

Přírodovědecká fakulta Univerzity Karlovy

Katedra Botaniky



Pavla Novotná

**Srovnání populační dynamiky
Gladiolus palustris a *Gladiolus imbricatus*
na území České republiky**

Diplomová práce

Vedoucí: RNDr. Zuzana Münzbergová, PhD.

Praha 2007

Diplomová práce **Pavly Novotné** byla obhájena na katedře botaniky PřF UK v Praze dne 20.9.2007 a ohodnocena klasifikačním stupněm **velmi dobře**.

*Prohlašuji, že jsem tuto diplomovou práci zpracovala samostatně pouze s
využitím citované literatury,*


Pavla Novotná

PODĚKOVÁNÍ

V první řadě bych chtěla velmi poděkovat vedoucí diplomové práce Zuzaně Münzbergové za nesmírně trpělivý a vstřícný přístup a pomoc, kterou mi poskytovala po celou dobu přípravy a zpracování předkládané studie.

Tato diplomová práce by nemohla vzniknout bez vstřícného a ochotného přístupu pracovníků CHKO a AOPK v oblastech, v nichž výzkum probíhal a rovněž místních znalců. Také děkuji pracovníkům Botanického ústavu AV ČR za půdní rozbor a pracovníkům Izozymové laboratoře při AV ČR a DNA laboratoře Katedry Botaniky PřF UK za pomoc s analýzou izozymů a AFLP.

Za pomoc a odborné konzultace rovněž děkuji pracovníkům ÚHÚL Brandýs nad Labem a VÚKOZ v Průhonicích a kolegům z Katedry Botaniky na PřF UK.

Dále bych ráda poděkovala Vlastíku Rybkovi z Botanické zahrady Praha, který mě na myšlenku studia mečíků přivedl a rovněž mi pomohl s terénním výzkumem a poskytl odbornou konzultaci.

Za finanční podporu bych ráda poděkovala Grantové agentuře Univerzity Karlovy (GAUK 43-203372) a rovněž Sdružení pro ochranu přírody severní Moravy – Sagittaria.

V neposlední řadě bych chtěla poděkovat svým rodičům za vytrvalou a neutuchající podporu a lásku. A samozřejmě rovněž všem mým přátelům a blízkým, bez nichž bych těžko udržela úsměv na rtech a duševní pohodu, kterou jsem nejen při zpracování diplomové práce velmi potřebovala.

OBSAH

1. ÚVOD.....	6
2. METODIKA.....	10
2.1 Charakteristika sledovaných druhů.....	10
2.1.1. <i>Gladiolus palustris</i>	10
2.1.2. <i>Gladiolus imbricatus</i>	10
2.2 Metodika sběru a analýzy dat o populační dynamice a fitness <i>Gladiolus palustris</i> a <i>G. imbricatus</i>.....	13
A. Sběr populačních dat	
2.2.1. Výběr lokalit.....	13
2.2.2. Seznam a popis vybraných lokalit.....	13
2.2.2.1. Lokality <i>Gladiolus palustris</i>	14
2.2.2.1.1. Velenka (VE).....	14
2.2.2.1.2. Důbrava (DU).....	14
2.2.2.1.3. Abrod (AB).....	15
2.2.2.2. Lokality <i>Gladiolus imbricatus</i>	15
2.2.2.2.1. Kařízek (KA).....	15
2.2.2.2.2. Strádovka (ST).....	16
2.2.2.2.3 Miroslav (MI).....	16
2.2.2.2.4 Anenské (AN).....	17
2.2.2.2.5. Krahulčí – kosená část (KK).....	17
2.2.2.2.6. Krahulčí – nekosená část (KN).....	17
2.2.3. Vymezení trvalých ploch.....	18
2.2.4. Značení pro opakované dohledání.....	19
2.2.5. Sběr populačních dat.....	19
2.2.6. Pokusy o klíčivosti – výsevy na lokalitách.....	19
B. Analýza populačních dat	
2.2.7. Životní cyklus.....	20
2.2.8. Performance rostlin.....	21
2.2.9. Konstrukce přechodových matic a maticový populační model.....	21
2.2.10. Stanovení růstové rychlosti populace.....	22
2.2.11. Pravděpodobnost extinkce populací v horizontu 100 let.....	23
2.2.12. Stanovení kritické fáze cyklu.....	23
2.2.13. Zastoupení stádií v jednotlivých sezónách a dormance.....	24
2.3. Identifikace stanovištních nároků <i>G. palustris</i> a <i>G. imbricatus</i>.....	24
2.3.1. Sběr fytoecologických dat.....	24
2.3.2. Analýza fytoecologických dat.....	25
2.3.3. Sběr vzorků půdy.....	26
2.3.4. Laboratorní analýza půdních vzorků.....	26
2.3.5. Analýza získaných dat o půdních vzorcích v programu Canoco for Windows 4.5.....	28

2.4. Stanovení genetické variability populací <i>G. palustris</i> pomocí AFLP.....	28
2.4.1. Sběr vzorků pro analýzu AFLP.....	28
2.4.2. AFLP analýza.....	29
2.5. Zmapování recentních a historických lokalit	
<i>G. palustris</i> a <i>G. imbricatus</i>.....	29
2.5.1. Sběr dat pro zamapování recentních a historických lokalit	
<i>G. palustris</i> a <i>G. imbricatus</i>	29
3. VÝSLEDKY.....	31
3.1. Performance rostlin.....	31
3.2. Populační dynamika <i>Gladiolus palustris</i> a <i>Gladiolus imbricatus</i>.....	34
3.2.1. Růstová rychlost populace.....	34
3.2.2. Stanovení kritické fáze životního cyklu.....	37
3.2.3. Predikce extinkce	42
3.2.4. Změny v zastoupení velikostních stádií na sledovaných lokalitách.....	44
3.2.5. Dormance.....	44
3.2.6. Mortalita na lokalitách.....	47
3.3. Stanovištní nároky sledovaných druhů.....	48
3.3.1. Druhové složení.....	48
3.3.2. Půdní rozbor.....	54
3.4. Současné a historické rozšíření sledovaných druhů na území ČR.....	55
4. Diskuse.....	60
4.1. Populační dynamika sledovaných populací,	
současný stav a predikce budoucího vývoje.....	60
4.2. Kritická fáze životního cyklu.....	62
4.3. Dormance	63
4.4. Stanovištní nároky sledovaných druhů.....	64
4.5. Historický a současný výskyt sledovaných druhů.....	65
4.6. Závěr.....	65
4.7. Aplikace pro management.....	66
5. Abstract.....	67
6. Reference.....	68

Příloha:

CD s vybranými primárními daty a el. verzí diplomové práce

1. ÚVOD

Cílem diplomové práce je zpracovat podklady pro efektivní ochranu dvou zástupců rodu *Gladiolus* na území České republiky, porovnat jejich populační dynamiku a další charakteristiky a tak se pokusit vysvětlit jejich odlišnou frekvenci výskytu a přispět dalšími poznatky k pochopení příčin vzácnosti rostlinných druhů.

Použitými metodami a formou výzkumu spadá diplomová práce do okruhu tzv. PVA, „Population viability analyses“, které se začaly objevovat v 80. letech minulého století a po roce 1990 zaznamenal jejich počet značný nárůst (viz fig. 1 in OOSTERMEIJER et al. 2003). PVA se zabývají propojováním vědeckých podkladů s přímou aplikací do praxe v podobě plánování managementu studovaných druhů (MENGES 2000). Populace druhu je sledována nejčastěji čtyři roky (MENGES 2000) a získaná data se zpracovávají pomocí maticových modelů (CASWELL 1989), jež umožňují stanovit růstovou rychlost populace, zda ubývá či naopak roste, predikovat její budoucí vývoj a pravděpodobnost extinkce a v neposlední řadě pak určit kritickou fázi životního cyklu, jejíž podpora vhodným managementem může nejefektivněji napomoci zvýšení růstové rychlosti populace (de KROON et al. 2000).

Časová náročnost PVA vedla postupně ke snahám o generalizaci výsledků získaných u vybraných druhů na druhy ostatní (SILVERTOWN et al. 1993, MURRAY 2002 et al.). Takové snahy jsou pochopitelné, neboť počet ohrožených druhů nedovoluje natolik podrobný výzkum všech (MURRAY et al. 2002). Silvertown et al. (1993) ve své studii ukázal na základě dat z 66 studií možnost předpokladu kritické fáze na základě příslušnosti ke čtyřem životním formám. Model zaznamenal jak úspěšné (SILVERTOWN et al. 1993) tak neúspěšné aplikace (OOSTERMEIJER et al. 1996), což naznačuje limity podobného zobecnění a potřebu pokračování ve vytváření PVA pro jednotlivé druhy pro získání podkladů pro robustnější generalizace a bližší poznání problematiky.

Podrobný výzkum jednotlivého vzácného druhu však má své slabiny. Pokud má sloužit nejen k efektivní ochraně sledovaného druhu, ale rovněž k možným zobecněním pro další ohrožené druhy, je třeba snažit se porozumět kontextu zjištěných skutečností. Například budeme-li posuzovat genetickou variabilitu určitého druhu na základě dat získaných z jiných nepříbuzných vzácných druhů, můžeme dojít k značně zkreslujícím závěrům. Druh s odlišnou fylogenetickou historií nemusí mít v porovnání s jinými nízkou genetickou variabilitu díky tomu, že se jeho populace zmenšila, ale z fylogenetických důvodů, což lze zjistit srovnáním s rozšířeným druhem stejného rodu

(GITZENDANNER & SOLTIS 2000). Podobně je tomu u dalších znaků spojených s fitness a přežíváním populace, které jsou měřeny s cílem určit, zda jsou příčinou vzácnosti daného druhu (FIEDLER 1987, BYERS & MEAGHER 1997, KUNIN & SHMIDA 1997, BEVILL & LOUDA 1999, MURRAY et al. 2002, MILLER et al. 2004).

Proto se objevila celá řada studií, jež se věnují srovnávání vybraných charakteristik u druhů stejného rodu ovšem s odlišnou mírou rozšíření s cílem odhalit příčiny vzácnosti, jež by se daly následně zobecnit. Bylo publikováno rovněž několik review takových studií. BEVILL & LOUDA (1999) například porovnali výsledky celkem 38 studií. Problémem ovšem bylo, že se zabývaly odlišnými charakteristikami, většina sledovaných znaků byla studována pouze v jedné či dvou studiích. Příčiny vzácnosti byly hledány ve znacích spojených s reprodukcí (FIEDLER 1987, KUNIN & SHMIDA 1997, BYERS & MEAGHER 1997), morfologických adaptacích výhodných pouze pro specifické stanoviště s omezeným rozšířením (POOT & LAMBERS 2003), genetické variabilitě a jejím rozložení mezi a v rámci populací (GITZENDANNER & SOLTIS 2000) aj. Navíc je rovněž různě pojímán samotný koncept vzácnosti (MURRAY et al. 2002). Nové studie v tomto okruhu proto musí brát v potaz již existující výzkumy, se kterými se mohou její výsledky porovnat.

Dalším častým nedostatkem studií vzácnosti je porovnávání vybrané vlastnosti či několika vlastností bez uvedení do kontextu v rámci celého životního cyklu sledovaných druhů. Možné zkreslení způsobené tímto faktem bylo demonstrováno ve studii dvou druhů rodu *Cirsium* s kontrastní mírou distribuce (MÜNZBERGOVÁ 2005). Charakteristiky spojené s reprodukcí byly značně ovlivněné tím, zda byla či nebyla vzata v úvahu predace semen a závěry o významnosti predace se lišili při pouhém srovnání produkce semen mezi druhy a při začlenění této informace do modelu celého životního cyklu druhu. Proto je potřeba stavět získané poznatky o jednotlivých vlastnostech do kontextu celkové demografie druhu, abychom dostali relevantní informace.

Hlavním pilířem předkládané diplomové práce je populační dynamika sledovaných druhů. V první řadě je nutné zjistit fitness stávajících populací a stanovit tak, zda je nutný vnější zásah pro jejich zachování či jsou-li stabilní. K tomu je vhodné využít maticové populační modely, které jsou v současné době hojně využívány (MENGES 2000) a jejich výsledky lze tak dobře porovnávat. Výstupem populačních modelů je pak i stanovení elasticity jednotlivých fází životního cyklu, která pomáhá identifikovat

kritickou fází životního cyklu, jejíž stabilizací lze nejvíce zvýšit růstovou rychlost populace (de KROON et al. 2000). V rámci sběru demografických dat pro populační modely jsou rovněž sledovány některé znaky spojené s reprodukcí, jež jsou používány jako srovnávací parametr mezi různě rozšířenými příbuznými druhy nejčastěji (BEVILL & LOUDA 1999). Sledováním specifických vlastností vybraných druhů naopak možnost generalizace mizí. Nicméně jelikož vzácné druhy jeví často specifické vlastnosti, jež mohou být klíčové (POOT & LAMBERS 2003), nelze je zcela přehlížet. U rodu *Gladiolus* je takovým specifikem v rámci demografických charakteristik existence dormantní fáze – nejde ovšem o unikátní jev, vyskytuje se u řady dalších vzácných druhů, zjm. orchidejí (WILLEMS 1982, HUTCHINGS 1987a,b, SIEG & KING 1995, SHEFFERSON et al. 2001, KÉRY & GREGG 2003, KÉRY & GREGG 2004, MILLER et al. 2004) – a její projevy lze tedy porovnat přinejmenším v této omezené skupině.

První otázkou diplomové práce je proto: *Porovnání populační dynamiky druhu *Gladiolus palustris* a *Gladiolus imbricatus* na území ČR a stanovení kritické fáze životního cyklu sledovaných druhů.*

Kromě demografických charakteristik druhu a jeho populační dynamiky je nutné vzít v úvahu další faktory, jež ovlivňují úspěšnost druhu v daném prostředí. U edafických specialistů může úzké rozšíření zapříčinit úzké rozšíření substrátu, na který jsou specializováni (POOT & LAMBERS 2003). V jiných případech byl dokumentován úbytek vzácného druhu v souvislosti s proměnami živinového složení půdy (van DUREN et al. 1997). Změny v živinovém složení půdy jsou často asociovány s managementem lokality (GROOTJANS et al. 1985; GOUGH & MARRS 1990; BERENDSE et al. 1992). Standardní stanovení živinového složení půdy proto může být důležitým parametrem v hledání příčin odlišného rozšíření sledovaných druhů.

Kromě abiotických faktorů se pak uplatňují faktory biotické. Vzácné druhy jsou často slabšími kompetitory (MITCHLEY & GRUBB 1986, MILLER & WERNER 1987, POOT & LAMBERS 2003). Řada vzácných druhů tak vykazuje vazbu na specifická společenstva a biotopy, u kterých jeví oproti ostatním druhům výhodu vzhledem k vytvořené adaptaci na nepříznivé podmínky daného prostředí (POOT & LAMBERS 2003).

Druhá otázka diplomové práce je proto: *Identifikovat stanovištní nároky sledovaných druhů.*

Většina druhů je vzácná (BEVILL & LOUDA 1999). Některé se však vzácnými staly díky zásahům člověka – fragmentaci populací spojenou s destrukcí habitatu (STANGEL et al. 1992), ovlivněním půdního složení (van DUREN et al. 1997) aj. Skutečnost, zda druh je vzácný historicky nebo se vzácným stal, resp. je-li schopen zvýšit svou abundanci nebo je vzácný už vzhledem k svému založení může hrát důležitou roli v jeho chápání (MURRAY et al. 2002). Změny v rozšíření populací a identifikace míst, odkud druh vymizel, může být vodítkem k určení vnějších faktorů, jež vedla k snížení frekvence jeho výskytu.

Třetí otázka diplomové práce je proto: Zmapování recentních i historických lokalit sledovaných druhů.

Výsledky diplomové práce budou předány místním správám CHKO a dalším orgánům ochrany přírody pro zohlednění při plánování managementu sledovaných druhů. V neposlední řadě je pak *Gladiolus palustris* zahrnut do seznamu druhů monitorovaných v rámci sítě NATURA 2000 a jeho podrobnější výzkum je proto vyžadován.

2. METODIKA

2.1 Charakteristika sledovaných druhů

2.1.1 *Gladiolus palustris*

Geofyt vytrvávající podzemní hlízou. Dosahuje výšky v rozmezí 30 – 70 cm, šířky spodního listu 4 - 10 mm a květenství obvykle obsahuje 3 - 7 květů červeně nachové barvy (KUBÁT et al. 2002). Kvete na přelomu června a července, cca dva týdny. Plodem je tobolka dozrávající v první polovině srpna. Je schopen nepohlavní reprodukce tvorbou postranních hlíz. Poměr generativní a nepohlavní reprodukce není znám. Míra kvetení v jednotlivých letech se značně liší, často kvete jen malá část populace. Produkce diaspor je poměrně nízká. Heliofyt až částečný heliosciofyt, stanovištěm jsou vápníkem bohatá, přechodně vlhká stanoviště od bezkolencových luk po doubravy. Nejčastějším společenstvem je vegetace svazu *Molinion* (ČEŘOVSKÝ & GRULICH 1999).

Jde o evropsko-kontinentální druh s disjunktním areálem, u nás v blízkosti severního okraje svého rozšíření, které sahá od Litvy přes Polsko, kde je hodnocen jako vyhynulý, středním Německem do Porýní. Vzácně roste také ve Francii, Itálii, Švýcarsku, Rakousku, Slovensku, Maďarsku, Rumunsku, státech bývalé Jugoslávie a v Albánii. Na východě je izolovaná arela v jižním Bělorusku a v přilehlé části Ukrajiny (MEUSEL et al. 1965, viz obr. č.3).

G. palustris je kriticky ohroženým druhem naší květeny (kategorie C1). V ČR je v současné době doložen výskyt pouze na třech lokalitách: NPP Slatinná louka u Velenky (cca 1000 jedinců), v lese Dúbrava u Hodonína (více mikrolokalit, cca 100 jedinců) a v NPR Čertoryje na Vojšických loukách (cca do 10 jedinců).

2.1.2 *Gladiolus imbricatus*

Geofyt vytrvávající podzemní hlízou. Od předchozího druhu se odlišuje především vyšším vzrůstem (kvetoucí rostliny 60 – 110 (- 138 cm, vlastní pozorování), širšími spodními listy (cca 15 mm) a větším počtem květů (5 – 15) světlejší barvy (KUBÁT et al. 2002). Kvete cca od druhého červencového týdne, resp. od třetího v případě výše položených lokalit, po dobu přibližně dvou týdnů. Plodem je tobolka dozrávající koncem srpna až začátkem září. Je schopen nepohlavní reprodukce tvorbou postranních

hlíz. Poměr generativní a nepohlavní reprodukce není znám. Míra kvetení v jednotlivých letech se značně liší, může kvést i jen malá část populace. Dle pozorování v terénu druhu nevádí menší zastínění. Roste jak přímo v otevřených lučních společenstvech, tak v řídkých lesních porostech či v lesních lemech. Stanovištěm jsou vlhké louky, lesní bažiny, vlhká pole, preferuje vlhké až občasně mokré, živné, zásadité až neutrální hlinité půdy (ZELENÁ 1967). U nás se nejčastěji vyskytuje ve společenstvech svazu *Molinion* a *Polygono – Trisetion*.



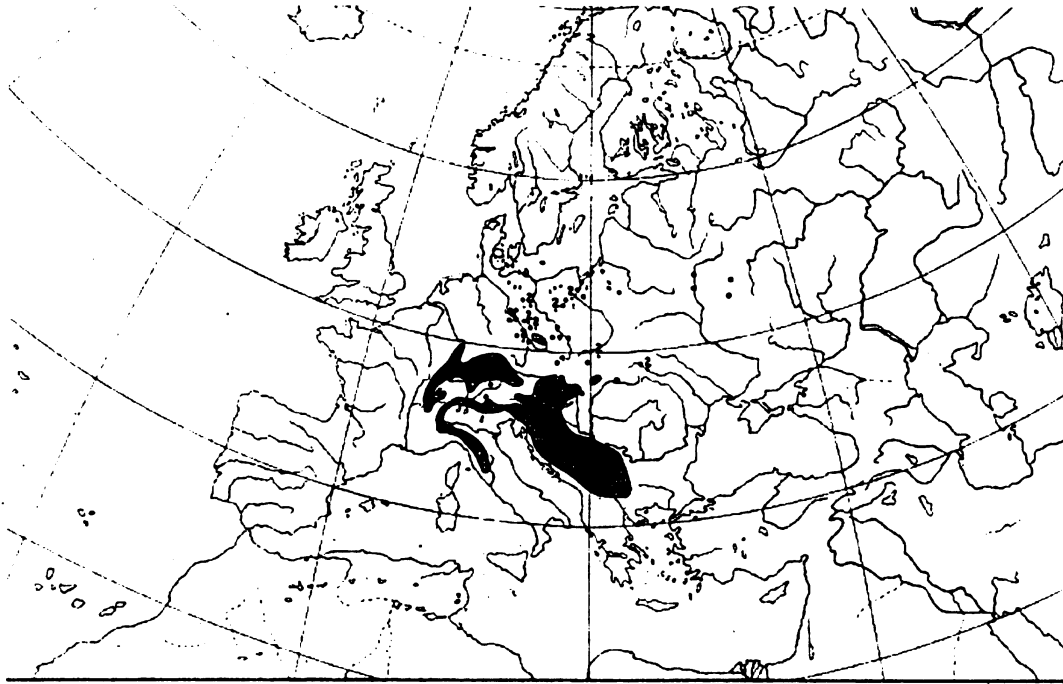
Obr.č.1: *Gladiolus palustris* v NPP Slatinná louka u Velenky u Kerska.



Obr.č.2: *Gladiolus imbricatus* v NPR Strádovka v Železných horách.

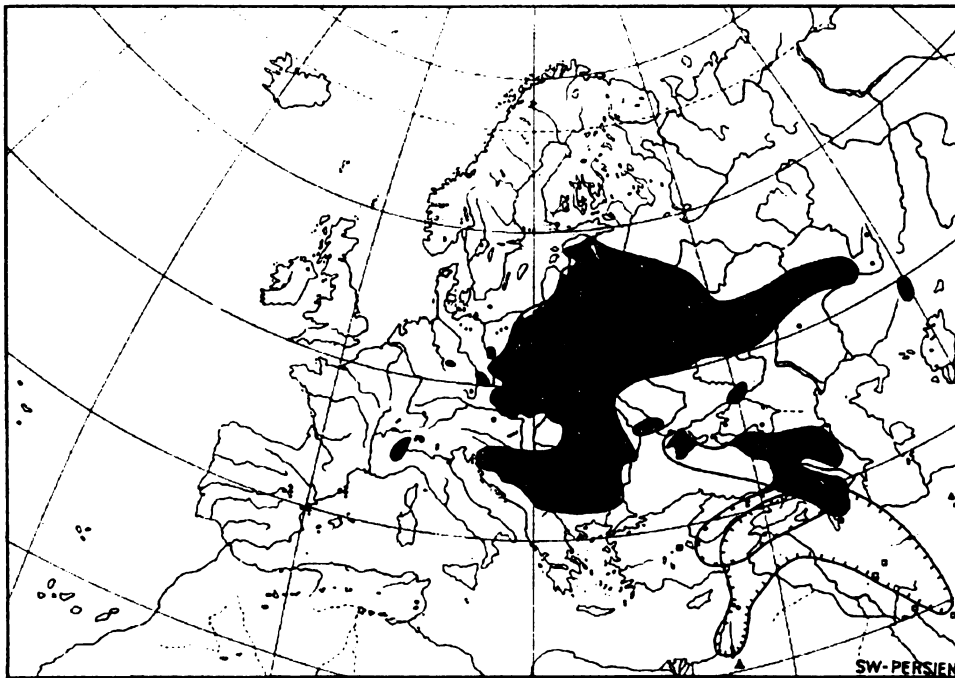
Jde o evropsko-subkontinentální druh s areálem sahajícím od severní Itálie a střední Evropy přes jihovýchodní a východní Evropu do západní části Sibiře a ke Kavkazu (MEUSEL et al.1965, viz obr. č.4).

Gladiolus imbricatus patří mezi silně ohrožené druhy naší květeny (kategorie C2). Oproti *G. palustris* má v rámci ČR výrazně více lokalit, v řádech desítek, soustředěných především na Moravě do oblasti Beskyd, Bílých Karpat a Jeseníků. V Čechách se nachází pouze sedm lokalit, přičemž druh zcela chybí v jižních a severozápadních Čechách, kde se s přihlédnutím k historickým pramenům patrně nikdy nevyskytoval.



• *Gladiolus palustris* GAUD.

Obr. č.3: Areál *Gladiolus palustris* podle Meusel et al. (1965)



• *Gladiolus imbricatus* L. s. l.
 ▲ *G. atroviolaceus* BOISS.
 ■ *G. halophilus* BOISS. et HELDR.
 □ *G. persicus* BOISS.

Obr. č.4: Areál *Gladiolus imbricatus* podle MEUSEL et al. (1965)

2.2 Metodika sběru a analýzy dat o populační dynamice a fitness *Gladiolus palustris* a *G. imbricatus*

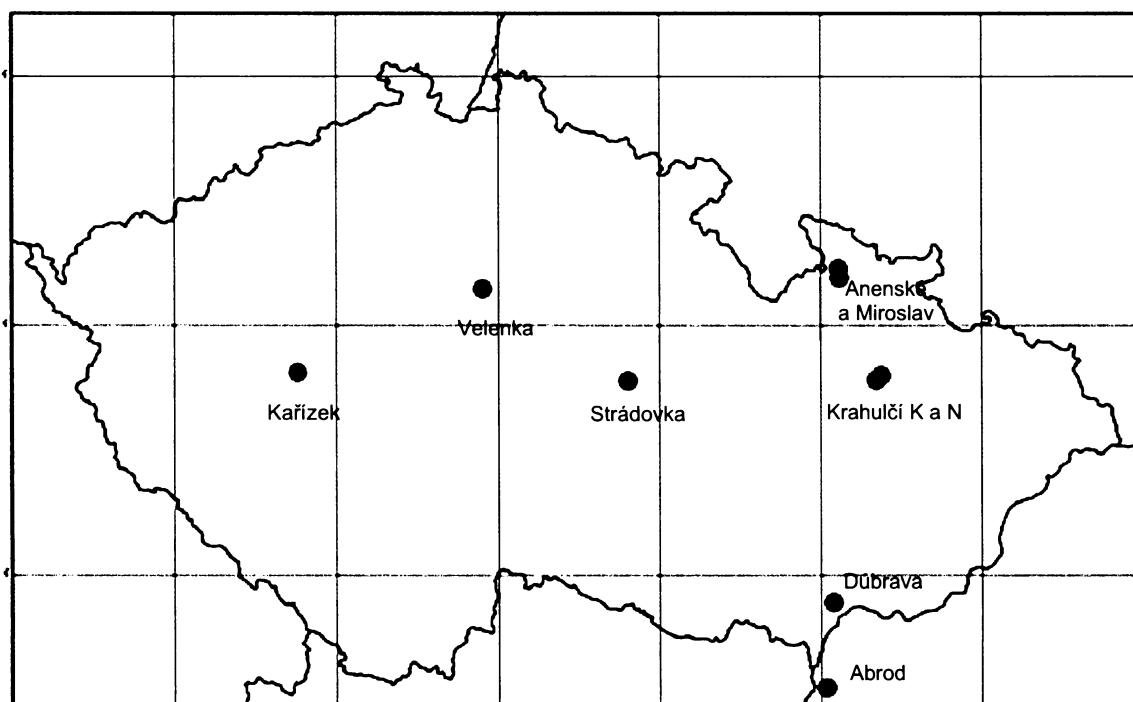
A. SBĚR DAT

2.2.1 Výběr lokalit

Pro sledování populační dynamiky byly vybrány 3 lokality *G. palustris* a 6 lokalit *G. imbricatus*. Vzhledem k tomu, že druh *G. palustris* má na území ČR pouze dvě lokality dostatečně početné pro daný výzkum, byla ke studiu využita i slovenská lokalita NPR Abrod v CHKO Záhorie (cca tisíce jedinců). Výběr tak zahrnuje všechny lokality na území České a Slovenské republiky s více než 50 jedinci. U druhu *G. imbricatus* byly vybrány lokality, kde bylo možné dohodnout odložení managementu časově tak, aby mohl být výzkum ve stanovené šíři proveden, a s jejichž správci byla dobrá komunikace.

2.2.2 Seznam a popis vybraných lokalit

Obr. č. 5: Mapa lokalit vybraných pro studium populační dynamiky. Zelené symboly – *Gladiolus imbricatus*, modré symboly – *Gladiolus palustris*.



2.2.2.1 Lokality *Gladiolus palustris*

2.2.2.1.1. Velenka (VE)

NPR Slatinná louka u Velenky leží v Polabí u obce Kersko, je ohraničena náspeem s lesním porostem podél toku Velenského potoka a polem. Nachází se ve výšce 183 m nad mořem a má nulový sklon. Vyskytují se zde druhy svazu *Caricion davallianae* a *Molinion*. Jde o poslední lokalitu *Thesium ebracteatum* v ČR. Na značné části kosené louky se začínají díky postupnému vysoušení šířit suchomilné druhy (*Bromus erectus*, *Peucedanum oreoselinum*, *Orchis morio*... a další).

Sledovaný druh je soustředěný do jižní poloviny lokality. Jde o nejbohatší populaci *G. palustris* v České republice – počet kvetoucích jedinců se pohybuje mezi 700 – 800 (vlastní pozorování). Lokalita je dokládána již z druhé poloviny 19. století (sec. cit. in ZELENÁ 1967). Střídavě ovšem různí autoři zmiňují druh *G. palustris* a *G. imbricatus* (viz přehled zmínek o lokalitě v ZELENÁ 1967), což může být dáno častým zaměňováním obou druhů. PIVNIČKOVÁ (1976) dokonce uvádí současnou přítomnost obou druhů. Dle vlastního pozorování se však kloním k názoru Rybky (2004), že šlo o záměnu. V průběhu výzkumu byli nalezeni jedinci pouze druhu *G. palustris*.

Lokalita je pravidelně sečena přibližně v polovině července, v rámci výzkumu byl domluven odklad seče na polovinu srpna, tak aby stihly dozrát semínka v tobolkách. V sezóně 2004 ovšem bohužel vzhledem k nedorozumění došlo k seči dříve a výsevy nemohly být provedeny. Situace se opakovala i v roce 2005, nicméně tehdy se podařilo získat dostatek semen od pracovníků VÚKOZ.

2.2.2.1.2. Důbrava (DU)

Jde o lesní lokalitu ležící zhruba 4 km SZ od obce Hodonín. V rámci lesního komplexu Důbrava se nachází vícero mikrolokalit blíže popsanych v práci ŘEPKA et al. (1995) a diplomové práci BULOVÉ (2002). Pro účely výzkumu byla vybrána pouze jedna nejbohatší mikrolokalita čítající okolo 60 – 70 kvetoucích jedinců, ostatní mikrolokality mají do 15 kvetoucích jedinců.

Druhové složení odpovídá společenstvu *Molinio – Quercetum petraea*. Lokalita není kosena ani jiným způsobem udržována.

Sledovaný druh se zde vyskytuje velmi roztroušeně a je velmi těžko dohledatelný i v době květu. Výskyt druhu v okolí Hodonína bez bližší specifikace je zmiňován již z roku 1866 (sec. cit. in ZELENÁ 1967).

2.2.2.1.3 Abrod (AB)

Lokalita leží na území Slovenské republiky, spolu s lokalitou Bezodné jde o jediné dvě populace *G. palustris* na Slovensku. Národní přírodní rezervace (NPR) Abrod se nachází v nivě potoka Porec mezi železniční tratí Bratislava - Kúty a státní silnicí Kúty - Malacky. Rezervace má západovýchodní orientaci a je asi 2 km dlouhá a 0,5-1 km široká. Její rozloha dosahuje téměř 93 ha. Byla vyhlášena v roce 1964. Důvodem ochrany území byla existence slatinného rašeliniště a luk svazů *Caricion davallianae* a *Molinion*, jakož i výskyt vzácných reliktních, hlavně rašelinných a mokřadních druhů rostlin a živočichů (GRULICH et al. 2002).

G. palustris se vyskytuje zjm. v jižní části lokality na sušších místech. Celkový počet kvetoucích jedinců byl odhadován na 1000 i více. V roce 2004 byly pokusné plochy založeny v místě řídkšího výskytu poblíže středu lokality, neboť byla lokalita navštívena příliš pozdě, již v době plodu a rostliny se velmi špatně hledaly, bohatá jižní část nebyla nalezena. Prvotní plochy však byly v roce 2005 předčasně pokoseny a rovněž bylo zničeno jejich označení dřevěnými kůly, bez kterého již nebylo možné plochy znovu dohledat. Nové plochy byly založeny již v jižní části, jež se rovněž seče později. Díky pokosení před předpokládaným termínem rovněž chybí data o populační biologii z této sezóny.

2.2.2.2 Lokality *Gladiolus imbricatus*

2.2.2.2.1 Kařízek (KA)

Izolovaná lokalita *G. imbricatus*, jediná v západních Čechách. Leží u železničního náspu při břehu Kařezkého rybníka u obce Kařízek v nadmořské výšce 450 m n.m. Podmáčená louka svazu *Molinion* silně degradovaná. *G. imbricatus* zde čelí silné konkurenci trav, biomasa z minulých let se hromadí na zemi, což může znesnadňovat vzcházení semenáčků.

V roce 2003 zde byli označeni všichni dohledatelní jedinci, celkem 48 rostlin na ploše cca 16 m². Dohledávání štítků v dalších letech bylo poměrně náročné vzhledem k hromadící se biomase a přerůstání štítků trsy travin, zjm. *Deschampsia caespitosa*. V roce 2006 již žádné rostliny dohledány nebyly, ani štítky a situace se opakovala i v sezóně 2007 (RICHTER in pers.)

Herbivorie hlíz nebyla pozorována.

Lokalita byla objevena v roce 2002 v rámci mapování Natura 2000 (CHOCHOLOUŠKOVÁ in pers.).

2.2.2.2 Strádovka (ST)

Podmáčená louka svazu *Molinion* v blízkosti obce Rohozná u Trhové Kamenice, Železné hory. Lokalita leží 580 - 587 n.m. a má rozlohu 45,28 ha. Jedná se o kriticky ohrožené druhově velice pestré společenstvo bezkolencových luk *Serratulo-Festucetum* vyskytující se na minerálně bohatších stanovištích. Setkáme se zde i s těmito diagnostickými druhy: *Gladiolus imbricatus*, *Inula salicina*, *Serratula tinctoria*, *Scorzonera humilis*, *Laserpitium pruthenicum*. Bohužel se jedná o zbytky tohoto společenstva. Trpí náletem vrb, bříz a olší. Louka dále zarůstá rákosem, tužebníkem, pcháčem rolním, třtinami apod. Nezanedbatelný vliv má také splav živin z okolních intenzivně využívaných travních porostů (RUSŇÁK 2002).

V roce 2004 zde byly založeny dvě plochy, každá o rozloze 16 m². Celkem zde bylo označeno 164 ramet. Velkým problémem zde bylo dohledávání štítků, dostávaly se do poměrně velkých hloubek 15 – 20 cm a byla zde pozorována narušení půdy naznačující působení divokých prasat.

Velikost populace byla odhadována na 200 – 300 rostlin (vlastní pozorování).

Herbivorie hlíz zde nebyla pozorována.

První zmínka z této oblasti pochází z roku 1951 (HADAČ et al. 1994). Přírodní rezervace byla vyhlášena v roce 1993. S pravidelným managementem sledované části lokality bylo započato v polovině devadesátých let, kdy zde bylo napočítáno do 10 jedinců (BÁRTA in pers.)

2.2.2.3 Miroslav (MI)

Lokality Miroslav a Anenské leží přibližně 500 m od sebe poblíž Lázní Lipová v Hrubém Jeseníku. Lokalita Miroslav je položena níže na severně orientovaném svahu podél toku Miroslav v nadmořské výšce cca 650 m n.m. Jde o neudržovaný porost navazující z jedné strany na sečenou louku a z druhé strany na březový les. Od louky jej přibližně odděluje potok Miroslav. Roztroušeně lze *G. imbricatus* nalézt téměř podél celého toku od spodního konce louky, proniká rovněž do březového lesa – netvoří zde však souvislé porosty, jde o řídké roztroušené jedince.

Sledované plochy jsou v místě náletového porostu při pravém břehu potoka, kde sledovaný druh vytváří souvislejší porost. Byly zde založeny 2 plochy, každá o rozloze 4 m², na kterých bylo označeno štítky celkem 171 ramet *G. imbricatus*.

V roce 2004, kdy zde byly plochy zakládány, se jednalo o neobyčejně hustou populaci statných rostlin, celkový počet kvetoucích byl odhadován na cca 500 – 600 jedinců (vlastní pozorování). V roce 2005 počet výrazně poklesl díky herbivorii hlíz, která

zapříčinila úmrtí 102, tj. 60% značených rostlin. Proto bylo označeno dalších 32 rostlin. V roce 2006 již bylo herbivorií postiženo pouze 5 jedinců, tj. 2 % ze všech označených rostlin.

Lokalita je sledována od roku 2003 (ONDRYÁŠ in pers.).

2.2.2.2.4 Anenské (AN)

Lokalita Anenské je položena v nadmořské výšce cca 680 m n.m. na východně orientovaném svahu. Jde o několik pod sebou položených vždy řadou stromů od sebe oddělených sečených luk svazu *Polygono- Trisetion* obklopených jehličnatými lesy svazu *Piceion excelasea*. *G. imbricatus* se zde vyskytuje na pouze relativně omezeném území na cca čtvrtině třetí louky odshora. Celkový počet kvetoucích rostlin byl odhadován na cca 150 – 200 rostlin (vlastní pozorování).

V roce 2004 zde byly založeny 3 plochy v hlavních místech výskytu sledovaného druhu, každá plocha o rozloze 16 m². Celkem zde bylo označeno 179 rostlin.

V roce 2005 zde byla zaznamenána herbivorie podzemních hlíz, stejně jako na Míroslavi. Rovněž dosáhla poměrně vysoké hodnoty, způsobila úmrtí 72, tj. 43% značených rostlin. V roce 2006 bylo tímto způsobem poškozeno již jen 6 rostlin, tj. 3% označených rostlin.

Lokalita je sledována od roku 2003 (ONDRYÁŠ in pers.).

2.2.2.2.5 Krahulčí K – kosená část (KK)

Lokalita leží v blízkosti obce Krahulčí, Dětrichov nad Bystřicí v Nízkém Jeseníku. Rozkládá se podél Trusovického potoka v nadmořské výšce 595 m n.m. a požívá statut Národní přírodní rezervace.

Sledovaný druh je soustředěn do luční části svazu *Calthion*, pravidelně kosené od roku od roku 1998. Celkový počet *G. imbricatus* byl odhadován na 150 – 200 jedinců (vlastní pozorování).

V roce 2004 zde byly založeny 3 plochy, každá o rozloze 16 m², na kterých bylo označeno celkem 92 ramet.

Herbivorie hlíz zde byla pozorována v relativně malé míře, v roce 2005 postihla 3 rostliny, tj 3% značených rostlin, v roce 2006 žádnou.

2.2.2.2.6 Krahulčí N – nekosená část (KN)

Lokalita se nachází v těsné blízkosti předchozí. Celkově se jedná o sušší biotop s častým výskytem souvislých porostů *Hypericum maculatum*, vřesu a různých druhů zakrslých vrb. Není zde uplatňován žádný management, lokalita je ohraničena zčásti

polem, zčásti lesem a zčásti asfaltovou cestou.

Ve struktuře populace převládají sterilní vegetativní rostliny. Celkem je velikost populace odhadována na cca 150 jedinců.

V roce 2004 zde byly založeny 3 plochy o rozloze 16 m², 6 m² a 9 m². Byli tak zachyceni téměř všichni pozorovaní jedinci na lokalitě. Celkem zde bylo označeno 131 ramet.

Herbivorie hlíz zde nebyla pozorována.

Lokalita	počet trvalých ploch	celková plocha trvalých ploch	počet označených rostlin	management	nadmořská výška (m n. m.)	sklon
<i>Gladiolus palustris</i>						
VE	3	16 + 16 + 9	186	sečeno	183	0
AB	3 (4)	16 + 16 + 16	83 (58)*	sečeno	160	0
DU	4	9 + 9 + 9 + 4	61	žádný	190	0
<i>Gladiolus imbricatus</i>						
KA	2	16 + 6	48	žádný	447 - 458	0
ST	2	9 + 9	164	koseno	580 - 587	0
MI	2	4 + 4	171 (32)*	žádný	625 - 635	do 20°
AN	3	16 + 16 + 16	179	sečeno	645 - 655	do 30°
KK	3	9 + 16 + 16	92	koseno	585 - 595	0
KN	3	9 + 6 + 9	131	žádný	585 - 595	0

* číslo v závorce udává počet doznačených rostlin v roce 2005 z důvodu herbivorie či poškození sledovaných ploch

Tabulka č.1: Charakteristika sledovaných lokalit *Gladiolus palustris* a *Gladiolus imbricatus*.

2.2.3 Vymezení trvalých ploch

Na každé lokalitě byly v sezóně 2004 založeny trvalé plochy ve tvaru čtverce příp. obdélníku. Počet a velikost trvalých ploch závisely na početnosti a hustotě populace sledovaného druhu, jejich parametry na každé lokalitě jsou uvedeny ve shrnující tabulce

č.1. V rámci možností jsem se snažila plochami zachytit cca 150 jedinců. U kosených lokalit jsem plochy značila v rozích 16 – 20 mm dlouhými hřebíky zvýrazněnými zavařovacími víčky a potaženými gumovou hadičkou kvůli ochraně proti rezivění. U nekosených lokalit jsem použila dřevěné metr dlouhé laťky o průměru 2 cm. Laťky jsem namísto hřebíků použila pro jejich snazší dohledatelnost. Na kosených lokalitách být aplikovány nemohly vzhledem k managementu.

2.2.4 Značení pro opakované dohledání

V rámci trvalých ploch jsem označila všechny jedince kvetoucí a vegetativní kovovým štítkem s vyraženým číslem. Při těsném sousedství sledovaných rostlin byl použit jeden štítek pro více prýtlů. Pokud se štítek vztahoval k více než jednomu prýtlu, zaznamenávala jsem si jejich vzájemnou polohu. Vzhledem k problematickému dohledávání štítků v sezóně 2005, byla poloha štítků posléze zakreslena do schematického nákresu.

2.2.5. Sběr populačních dat

Odběr dat probíhal v sezónách 2004, 2005 a 2006 vždy ve dvou fázích, v době květu a v době plodu. V době květu byla u každého prýtlu zaznamenána výška rostliny a délka spodního listu a u kvetoucích počet květů. V době plodu byly u náhodně vybraných rostlin mimo plochy spočteny a odebrány tobolky. V sezóně 2005 a 2006 byl navíc u každé vybrané rostliny stanoven počet a pozice tobolek a poměr počtu tobolek a počtu květů. U odebraných tobolek byla zapsána jejich pozice a počet obsažených semen. Pokud to bylo možné, byla odebírána z každé rostliny spodní, prostřední a horní tobolka.

2.2.6 Pokusy o klíčivosti – výsevy na lokalitách

Pro účely výsevu byly odebrány tobolky z 10 rostlin, příp. menší počet v případě, že na lokalitě bylo méně rostlin se zralými tobolkami. Výsev byl proveden na ploškách o velikosti 30 cm x 30 cm, označených hřebíky s víčkem od jogurtu. Plošky jsem umístila do řady za sebou s pravidelným opakováním treatmentů. V roce 2004 byly v řadě za sebou opakované trojice plošek bez narušení drnu, s narušením drnu a kontrola. Ovšem jelikož se narušení drnu na klíčivosti výrazně neprojevovalo, byly v dalších dvou sezónách

zakládány pouze opakované dvojice výsevu a kontroly. Počet opakování se lišil jednak mezi lokalitami dle početnosti populace a jednak i mezi sezónami dle momentální úrody semen, max. bylo stanoveno na deset opakování každého treatmentu a 50 semen na plošku. Výsev z předchozí sezóny byl kontrolován ve stejné době, kdy byl prováděn výsev nový, tedy v době plodu. Dohledané klíčící rostlinky byly označeny hřebíkem s alobalovou fólií.

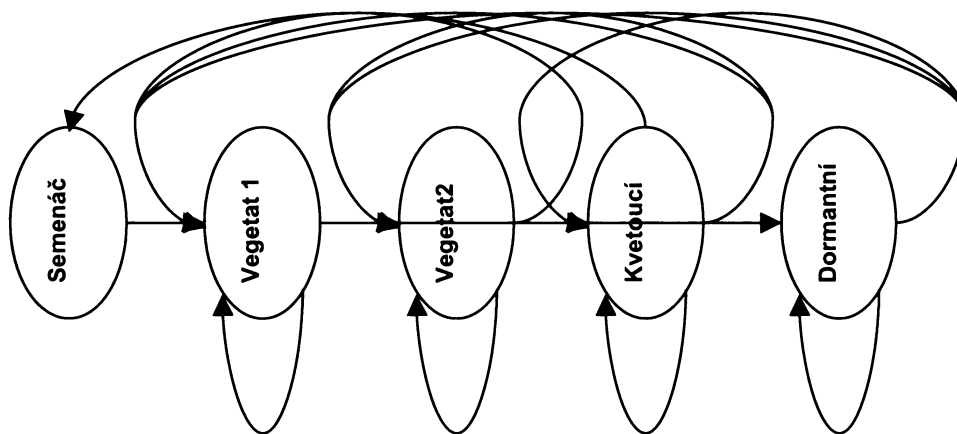
B. ANALÝZA POPULAČNÍCH DAT

2.2.7 Životní cyklus

Na základě pozorování byla určena jednotlivá stádia životního cyklu sledovaných druhů.

- a. **Semenáček** je definován jako stadium, jež vzniká ze semene rok po jeho vysetí; jde o velmi těžko dohledatelnou strukturu v podobě jednoho chabého listu o výšce 10 – 15 cm a šířce 2 – 3 mm.
- b. **Jednolistá vegetativní rostlina** sestává z jednoho listu o výšce větší než 15 cm.
- c. **Dvoulistá vegetativní rostlina** sestává z dvou listů vyrůstajících z jednoho stonku
- d. **Kvetoucí rostlina** jedinec s obvykle 2, příp. i třemi listy a vyvinutým květenstvím
- e. **Dormantní rostlina** absence nadzemních částí rostliny, stadium klidu – mohou do něj přejít jak rostliny vegetativní tak rostliny kvetoucí. Při absenci nadzemních částí rostliny po dvě sezóny byly použity dvě hypotézy – a) rostliny byly považovány za dormantní, b) rostliny byly považovány za mrtvé – všechny analýzy byly poté provedeny pro obě hypotézy zvlášť.

Jak je vidět na níže uvedeném schématu, v životním cyklu sledovaných rostlin existují v podstatě všechny možné přechody, při pozorování v terénu proto není možné určit věk rostlin dle stádia, ve kterém se nacházejí, neboť vegetativní jednolistý jedinec mohl být v roce minulém semenáček, kvetoucí, vegetativní dvoulistý nebo i dormantní. Proto byla použita v analýzách klasifikace podle stádií a nikoliv podle věku.



Obr. 6 Schéma životního cyklu sledovaných druhů rodu *Gladiolus*.

2.2.8 Performance rostlin

Pomocí GLM s předpokladem Poissonova rozdělení byly porovnány měřené znaky fitness pro oba sledované druhy přes všechny lokality a roky dohromady: výška rostliny, délka spodního listu, počet květů, počet tobolek, počet semen na tobolku. Následně byla provedena analýza sledovaných znaků fitness zvláště pro *G. palustris* a *G. imbricatus*. Testován byl efekt roku a efekt populace.

Analýzy byly spočítány v programu S-Plus 2000.

2.2.9 Konstrukce přechodových matic a maticový populační model

Přechodové matice slouží k modelování demografických změn v populaci – změn ve struktuře populace, budoucího vývoje populace, pravděpodobnosti vymření, identifikace kritické fáze životního cyklu... aj. Konstrukce a využití populačních matic je podrobně zpracována v práci CASWELL (1989).

Přechodová populační matice sestává z pravděpodobností přechodu mezi jednotlivými stádii životního cyklu daného druhu.

Zkonstruované matice byly následně využity k modelování chování populace. Model lze popsat rovnicí:

$$A \cdot \mathbf{x}(t) = \mathbf{x}(t+1)$$

kde A označuje přechodovou matici o i řádcích a j sloupcích, obsahuje tedy prvky, jež můžeme označit a_{ij} , které definují pravděpodobnosti jednotlivých přechodů ze stadia j do stadia i v časovém intervalu t až $t+1$

$\mathbf{x}(t)$ je pak sloupcový vektor, který obsahuje počet jedinců v každém stadiu v čase t .

Využitím populačního modelu lze stanovit růstovou rychlost populace λ - je-li vyšší než

1 značí růst populace, je-li nižší než 1 indikuje ubývání populace. Rovněž můžeme zjistit, jak se rychlost růstu populace změní při určité změně každého jednotlivého přechodu v matici, určíme tak citlivost růstové rychlosti ke změnám pravděpodobnosti jednotlivých přechodů, tj. tzv. sensitivitu. Podobná je analýza elasticity, jež ovšem vypovídá o citlivosti k relativní změně prvků matice, čímž se kompenzují rozdíly v absolutní hodnotě jednotlivých prvků.

Využití více matic v rámci analýzy a predikci budoucího vývoje umožňuje stochastické modelování. V takovém případě je v jednotlivých krocích modelu vždy náhodně vybrána jedna z většího počtu zkonstruovaných matic.

V případě sledovaných druhů bylo problematické určení stavu rostliny v případě absence nadzemních částí dva roky za sebou. Analýzy byly proto provedeny zvlášť pro dvě možné hypotézy:

- rostlina zemřela ($d = 0$)
- rostlina je dormantní ($d = d$)

Skutečný stav se nepodařilo určit, neboť by bylo třeba vykopat hlízy a zjistit, zda jsou či nejsou vitální, což u ohrožených druhů není možné. Přechod kvetoucí – semenáček byl určen jako násobek průměrného počtu tobolek, průměrného počtu semen na tobolku a pravděpodobnosti přechodu semeno – semenáček. U kvetoucích jedinců, kde byl zaznamenán počet tobolek, bylo použito přímo konkrétní číslo vztahující se k danému jedinci. U rostlin kde chyběla informace o počtu tobolek, byl při výpočtu použit poměr počtu tobolek a počtu květů spočtených ze všech získaných hodnot na dané lokalitě. Pravděpodobnost přežívání semenáčků či přechodu ze stádia semenáček do jiného stádia mohla být určena až pro druhý sledovaný přechod 2005 – 2006, neboť až v roce 2004 byly provedeny první výsevy. Získané hodnoty však byly použity i pro přechod 2004 – 2005 – je sice pravda, že tím dochází k určitému zkreslení, nicméně jsem považovala takový postup za daných podmínek vhodnější než dosazení jiného čísla.

2.2.10 Stanovení růstové rychlosti populace

Růstová rychlost populace byla nejdříve stanovena s využitím programu Pop Tools 2.7.5.

Následně byla provedena analýza v programu Matlab 6.5 s využitím scriptu boot4.m (MÜNZZBERGOVÁ 2005 a 2006), jenž z primárních dat bootstrapem generuje náhodné matice a stanoví konfidenční interval pro získanou růstovou rychlost. Script funguje pouze pro jeden přechod, byl proto proveden pro oba sledované přechody zvlášť a pro

druhý přechod, ve kterém se vyskytovali jedinci, jež nebyli dvě sezóny pozorováni nad zemí, rovněž ve variantě Smrt a Dormance odpovídající daným hypotézám.

Script je schopen bootstrapovat jak primární data určující různé části matice, tak různé druhy pevně daných hodnot – klíčení a rychlosti vegetativního množení u jednotlivých prvků matice. Počet bootstrapů byl nastaven na 1000.

Pro ještě přesnější určení růstové rychlosti populace byla následně provedena analýza využívající data obou přechodů. Pro analýzu byl použit script `stoch2.m` (MÜNZBERGOVÁ 2005 a 2006). Časový interval pro modelování v analýze byl nastaven na 10 000 neboť při této hodnotě daného parametru se model stabilizuje.

Konfidenční interval (95%) pro růstovou rychlost stanovenou stochastickým modelováním byl určen tak, že byly do scriptu dosazeny matice generované bootstrapem z předchozího scriptu. Bylo tak získáno 1001 hodnot elasticity, jež byly seřazeny podle velikosti – dolní hranice byla určena jako 50. nejmenší hodnota a horní hranice jako 50. největší hodnota.

2.2.11 Pravděpodobnost extinkce populací v horizontu 100 let

Pro stanovení pravděpodobnosti extinkce byl použit opět program Matlab 6.5. a script `gardeners.m` (MÜNZBERGOVÁ 2005 a 2006). Script počítá pravděpodobnost extinkce s pomocí přechodových matic – v každém kroku vybírá náhodně jednu z vložených matic a násobí ji vektorem vyjadřujícím zastoupení jedinců v jednotlivých stádiích.

Jako vstupní informace byly použity obě přechodové matice ke každé lokalitě a výchozí zastoupení stádií v jednotlivých populacích. Jako časové období pro predikci bylo zadáno 100 let a analýza byla provedena se 100 opakováními. Z výsledných dat byla sestavena tabulka pravděpodobnosti přežití všech populací v následujících 10, 30, 50, 80 a 100 letech. Pravděpodobnost přežití populace v daném roce byla stanovena jako počet opakování z celkových 100, ve kterých populace přežila dělený počtem opakování.

2.2.12 Stanovení kritické fáze cyklu

Pro určení kritické fáze cyklu byla použita analýza elasticity vyjadřující poměrnou míru vlivu změny každého prvku matice na změnu růstové rychlosti populace.

Elasticita byla spočítána v programu Matlab 6.5 scriptem `boot4.m` (MÜNZBERGOVÁ 2005 a 2006) Konfidenční interval elasticity byl stanoven podobně jako konfidenční

interval růstové rychlosti ze stochastického modelování.

Následně byla provedena analýza elasticity pro oba druhy celkově – do scriptu využívajícího stochastické modelování byly vloženy matice ze všech lokalit daného druhu a obou přechodů a byly modelovány jako jedna skupina.

2.2.13 Zastoupení stádií v jednotlivých sezónách a dormance

Pro každý druh zvlášť byl pomocí GLM testován poměr kvetoucích a nekvetoucích jedinců s vyloučením jedinců dormantních v sledovaných sezónách.

U dormantních jedinců byl pomocí kontingenční tabulky analyzován vztah mezi stádiem v minulé sezóně a pravděpodobností dormance v sezóně příští. Analýza se omezila na rozdíl v pravděpodobnosti dormance u v minulé sezóně kvetoucích a nekvetoucích rostlin s vyloučením rostlin dormantních.

Podíl dormantních jedinců byl porovnán mezi oběma zástupci rodu *Gladiolus* pomocí kontingenční tabulky. Pro srovnání byli použiti pouze jedinci, kteří vstoupili do dormance v roce 2005 nebo 2006 – rostliny, které do dormance vstoupily již v roce 2004 byly z analýzy vyloučeny, neboť mohly být identifikovány pouze u tří lokalit, kde byl výzkum započat již v roce 2003.

Všechny analýzy byly provedeny v programu S-plus 2000.

2.3. Identifikace stanovištních nároků *G. palustris* a *G. imbricatus*

2.3.1 Sběr fytoocenologických dat

Fytoocenologická data byla získávána dvěma způsoby a) přímým snímkováním v terénu a b) z fytoocenologických databází.

V terénu byly snímkovány všechny lokality sledované v rámci studia populační dynamiky *Gladiolus palustris* a *G. imbricatus* a navíc 5 dalších lokalit *G. imbricatus* v Čechách navštívených v rámci provádění monitoringu pro AOPK.

Na lučních lokalitách byly vymezeny snímky ve tvaru čtverce o ploše 16 m², na lokalitách lesních byly vymezeny snímky ve tvaru čtverce o ploše 100 m². Pro snímkování byla použita zjednodušená Braun-Blanquetova stupnice pokryvnosti (MORAVEC et al: 2000):

r - ojediněle

+ - pokryvnost zanedbatelná, roztroušeně

1 - pokryvnost pod 5%

2 - pokryvnost 5 – 25 %

3 - pokryvnost 25 – 50%

5 – pokryvnost 75 – 100%

Druhy, jež nebyly určeny v terénu, byly zaheřbářovány a dourčeny dodatečně.

Nepřímě získané fytoocenologické snímky byly získány z fytoocenologických databází České republiky – Česká národní fytoocenologická databáze, Slovenska, Slovinska a Rakouska. Ze všech databází byly získány snímky obsahující jeden nebo druhý ze sledovaných druhů rodu *Gladiolus*. Z české a slovenské databáze byly navíc získány snímky ze společenstev svazu *Molinion* a *Polygono-Trisetion*, kde leží těžiště výskytu sledovaných druhů, pro možnost srovnání a hledání možných odlišností od snímků z podobných společenstev ovšem se zastoupením rodu *Gladiolus*. Z poskytnutého výpisu daných společenstev byly proto odstraněny snímky, ve kterých se jeden či druhý sledovaný druh vyskytoval.

Tabulka č.2: Přehled získaných fytoocenologických snímků z českých i zahraničních zdrojů.

Země původu	Počet snímků bez rodu <i>Gladiolus</i>	Počet snímků s <i>Gladiolus palustris</i>	Počet snímků s <i>Gladiolus imbricatus</i>
Česká republika	1349	8	84
Slovensko	337	30	31
Slovinsko	0	3	0
Rakousko	0	33	0
Německo	0	0	22

2.3.2 Analýza fytoocenologických dat

Všechny získané fytoocenologické snímky byly naimportovány do databáze v programu Turboveg for Windows 2.0, kde byla vytvořena souhrnná databáze a ujednocena fytoocenologická stupnice na starší Braun-Blanquetovu, která byla převedena na procenta. Následně byla databáze vyexportována do programu Juice 6.4, kde bylo sjednoceno názvosloví druhů, aby nedocházelo k analýze stejného různě zapsaného druhu zvlášť. Rovněž byly odstraněny rozdíly v rámci stejného druhu dané zařazením do odlišných porostních pater.

Po uvedeném pročištění dat byla provedena analýza v programu Canoco for Windows 4.5. Délka gradientu byla vyšší než tři, k analýze byly proto použity unimodální

metody. Byly provedeny tři CCA analýzy:

- a) hledání odlišností mezi lokalitami druhu *Gladiolus palustris* a *Gladiolus imbricatus* – proměnná prostředí *palustris* a *imbricatus* (pouze snímky s výskytem rodu *Gladiolus*)
- b) hledání odlišností mezi snímky s jedním ze sledovaných druhů a snímky bez přítomnosti sledovaného druhu ovšem z podobného společenstva – proměnná prostředí přítomnost rodu *Gladiolus* (všechny snímky)
- c) srovnání lokalit v kontextu různých států – proměnná prostředí místo původu (pouze snímky s výskytem rodu *Gladiolus*), analýza byla provedena pro oba druhy zvlášť, neboť se nevyskytují ve všech zemích společně.

Data nebyla transformována, byla snížena váha vzácných druhů a pro otestování průkaznosti byl proveden Monte Carlo test všech kanonických os o 499 permutací.

2.3.3 Sběr vzorků půdy

Vzorky půdy byly sbírány celkem na 14 lokalitách. 9 lokalit tvořily lokality vybrané pro studium populační dynamiky. 5 zbývajících lokalit tvořily lokality *Gladiolus imbricatus* na území Čech navštívené v rámci monitoringu pro AOPK. Jmenovitý seznam lokalit spolu s jejich základní charakteristikou uvádí tabulka č.3.

Z každé lokality byly odebrány 3 vzorky půdy, každý o hmotnosti přibližně 0,5 – 1 kg. Odběr byl prováděn v blízkosti mečíků, cca do půl metru od nejbližší rostliny. Odebraná půda byla volně sušena při pokojové teplotě a poté semleta na jemnozem. Vzorky byly předány do Botanického ústavu AV ČR v Průhonicích k provedení vlastní analýzy.

Tabulka č. 3: Základní charakteristiky lokalit sledovaných v rámci monitoringu *G. imbricatus* pro AOPK, ze kterých byly odebrány půdní vzorky a pořízeny vlastní fytoecologické snímky.

Lokalita	Nadmořská výška (m n. m.)	Sklon	Počet kvetoucích jedinců	Celkový odhadovaný počet jedinců
Zbyhněvice	450 - 470	do 20°	11	71
Janova Bouda	890	do 15°	38	100 - 200
Bohdašín	380	0	3	-
Dětenice	217	0	16	-
Řasov	251	0	7	7

2.3.4 Laboratorní analýza půdních vzorků

Po konzultaci s RNDr. I. Sucharou, CSc. a RNDr. M. Albrechtovou byly zvoleny následující parametry: pH, Ca, K, Mg (při vyšším pH), P (PO₄⁻), CO₃⁻ (po kvalit.

zkoušce), C, N, sušina při 105°C.

Pro jednotlivé analýzy byly použity následující metodiky. Analýzy byly provedeny RNDR M. Albrechtovou v Botanickém ústavu AV ČR v Průhonicích.

Metodika elementární analýzy C,N

Vysušený vzorek umletý na velikost částic < 0.1mm se navažuje do cínových lodiček (navážka 10-30 mg) a automatickým dávkovačem aplikuje do spalovací trubice analyzátoru CHN

Carlo Erba NC 2500. Zde se vzorek spálí v proudu čistého kyslíku při teplotě 1020°C, v přítomnosti oxidu chromitého jako katalyzátoru. Vzniklé oxidy uhlíku a dusíku po průchodu spalovací trubici jsou vedeny redukčními trubicemi (Cu, 650°C) do separačních kolon, kde se oddělí voda a oxid uhličitý. Jako nosný plyn je použito helium. Obsah separovaných plynů je stanoven vodivostním detektorem, pro vyhodnocení signálu je použit software Eager 200 firmy CE Instruments.

Analýza živin v půdním extraktu podle Mehlicha II:

Vzorky jemnozeme (velikost částic do 2 mm) byly extrahovány skupinovým extrakčním činidlem Mehlich II obsahujícím fluorid amonný (pro zvýšení rozpustnosti fosforu vázaného na kovy), chlorid amonný (pro podporu desorpce draslíku, vápníku a hořčíku), kyselinu octovou a chlorovodíkovou (k nastavení kyselé reakce roztoku). Po extrakci na rotační třepače byla půdní suspenze zfiltrována přes hustý filtrační papír a čirý roztok analyzován :

Obsah fosforu byl stanoven fotometrickou analýzou jako fosfomolybdenová modř po redukci kyselinou askorbovou v prostředí kyseliny sírové a vinanu antimonylo-draselného. Intenzita modrého zbarvení byla změřena fotometrem UV-vis Spectrometer Unicam UV4-200.

Obsah vápníku a hořčíku byl stanoven metodou absorpční atomové spektrometrie v prostředí kyseliny sírové a chloridu lantanitého pro eliminaci vlivu síranů a kovů v extraktu.

Obsah alkálií, draslíku a sodíku byl stanoven metodou emisní atomové spektrometrie.

K analýzám v oblasti atomové spektrometrie byl použit AAS Spektrometer 9200X Unicam.

2.3.5 Analýza získaných dat o půdních vzorcích v programu Canoco for Windows 4.5

Nejdříve byla provedena analýza DCA pro stanovení šíře gradientu – ta byla stanovena na 0,513 a proto byly ro další analýzy použity lineární mnohorozměrné metody.

Pomocí PCA centrované a standardizované přes druhy byla data předběžně prohlédnuta. Následně byla použita přímá analýza RDA s kategoriální proměnnou Druh nabývající dvou hodnot Palustris a Imbricatus – nulová hypotéza zněla, že složení půdy dle stanovených prvků je stejné pro lokality s druhem *Gladiolus palustris* i *Gladiolus imbricatus*. V rámci RDA analýzy bylo provedeno vycentrování a standardizace přes druhy, nebyla provedena transformace. Byl proveden permutační Monte Carlo test – 599 permutací modelem se split-plotovým designem – vzorky z jedné lokality byly permutovány svázaně, tak aby se předešlo uvažování každého vzorku nezávisle na lokalitě.

2.4. Stanovení genetické variability populací *Gladiolus palustris* pomocí AFLP

2.4.1 Sběr vzorků pro analýzu AFLP

Pro stanovení genetické variability byla vybrána metoda AFLP. Původně byla zamýšlena analýza izoenzymů vzhledem k jejímu jednoduššímu provedení a rovněž možnosti identifikace heterozygotů. Předběžné izozymové testy provedené v Izozymové laboratoři BÚ AV ČR v Průhonicích však neodhalily žádnou variabilitu a ukázaly tak nevhodnost použití této metody. AFLP bylo vybráno jako alternativa proto, že o genomu rodu *Gladiolus* nejsou známy podrobnější informace nutné pro použití např. mikrosatelitů a také vzhledem k tomu že

zachycují vysoké procento variability.

Jelikož je AFLP analýza časově velice náročná, byla aplikována pouze na jeden sledovaný druh a to *Gladiolus palustris*, u něhož především nás pro jeho omezenější výskyt zajímá celková variabilita zastoupená v recentních populacích na území ČR.

Na každé sledované lokalitě druhu *Gladiolus palustris* bylo odebráno 20 vzorků DNA k analýze v podobě odstřižených částí listu z 20 různých jedinců. Jedinci pro odběr byli vybíráni náhodně na transektu napříč lokalitami. Dle hustoty populace byly předem stanoveny mezery mezi jednotlivými body transektu a vzorek byl vždy odebírán

s rostliny rostoucí nejbližšími jednotlivými body transektu. V případě, že do vzdálenosti jednoho metru na všechny strany od bodu transektu bylo pouze několik jedinců, nebyl vzorek v daném místě odebírán, neboť pravděpodobnost vybrání určitého jedince by v takovém případě byla významně vyšší.

Ustřižené části listů byly uloženy do plastových pytlíčků opatřených zipem a naplněných silikagelovými kuličkami, jež zajistily vysušení listu. Každý pytlíček byl rovněž opatřen popiskem.

2.4.2 AFLP analýza

Vlastní AFLP analýza probíhala v DNA laboratoři při katedře Botaniky na PřF UK. Byl dodržován standardní postup laboratoře s využitím AFLP Core Reagent Kit & AFLP Pre-Amp Primer Mix I od firmy Invitrogen.

Ze vzorků byla nejdříve vyextrahována DNA. Následně byla naředěna na koncentraci 100 ng na 1 μ l, takto upravená byla použita k analýze AFLP. Vzhledem k problémům s extrakcí, kdy se dlouho nedařilo získat dostatečně čistou DNA pro analýzu a následným problémům při vlastní analýze AFLP byla vyzkoušena pouze jedna dvojice markerů CTC/AAC, bohužel však analýza ukázala, že dané markery jsou pro sledovaný druh vhodné.

2.5. Zmapování recentních i historických lokalit

G. palustris a *G. imbricatus*

2.5.1. Sběr dat pro zmapování recentních i historických lokalit

G. palustris a *G. imbricatus*

Pro zmapování recentních i historických lokalit obou sledovaných druhů byly používány následující zdroje:

- a) přímá komunikace s CHKO a AOPK v celé České republice
- b) databáze FLDOK (Floristická dokumentace) Botanického ústavu AV ČR
- c) Česká národní fytoecologická databáze: všechny snímky s druhem *Gladiolus palustris* nebo *Gladiolus imbricatus* z České republiky uložené v databázi
- d) Publikace: ZELENÁ (1967), SAMKOVÁ (1999), ŠOLTYSOVÁ (1998)
- e) herbáře (BRNM, BRNU, OMJ, PR, PRC, MP, OLM, JMM, FMM, GM, Vlastivědné muzeum v Nymburce)
- f) výsledky mapování NATURA 2000 poskytnuté AOPK

Všechny získané údaje o lokalitách byly zapsány do excelovského souboru a zpracovány v přehlednou tabulku. Ke všem dohledaným údajům byly zjištěny souřadnice v systému WGS84 s jejichž pomocí byly posléze zhotoveny v programu D-map mapy lokalit pro jednotlivé druhy pro období 1850 – 1990 a po roce 1990 po současnost. V případě neurčitých údajů zmiňujícího pouze větší město, v jehož blízkosti se lokalita patrně nacházela, byly vzaty souřadnice středu daného města.

U některých lokalit byly střídavě zmíněny oba druhy rodu *Gladiolus*, v takových případech byly spočítány reference k jednomu a druhému druhu a lokalita byla zakreslena do výskytu druhu s vyšším počtem zmínek. V případě stejného počtu referencí byla lokalita připsána k oběma druhům.

Tabulka č.4: Přehled lokalit, na kterých byly zmíněny oba sledované druhy spolu s počtem zmínek každého druhu.

Fytogeogr.okres	Lokalita	Palustris	Imbricatus
Českomoravské meziohří	Svitavy	1	3
Polabí	Rožďalovice	5	4
Polabí	Dymokury	4	1
Polabí	Holice	1	4
Polabí	Mordýř	1	1
Polabí	Žernov	1	3
Haná	Vitošov	1	1
Bílé Karpaty	Malá Vrbka	1	1
Bílé Karpaty	Lipov	5	8
Bílé Karpaty	Radějov	8	7
Bílé Karpaty	Tvarožná Lhota	4	4
Bílé Karpaty	Járkovec	4	3
Bílé Karpaty	Výzkum	3	2

3. VÝSLEDKY

3.1 Performance rostlin

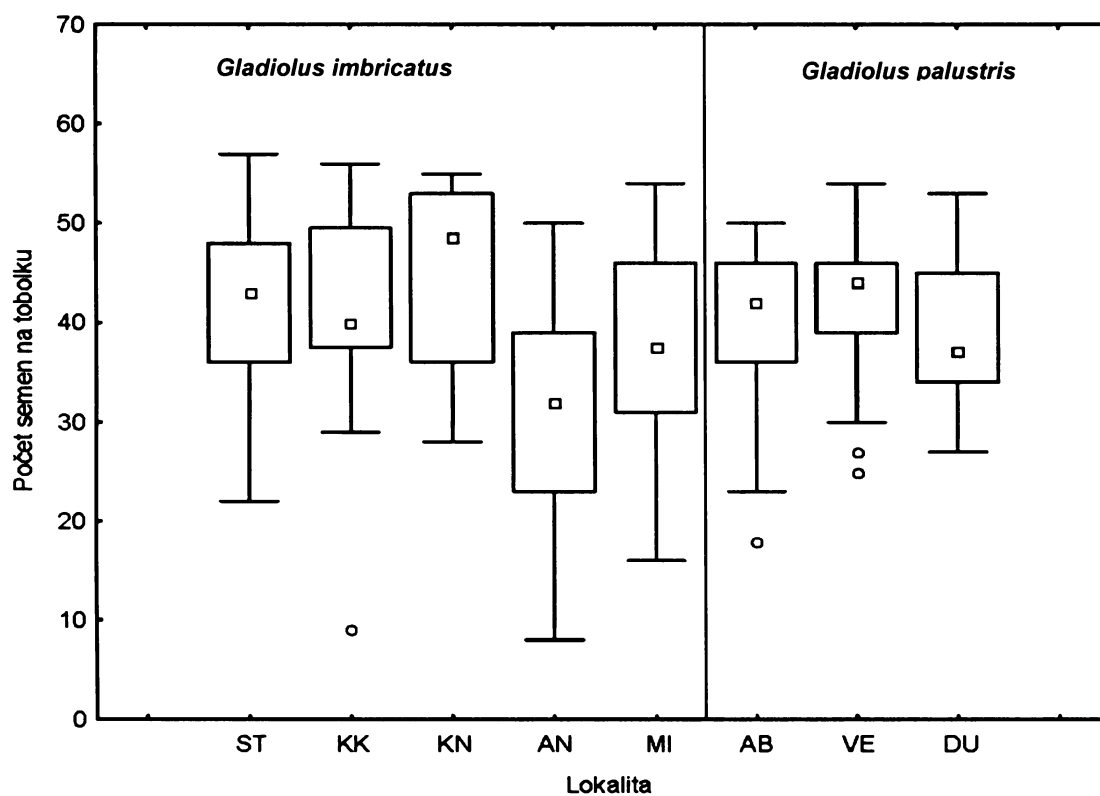
Sledované druhy se průkazně lišily ve všech vybraných znacích fitness: celkové výšce rostliny (p-hodnota < 0,001, df errors = 2576), délce listu (p-hodnota < 0,001, df errors = 2558), počtu květů (p-hodnota < 0,001, df errors = 1422), počtu tobolek (p-hodnota < 0,001, df errors = 577) a počtu semen na tobolku (p-hodnota < 0,001, df errors = 214). Ve všech případech dosahoval vyšších hodnot *G. imbricatus*. U všech uvedených znaků byla rovněž průkazná odlišnost mezi jednotlivými roky, mezi populacemi a rovněž mezi roky na jednotlivých populacích (viz tab. č. 5).

Tabulka č. 5 : Analýza odlišnosti ve znacích spojených s fitness pomocí GLM. Znaménko „x“ u sledovaných znaků značí interakci.

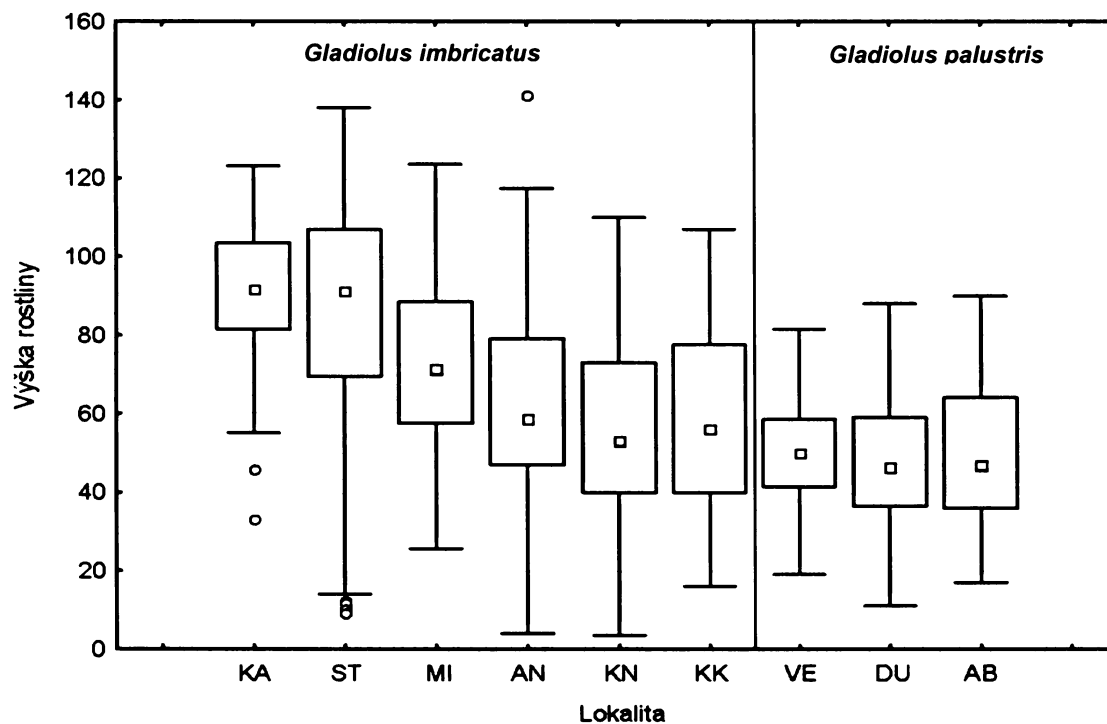
Druh	Sledovaný znak	Deviance	Df errors	Residual deviance	p - hodnota
<i>Gladiolus imbricatus</i>	Výška rostliny		1378	13476.67	
	- populace	3141.18	1373	10335.49	< 0.001
	- rok	140.06	1370	10195.43	< 0.001
	- populace x rok	468.60	1360	9726.82	< 0.001
	Délka spodního listu	1623.117	1362	4397.41	
	- populace	29.70	1357	2774.29	< 0.001
	- rok	78.30	1354	2744.60	< 0.001
	- populace x rok		1344	2666.30	< 0.001
	Počet květů		666	1101.68	
	- populace	124.83	661	976.85	< 0.001
	- rok	20.17	658	956.68	< 0.001
	- populace x rok	92.33	648	864.35	< 0.001
<i>Gladiolus palustris</i>	Výška rostliny		1198	4175.52	
	- populace	16.14	1196	4159.38	< 0.001
	- rok	295.38	1193	3864.00	< 0.001
	- populace x rok	388.92	1188	3475.08	< 0.001
	Délka spodního listu		1196	2097.37	
	- populace	10.75	1194	2086.62	0.005
	- rok	99.22	1191	1987.39	< 0.001
	- populace x rok	171.71	1186	1815.68	< 0.001
	Počet květů		756	493.26	
	- populace	26.63	754	466.63	< 0.001
	- rok	22.01	751	444.63	< 0.001
	- populace x rok	25.70	746	418.93	< 0.001

Struktura získaných dat k sledovaným znakům z jednotlivých lokalit je zachycena pomocí box plotů (viz graf č.1, č.2 a č.3)

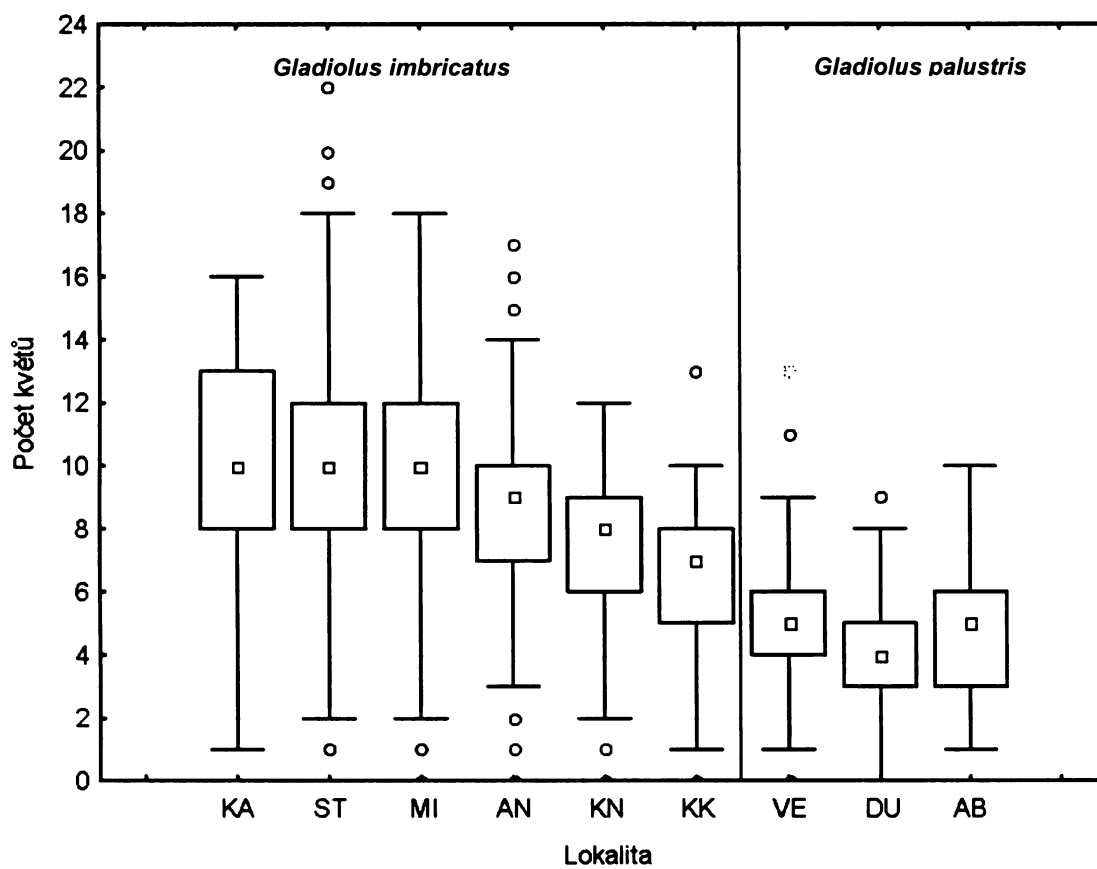
Graf č. 1: Počet semen na tobolku. Ukázán je medián, horní a dolní kvartil a odlehlá pozorování.



Graf č. 2: Výška rostlin na sledovaných populacích. Data ze všech sledovaných sezón dohromady. Ukázán je medián, horní a dolní kvartil a odlehlá pozorování.



Graf č. 3: Počet květů na rostlinu. Data ze všech sledovaných sezón dohromady. Ukázán je medián, horní a dolní kvartil a odlehlá pozorování.



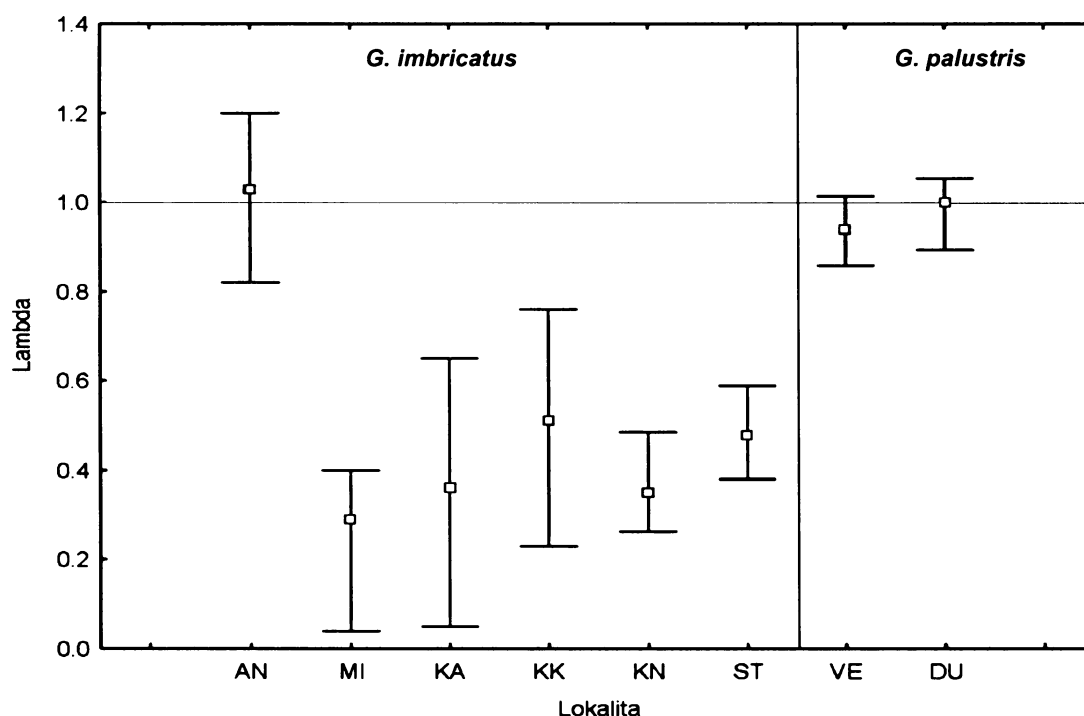
3.2 Populační dynamika *Gladiolus palustris* a *Gladiolus imbricatus*

3.2.1 Růstová rychlost populace

Při stanovení růstové rychlosti jednotlivých populací odděleně pro přechod 2004-2005 a 2005-2006, byla v případě hypotézy Smrt u šesti lokalit, v případě hypotézy Dormance pouze u jedné lokality výsledná růstová rychlost nižší než jedna, což indikuje ubývání populace.

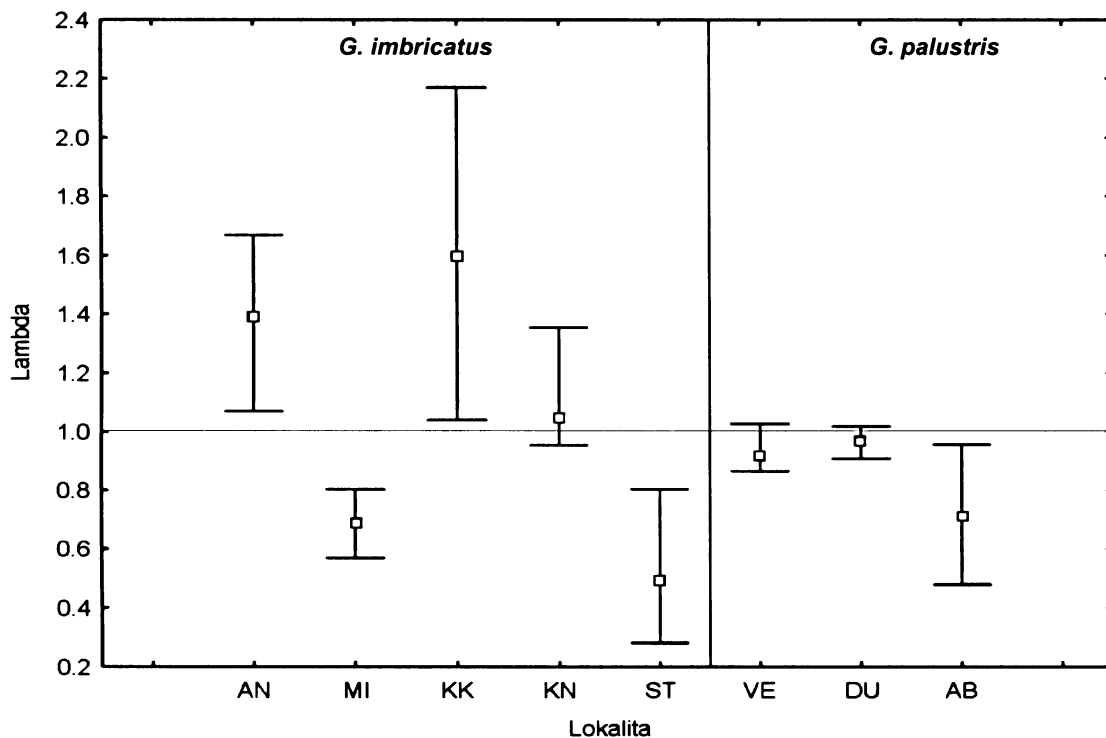
Bootstrapem určený 95% konfidenční interval růstové rychlosti – jak je zřejmé z grafu 4,5 a 6 - je v případě hypotézy Smrt poměrně široký, v případě hypotézy Dormance je užší.

Graf č. 4: Růstová rychlost populace (lambda) s 95% konfidenčním intervalem pro přechod 2004/2005, stejné pro obě hypotézy, neboť rostliny dva roky nepozorované nad zemí mohly být odhaleny až v roce 2006

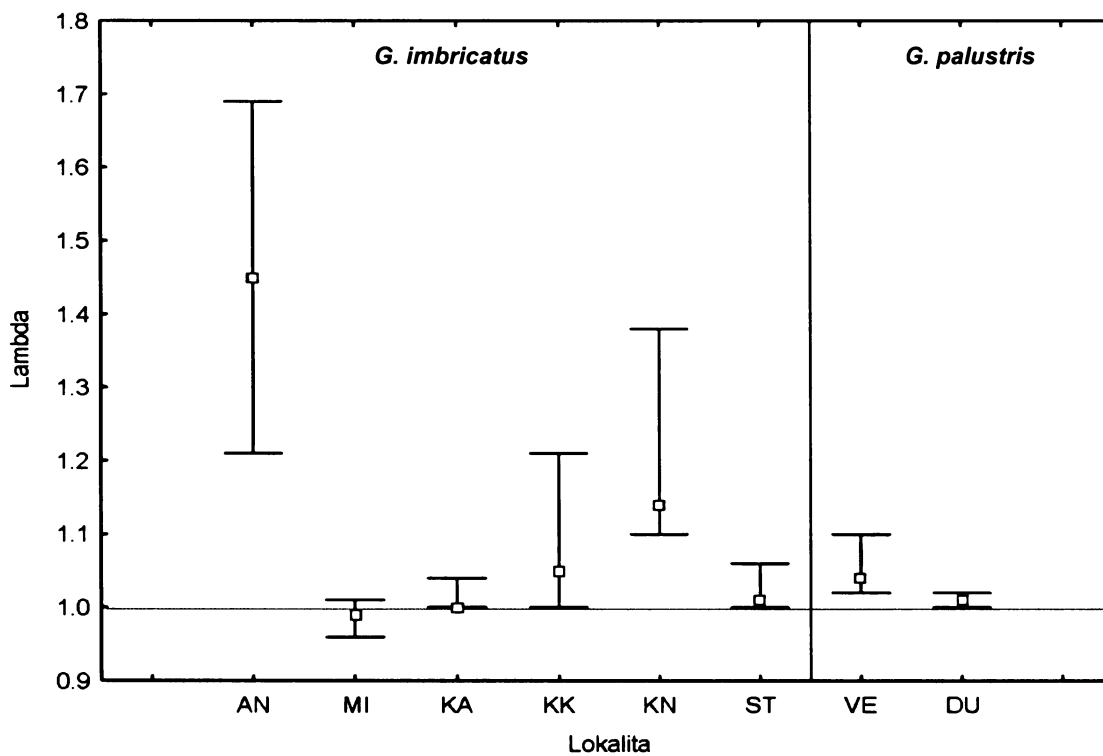


Následně bylo provedeno stochastické modelování využívající matic obou přechodů. Výsledné hodnoty pro obě hypotézy shrnuje graf 7 a 8. Růstová rychlost populace je celkově vyšší u hypotézy Dormance, což je logické, neboť předpokládá nižší mortalitu. U obou hypotéz však model ukazuje úbytek populace ve čtyřech lokalitách, ve třech případech dokonce pod hodnotou 0,81.

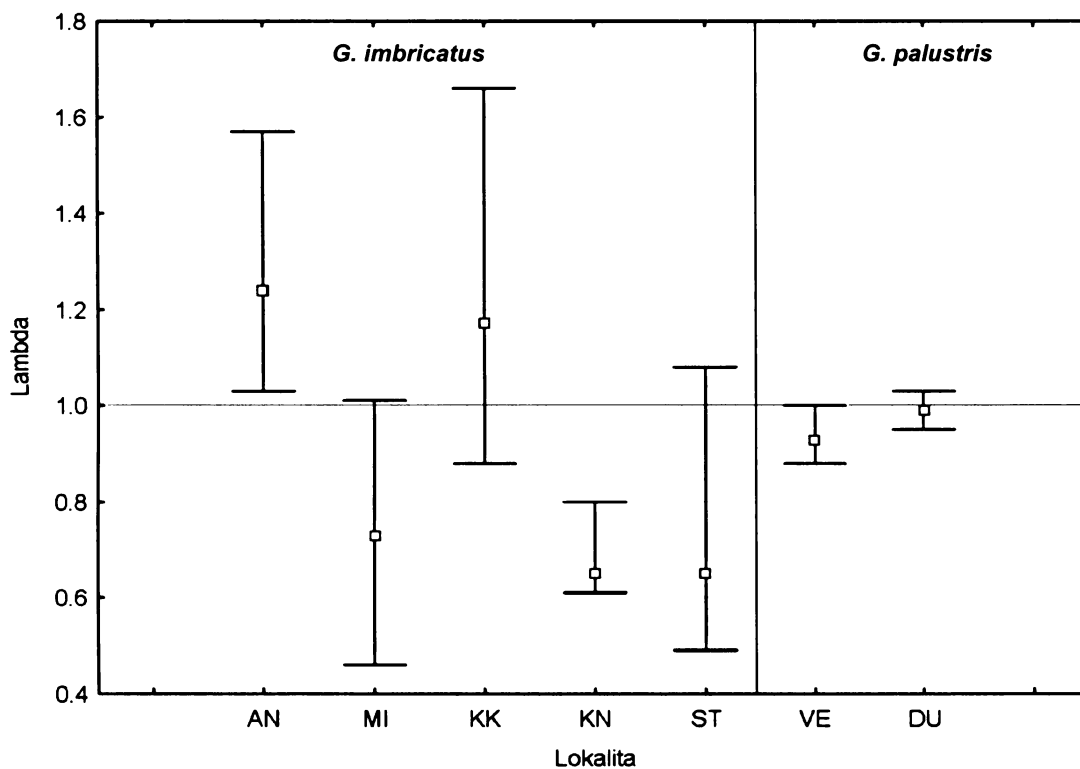
Graf č. 5: Růstová rychlost populace s 95% konfidenčním intervalem pro přechod 2005/2006, hypotéza Smrt.



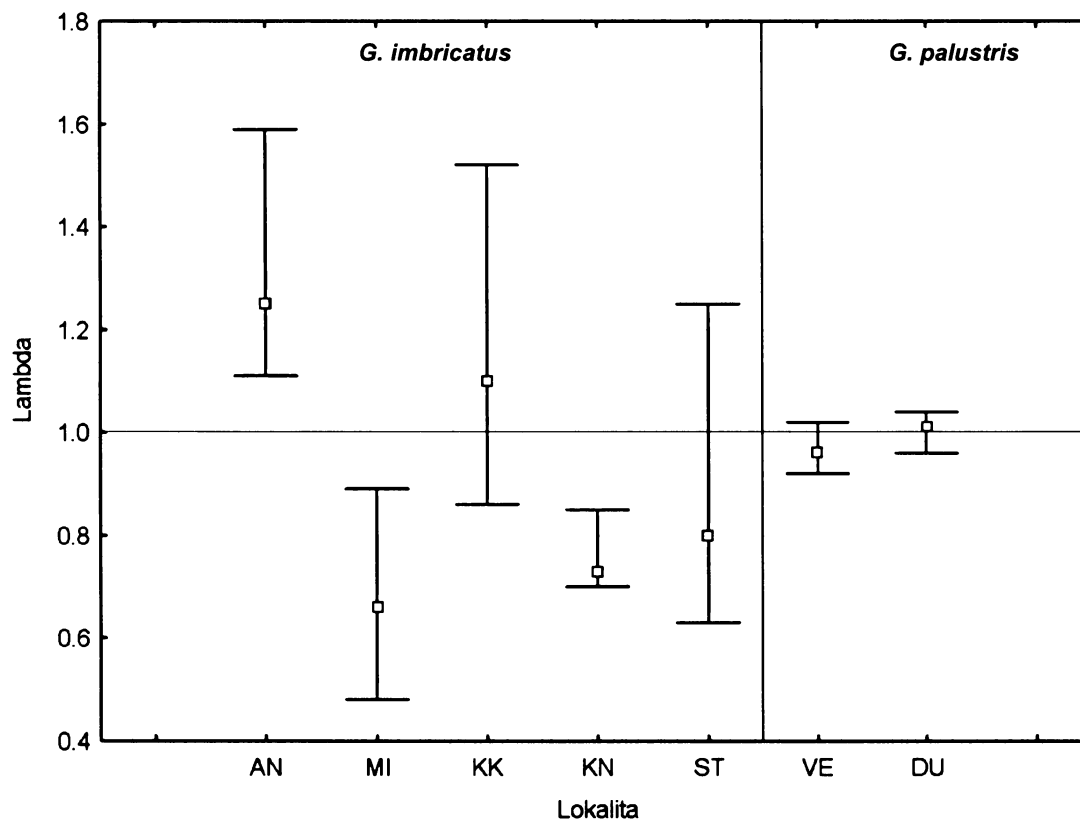
Graf č. 6: Růstová rychlost populace s 95% konfidenčním intervalem pro přechod 2005/2006, hypotéza Dormance.



Graf č. 7: Růstová rychlost populace s 95% konfidenčním intervalem získaná stochastickým modelováním, hypotéza Smrt.



Graf č. 8: Růstová rychlost populace s 95% konfidenčním intervalem získaná stochastickým modelováním, hypotéza Dormance.



3.2.2 Stanovení kritické fáze životního cyklu

Hodnoty elasticity jednotlivých prvků matice na všech lokalitách a v obou sledovaných přechodech shrnují grafy 13 a 14.

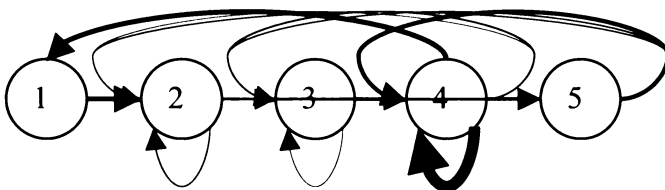
U všech lokalit, kde bylo pozorováno klíčení, tedy s nenulovým přechodem kvetoucí – semenáček, patří generativní reprodukce k nejvýznamnějším přechodům. V návaznosti na tento přechod se zdá být rovněž důležitá další fáze semenáček – vegetativní rostlina jednolistá, tj. přežívání semenáčků.

Nejdůležitějšími přechody se jeví setrvání ve stadiu vegetativní jednolisté rostliny, setrvání ve stadiu kvetoucí rostliny a posun od vegetativní ke kvetoucí rostlině.

U hypotézy Dormance pak nabývá významnosti rovněž setrvání v dormanci, v ostatním se shoduje s výsledky hypotézy Smrt.

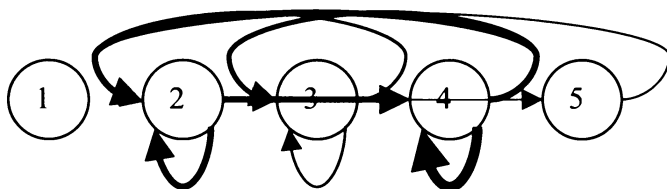
Rozdíly lze pozorovat i na úrovni druhů. Grafy č 9 - 12 shrnují výsledky analýzy, ve které byly použity matice všech lokalit každého druhu najednou jako jedna skupina. Společné pro oba druhy je nejvyšší hodnota elasticity pro přechod setrvání ve stadiu kvetoucího jedince. Důležitost dalších přechodů se však již liší. U druhu *Gladiolus imbricatus* se projevuje význam generativní reprodukce a následného přežívání semenáčků spolu s posunem vegetativní jednolístý do stádia kvetoucího jedince. U druhu *Gladiolus palustris*, kde generativní reprodukce pozorována nebyla naopak nabývá důležitosti spíše přechod kvetoucí – vegetativní jednolístý spolu s přechody setrvání ve stadiu vegetativním jednolístém a posunem ke kvetoucímu jedinci.

Stádium kvetoucího jedince se tedy jeví jako klíčové.



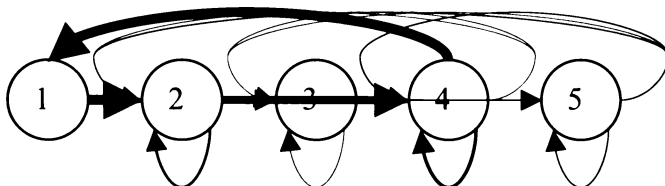
Imbricatus - Smrt					
	1-semenáč	2-vegetat1	3-vegetat2	4-kvetoucí	5-dormantní
1-semenáč	0	0	0	0.11	0
2-vegetat1	0.11	0.02	0	0.01	0.02
3-vegetat2	0	0.04	0.01	0.03	0.02
4-kvetoucí	0	0.06	0.07	0.27	0.09
5-dormantní	0	0.05	0.02	0.07	0

Graf č. 9: Analýza elasticity pro druh *Gladiolus imbricatus*, hypotéza Smrt. Ve schématu přechodů mezi jednotlivými stádii odpovídá šíře šipek hodnotě elasticity daného přechodu, konkrétní hodnoty pak shrnuje tabulka.



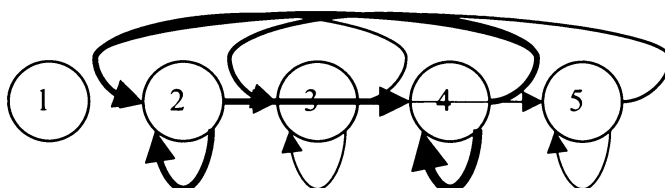
Palustris - Smrt					
	1-semenáč	2-vegetat1	3-vegetat2	4-kvetoucí	5-dormantní
1-semenáč	0	0	0	0	0
2-vegetat1	0	0.12	0.05	0.12	0.03
3-vegetat2	0	0.07	0.04	0.09	0
4-kvetoucí	0	0.12	0.11	0.2	0
5-dormantní	0	0.02	0	0.02	0

Graf č. 10: Analýza elasticity pro druh *Gladiolus palustris*, hypotéza Smrt. Ve schématu přechodů mezi jednotlivými stádii odpovídá šíře šipek hodnotě elasticity daného přechodu, konkrétní hodnoty pak shrnuje tabulka.



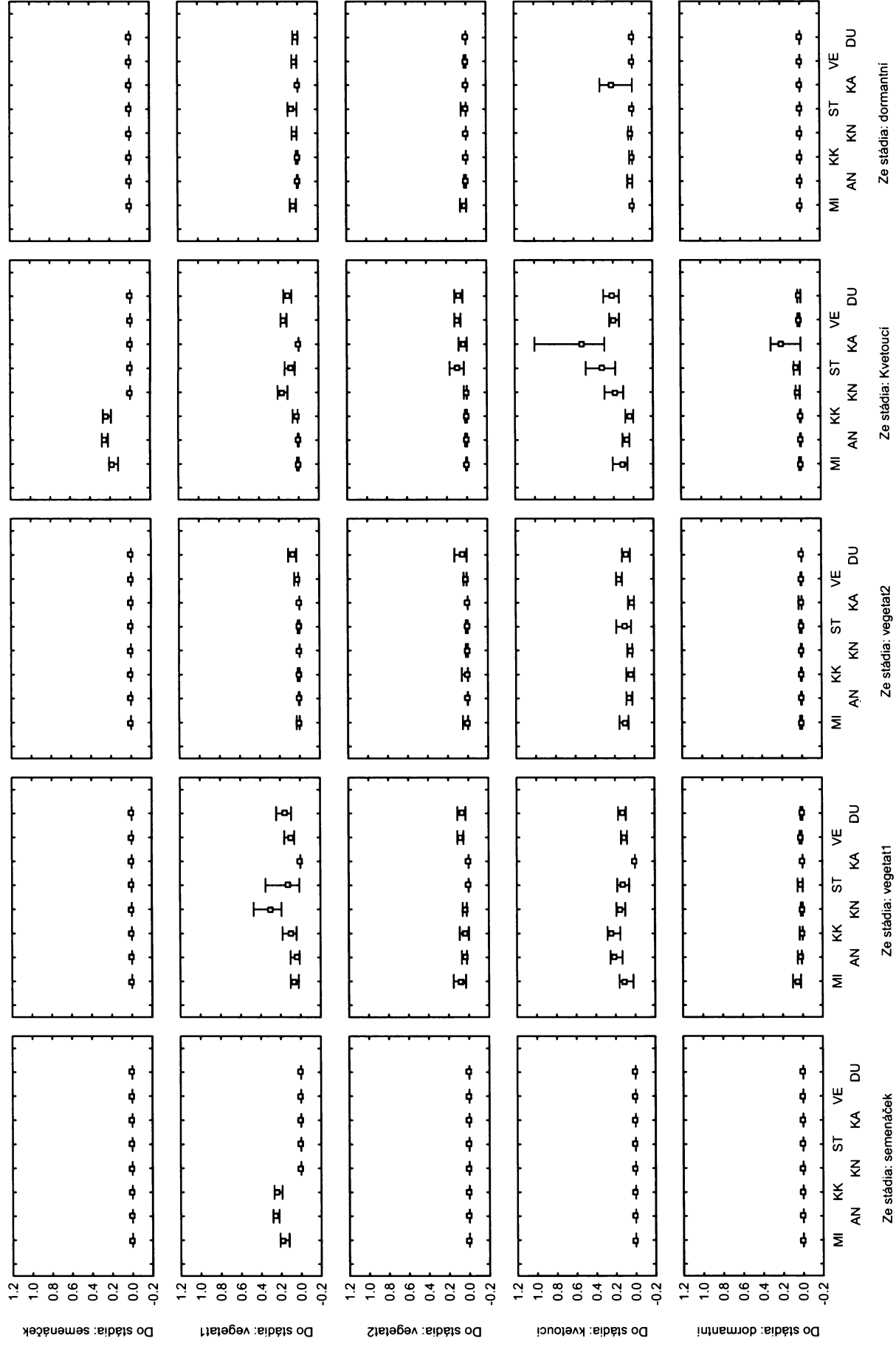
Imbricatus - Dormance					
	1-semenáč	2-vegetat1	3-vegetat2	4-kvetoucí	5-dormantní
1-semenáč		0	0	0.23	0
2-vegetat1	0.23	0.05	0	0.01	0.02
3-vegetat2	0	0.05	0.01	0.01	0.01
4-kvetoucí	0	0.18	0.05	0.07	0.02
5-dormantní	0	0.03	0.01	0.01	0.02

Graf č. 11: Analýza elasticity pro druh *Gladiolus imbricatus*, hypotéza Dormance. Ve schématu přechodů mezi jednotlivými stádii odpovídá šíře šipek hodnotě elasticity daného přechodu, konkrétní hodnoty pak shrnuje tabulka.

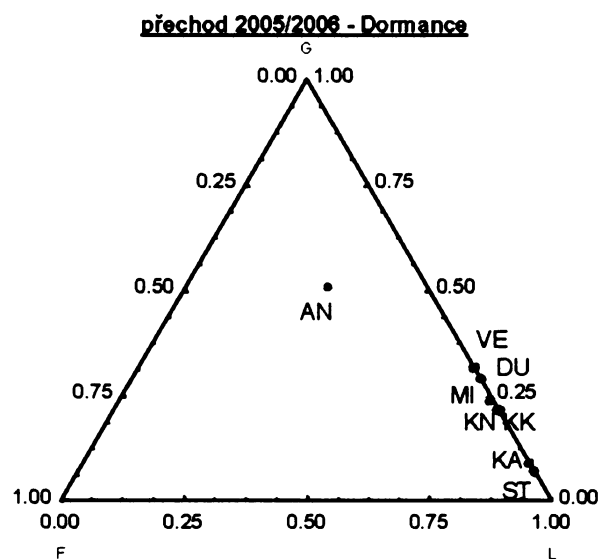
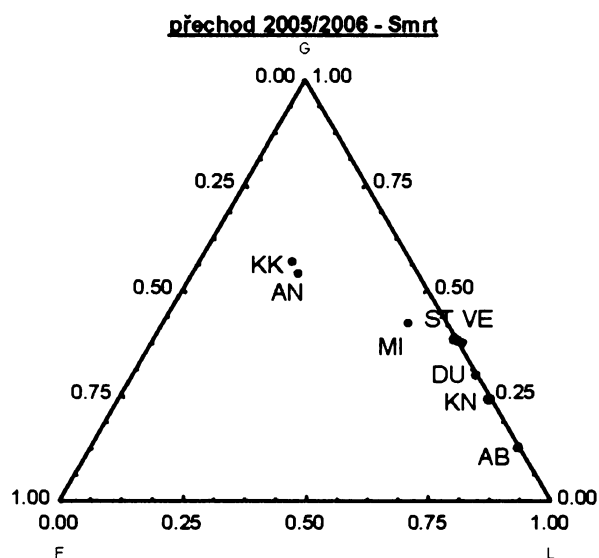
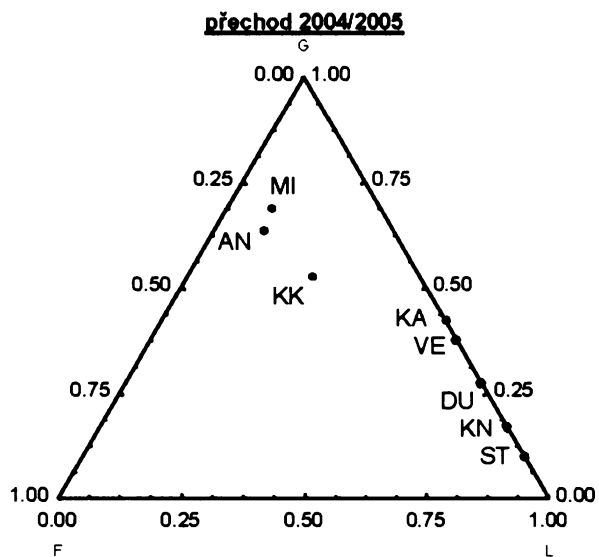


Palustris - Dormance					
	1-semenáč	2-vegetat1	3-vegetat2	4-kvetoucí	5-dormantní
1-semenáč	0	0	0	0	0
2-vegetat1	0	0.12	0.04	0.11	0.05
3-vegetat2	0	0.07	0.03	0.08	0
4-kvetoucí	0	0.12	0.1	0.18	0
5-dormantní	0	0.02	0	0.03	0.03

Graf č. 12: Analýza elasticity pro druh *Gladiolus palustris*, hypotéza Dormance. Ve schématu přechodů mezi jednotlivými stádii odpovídá šíře šipek hodnotě elasticity daného přechodu, konkrétní hodnoty pak shrnuje tabulka.



Graf č. 13: Hodnoty elasticity pro jednotlivé prvky matice s 95% konfidenčním intervalem na sledovaných lokalitách – hypotéza Smrt.



Sečtením hodnot elasticity dle Silvertown et al (1993) byly získány souřadnice sledovaných druhů v GLF trojúhelníku, kdy G souřadnice vyjadřuje elasticitu růstu, L elasticitu přežívání, stáze, a F elasticitu reprodukce. Graf č. 15 zobrazuje výsledné pozice jednotlivých populací pro každý sledovaný přechod a obě hypotézy – Smrt a Dormance.

Z definovaných skupin v SILVERTOWN et al. (1993) spadají sledované druhy do iteropárních rostlin otevřených habitatů, což je rovněž skupina s nejheterogennějším rozložením v GLF trojúhelníku.

Vysoká hodnota elasticity pro růst a reprodukci odlišuje populace *G. imbricatus* AN a částečně, v případě prvního přechodu a hypotézy Smrt rovněž MI a KK. Ostatní populace jsou rozmístěné v oblasti typické pro dřeviny s vysokým přežíváním, do které ovšem zasahují i některé druhy iteropárních rostlin otevřených habitatů (SILVERTOWN et al. 1993).

Graf č. 15: Pozice na GLF trojúhelníku pro přechod 2004-2005, 2005-2006 – druhý přechod rozdělen na hypotézu Smrt a Dormance. Červeně – populace *G. imbricatus*, zeleně – populace *G. palustris*.

3.2.3 Predikce extinkce

Pravděpodobnost extinkce byla stanovena pro výhled do 10, 30, 50, 80 a 100 let. Predikci založenou na modelu se vstupním vektorem odpovídajícím zastoupení stádií na lokalitách na počátku výzkumu shrnuje tabulka č. 6. Predikci založenou na modelu se vstupním vektorem shodným pro všechny lokality shrnuje tabulka č. 7.

Do 30 let model predikuje zánik 3 - 4 lokalit. Nulová pravděpodobnost extinkce je modelem předpovězena pouze pro lokalitu Anenské u které je predikován exponenciální růst.

Tabulka č. 6: Pravděpodobnost extinkce sledovaných populací *G. palustris* a *G. imbricatus*. S – dle hypotézy Smrt, D – dle hypotézy Dormance. Lok – lokalita.

Lok	Vektor	Pravděpodobnost extinkce (%)									
		do 10 let		do 30 let		do 50 let		do 80 let		do 100 let	
		S	D	S	D	S	D	S	D	S	D
AN	0-64-54-61-0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
MI	0-32-52-87-0	81	62	100	100	100	100	100	100	100	100
KK	0-30-9-53-0	4	0	15	12	24	22	28	28	32	30
KN	0-58-16-57-0	47	49	99	100	100	100	100	100	100	100
ST	0-19-27-111-7	93	74	100	100	100	100	100	100	100	100
KA	0-0-5-28-0	99	88	100	100	100	100	100	100	100	100
VE	0-32-49-95-8	0	0	4	0	48	11	87	66	96	81
DU	0-22-10-26-3	0	0	3	0	12	5	23	9	31	14

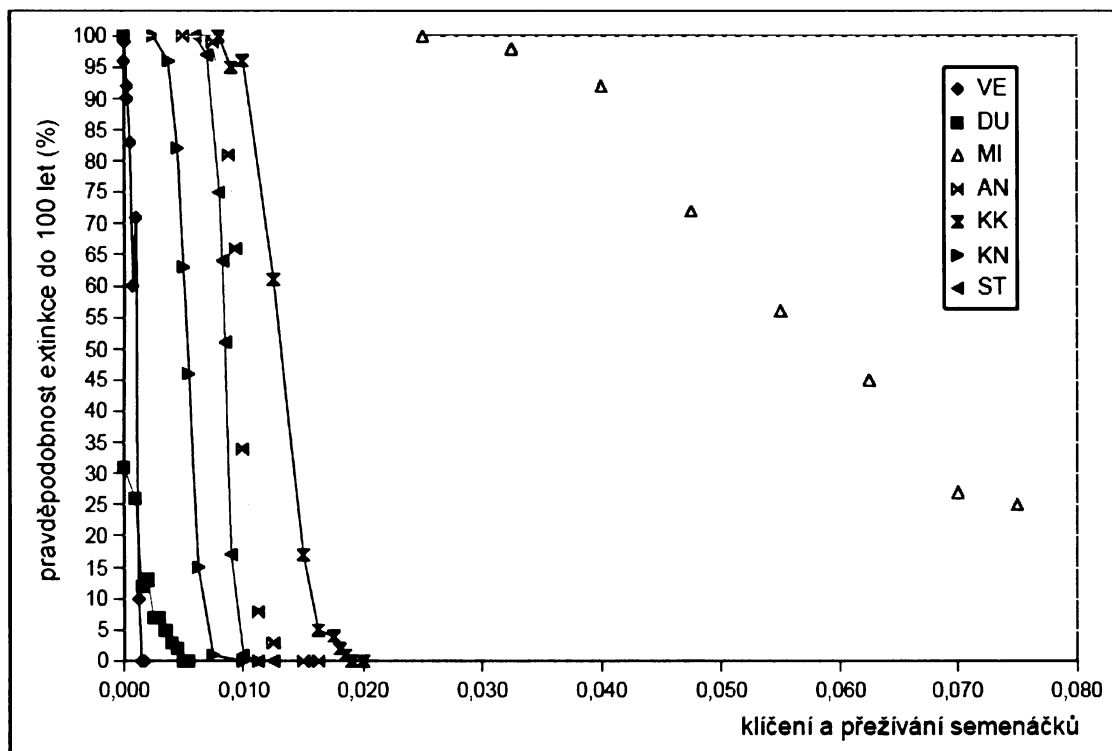
Tabulka č. 7: Pravděpodobnost extinkce sledovaných populací *G. palustris* a *G. imbricatus* s využitím jednotného vektoru pro všechny lokality. S – dle hypotézy Smrt, D – dle hypotézy Dormance. Lok – lokalita.

Lok	Vektor	Pravděpodobnost extinkce (%)									
		do 10 let		do 30 let		do 50 let		do 80 let		do 100 let	
		S	D	S	D	S	D	S	D	S	D
AN	50-50-50-50-50	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
MI	50-50-50-50-50	82	77	100	100	100	100	100	100	100	100
KK	50-50-50-50-50	1	2	16	8	28	15	34	26	37	27
KN	50-50-50-50-50	51	39	100	100	100	100	100	100	100	100
ST	50-50-50-50-50	89	68	100	100	100	100	100	100	100	100
KA	50-50-50-50-50	94	70	100	100	100	100	100	100	100	100
VE	50-50-50-50-50	0	0	5	2	49	20	90	70	98	90
DU	50-50-50-50-50	0	0	0	0	0	0	3	0	8	0

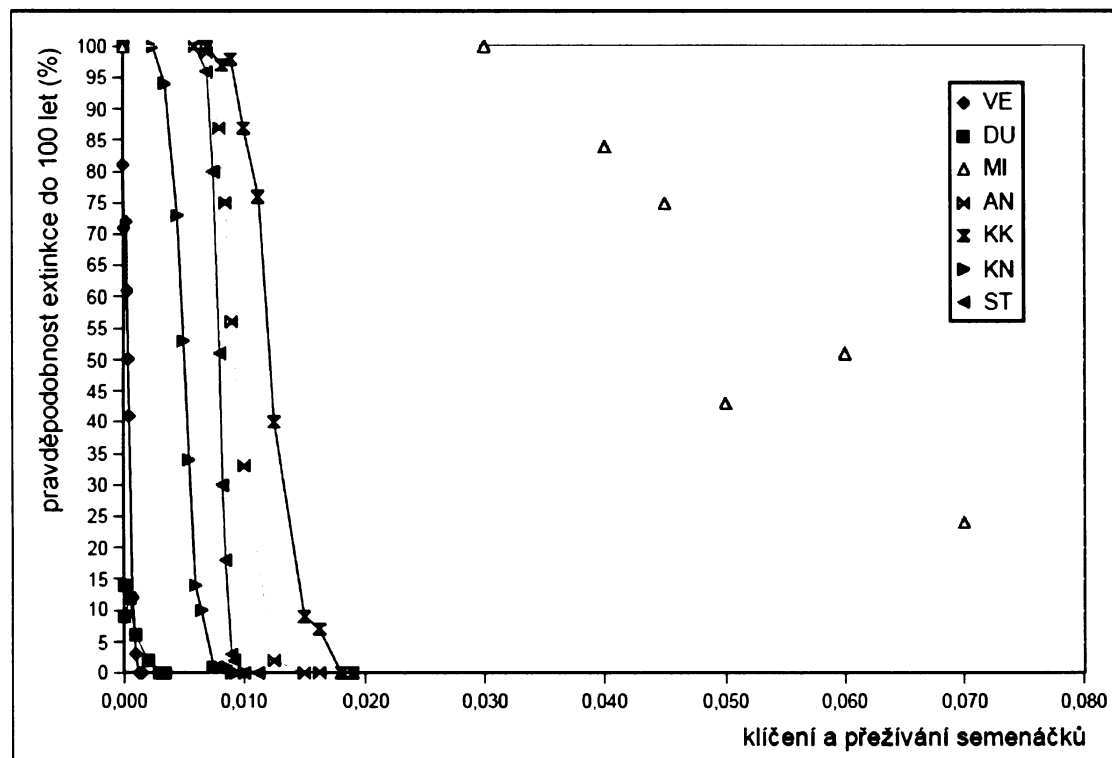
Grafy č. 16 a 17 zobrazují závislost pravděpodobnosti extinkce na klíčení a přežívání semenáčků. Téměř u všech lokalit lze pozorovat prudký zlom v poměrně krátkém intervalu, pouze u lokality Miroslav má závislost pozvolný průběh. Při srovnání obou druhů je patrné, že sledované populace *G. palustris* dosahují nulové pravděpodobnosti vyhynutí již při velmi nízkých až nulových hodnotách daného parametru. Naopak populace *G. imbricatus* při nulovém klíčení a přežívání semenáčků mají

pravděpodobnost extinkce stoprocentní.

Graf č.16: Závislost pravděpodobnosti extinkce do 100 let na klíčení a přežívání semenáčků - hypotéza Smrt.



Graf č.17: Závislost pravděpodobnosti extinkce do 100 let na klíčení a přežívání semenáčků – hypotéza Dormance.



U lokality Miroslav nastaly v analýze potíže vzhledem k výrazným odlišnostem mezi

výstupy z jednotlivých dílčích kroků výpočtu. Díky tomu rovněž nemohla proběhnout až do konce, zdárně bylo dokončeno pouze 80 opakování, ze kterých byly vypočteny souřadnice v grafu. Značné rozdíly v predikci od rychlé extinkce po exponenciální růst u této lokality také způsobily nelogický vzrůst pravděpodobnosti extinkce v případě hypotézy Dormance.

3.2.4. Změny v zastoupení velikostních stádií na sledovaných lokalitách

V průběhu výzkumu došlo ke změně poměrného zastoupení jednotlivých velikostních stádií na lokalitách. Průkazně se změnil poměr kvetoucích a nekvetoucích rostlin mezi jednotlivými roky u obou sledovaných druhů (viz tab. č.8).

V roce 2005 a 2006 již bylo rovněž možné identifikovat potenciálně dormantní jedince. V roce 2006 tvořili nadpoloviční většinu sledovaných rostlin na všech populacích druhu *Gladiolus imbricatus*, u *Gladiolus palustris* nepřesáhl podíl potenciálně dormantních rostlin na žádné lokalitě 45 %.

Tab. č.8: Analýza změny podílu kvetoucích rostlin na lokalitách pomocí GLM. Znaménko „x“ značí interakci.

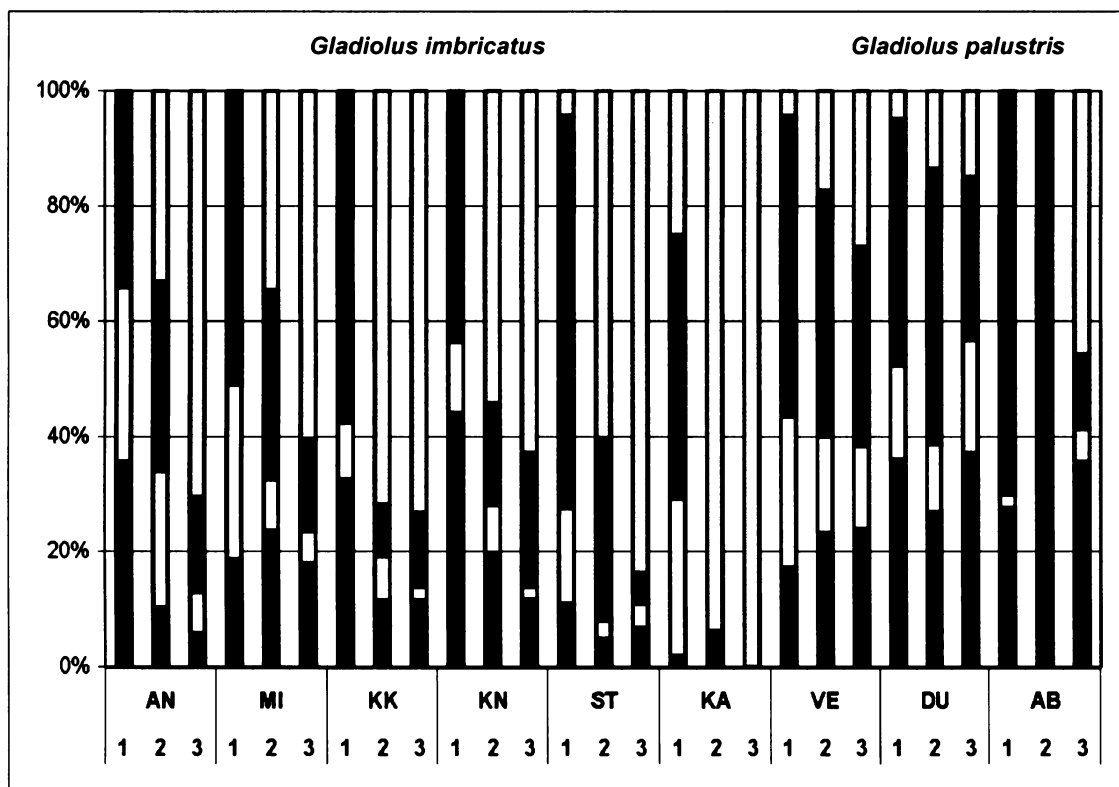
Druh	Proměnná	Deviance	df errors	Residual Dev.	p - hodnota
			17	196.68	
Gladiolus imbricatus	Populace	16.92	12	179.76	< 0.001
	Rok	125.92	11	53.84	< 0.001
	Populace x rok	36.33	6	17.51	< 0.001
			8	32.95	
Gladiolus palustris	Populace	1.26	6	31.69	< 0.001
	Rok	17.82	5	13.87	< 0.001
	Populace x rok	7.00	3	6.87	0.030

3.2.5. Dormance

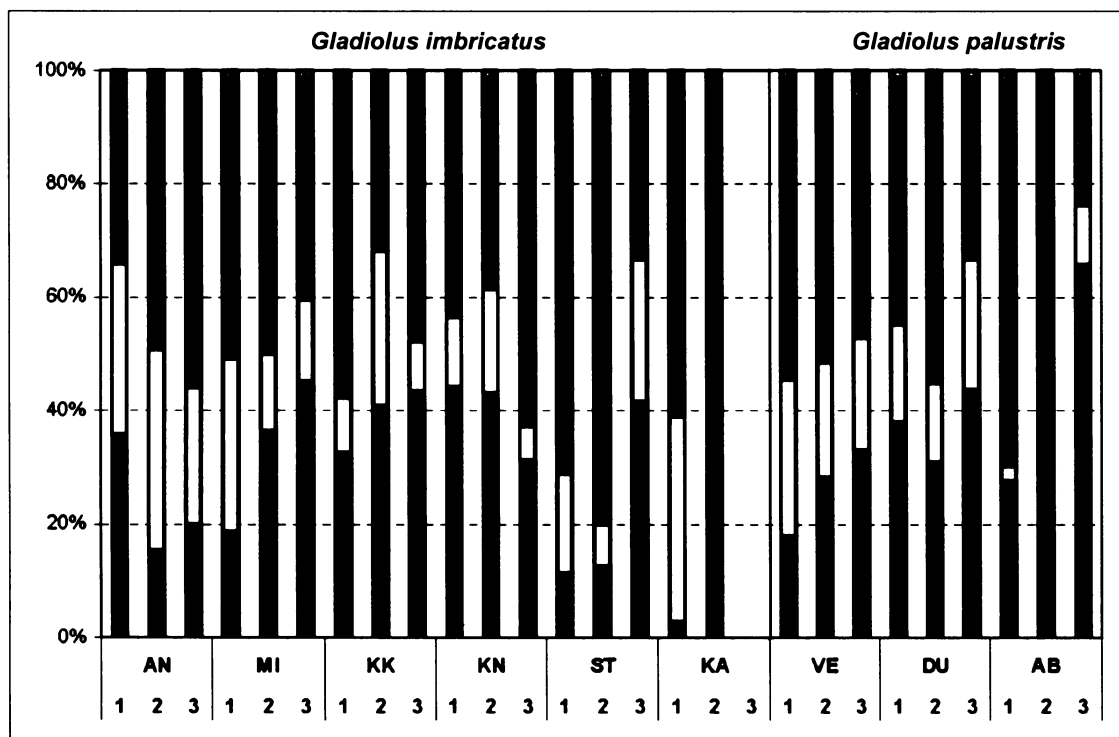
Následující data jsou prezentována za předpokladu hypotézy Dormance. Ačkoliv je pravdivost této hypotézy sporná, dormance může hrát u sledovaných druhů důležitou roli, a proto považuji za důležité získaná data prezentovat.

Ve všech grafech jsou zahrnuti pouze jedinci označení v roce 2004, aby bylo možné srovnání. Z tohoto důvodu je v grafech zobrazena pouze maximálně 2-letá potenciální dormance. Na lokalitách ST, VE, DU a KA, kde byla část jedinců označena již v roce 2003 byla zaznamenána ve 4, 6, 1 a 9 případech rovněž absence 3-letá, naznačující možnost existence dlouhodobější dormance. Lokalita Abrod byla z grafů č. 20 a 21 vypuštěna, neboť zde mohla být zjištěna pouze jednoletá dormance vzhledem k předčasnému pokosení lokality v roce 2005.

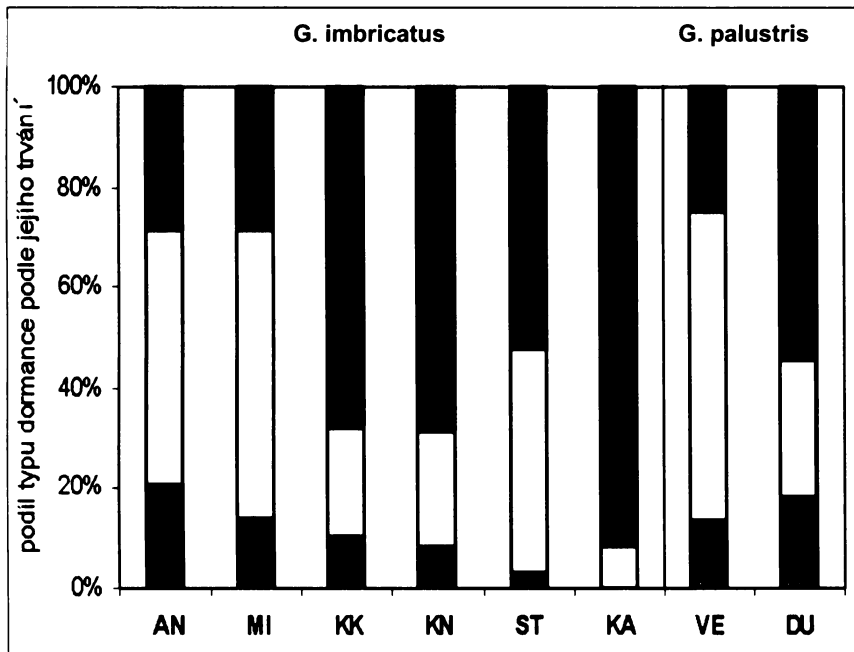
Graf č.18: Zastoupení jednotlivých stádií na lokalitách v roce 2004 (1), 2005 (2) a 2006 (3). Černě – vegetativní jednolistý, bíle – vegetativní dvoulistý, tmavě šedě – kvetoucí, světle šedě – dormantní.



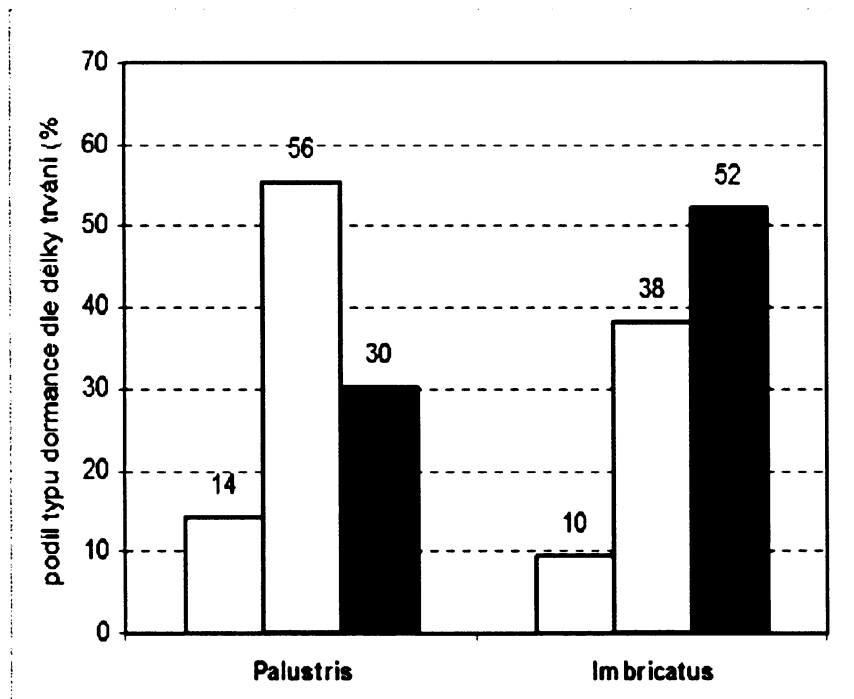
Graf č.19: Zastoupení jednotlivých velikostních stádií s vynecháním dormantního na lokalitách v roce 2004 (1), 2005 (2) a 2006 (3). Černě – vegetativní jednolistý, bíle – vegetativní dvoulistý, tmavě šedě – kvetoucí.



Graf. č.20: Procentické zastoupení jednoleté a dvouleté dormance na lokalitách. Šedě – jednoletá dormance, kdy byl daný jedinec pozorován rok před a rok poté, tedy s jistotou určená, bíle: jednoletá dormance, kde nebyl pozorován vstup nebo výstup z dormance, černě: dvouletá dormance, nebyl pozorován vstup nebo výstup z dormance.



Graf. č.21: Procentické zastoupení jednoleté a dvouleté dormance u sledovaných druhů – průměr přes všechny lokality a sledované sezóny. Bíle: jednoletá dormance, kdy byl daný jedinec pozorován rok před a rok poté, tedy s jistotou určená, šedě: jednoletá dormance, kde nebyl pozorován vstup nebo výstup z dormance, černě: dvouletá dormance, nebyl pozorován vstup nebo výstup z dormance.



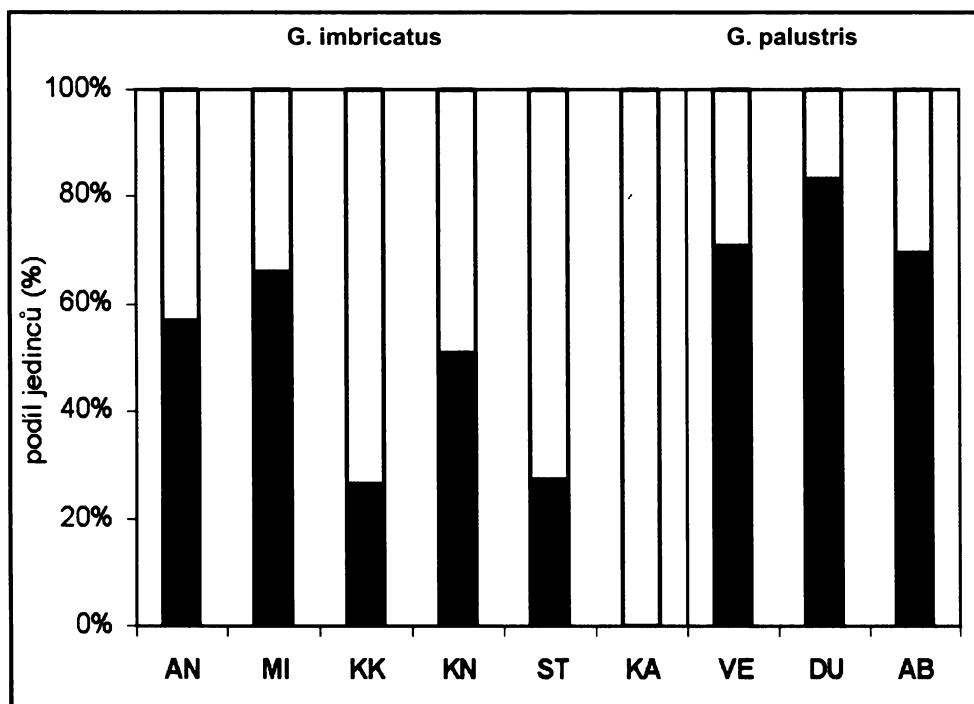
Z grafu 21 je patrné, že na lokalitách *G. imbricatus* je častěji zastoupená dormance dvouletá, kdežto na lokalitách *G. palustris* je častější výskyt pouze jednoleté dormance.

Na druhou stranu však byl u druhu *G. palustris* zaznamenán vyšší podíl rostlin, které dormancí prošly s určitostí, byly pozorován jejich vstup i výstup z dormance. Do grafu nebyly zahrnuty hodnoty z lokality Abrod. Důvodem byla skutečnost, že zde delší absence zaznamenána být nemohla, neboť v roce 2005 byla lokalita pokosena dříve než mohla být provedena demografická pozorování.

U druhu *G. imbricatus* byl prokázán rozdíl v pravděpodobnosti dormance u rostlin které rok předtím kvetly oproti rostlinám, které byly v předchozím roce ve sterilním stavu (p -hodnota $< 0,001$ pro rok 2005, p -hodnota = 0.006 pro rok 2006). Kvetoucí rostliny přecházely do dormance častěji v obou sledovaných přechodech, ačkoliv v roce 2006 byl test průkazný poue okrajově. U druhu *Gladiolus palustris* nebyl takový rozdíl v pravděpodobnosti přechodu do dormance prokázán ani v jednom ze sledovaných let.

Celkově za dobu trvání studie byla zaznamenána absence nadzemních částí u 55 % označených rostlin *G. imbricatus* a 33 % rostlin *G. palustris*. Podíl potenciálně dormantních jedinců na jednotlivých lokalitách zachycuje graf č.22.

Graf č.22: Podíl označených rostlin, které v průběhu výzkumu potenciálně prošly dormancí na jednotlivých lokalitách. Šedě – byla zaznamenána absence nad zemí, černě – nebyla zaznamenána absence nad zemí.



3.2.6. Mortalita na lokalitách

Mortalita dospělých jedinců byla pozorována v podobě herbivorie hlíz. Herbivorem je patrně nějaký druh hlodavce či jiný malý savec. V místě před štítkem, kde byla dříve

pozorována rostlina *Gladiolu* zůstala díra o průměru několika centimetrů a hloubce přibližně 10 – 15 cm. Na dně byly často ještě pozůstatky šupin z obalu hlízy příp. prázdná slupka, často byly přítomny také ještě stonky rozstříhané na přibližně 5 – 15 cm dlouhé kousky. Herbivorie byla pozorována na lokalitách MI, AN, KK a KN, a to zejména v sezóně 2005. Podíl takto odumřelých rostlin tvořil 39 % na lokalitě AN, 60 % na lokalitě MI, 5 % na lokalitě KK a 18 % na lokalitě KN.

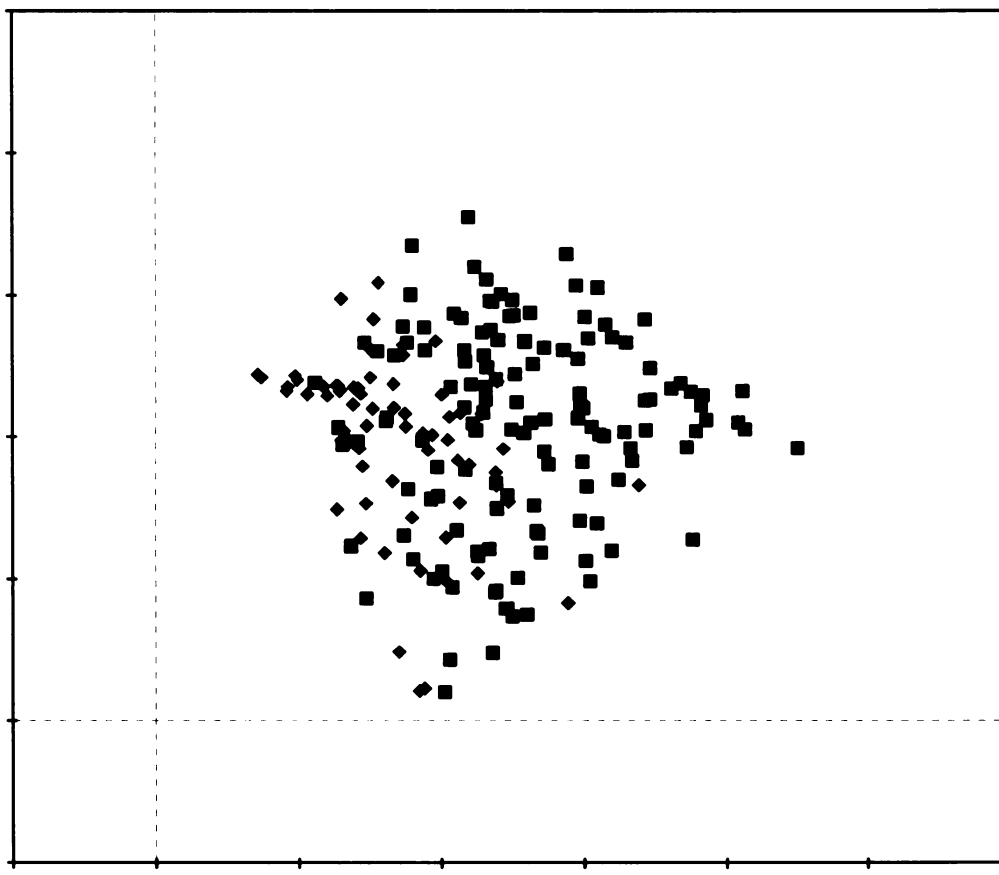
Na ostatních lokalitách byla mortalita zahrnuta ve stádiu semenáčku na základě pozorování jejich přežívání ve výsevových ploškách nebo v rámci hypotézy Smrt v případě dvou a tříleté absence nadzemních částí rostliny.

3.3 Stanovištní nároky sledovaných druhů

3.3.1 Druhové složení

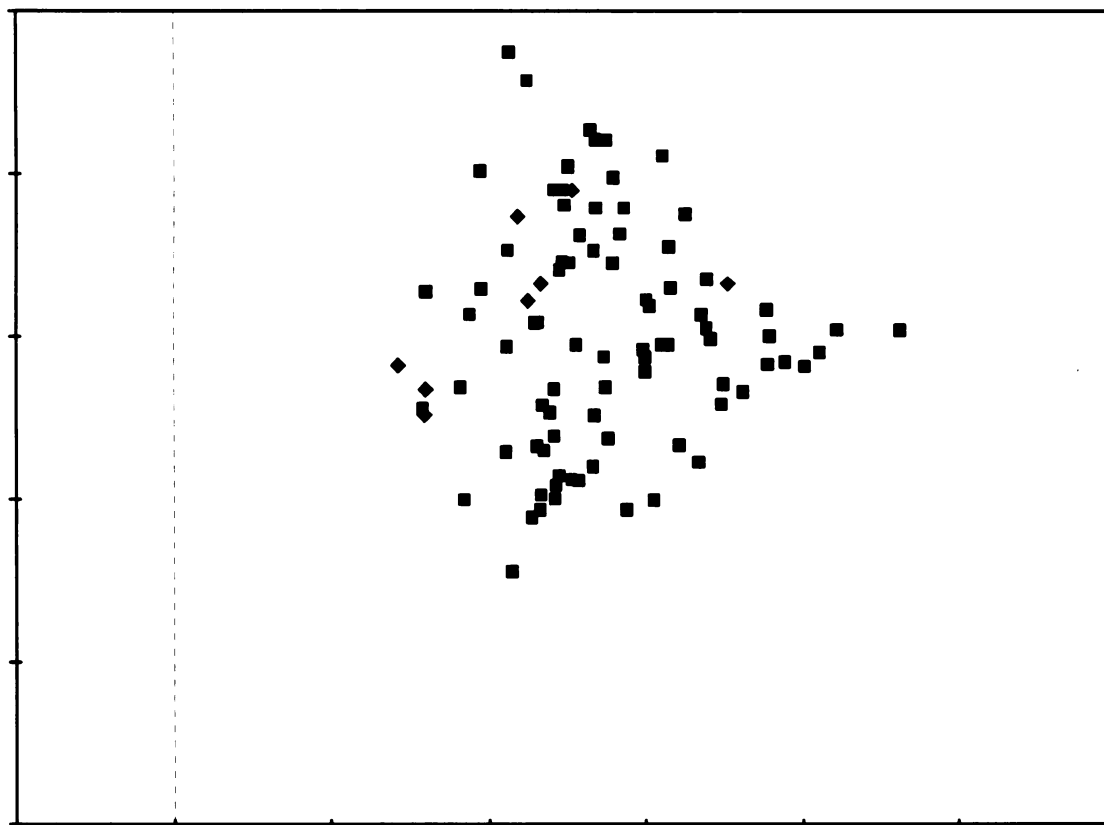
DCA analýza databáze snímků určila délku gradientu na > 5 , proto byly použity analýzy typu DCA a CCA.

Graf č. 23: DCA analýza kompletní databáze fytoecologických snímků, snímky s druhem *Gladiolus palustris* jsou označeny zelenými symboly, snímky s druhem *Gladiolus imbricatus* modrými symboly a snímky bez výskytu rodu *Gladiolus* jsou označeny černými body. První a druhá ordinační osa vysvětlily 5,9 % celkové variability.



DCA analýza všech získaných snímků vysvětlila na první ordinační ose 3,6 % celkové variability, společně s druhou ordinační osou pak 5,9 % celkové variability. Graf č.23 zobrazuje rozmístění všech snímků s barevným odlišením snímků se sledovanými druhy rodu *Gladiolus* na pozadí snímků společenstev *Molinion* a *Polygono-Trisetion* bez sledovaných druhů. Z grafu je patrné, že se sledované druhy vyskytují v celé škále typů vybraných společenstev. Druh *Gladiolus palustris* je ovšem soustředěn pouze do menší oblasti grafu, což naznačuje jeho užší míru výskytu.

Graf č. 24: DCA analýza fytoocenologických snímků z území České republiky, snímky s druhem *Gladiolus palustris* jsou označeny zelenými symboly, snímky s druhem *Gladiolus imbricatus* modrými symboly a snímky bez výskytu rodu *Gladiolus* jsou označeny černými body. První a druhá ordinační osa vysvětlily 7 % celkové variability.



DCA analýza provedená pouze u snímků z České republiky (viz graf č.24) ukazuje, že snímky s *G. palustris* jsou roztroušené mezi snímky *G. Imbricatus* v horní a levé části. Chybí v pravé a dolní části grafu, ani v rámci České republiky se tedy sledované druhy nevyskytují ve stejné šíři spektra daných společenstev. nejsou seskupené pouze v určité omezené části.

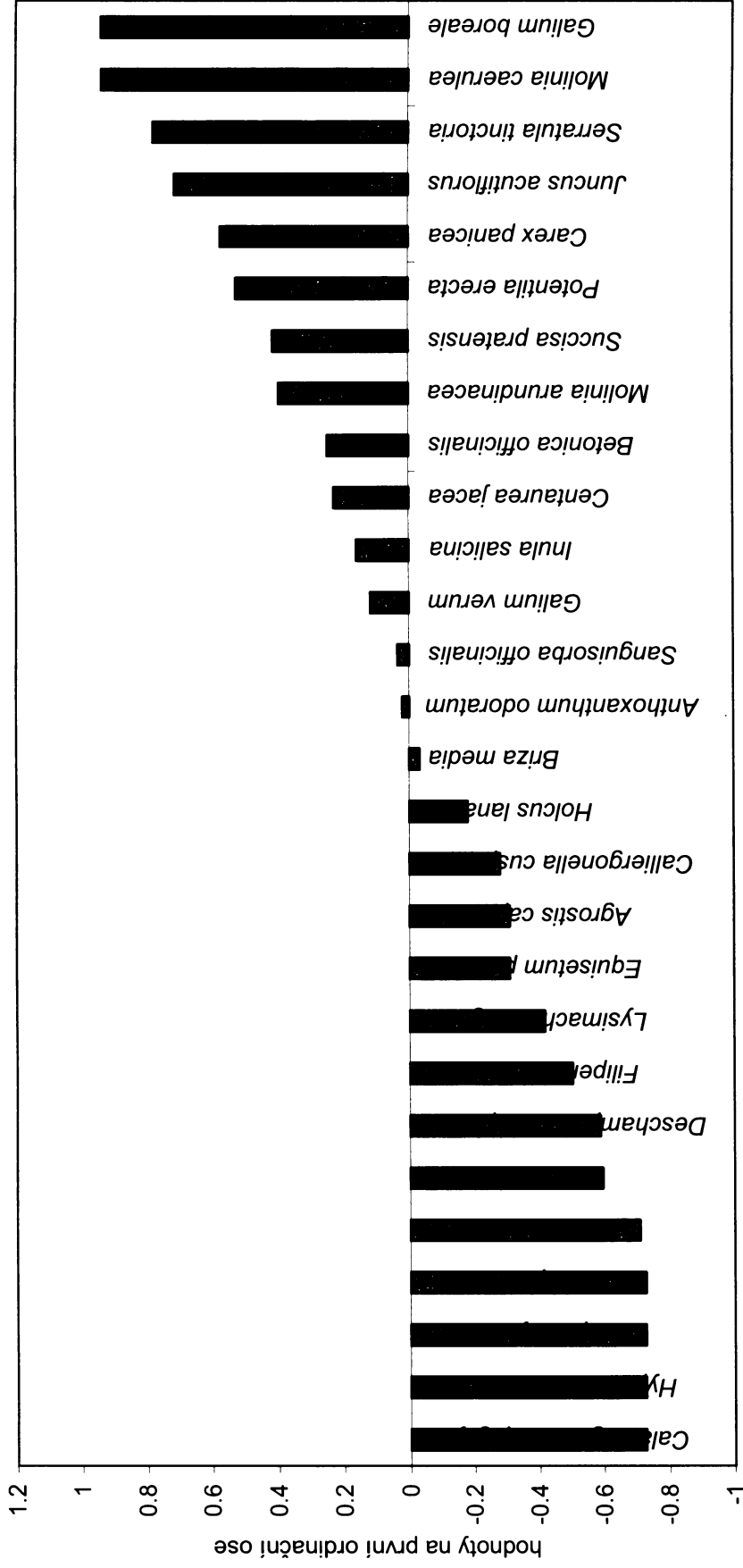
Analýza CCA druhového složení lokalit s výskytem rodu *Gladiolus* s proměnnou prostředí druh *Gladiolus palustris* nebo *Gladiolus imbricatus* byla průkazná (p hodnota = 0,002), viz graf č.25. První ordinační osa vysvětlila 2,7 % celkové variability. Mezi

druhy, odlišujícími lokality *Gladiolus imbricatus* je např. i *Calamagrostis epigejos*, jež může indikovat degradaci lokality a je rovněž silným kompetitorem vytvářejícím souvislé porosty. Naopak mezi druhy odlišujícími lokality *Gladiolus palustris* jsou spíše zástupci druhově bohatých luk svazu *Molinion*.

Průkazná byla rovněž analýza s proměnnou prostředí přítomnost rodu *Gladiolus* využívající i snímky bez *Gladiolu* (p-hodnota = 0,002), viz graf č.26.

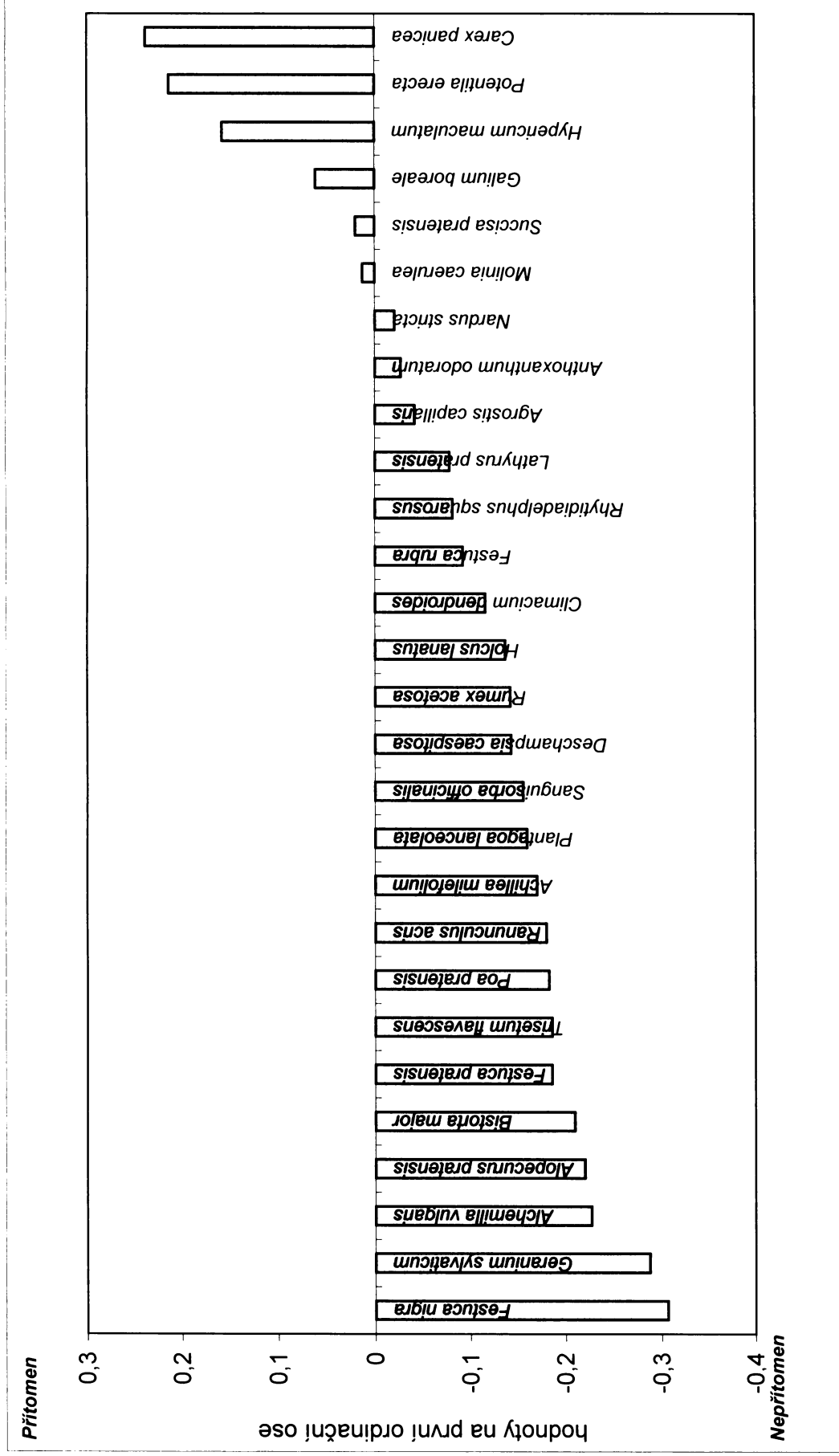
Porovnány byly rovněž snímky s ohledem na zemi původu. Zde byla analýza provedena zvlášť pro oba druhy, neboť se v některých zemích nevyskytují současně. V obou případech byla ovšem analýza průkazná, (p-hodnota = 0,002).

Gladiolus palustris



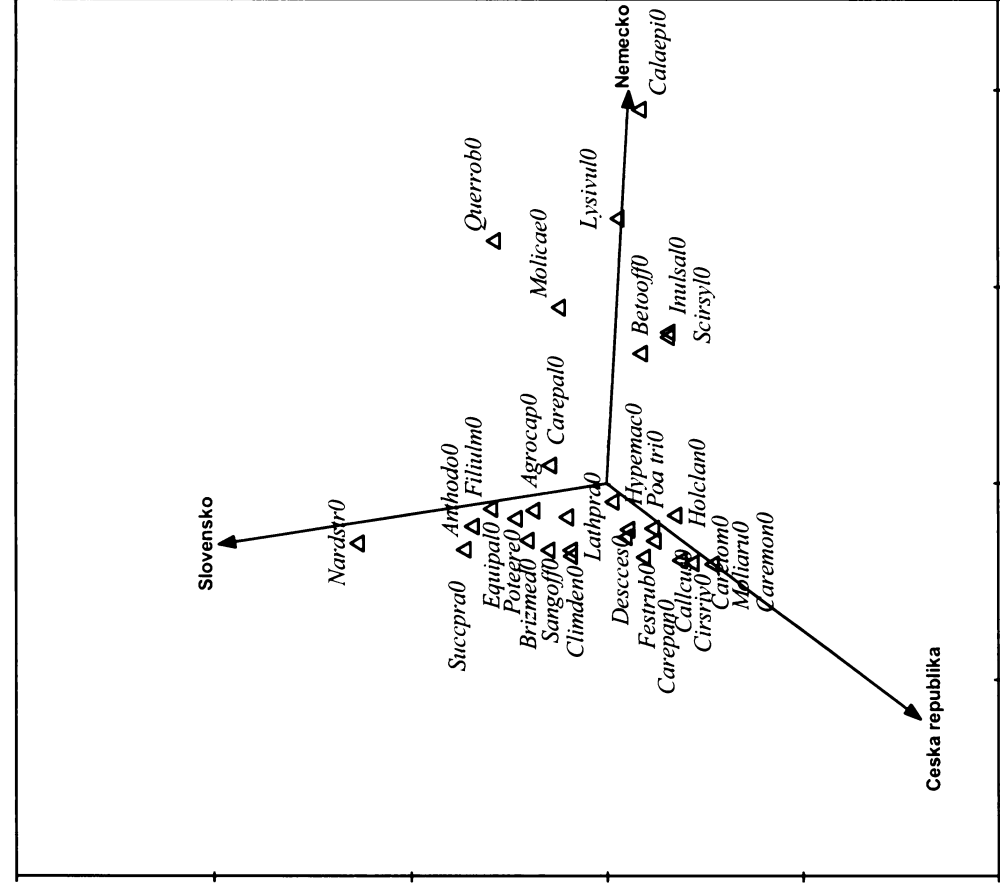
Gladiolus imbricatus

Graf č.25: CCA analýza druhového složení snímků s výskytem rodu *Gladiolus* s proměnnou prostředí druh *Gladiolus palustris* versus *Gladiolus imbricatus*. Do grafu jsou vyneseny souřadnice na první ordinační ose. První ordinační osa vysvětlila 2,7 % celkové variability.

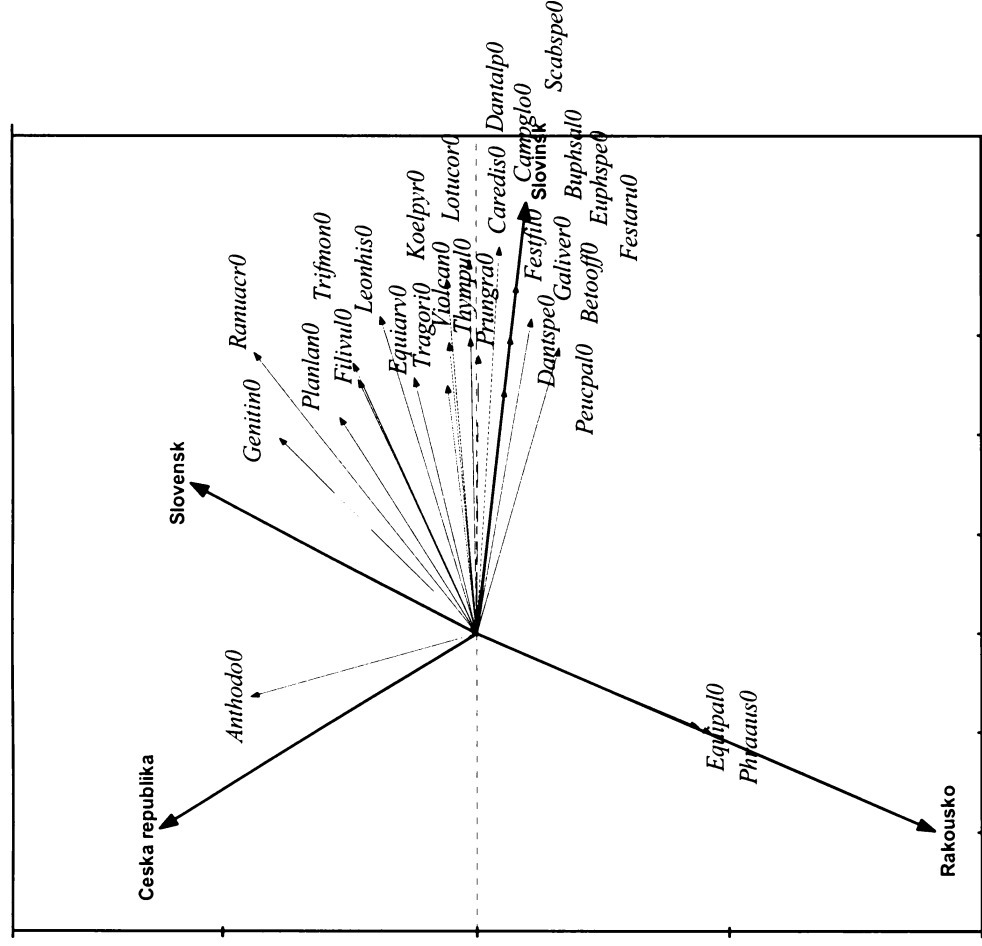


Graf č. 26: CCA analýza kompletní databáze fytoecologických snímků, proměnná – přítomnost rodu *Gladiolus*. První ordinační osa vysvětlila 0,5 % celkové variability.

Graf č. 27: CCA analýza fytoecologických snímků s přítomností rodu *Gladiolus imbricatus*, proměnná prostředí země původu snímku. Obě dvě kanonické osy vysvětlily 5,2 % celkové variability.



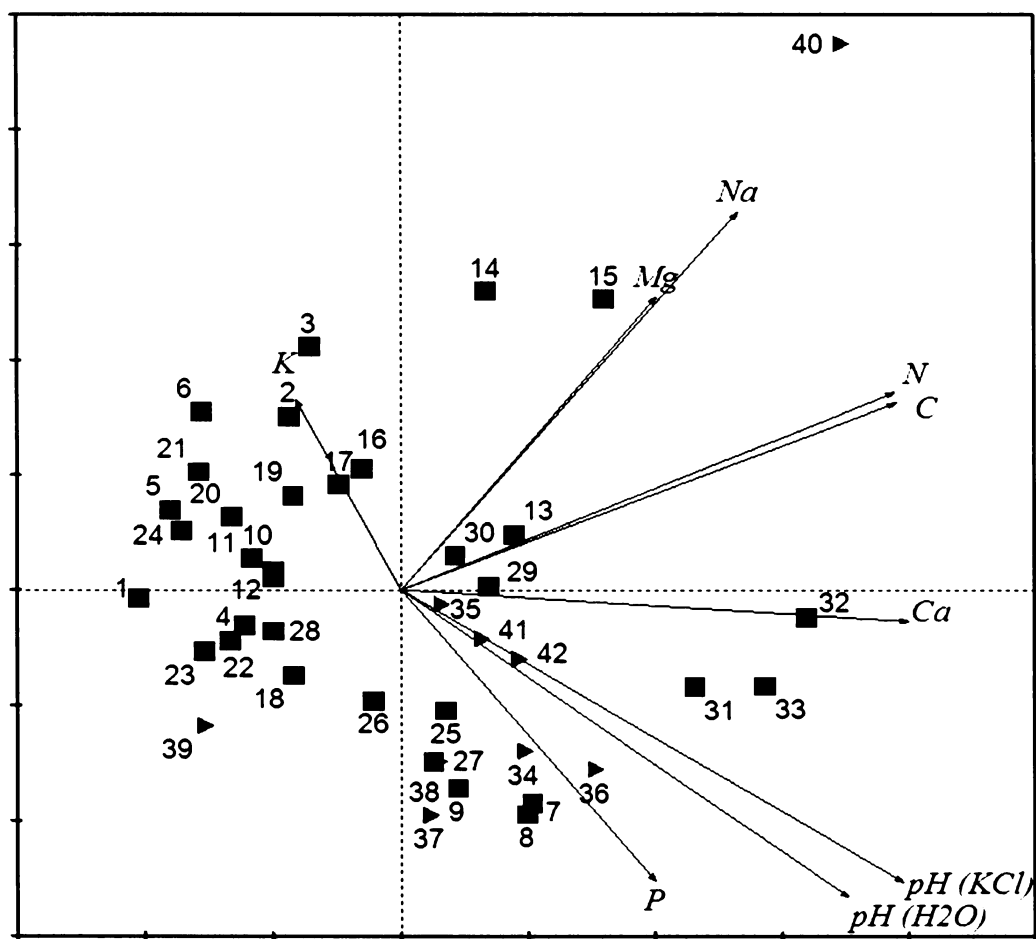
Graf č. 28: RDA analýza fytoecologických snímků s přítomností rodu *Gladiolus palustris* – proměnná prostředí země původu snímku. Všechny tři kanonické osy vysvětlily 11,9 % celkové variability.



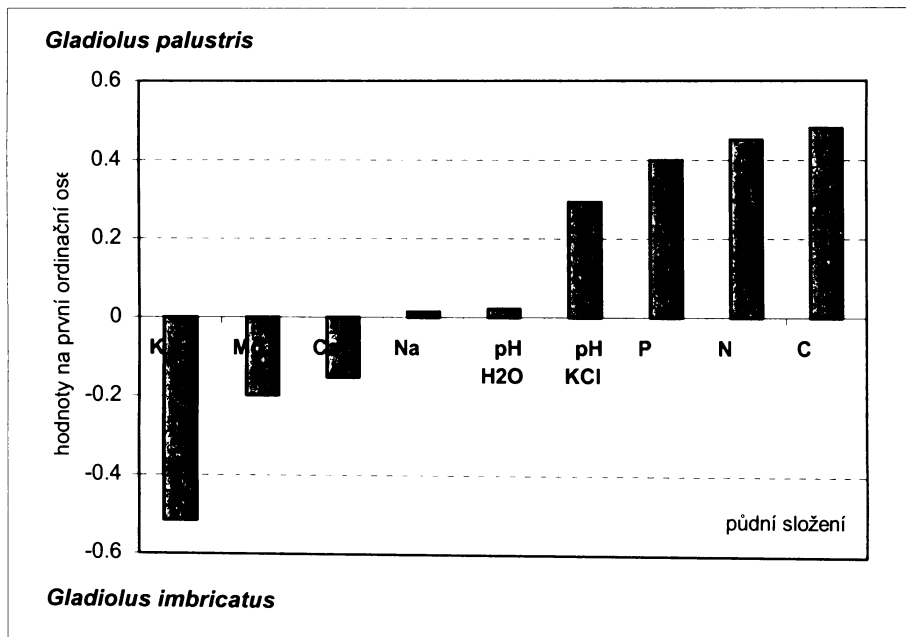
3.3.2 Půdní rozbor

DCA analýza určila délku gradientu na 0,513, byly proto aplikovány lineární mnohorozměrné metody. První ordinační osa PCA analýzy vysvětlila 40,2 % celkové variability. Přímá RDA analýza s proměnnou druh rodu *Gladiolus*, vysvětlila 11,2 % celkové variability, p-hodnota: 0,09 – tedy na hranici průkaznosti. Analýzy získaných dat naznačují, že lokality druhu *G. palustris* jsou bohatší na živiny a kyselejší, lokality *G. imbricatus* spíše živinami chudé s vyšším pH. Výsledek analýzy zachycují grafy č.29 a 30.

Graf č.29: PCA analýza vzorků půdy ze sledovaných lokalit druhů *G. palustris* a *G. imbricatus*. Modré čtverce – *Gladiolus imbricatus*, červené trojúhelníky *Gladiolus palustris*.



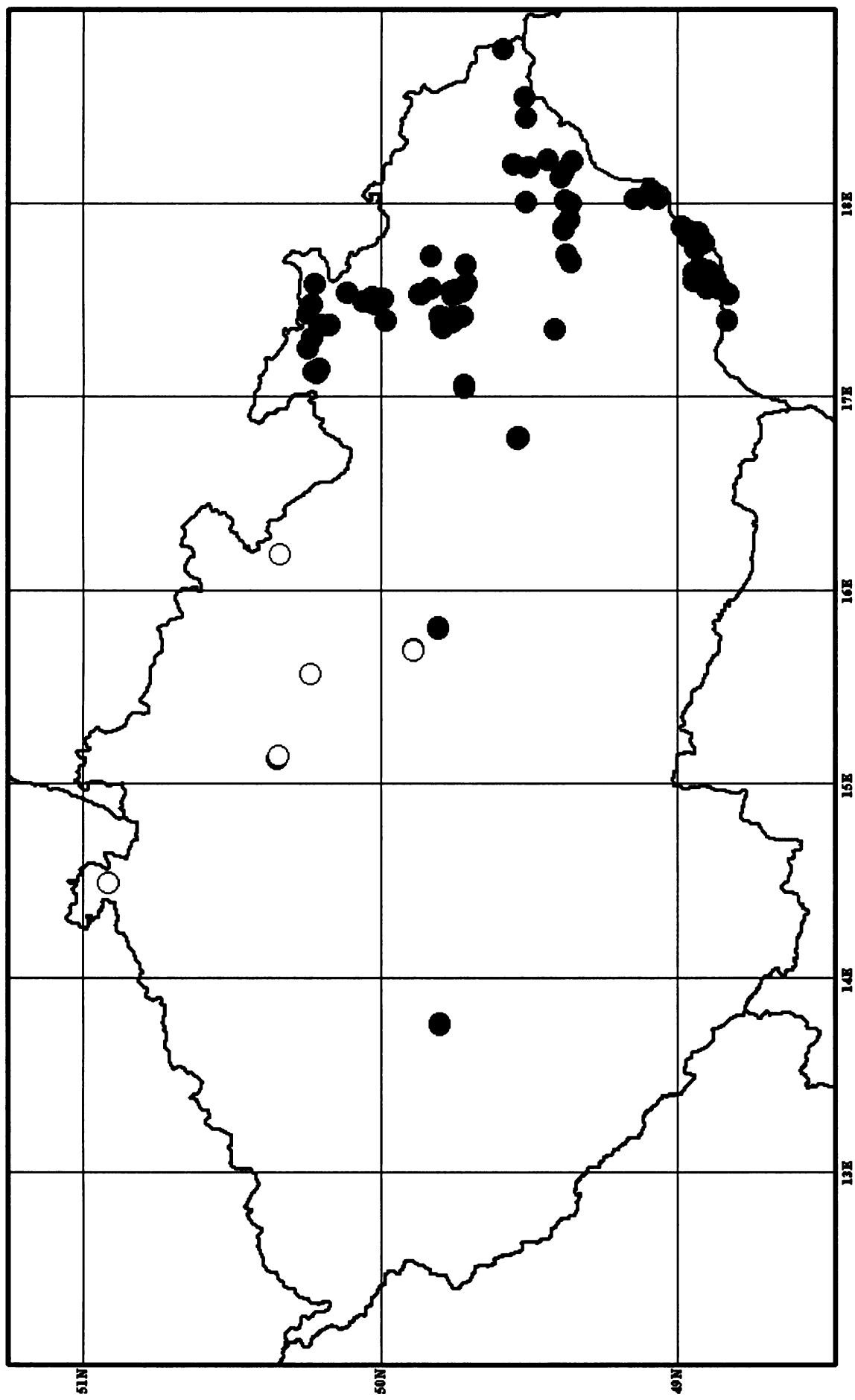
Graf č.30: RDA analýza vzorků půdy lokality sledovaných druhů. Do grafu vyneseny souřadnice na první ordinační ose. První ordinační osa vysvětlila 11,2 % celkové variability. Analýza byla okrajově průkazná (p-hodnota = 0,09)



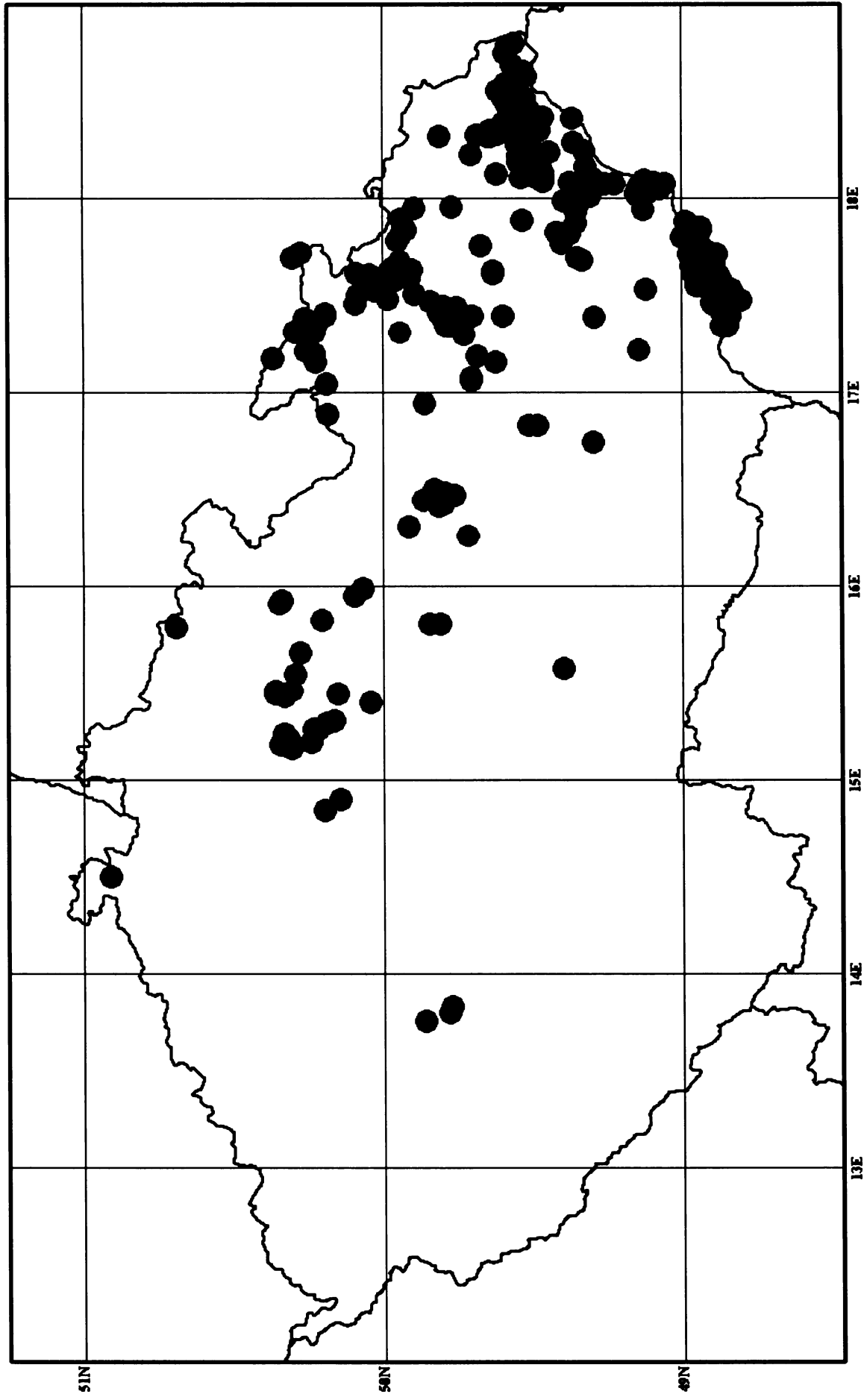
3.4 Současné a historické rozšíření sledovaných druhů na území ČR

Z nasbíraných dat byly vyhotoveny mapy rozšíření 1850 – 1990 a po roce 1991. Z map (obr. č. 7,8,9 a 10) je patrný značný úbytek lokalit obou druhů – zjm. v oblasti Čech – především v Polabí.

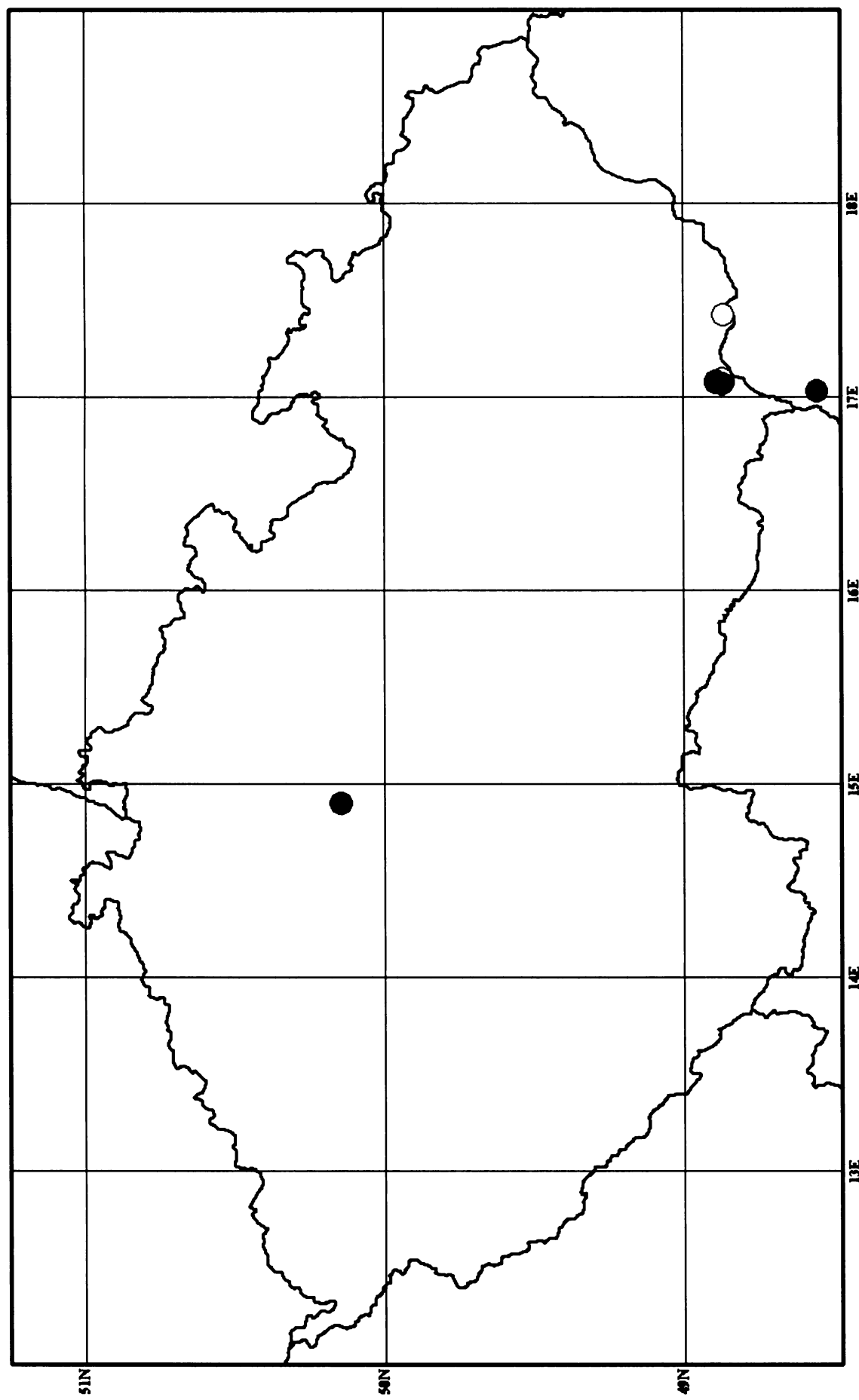
Celkem bylo získáno na 1000 údajů, dle kterých byly identifikovány 3 recentní lokality *G. palustris*, 82 recentních lokalit *G. imbricatus* a 27 historických lokalit *G. palustris*, 267 historických lokalit *G. imbricatus*. Vzhledem k různé míře přesnosti získaných údajů, byly všechny údaje o populaci v blízkosti určité obce považovány za jednu lokalitu.



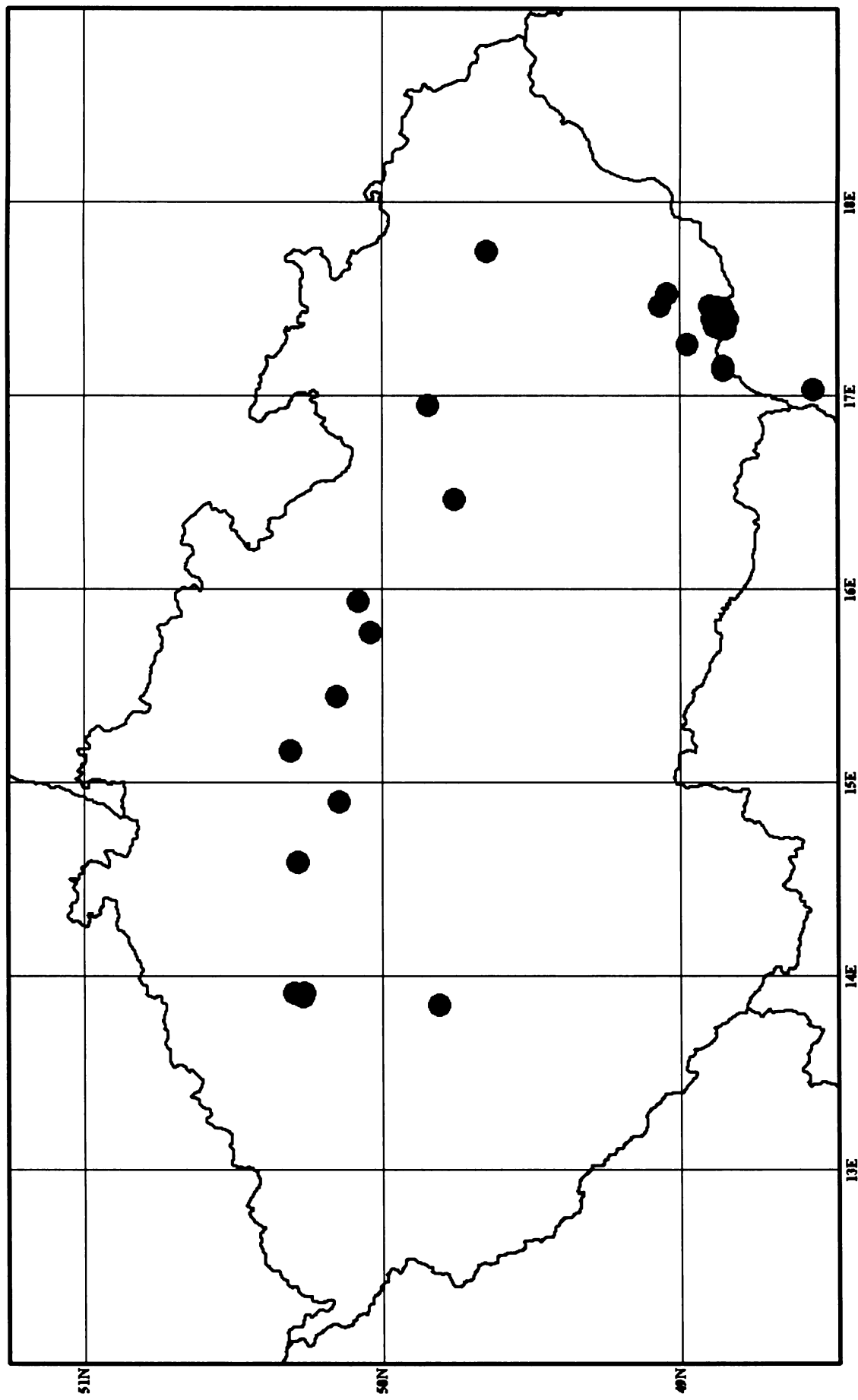
Obr. č.7: Současné rozšíření *Gladiolus imbricatus* - Mapa lokalit *Gladiolus imbricatus* po roce 1991. Žluté symboly – lokality monitorované pro AOPK, použité pro analýzu fytoecologických snímků zkoumaných lokalit, zelené symboly – lokality použité pro studium populační dynamiky, červené symboly – ostatní lokality *Gladiolus imbricatus*.



Obr. č.8: Historické rozšíření *Gladiolus imbricatus* - Mapa lokalit *Gladiolus imbricatus* dle dat z období 1850 - 1991.



Obr. č.9: Současné rozšíření *Gladiolus palustris* - Mapa lokalit *Gladiolus palustris* po roce 1991. Žluté symboly – lokality monitorované pro AOPK, použité pro analýzu fytoocenologických snímků zkoumaných lokalit, zelené symboly – lokality použité pro studium populační dynamiky, červené symboly – ostatní lokality *Gladiolus palustris*.



Obr. č.10: Historické rozšíření *Gladiolus palustris* - Mapa lokalit *Gladiolus palustris* dle dat z období 1850 - 1990.

4. DISKUSE

4.1 Populační dynamika sledovaných populací, současný stav a predikce budoucího vývoje

Hodnocení stavu populací a jejich budoucího vývoje ovlivňuje volba hypotézy – zda považovat dvouletou absenci nadzemních částí rostliny za dormanci či smrt. S podobným problémem se potýkala řada dalších výzkumů, jež se zaměřovala na dormantní rostliny, zjm. orchideje (WILLEMS 1982, HUTCHINGS 1987a,b, SIEG & KING 1995, SHEFFERSON et al. 2001, KÉRY & GREGG 2003, KÉRY & GREGG 2004, MILLER et al. 2004) - u dlouhodobých sledování přesahujících pět let (např. HUTCHINGS 1987a,b, SIEG & KING 1995) byly za mrtvé považovány rostliny, které se neobjevily nad zemí po tři po sobě následující sezóny. Vzhledem k omezenému rozsahu tohoto výzkumu však bylo možné zaznamenat nanejvýš dvouletou absenci nadzemních částí, přičemž dvouletá dormance je mezi geofyty poměrně rozšířena (WILLEMS 1982, HUTCHINGS 1987a,b, SIEG & KING 1995, SHEFFERSON et al. 2001, KÉRY & GREGG 2003, KÉRY & GREGG 2004, MILLER et al. 2004). Skutečný poměr mrtvých a dormantních rostlin proto nelze určit bez využití destruktivních metod, které jsou vzhledem k statutu obou druhů vyloučeny. Více v této otázce může ukázat pokračující studium daných druhů v rámci dizertační práce Franka Richtera.

Největší rozdíly mezi hypotézami Dormance a Smrt byly zaznamenány při stanovování růstové rychlosti populace pro oba sledované přechody zvlášť. V případě první hypotézy žádná z populací nejeví klesající trend, naopak v případě druhé dosahuje na třech lokalitách růstová rychlost hodnoty nižší než jedna i v rámci celého konfidenčního intervalu. Rozdíl mezi oběma hypotézami se ovšem snížil při využití stochastického modelování. Důvodem je patrně fakt, že se poté vstupní data pro obě hypotézy lišily v podstatě pouze z poloviny, neboť přechodová matice pro roky 2004/2005 byla v obou případech stejná – v roce 2004 ještě nemohly být označeni dormantní jedinci. Matice prvního přechodu indikuje výrazně nižší růstovou rychlost díky vysoké mortalitě v roce 2005 a její zakomponování proto rozdíl obou analýz snižuje.

Stejným způsobem lze vysvětlit i podobný výsledek analýzy predikce extinkce pro obě hypotézy. Shodně predikují prudký pokles populací na čtyřech lokalitách (ST, KA, KN a MI) a pouze mírný v ostatních případech s výjimkou lokality AN, kde je predikován téměř exponenciální růst a pravděpodobnost extinkce je nulová.

Nízká růstová rychlost spojená s vysokou pravděpodobností extinkce ovšem nebyla způsobena pouze vysokou mortalitou v roce 2005, která se týkala především lokalit MI a AN postižených herbivorií, ovšem rovněž absencí semenáčků příp. jejich nízkým (MI) až nulovým přežíváním (ST). Zde je možné zaznamenat zásadní odlišnost mezi populacemi obou druhů. Jak je patrné z grafů 16 a 17 zatímco lokality druhu *G. palustris* mají nenulovou pravděpodobnost extinkce a růstovou rychlost blízkou jedné i při nulovém klíčení a přežívání semenáčků, u populací druhu *G. imbricatus* je pravděpodobnost extinkce za daných podmínek stoprocentní. Ačkoliv je nutné zohlednit i možnost přehlédnutí semenáčku (KÉRY & GREGG 2003), fenologického posunu či vysetí nedozrálých semen, další možností je existence „klíčících roků“ či velmi nízká pravděpodobnost klíčení, příp. vysoká mortalita semen v zemi (jako např. u rodu *Calochortus*, FIEDLER 1987). Celková sterilita rostlin může být vyloučena vzhledem k tomu, že v laboratorních podmínkách semena klíčila. Absence semenáčků však byla zaznamenána i u lokalit *G. imbricatus* KA a KN. V prvním případě šlo o nejméně přehlednou lokalitu se značným množstvím nahromaděné stařiny, jež dohledávání semenáčků velmi znesnadňovala, v případě KN je možnost vysvětlení přehlédnutím ovšem velmi nízká díky řídkému nízkému porostu.

Při srovnání růstových rychlostí obou sledovaných druhů je zřejmé, že hojnější *Gladiolus imbricatus* má na sledovaných lokalitách nestabilní populace směřující buď k relativně výraznému růstu či naopak ubývání jedinců. Na rozdíl od něj, sledované populace *Gladiolus palustris* vykazují růstovou rychlost blízkou jedné. Odlišnost v chování populací z hlediska růstové rychlosti by mohla vysvětlit různá délka historie sledovaných lokalit. Lokality *G. palustris* VE a DU jsou doloženy již z poloviny 19. stol. Naproti tomu vybrané lokality *G. imbricatus* mají dohledatelnou historii kratší. Lokality AN a MI byly objeveny až v roce 2003, obě populace na Krahulčí jsou známy z roku 1996 (RYBKA in pers), KA byl objeven při mapování NATURA 2000 v roce 2002 a studovaná populace na lokalitě ST je uváděna z roku 1993 (HADAČ et al. 1994). Je zde tedy možnost, že na rozdíl od populací *G. palustris*, populace *G. imbricatus* jsou mladé, a proto jeví známky nestability. Vzhledem k útržkovitosti a nepřesnosti literárních a dalších údajů o lokalitách je však třeba brát možnost vlivu různého stáří lokalit s odstupem, neboť jej nelze věrohodně prokázat.

Dalším aspektem analýz růstové rychlosti jsou poměrně široké konfidenční intervaly u většiny lokalit. Důvodem jsou patrně nízké počty rostlin v některých přechodech. Tento nepoměr byl způsoben především masivním přechodem rostlin do dormance (smrti) v roce 2005 – zastoupení stádií se tak v průběhu výzkumu výrazně posunulo ke stavu s

nejvyšším zastoupením potenciálně dormantních jedinců. Nárůst počtu dormantních jedinců je zčásti logickým důsledkem toho, že mohly být identifikováni až v dalších sezónách. Průkazně se ovšem změnil rovněž podíl kvetoucích a nekvetoucích rostlin při vynechání dormantních jedinců. Snížený počet kvetoucích rostlin a vysoký podíl rostlin potenciálně dormantních nebo uhynulých u *G. imbricatus* by mohly naznačovat nepříznivost podmínek prostředí v minulých letech. Dormance nastupuje u rostlin se zpožděním po nastoupení nepříznivých podmínek, přičemž délka zpoždění se u různých druhů liší (GEBER et al. 1997).

4.2 Kritická fáze životního cyklu

Z analýzy elasticity vyplývají jako nejdůležitější fáze přechody týkající se přežívání a růstu, reprodukce dosahuje v porovnání s nimi nejnižších hodnot. Vynesení získaných hodnot elasticity do GLF trojúhelníku podle Silvertown et al. (1993) staví oba druhy do blízkosti L osy v oblasti, kde se objevují jak vytrvalé rostliny otevřených či lesních biotopů tak dřeviny a keře. Nejvyšší hodnoty elasticity nabývají u obou druhů přechody spojené s přežíváním a to zejména ve smyslu setrvání ve stádiu kvetoucího jedince, který se jeví pro celý cyklus jako klíčový.

Význam kvetoucího stádia pro druh *G. palustris* lze rovněž demonstrovat v rámci analýzy pravděpodobnosti extinkce, při změně vektoru primárního složení populace – vybraný vektor představuje nižší zastoupení kvetoucích jedinců na lokalitě VE a vyšší na lokalitě DU, což je patrně důvod vyšší pravděpodobnosti extinkce na lokalitě VE a nižší na lokalitě DU v této variantě analýzy.

Důležitost reprodukce ovšem rovněž nelze přehlížet. Hodnoty přechodů zahrnující vzházení a přežívání semenáčků mohou být podhodnocené zvláště u lokalit, kde nebyly pozorovány vůbec. Pokud je klíčení soustředěno do víceletých intervalů, výzkum jeho důležitost nemohl postihnout. O jeho významu ovšem svědčí závislost pravděpodobnosti extinkce, jež s rostoucím klíčením a přežíváním semenáčků prudce klesá. Navíc, jak diskutují de KROON et al. (2000), analýzu elasticity nelze při plánování managementu daného druhu vykládat pouze s ohledem na přechod s nejvyšší hodnotou elasticity, ale rovněž s ohledem na fáze životního cyklu, jež jsme schopni ovlivnit, resp. kde jsme schopni docílit výraznější změny. Vysoké hodnoty elasticity pro přežívání a stázi hovoří také o spíše stárnoucím charakteru populací (OOSTERMEIER et al. 1996).

4.3. Dormance

Výzkum potvrdil domněnku, že jsou sledované druhy schopny dormance. Vzhledem k délce výzkumu mohla být s jistotou detekována pouze jednoletá dormance. Roční podíl rostlin, přecházejících do dormantního stavu je mezi geofyty velmi proměnlivý, u dohledaných studií dosahuje rozpětí 18 – 80 % (viz tab. č. 9). Zjištěný roční podíl dormantních jedinců v rámci hypotézy Dormance u *G. palustris* (22 %) se tak pohybuje u spodní hranice tohoto rozpětí, *G. imbricatus* s hodnotou 45 % se blíží jeho středu.

Tabulka č.9: Přehled sledovaných parametrů u dalších druhů geofytů.

Druh	Podíl dormantních jedinců	Roční podíl dormantních jedinců	Podíl jedinců s delší než dvouletou dormancí	Zdroj
<i>Calochortus lyallii</i>	21 %	18 %	< 1 %	Miller et al. (2004)
<i>Calochortus macrocarpus</i>	27 %	26 %	< 1 %	Miller et al. (2004)
<i>Calochortus obispoensis</i>	~ 0	~ 0	-	Fiedler (1987)
<i>Calochortus tiburonensis</i>	~ 0	~ 0	-	Fiedler (1987)
<i>Calochortus pulchellus</i>	~ 0	~ 0	-	Fiedler (1987)
<i>Calochortus albus</i>	~ 0	~ 0	-	Fiedler (1987)
<i>Cypripedium reginae</i>	19,95 %	7,05 %	11 %	Kéry & Gragg (2004)
<i>Ophrys sphegodes</i>			< 10 %	Hutchings (1987)
<i>Gladiolus palustris</i>		22 %		Vlastní pozorování
<i>Gladiolus imbricatus</i>		45 %		Vlastní pozorování
<i>Cypripedium calceolus ssp. parviflorum</i>	51,25 %	32 %	4 %	Shefferson et al. (2001)
<i>Platanthera praeclara</i>	98,75	80 %		King & Sieg (1995)
<i>Neotinea ustulata</i>		54,3 %		Shefferson & Kadritali (2007)

Ve studiích geofytů se objevuje nejčastěji jedno až dvouletá dormance, víceletá dormance je spíše výjimečná (WILLEMS 1982, HUTCHINGS 1987a,b, SIEG & KING 1995, SHEFFERSON et al. 2001, KÉRY & GREGG 2003, KÉRY & GREGG 2004, MILLER et al. 2004), ačkoliv byla potvrzena i dormance trvající 30 let (TAMM 1972).

Dlouhodobá dormance je ovšem nepravděpodobná i z hlediska „provozních nákladů“ pro rostlinu. Jelikož v dormantním stadiu rostlina nemůže fotosyntetizovat, dormance se stává poměrně nákladnou a pro rostlinu by bylo nevýhodné v ní setrvávat déle než je nezbytně nutné pro překonání nepříznivých podmínek.

Přechod do dormance u geofytů může reflektovat nepříznivé podmínky minulých let (GEBER et al. 1997) nebo vyčerpání rostlin (HUTCHINGS 1987). Ve studiích dormance existují případy trade-off mezi přežíváním a dormancí (SHEFFERSON et al. 2003, KÉRY & GREGG 2006, SHEFFERSON & KADRITALI 2007), ačkoliv tu jsou rovněž studie, jež takový trade-off nepotvrzují (SHEFFERSON et al. 2006). Tento výzkum je příliš krátký na činění závěrů ohledně mortality dospělých jedinců, jež není možné jasně vymezit vzhledem k neznámému poměru dormantních a uhynulých jedinců. Skutečností ovšem je, že dormantní jedinci mají u obou druhů nejvyšší pravděpodobnost u setrvání pod zemí - u druhu *G. palustris* je to 74 %, u druhu *G. imbricatus* 84 %. Pravděpodobnost probuzení z dormance je tedy poměrně nízká – v rámci sledovaného období. Dosavadní pozorování v sezóně 2007 ovšem naznačují, že dormance zde funguje spíše jako filtr nepříznivých podmínek, neboť byl zaznamenán opětovný vzestup podílu kvetoucích jedinců.

4.4 Stanovištní nároky sledovaných druhů

Užší rozšíření *G. palustris* se neomezuje pouze místně, ale rovněž v rámci společenstev, ve kterých se vyskytuje. To spolu samozřejmě logicky souvisí. Otázkou ovšem je, zda je užší rozšíření způsobeno spíše omezenou schopností se šířit, jak naznačují hodnoty sledovaných znaků spojených s reprodukcí, nebo rovněž omezenou schopností kompetice. Nižší schopnost kompetice vzácného druhu byla doložena i u řady dalších vzácných druhů (POOT & LAMBERS 2003, MILLER & WERNER 1987, MITCHLEY & GRUBB 1986).

Analýza fytoocenologických snímků naznačuje, že *Gladiolus palustris* je více vázaný na druhově bohaté louky svazu *Molinion*, kdežto *Gladiolus imbricatus* je schopen existovat na širší škále společenstev i zčásti degradovaných. Tuto skutečnost lze demonstrovat i na lokalitách v České republice, např. na lokalitě u Zbyhněvic, kde jde o louku téměř zcela porostlou *Calamagrostis epigejos*, byla nalezena populace čítající několik desítek jedinců *Gladiolus imbricatus*, ovšem povětšinou v sterilním stavu. Zvláště ze zkušeností s lokalitami na území Čech lze říci, že *Gladiolus imbricatus* se sice může vyskytovat v silně degradovaných porostech ale také v nižším počtu jedinců.

4.5 Historický a současný výskyt sledovaných druhů

Kompletace seznamu historických a recentních lokalit je zajisté zatížena značnou chybou ve smyslu nepřesnosti literárních údajů i “děr” – lokality nebyly sledovány kontinuálně, příp. se k nim taková dokumentace nezachovala, či nebyla pořizována. I z těchto důvodů byla nakonec sestavena mapa lokalit pouze pro historii a současné rozšíření a nikoliv pro 20letá období, jak bylo původně plánováno, neboť pro takovou studii nebylo nalezeno dostatek relevantních informací. Dalším problémem bylo zaměňování obou druhů mečíků – pro některé lokality byly nalezeny odkazy střídavě na jeden či druhý druh. Nicméně i když vezmeme v úvahu možné nepřesnosti vyhotoveného seznamu, faktem zůstává, že počet lokalit obou sledovaných druhů zaznamenal v posledních 150 letech výrazný úbytek zjm. v oblasti Čech. Důvody lze hledat ve změnách managementu lokalit, zásazích do vodního režimu lokality či chemické kontaminaci hnojiv ze zemědělských ploch (NOWOTNY G. & TRÖSTER B. 2002, ČEŘOVSKÝ J. & GRULICH V. 1999).

4.6 Závěr

Propojením všech pozorovaných odlišností výzkum naznačuje odlišnou životní strategii sledovaných druhů. *G. imbricatus* s na většině lokalit nestabilními populacemi buď rostoucími či klesajícími a vyšší investicí do pohlavní reprodukce tak odpovídá spíše krátkověkému druhu s lepšími schopnostmi šíření. U *G. palustris* výsledky naznačují, že by mohlo jít o druh s větší délkou života investující zjm. do přežívání a s pohlavní reprodukci, resp. klíčením soustředěným do delších časových intervalů.

Vyšší produkce semen spojená s vyšší frekvencí klíčení by mohla rovněž odpovídat za lepší kompetiční schopnosti *G. imbricatus*, jež naznačuje analýza stanovištních podmínek a rovněž je dobrým předpokladem pro úspěšné šíření druhu.

Při diskutování rozdílů obou druhů založených na pozorování sledovaných populací je ovšem důležité si uvědomit, že pro studium bylo k dispozici více populací *G. imbricatus* a pouze jediné tři druhu *G. palustris*.

V dalším výzkumu bude zajímavé analyzovat genetickou strukturu populací, jež hraje v ochraně druhů důležitou roli a molekulární metody rovněž pomáhají odhalit inbreeding depression a řadu dalších důležitých faktorů ovlivňujících životaschopnost druhu jako vyvíjející se jednotky schopné reagovat na změnu v podmínkách prostředí. Genetické pozadí je důležité také pro vhodnou volbu managementu.

V rámci dizertační práce Franka Richtera již bude získána datová série čítající 6 – 7 let, jež by měla rovněž pomoci porozumět výskytu dormance u sledovaných druhů a příp. i odhalit přítomnost klíčících roků.

4.7 Aplikace pro management

U druhu *G. imbricatus*, kde je velmi důležité klíčení a přežívání semenáčků

U druhu *G. imbricatus*, kde je velmi důležité klíčení a přežívání semenáčků, je zvláště důležité správné načasování managementu lokalit. Ze zkušenosti z výzkumu a komunikací se správami CHKO mohu říci, že lokality jsou často pokoseny před dozráním semen, což může druh do budoucna ohrozit. Potřeba managementu v podobě pravidelného kosení a odstraňování stařiny vyplývá se stavu nekosených zarůstajících mikrolokalit v Čechách, jeho absence mohla potenciálně způsobit i možné vymření lokality KA.

U druhu *G. palustris* dosavadní výzkum neprokázal nestabilitu populací, jež by vzhledem k nízkému počtu zachovalých lokalit mohla vést k extinkci druhu v rámci ČR. Výsledky nevyjadřují nutnost vytvoření akčního plánu, jež byl původně zamýšlen. Možnou úpravu managementu mohou nastínit až analýzy genetického stavu populací. V případě nízké genetické diverzity v důsledku inbreeding depression a schopnosti úspěšného opylení mezi stávajícími populacemi by mohlo být vhodné transplantovat vybrané jedince mezi lokalitami apod.

5. ABSTRACT

Comparison of population dynamics of *Gladiolus palustris* and *Gladiolus imbricatus* in the Czech Republic

The aim of my diploma thesis was to compare population dynamics of two *Gladiolus* species with contrasting distribution pattern in the Czech Republic and so to contribute to understanding the reasons for rarity of plant species.

The aims of the project were: 1) Description and comparison of population dynamics, identification of life cycle and its critical stages in both studied species, 2) Identification of habitat requirements of both studied species and 3) Elaboration of maps of existing and historical localities of both studied species in the Czech Republic.

The whole life cycle of both species was identified. Both species exhibits dormancy, but its length was not possible to identify because of short duration of the study. But as long as three season absence was recognized. Survival showed the highest values for elasticity, flowering stage was identified as the critical one for both species together with seedlings and their survival in populations where they were observed. Germination was less important in *Gladiolus palustris* species.

Finite rate of increase was lower than one at 3 – 4 of monitored populations. Comparing studied species, *Gladiolus palustris* had more stable populations, populations of *Gladiolus imbricatus* either declined or rapidly grew. The reasons could be in the age difference of populations or difference in the life span of studied species. The results suggest that *Gladiolus imbricatus* lives shorter.

The extinction probability analysis predicts extinction of all declining populations within 30 years.

All measured reproductive traits (number of flowers, number of capsules number of seeds per capsule) showed significantly higher values at *Gladiolus imbricatus*. No seedlings were observed at *Gladiolus palustris* populations. Perhaps the species does not germinate every year, the germination could be concentrated into one of several years.

Also the rest of fitness related traits (plant height, leaf length) showed significantly higher values at *Gladiolus imbricatus*.

Habitat requirements differed in terms of species composition. Difference in soil composition in studied populations was only marginally significant, but suggested that *Gladiolus palustris* requires soil richer in nutrients. *Gladiolus imbricatus* inhabits wider spectrum of *Molinion* and *Polygono-Trisetion* communities.

Number of localities of both species declined – by 70 % for *Gladiolus imbricatus* and by 89 % for *Gladiolus palustris*.

Altogether *Gladiolus imbricatus* seems to have higher competitive ability because of higher reproduction rate and dispersion ability. But its life span is possibly shorter.

Key words: *Gladiolus*, populaton dynamics, transition matrix, dormancy, critical stage of life cycle, commonness and rarity

6. REFERENCE

- BARKHAM (1980a): Population dynamics of the wild daffodil (*Narcissus pseudonarcissus*). I. Clonal growth, seed reproduction, mortality and the effects of density. *Journal of Ecology* 68: 607-633.
- BERENDSE F., OOMES M.J.M., ALTENA H.J. & ELBERSE W.TH. (1992): Experiments on the restoration of species-rich meadows in The Netherlands. *Biological Conservation* 62: 59-65.
- BEVILL M.L. & LOUDA M.S. (1999): Comparisons of related rare and common species in the study of plant rarity. *Conservation Biology* 13 (3): 493 – 498.
- BULOVÁ T. (2002): Biologie, ekologie a rozšíření *Cardamine parviflora* L., *Artemisia panicii* (Janka) Ronn. a *Gladiolus palustris* Gaud. na Moravě. Ms. [Dipl. Pr.; depon. in: Knih. Kat. Bot. Přírod. Fak. MU, Brno].
- BURKE I. C., LAUENROTH W.K., VINTON M.A.; HOOK P.B., KELLY R.H., EPSTEIN H.E., AGUIAR M.R., ROBLES M.D., AGUILERA M.O., MURPHY K.L., GILL R.A. (1998): Plant-Soil interactions in temperate grasslands. *Biogeochemistry* 42: 121 – 143.
- BYERS D.L. & MEAGHER T.R. (1997): A comparison of demographic characteristics in a rare and a common species of *Eupatorium*. *Ecological Applications* 7 (2): 519 – 530.
- CASWELL H. (1989): *Matrix population models: construction, analysis and interpretation*. Sinauer Associates. Sunderland, Massachusetts, USA.
- ČEŘOVSKÝ J. & GRULICH V. (1999): *Gladiolus palustris* Gaudin In: ČEŘOVSKÝ J., FERÁKOVÁ V., HOLUB J., MAGLOCKÝ Š. & PROCHÁZKA F.: Červená kniha ohrožených a vzácných druhů rostlin a živočichů ČR a SR. Vol. 5. Vyšší rostliny. p. 172, Příroda, Bratislava.
- van DUREN I.C., PEGTEL D.M., AERTS B.A. & INBERG J.A. (1997): Nutrient supply in undrained and drained *Calthion* meadows. *Journal of Vegetation Science* 8 (6): 829 – 838.
- FIEDLER P.L. (1987): Life history and population dynamics of rare and common mariposa lilies (*Calochortus* PURSH: Liliaceae). *Journal of Ecology* 75: 977-995.
- GEBER M.A., de KROON H. & WATSON M.A. (1997): Organ preformation in mayapple as a mechanism for historical effects on demography. *Journal of Ecology* 85: 211-223.
- GITZENDANNER M.A. & SOLTIS P.S. (2000): Patterns of genetic variation in rare and widespread plant congeners. *American Journal of Botany* 87 (6): 783 – 792.
- GOUGH M.W. & MARRS R.H. (1990): A comparison of soil fertility between semi-natural and agricultural plant communities: Implications for the creation of species-rich grassland on abandoned agricultural land. *Biol. Conserv.* 51: 83-96.

- GROOTJANS A.P., SCHIPPER P.C. & van der WINDT, H.J. (1985): Influence of drainage on N-mineralization and vegetation response in wet meadows I. *Calthion palustris* stands. Acta Oecol. Oecol. Plant. 6: 403-417.
- GRULICH V., STANOVÁ V. & DANIHELKA J. (2002): Záhorie. Botanický průvodce. - 10 pp., Česká botanická společnost, Praha.
- HUTCHINGS, M. J. (1987a): The population biology of the early spider orchid, *Ophrys sphegodes* Mill. I. A Demographic study from 1975 to 1984. Journal of Ecology 75: 711 – 727.
- HADAČ E., JIRÁSEK J. & BUREŠ P. (1994): Květena Železných hor. - 212 p., ed. Luděk Šorm, Pardubice, Nasavrky, p. 52.
- HÄNEL S. & MÜLLER F. (2006): Verbreitung, Vergesellschaftung und Ökologie der Wiesen-Siegwurz (*Gladiolus imbricatus* L.) in Sachsen. Hercynia 39: 69 – 88.
- HUTCHINGS, M. J. (1987b): The population biology of the early spider orchid, *Ophrys sphegodes* Mill. II. Temporal patterns in behaviour. Journal of Ecology 75: 729 – 742.
- KÉRY M. & GREGG K.B. (2003): Effects of life-state detectability in a demographic study of the terrestrial orchid *Cleisthes bifaria*. Journal of Ecology 91: 265-273.
- KÉRY M. & GREGG K.B. (2004): Demographic analysis of dormancy and survival in the terrestrial orchid *Cypripedium reginae*. Journal of Ecology 92: 686-695.
- de KROON H., van GROENENDAEL J. & EHRLÉN J. (2000): Elasticities: A review of methods and model limitations. Ecology 81 (3): 607 – 618.
- KUBÁT K., HROUDA L., CHRTEK J., KAPLAN Z., KIRSCHNER J. & ŠTĚPÁNEK, J. [eds.] (2002): Klíč ke květeně České republiky.
- KUNIN W.E. & SHMIDA A. (1997): Plant reproductive traits as a function of local, regional and global abundance. Conservation Biology 11 (1): 183 – 192.
- MENGES E. (2000): Population viability analysis in plants: Challenges and opportunities. Trends in ecology and evolution 15(2): 51 – 56.
- MEUSEL, H., JÄGER, E.J., WEINERT, E. (1965): Vergleichende Chorologie der zentraleuropäischen Flora. Text u. Karten. Bd. 1. - VEB Fischer Jena.
- MILLER M.T., ALLEN G.A. & ANTOS J.A. (2004): Dormancy and flowering in two mariposa lilies (*Calochortus*) with contrasting distribution patterns. Canadian Journal of Botany 82: 1790-1799.
- MILLER T. E. & WERNER P. A. (1987) Competitive effects and responses between plant species in a first-year old-field community. Ecology 68, 1201–10.
- MITCHLEY J. & GRUBB P. J. (1986) Control of relative abundance of perennials in chalk grassland in southern England. I. Constancy of rank order and results of pot- and fieldexperiments on the role of interference. Journal of Ecology 74, 1139–66.

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.

MÜNZZBERGOVÁ, Z (2005): Determinants of species rarity: population growth rates of species sharing the same habitat. *American Journal of Botany* 92(12): 1987–1994.

MÜNZZBERGOVÁ, Z (2006): Effect of population size on the prospect of species survival. *Folia Geobotanica* 41: 137–150.

NOWOTNY G. & TRÖSTER B. (2002): Zur Bestandesentwicklung der Sumpfgladiole (*Gladiolus palustris* GAUDIN) im Bundesland Salzburg. Poster, 10. Österreichisches Botanikertreffen.

OOSTERMEIJER J.G.B., BRUGMAN M.L., de BOER E.R. & den NIJS J.C.M. (1996): Temporal and spatial variation in the demography of *Gentiana pneumonanthe*, a rare perennial herb. *Journal of Ecology* 84: 153 – 166.

OOSTERMEIJER J.G.B., LUIJTEN S.H. & den NIJS J.C.M. (2003): Integrating demographic and genetic approaches in plant conservation. *Biological Conservation* 113: 389-398.

PIVNIČKOVÁ M. (1976): Botanický inventarizační průzkum NPP Slatinná louka u Velenky. - Ms. [Depon. In: CHKO Kokořínsko, detašované pracoviště Poděbrady].

POOT P. & LAMBERS H. (2003): Are trade-offs in allocation pattern and root morphology related to species abundance? A congeneric comparison between rare and common species in the south-western Australian flora. *Journal of Ecology* 91: 58 – 67.

RUSŇÁK J. (2002): Botanický průzkum vybraných rybníků v CHKO Železné hory. Depon. In SCHKO Železné hory.

RYBKA V. (1997): Botanický inventarizační průzkum navrhované přírodní památky „Mokřiny u Krahulčí“. Depon. In *Sagittaria – Sdružení pro ochranu přírody na střední Moravě*.

RYBKA V. (2004): Botanický inventarizační průzkum NPP Slatinná louka u Velenky. [Depon. In: CHKO Kokořínsko, detašované pracoviště Poděbrady].

ŘEPKA R. (1995): Floristické materiály z hodonínské části lesa Důbrava., *Zpr. Čes. Bot. Společ.* 30 Suppl. 1995/1:113,133.

S-PLUS 2000 User's Guide, Data Analysis Products Division, MathSoft, Seattle, WA.

SAMKOVÁ V. (1999): Příspěvek k rozšíření některých vzácných a ohrožených druhů ve východních Čechách. *Acta Mus. Reginaehradecensis*, s. A. Hradec Králové, 27: 19 – 74.

SHEFFERSON R.P., SANDERCOCK B.K., PROPER J. & BEISSINGER S.B. (2001): Estimating dormancy and survival of a rare herbaceous perennial using mark-recapture models. *Ecology* 82(1): 145-156.

SHEFFERSON R.P., PROPER J., BEISSINGER S.R. & SIMMS E.L. (2003): Life history trade-offs in a rare orchid: the costs of flowering, dormancy and sprouting. *Ecology* 84: 1199-1206.

SHEFFERSON R.P. & KADRITALI (2007): Dormancy is associated with decreased adult survival in the burnt orchid, *Neotinea ustulata*. *Journal of Ecology* 95: 217-225.

SIEG, C.H. & KING R.M. (1995): Influence of environmental factors and preliminary demographic analyses of a threatened orchid *Platanthera praeclara*. *The American Midland Naturalist* 134: 307-323.

STANGEL P.W., LENNARTZ M.R. & SMITH M.H. (1992): Genetic variation and population structure of red-cockaded woodpeckers. *Conservation Biology* 6: 283 – 292.

ŠOLTYSOVÁ L. (1998): Záchrana ohrožených druhů rostlin na okrese Jičín. - In: Klauďisová A. [red.], Příroda, Sborník prací z ochrany přírody, 12: 43-51, ed. Agentura ochrany přírody a krajiny ČR, Praha.

TAMM (1972): Survival and flowering of some perennial herbs. The behaviour of some orchids on permanent plots. *Oikos* 23: 23–28.

WILLEMS J.H. (1982): Establishment and development of a population of *Orchis simia* LAMK. In The Netherlands, 1972-1981. *New Phytologist* 91: 757-765.

ZELENÁ V. (1967): Rozšíření *Gladiolus imbricatus* L. a *Gladiolus paluster* Gaud. na území Československa. *Sborn. Slov. Nár. Múz., Sci. natur.* 13: 19;40.