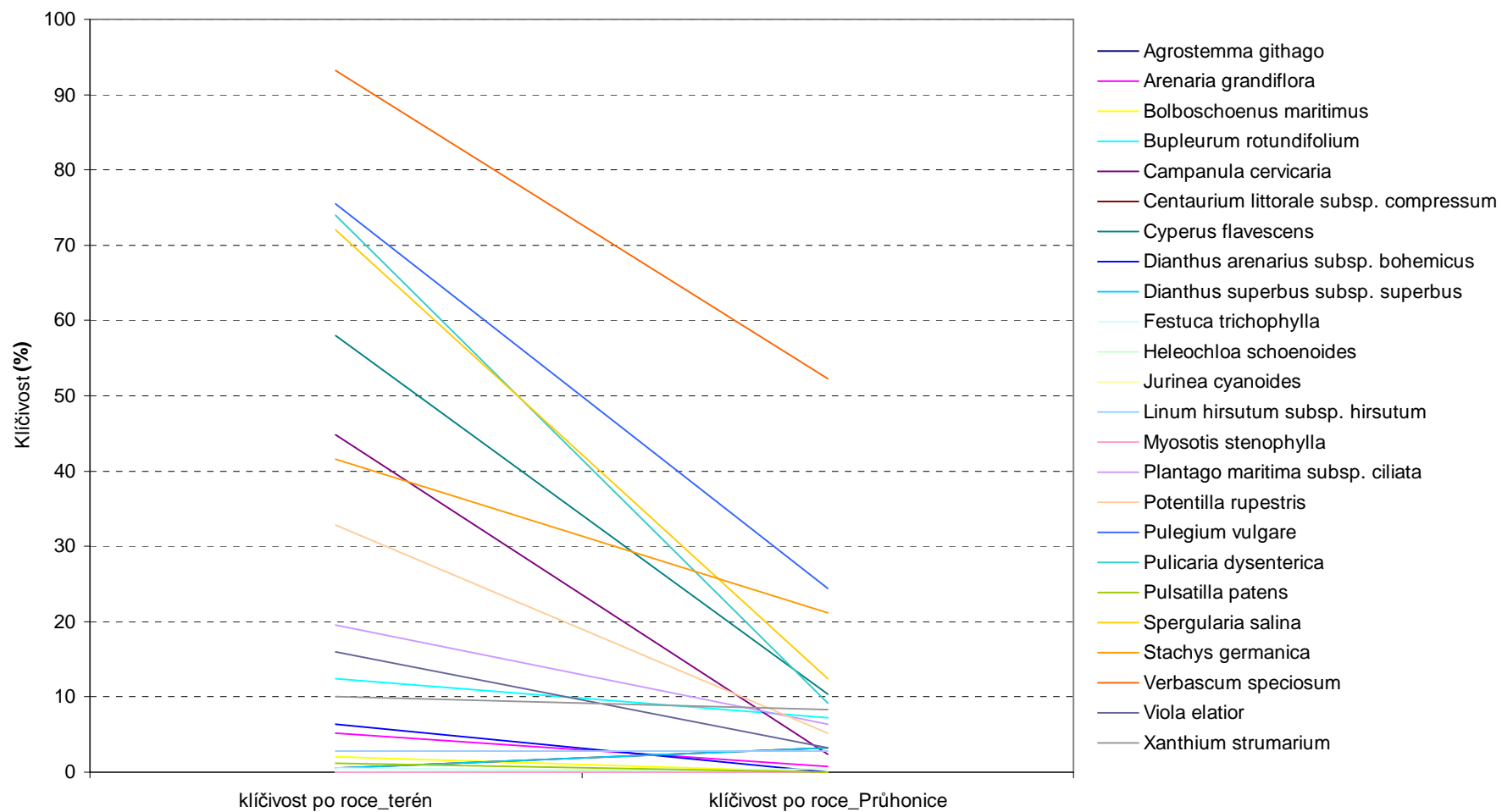
Zjištěné charakteristiky semen (hmotnost, délka, výška, šířka, tvar), hodnoty klíčivosti a typ půdní semenné banky jsou uvedeny v Příloze 3. Rozdíl v klíčivosti semen druhů C1 a jim blízké příbuzných hojných je nesignifikantní (párový t-test, $t = -0,703$, $n = 10$, $p = 0,5$). Druhy C1 a jim blízké příbuzné druhy hojné se rovněž neliší poklesem klíčivosti semen zakopaných 10 měsíců v půdě (Wilcoxonův znaménkový t-test, $Z=0$, $n=9$, $p=1$). Za zmínku stojí pozorovatelný signifikantní rozdíl v poklesu klíčivosti u semen zakopaných v terénu a semen zakopaných v pokusné zahradě Botanického ústavu AV ČR v Průhonicích (Wilcoxonův znaménkový test, $Z = 3,396$, $n = 24$, $p < 0,001$; Obr. 18).

Vyhodnocení opylovacího pokusu není zcela jednoznačné. Byla prokázána schopnost samoopylení u druhů *Jurinea cyanooides*, *Plantago maritima* subsp. *ciliata* a *Pseudognaphalium luteoalbum* (Tab 4). *Aster alpinus* má velmi malou schopnost samoopylení, ale i u tohoto druhu se v úborech obalených monofilem vytvořilo několik klíčivých semen. U druhu *Veratrum nigrum* jsem z technických důvodů (velikost celého květenství vs. velikost monofilových sáčků) zabránila přístupu opylovačů jen na postranních větvích květenství. Jak se ovšem ukázalo, v této části květenství se semena obvykle nevytváří, ani když ke květům opylovači přístup mají. Z 24 květenství, u nichž bylo zabráněno přístupu opylovačů, se na jednom z nich vytvořilo 9 klíčivých semen. U kontrolních květenství se vytvořilo celkem 32 klíčivých semen, což nepředstavuje signifikantní rozdíl (Wilcoxonův znaménkový test, $Z = -0,977$, $p = 0,329$).

Tab. 4. Výsledky pokusu zjišťujícího schopnost samoopylení vybraných druhů C1. Samoopylení – monofilovým sáčkem zabráněno přístupu opylovačů, kontrola – volné květy (květenství) bez zásahu.

taxon	životnost (%)	
	samoopylení	kontrola
<i>Jurinea cyanooides</i>	1,2	2,3
<i>Plantago maritima</i>	82,2	69,8
<i>Pseudognaphalium luteoalbum</i>	80	90
<i>Aster alpinus</i>	0,6	57,2

Opylovací pokus s druhem *Myosotis stenophylla* zkomplikoval fakt, že se lokalitou zřejmě prohnalo stádo prasat, což způsobilo ztrátu řady monofilových sáčků. Při další návštěvě lokality jsem sice zapytlíčkovala náhradní rostliny, nakonec jsem však neodhadla dobu produkce semen, takže řada semen zřejmě vypadala, než jsem je stačila sklídit. Na základě procentické klíčivosti vytvořených semen (Tab. 5) by se zdálo, že druh má omezenou schopnost samoopylení a poměrně účinný mechanismus, který brání vytvoření semen po opylení vlastním pylem. A že je možná v produkci semen limitován opylovači – velmi vysoké procento klíčivosti u varianty „ruční cizosprašení“. Tato procena jsou však založena na velmi nízkém počtu sklizených semen (konkrétně u varianty A 6 semen, var. B 1 sem., var. C 14 sem. a var. D 34 sem.).



Obr. 18. Rozdíl v klíčivosti semen zakopaných 10 měsíců v terénu a v pokusné zahradě Botanického ústavu AV ČR v Průhonících. Signifikantní rozdíl, Wilcoxonův znaménkový test, $Z = 3,396$, $n = 24$, $p < 0,001$.

U druhu *Dianthus arenarius* subsp. *bohemicus* se rovněž ve variantě ruční samoopylení nevytvořila žádná klíčivá semena (Tab. 5). Vysoká hodnota klíčivosti u varianty A (samoopylení bez zásahu) je způsobeno tím, že z 22 takto ošetřených květů se u 2 vytvořila normálně klíčivá semena. To však mohlo být způsobeno průnikem opylovače do monofilového sáčku. Z celkem 32 květů se u 30 květů, do kterých bylo zabráněno přístupu opylovačům (20 samoopylení bez zásahu + 10 ručně samoopylených), nevytvořila vůbec žádná semena, proto je možné předpokládat, že druh není schopen za normálních podmínek samoopylení a je autoinkompatibilní.

Tab. 5. Výsledky pokusu zjišťujícího schopnost samoopylení a autokompatibilitu vybraných druhů C1. A – samoopylení bez zásahu, B – ruční samoopylení, C – ruční cizosprášení, D – cizosprášení bez zásahu.

taxon	životnost (%)			
	A	B	C	D
<i>Myosotis stenophylla</i>	20,0	0,0	78,6	11,8
<i>Dianthus arenarius</i> subsp. <i>bohemicus</i>	0,0 (78,6)	0,0	88,6	95,0

5 Shrnutí

Porovnání biologických charakteristik druhů C1 a druhů jim blízce příbuzných hojných odhalilo rozdíly v průměrné výšce, délce trvání kvetení, zastoupení mechanismu autoinkompatibility a způsobu disperze. Druhy C1 jsou menší, kvetou kratší dobu, jsou více autokompatibilní, mají větší hodnoty *terminal velocity* (okrajově signifikantní rozdíl, signifikantní rozdíl pro druhy stejného typu stanoviště) a je mezi nimi zastoupeno více epizoochorních a hydrochorních druhů. Tyto rozdíly většinou zůstaly zachovány i při porovnání párů druhů ze stejného typu stanoviště (rozdíl ve způsobu disperze vyšel jen okrajově signifikantní). Při srovnání druhů sekundárních trávníků a vřesovišť byly některé rozdíly opět jen okrajově signifikantní (*terminal velocity*, způsob disperze), nebo se nepotvrdily vůbec (inkompatibilita), navíc se však objevily rozdíly v délce života a SLA, přičemž mezi druhy C1 sekundárních trávníků je větší zastoupení jednoletých a dvouletých druhů a hodnoty SLA jsou u nich nižší než u druhů jim blízce příbuzných hojných. V ostatních porovnávaných vegetativních a generativních charakteristikách se druhy C1 a jim blízce příbuzné hojné neliší.

Srovnání ekologických charakteristik ukázalo řadu dalších rozdílů – mezi druhy C1 je menší zastoupení c-strategů, větší zastoupení druhů urbanofóbních, ahemerobních a oligohemerobních. Od druhů blízce příbuzných hojných se C1 druhy odlišují i v Ellenbergových indikačních hodnotách – mají vyšší hodnoty pro světlo, teplotu a půdní reakci a nižší hodnoty pro dusík. Druhy C1 se dále liší od druhů jim blízce příbuzných hojných rozšířením. Jsou nesterpně zastoupeny v různých výškových stupních (druhy C1 převažují v pahorkatinách a subalpínském stupni) a v rámci fyto geografických oblastí (větší zastoupení v termofytiku, menší v mezofytiku). Mají menší areály rozšíření – vyjádřeno jako počet floristických zón a oblastí. Rovněž se liší zastoupením v různých typech biotopů – druhy C1 jsou více zastoupeny na vlhčích typech stanoviště (vody, mokřady, prameniště a rašeliniště) a v alpínském bezlesí, méně naopak v křovinách a lesích.

Srovnání vybraných vlastností druhů C1 a druhů celé květeny potvrdilo zjištěné rozdíly v průměrné výšce, inkompatibilitě, způsobu disperze, ekologické strategii a Ellenbergových indikačních hodnotách pro světlo a dusík. Nově se ukázaly rozdíly ve způsobu opylování (vyšší zastoupení entomogamie mezi druhy C1), v hmotnosti semen (druhy C1 mají lehčí semena), přežívání v půdní semenné bance (větší zastoupení druhů s transientní a krátkodobě perzistentní půdní semennou bankou mezi druhy C1) a v Ellenbergových indikačních hodnotách pro vlhkost (druhy C1 jsou vlhkomilnější). Naopak se nepotvrdily rozdíly v SLA, *terminal velocity* a Ellenbergových indikačních hodnotách pro teplotu a půdní reakci.

6 Diskuse

6.1 Diskuse použité metodiky

Moje práce je založena na analýze druhových charakteristik excerpovaných z literatury a databází. V principu určitě není špatné využívat poznatků, které už dříve nashromáždili jiní. Člověk se však musí smířit s tím, že takto získané údaje nebudou vždy úplně spolehlivé. Umožní mu to ale provést porovnání pro mnohem větší soubor druhů, než k jakému by dospěl, kdyby údaje o druhových charakteristikách získával sám. Navíc, ani vlastnoruční měření mnohdy nezaručí spolehlivost získaných údajů. Dá se předpokládat, že v rámci porovnávané skupiny druhů jsou jak data o C1 druzích, tak data o druzích hojných zatížena v průměru stejnou chybou a že se tím pádem případné nepřesnosti vyruší.

Nevýhodou přístupu, kdy pro velké množství druhů porovnávané řady snáze zjistitelných charakteristik, pro které je v literatuře a databázích dostatek údajů, je právě omezené spektrum těchto vlastností. Bylo by velmi zajímavé porovnat i další charakteristiky, důležité pro populační biologii druhů, jako je relativní růstová rychlost, klíčení a přežívání semenáčků, plodnost či údaje o herbivorii semen. Tyto informace jsou však zatím známy jen pro malý počet taxonů. Tím se dostáváme ke známému *trade-off*, které už od počátku provází srovnávací studie možných příčin vzácnosti druhů. Je jasné, že konkrétní příčiny vzácnosti či ohrožení nějakého taxonu nám nejlépe odhalí podrobné studium jeho populační biologie a případné porovnání se šířeji rozšířeným blízce příbuzným druhem. Počet vzácných a ohrožených druhů je však čím dál vyšší a tak se objevuje snaha rozšířit srovnávací studie na větší počet taxonů a menší počet snadněji měřitelných vlastností, o kterých se předpokládá, že jsou s klíčovými fázemi životního cyklu korelovány. Rozsáhlejší srovnávací studie v poslední době podporuje i fakt, že se v průběhu času dobře podařilo nashromáždit řadu již publikovaných údajů o druhových charakteristikách ve formě nejrůznějších databází. Nedá se říci, že by byl jeden přístup lepší než druhý, každý má své opodstatnění a jejich výsledky se mohou velmi dobře doplňovat.

Ve své práci porovnávám vlastnosti C1 druhů s vlastnostmi druhů blízce příbuzných hojných a pro některé charakteristiky provádím srovnání s běžnými druhy celé české květeny. Rozdíl obou srovnání spočívá ve zohlednění fylogenetické příbuznosti studovaných druhů. Zatímco běžné mezidruhové srovnání nám dá obecnou informaci o tom, v jakých vlastnostech se C1 druhy liší od zbytku české květeny, dělá si párové porovnání ambice na identifikaci příčin druhové vzácnosti a ohrožení. Pomocí fylogenetické korekce totiž v podstatě hledáme evoluční změny, které druh „nechtěně postavily před riziko vyhynutí“ (Kunin & Gaston 1997). Použitá metoda párového porovnání není jediná možná. Ještě častěji se – zvláště v živočišné ekologii – uplatňuje metoda nezávislých kontrastů (Felsenstein 1985). Ve chvíli, kdy nám pro řadu taxonů chybí informace o jejich postavení v rámci fylogenetického stromu a musíme se opírat zejména o taxonomii, je však párové porovnání vhodnější a jednodušší. Nevýhodou je, že se ne vždy podaří najít vhodný pár, čímž se

značně snižuje počet stupňů volnosti pro statistické porovnání. O to, jestli je opravdu nezbytně nutné aplikovat v případě srovnávacích studií fylogenetickou korekci se ostatně stále vedou spory (např. Westoby et al. 1995, Freckelton et al. 2002). V případě rychle se vyvíjejících znaků a ve chvíli, kdy není k dispozici plně rozřešený fylogenetický strom, může tato metoda vést k nesprávným závěrům (Freckelton 2002). Často se proto používají obě metody (tedy fylogenetická korekce i obecné mezidruhové porovnání), aby bylo možné výsledky obou typů srovnání porovnat.

Při porovnání druhy C1 vs. celá česká květena jsem vycházela z checklistu druhů, vyskytujících se na území ČR (Danilhelka et al. 2007). Vyloučila jsem z něj druhy C1, vyhynulé a různé křížence, přesto na něm zůstaly druhy zavlékané a pěstované, tedy rostliny pro českou flóru ne právě typické. Informace o druhových vlastnostech jsem však vyhledávala v databázi, která pokrývá zejména flóru Německa a střední Evropy, s důrazem na druhy na tomto území původní (Poschold et al. 2003; Tackenberg 2009, ústní sdělení). Z celkového počtu 3263 druhů jsem i u vlastnosti, pro kterou bylo v databázi nejvíce záznamů – výška rostliny – nenalezla údaje pro 1703 z nich. To může být do značné míry způsobeno tím, že jsem nesjednotila názvosloví rostlin podle nomenklatury akceptované databází, přesto se domnívám, že řada nenalezených údajů se vztahuje k druhům, které nejsou na území střední Evropy příliš běžné a k různým subspeciím, uznávaným jen v určitém taxonomickém pojetí. Přes tisíc taxonů, pro které jsem údaje o druhových charakteristikách získala, by mělo představovat poměrně reprezentativní výběr druhů celé české květeny.

Pokud chceme zjistit příčiny druhové vzácnosti porovnáním druhových vlastností blízce příbuzných druhů, je třeba zohlednit ještě jednu skutečnost. Druhy se přizpůsobují prostředí ve kterém rostou, adaptují se na specifické stanovištní podmínky. Případné zjištěné rozdíly v druhových charakteristikách blízce příbuzných druhů rostoucích na různých typech stanoviště pak mohou být právě jen výsledkem těchto adaptací. Tento problém se dá odfiltrout tím, že budeme srovnávat pouze druhy se stejného typu stanoviště. Je však poněkud sporné, jak vlastně ten „stejný typ stanoviště“ definovat. Jako sekundární bezlesí, vlhké louky, svaz *Calthion*...? Ve své práci rozřazuji druhy do devíti základních typů biotopů. Tyto kategorie jsou dost hrubé, ale myslím, že pro daný účel postačují. Výsledky srovnání vychází podobně ve všech třech skupinách porovnávaných taxonů. Ve skupině druhů ze stejného typu stanoviště se nepotvrdily rozdíly v začátku kvetení, ovšem v konci kvetení a jeho trvání jsou signifikantní ve všech třech skupinách. Rozdíly ve způsobu disperze vyšly jen okrajově signifikantně. Nesignifikantní je i rozdíl v Ellenbergových indikačních hodnotách pro světlo, což se ovšem dalo při srovnání druhů stejného typu stanoviště očekávat. K těmto charakteristikám se ještě vrátím v diskusi o jednotlivých vlastnostech.

6.2 Porovnání druhových vlastností

6.2.1 Vegetativní charakteristiky

Ve srovnání s druhy blízce příbuznými hojnými i s druhy celé české květeny dosahují druhy C1 menší průměrné výšky. To je ve shodě s výsledky, které ve svých studiích zjistili Hegde &

Ellstrand (1999); Lavergne et al. (2004) a Pilgrim et al. (2004). Zjištěná menší výška druhů C1 naznačuje, že se jedná o druhy s menší schopností kompetice o prostor a světlo. To ostatně potvrzují i výsledky srovnání ekologické strategie, kdy se mezi druhy C1 prokázalo menší zastoupení c-strategie. Druhy C1 zřejmě představují druhy ranějších sukcesních stádií, které jsou později v průběhu sukcese vytlačeny silnějšími konkurenty.

Při srovnání párů druhů sekundárních trávníků a vřesovišť se objevily rozdíly v délce života a SLA. Dalo by se očekávat, že krátkověké druhy budou zranitelnější a citlivější ke změně stanovištních podmínek než druhy vytrvalé, které jsou schopné ve zbytkových populacích přežít i na stanovištích, které už nejsou příliš vhodné pro jejich růst a reprodukci. Tomu odpovídá i mnou zjištěné větší zastoupení jednoletých a dvouletých druhů mezi C1 druhy oproti druhům blízce příbuzným hojným. Hegde & Ellstrand (1999), kteří analyzovali vybrané aspekty životního cyklu vzácných a běžných druhů Velké Británie a Kalifornie (bez zohlednění fylogenetické korekce), naopak zjistili v obou flórách mezi vzácnými druhy menší zastoupení monokarpických (tedy převážně jednoletých a dvouletých) druhů. Tento fakt vysvětlují tím, že druhy s delší dobou trvání ontogeneze mají větší pravděpodobnost stát se vzácnými, protože v rychle se měnících podmínkách prostředí nemohou dobře reagovat na přírodní selekci. Zároveň také (ač vzácné) s větší pravděpodobností přetrvávají z minulosti až do dnešní doby. Je otázka, jestli by autoři dospěli ke stejnému výsledku i při zohlednění fylogenetické příbuznosti druhů či v rámci souboru vzácných a ohrožených taxonů. Např. Kelly & Woodward (1996), kteří ve své studii použili metodu fylogenetické korekce, nezjistili žádný rozdíl mezi polykarpickými (víceletými) a monokarpickými (jednoletými a dvouletými) druhy britské flóry ve vztahu k rozsahu jejich areálu. Podobně Lahti et al. (1991) nezjistil žádný rozdíl v délce života mezi ohroženými a běžnými rostlinnými druhy Finska. Ani já jsem při porovnání všech párů druhů C1 a jejich hojných protějšků nezjistila žádný signifikantní rozdíl a i výsledek porovnání párů druhů ze sekundárních trávníků je spíše okrajově signifikantní ($p = 0,044$), takže je možné, že je dán spíše náhodou a nižším počtem porovnávaných druhů ($n = 73$).

Druhy C1 sekundárních trávníků mají nižší hodnoty SLA než druhy jim blízce příbuzné hojné. Tento výsledek je v souladu s teorií o tom, že vzácné druhy spoléhají spíše na stres-tolerantní strategii, která se odráží v jejich menší výšce a nižších hodnotách SLA (Lavergne et al. 2003). Nižší hodnoty SLA mají rostliny s déležijími listy, které jsou vyztuženy podpůrnými pletivy či jsou v nich alokovány různé sekundární metabolity. Tyto listy mají nižší čistou fotosyntetickou kapacitu a vytváří méně dusíku na gram sušiny (Westoby 1998). Lavergne et al. (2003), kteří porovnávali LHS schéma mediteránních endemických a široce rozšířených druhů v SLA nezjistili žádné rozdíly. V mém případě nebyly rozdíly v SLA signifikantní ani při porovnání všechny párů druhů C1 a jim blízce příbuzných hojných ani při porovnání s druhy celé české květeny. Proto se i v tomto případě bude spíše jednat o náhodný artefakt velmi malého počtu porovnávaných párů ($n = 18$).

6.2.2 *Generativní charakteristiky*

Porovnání začátku, konce a doby trvání kvetení ukázalo, že druhy C1 kvetou kratší dobu, vykvétají později a kvetení ukončují dříve než jejich hojně protějšky. To je ve shodě s výsledky Lahti et al. (1991) a Gustafsson (1994), ale v rozporu s výsledky Kunin & Schmida (1997) (zde se ovšem zjištěná delší doba kvetení vzácných druhů s malými a fragmentovanými populacemi týkala především druhů autoinkompatibilních). Pokud s délkou trvání kvetení souvisí efektivita a úspěšnost návštěv opylovačů, pak tento fakt vzácné a ohrožené druhy oproti jejich hojnějším protějškům jistě znevýhodňuje. Je ovšem otázka, do jaké míry se vzácné a ohrožené druhy na opylovače ještě spoléhají – v rámci souboru druhů C1 jsem zjistila větší zastoupení autokompatibility oproti druhům blízce příbuzným hojným. Možná se jedná o dvě stránky téže mince. Vzácné a ohrožené druhy, které tvoří malé a izolované populace, mohou být limitovány ve svém reprodukčním úspěchu při procesu opylení, což se zvláště týká druhů autoinkompatibilních. Opylovači-generalisté efektivně opylují početné populace rostlin, ale při návštěvě druhů s malými a fragmentovanými populacemi přinášejí velké množství nevhodného pylu (Kunin & Schmida 1997). Za této situace je pro rostlinu výhodné vyvinout zvláštní vlastnosti, které by zvýšily kvalitu a kvantitu návštěv opylovačů (nápadná květní morfologie, déle vytrvávající květy), nebo naopak vsadit na vlastnost, která závislost na opylovačích snižuje (autokompatibilita). Pro autokompatibilní rostliny pak už nemá investice do mechanismů zvyšujících pravděpodobnost návštěvy opylovačů takový význam, takže se u nich dá očekávat spíše kratší doba kvetení a méně nápadná květní morfologie (Kunin & Schmida 1997). Zdá se, že druhy C1 zvolily právě cestu autokompatibility a zmenšení nákladů na kvetení. Dlužno podotknout, že v rozporu s teorií Kunin & Schmida (1997) i 11 autoinkompatibilních druhů C1, pro které jsem zvlášť provedla srovnání délky trvání kvetení, kvete signifikantně kratší dobu než druhy jim blízce příbuzné hojně (Wilcoxonův znaménkový test, $Z = -2,274$, $p = 0,023$). Problém je zřejmě v odlišném pojetí délky trvání kvetení. Zatímco Kunin & Schmida (1997) měřili dobu rozkvetu jednotlivých květů, mnou porovnávané hodnoty (doba kvetení – rozsah měsíců podle Kubát et al. 2002) vypovídají spíše o mezipopulační a sezónní variabilitě v načasování kvetení.

Při porovnání způsobu opylování druhů C1 a jim blízce příbuzných hojných jsem nezjistila žádný signifikantní rozdíl. Srovnání s druhy celé české květeny však ukázalo, že mezi druhy C1 je signifikantně větší zastoupení entomogamie a menší zastoupení anemogamie a autogamie. Tento výsledek je ve shodě se zjištěním Kelly & Woodward (1996), Cadotte & Lovett-Doust (2002) a Pilgrim et al. (2004). Ve všech zmiňovaných studiích mají entomogamní druhy menší areály rozšíření nebo jsou více ohrožené než druhy anemogamní. Tento trend se vysvětluje jako „náklady za mutualismus“, kdy asociace se zvláštním opylovačem omezuje rozsah území, které může druh kolonizovat. Zároveň to naznačuje větší citlivost entomogamních druhů vůči změnám prostředí a degradaci stanovišť: přizpůsobit/přemístit/změnit se musí nejenom rostlinný druh, ale i jeho mutualistický opylovač (Kelly 1996). Fakt, že se při analýze vlastností druhů C1 ukázal signifikantní rozdíl až při porovnání s druhy celé české květeny, by se dal vysvětlit tím, že způsob opylování je

zřejmě znak poměrně evolučně stabilní, takže se mezi blízkce příbuznými druhy neliší. Všechny tři zmiňované studie však rovněž použily nějakou metodu fylogenetické korekce, zohledňující příbuznost porovnávaných druhů. Na druhou stranu se vždy jednalo o metodu poněkud sofistikovanější než párové srovnání, vycházející z fylogenetických stromů a pracující spíše na úrovni čeledí než rodů. Lahti et al. (1991), který ve své práci prováděl velmi podobné srovnání jako já, ovšem se druhy finské flóry, rovněž nezjistil signifikantní rozdíl ve způsobu opylování mezi druhy červeného seznamu a příbuznými druhy hojnými.

6.2.3. Vlastnosti diaspor

Zjištěné rozdíly ve vlastnostech diaspor nejsou v rámci obou typů srovnání – druhy C1 vs. blízkce příbuzné hojné a druhy C1 vs. celá česká květena – příliš konzistentní. Výsledky porovnání s druhy blízkce příbuznými hojnými naznačují, že druhy C1 by mohly být limitovány v procesu šíření (vyšší hodnoty *terminal velocity*), ovšem při srovnání s druhy celé české flóry vychází trend spíše opačný. Ač rozdíl v *terminal velocity* není průkazný, při dílčích porovnáních s podsoubory druhů české květeny vykazují druhy C1 nižší hodnoty *terminal velocity* a při srovnání způsobu disperze pak mezi druhy C1 značně převažují anemochorní taxony. S těmito trendy koreluje i zjištěná nižší hmotnost semen C1 druhů oproti druhům celé české květeny. Je zajímavé, že jiné studie, srovnávající různé způsoby disperze druhů ve vztahu k jejich vzácnosti či ohroženosti, většinou nezjistily žádné průkazné rozdíly (Lahti et al. 1991, Kelly 1996, Kelly & Woodward 1996, Hegde & Ellstrand 1999) a rovněž většinou neprokázaly rozdíly v hmotnosti semen (Edwards & Westoby 1996; Eriksson & Jakobsson 1998; Murray et al. 1999; Thompson et al. 1999; Bruun 2001).

Zjištěnou nižší hmotnost semen druhů C1 oproti druhům celé květeny (kterou si vysvětluji i dílčí rozdíly v *terminal velocity* a vyšší podíl anemochorie) neumím moc zdůvodnit. Potenciální příčinou by mohl být fakt, že na seznamu kriticky ohrožených druhů je disproporčně větší zastoupení druhů z čeledi *Orchidaceae* (s extrémně lehkými semeny výborně šířitelnými větrem) než mezi zbylým hojnějšími druhy české květeny (8 % vs. 1 %). Takové vysvětlení má však slabou stránku – právě pro tyto druhy jsem neměla o vlastnostech semen mnoho údajů, takže do analýz téměř nevstupovaly. Rozdíl by také mohl být způsoben nižším zastoupením keřů a stromů s poměrně těžkými semeny na seznamu druhů C1. Ani toto vysvětlení však nemá v mých datech velkou oporu – při srovnání životních forem druhů C1 a druhů celé květeny jsem nezjistila signifikantní rozdíl; podíl nanofanerofytů (keřů) se neliší vůbec, megafanerofytů (stromů) je mezi druhy C1 opravdu méně, ale rozdíl není nijak závratný (1,8 % oproti 3,3 %).

Produkce semen je vlastnost, u které by člověk mezi vzácnými a běžnými druhy nějaké rozdíly očekával. Řada studií na dvojicích druhů vzácný-běžný zjistila, že vzácné druhy produkují méně semen (Banks 1980; Mehrhoff 1983; Byers & Meagher 1997, Pirie et al. 2000, Walck 2001) a i autoři studií analyzujících větší soubory taxonů dospívají ke stejným výsledkům (Eriksson & Jakobsson 1998, Cadotte & Lovett-Doust 2002, Lavergne et al. 2004, Pilgrim et al. 2004). V rámci

porovnání druhů C1 a jim blíže příbuzných hojných jsem však žádné rozdíly v produkci semen nezjistila. To si vysvětluji hlavně jistou nespolehlivostí a celkově malým počtem databázových údajů pro tuto charakteristiku. Údaje o produkci semen v databázi LEDA jsou stanovena na základě pěti různých způsobů měření (viz Příloha 2). U každého záznamu v databázi je sice uvedeno, o jaký způsob měření se jedná a já jsem porovnávala jen údaje ze stejného způsobu měření. Přesto jsou i pro stejný druh a stejný způsob měření hodnoty produkce semen velmi odlišné, někdy až v řádu tisíců. Je jasné, že produkce semen je sama o sobě vlastnost velmi variabilní, přesto nebo spíš proto by asi bylo v tomto případě smysluplnější vycházet z vlastnoručně naměřených údajů v rámci reálných populací.

Druhy C1 a jim blíže příbuzné hojné se neliší ani přežíváním v půdní semenné bance. Tuto vlastnost srovnávalo jen málo autorů pro malý počet druhů a většinou taktéž nezjistili žádný rozdíl v typu půdní semenné banky mezi blíže příbuznými druhy vzácnými a hojnými (Fiedler 1987, Baskin et al. 1997). V článku Baskin et al. (1997) jsou představeny výsledky tří případových studií na dvojicích či trojicích vzácných a běžných druhů z rodu *Echinacea*, *Iliamna* a *Solidago*. Pouze v rámci rodu *Solidago* byl u endemického druhu zjištěn menší potenciál formovat persistentní semennou banku než u jeho široce rozšířeného protějšku. Přesto se možná vzácné a hojné druhy přežíváním semen v půdní bance liší – jen tyto rozdíly není možné zachytit prostřednictvím poměrně hrubých kategorií transientní – krátkodobě a dlouhodobě perzistentní. V rámci svého pokusu s poklesem klíčivosti po ročním pobytu v půdě jsem však mezi devíti srovnávanými páry druhů rovněž nezaznamenala žádný signifikantní rozdíl. Když uvážíme fakt, že přežívání semen v půdní bance úzce souvisí s jejich velikostí a tvarem a hloubkovou distribucí v půdě (Bekker et al. 1998), přičemž studované druhy se ani tvarem ani velikostí semen neliší (o hloubkové distribuci v půdě nemám žádné informace), můžeme se zřejmě přiklonit k závěru, že přežívání semen v půdní semenné bance není vlastnost, ve které by se vzácné a blíže příbuzné druhy odlišovaly.

Jiné je to ovšem při srovnání druhů C1 a druhů celé české květeny. Zde jsem prokázala signifikantně větší zastoupení transientní a krátkodobě persistentní půdní semenné banky u druhů C1. Zjištěná nižší schopnost přežívání v půdní semenné bance vyjádřená jako „*maximal longevity type*“ u druhů C1 však může být pouhým artefaktem definice dané charakteristiky a struktury databáze. Četnost záznamů o přežívání semen pro jednotlivé druhy se v databázi Thompson et al. (1997) velmi liší – od jednotlivých údajů až po desítky záznamů pro jediný druh. Liší se i výsledky měření, ke kterým jednotliví autoři dospívají a přiřazení jednoho druhu do všech tří kategorií přežívání není výjimkou. Druhy zastoupené více měřeními (většinou ty hojnější) mají mnohem větší pravděpodobnost spadnout do vyšší kategorie přežívání než druhy zastoupené jen jedním záznamem (většinou ty vzácnější). Zvláště „pohřbívací“ experimenty skutečnou dobu přežívání poněkud nadhodnocují, jsou známy případy, kdy i po několika letech byla vykopána klíčivá semena druhu, který má za přirozených podmínek prokazatelně transientní semennou banku (Thompson et al. 1997). Tomu by nasvědčoval i fakt, že přežíváním v půdní semenné bance vyjádřeným jako *seed bank longevity index* se druhy C1 a druhy celé květeny neliší. Se zjištěnou nižší schopností přežívání navíc

příliš nekoreluje zjištěná nižší hmotnost semen druhů C1. Předpokládá se a měření tento předpoklad potvrzují, že druhy s transientní půdní semennou bankou mají těžší semena nepravidelného tvaru a naopak druhy s malými a téměř sférickými semeny přežívají v půdě nejdéle (Bakker et al. 2000).

6.2.4 Ekologické charakteristiky a rozšíření

Počet signifikantních rozdílů v tomto okruhu charakteristik jasně naznačuje, že příčiny vzácnosti a ohrožení našich kriticky ohrožených druhů se skrývají spíše v jejich stanovištních nárocích než v biologických charakteristikách. Porovnávání ekologické „vlastnosti“ to dokazují pouze nepřímo a ve značně zjednodušené formě. V rámci projektu, jehož je moje práce součástí však probíhá i podrobnější analýza stanovištních nároků a areálů rozšíření zájmových druhů. Výsledky, ke kterým srovnáním ekologických charakteristik dospívám, nejsou příliš objevné a není třeba je nějak podrobně diskutovat. Na druhou stranu, i potvrzení obecně známých fakt jinou cestou a za pomoci „tvrdé“ statistiky, má snad jistý význam.

Zjištěné rozdíly v ekologické strategii csr (Grime 1979) ukazují, že druhy C1 jsou slabší kompetitoři (což se projevilo i při srovnání průměrné výšky) a je mezi nimi větší zastoupení s-stratégů, tedy druhů pomalu rostoucích a přizpůsobených k extrémním faktorům prostředí. Rozdíly byly signifikantní jak při srovnání s druhy blízkce příbuznými hojnými, tak při srovnání s druhy celé české květeny. Alternativní schéma ekologické strategie nabízí Westoby (1998) – tzv. LHS (leaf-height-seed) schéma. Vychází přitom ze třech základních vlastností – SLA, výšky rostliny a hmotnosti semen, které představují jednotlivé osy třírozměrného prostoru, do kterého jsou druhy umístěovány. Kompletní informaci pro všechny tři vlastnosti mám k dispozici pro 33 párů druhů, výsledná vizualizace ovšem není příliš přehledná (Příloha 4). Schéma LHS je širěji využitelné než schéma csr díky jeho jasné definici jednotlivých os snadno měřitelnými vlastnostmi (Westoby 1998), ve srovnávacích studiích vzácných a hojných druhů se však příliš neuplatňuje – je mi známa jen studie Lavergne et al. 2003. I zde jsou však v podstatě jen zvlášť porovnány jednotlivé vlastnosti s tím závěrem, že vzácné druhy se od blízkce příbuzných druhů hojných odlišují pouze menší výškou.

Hemerobii a urbanitu jsem do svého srovnání zahrnula hlavně proto, že informace o těchto charakteristikách byla snadno dostupná z databáze BiolFlor. Systém hemerobních stupňů popisuje, jak přirozená stanoviště (z hlediska lidského vlivu) rostlina obývá. Škála hemerobních stupňů je plynulá, jednotlivé druhy se mohou vyskytovat ve více kategoriích, jejichž počet pak odráží rozsah tolerance druhu k lidským zásahům do vegetace (Klotz et al. 2002). Asi nepřekvapí, že mezi druhy C1 převažují taxony s nižší mírou tolerance k ovlivnění rostlinných společenstev činností člověka. Rozsahem tolerance (tj. počtem hemerobních stupňů) se však druhy C1 a jim blízkce příbuzné hojné neliší. I mezi druhy C1 tak najdeme některé taxony rostoucí v širokém rozmezí hemerobních stupňů, mezi něž patří např. *Hypochaeris glabra*, *Rumex palustris*, *Sagina nodosa*, *Sagina subulata*, *Viola kitaibeliana*, *Trifolium badium*, *T. patens* či *T. striatum*. Podobně se při porovnání urbanity ukázalo, že mezi druhy C1 je kromě očekávatelného většího zastoupení druhů urbanofóbních, rostoucích striktně mimo lidská

sídla i větší zastoupení druhů urbanofilních, na lidská sídla úzce vázaných, jako je např. *Artemisia scoparia*, *Bromus squarrosus*, *Eragrostis pilosa* či *Herniaria hirsuta*.

Tradičně se Ellenbergovy indikační hodnoty používají ve fytoocenologii ke stanovení ekologických podmínek stanoviště, pro porovnání různých stanovišť či při sledování změn parametrů prostředí v čase. S určitou mírou tolerance se však dají použít i k jednoduchému porovnání stanovištních nároků jednotlivých rostlinných druhů. Jen je třeba mít na paměti, že hodnoty nevyjadřují *nároky* druhů na daný faktor prostředí v pravém slova smyslu, nýbrž pouze jejich ekologické chování (Ellenberg et al. 1992). V reálném prostředí jsou totiž druhy omezovány konkurenty, takže to, že se vyskytují na stanovištích např. velmi kyselých, suchých a/nebo živinami chudých, nemusí znamenat, že tato stanoviště preferují. Pouze snáší extrémní podmínky lépe než jiné druhy, které v podmínkách vhodnějších pro růst zvítězily v konkurenčním boji. Výsledky porovnání indikačních hodnot bych proto asi měla správněji interpretovat tak, že druhy C1 oproti druhům hojným hůře snáší zastínění, nižší teploty a neprosperují tolik na kyselých substrátech či půdách s vyšším zásobením živinami. Než ale člověk učiní takové závěry, je dobré se ještě podívat na grafy distribuce druhové četnosti přes jednotlivé stupně Ell. ind. hodnot (Příloha 5). Ty totiž vysvětlují i jinak poměrně těžko zdůvodnitelné změny v trendu rozdílů, ke kterým došlo při srovnání druhů C1 se druhy celé české květeny. Při něm zůstaly zachovány jen rozdíly v hodnotách pro světlo a dusík, rozdíly v hodnotách pro teplotu a reakci už nebyly průkazné a navíc se objevil signifikantní rozdíl v hodnotách pro vlhkost. Jak ukazují distribuční grafy, mají druhy C1 pro většinu hodnot tendenci tíhnout k extrémům – je mezi nimi zároveň hodně druhů s nejnižšími i nejvyššími hodnotami. Při párovém porovnání se pak tyto rozdíly mohou vzájemně vyrušit.

Hodnoty pro světlo a dusík mají téměř identickou distribuci v obou srovnáních – oproti druhům blízce příbuzným hojným i druhům celé květeny je mezi druhy C1 větší zastoupení druhů s vysokými hodnotami pro světlo a nízkými pro dusík. Rozdělení hodnot pro teplotu ukazuje, že mezi druhy C1 je nejen větší zastoupení druhů s nejvyššími hodnotami, ale zároveň i těmi nejnižšími (jistě řada druhů podhorských a horských rašelinišť a subalpínského stupně). Ve srovnání se druhy celé květeny je tento trend podobný, jen zastoupení druhů C1 s nižšími hodnotami je ještě větší a naopak už tolik nepřevažují druhy s vyššími hodnotami, takže rozdíl není signifikantní. I v rámci hodnot pro vlhkost je situace podobná – mezi druhy C1 výrazně převažují ty s hodnotami 7, 8 a 9. Signifikantní rozdíl v hodnotách pro vlhkost při srovnání s druhy celé květeny pak způsobuje fakt, že mezi druhy C1 je navíc ještě větší zastoupení vodních rostlin (s hodnotami 10–12). V hodnotách pro půdní reakci se obě srovnání nejvíce liší – signifikantní rozdíl, který vyšel při srovnání s druhy blízce příbuznými hojnými má na svědomí enormně velké zastoupení druhů C1 s hodnotou 8 (zároveň však také výrazně převažují druhy s hodnotou 2). Srovnání s druhy celé české květeny ukazuje, že mezi druhy C1 opravdu nepřevažují jen bazifilní rostliny, ale i ty vázané na velmi kyselý substrát. Mnou zjištěné trendy v distribuci C1 druhů a druhů celé české květeny v rámci jednotlivých stupňů Ell. ind. hodnot

jsou téměř identické s výsledky analýzy provedené na souboru vyhynulých a ohrožených druhů Německa (srovnej Korneck et al. 1998, str. 325, Obr. 11).

Druhy C1 a jejich hojnější protějšky se liší zastoupením v jednotlivých výškových stupních a fytogeografických oblastech. Ukazuje se, že řada druhů C1 je vázaná na vysoké nadmořské výšky nad horní hranicí lesa (subalpínský stupeň), jehož rozsah je na našem území velmi omezený. Ze zastoupení druhů v jednotlivých fytogeografických oblastech, což je v podstatě hrubší vyjádření výškových stupňů, už tento fakt není příliš patrný. Ukazuje se ovšem větší zastoupení druhů C1 v termofytiku, tedy v oblasti extrazonální teplomilné vegetace a květeny na vápnatých spraších se zachovanými zbytky xerothermní travinné fytoocenózy, bazofilních slatin a slanisek (Hejný & Slavík 1988), které patří v naší krajině k velmi ohroženým biotopům (Moravec et al. 1995).

O celkovém areálu rozšíření jednotlivých druhů máme zjednodušený přehled díky informacím z databáze BiolFlor. K dispozici jsou údaje o floristických zónách a floristických oblastech, které daný taxon obývá. Floristické zóny souvisí s gradientem zeměpisné šířky a jsou určovány klimatickými faktory; floristické oblasti jsou v podstatě kontinenty nebo jejich části, na kterých se daný druh vyskytuje (Klotz et al. 2002). Jejich počet pak velmi hrubě vyjadřuje rozsah geografického areálu, který druh obývá. Ve srovnání s druhy blízce příbuznými hojnými mají druhy C1 menší oblasti rozšíření. To je pro mě potvrzení toho, že druhová vzácnost definovaná stupněm ohrožení je korelována s „přirozenou“ vzácností definovanou rozsahem geografického areálu. A že tedy snad ve většině případů srovnávám vlastnosti vzácných a běžných druhů, tj. druhů, které se liší velikostí areálů a případy, kdy je „vzácný“ druh stejně široce rozšířen, jen pro něj ČR představuje okraj areálu, nejsou v mém souboru druhů zas tak časté.

Při porovnání zastoupení druhů C1 a blízce příbuzných hojných na různých typech biotopů se znovu projeví některé závislosti zjištěné už v předchozím srovnání ekologických charakteristik. Druhy C1 oproti blízce příbuzným hojným téměř osminásobně převažují v alpínském bezlesí – biotopu, který je u nás plošně nejméně zastoupen. Druhy C1 rovněž mírně převažují na prameništích a rašeliništích, v mokřadech a ve vodních tocích a nádržích, tedy na biotopech, které jsou velmi ohrožené degradací, eutrofizací a změnami hydrologických poměrů krajiny (Härtel et al. 2009). Zajímavé je výrazně menší zastoupení druhů C1 v křovinách a lesích. To souvisí zřejmě s tím, že lesy patří k plošně nejrozšířenějšímu typu biotopu v naší republice (zabírají více než dvojnásobnou plochu ve srovnání se sekundárními travníky a vřesovišti). Rovněž křoviny jsou u nás plošně poměrně hojně zastoupeny, navíc se jedná o biotop, který je z větší části téměř neohrožený (Härtel et al. 2009).

6.3 Experimentálně zjišťované charakteristiky

Hlavním záměrem sběru dat o vlastnostech druhů C1 (a blízce příbuzných hojných) bylo doplnit chybějící databázové údaje a blíže se seznámit s vybranými druhy C1. Protože pro práci s druhy C1 potřebuje člověk výjimku ze zákona, jejíž vyřízení je poměrně zdlouhavý proces, zaměřila jsem se především na druhy pěstované firmou Planta naturalis. Zde jsou rostliny získané sběrem

semen v původních populacích volně pěstovány na rozsáhlém venkovním pozemku. Není jim věnována nějaká přehnaná péče – některé zdárně prospívají, jiné spíše živoří. Rozhodně ale rostou v úplně jiných podmínkách než ve svém původním prostředí, což může do značné míry ovlivnit hodnoty znaků, které u nich člověk naměří. Já jsem se soustředila především na rozměry, hmotnost a klíčivost semen a dále pak na schopnost samoopylení, což jsou znaky středně až vysoce variabilní (Poschold et al. 2000). Na druhou stranu, údaje získané z databází také představují i u vysoce variabilních vlastností jen jakousi střední hodnotu, která nemusí příliš odpovídat projevu znaku přímo v terénu. Pro účely obecného srovnání druhových vlastností, které ve své práci provádím by proto i hodnoty zjištěné u pěstovaných rostlin měly být dostačující.

Klíčivost resp. životnost semen zjištěná v laboratorních podmínkách jen velmi málo vypovídá o skutečné schopnosti klíčit v přírodě. Zjištěné hodnoty většinou skutečnou klíčivost nadhodnocují, u druhů se specifickými nároky na klíčení však může dojít i k podcenění skutečných hodnot. Navíc, mnohem důležitější než počet vyklíčených semen je z hlediska populační biologie druhu počet úspěšně se uchytivších semenáčků. Přesto nám hodnoty zjištěné v experimentálních podmínkách pomohou udělat si aspoň představu o potenciální klíčivosti. Ve své práci jsem se primárně zaměřila na druhy C1 – klíčivost jsem stanovila pro 34 taxonů. K nim existuje 17 párových druhů hojných, semínka jsem však získala jen pro 9 z nich. Bohužel jsem neobjevila žádnou databázi, ve které by byly uvedeny hodnoty klíčivosti pro větší počet druhů, takže ve výsledku porovnávám hodnoty 10 párů druhů (údaje o klíčivosti *Aster amellus* mi poskytla Z. Münzbergová). Těchto 10 párů se svou klíčivostí neliší, resp. v rámci 5 párů je klíčivost druhů C1 výrazně nižší, v rámci 3 párů výrazně vyšší a zbylé 2 páry se téměř neliší. Není mi známa studie, ve které by se porovnávala klíčivost vzácných a ohrožených druhů v rámci nějakého většího souboru druhů. Studie na dvojicích druhů většinou neprokázaly v klíčivosti semen žádné rozdíly (Fiedler 1987, Baskin et al. 1997), nebo byla u vzácného druhu zjištěna horší klíčivost (Witkowski & Lamont 1997). Na základě srovnání tak malého počtu druhů se nedají vyvozovat žádné závěry, přesto se nezdá, že by klíčivost semen byla vlastnost, která odlišuje vzácné druhy od jejich hojnějších protějšků.

Schopnost semen přežít v půdní semenné bance jsem stanovovala zakopáním semen v monofilových sáčcích cca 6 cm pod zem. Experimentální stanovení má řadu nedostatků a většinou nadhodnocuje skutečné hodnoty přežívání, protože nezohledňuje proces přirozeného zapojování semen do půdního komplexu, při kterém je značná část semen zkonsumována predátory (Bakker et al. 2000). Výsledky rovněž ovlivňuje typ půdy, hloubka zakopání a míra disturbancí. To jsem si přímo ověřila, když jsem u semen zakopaných v pokusné zahradě BÚ AV ČR v Průhonicích zjistila signifikantně větší pokles klíčivosti než u semen zakopaných v terénu. To bylo zřejmě způsobeno tím, že na místě v zahradě, kde jsem měla semena zakopána, byl omylem zřízen záhon s květináči, pod kterým nejspíš nebyly pro přežívání semen ty nejvhodnější podmínky. (Semena jsem původně zakopala do trávníku, ten byl překryt netkanou textilií a na ní umístěny květináče). Přežívání v půdní semenné bance jsem stanovovala hlavně pro doplnění údajů z databáze Thompson et al. (1997).

Tomuto účelu můj pokus dostal jen částečně, protože pomocí použité metody nemohu odlišit krátkodobě a dlouhodobě persistentní semennou banku. Zároveň jsem pro celkem 9 párů druhů mohla srovnat podrobnější informaci o procentickém poklesu klíčivosti za rok strávený v půdě, přičemž jsem ale nezjistila žádný rozdíl.

Schopnost samoopylení se experimentálně prokazuje celkem snadno. Stačí, když se v květech/květenstvích, u nichž bylo zabráněno vstupu opylovačů, vytvoří klíčivá semena. Tím se zároveň prokáže i schopnost autokompatibility. Problém nastává v případě, když se klíčivá semena nevytváří. Znamená to, že druh nemá schopnost se sám opylit vlastním pylem. Nic už to ale nevypovídá o schopnosti tvořit klíčivá semena, pokud k opylení vlastním pylem dojde. Pokud tedy chceme zjistit i tuto skutečnost (tedy jestli má rostlina mechanismus autoinkompatibility), je nutné provést ruční samoopylení. Striktně vzato by měl člověk zabránit přístupu opylovačů vždy jen do jednotlivých květů. To však často vzhledem k morfologii květenství není možné.

Schopnost samoopylení jsem prokázala u druhů *Jurinea cyanooides*, *Plantago maritima* a *Pseudognaphalium luteoalbum*. Druh *Jurinea cyanooides* vytvářel v obou variantách (samoopylení i kontrola bez zásahu) velmi málo klíčivých semen, což může být projevem inbrední deprese, protože všechny rostliny pěstované v Markvarticích pochází ze semen 3 rostlin z lokality PP Píščina u Tišic. Je třeba dodat, že populace v Markvarticích je na tom z hlediska genetické variability ještě o něco lépe než zbytková populace v Tišicích, kde rostliny netvoří klíčivá semena už vůbec (Kirschnerová & Plačková 2005). Jako další z příčin nízké až nulové produkce semen se udává jejich predace larvami fytofágního hmyzu (Klaudisová 2008), ve sklizených úborech rostlin z Markvartic jsem však žádné parazity nezaznamenala. Možným vysvětlením může být i fakt, že druh spoléhá spíše na klonální množení než generativní reprodukci (Kříž 2009, osobní pozorování, písemné sdělení).

Druh *Aster alpinus* má jen velmi omezenou schopnost samoopylení, v úborech, u nichž bylo zabráněno přístupu opylovačům, se netvořila téměř žádná klíčivá semena. Pro tento druh by bylo jistě velmi zajímavé zkusit zjistit, jestli má rovněž mechanismus autoinkompatibility. To však z časových a technických důvodů nebylo možné (úbory čeledi *Asteraceae* rozkvétají postupně a bylo by třeba je v průběhu jejich kvetení opylovat několikrát; výjimka udělená Pavlovi Jarošovi, se kterým jsem lokalitu hvězdnice navštívila, se vztahovala jen na jeho osobu a na monitoring populace). Pavel Jaroš se domnívá, že druh autoinkompatibilní není – semena z lokality NPR Sedlo, kde v minulých letech vykvétaly na jediné rostlině 1–2 květy, měla klíčivost cca 70 % (Jaroš 2008, písemné sdělení).

Autokompatibilitu jsem studovala v terénu u jiného druhu – pomněnky úzkolisté *Myosotis stenophylla*. Pomněnky ovšem nejsou k opylovacím pokusům příliš vhodné – mají jedny z nejmenších pylových zrn v rostlinné říši (i jen okolo 5 μm , Dvořáková 2003). Rovněž stavba květenství provedení pokusu příliš neusnadňuje. Jednotlivé kvítky vijanů jsou velmi drobné, takže je třeba zabránit přístupu opylovačů k celému květenství, vijany se ovšem při kvetení prodlužují, v čemž jim monofilové sáčky brání a dochází tak k poškození květenství. Výsledky pokusu jsou pak založeny na malém počtu pozorování, protože při podávání výjimky jsem počet rostlin podhodnotila a neuvědomila si, že

v terénu bude docházet k velkým ztrátám sáčků i celých květenství. V závěru pokusu jsem navíc neodhadla okamžik produkce semen, takže jich zřejmě část vypadala. Hodnoty životnosti uváděné ve výsledcích se vztahují k počtu sklizených semen. *Myosotis stenophylla* má schopnost samoopylení a tím pádem musí být i autokompatibilní, ač se ve variantě ruční samoopylení nevytvořila žádná klíčivá semena. Zajímavé je vysoké procento klíčivých semen u varianty ruční cizosprášení (78,6 %) narozdíl od poměrně nízkého procenta u varianty cizosprášení bez zásahu (11,8 %). „Vědecky“ by se toto zjištění dalo interpretovat jako limitace opylovači pro úspěšnou tvorbu klíčivých semen. Prozaičtější vysvětlení je, že kvůli špatnému načasování sklizně řada klíčivých semen u varianty cizosprášení bez zásahu vypadala, zatímco u varianty ruční cizosprášení se zachytila v monofilových sáčcích.

Dianthus arenarius subsp. *bohemicus* je s největší pravděpodobností autoinkompatibilní bez schopnosti samoopylení. Zcela určitě to tvrdit nemůžu – u dvou z 22 květů varianty samoopylení bez zásahu se vytvořila klíčivá semena, což si však vysvětluji tím, že do těchto květů zřejmě i přes monofilový sáček pronikli opylovači. (Pozn.: Rostliny pěstované v Markvarticích pochází ze semínek 10 rostlin z jediné recentní původní lokality druhu v ČR Kleneč pod Řípem. Jsou velmi variabilní ve znacích i habitu – některé rostliny mají husté trsy, jiné rozvolněné, květy jsou u některých trsů téměř přisedlé, u jiných dlouze stopkaté, s barvou bílou až sytě růžovou. Je proto možné, že v rámci této variability se najdou i rostliny, u nichž je překonán mechanismus autoinkompatibility. Svůj pokus jsem bohužel prováděla s nezařazenými rostlinami, takže se nedá zpětně dohledat, z jakého trsu/ů pocházely dva květy, u nichž se vytvářela klíčivá semena. Taxon určitě zasluhuje další studium, ve své DP se mu věnuje Jana Kalůsková).

U druhu *Veratrum nigrum* byl původně také plánován opylovací pokus, který se však z časových důvodů neuskutečnil. Proto jsem jen zjišťovala schopnost samoopylení. Hlavní květenství kýchavice jsou přes metr vysoká, s řadou kratších postranních větví. Za květu se ještě dále prodlužují. Protože jsem měla k dispozici monofilové sáčky dlouhé cca 25 cm, umístila jsem je převážně na kratší boční větve květenství. Ve variantě samoopylení se klíčivá semena vytvořila na jednom z 24 květenství. To by za normálních podmínek svědčilo spíše na neschopnost samoopylení a náhodný průnik opylovače do tohoto květenství. Jak se však ukázalo, ani na kontrolních postranních větvích květenství se nevytvořilo mnoho klíčivých semen, zřejmě proto, že kýchavice je andromonoecická rostlina a většina čistě samčích květů je zřejmě soustředěna právě na těchto postranních větvích. Proto se o schopnosti samoopylení u tohoto druhu nedá s určitostí nic prohlásit.

7 Závěr

Srovnání biologických a ekologických charakteristik druhů C1 a druhů hojných ukázalo, že možné příčiny ohrožení se skrývají spíše ve stanovištních nárocích druhů než v jejich biologických vlastnostech. Přesto se i v rámci srovnání vegetativních a generativních charakteristik objevily některé rozdíly, které druhy C1 odlišují od druhů blízce příbuzných hojných i od druhů celé české květeny. Druhy C1 dorůstají menší výšky, což svědčí o jejich menší kompetiční schopnosti, která se ukázala i při srovnání ekologické strategie csr. U druhů C1 najdeme dále odlišnosti v generativní fázi životního cyklu – druhy C1 kvetou kratší dobu, což může snižovat úspěšnost opylení, zároveň je však u nich průkazně větší zastoupení autokompatibility, takže případné neúspěchy při procesu opylení mohou být kompenzovány autogamií. Z krátkodobého hlediska je schopnost autokompatibility pro malé a izolované populace vzácných a ohrožených druhů výhodná, protože i nadále zajišťuje produkci semen, vede však k ochuzování genetické variability a potenciálnímu snížení fitness populace. Ve způsobu opylení se druhy C1 a jim blízce příbuzné hojné neliší, porovnání s druhy celé české květeny ukazuje větší zastoupení entomogamie a nižší zastoupení anemogamie a autogamie mezi C1 druhy.

Zjištěné vyšší hodnoty *terminal velocity* druhů C1 oproti druhům blízce příbuzným hojným naznačují jejich horší potenciál šířit se větrem. Při srovnání s druhy celé české květeny však druhy C1 vykazují spíše nižší hodnoty *terminal velocity*, převažuje u nich anemochorie, s čímž koreluje i signifikantně nižší hmotnost semen. Oproti druhům celé české květeny tedy druhy C1 nevykazují žádné charakteristiky, které by je znevýhodňovaly v procesu disperze. Liší se však schopností přežívání v půdní semenné bance – větší zastoupení druhů s transientní a krátkodobě persistentní půdní semennou bankou mezi druhy C1 oproti druhům celé květeny; zjištěná závislost však může být i artefaktem definice charakteristiky použité k porovnání. V rámci menšího souboru druhů C1 a jim blízce příbuzných hojných jsem neprokázala žádné rozdíly v experimentálně stanovené schopnosti přežívání v půdní semenné bance ani v klíčivosti semen.

Mezi druhy C1 je oproti druhům blízce příbuzným hojným větší zastoupení c-strategů a druhů s menší mírou tolerance k lidským zásahům do vegetace. Rovněž mezi nimi najdeme druhy hůře snášející zastínění a preferující málo produktivní stanoviště. Podrobnější analýza Ellenbergových indikačních hodnot dále ukazuje, že druhy C1 tíhnou k extrémům ekologického kontinua – při porovnání převažují druhy výrazně bazifilní, ale i druhy vázané na extrémně kyselý substrát, podobně pak druhy s velmi nízkými i velmi vysokými hodnotami pro teplotu. Oproti druhům celé květeny je mezi druhy C1 zastoupeno více vlhkomilných a vodních rostlin. Závislosti zjištěné porovnáním Ellenbergových indikačních hodnot se ukazují i při porovnání zastoupení druhů C1 a jim blízce příbuzných hojných v různých typech biotopů – značně převažují druhy alpského bezlesí, mírně převažují druhy vod, mokřadů a rašelinišť a naopak zastoupení druhů křovin a lesů je velmi nízké. Měřeno počtem floristických zón a oblastí mají druhy C1 oproti druhům blízce příbuzným hojným menší areály rozšíření.

8 Citovaná literatura

- Bakker J. P., Bekker R. M., Thompson K. (2000): From a seed bank database towards a seed database. *Zeitschrift für Ökologie und Umweltschutz*, 9: 61–72.
- Banks J. A. (1980): The reproductive biology of *Erythronium propullans* Gray and sympatric populations of *E. albidum* Nutt. (Liliaceae). *Bulletin of the Torrey Botanical Club*, 107: 181–188.
- Begon M., Harper J. L., Townsend C. R. (1997): *Ekologie: jedinci, populace a společenstva*. Vydavatelství Univerzity Palackého, Olomouc.
- Baskin J. M., Snyder K. M., Walck J. L. & Baskin C. C. (1997): The comparative autecology of endemic, globally-rare and geographically-widespread, common plant species: Three case studies. *The Southwestern Naturalist*, 42: 384–399.
- Bekker R. M., Bakker J. P., Grandin U., Kalamees R., Milberg P., Poschold P., Thompson K. & Willems J. H. (1998): Seed size, shape and vertical distribution in the soil: indicators of seed longevity. *Functional Ecology*, 12: 834–842.
- Bevill R. L. & Louda S. M. (1999): Comparisons of related rare and common species in the study of plant rarity. *Conservation Biology*, 13: 493–498.
- Bonn S., Poschold P. & Tackenberg O. (2000): Diasporus – a database for diaspore dispersal - concept and applications in case studies for risk assessment. *Zeitschrift für Ökologie und Umweltschutz*, 9: 85–97.
- Broennimann O., Vittoz P., Moser D. & Guisan A. (2005): Rarity types among plant species with high conservation priority in Switzerland. *Botanica Helvetica*, 115: 95–108.
- Brown J., Enright N. J. & Miller B. P. (2003): Seed production and germination in two rare and three common co-occurring *Acacia* species from south-east Australia. *Austral Ecology*, 28: 271–280.
- Bruun H. H. (2001): On the seed mass-regional abundance relationship: the Eriksson & Jakobsson (1998) model does not apply to Danish grasslands. *Journal of Ecology*, 89: 300–303.
- Byers D. L. & Meagher T. R. (1997): A comparison of demographic characteristics in a rare and a common species of *Eupatorium*. *Ecological Application*, 7: 519–530.
- Cadotte M. W. & Lovett-Doust J. (2002): Ecological and taxonomic differences between rare and common plants of southwestern Ontario. *Ecoscience*, 9: 397–406. (pouze abstrakt)
- Cotgreave P. & Pagel M. (1997): Predicting and understanding rarity: the comparative approach. In: Kunin W. E. & Gaston K. J. (1997): *The biology of rarity. Causes and consequences of rare-common differences*. Chapman & Hall, London.

- Danihelka J., Chrtek J., Kaplan Z. & Wild J. (2007): Seznam jmen cévnatých rostlin použitých v nálezové databázi květeny České republiky (verze 18. 6. 2007). <http://www.ibot.cas.cz/sbirky/sez/index.php>
- de Grammont P. C. & Cuarón A. D. (2005): An evaluation of threatened species categorization systems used on the American continent. *Conservation Biology*, 20: 14–27.
- Dvořáková H. (2003): Studium diversity skupiny *Myosotis alpestris* v Evropě na základě molekulárních a klasických biosystematických dat. Diplomová práce. Depon. In: Knihovna Katedry botaniky PřF UK, Praha.
- Ellenberg H., Weber H. E., Düll R., Wirth V., Werner W. (1992): Zeigerwerte von Pflanzen in Mitteleuropa. 3., durchgesehene Auflage. Verlag Erich Goltze GmbH & Co KG, Göttingen.
- Eriksson O. (1996): Regionak dynamics of plants: a review of evidence for remnant source-sink and metapopulations. *Oikos*, 77: 248–258.
- Eriksson O. & Jakobsson A. (1998): Abundance, distribution and life histories of grassland plants: A comparative study of 81 species. *Journal of Ecology*, 86: 922–933.
- Felsenstein J. (1985): Phylogenies and the comparative method. *American Naturalist* 125, 2–15.
- Fiedler P. L. (1987): Life history and population dynamics of rare and common marispora lilies (*Calochortus* Pursh: Liliaceae). *Journal of Ecology*, 75: 977–995.
- Freckelton R. P., Harvey P. H. & Pagel M. (2002): Phylogenetic analysis and comparative data: A test and review of evidence. *American Naturalist*, 160: 712–726.
- Gärdenfors U. (2001): Classifying threatened species at national versus global levels. *Trends in Ecology & Evolution*, 16: 511–516.
- Gärdenfors U., Hilton-Taylor C., Mace G. & Rodríguez J. P. (2001): The application of IUCN Red List criteria at regional levels. *Conservation Biology*, 15: 1206–1212.
- Gaston K. J. (1994): *Rarity*. Chapman & Hall. London.
- Grime J.P. (1979): *Plant strategies and vegetation processes*. John Wiley & Son, Chichester.
- Guo Q., Brown J. H., Valone T. J. & Kachman S. D. (2000): Constraints of seed size on plant distribution and abundance. *Ecology*, 81: 2149–2155.
- Gustafsson L. (1994): A comparison of biological characteristics and distribution between Swedish threatened and non-threatened forest vascular plants. *Ecography*, 17: 39–49.
- Hartley S. & Kunin W. E. (2003): Scale dependency of rarity, extinction risk and conservation priority. *Conservation Biology*, 17: 1559–1570.
- Härtel H., Lončáková J. & Hošek M. [eds.] (2009): *Mapování biotopů v České republice. Východiska, výsledky, perspektivy*. AOPK ČR, Praha.
- Hegde S. G. & Ellstrand N. C. (1999): Life history differences between rare and common flowering plant species of California and the British Isles. *International Journal of Plant Science*, 160: 1083–1091.

- Hejný S. & Slavík B. [eds.] (1988): Květena České socialistické republiky 1. – 557p., Academia, Praha.
- Hejný S. & Slavík B. [eds.] (1990): Květena České republiky 2. – 540p., Academia, Praha.
- Hejný S. & Slavík B. [eds.] (1992): Květena České republiky 3. – 542p., Academia, Praha.
- Holub J. (1996): Stupnice a kritéria ohrožení užívané v Červených seznamech. Severočeskou Přírodou, Litoměřice, Příloha 9: 7–14.
- Cheffings Ch. M. & Farrell L. [eds.] (2005): The vascular plant Red Data List for Great Britain. Species Status, 7: 1–116.
- Chytrý M., Kučera T. & Kočí M. [eds.] (2001): Katalog biotopů České republiky. AOPK ČR, Praha.
- IUCN (2001): IUCN Red List Categories and Criteria: Version 3.1. IUCN Species Survival Commission. IUCN, Gland, Switzerland and Cambridge, UK.
- IUCN (2003): Guidelines for application of IUCN Red List Criteria at regional levels: Version 3.0. IUCN Species Survival Commission. IUCN, Gland, Switzerland and Cambridge, UK.
- Jakobsson A. & Eriksson O. (2000): A comparative study of seed number, seed size, seedling size and recruitment in grassland plants. Oikos, 88: 494–502.
- Karron J. D. (1989): Breeding systems and levels of inbreeding depression in geographically restricted and widespread species of *Astragalus* (Fabaceae). American Journal of Botany, 76: 331–340.
- Keller V. & Bollmann K. (2004): From red list to species of conservation concern. Conservation Biology, 18: 1636–1644.
- Keller V., Zbinden N., Schmid H. & Volet B. (2005): A case study in applying the IUCN regional guidelines for national red lists and justifications for their modification. Conservation Biology, 19: 1827–1834.
- Kelly C. K. (1996): Identifying plant functional types using floristic data bases: Ecological correlates of plant range size. Journal of Vegetation Science, 7: 417–424.
- Kelly C. K. & Woodward F. I. (1996): Ecological correlates of plant range size: taxonomies and phylogenies in the study of plant commonness and rarity in Great Britain. Philosophical Transactions of the Royal Society: Biological Sciences, 351: 1261–1269.
- Kirschnerová L. & Plačková I. (2005): Isozymová variabilita kriticky ohrožených druhů *Jurinea canoides* a *Gentiana verna* subsp. *verna* v České republice. BÚ AV ČR Průhonice.
- Klaudisová A. (2008): Záchranný program pro sinokvět chrpovitý (*Jurinea cyanoides* (L.) Rchb.) v České republice. AOPK, Praha.
- Kleyer M., Bekker R. M., Bakker J., Knevel I. C., Thompson K., Sonnenschein M., Poschlod P., Van Groenendael J. M., Klimeš L., Klimešová J., Klotz S., Rusch G., Hermy M., Adriaens Boedeltje G., Bossuyt B., Endels P., Götzenberger L., Hodgson J. G., Jackel A.-K., Dannemann A., Kühn I., Kunzmann D., Ozinga W., Römermann C., Stadler M., Schlegelmilch J., Steendam H. J., Tackenberg O., Wilmann B., Cornelissen J. H. C., Eriksson

- O., Garnier E., Fitter A. & Peco B. (2008): The LEDA Traitbase: A database of plant life-history traits of North West Europe. *Journal of Ecology*, 96: 1266–1274.
- Klimeš L. & Klimešová J. (2000): Plant rarity and the type of clonal growth. *Zeitschrift für Ökologie und Naturschutz*, 9: 43–53.
- Klimešová, J. & Klimeš, L.: Clo-Pla3. <http://clopla.butbn.cas.cz/>
- Klotz S., Kühn I. & Durka W. (2002): BIOLFLOR – eine Datenbank mit biologisch-ökologischen Merkmalen zur Flora von Deutschland. *Schriftenreihe für Vegetationskunde*, 38: 1–334.
- Knevel I. C., Bekker R. M., Kunzmann D., Stadler M. & Thompson K. [eds.] (2005): The LEDA Traitbase. Collecting and measuring standards of life-history traits of the Northwest European flora. Scholma Druk B. V., Bedum.
- Korneck D., Schnittler M., Klingenstein F., Ludwig G., Takla M., Bohn U. & May R. (1998): Warum verarmt unsere Flora? Auswertung der Roten Liste der Farn- und Blütenpflanzen Deutschlands. *Schriftenreihe für Vegetationskunde*, 29: 299–444.
- Kubát K., Hrouda L., Chrtek J. jun., Kaplan Z., Kirschner J. & Štěpánek J. [eds.] (2002): Klíč ke květeně České republiky. – 928 p., Academia, Praha.
- Křivánek M. (2005): Principy a možnosti herbochronologické analýzy. *Zprávy Čes. Bot. Společ., Praha*, 40, Mater. 20: 25–43.
- Kull T., Kukk T., Leht M., Krall H., Kukk Ü., Kull K. & Kuusk V. (2002): Distribution trends of rare vascular plant species in Estonia. *Biodiversity and Conservation*, 11: 171–196.
- Kunin W. E. & Gaston K. J. (1997): The biology of rarity. Causes and consequences of rare-common differences. Chapman & Hall, London.
- Kunin W. E. & Shmida A. (1997): Plant reproductive traits as a function of local, regional, and global abundance. *Conservation Biology*, 11: 183–192.
- Lahti T., Kempainen E., Kurtto A. & Uotila P. (1991): Distribution and biological characteristics of threatened vascular plants in Finland. *Biological Conservation*, 55: 299–314.
- Lavergne S., Garnier E., Debussche M. (2003): Do rock endemic and widespread plant species differ under the Leaf-Height-Seed plant ecology strategy scheme? *Ecology Letters*, 6: 398–404.
- Lavergne S., Thompson J. D., Garnier E. & Debussche M. (2004): The biology and ecology of narrow endemic and widespread plants: a comparative study of trait variation in 20 congeneric pairs. *Oikos*, 107: 505–518.
- Leishman M. R. & Murray B. R. (2001): The relationship between seed size and abundance in plant communities: model predictions and observed patterns. *Oikos*, 94: 151–161.
- Luijten S. H., Dierick A., Gerard J., Oostermeijer B., Raijmann L. E. L. & Den Nijs H. C. M. (2000): Population size, genetic variation, and reproductive success in a rapidly declining, self-incompatible perennial (*Arnica montana*) in the Netherlands. *Conservation Biology*, 14: 1776–1787.

- May R. M. (1999): Unanswered questions in ecology. *Philosophical Transactions of the Royal Society: Biological Science*, 354: 1951–1959.
- Meffe G. K. & Carroll R. (1994): *Principles of conservation biology*. Sinauer Associates, Inc.
- Mehrhoff L. A. (1983): Pollination in the genus *Isotria* (Orchidaceae). *American Journal of Botany*, 70: 1444–1453.
- Miller R. M., Rodríguez J. P., Aniskowicz-Fowler T., Bambaradeniya Ch., Boles R., Eaton M. A., Gärdenfors U., Keller V., Molur S., Walker S. & Pollock C. (2007): National threatened species listing based on IUCN criteria and regional guidelines: Current status and future perspectives. *Conservation Biology*, 21: 684–696.
- Moorá M., Söber V., Zobel M. (2003): Responses of a rare (*Viola elatior*) and a common (*Viola mirabilis*) congeneric species to different management conditions in grassland – is different light competition ability responsible for different abundances? *Acta Oecologica*, 24: 169–174.
- Moravec J., Balátová-Tuláčková E., Blažková D., Hadač E., Hejný S., Husák Š., Jeník J., Kolbek J., Krahulec F., Kropáč Z., Neuhäusl R., Rybníček K., Řehořek V. & Vicherek J. (1995): Rostlinná společenstva České republiky a jejich ohrožení. Ed. 2. Severočeskou přírodou, Příloha 1995: 1–206.
- Münzbergová Z. (2005): Determinants of species rarity: population growth rates of species sharing the same habitat. *American Journal of Botany*, 92: 1987–1994.
- Murray B.R. & Lepschi B. J. (2004): Are locally rare species abundant elsewhere in their geographical range? *Austral Ecology*, 29: 287–293.
- Murray B. R., Rice B. L., Keith D. A., Myerscough P. J., Howell J., Floyd A. G., Mills K. & Westoby M. (1999): Species in the tail of rank-abundance curves. *Ecology*, 80: 1806–1816.
- Murray B. R., Thrall P. H., Gill A. M. & Nicotra A. B. (2002): How plant life-history and ecological traits relate to species rarity and commonness at varying spatial scales. *Austral Ecology*, 27: 291–310.
- Pärtel M., Kalamees R., Reier Ü., Tuvi E.-L., Roosaluuste E., Vellak A., Zobel M. (2005): Grouping and prioritization of vascular plant species for conservation: combining natural rarity and management. *Biological Conservation*, 123: 271–278.
- Pilgrim E. S., Crawley M. J., Dolphin K. (2004): Patterns of rarity in the native British flora. *Biological Conservation*, 120: 165–174.
- Pirie C. D., Walmsley S., Ingle R., Jimenez A. P., Magallanes A. S. & Kelly C. K. (2000): Investigations in plant commonness and rarity: A comparison of seed removal patterns in the widespread *Jatropha standleyi* and the endemic *J. chamelensis* (Euphorbiaceae). *Biological Journal of the Linnean Society*, 71: 501–512.
- Plesník J., Hanzal V. & Brejšková L. [eds.] (2003): Červený seznam ohrožených druhů České republiky. *Obratlovci. Příroda*, Praha, 22: 1–184.

- Poschold P., Kleyer M. & Tackenberg O. (2000): Databases on life history traits as a tool for risk assessment in plant species. *Zeitschrift für Ökologie und Naturschutz*, 9: 3–18.
- Poschold P., Kleyer M., Jackel A. K., Dannemann A. & Tackenberg O. (2003): BIOPOP – a database of plant traits and Internet application for nature conservation. *Folia Geobotanica*, 38: 263–271.
- Possingham H. P., Andelman S. J., Burgman M. A., Medellin R. A., Master L. L. & Keith D. A. (2002): Limits to the use of threatened species lists. *Trends in Ecology & Evolution*, 17: 503–507.
- Procházka F. [ed.] (2001): Černý a červený seznam cévnatých rostlin České republiky (stav v roce 2000). *Příroda*, Praha, 18: 1–166.
- Rabinowitz D. (1981): Seven forms of rarity. The biological aspects of rare plant conservation. H. Synge [ed.], 205–217. John Wiley, Chichester, UK. [sec. in Gurevitch J., Scheiner S. M., Fox G. A. (2006): *The Ecology of Plants*. Second Edition. Sinauer Associates, Inc.]
- Rodrigues A. S. L., Pilgrim J. D., Lamoreux J. F., Hoffmann M. & Brooks T. M. (2006): The value of the IUCN Red List for conservation. *Trends in Ecology & Evolution*, 21: 71–76.
- Simon M. F. & Hay J. V. (2003): Comparison of a common and rare species of *Mimosa* (Mimosaceae) in central Brazil. *Austral Ecology*, 28: 315–326.
- Shipley B. & Dion J. (1992): The allometry of seed production in herbaceous angiosperms. *The American Naturalist*, 139: 467–483.
- Schaffers A. P. & Sýkora K. V. (2000): Reliability of Ellenberg indicator values for moisture, nitrogen and soil reaction: a comparison with field measurements. *Journal of Vegetation Science*, 11: 225–244.
- Slavík B. [ed.] (1995): Květena České republiky 4. – 529p., Academia, Praha.
- Slavík B. [ed.] (1997): Květena České republiky 5. – 568p., Academia, Praha.
- Slavík B. [ed.] (2000): Květena České republiky 6. – 770p., Academia, Praha.
- Slavík B. [ed.] (2004): Květena České republiky 7. – 768p., Academia, Praha.
- Slavíková Z. (2002): Morfologie rostlin. Nakladatelství Karolinum, Praha.
- Snyder K. M., Baskin J. M. & Baskin C. C. (1994): Comparative ecology of the narrow endemic *Echinacea tennesseensis* and two geographically widespread congeners: Relative competitive ability and growth characteristics. *International Journal of Plant Sciences*, 155: 57–65.
- Tackenberg O., Poschold P. & Bonn S. (2003). Assessment of wind dispersal potential in plant species. *Ecological Monographs*, 73, 191–205.
- Thompson K., Bakker, J. P. & Bekker R. M. (1997): Soil seed banks of North-West Europe: Methodology, Density and Longevity. University Press, Cambridge.
- Thompson K., Gaston K. J. & Band S. R. (1999): Range size, dispersal and niche breadth in the herbaceous flora of central England. *Journal of Ecology*, 87: 150–155.

- Walck J. L., Baskin J. M. & Baskin C. C. (2001): Relative competitive abilities and growth characteristics of narrowly endemic and geographically widespread *Solidago* species (Asteraceae). *American Journal of Botany*, 86: 820–828.
- Weihner E., van der Werf A., Thompson K., Roderick M., Garnier E. & Eriksson O. (1999): Challenging Theophrastus: A common core list of plant traits for functional ecology. *Journal of Vegetation Science*, 10: 609–620.
- Westoby M., Leishman M. R., Lord J. M. (1995): On misinterpreting the „phylogenetic correction“. *Journal of Ecology*, 83: 531–534.
- Westoby M. (1998): A leaf-height-seed (LHS) plant ecology strategy scheme. *Plant and Soil*, 199: 213–227.
- Witkowski E. T. F. & Lamont B. B. (1997): Does the rare *Banksia goodii* have inferior vegetative, reproductive or ecological attributes compared with its widespread co-occurring relative *B. gardneri*? *Journal of Biogeography*, 24: 469–482.
- Young A. G. & Brown A. H. D. (1998): Comparative analysis of the mating system of the rare woodland shrub *Daviesia suaveolens* and its common congener *D. mimosoides*. *Heredity*, 80: 374–381.

9 Seznam příloh

Příloha 1 – Seznam druhů C1 a druhů jim blíže příbuzných hojných

Příloha 2 – Přehled porovnávaných vlastností

Příloha 3 – Charakteristiky semen vybraných druhů C1 a blíže příbuzných hojných

Příloha 4 – Srovnání strategie LHS druhů C1 a blíže příbuzných hojných

Příloha 5 – Grafy distribuce druhové četnosti přes jednotlivé stupně Ell. ind. hodnot

Příloha 6 – Vlastnosti druhů (primární data na přiloženém CD)

Příloha 1 – Seznam druhů C1 a druhů jim blíže příbuzných hojných

C1	blíže příbuzný hojný
<i>Aconitum lycoctonum</i> subsp. <i>penninum</i>	<i>Aconitum lycoctonum</i> subsp. <i>lycoctonum</i>
<i>Adenophora liliifolia</i>	-
<i>Adonis flammea</i>	-
<i>Agropyron pectinatum</i>	<i>Elytrigia repens</i>
<i>Agrostemma githago</i>	-
<i>Agrostis alpina</i>	<i>Agrostis canina</i>
<i>Achillea asplenifolia</i>	<i>Achillea pratensis</i>
<i>Aira caryophylla</i>	-
<i>Ajuga pyramidalis</i>	<i>Ajuga reptans</i>
<i>Alchemilla baltica</i>	-
<i>Alchemilla fissa</i>	-
<i>Alchemilla glabricaulis</i>	-
<i>Anacamptis pyramidalis</i>	-
<i>Androsace septentrionalis</i>	-
<i>Anemone narcissiflora</i>	-
<i>Angelica palustris</i>	<i>Angelica sylvestris</i>
<i>Aphanes australis</i>	<i>Aphanes arvensis</i>
<i>Aposeris foetida</i>	-
<i>Arabis nemorensis</i>	<i>Arabis hirsuta</i>
<i>Arabis sudetica</i>	<i>Arabis hirsuta</i>
<i>Arenaria grandiflora</i>	<i>Arenaria serpyllifolia</i>
<i>Arnoseric minima</i>	-
<i>Artemisia pancicii</i>	<i>Artemisia pontica</i>
<i>Artemisia scoparia</i>	<i>Artemisia campestris</i>
<i>Asplenium adiantum-nigrum</i>	-
<i>Asplenium adulterinum</i>	<i>Asplenium trichomanes</i>
<i>Asplenium trichomanes</i> subsp. <i>pachyrhachis</i>	<i>Asplenium trichomanes</i> subsp. <i>inexpectans</i>
<i>Aster alpinus</i>	<i>Aster amellus</i>
<i>Aster tripolium</i> subsp. <i>pannonicus</i>	<i>Aster amellus</i>
<i>Astragalus arenarius</i>	<i>Astragalus austriacus</i>
<i>Atriplex rosea</i>	<i>Atriplex tatarica</i>
<i>Batrachium baudotii</i>	<i>Batrachium aquatilis</i>
<i>Batrachium penicillatum</i>	<i>Batrachium fluitans</i>
<i>Beckmannia eruciformis</i>	-
<i>Betula oycoviensis</i>	<i>Betula pendula</i>
<i>Bolboschoenus glaucus</i>	-
<i>Bolboschoenus maritimus</i>	-
<i>Botrychium matricariifolium</i>	-
<i>Brassica elongata</i>	-
<i>Bromus arvensis</i>	<i>Bromus japonicus</i>
<i>Bromus racemosus</i>	-
<i>Bromus secalinus</i>	<i>Bromus hordeaceus</i>
<i>Bromus squarrosus</i>	<i>Bromus japonicus</i>
<i>Bupthalmum salicifolium</i>	-
<i>Bupleurum affine</i>	<i>Bupleurum falcatum</i>
<i>Bupleurum longifolium</i> subsp. <i>vapincense</i>	-
<i>Bupleurum rotundifolium</i>	-
<i>Bupleurum tenuissimum</i>	<i>Bupleurum falcatum</i>
<i>Calamagrostis phragmitoides</i>	<i>Calamagrostis canescens</i>
<i>Calamagrostis pseudophragmites</i>	<i>Calamagrostis epigejos</i>
<i>Calamagrostis stricta</i>	<i>Calamagrostis arundinacea</i>
<i>Calamagrostis varia</i>	<i>Calamagrostis arundinacea</i>
<i>Callitriche hermaphroditica</i>	-
<i>Callitriche platycarpa</i>	<i>Callitriche stagnalis</i>
<i>Campanula cervicaria</i>	<i>Campanula glomerata</i>
<i>Campanula gelida</i>	-
<i>Cardamine amara</i> subsp. <i>opizii</i>	<i>Cardamine amara</i> subsp. <i>amara</i>

Příloha 1 – Seznam druhů C1 a jim blíže příbuzných hojných

<i>Cardamine parviflora</i>	<i>Cardamine flexuosa</i>
<i>Cardamine resedifolia</i>	<i>Cardamine impatiens</i>
<i>Cardaminopsis petraea</i>	<i>Cardaminopsis arenosa</i>
<i>Carex alba</i>	<i>Carex humilis</i>
<i>Carex atrata</i>	<i>Carex pilulifera</i>
<i>Carex buxbaumii</i>	<i>Carex pilulifera</i>
<i>Carex capillaris</i>	-
<i>Carex dioica</i>	-
<i>Carex hordeistichos</i>	-
<i>Carex chordorrhiza</i>	<i>Carex ovalis</i>
<i>Carex pediformis</i> subsp. <i>macroura</i>	<i>Carex pediformis</i> subsp. <i>rhizodes</i>
<i>Carex pseudobrizzoides</i>	<i>Carex praecox</i>
<i>Carex rupestris</i>	<i>Carex pauciflora</i>
<i>Carex stenophylla</i>	<i>Carex brizzoides</i>
<i>Carex vaginata</i>	<i>Carex panicea</i>
<i>Carex viridula</i> subsp. <i>pseudoscandinavica</i>	-
<i>Carlina acaulis</i> subsp. <i>caulescens</i>	<i>Carlina acaulis</i> subsp. <i>acaulis</i>
<i>Carlina vulgaris</i> subsp. <i>stricta</i>	<i>Carlina vulgaris</i>
<i>Catabrosa aquatica</i>	-
<i>Centaurea montana</i> subsp. <i>mollis</i>	-
<i>Centaurea stenolepis</i>	<i>Centaurea pseudophrygia</i>
<i>Centaureum littorale</i> subsp. <i>compressum</i>	<i>Centaureum erythraea</i>
<i>Cerastium alsinifolium</i>	-
<i>Cerastium fontanum</i>	<i>Cerastium holosteoides</i> subsp. <i>triviale</i>
<i>Cerastium tenoreanum</i>	<i>Cerastium brachypetalum</i>
<i>Ceratophyllum submersum</i>	<i>Ceratophyllum demersum</i>
<i>Ceterach officinarum</i>	-
<i>Cimicifuga europaea</i>	-
<i>Cirsium brachycephalum</i>	<i>Cirsium palustre</i>
<i>Cladium mariscus</i>	-
<i>Cleistogenes serotina</i>	-
<i>Conioselinum tataricum</i>	-
<i>Conringia orientalis</i>	-
<i>Corrigiola littoralis</i>	-
<i>Cortusa matthioli</i>	-
<i>Crataegus lindmanii</i>	<i>Crataegus praemonticola</i>
<i>Crepis mollis</i> subsp. <i>mollis</i>	<i>Crepis mollis</i> subsp. <i>hieracioides</i>
<i>Crepis pannonica</i>	<i>Crepis biennis</i>
<i>Crepis setosa</i>	-
<i>Crepis sibirica</i>	<i>Crepis paludosa</i>
<i>Crocus albiflorus</i>	-
<i>Crocus heuffelianus</i>	-
<i>Crypsis aculeata</i>	-
<i>Cryptogramma crispa</i>	-
<i>Cuscuta approximata</i>	<i>Cuscuta europaea</i>
<i>Cuscuta lupuliformis</i>	-
<i>Cyperus flavescens</i>	<i>Cyperus fuscus</i>
<i>Cyperus michelianus</i>	<i>Cyperus fuscus</i>
<i>Cystopteris dickieana</i>	<i>Cystopteris fragilis</i>
<i>Dactylorhiza bohemica</i>	-
<i>Dactylorhiza carpatica</i>	-
<i>Dactylorhiza fuchsii</i> subsp. <i>sooana</i>	<i>Dactylorhiza fuchsii</i> subsp. <i>fuchsii</i>
<i>Dactylorhiza incarnata</i> subsp. <i>serotina</i>	-
<i>Dactylorhiza maculata</i> subsp. <i>elodes</i>	-
<i>Dactylorhiza maculata</i> subsp. <i>maculata</i>	<i>Dactylorhiza fuchsii</i> subsp. <i>fuchsii</i>
<i>Dactylorhiza maculata</i> subsp. <i>transsilvanica</i>	<i>Dactylorhiza fuchsii</i> subsp. <i>fuchsii</i>
<i>Dactylorhiza majalis</i> subsp. <i>turfosa</i>	<i>Dactylorhiza majalis</i> subsp. <i>majalis</i>
<i>Dactylorhiza traunsteineri</i>	<i>Dactylorhiza majalis</i> subsp. <i>majalis</i>
<i>Danthonia alpina</i>	<i>Danthonia decumbens</i>
<i>Daphne cneorum</i>	<i>Daphne mezereum</i>

Příloha 1 – Seznam druhů C1 a jim blíže příbuzných hojných

<i>Dianthus arenarius</i> subsp. <i>bohemicus</i>	-
<i>Dianthus carthusianorum</i> subsp. <i>capillifrons</i>	<i>Dianthus carthusianorum</i> subsp. <i>carthusianorum</i>
<i>Dianthus carthusianorum</i> subsp. <i>sudeticus</i>	<i>Dianthus carthusianorum</i> subsp. <i>carthusianorum</i>
<i>Dianthus superbus</i> subsp. <i>superbus</i>	-
<i>Diphasiastrum oellgaardii</i>	<i>Diphasiastrum alpinum</i>
<i>Diphasiastrum tristachyum</i>	<i>Diphasiastrum complanatum</i>
<i>Draba nemorosa</i>	-
<i>Dracocephalum austriacum</i>	-
<i>Drosera anglica</i>	<i>Drosera rotundifolia</i>
<i>Drosera intermedia</i>	<i>Drosera rotundifolia</i>
<i>Dryopteris cristata</i>	<i>Dryopteris carthusiana</i>
<i>Echium russicum</i>	<i>Echium vulgare</i>
<i>Elatine alsinastrum</i>	<i>Elatine hydropiper</i>
<i>Eleocharis quinqueflora</i>	<i>Eleocharis palustris</i>
<i>Epipactis greuteri</i>	<i>Epipactis helleborine</i>
<i>Epipactis helleborine</i> subsp. <i>orbicularis</i>	<i>Epipactis helleborine</i> subsp. <i>helleborine</i>
<i>Epipactis leptochila</i> subsp. <i>neglecta</i>	-
<i>Epipactis microphylla</i>	<i>Epipactis atrorubens</i>
<i>Epipactis nordeniorum</i>	<i>Epipactis helleborine</i>
<i>Epipactis pontica</i>	<i>Epipactis helleborine</i>
<i>Epipactis pseudopurpurata</i>	<i>Epipactis purpurata</i>
<i>Epipactis tallosii</i>	<i>Epipactis helleborine</i>
<i>Epipogium aphyllum</i>	-
<i>Equisetum variegatum</i>	<i>Equisetum ramosissimum</i>
<i>Eragrostis pilosa</i>	<i>Eragrostis minor</i>
<i>Erica tetralix</i>	<i>Erica carnea</i>
<i>Eriophorum gracile</i>	-
<i>Eryngium planum</i>	<i>Eryngium campestre</i>
<i>Erysimum repandum</i>	-
<i>Erythronium dens-canis</i>	-
<i>Euphorbia salicifolia</i>	<i>Euphorbia esula</i>
<i>Euphorbia seguieriana</i> subsp. <i>minor</i>	-
<i>Euphrasia micrantha</i>	<i>Euphrasia nemorosa</i>
<i>Euphrasia picta</i>	<i>Euphrasia rostkoviana</i>
<i>Euphrasia slovacica</i>	<i>Euphrasia rostkoviana</i>
<i>Festuca amethystina</i>	<i>Festuca heterophylla</i>
<i>Festuca drymeia</i>	<i>Festuca altissima</i>
<i>Festuca psammophila</i>	<i>Festuca pallens</i>
<i>Festuca trichophylla</i>	<i>Festuca rubra</i>
<i>Festuca vaginata</i> subsp. <i>dominii</i>	<i>Festuca pallens</i>
<i>Festuca versicolor</i>	-
<i>Filago lutescens</i>	<i>Filago minima</i>
<i>Filago vulgaris</i>	<i>Filago minima</i>
<i>Filipendula ulmaria</i> subsp. <i>picbaueri</i>	<i>Filipendula ulmaria</i> subsp. <i>ulmaria</i>
<i>Gagea bohemica</i> subsp. <i>saxatilis</i>	-
<i>Galium austriacum</i>	<i>Galium pumilum</i>
<i>Galium sudeticum</i>	<i>Galium pumilum</i>
<i>Galium tricorutum</i>	<i>Galium aparine</i>
<i>Genista sagittalis</i>	-
<i>Gentiana punctata</i>	-
<i>Gentiana verna</i>	-
<i>Gentianella amarella</i> subsp. <i>amarella</i>	-
<i>Gentianella campestris</i> subsp. <i>baltica</i>	-
<i>Gentianella germanica</i> subsp. <i>germanica</i>	-
<i>Gentianella lutescens</i> subsp. <i>carpatica</i>	-
<i>Gentianella lutescens</i> subsp. <i>lutescens</i>	-
<i>Gentianella obtusifolia</i> subsp. <i>sturmiana</i>	-
<i>Gentianella praecox</i> subsp. <i>bohemica</i>	-
<i>Geranium divaricatum</i>	-
<i>Gladiolus palustris</i>	-

Příloha 1 – Seznam druhů C1 a jim blíže příbuzných hojných

<i>Glaucium corniculatum</i>	-
<i>Glaux maritima</i>	-
<i>Gnaphalium supinum</i>	<i>Gnaphalium sylvaticum</i>
<i>Goodyera repens</i>	-
<i>Groenlandia densa</i>	-
<i>Gymnadenia conopsea</i> subsp. <i>montana</i>	<i>Gymnadenia conopsea</i> subsp. <i>conopsea</i>
<i>Gymnadenia densiflora</i>	<i>Gymnadenia conopsea</i>
<i>Gypsophila paniculata</i>	-
<i>Hackelia deflexa</i>	-
<i>Hammarbya paludosa</i>	-
<i>Hedysarum hedysaroides</i>	-
<i>Heleochloa schoenoides</i>	-
<i>Helianthemum grandiflorum</i> subsp. <i>grandiflorum</i>	<i>Helianthemum obscurum</i> subsp. <i>obscurum</i>
<i>Herniaria hirsuta</i>	<i>Herniaria glabra</i>
<i>Hibiscus trionum</i>	-
<i>Hieracium albinum</i>	-
<i>Hieracium asperulum</i>	-
<i>Hieracium blyttianum</i>	-
<i>Hieracium corconticum</i>	-
<i>Hieracium engleri</i>	-
<i>Hieracium fuscoatrum</i>	-
<i>Hieracium chlorocephalum</i>	-
<i>Hieracium chrysostyloides</i>	-
<i>Hieracium inuloides</i>	-
<i>Hieracium kablikianum</i>	-
<i>Hieracium kalksburgense</i>	-
<i>Hieracium luteistylum</i>	-
<i>Hieracium nigrostylum</i>	-
<i>Hieracium nivimontis</i>	-
<i>Hieracium pedunculare</i>	-
<i>Hieracium pseudalbinum</i>	-
<i>Hieracium riphaeum</i>	-
<i>Hieracium rubrum</i>	-
<i>Hieracium schustleri</i>	-
<i>Hieracium silesiacum</i>	-
<i>Hieracium stoloniflorum</i>	-
<i>Hieracium subortum</i>	-
<i>Hieracium tortuosum</i>	-
<i>Hieracium tubulascens</i>	-
<i>Hieracium villosum</i>	-
<i>Hierochloë odorata</i>	<i>Hierochloë australis</i>
<i>Hierochloë repens</i>	<i>Hierochloë australis</i>
<i>Himantoglossum adriaticum</i>	-
<i>Hippocrepis comosa</i>	-
<i>Hippuris vulgaris</i>	-
<i>Hypericum elegans</i>	-
<i>Hypericum pulchrum</i>	<i>Hypericum hirsutum</i>
<i>Hypochaeris glabra</i>	<i>Hypochaeris radicata</i>
<i>Chamaecytisus albus</i>	<i>Chamaecytisus austriacus</i>
<i>Chenopodium murale</i>	-
<i>Chimaphila umbellata</i>	-
<i>Illecebrum verticillatum</i>	-
<i>Iris aphylla</i> subsp. <i>fieberi</i>	-
<i>Iris aphylla</i> subsp. <i>novakii</i>	-
<i>Isoëtes echinospora</i>	-
<i>Isoëtes lacustris</i>	-
<i>Juncus atratus</i>	<i>Juncus acutiflorus</i>
<i>Juncus capitatus</i>	-
<i>Juncus gerardii</i>	<i>Juncus compressus</i>
<i>Juncus sphaerocarpus</i>	<i>Juncus bufonius</i>

Příloha 1 – Seznam druhů C1 a jim blíže příbuzných hojných

<i>Juncus subnodulosus</i>	<i>Juncus articulatus</i>
<i>Juncus tenageia</i>	<i>Juncus bufonius</i>
<i>Juniperus communis</i> subsp. <i>alpina</i>	<i>Juniperus communis</i> subsp. <i>communis</i>
<i>Jurinea cyanooides</i>	-
<i>Knautia arvensis</i> subsp. <i>pseudolongifolia</i>	<i>Knautia arvensis</i> subsp. <i>arvensis</i>
<i>Kochia prostrata</i>	<i>Kochia scoparia</i>
<i>Lappula semicincta</i>	<i>Lappula squarrosa</i>
<i>Laser trilobum</i>	-
<i>Laserpitium archangelica</i>	<i>Laserpitium prutenicum</i>
<i>Lathyrus aphaca</i>	<i>Lathyrus pratensis</i>
<i>Lathyrus heterophyllus</i>	<i>Lathyrus sylvestris</i>
<i>Lathyrus hirsutus</i>	-
<i>Lathyrus nissolia</i>	-
<i>Lathyrus palustris</i>	<i>Lathyrus niger</i>
<i>Lathyrus pannonicus</i> subsp. <i>pannonicus</i>	-
<i>Lathyrus pisiformis</i>	<i>Lathyrus vernus</i>
<i>Leucanthemum adustum</i>	<i>Leucanthemum ircutianum</i>
<i>Leucojum aestivum</i>	<i>Leucojum vernum</i>
<i>Ligularia sibirica</i>	-
<i>Limodorum abortivum</i>	-
<i>Linaria arvensis</i>	<i>Linaria vulgaris</i>
<i>Lindernia procumbens</i>	-
<i>Linum hirsutum</i> subsp. <i>hirsutum</i>	-
<i>Liparis loeselii</i>	-
<i>Listera cordata</i>	<i>Listera ovata</i>
<i>Littorella uniflora</i>	-
<i>Luronium natans</i>	-
<i>Luzula spicata</i>	<i>Luzula sudetica</i>
<i>Malaxis monophyllos</i>	-
<i>Marrubium peregrinum</i>	-
<i>Marrubium vulgare</i>	-
<i>Mercurialis ovata</i>	<i>Mercurialis perennis</i>
<i>Minuartia caespitosa</i>	-
<i>Minuartia corcontica</i>	-
<i>Minuartia smejkalii</i>	-
<i>Minuartia viscosa</i>	-
<i>Misopates orontium</i>	-
<i>Moneses uniflora</i>	-
<i>Montia fontana</i>	-
<i>Myosotis stenophylla</i>	<i>Myosotis sylvatica</i>
<i>Myricaria germanica</i>	-
<i>Najas minor</i>	-
<i>Nasturtium microphyllum</i>	<i>Nasturtium officinale</i>
<i>Nigella arvensis</i>	<i>Nigella damascena</i>
<i>Notholaena marantae</i>	-
<i>Nuphar pumila</i>	<i>Nuphar lutea</i>
<i>Nymphaea alba</i>	-
<i>Nymphaea candida</i>	-
<i>Nymphoides peltata</i>	-
<i>Onosma arenaria</i>	-
<i>Ophrys apifera</i>	-
<i>Ophrys holosericea</i> subsp. <i>holubyana</i>	-
<i>Ophrys insectifera</i>	-
<i>Orchis mascula</i> subsp. <i>mascula</i>	-
<i>Orchis palustris</i>	-
<i>Orchis tridentata</i>	-
<i>Orchis ustulata</i> subsp. <i>aestivalis</i>	-
<i>Orchis ustulata</i> subsp. <i>ustulata</i>	-
<i>Ornithogalum pyrenaicum</i> subsp. <i>sphaerocarpum</i>	-
<i>Orobanche arenaria</i>	-

Příloha 1 – Seznam druhů C1 a jim blíže příbuzných hojných

<i>Orobanche artemisiae-campestris</i>	-
<i>Orobanche caesia</i>	<i>Orobanche ramosa</i>
<i>Orobanche coerulescens</i>	-
<i>Orobanche picridis</i>	-
<i>Orobanche purpurea</i> subsp. <i>bohemica</i>	<i>Orobanche ramosa</i>
<i>Orobanche purpurea</i> subsp. <i>purpurea</i>	<i>Orobanche ramosa</i>
<i>Orobanche teucrii</i>	<i>Orobanche caryophyllacea</i>
<i>Papaver lecoqii</i>	<i>Papaver dubium</i>
<i>Pedicularis exaltata</i>	-
<i>Pedicularis sudetica</i>	<i>Pedicularis sylvatica</i>
<i>Peucedanum carvifolia</i>	<i>Peucedanum alsaticum</i>
<i>Phyllitis scolopendrium</i>	-
<i>Phyteuma orbiculare</i> subsp. <i>flexuosum</i>	-
<i>Phyteuma orbiculare</i> subsp. <i>montanum</i>	-
<i>Pinguicula bohemica</i>	-
<i>Pinus</i> × <i>celakovskiorum</i>	-
<i>Plantago atrata</i> subsp. <i>sudetica</i>	<i>Plantago lanceolata</i>
<i>Plantago maritima</i> subsp. <i>ciliata</i>	-
<i>Poa alpina</i>	<i>Poa supina</i>
<i>Poa crassipes</i>	-
<i>Poa riphaea</i>	-
<i>Polycnemon arvense</i>	-
<i>Polycnemon majus</i>	-
<i>Polygala amara</i> subsp. <i>brachyptera</i>	-
<i>Polygala serpyllifolia</i>	<i>Polygala vulgaris</i>
<i>Potamogeton</i> × <i>angustifolius</i>	-
<i>Potamogeton polygonifolius</i>	-
<i>Potamogeton praelongus</i>	-
<i>Potentilla crantzii</i> subsp. <i>serpentini</i>	<i>Potentilla aurea</i>
<i>Potentilla patula</i>	<i>Potentilla heptaphylla</i>
<i>Potentilla rupestris</i>	-
<i>Potentilla sterilis</i>	-
<i>Primula elatior</i> subsp. <i>corcontica</i>	<i>Primula elatior</i> subsp. <i>elatior</i>
<i>Primula minima</i>	-
<i>Prunus fruticosa</i>	<i>Prunus avium</i>
<i>Prunus padus</i> subsp. <i>borealis</i>	<i>Prunus padus</i> subsp. <i>padus</i>
<i>Prunus tenella</i>	-
<i>Pseudognaphalium luteoalbum</i>	-
<i>Pseudolysimachion spurium</i> subsp. <i>foliosum</i>	<i>Pseudolysimachion maritimum</i>
<i>Puccinellia limosa</i>	<i>Puccinellia distans</i>
<i>Pulegium vulgare</i>	-
<i>Pulicaria dysenterica</i>	-
<i>Pulicaria vulgaris</i>	-
<i>Pulsatilla patens</i>	-
<i>Pulsatilla vernalis</i>	-
<i>Pyrola chlorantha</i>	-
<i>Pyrola media</i>	<i>Pyrola minor</i>
<i>Quercus virgiliana</i>	<i>Quercus petraea</i>
<i>Radiola linoides</i>	-
<i>Ranunculus sardous</i>	<i>Ranunculus bulbosus</i>
<i>Reseda phyteuma</i>	<i>Reseda lutea</i>
<i>Rhinanthus serotinus</i> subsp. <i>vernalis</i>	-
<i>Rhodiola rosea</i>	-
<i>Rhynchospora fusca</i>	-
<i>Ribes petraeum</i>	<i>Ribes alpinum</i>
<i>Rubus ambrosius</i>	-
<i>Rubus amphimalacus</i>	-
<i>Rubus caflischii</i>	-
<i>Rubus geminatus</i>	-
<i>Rubus chaerophylloides</i>	-

Příloha 1 – Seznam druhů C1 a jim blíže příbuzných hojných

<i>Rubus chamaemorus</i>	-
<i>Rubus lividus</i>	-
<i>Rubus lusaticus</i>	-
<i>Rubus pruinosis</i>	-
<i>Rubus pyramidalis</i>	-
<i>Rubus scaber</i>	-
<i>Rubus vestitus</i>	-
<i>Rumex palustris</i>	<i>Rumex maritimus</i>
<i>Rumex stenophyllus</i>	<i>Rumex crispus</i>
<i>Sagina nodosa</i>	<i>Sagina procumbens</i>
<i>Sagina subulata</i>	<i>Sagina saginoides</i>
<i>Salix appendiculata</i>	-
<i>Salix bicolor</i>	-
<i>Salix daphneola</i>	-
<i>Salix herbacea</i>	-
<i>Salix myrsinifolia</i>	-
<i>Salix myrtilloides</i>	-
<i>Salix repens</i>	<i>Salix rosmarinifolia</i>
<i>Salvia aethiopsis</i>	-
<i>Salvia austriaca</i>	<i>Salvia nemorosa</i>
<i>Samolus valerandii</i>	-
<i>Saxifraga oppositifolia</i>	-
<i>Saxifraga rosacea</i> subsp. <i>steinmannii</i>	-
<i>Scabiosa lucida</i> subsp. <i>calcicola</i>	<i>Scabiosa ochroleuca</i>
<i>Scorzonera parviflora</i>	<i>Scorzonera humilis</i>
<i>Scrophularia vernalis</i>	<i>Scrophularia nodosa</i>
<i>Sedum villosum</i>	<i>Sedum album</i>
<i>Senecio doria</i>	-
<i>Senecio erucifolius</i>	<i>Senecio jacobaea</i>
<i>Senecio paludosus</i>	-
<i>Senecio paludosus</i> subsp. <i>paludosus</i>	-
<i>Serratula lycopifolia</i>	<i>Serratula tinctoria</i>
<i>Scheuchzeria palustris</i>	-
<i>Schoenus ferrugineus</i>	-
<i>Schoenus nigricans</i>	-
<i>Sideritis montana</i>	-
<i>Silene gallica</i>	-
<i>Silene rupestris</i>	-
<i>Silene viscosa</i>	-
<i>Sorbus graeca</i>	<i>Sorbus danubialis</i>
<i>Sorbus alnifrons</i>	-
<i>Sorbus gemella</i>	-
<i>Sorbus hardeggensis</i>	-
<i>Sorbus quercea</i>	-
<i>Sorbus rhodantha</i>	-
<i>Sorbus sudetica</i>	-
<i>Spergula pentandra</i>	<i>Spergula morisonii</i>
<i>Spergularia maritima</i>	<i>Spergularia rubra</i>
<i>Spergularia salina</i>	<i>Spergularia rubra</i>
<i>Spiranthes spiralis</i>	-
<i>Stachys germanica</i>	<i>Stachys alpina</i>
<i>Stipa borysthena</i>	<i>Stipa pennata</i>
<i>Stipa eriocaulis</i>	<i>Stipa pulcherrima</i>
<i>Stipa smirnovii</i>	-
<i>Stipa zalesskii</i>	-
<i>Taraxacum alpestre</i>	-
<i>Taraxacum ambrosium</i>	-
<i>Taraxacum ancoriferum</i>	-
<i>Taraxacum arachnoideum</i>	-
<i>Taraxacum arcuatum</i>	-

Příloha 1 – Seznam druhů C1 a jim blíže příbuzných hojných

<i>Taraxacum argutum</i>	-
<i>Taraxacum austrinum</i>	-
<i>Taraxacum bavaricum</i>	-
<i>Taraxacum bessarabicum</i>	-
<i>Taraxacum bracteatum</i>	-
<i>Taraxacum brandenburgicum</i>	-
<i>Taraxacum cognatum</i>	-
<i>Taraxacum dentatum</i>	-
<i>Taraxacum fartoris</i>	-
<i>Taraxacum huterianum</i>	-
<i>Taraxacum indigenum</i>	-
<i>Taraxacum irrigatum</i>	-
<i>Taraxacum litigiosum</i>	-
<i>Taraxacum madidum</i>	-
<i>Taraxacum mendax</i>	-
<i>Taraxacum paludem-ornans</i>	-
<i>Taraxacum pauckertianum</i>	-
<i>Taraxacum pseudobalticum</i>	-
<i>Taraxacum quaesitum</i>	-
<i>Taraxacum ranunculus</i>	-
<i>Taraxacum skalinskanum</i>	-
<i>Taraxacum subdolum</i>	-
<i>Taraxacum turfosum</i>	-
<i>Taraxacum uvidum</i>	-
<i>Tephroseris aurantiaca</i>	-
<i>Tephroseris longifolia</i> subsp. <i>moravica</i>	<i>Tephroseris crispa</i>
<i>Thalictrum simplex</i> subsp. <i>galioides</i>	<i>Thalictrum lucidum</i>
<i>Thesium arvense</i>	<i>Thesium linophyllum</i>
<i>Thesium dollineri</i>	<i>Thesium linophyllum</i>
<i>Thesium ebracteatum</i>	-
<i>Thesium rostratum</i>	-
<i>Thymus carpathicus</i>	-
<i>Thymus pulegioides</i> subsp. <i>carniolicus</i>	<i>Thymus chamaedrys</i> subsp. <i>chamaedrys</i>
<i>Tillaea aquatica</i>	-
<i>Tofieldia calyculata</i>	-
<i>Tordylium maximum</i>	-
<i>Torilis arvensis</i>	<i>Torilis japonica</i>
<i>Trapa natans</i>	-
<i>Trifolium badium</i>	<i>Trifolium spadiceum</i>
<i>Trifolium patens</i>	<i>Trifolium campestre</i>
<i>Trifolium retusum</i>	<i>Trifolium repens</i>
<i>Trifolium striatum</i>	<i>Trifolium pratense</i>
<i>Triglochin maritimum</i>	-
<i>Trigonella monspeliaca</i>	-
<i>Trichomanes speciosum</i>	-
<i>Trinia glauca</i>	-
<i>Typha laxmannii</i>	<i>Typha angustifolia</i>
<i>Typha shuttleworthii</i>	<i>Typha latifolia</i>
<i>Utricularia bremii</i>	<i>Utricularia australis</i>
<i>Utricularia intermedia</i>	<i>Utricularia australis</i>
<i>Utricularia ochroleuca</i>	<i>Utricularia australis</i>
<i>Utricularia vulgaris</i>	<i>Utricularia australis</i>
<i>Valerianella carinata</i>	<i>Valerianella locusta</i>
<i>Veratrum nigrum</i>	<i>Veratrum album</i>
<i>Verbascum speciosum</i>	<i>Verbascum lychnitis</i>
<i>Veronica bellidioides</i>	<i>Veronica serpyllifolia</i>
<i>Veronica opaca</i>	<i>Veronica polita</i>
<i>Vicia oreophila</i>	<i>Vicia cracca</i>
<i>Viola alba</i>	<i>Viola suavis</i>
<i>Viola elatior</i>	<i>Viola canina</i> subsp. <i>canina</i>

Příloha 1 – Seznam druhů C1 a jim blízce příbuzných hojných

Viola kitaibeliana

Viola tricolor subsp. *curtisii*

Vitis sylvestris

Vulpia bromoides

Wolffia arrhiza

Xanthium strumarium

Viola arvensis

Viola tricolor subsp. *tricolor*

-

Vulpia myuros

-

Xanthium albinum

Příloha 2 – Přehled porovnávaných vlastností**Označení zdrojů:**^B BIOLFLORE (Klotz et al. 2002)^{BP} BIOPOP (Poschold et al. 2003)^C CLO-PLA (Klimešová & Klimeš)^D DIASPORUS (Bonn et al. 2000)^L LEDA (Kleyer et al. 2008)^E Ellenberg (1992)^{KI} Kubát et al. (2002)^{KV} Hejný & Slavík (1988, 1990, 1992), Slavík (1995, 1997, 2000, 2004)^T Thompson et al. (1997)**Vegetativní znaky**

životní forma^{KI}: fanerofyt, geofyt, hemikryptofyt, hydrofyt, chamaefyt, makrofanerofyt, nanofanerofyt, terofyt

délka života^{B, KV}: jednoleté, dvouleté, víceleté plodící jednou za život, víceleté s opakovanou reprodukcí

listová růžice^B: netvoří listovou růžici, částečně tvoří list. růžici, tvoří list. růžici

vytrvalost listů^B: (i) listy jarních rostlin – v létě odumírají, (ii) listy vytrvávají během vegetační sezóny – na zimu odumírají, (iii) zelené listy vytrvávají přes zimu – na jaře odumírají nebo jsou nahrazeny, (iv) stálezelené

anatomie listů^B: sukulentní, skleromorfní, mesomorfní, hygromorfní, helomorfní, hydromorfní

specific leaf area (SLA)^L: poměr plochy listu vůči hmotnosti jeho sušiny v mm²/mg

klonalita^C (řada znaků testovaných zvlášť, všechny rozdíly nesignifikantní, proto nevypisováno samostatně): (i) typ orgánů klonálního růstu (Klimešová & Klimeš rozlišují celkem 17 typů, např. horizontální nadzemní výběžek, turion, hlíza, výmladek, rhizom apod., podrobnosti v manuálu k databázi CLO-PLA na <http://clopla.butbn.cas.cz/>), (ii) přetrvání primárního kořene (přetrvává/nepřetrvává), (iii) délka života genety (roky), (iv) banka pupenů – počet podzemních i nadzemních pupenů v různých výškách, (v) typ banky pupenů (vytrvalá, sezónní, potenciální a kombinace), (vi) role orgánů klonálního růstu (nezbytná, doplňková, regenerativní, žádná), (vii) délka života vegetativního výběžku (1, 2, >2 roky), (viii) přetrvání spojení mezi mateřskou a dceřinou rametou (1, 2, >2 roky), (ix) míra klonálního množení – počet dceřinných ramet na mateřskou rametu, (x) laterální šíření (<0,01, 0,01–0,25, >0,25 m/rok), (xi) způsob větvení (monopodiální, sympodiální, dichotomické), (xii) způsob odnožování (intra/extravaginální), (xiii) velikost dceřinných ramet (stejně velké/menší než mateřská rostlina), (xiv) generační překryv výběžků

Generativní znaky

doba kvetení^{Kl}: začátek, konec a délka trvání kvetení v rozmezí měsíců

typ reprodukce^B: pouze semeny, většinou semeny – zřídka vegetativně, semeny a vegetativně, většinou vegetativně – zřídka semeny, vegetativně

způsob opylení^{B, Kv}: anemogamie, hydrogamie, autogamie, entomogamie, ostatní (geitonogamie, kleistogamie, pseudokleistogamie)

způsob oplození^{B, Kv}: alogamie, alogamie převažuje – autogamie možná, alogamie a autogamie stejně častá, autogamie převažuje – alogamie možná, autogamie, automixie (jen u kapradin)

inkompatibilita^B (schopnost vytvoření klíčivých semen po opylení vlastním pylem): autokompatibilní; autoinkompatibilní, přechodný typ

diklinie^B (pohlavnost květů – jak jsou v rámci květů/rostliny/a mezi rostlinami rozmístěny samčí a samičí orgány): oboupohlavné (monoklinické) \circ , jednodomé (monoecické) (♀ ♂), dvoudomé (diecické) ♀ , ♂ , gynomonoecické (♀ \circ), andromonoecické (♂ \circ) gynodioecické ♀ , \circ , androdioecické ♂ , \circ , triecické, samčí sterilní ♀ . dichogamie^{B, Kv} (časově nestejně dozrávání prašníků a blizen): proterogynie, homogamie, proterandrie

odměna za opylení^B: nektar, pyl, klamavá odměna a jejich množství

Vlastnosti diaspor

typ plodu^{B, Kv}: bobule, češule, dužnatý plod, dvounažka, lusk, malvice, měchýřek, merikarpia, mošnička, nažka/oříšek, obilka, peckovice, peckovička, šešule, šešulka, tobolka, tvrdka

rozměry semen^{B, Kv}: délka, šířka a výška v mm

tvár semen^{B, BP, D, L}: vyjádřený vzorcem $V_s = \sum (x_i - \text{průměr}(x))^2/n$, kde $n = 3$, $x_1 = \text{délka/délka}$, $x_2 = \text{výška/délka}$ a $x_3 = \text{šířka/délka}$ a V_s pak variance těchto rozměrů, bezrozměrné číslo

hmotnost semene v mg^{B, BP, D, L}

terminal velocity^{BP, D, L}: maximální rychlost, které semeno dosáhne při pádu za bezvětří v m/s

způsob disperze^{BP, D, L}: Anemochorie – šíření větrem, hydrochorie – šíření vodou, epizoochorie – šíření zvířaty na povrchu jejich těla, endozoochorie – šíření zvířaty po průchodu trávicím traktem, dysochorie – šíření zvířaty při vytváření potravních zásob, hemerochorie – šíření člověkem, ostatní – šíření na krátkou vzdálenost. Informace čerpány z databáze DIASPORUS (Bonn et al. 2000), která uvádí procento citací v literatuře pro určitý typ disperze u daného druhu. Navíc se soustředí především na dálkovou disperzi semen (*long distance dispersal*) – tedy potenciál šířit se mezi populacemi na vhodný a zatím neobsazený habitat. Další způsoby šíření na krátké vzdálenosti (v rámci populací) jsou shrnuty do jediné kategorie („ostatní“).

produkce semen^L: Stanovuje se pěti různými způsoby jako: (i) počet všech semen ramety/jedince, (ii) počet semen v jednom květenství/na jednom stonku vynásobený celkovým počtem květenství/stonků produkovaných rametou, (iii) počet semen na květ/plodenství vynásobený

odhadem celkového počtu květů/plodenství, (iv) váha všech semen rostlinného jedince dělená váhou známého počtu semen, (v) váha všech semen produkovaných rostlinou.

přežívání v půdní semenné bance^T: Podle schopnosti semen zachovávat si klíčivost při delším pobytu v půdě rozlišují Thompson et al. (1997) tři typy půdní semenné banky: (i) transientní (semena přetrvávají v půdě méně než jeden rok), (ii) krátkodobě persistentní (semena přetrvávají v půdě 1–5 let) a (iii) dlouhodobě persistentní (semena přetrvávají v půdě 5 a více let). Protože se však semena určitého druhu mohou v databázi v závislosti na zdroji a způsobu stanovení přežívání objevit ve všech kategoriích životnosti, zavedli Bekker et al. (1998) novou veličinu – *longevity index*. Ten je vyjádřen vzorcem $L = (SP + LP)/(T + SP + LP)$, kde (SP + LP) je celkový počet záznamů krátkodobě a dlouhodobě persistentních semen a (T + SP + LP) celkový počet záznamů transientních, krátkodobě a dlouhodobě persistentních semen pro určitý druh v databázi. *Longevity index* nabývá hodnot od 0 (striktně transientní) do 1 (striktně persistentní). Podmínkou pro jeho použití jsou alespoň 4 záznamy v databázi (Bakker et al. 2000). Tento požadavek však u řady druhů není splněn, proto se často používá i hodnota *maximal longevity type*, tedy maximální hodnota přežívání v půdní semenné bance, která se v databázi vyskytuje.

Ekologické charakteristiky

Ellenbergovy indikační hodnoty^E: pro světlo, teplotu, kontinentalitu, vlhkost, půdní reakci a dusík*.

ekologická strategie^B (podle Grime 1979): c-, s-, r-, cs-, cr-, sr-, csr-stratég

hemerobie^B (měřítko toho, jak přirozená stanoviště rostlina obývá): ahemerobní – přirozené bez lidského vlivu, oligohemerobní – slabě ovlivněné činností člověka, mesohemerobní – mírně ovlivněné činností člověka, β – euhemerobní – druhy intenzivně obhospodařovaných pastvin, luk a lesů, α – euhemerobní – druhy polních kultur, intenzivně obhospodařovaných lesů se slabě vyvinutou půdou, polyhemerobní – rostliny obývající stanoviště zcela přeměněná, uměle vytvořená činností člověka.

* Ve své práci používám termín „hodnoty pro dusík“ („Stickstoffzeigerwerte“), tak, jak je původně označil i Ellenberg (1992). Pozdější měření ukázala, že hodnoty pro dusík korelují lépe s vegetačními parametry (produkce biomasy) než s parametry půdy (roční rychlost mineralizace dusíku, obsah dusíku, množství dostupného dusíku) (Schaffers & Sýkora 2000). Hodnoty pro dusík tedy neodráží pouze odpověď rostlin na tuto proměnnou prostředí, ale poskytují informaci o zásobení dalšími živinami a jiných faktorech prostředí, které mají vliv na schopnost stanoviště „produkovat“ biomasu (dostupnost půdní vody, aerace půdy, kyselost půdy, disturbance) a měly by být proto označovány spíše jako hodnoty produktivity (Schaffers & Sýkora 2000).

urbanita^B (vyjadřuje afinitu rostlin k urbánním oblastem): urbanofóbní – vždy mimo lidská sídla, mírně urbanofóbní – většinou mimo lidská sídla, urbanoneutrální, mírně urbanofilní – často v osídlených oblastech, urbanofilní – druhy omezené na lidská sídla.

Rozšíření

obecná informace o stanovišti^{KI}

zařazení do fytoecologického systému^{Kv}

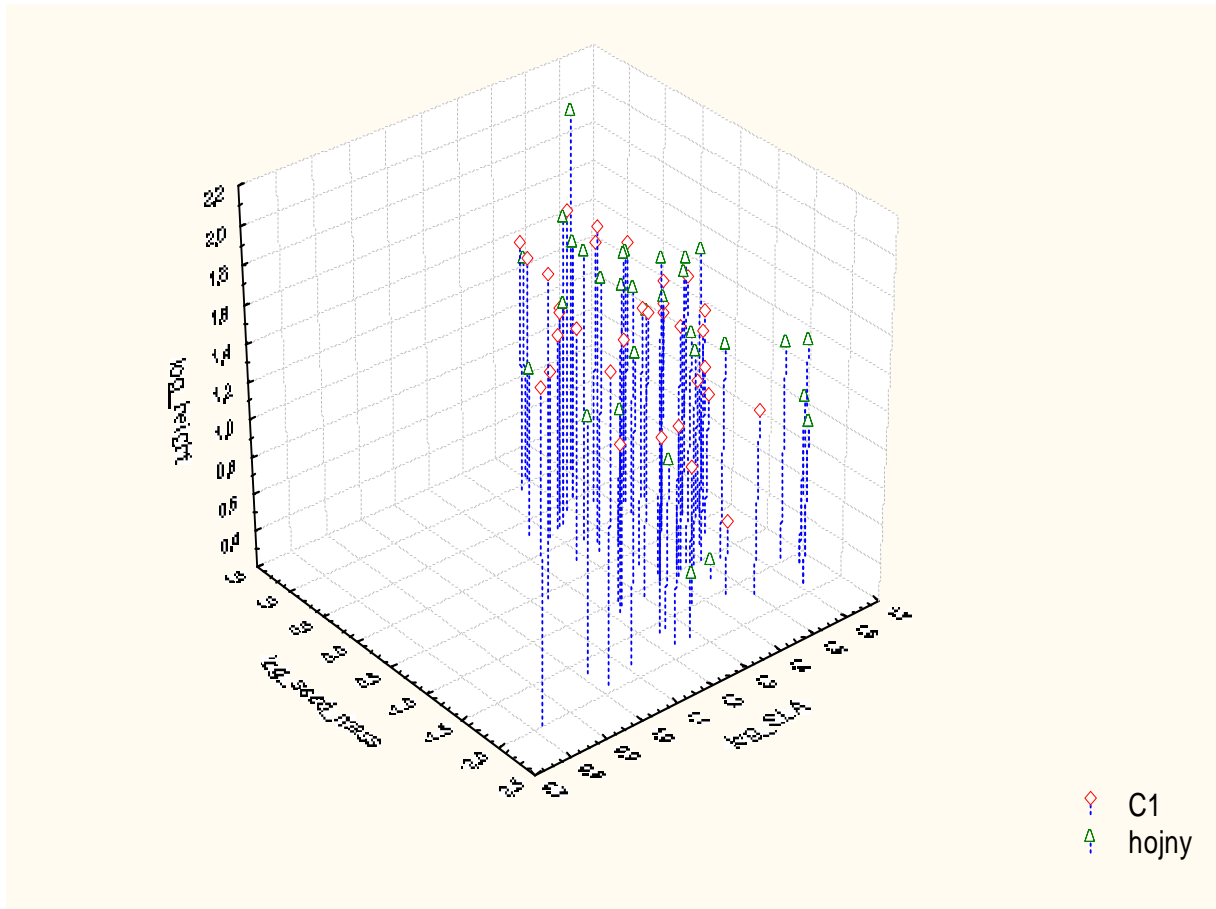
fyto geografická oblast^{Kv}: termofytikum, mezofytikum, oreofytikum

výškový stupeň^{KI}: nížiny – do 200 m n. m., pahorkatina – 200–400 m n. m., podhůří – 400–700 m n. m., hory – 700–1300 m n. m., subalpínský stupeň – nad 1300 m n. m.

floristické zóny^B: australská a antarktická, tropická, subtropická, mediteránní, submediteránní, jižní temperátní, severní temperátní, boreální arktická

floristické oblasti^B: Asie, cirkumpolární Evropa, Evropa – západní Asie, Afrika, Grónsko, Malá Asie, Kaukasus (Evropa), Karpaty, Alpy, Amerika, střední Asie, Severní Amerika, východní Asie, východní Evropa, východní Afrika, východní Amerika, Sibiř, Austrálie/Nový Zéland, Přední Asie, západní Asie, západní Evropa, západní Amerika, západní Sibiř, centrální Asie

Příloha 4 – Schéma LHS pro druhy C1 a blíže příbuzné hojné



Srovnání strategie LHS pro 33 párů druhů C1 a jim blíže příbuzných hojných

Příloha 5 – Grafy distribuce druhové četnosti přes jednotlivé stupně Ell. ind. hodnot

