

**Přírodovědecká fakulta Univerzity Karlovy v Praze**

**Katedra botaniky**

**Oddělení geobotaniky**



**Faktory určující druhovou diverzitu  
a složení vegetace v příměstské krajině**

**Factors determining plant species diversity  
and species composition in suburban landscape**

**Diplomová práce**

**Bc. Barbora Čepelová**

**Vedoucí práce: Doc. RNDr. Zuzana Münzbergová, Ph.D.**

**Praha 2009**



Prohlašuji, že jsem diplomovou práci vypracovala samostatně s využitím uvedené literatury a informací, na něž odkazuji.

Barbora Čepelová

## Poděkování

Na tomto místě chci poděkovat především své školitelce Zuzce Münzbergové za skvělé vedení této práce, cenné rady a připomínky a za trpělivost s mými dotazy.

Za vytvoření výborného zázemí během celého studia a za všemožnou podporu děkuji svým rodičům. Dík patří taky Fíkovi, který dbal na to, abych se prací příliš nestresovala, a doprovázel mne v divokých kladenských lesích.

Poděkování také patří pracovníkům těchto institucí: Agentura ochrany přírody a krajiny ČR, Český úřad zeměměřický a katastrální, Ústřední archiv Českého ústavu katastrálního a zeměměřičského; a Vladimíře Roglové, kteří mi poskytli potřebná data.

V neposlední řadě děkuji svým spolužákům a dalším lidem z katedry, především pak Jarče, za dobré rady a nápady a přátelskou atmosféru.

# Obsah

Abstrakt .....	5
1. Úvod .....	6
2. Charakteristika území .....	13
2.1 Vymezení území .....	13
2.2 Historie botanického výzkumu v území .....	14
2.3 Přírodní poměry území .....	14
2.3.1 Geologie a geomorfologie .....	14
2.3.2 Klima .....	16
2.3.3 Fytogeografie a potenciální přirozená vegetace .....	16
2.4 Historie lidského osídlení a využívání území .....	17
3. Metodika .....	20
3.1 Výběr území .....	20
3.2 Sběr dat .....	20
3.2.1 Data o druhovém složení .....	20
3.2.2 Stanovištní podmínky .....	22
3.2.3 Historické využití území .....	23
3.2.4 Vlastnosti zaznamenaných druhů rostlin .....	24
3.3 Zpracování dat .....	25
3.3.1 Popis vegetace příměstské krajiny .....	25
3.3.1.1 Diverzita .....	25
3.3.1.2 Vegetační typy .....	26
3.3.1.3 Diverzita vegetace a heterogenita krajiny .....	27
3.3.1.4 Vlastnosti zaznamenaných druhů .....	28
3.3.2 Popis příměstské krajiny – faktory prostředí .....	28
3.3.2.1 Vzájemné vztahy mezi faktory prostředí .....	28
3.3.3 Faktory určující diverzitu a druhové složení vegetace .....	28
3.3.3.1 Diverzita vegetace a faktory prostředí .....	28
3.3.3.2 Druhové složení a faktory prostředí .....	31
3.3.3.3 Vlastnosti druhů a faktory prostředí .....	32
3.3.4 Podobnost druhového složení a faktorů prostředí .....	32
3.3.5 Poznámka k mnohonásobnému testování .....	33
4. Výsledky .....	34
4.1 Popis vegetace příměstské krajiny .....	34
4.1.1 Druhová diverzita .....	34
4.1.2 Indexy diverzity .....	35
4.1.3 Četnost druhů .....	36
4.1.4 Vegetační typy .....	37
4.1.5 Diverzita vegetace a heterogenita krajiny .....	42

4.1.6 Vlastnosti zaznamenaných druhů .....	43
4.2 Popis příměstské krajiny – faktory prostředí .....	45
4.2.1 Hodnoty faktorů pro všechny snímky a jednotlivé podsoubory .....	45
4.2.2 Vzájemné vztahy mezi faktory prostředí .....	45
4.2.3 Současné a historické využití území .....	46
4.3 Faktory určující diverzitu a druhové složení vegetace .....	46
4.3.1 Diverzita vegetace a faktory prostředí .....	46
4.3.2 Druhové složení a faktory prostředí .....	55
4.3.3 Vlastnosti druhů a faktory prostředí .....	58
4.4 Podobnost druhového složení a faktorů prostředí .....	61
4.5 Poznámka k mnohonásobnému testování .....	63
5. Diskuze .....	64
5.1 Metodika .....	64
5.2 Výsledky .....	67
5.2.1 Popis vegetace příměstské krajiny .....	67
5.2.2 Diverzita vegetace a faktory prostředí .....	71
5.2.3 Druhové složení a faktory prostředí .....	73
5.3 Podobnost druhového složení a faktorů prostředí .....	75
6. Závěr .....	76
7. Souhrn .....	78
8. Summary .....	79
9. Literatura .....	80
Přílohy .....	87

### **Seznam příloh:**

- Příloha 1. Seznam zaznamenaných taxonů cévnatých rostlin s použitými zkratkami a počtem výskytů.
- Příloha 2. Dvacet nejhojnějších druhů a počet jejich výskytů ve všech zaznamenaných snímcích a v jednotlivých typech porostu.
- Příloha 3. Přehled minimálních, středních, maximálních hodnot a kvartilů sledovaných faktorů.
- Příloha 4. Současné využití území.
- Příloha 5. Srovnání historického využití území (rok 1840) a současného typu porostu.
- Příloha 6. Rozložení diversity v území – počet druhů a vyrovnanost snímků.
- Příloha 7. Korelace počtu druhů s počtem čeledí v celém souboru snímků a v jednotlivých typech porostu.
- Příloha 8. Vlastnosti druhů v celém souboru snímků a v jednotlivých podsouborech.
- Příloha 9. Potenciální přímá radiace – výběr nejméně korelovaných proměnných.
- Příloha 10. Mnohonásobné testování – pravděpodobnosti náhodného získání signifikantních výsledků.

## Abstrakt

Studium vegetace v příměstské a postindustriální krajině je na okraji zájmu, ačkoliv tyto oblasti tvoří stále významnější část území Evropy. Práce zachycuje diverzitu a druhové složení vegetace příměstské krajiny u města Kladna pomocí pravidelné sítě o 242 fytoecologických snímcích. Zkoumá vliv abiotických faktorů a struktury krajiny na zaznamenanou vegetaci jako celek, i na jednotlivé typy – polní, nelesní, lesní. Vegetace příměstské krajiny je relativně druhově bohatá, do značné míry určená využitím a strukturou krajiny, význam mají i abiotické faktory.

Klíčová slova: příměstská krajina, druhová diverzita rostlin, druhové složení, vegetace, abiotické faktory, struktura krajiny, vlastnosti rostlinných druhů, Kladno, střední Evropa.

## 1. Úvod

V popředí zájmu studia vegetace jsou zpravidla přírodně cenná území s relativně nízkým působením člověka (viz např. mapování biotopů pro soustavu Natura 2000, Chytrý et al. 2001). Naopak krajina silně ovlivněná a pozměněná člověkem bývá při výzkumu vegetace opomíjena. Přitom tato území tvoří nezanedbatelnou část vyspělých zemí a jejich plocha stále narůstá. Doklady o tomto vývoji přináší například program Corine land cover (Heymann et al. 1994). V roce 2000 tvořila urbanizovaná území ve 24 zemích Evropy 5 % z jejich celkové plochy, přičemž mezi lety 1990 a 2000 došlo k nárůstu plochy těchto území o 5,4 % oproti stavu v roce 1990. Jedná se o největší změnu v porovnání se všemi ostatními typy území (EEA 2006).

V rámci studií vegetace v krajině silně ovlivněné člověkem je kladen důraz především na výzkum vegetace měst (rozsáhlý přehled literatury viz Sukkop 2002). Města jsou dobře definovatelná území a zároveň je jejich prostředí v mnoha ohledech velmi specifické (Gilbert 1989). Ekologií organismů v městském prostředí se zabývá přímo samostatný obor – *urban ecology* (Sukkop et al. 1990). Významné změny, zasluhující si pozornost, se ovšem v současné době odehrávají i v územích těsně navazujících na města. Především z větších sídel urbanizace proniká do okolní krajiny. Tento proces, kdy dochází k přesunu obyvatel, jejich aktivit a některých funkcí z jádrového města do jeho zázemí, se nazývá suburbanizace (Sýkora 2002). K suburbanizaci dochází v České republice od začátku 20. století, v současné době patří k nejvýznamnějším procesům v evropské krajině. Může mít několik podob, přičemž se v současnosti často uplatňuje nejméně žádoucí forma – tzv. *urban sprawl*, tedy neřízené a nepromyšlené umístění zástavby v krajině (Sýkora 2002). Rozvoj suburbánní krajiny v České republice je dokladován a zkoumán především v okolí Prahy a dalších větších měst jako je Brno či Olomouc (viz literatura uvedená v Ouředníček et al. 2008). Samotným procesem a jeho výsledky se již déle zabývají vědecké obory jako geografie či sociologie (Ouředníček 2002), ale geobotanickému výzkumu suburbánní krajina prozatím spíše uniká.

Se suburbánní krajinou se často prolíná další člověkem výrazně ovlivněný krajinný typ – krajina postindustriální. Postindustriální krajinu charakterizují tzv. *brownfields*, tedy především plochy bezprostředně devastované a opuštěné průmyslovou výrobou (výrobní areály, skládky odpadů, vytěžené plochy apod.), ale také zastavěné areály opuštěné zemědělskou výrobou či přímo obyvatelstvem (Grimski & Ferber 2001, Kolejka 2006). Zatímco v západní Evropě se postindustriální krajina začala vyvíjet od 70. let 20. století, v ČR nastartovaly její vznik na poměrně rozsáhlých plochách až politické změny v roce 1989. Postindustriální krajina je vnímána jako problematická, vyžadující řešení. Ta mohou mít podobu od totální likvidace přes převedení na jinou funkční strukturu po revitalizaci (Kolejka 2006). Součástí revitalizace bývá rekultivace některých ploch (např. haldy, skládky), jíž se z hlediska vegetace zabývá samostatný obor *restoration ecology* (Prach 1995). V současnosti se obvykle uplatňují technické rekultivace, ovšem jak tento obor ukazuje, je ve většině případů výhodnější ponechat území přirozené sukcesi (např. Hodačová & Prach 2003).

V rámci nového náhledu na moderní krajinu vymezil suburbánní a postindustriální krajinu jako dva z pěti typů Sádlo (2009):

- Suburbánní krajina. Původně městská periferie se emancipovala nad svůj periferní statut a v dynamice krajiny vyhrává díky své schopnosti vše ostatní vstřebat, rozmělnit či amalgovat, stává se úběžníkem všech těchto krajinných forem. Ač se zdůrazňuje její fádnost, je díky své nevyhraněnosti a bezbřehosti mnohem spíše krajinou o tisíci tvářích.
- Krajina pod silným vlivem člověka zahrnuje krajiny vzniklé na základě těžby, průmyslu, dopravy, bydlení. Důležitější rozdíly mezi např. velkolomem a velkoměstem je, co je spojuje – intenzivní působení člověka, velká energetická náročnost, určující funkce anorganické hmoty a po opuštění rychlá sukcese v „novou divočinu“.

Suburbánní a postindustriální krajiny mohou navzájem v sebe přecházet (v prostoru i čase) a zároveň stojí mezi krajinou městskou a venkovskou, mezi nimiž tvoří dynamický přechod. Oproti městu zde nepůsobí natolik extrémní podmínky. Oproti venkovské krajině, zde nezbylo již nic z tradičního hospodaření, které jinde místy přežívá alespoň v ritualizované podobě.

Jak z výše uvedeného vyplývá, mnoho studií, zabývajících se vegetací v příměstské krajině jako celkem, není. Dále tedy vycházím především ze studií vegetace různých prvků této krajiny od lidských sídel, přes komunikace, pole, fragmenty travinné vegetace, příměstské lesy po skládky, lomy a haldy. Druhým zdrojem jsou studie na regionálním měřítku zabývající se většinou krajinou městskou, méně venkovskou, nikoliv však speciálně příměstskou.

Řada studií ukazuje, že urbanizovaná území jsou centry biodiverzity v krajině (Pyšek 1993, McKinney 2002, Deutschewitz et al. 2003, Kühn et al. 2004, Kühn & Klotz 2006). Jednou příčinou je neustálý přísun nových nepůvodních druhů, ať už záměrně či neúmyslně introdukovaných. Druhou příčinou může alespoň v některých regionech být mimořádná heterogenita přírodních podmínek v oblastech, kde jsou města postavena, která podporuje vyšší biodiverzitu (Kühn et al. 2004). Na druhé straně působí v krajině silně ovlivněné člověkem procesy snižující biodiverzitu – ruderalizace a homogenizace. Ruderalizace („zesmetištnění“) vegetace se projevuje šířením několika málo ruderálních druhů (např. *Urtica dioica*, *Elytrigia repens*, *Aegopodium podagraria*) do původně druhově bohatších biotopů. Za tím lze spatřovat především eutrofizaci biotopů, čili zvýšení úživnosti stanovišť, nadměrně obohacených hlavně dusíkem a fosforem (Sádlo et al. 2008). Pokud se na vegetaci urbanizovaných území podíváme z většího měřítko a vzájemně ji porovnáme, lze pozorovat druhý jev, homogenizaci bioty. Biotická homogenizace je obecně definována jako nahrazení místní bioty nepůvodními druhy, přičemž jsou často nahrazeny druhy endemické druhy široce rozšířenými, čímž dochází ke ztrátě biodiverzity. K homogenizaci dochází především vlivem změn životního prostředí a přepravováním exotických druhů. Změny prostředí přispívají k vymírání místních druhů, zatímco transport podporuje šíření druhů nepůvodních (McKinney & Lockwood 1999). Největší míra homogenizace vegetace je ve srovnání s okolní krajinou



zjišťována právě v urbanizovaných územích, kde se maximalizuje působení těchto dvou vlivů (Kühn & Klotz 2006).

Další významný proces týkající se vegetace, který dostává nezanedbatelný prostor v příměstské krajině, je sukcese. Těmito prostory jsou především plochy opuštěné průmyslovou výrobou typické pro postindustriální krajinu či různé narušené plochy a skládky zeminy vznikající při rozvoji suburbánní krajiny. Substrát je okamžitě vystaven kolonizaci rostlinnými druhy a následné sukcesi. V ČR byla popsána řada dílčích sukcesních sérií na antropogenních substrátech, jejichž souhrnný přehled zpracoval Prach et al. (2008). Nejčastějšími druhy těchto sukcesních sérií jsou *Calamagrostis epigejos*, *Betula pendula*, *Salix caprea*, *Phragmites australis* a *Sambucus nigra*. Spontánní sukcese může umožnit jak expanzi (*C. epigejos*) či invazi (*Robinia pseudoacacia*) rostlinných druhů, tak může dát prostor vzácnějším a ohroženým druhům (např. *Cephalanthera damasonium* či *Pyrola minor*). Přímo na městských ruderalních stanovištích je sukcese značně variabilní, co se týče druhového složení. Je to dáno především velkou rozmanitostí substrátů, historie místa i charakteru okolí. V iniciálním stadiu (1–3 roky) se vyskytují např. *Atriplex sagittata*, *Bromus sterilis*, druhy rodu *Chenopodium*, *Conyza canadensis*, *Descurainia sophia*, *Lactuca serriola* či *Sysimbrium loeselii* a *S. officinale*. V mladém sukcesním stadiu (4–10 let) se uplatňují *Aegopodium podagraria*, *Anthriscus sylvestris*, *Artemisia vulgaris*, *Ballota nigra*, *C. epigejos*, *Cardaria draba*, *Cirsium arvense*, *Elytrigia repens*, *Poa compressa*, *Tanacetum vulgare*, *Tussilago farfara*, *Urtica dioica*. Ve středním sukcesním stadiu (11–25 let) vytrvávají druhy *C. epigejos*, *E. repens*, *P. compressa* a *U. dioica*, nově se objevuje *Arrhenatherum elatius* a přidávají se pionýrské dřeviny jako *B. pendula*, *S. caprea*, *S. nigra*. Ve stádiích nad 25 let začínají růst další dřeviny: *Fraxinus excelsior* a *R. pseudoacacia*.

Urbanizace a s ní spojené popsané procesy podporují v příměstské krajině výskyt rostlinných druhů o určitých vlastnostech. Dochází k filtrování některých funkčních skupin rostlin specifickými faktory působícími v urbanizovaném prostředí. Při srovnání urbanizovaných území se zemědělskou krajinou v 6 německých regionech bylo zjištěno, že se zde více vyskytují druhy s větší specifickou listovou plochou (SLA) a listy mesomorfními, skleromorfními až sukulentními, opylované větrem, reprodukcí se semeny a šířící se pomocí zvířat, člověka a vody, jednoleté či dvouleté, terofyty (Knapp et al. 2008). Srovnání na menším měřítku – fytocenologických snímků jednoleté vegetace z polí či sídel – přináší poněkud odlišné výsledky. Druhy typické pro sídla jsou častěji vytrvalé hemikryptofyty, C-strategové oproti polním jednoletým terofytům, R-strategům (Lososová et al. 2006). Tento rozpor může být způsoben různým měřítkem studií a také definicí urbanizovaných území v první studii (alespoň 33 % urbánního využití půdy v buňce 12 × 11 km). Shodné zůstává opylování větrem a částečně typ reprodukce (semeny i vegetativně) a způsob šíření (pomocí větru a člověka). V sídlech se také vyskytuje více druhů heliofilních, náročných na živiny a s tendencí k více kontinentálnímu rozšíření (Lososová et al. 2006).

Všemi doposud popsanými aspekty diverzity a složení vegetace příměstské krajiny se prolíná téma nepůvodních druhů, na které je v současnosti kladen velký důraz. Nepůvodní

druhy lze rozdělit na archeofyty (zavlečené před rokem 1500) a neofyty (po roce 1500). Některé z těchto druhů se stávají invazními, zarůstají rozsáhlé plochy, čímž dochází ke ztrátě diverzity (Hejda et al. 2009). Množství nepůvodních druhů narůstá s urbanizací území (Deutchewitz et al. 2003, Lososová et al. 2006). Zatímco archeofyty typické spíše pro zemědělskou krajinu v urbanizovaných územích ubývají, neofytů zde neustále přibývá (Chocholoušková & Pyšek 2003).

Základními faktory určujícími druhovou diverzitu a složení vegetace v příměstské krajině jsou „klasické“ abiotické a biotické faktory. Výčet abiotických faktorů i jejich vliv na vegetaci je dobře znám a popsán v učebnicích ekologie rostlin (např. Slavíková 1986, Kovář 2002, Gurevitch et al. 2006). Platí pro ně některá obecná pravidla jako např. „zákon tolerance“, „zákon minima“ nebo „zákon substituce faktorů“. Jsou to: světlo, teplo, vlhkost, vlastnosti půdy (struktura, acidita, salinita) (Slavíková 1986). Ve studiích zabývajících se vegetací na krajinné úrovni jsou tyto faktory uchopovány způsobem vhodným pro toto měřítko – světlo, teplo a vlhkost jsou vyjadřovány klimatickými faktory jako množství dopadajícího slunečního záření, průměrná roční teplota a srážky, případně prostřednictvím nadmořské výšky; vlastnosti půdy například typem geologického podloží, které je do značné míry podmiňuje (např. Pyšek 1989, Pyšek 1993, Knapp et al. 2008). Při globálním pohledu jsou tyto faktory určeny geografickým umístěním. Druhou skupinou jsou biotické faktory, tedy interakce rostlin navzájem a rostlin s jinými organismy: konkurence, predace, parazitismus a mutualismus (Kovář 2002).

V urbanizovaném prostředí je ovšem zásadní především působení člověka (Gilbert 1989). Vliv člověka na vegetaci lze rozdělit na nepřímý, působící skrze změny ekologických podmínek (vlastností půdy, dostupnost světla, vody a živin, teplota) a přímý (disturbance, stres, šíření diaspor, atd.) (Pyšek 1993). Všechny tyto vlivy jsou v současnosti podřízeny sociálním a ekonomickým potřebám společnosti, zvláště v intenzivně využívaných urbanizovaných územích (Hope et al. 2003). Odvíjí se od nich intenzita a četnost působení těchto vlivů.

Nejdříve se zaměřím na abiotické podmínky modifikované vlivem člověka. Vlastnosti půdy jsou lidmi významně měněny – půda je přemísťována i na velké vzdálenosti, míchána, zhutňována (Rebele 1994). Často obsahuje stavební i jiný odpad nebo může být i toxická (Gilbert 1989). Například přítomnost cihlové suti v půdě snižuje její pH a zvyšuje vlhkost půdy (Schadek 2006). Nelze také opomenout zasolování půd podél dopravních komunikací v zimním období, jehož indikátorem je např. šířící se *Puccinellia distans*. V urbanizovaných územích se tedy nachází velmi různorodé substráty s různým pH, obsahem živin, vlhkostí a strukturou. Dle příznivosti substrátu lze pak očekávat pozitivní i negativní dopady na  $\alpha$  diverzitu,  $\beta$  diverzita díky prostorové rozmanitosti substrátů narůstá. Ačkoliv se v krajině silně ovlivněné člověkem najdou místa chudá živinami (např. haldy), trendem zaznamenaným v současné krajině je přírůstek míst bohatších na dusík (např. McCollin et al. 2000). Druhy,

kteří v urbanizované krajině přibývají, jsou vázány na živinami bohaté stanoviště, zatímco ubývající druhy jsou více vázány na živinami chudá stanoviště (Van der Veken et al. 2004). Druhá bohatost je tímto nárůstem dostupných živin v prostředí nepříznivě ovlivňována. Jedním z mnoha příkladů může být negativní vztah mezi diverzitou plevelových společenstev a rostoucím množstvím používaných minerálních hnojiv (Baessler & Klotz 2006).

Kromě vlastností půdy jsou především v sídlech ovlivněny i další faktory. Je otázkou jak tyto vlivy působí v suburbánní a postindustriální krajině, kde není zástavba tolik kompaktní. V městech je méně světla a vlhkosti než v okolní krajině, přičemž tyto rozdíly se stávají v menších sídlech méně znatelné (Mandák et al. 1993). Klima urbanizované krajiny je průkazně teplejší než v okolní venkovské (Rebele 1994), což vedlo k popsání tzv. *urban heat island effect*, tedy měst coby tepelných ostrovů (Sukkop & Werner 1983). Konkrétním projevem těchto charakteristik urbanizované krajiny je delší vegetační sezóna (Gilbert 1989) a výskyt teplomilnějších druhů, které v okolní krajině nepřežijí (Pyšek 1996). Člověk také nezanedbatelně ovlivňuje vegetaci prostřednictvím znečištěním ovzduší. Z tohoto hlediska jsou pro rostlinstvo významné bodové industriální zdroje vypouštějící do ovzduší oxid siřičitý a lineární zdroje (doprava) znečišťující prostředí oxidy dusíku. Znečištění ovzduší je také spojeno s redukcí světla dostupného rostlinám (Gilbert 1989).

Nejvýznamnějším přímým efektem člověka na vegetaci, obzvláště silným v urbanizovaných územích, je určení způsobů využívání krajiny, její celkové struktury – tedy jaká vegetace dostane na kterém místě prostor k růstu. Pestrost způsobů využití či jinými slovy heterogenita stanovišť a struktury krajiny je klíčová pro druhovou bohatost rostlin v lidmi utvářené krajině střední Evropy (např. Deutschewitz et al. 2003). K vyjádření těchto vlastností krajiny je používána celá řada mír a indexů jako počet a průměrná velikost ploch, množství okrajů ploch, hustota cest, apod. (McGarigal & Marks 1994, Forman 1995). Variabilita krajinné struktury má obecně pozitivní vliv na počet druhů, zvláště významná je pro zachování diverzity původních druhů. Pro diverzitu nepůvodních druhů je důležitější proporce lidmi intenzivně ovlivněných ploch a množství cest (Wania et al. 2006). Diverzita plevelových společenstev je určována velikostí ploch dostupných rostlinám ve spojení s počtem polních hranic a tvarem polí (Baessler a Klotz 2006). Zatímco „jemnozrná“ struktura krajiny vzniklá staletým hospodařením v krajině je pro diverzitu příznivá, tak vytváření velkých ploch o stejném využití a zároveň dělení krajiny neprostupnými bariérami v podobě liniových staveb má opačný efekt. Fragmentace krajiny má negativní dopady především na špatně se šířící rostlinné druhy, které stěží překonávají velké vzdálenosti mezi izolovanými plochami vhodných stanovišť (Tremlová & Münzbergová 2007).

Vlastní způsob využití místa, případně vyjádřený jako typ habitatu, je ve studiích spíše na okraji zájmu, protože jeho působení na druhové složení a diverzitu je většinou na první pohled zřejmé. Případně se studie odehrávají pouze v jednom typu prostředí. Pokud je tento faktor použit k vysvětlení rostlinné diverzity, tak patří logicky k nejdůležitějším (např. Celesti-Grappo et al. 2006, Lososová et al. 2006). V zemědělské krajině v Norsku byl jako

hlavní směr strukturní variability krajiny určen gradient využití půdy od orné půdy po lesní, přičemž krajina je silně polarizovaná – dominuje orná půda a les, zatímco pastviny, polopřírodní stanoviště a přechody mezi habitaty tvoří minoritní složku. Na těchto menšinových typech stanovišť bylo ovšem zaznamenáno 91% druhů ve studované oblasti (Bratli et al. 2006).

Zajímavější je vliv historického využívání půdy na současnou diverzitu a druhové složení vegetace. Dané historické využití způsobilo určitou změnu abiotických podmínek a biotických interakcí, která se projevuje až do současnosti. Předpokladem takovýchto studií je, že se historické využití liší od současného. Neméně podstatná je existence informací o historickém hospodaření, což jsou většinou historické mapy, které začaly hojněji a v dostatečné přesnosti vznikat v 17.–18. století. Vliv historického využití na současnou vegetaci byl prokázán řadou studií, přičemž vegetace může odrážet historické využití místa i před několika tisíci lety. Nejčastěji bývají z tohoto hlediska studovány současné lesy, vzniklé na opuštěné zemědělské půdě (např. Koerner et al. 1997, Vojta 2007), podstatně méně často travinná společenstva (Eriksson et al. 2002, Chýlová 2005). Význam má nejen historické využití, ale i struktura krajiny. Například současná diverzita rostlinných společenstev tradičně udržovaných pastvin ve Švédsku je silně ovlivněna spojitostí habitatů v minulosti (Lindborg & Eriksson 2004).

Na způsob využívání krajiny se váží další lidské činnosti významné pro diverzitu a složení vegetace – disperze a disturbance rostlin. Disperze rostlin je v lidmi málo ovlivněných oblastech zajišťována hlavně abiotickými vektory či organismy. Člověk je ovšem velmi efektivním vektorem a jeho aktivity dovolují druhům překonávat biogeografické bariéry a šířit se. Zejména ve více obydlených oblastech se objevují nové druhy a společenstva tvořená kombinacemi druhů, které nebyly dříve zaznamenány (Rebele 1994). Příkladem může být šíření diaspor prostřednictvím dopravy. Tento způsob šíření je charakteristický pro pionýrské druhy z dusíkem bohatých stanovišť, které mají malá lehká semena a vytrvalou semennou banku (Zwaenepoel et al. 2006).

Přírodní disturbance jako požáry či povodně jsou v urbanizovaném prostředí méně významné. Lidské aktivity (např. výstavba, zahradnické práce nebo rekreace) jsou zde převažujícím typem disturbance s mnohem větším dopadem (Rebele 1994). V sídelních oblastech je intenzita a diverzita disturbance větší než v okolní krajině (Gilbert 1989, Pyšek & Pyšek 1990). Vyšší druhová bohatost je vázána na části urbanizovaných území s méně častými a mírnými disturbancemi (Deutschewitz et al. 2003, Celesti-Grapow et al. 2006), což odpovídá hypotéze středně častých disturbancemi. Místa silně ovlivněná člověkem se liší v dynamice disturbancemi – např. každoročně oraná pole oproti jednou za několik let ruderálním plochám (Lososová et al. 2006), podle čehož lze odlišovat skupiny rostlin snášející různé typy a intenzitu disturbancemi (např. disturbance při stavebních pracích, při chůzi a absence disturbance po několik let; Mandák et al. 1993). Disturbance snižují kompetici mezi rostlinami a umožňují tak růst kompetičně slabým či nepůvodním druhům rostlin (Gilbert 1989). Disturbance mohou být ve studiích zohledňovány také jako věk (stáří) místa, tedy

doba od poslední disturbance, čas pro sukcesi. Tento faktor byl rozpoznán jako nejdůležitější pro strukturu vegetace (vyjádřenou jako vertikální a horizontální hustota a výška vegetace) v *brownfields* (Schadek 2006).

Z výše uvedeného je patrné, že existuje řada studií zabývajících se vegetací v krajině silně ovlivněné člověkem. Větší část prací věnující se této problematice studuje vegetaci pouze jednoho typu prostředí (lidská sídla, *brownfields*, městské parky, zemědělská krajina apod.) a zabývá se jen některou charakteristikou či faktorem, který ji podmiňuje. Studium vegetace mozaikovitě příměstské krajiny čili území v přímé návaznosti na lidská sídla se cíleně nevěnuje žádná z nalezených prací. Pohled na krajinu jako na funkční celek a mozaiku biotopů bývá opomíjen. Struktura krajiny a mechanismy v ní působící jsou ovšem důležitým klíčem k pochopení složení, diversity a vývoje rostlinných společenstev. Struktura krajiny rovněž ovlivňuje metapopulační dynamiku každého rostlinného druhu. Pokud se práce věnují krajině, tak na poměrně velkém měřítku. Územní jednotky, které jsou zkoumány, mají například v případě čtvercových sítí často rozměry větší než  $1 \times 1$  km. Kladensko, které jsem si vybrala pro zpracování této práce, představuje jedinečnou příležitost k výzkumu vegetace v mozaikovitě příměstské a postindustriální krajině v podrobnějším lokálním měřítku. Na rozdíl od řady uvedených studií bych se v této práci chtěla pokusit o propojení několika přístupů ke studiu vegetace tohoto typu krajiny. Popis diverzity a druhového složení je spojen s analýzou vlivu abiotických faktorů a struktury krajiny na vegetaci a studiem vlastností rostlin se zde vyskytujících.

## Otázky

### **Jak vypadá vegetace příměstské krajiny?**

- Jaká je diverzita různých typů stanovišť?
- Jaké je rozložení četností druhů v území?
- Jaké vegetační typy lze v příměstské krajině najít?
- Jaká je prostorová heterogenita krajiny?
- Jaké vlastnosti jsou charakteristické pro druhy v území a určují jejich frekvenci?

### **Jaké faktory určují druhové složení a diverzitu vegetace v celém území a v jednotlivých typech vegetace?**

- Jaký je význam abiotických faktorů vs. struktury využití krajiny pro diverzitu a složení vegetace?
- Jaký je vztah mezi současným složením společenstev a historickým využitím daného místa?
- Jaké vlastnosti charakterizují druhy ovlivňované jednotlivými faktory?
- Jaká je  $\beta$  diverzita vegetace v území a které faktory ji ovlivňují?

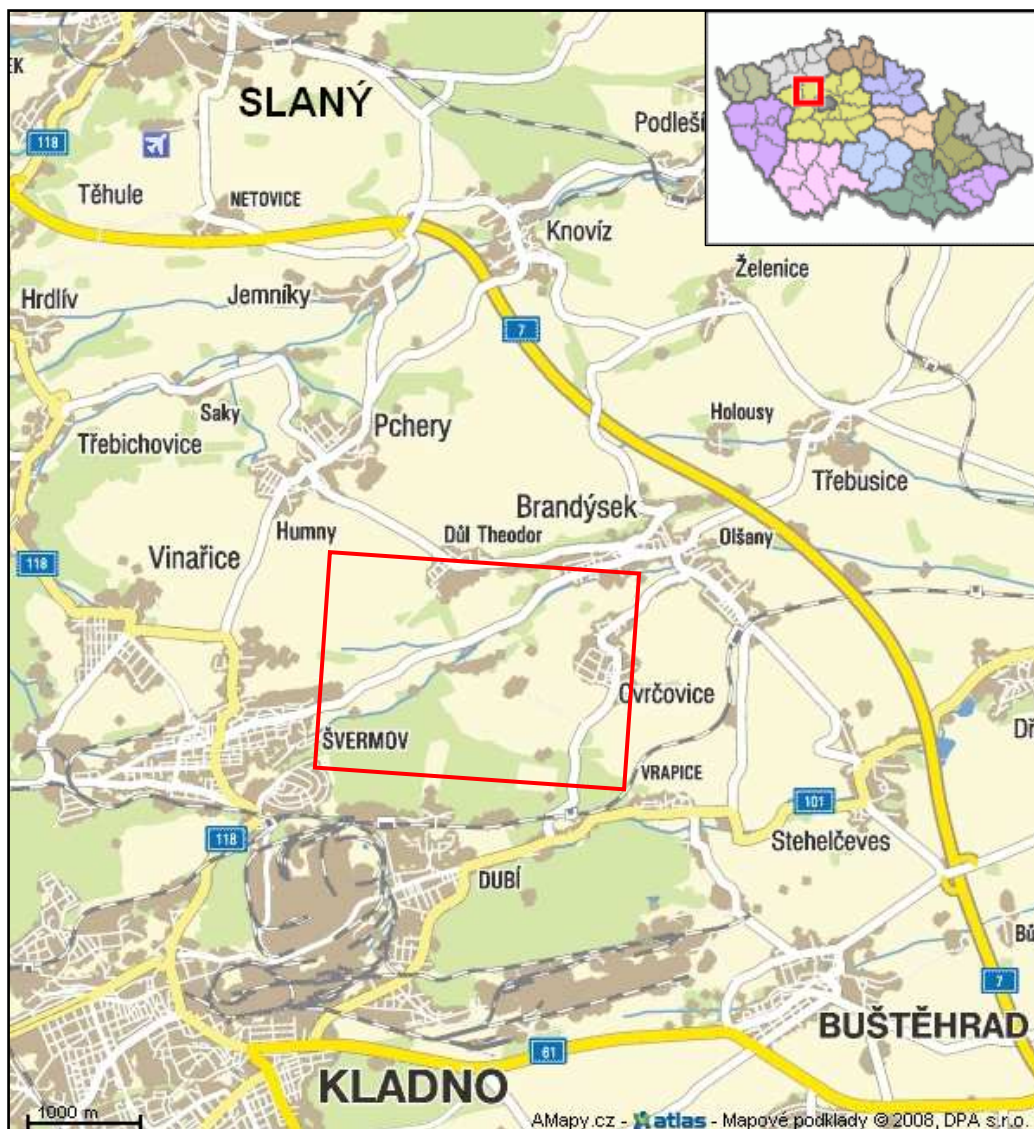
## 2. Charakteristika území

### 2.1 Vymezení území

Studované území se nachází v západní části Středočeského kraje v okrese Kladno. Jižní a západní okraj území tvoří město Kladno, přesněji městské části Švermov a Dubí. Na severu lokalita částečně zahrnuje Theodor, část obce Pchery, v severovýchodní části území leží obec Cvrčovice. Přímo v území jsou dvě bývalé hornické kolonie Čabárna a Ferdinandka, obě patřící k obci Cvrčovice. Zájmový prostor leží z části v nivě Týneckého potoka a z části ve svahových partiích údolí a na přiléhající rovině. Lokalizace území je znázorněna na obr. 1.

Lokalitu, která má tvar obdélníku o rozloze 4 632 500 m<sup>2</sup> (2 500 × 1 853 m), lze také vymežit přesně pomocí souřadnic:

50°11,0'N 14°7,4'E; 50°11,0'N 14°9,5'E; 50°10,0'N 14°7,4'E; 50°10,0'N 14°9,5'E.



Obr. 1. Lokalizace zájmového území; 1 : 125 000.

Mapa ČR převzata z : <http://portal.gov.cz>, mapa kladenska z <http://amapy.centrum.cz/>.

## 2.2 Historie botanického výzkumu v území

Přímo pro zvolené území nebyl v minulosti proveden žádný botanický průzkum. Existuje však několik historických i recentních prací, které se daného území dotýkají. Studie květeny v okolí Kladna (Šindelář 1941) uvádí popis lesní květeny ve svahu nad Týneckým potokem u Hnidous (část Švermova) a také druhy rostoucí na kladenských haldách. Výskyt řady, často i vzácných, druhů, pro celé Kladensko dokumentuje Roubalův herbář a rozsáhlá kartotéka Antonína Roubala (Krinke 2006). Těmito historickými zdroji se zabývá projekt DE06P04OMG006 Roubalův herbář a kartotéka flóry Kladenska jako podklad historických změn květeny regionu zahrnující vyhodnocení změn květeny Kladenska během posledních padesáti let (<http://aplikace.isvav.cvut.cz/projectDetail.do?rowId=DE06P04OMG006> [2.8.2009]). Významně se území dotkla studie Vav 640/10/03 Obnova krajiny Kladenska narušené dobýváním (Gremlica 2005), v rámci které byl proveden floristický výzkum na vybraných haldách po těžbě černého uhlí.

## 2.3 Přírodní poměry území

### 2.3.1 Geologie a geomorfologie

Z pohledu geologické rajonizace patří skalní podklad zkoumaného území ke třem regionálně geologickým jednotkám. Jsou to barrandienské proterozoikum, kladensko – rakovnická pánev a česká křídlová pánev (Mašek et al. 1990).

Barrandienské proterozoikum je v zájmovém území tvořeno především souborem velmi slabě metamorfovaných hornin stratigraficky náležejících ke kralupsko-zbraslavské skupině. Převládají droby, následované prachovci a břidlicemi s hojnými vložkami silicitů a ojediněle černých břidlic či vulkanitů (bazaltů) (Horný 1963). Horniny proterozoika jsou na zkoumaném území zcela překryty mladšími útvarů (Čepela, pers. com.).

Horniny svrchnokarbonského stáří (vestfál a stefan), které jsou součástí kladensko-rakovnické pánve, zde tvoří čtyři souvrství – kladenské, týnecké, slánské a líňské. Jedná se především o pískovce, arkózové pískovce, slepence, brekcie, prachovce, jílovce a sedimenty uhelných souvrství (Horný 1963). Pestře zbarvené prachovce a jílovce vystupují v území na povrch v dolních partiích SZ svahu údolí Týneckého potoka (Čepela, pers. com.).

Horniny české křídlové pánve jsou v zájmovém území zastoupeny především uloženinami cenomanského a turonského stáří, řazenými k vrstvám peruckým a korycanským a k souvrství bělohorskému. Jedná se o prachovce, slínovce, jílovce, pískovce, slepence a vápence (Mašek et al. 1990). Z nich nalézáme výchozy cenomanských pískovců po obou stranách zkoumaného údolí a turonské slínovce a jílovce v nejvyšších partiích lokality (Čepela, pers. com.).

Horniny čtvrtohorního stáří tvoří na lokalitě především pleistocénní spraše zarovávající nerovnosti povrchu. Dalšími čtvrtohorními horninami jsou svahové uloženiny a náplavy Týneckého potoka. Rozhodujícím čtvrtohorním geologickým činitelem je však

v prostoru popisované lokality a jejím blízkém okolí člověk. Antropogenní sedimenty se vyskytují hlavně ve formě navážek (hráze rybníků, násypy silnic a cest, terasy zahrad a polí, skládky v okolí obcí) a důlních hald hlušiny vytěžené z uhelných dolů (Čepela, pers. com.).

Charakteristickým útvarem zkoumané lokality je Kladenská křídlová tabule, rozdělená údolím Týneckého potoka. Sestupujeme-li z rovin Kladenské tabule relativně prudkými svahy do údolí Týneckého potoka od obce Theodor (SZ svah) nebo od osady Ferdinandka (JV svah), můžeme cestou spatřit horniny několika geologických období počínaje důlními haldami a navážkami antropogenního charakteru, sprašovými hlinami a dalšími uloženinami čtvrtohor, přes výchozy a úlomky opuk a pískovců druhohor až po pestré horniny prvohor (Čepela, pers. com.).

Údolí Týneckého potoka, probíhající od JZ k SV, je pravděpodobně tektonicky predisponováno. Čtvrtohorní sedimenty údolní nivy se nalézají v prostoru lokality přibližně 280 m n.m. a jsou uloženy na horninách prvohorního středočeského permokarbonu, jejichž vývoj byl pravděpodobně ovlivněn vertikální tektonickou dynamikou. V nadmořské výšce přibližně 310–330 m n. m. se ve svazích na obou stranách údolí objevují výchozy druhohorních cenomanských pískovců. Nad nimi pak začínají vystupovat výchozy druhohorních turonských „opuk“ (jílovce a slínovce), které již tvoří rovné partie Kladenské tabule. Při SV okraji zkoumané lokality lze při státní silnici ze Švermova do Brandýska nalézt vytěžený prostor po ložisku čtvrtohorních (pleistocénních) sprašových hlin, nyní postupně zaplňovaný komunálním odpadem. Po obou stranách údolí Týneckého potoka jsou svahy deformovány rozsáhlými haldami důlní hlušiny. Je to halda dolu Ferdinand na JV svahu a halda dolu Teodor na SZ svahu. Na dohled od lokality (na Z) je rovněž halda dolu Ronna. V nižších partiích údolních svahů a na dně údolí lze nalézt balvany pevných železitých červených pískovců a slepenců představující patrně zbytky peruckých vrstev cenomanu. Na polích nižších partií SZ svahu údolí lze spatřit výchozy pestře zbarvených poloh permokarbonských vrstev. Na jaře a na podzim zde můžeme v hluboké orbě nalézt zvětralé zbytky prachovců a jílovců zbarvené zelenavě, nafialověle, červeně, hnědě, bíle a šedě. Na JZ svahu údolí se tento pestrý vývoj permokarbonských vrstev, patrně v důsledku rozdílné vertikální tektonické dynamiky obou údolních svahů, nevyskytuje (Čepela, pers. com.).

Hydrogeologicky nejvýznamnějšími horninami zkoumané lokality jsou druhohorní křídlové sedimenty. Jejich mírný úklon k SSV a směr údolí od JZ k SV předurčuje prameny na JZ svazích křídlové plošiny. V čtvrtohorních sedimentech mají rozhodující hydrogeologický význam holocénní náplavy potoční nivy (Čepela, pers. com.).

Orograficky náleží zkoumané území Kladenské tabuli, jež je součástí Pražské plošiny. Širší území představuje zmlazenou parovinu. Terén je převážně plochý, jen mírně zvlněný, omlazený hlouběji zaříznutými údolními potoky. Nadmořské výšky se pohybují v rozpětí 280–350 m. Hydrografickou osou je Zákolanský potok, s přítoky Týneckým, Dřetovickým a Buštěhradským potokem (Mašek et al. 1990).



### 2.3.2 Klima

Kladensko patří do dvou klimatických oblastí. Vymezené území se nachází v severovýchodní, níže položené části Kladenska, s nadmořskými výškami dosahujícími např. v údolí Zákolanského potoka u Otvovic hodnot pouze 220 m n. m. Tato oblast je teplejší a sušší. Průměrné roční teploty se pohybují v rozmezí 8–9 °C a roční úhrn srážek mezi 500–550 mm. Průměrná zimní teplota je -2 až -1 °C a letní 15 až 16 °C. Průměrný počet dnů se sněhovou pokrývkou je 40, větší část srážek (300–350 mm) spadne v období vegetační sezóny (březen – září). Převažuje jihozápadní směr větrů. Oblast spadá do mírně teplého, suchého klimatického okrsku s mírnou zimou a kratším slunečním svitem (Tolasz 2007).

### 2.3.3. Fytogeografie a potenciální přirozená vegetace

Podle základního rozlišení fytogeografických jednotek v rámci střední Evropy patří Kladensko do Hercynské podprovincie (Neuhäuslová et al. 1998). Přesněji leží popisované území ve fytogeografické oblasti termofytikum, které se na území Kladenska člení na 2 okresy. Na západě spadá Kladensko k okresu 6 Džbán a větší část Kladenska spolu s daným územím je řazena k okresu 7 Středočeská tabule. Tento okres se dělí na 4 podokresy, přičemž lokalita leží přibližně na hranici mezi Slánskou a Bělohorskou tabulí. Pro tyto tabule je charakteristická rozmanitá květena s převládajícími termofyty a mezofyty. Vegetační stupeň je kolinní, reliéf plochý, vzácněji svažité, území je relativně kontinentální, tedy relativně srážkově nedostatkové. Tabule se liší geologickým podkladem, jejich krajina je zemědělsky využívaná a pozměněná lidmi (Hejný & Slavík 1988).

Z hlediska potenciální přirozené vegetace se na daném území nachází polohy dvou fytocenologických jednotek. Plošně převažuje asociace černýšových dubohabřin (*Melampyro nemorosi-Carpinetum*) svazu *Carpinion*, která je typická pro větší část území Kladenska. Podél Týneckého potoka se nacházejí polohy mochnových doubrav (*Potentillo albae-Quercetum*) svazu *Quercion petrae* (Neuhäuslová et al. 1998).

Černýšové dubohabřiny představují stinné dubohabřiny s dominantními druhy stromového patra *Quercus petraea* a *Carpinus betulus*. V prosvětlených porostech je dobře vyvinuté keřové patro tvořené mezofilními druhy opadavých listnatých lesů. Charakter bylinného patra je určován především mezofilními druhy bylin (*Hepatica nobilis*, *Galium sylvatica*, *Campanula persicifolia*, *Lathyrus vernus*, *Lathyrus niger*, *Melampyrum nemorosum*, *Mercurialis perennis*, *Asarum europaeum*, *Viola reichenbachiana* aj.), méně často se vyskytují trávy (*Festuca heterophylla*, *Poa nemoralis* aj.). Společenstvo preferuje eutrofní až oligotrofní, místy (pseudo)-oglejené hnědozemě (kambizemě). Pro tuto jednotku jsou také typické určité invazní a expanzivní druhy (např. *Calamagrostis arundinacea*, *Convallaria majalis*, *Impatiens parviflora*, *Aegopodium podagraria*, *Robinia pseudoacacia*) (Neuhäuslová et al. 1998).

Mochnové doubravy jsou druhově bohaté doubravy, kde dominantní druhy stromového patra představují *Quercus petraea* či *Q. robur*. Příměs může tvořit *Carpinus*

*betulus*, *Tilia cordata*, vzácněji *Fagus sylvatica*, *Sorbus torminalis* a *S. aria*. V keřovém patru se objevuje *Frangula alnus*, *Corylus avellana* a *Rosa sp.*. Bylinné patro má zpravidla mozaikovou strukturu, která odráží mikroreliefové jevy a stupeň ovlivnění podzemní vodou. Nejčastěji zde dominuje *Poa nemoralis*, *Carex montana* nebo *Brachypodium pinnatum*. Bylinné patro je charakterizováno společným zastoupením druhů teplomilných doubrav (*Athericum ramosum*, *Polygonatum odoratum*, *Trifolium alpestre* aj.), druhů střídavě vlhkých půd (*Betonica officinalis*, *Galium boreale*, *Potentilla alba*, *Serratula tinctoria* aj.), mezofilních druhů (*Campanula persicifolia*, *Galium sylvaticum*, *Lathyrus vernus*, *Melica nutans* aj.) a (sub)acidofilních druhů (*Hieracium lachenalii*, *Luzula luzoloides*, *Melampyrum pratense*, *Vaccinium myrtillus* aj.). Společenstvo se vyskytuje na pseudooglejených luvizemích, pseudoglejích a rankerových kambizemích (Neuhäuslová et al. 1998).

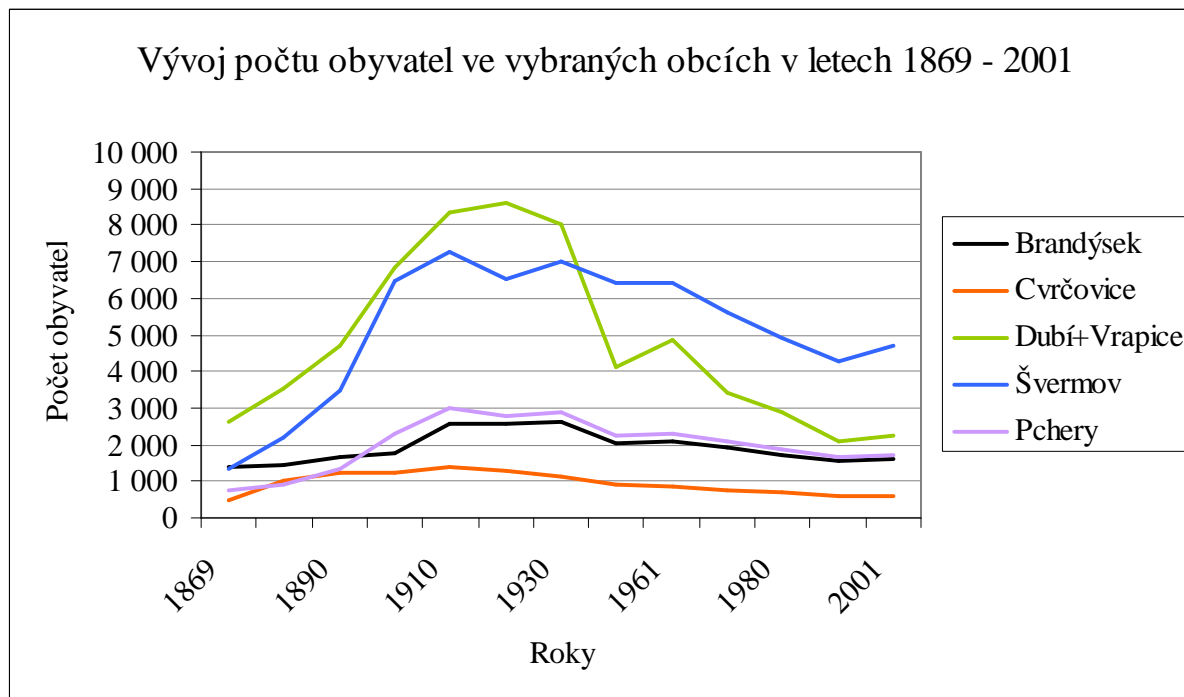
Na Kladensku je většina ploch poloh uvedených jednotek využívána k intenzivní zemědělské produkci, na dalších bylo společenstvo nahrazeno monokulturami smrku ztepilého (*Picea abies*), případně ustoupilo zástavbě (Gremlica 2005).

## 2.4 Historie lidského osídlení a využívání území

Kromě přírodních podmínek udávajících základní charakter vegetace je pro vegetaci v území klíčový několik tisíc let trvající intenzivní vliv člověka. První známky osídlení Kladenska jsou doloženy již z období středního paleolitu (250–40 tis. let př. n. l.). V období neolitu (7 000–4 300 let př. n. l.) dochází k výrazné změně ve způsobu života člověka – přechodu od lovu k pěstování plodin a chovu zvířat (tzv. neolitická revoluce). Od této doby bylo území severovýchodně od potoka Kačáku, kde jsou pro člověka příznivější podmínky, trvale obděláváno. Jak ukazuje řada dokladů, lidské osídlení Kladenska se v následujících obdobích (eneolit, doba bronzová, doba železná) dále zvětšovalo (Krajník a Pospíšil 1985). V okolí popisovaného území je osídlení doloženo několika archeologickými nálezy (viz Koller 1968, Krajník a Pospíšil 1985). Kulturní krajinou s uzavřenou zástavbou vesnických sídlišť uprostřed polí se Kladensko stalo v 10.–13. století (Krajník a Pospíšil 1985).

První zmínky o lidských sídlech v blízkosti lokality pocházejí z doby románské a písemně jsou doložena v 13. (část obce Brandýsek), respektive 14. stol. (Kladno, Cvrčovice). Brandýsek a Cvrčovice byly do 18. století, kdy došlo k objevu výchozu uhelných slojí u nedalekých Vrapic, rolnickými obcemi. Kladno bylo v 16. stol. povýšeno na městečko, ale zemědělsko – řemeslnický charakter si rovněž zachovalo až do začátku období rozvoje těžby uhlí a železárenského průmyslu. Dolování černého uhlí v průběhu následujících 200 let je změnilo v hornická sídla a způsobilo nárůst počtu jejich obyvatel (Koller 1968). K těžbě uhlí docházelo jistě i dříve, ale jednalo se pouze o těžbu povrchovou a dávající nekvalitní surovinu. S přílivem horníků do obcí také začal významný stavební ruch a vzniklo několik hornických kolonií (část obce Brandýsek Nové Olšany; Ferdinandka a Čabárna, dnes patří k obci Cvrčovice; Theodor spadající pod obec Pchery; kolonie v Motyčíně a Hnidousích – nyní kladenská městská část Švermov). Počet obyvatel Kladna se během 40.–70. let 19. stol.

zvýšil osmkrát. Vývoj počtu obyvatel v obcích v okolí popisovaného území v letech 1869–2001 znázorňuje obr. 2. Rovněž vyvstala nutnost vybudování železnice do Kralup. Tzv. bývalá Buštěhradská dráha byla uvedena do provozu v letech 1885–1886 (Krajník a Pospíšil 1985).



Obr. 2. Vývoj počtu obyvatel ve vybraných obcích v letech 1869 - 2001

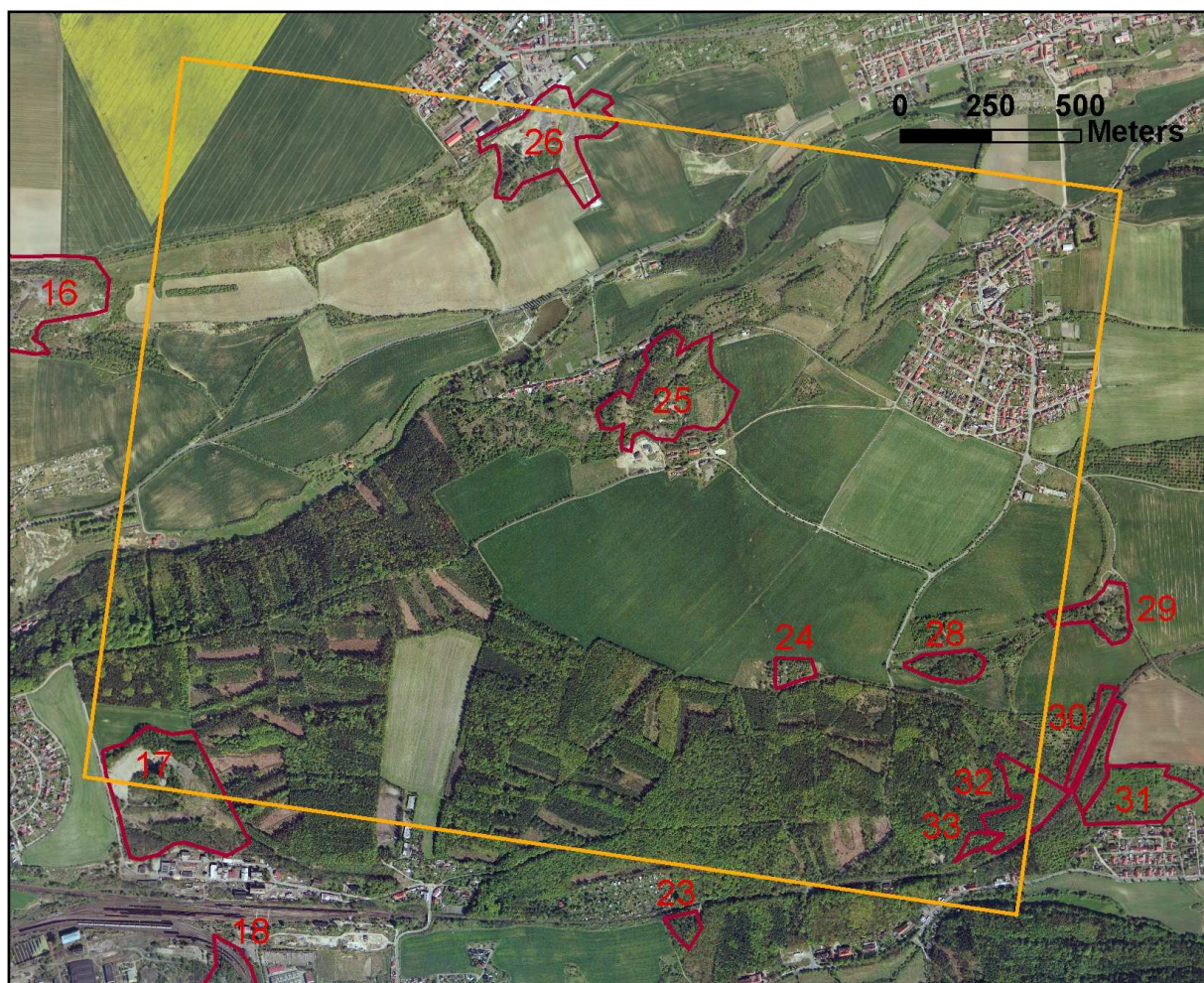
Vytvořeno na základě údajů z Retrospektivního lexikonu obcí Středočeského kraje 1869 až 2001 (ČSÚ 2005).

V oblasti bylo vyhloubeno několik dolů. Roku 1842 byla vybudována podvojná jáma Michael-Layer v Brandýsku, která byla ovšem zatopena silnými prameny. Také v první polovině 19. stol. vznikl důl Ludmila (Koller 1968). Nejbližším a nejmohutnějším dolem u Cvrčovic se stal důl Ferdinand. S jeho hloubením se začalo v roce 1849 a několikrát se v něm pokračovalo až do roku 1875, kdy byla objevena vrstva uhlí mocná téměř 9 m. Největší těžba probíhala od roku 1882 do roku 1918, kdy byl důl uzavřen. Nejmladším dolem v blízkosti lokality je důl Theodor. Hloubení dolu začalo po průzkumných pracích v roce 1897 a vlastní těžba byla zahájena roku 1902. V období největší těžby, v roce 1908, poskytoval důl zaměstnání až 1000 dělníkům. Důl byl zrušen v roce 1935 (Vácha 1935). Na jihozápadním okraji území se nachází důl Prago Tragy, který spolu s dolem Ronna, patří k dolům provozovaným až do druhé poloviny 20. stol. Naopak několik malých dolů na jihovýchodě území, v okolí nynějších částí Kladna Dubí a Vrapice, bylo provozováno a uzavřeno již v 19. století (Gremlica 2005).

Nejvýraznějším a často jediným pozůstatkem dolování v krajině jsou opuštěné areály dolů (tzv. brownfields) a odvaly (neboli haldy) hlušiny i jiných materiálů. Odvaly v okolí

území zobrazuje obr. 3. Některé odvaly byly zcela zarovnané nebo rozvezeny (např. odval dolu Ludmila), jiné se prostřednictvím přirozené sukcese začlenily do okolní krajiny (odvaly malých dolů u Vrapic a Dubí). Několik odvalů tvoří dodnes výrazný krajinný prvek a rozhoduje se nyní o jejich dalším využití (Ronna, Theodor) (Gremlica 2005). Krajina Kladenska dnes opět dominuje spíše zemědělská výroba. Zemědělsky využívaná krajina prošla v minulém století významnou změnou. V 50. letech minulého století došlo ke kolektivizaci, která znamenala především zcelování polí a vymizení způsobů obhospodařování, které používali drobní zemědělci. Následovala intenzifikace zemědělské výroby, která pokračuje dodnes. V 90. letech minulého století proběhla privatizace týkající se nejen zemědělsky využívané půdy.

Obr. 3. Odvaly v okolí lokality (vyznačena modře). Číslování převzato z Gremlica (2005): 17 – Prago Tragy, 18 – Prokop, 23 – Ludvík-Kateřina, 24 – Ludmila, 25 – Ferdinand, 26 – Theodor, 28 – Marie-Antonie, 29 – Vítek, 30 – Na Feruli, 32 – Bohumír, 33 – Josef-Antonín. Pokladové ortofoto poskytl ČÚZK, digitální mapu odvalů poskytla V.Roglová.



### 3. Metodika

#### 3.1 Výběr území

Území vhodné pro studium příměstské vegetace jsem vybírala ve středních Čechách, které lze považovat za reprezentativní část středoevropské hustě osídlené a intenzivně využívané krajiny nižších poloh. Kritériem pro výběr území byla těsná návaznost na větší lidské sídlo a výrazné různorodé ovlivnění území člověkem. Výrazným ovlivněním území člověkem je myšleno intenzivní využívání krajiny – např. intenzivní zemědělská výroba, značná hustota sídel a komunikací, průmyslové areály, skládky. Působením těchto různorodých lidských vlivů pak vzniká v měřítku stovek metrů mozaika řady biotopů (pole, lesy, malá sídla, okraje cest, pastviny, louky a sady, lomy, brownfields atd.). Území obsahující takovouto mozaiku jsem vybrala v těsné návaznosti na město Kladno (cca 70 000 obyvatel) na základě map 1 : 10 000 pokrývajících část okolí Kladna (Základní mapa 1 : 10 000, listy 12-23-05 až 12-23-14), výstupů z mapování biotopů Natura 2000 (kopie čístopisů z mapování biotopů Natura 2000 na mapových listech ZM 1 : 10 000: 12-23-05 až 12-23-14 poskytnuté Agenturou ochrany přírody a krajiny ČR) a mých osobních zkušeností s krajinou v okolí města Kladna. Zvolená lokalita navazuje na severovýchodní okraj města Kladna se středem přibližně v hornické osadě Ferdinadka. Údaje o vegetaci jsem zde sebrala v obdélníkovém území o rozloze 4 632 500 m<sup>2</sup> (2 500 × 1 853 m), jehož rohy jsou určeny následujícími souřadnicemi:

50°11,0'N 14°7,4'E; 50°11,0'N 14°9,5'E; 50°10,0'N 14°7,4'E; 50°10,0'N 14°9,5'E.

#### 3.2 Sběr dat

##### 3.2.1 Data o druhovém složení

Druhové složení v daném území jsem zachytila prostřednictvím fytoecologických snímků. Zvolila jsem pravidelné uspořádání snímků v síti dané desetinami minut zeměpisné šířky a zeměpisné délky, což odpovídá velikosti ok sítě 119 × 187 m (viz obr. 4). Tento systém sběru dat mi umožnil zachytit variabilitu vegetačních typů a strukturu krajiny. Zaručí, že výběr míst, kde zaznamenávám druhové složení rostlin, není subjektivní. Velikost ok byla zvolena po prohlídce území tak, abych byla síť schopná pokrýt část krajiny, zachytit tak změny ve složení a struktuře vegetace a zároveň, abych příliš typů vegetace v krajině neminula. Při této velikosti ok pokryje zvolené území 242 snímků (22 sloupců × 11 řad). Umístění snímků v terénu dané souřadnicemi sítě (např. 50°10,0' 14°7,4') jsem dohledávala pomocí přístroje GPS, jehož přesnost je přibližně 5 m. Místo, kde přístroj udával dané souřadnice, jsem považovala za střed snímku. Ve všech typech vegetace jsem zaznamenávala snímky o stejné velikosti 5 × 5 m, tj. ploše 25 m<sup>2</sup>, a pouze jedenkrát v průběhu vegetační sezóny.



Obr. 4. Letecký snímek zkoumaného území s vynesenu sítí fytoocenologických snímků. Podkladové ortofoto poskytl ČÚZK.

V roce 2006 jsem vyhotovila 16 snímků v červenci, v roce 2007 50 snímků v červnu a červenci a v roce 2008 176 snímků v červnu, červenci a srpnu. Veškeré snímky, které jsem zaznamenávala na polích, jsem zapsala během jednoho roku (2008), abych se vyhnula problémům způsobeným osetím polí různými plodinami v různých letech. Rostliny jsem v případě potřeby určovala podle Kubát et al. (2002) a Rothmaler (2000). Pro některé hůře určitelné druhy jsem vytvořila herbářovou položku a jejich určení konzultovala. Přesto nebylo možné všechny nalezené rostliny určit až do druhu a proto bylo pro další práci nutné v těchto případech sloučit záznamy pro špatně odlišitelné druhy, v některých případech až na rodovou úroveň (např. *Galium aparine* a *Galium spurium* či *Fumaria officinalis* a *Fumaria vaillantii* v *Fumaria* sp. apod.). Názvosloví zjištěných druhů je převzato z Kubát et al. (2002). Dominanci a abundanci druhů jsem zaznamenala v sedmičlenné Braun-Blanquetově stupnici (Westhoff & van der Maarel 1978).

### 3.2.2 Stanovištní podmínky

Jedním z cílů mé práce je určit vliv různých faktorů na druhové složení a diverzitu vegetace. Faktory, které jsem se rozhodla v práci uvažovat, lze rozdělit na abiotické faktory a faktory popisující strukturu krajiny. Hodnoty těchto faktorů pro jednotlivé snímky jsem získala z příslušných map v elektronické podobě pomocí programu ArcGIS 9.2 (ESRI, Redlands, CA, USA). Přímou v terénu jsem tedy neprováděla žádná měření. Při zápisu snímku jsem zapisovala kromě druhového složení pouze jednoduchou charakteristiku vegetace (např. les, paseka, trávník, křovina apod.).

Zvolené abiotické faktory jsou sklon svahu, přímá potenciální radiace a geologický podklad. Na základě topografické mapy v měřítku 1 : 10 000 v elektronické podobě (Základní báze geografických dat České republiky – výškopis, mapové listy 12-23-02, 12-23-03, 12-23-07 a 12-23-08 Základní mapy 1 : 10 000; poskytnuto Českým úřadem zeměměřickým a katastrálním) jsem vytvořila digitální model terénu. Z něho jsem odvodila rastr sklonů a rastr orientací, ze kterých jsem odečetla hodnoty sklonu a orientace pro každý snímek. Samotnou orientaci není vhodné používat do analýz, protože je jednak zaznamenaná na kruhové škále a jednak význam jejích hodnot je velmi rozdílný při různých hodnotách sklonu. Z hodnoty radiace a zároveň z hodnoty sklonu jsem proto vypočetla přímou potenciální radiaci v příslušném programu (<http://botany.natur.cuni.cz/cs/program-na-vypocet-relativnich-hodnot-potentialni-prime-radiace-na-st> [20.5.2009]). Program počítá sumu kosinů úhlů slunečních paprsků a dané plochy po celý den po čtvrt hodině. Pro každé stanoviště vypočte (v tomto pořadí) hodnotu pro 21. prosinec, 21. leden, 21. únor, 21. březen, 21. duben 21. květen a 21. červen (<http://botany.natur.cuni.cz/cs/program-na-vypocet-relativnich-hodnot-potentialni-prime-radiace-na-st> [20.5.2009]; podrobný popis viz Herben 1987). Z těchto hodnot je pro další analýzy nutné vybrat pouze důležité údaje. Tento výběr jsem provedla pomocí nepřímé lineární mnohorozměrné analýzy (PCA) v programu Canoco for Windows 4.5 (ter Braak & Šmilauer 2002). Zadala jsem pouze dostupnost dat o druzích, přičemž druhy v tomto případě představovaly jednotlivé měsíce. Z grafu jsem odečetla dva

nejméně korelované měsíce, tedy na sobě nejméně závislé a nejlépe vypovídající o charakteru potenciální přímé radiace jednotlivých snímků (viz příloha 9). Jedná se o prosinec a červen, ostatní měsíce nebudu v analýzách uvažovat. Informace o geologickém podkladu jsem získala z geologické mapy v měřítku 1 : 50 000 v elektronické podobě (výřez z geologické mapy zakryté, list 12-23; poskytnuto Českou geologickou službou). V území je na mapě zachyceno 7 geologických jednotek: kvartérní nivní sedimenty (hlína, písek, štěrk), kvartérní deluvioeolické sedimenty (hlína, písek), kvarterní eolický sediment (spraš, sprašová hlína), antropogenní sedimenty (navážka, halda, výsypka, odval), druhohorní pískovce (pískovec křemenný, jílovitý, glaukonitický), druhohorní opuky (slínovec písčitý, jílovec spongilitický) a prvohorní horniny (pískovec, slepenec, prachovec, jílovec, uhelná sloj, brekcie, tuf, tufit). V kategorii kvartérních deluvioeolických sedimentů jsem zaznamenala pouze 7 snímků, a proto jsem ji sloučila s podobnými kvarterními eolickými sedimenty. Na antropogenních sedimentech jsem zaznamenala pouze 12 snímků, ale toto geologické podloží je natolik specifické, že je není možné sloučit s žádnou další kategorií.

Strukturu krajiny jsem vyjádřila prostřednictvím těchto proměnných: vzdálenost snímku k nejbližšímu sídlu, vzdálenost snímku k nejbližší cestě, vzdálenost snímku k nejbližší hranici pozemků o různém využití a plocha jednotlivých typů porostu v okolí snímku. Jejich hodnoty jsem vypočetla na základě topografické mapy (Základní báze geografických dat České republiky – polohopis, mapové listy 12-23-02, 12-23-03, 12-23-07 a 12-23-08 Základní mapy 1 : 10 000; poskytnuto Českým úřadem zeměměřickým a katastrálním). Mapu bylo nutné před výpočtem upravit podle leteckého snímku území, protože nebyla zcela aktuální a cesty jsou v ní zaneseny pouze čarami, nikoliv jako pozemky. Vzdálenost snímku k nejbližšímu sídlu (jeho okraji) jsem vypočetla ve dvou variantách. V první variantě jsem za sídla považovala nejen obce a jejich části, ale i několik osamocených budov (proměnná „vzdálenost k sídlu“), které se nacházejí v území. V druhé variantě jsem tyto samoty neuvažovala („vzdálenost k sídlu II“). Pro výpočet vzdálenosti k nejbližší cestě jsem použila všechny cesty zakreslené v mapě. Hranice pozemků o jiném typu porostu jsem získala tak, že jsem pozemky pro zjednodušení první rozdělila do tří kategorií využití (les, pole, ostatní) a poté je v rámci každé kategorie sloučila. Této vrstvy jsem využila také při výpočtu plochy jednotlivých typů porostu v různě velkém okolí snímku. Kolem každého snímku jsem vytvořila kruh (funkce *Buffer*) o průměru 10, 20, 50, 75 a 100 m a spočítala v něm plochu typů porostu. Poslední faktor, který v analýzách používám, je typ porostu, jež jsem zaznamenávala přímo v terénu. Rozlišuji pouze tři kategorie: pole, les, ostatní (tj. nelesní nepolní vegetace). Zaznamenané snímky by bylo možné samozřejmě rozřadit do více typů, ale pro účely analýz by to bylo nepraktické, protože některé typy by byly jen velmi málo zastoupené.

### 3.2.3 Historické využití území

Kromě současných stanovištních podmínek je pro vegetaci také důležitá minulost území. Vhodným a používaným zdrojem údajů o relativně nedávné historii území jsou stará



mapová díla, kde je zaznamenán způsob využití pozemků. V Ústředním archivu zeměměřičství a katastru mi byly poskytnuty k nahlédnutí a oskenování tyto mapy: měřický operát stabilního katastru – tzv. císařské povinné otisky (rok 1840, měřítko 1 : 2 880), katastrální mapy vzniklé aktualizací měřického operátu stabilního katastru (1890–1909, 1 : 2 880) a státní mapy odvozené (1967–1972, 1 : 5 000). Předpokladem analýzy vlivu historického využití území na současnou vegetaci jsou změny ve využití území za sledované období. Území zvolené pro tuto práci ovšem nebylo vybíráno s ohledem na tento předpoklad. Při podrobné prohlídce uvedených map jsem zjistila, že většina území neprošla od roku 1840 změnou ve využívání. Analýzu tedy není možné provést. Pro ilustraci malých změn ve využívání území jsem provedla georeferenci oskenovaných císařských otisků a promítla do takto vzniklé mapy sítí snímků, které jsem klasifikovala podle zaznamenaného současného typu porostu (les, pole, ostatní). S mapami jsem pracovala v prostředí programu ArcGIS 9.2 (ESRI, Redlands, CA, USA).

### 3.2.4 Vlastnosti zaznamenaných druhů rostlin

Dalšími důležitými faktory ovlivňujícími výskyt druhů v krajině jsou vlastnosti těchto druhů. Ke každému zaznamenanému druhu jsem se pokusila zjistit informace o následujících vlastnostech. Vlastnosti jsou vybrány tak, aby byly pro rostliny v prostředí příměstské krajiny důležité a zároveň tak, aby je bylo možné snadno dohledat v literatuře či databázích, jelikož se jedná o poměrně velké množství taxonů (373). Přesto u některých vlastností nebylo možné zjistit jejich hodnoty pro poměrně velké množství druhů (viz příloha 8 – černé sloupce grafů). Tyto druhy byly z níže popsaných analýz vždy vyloučeny.

- Životní forma. Šest základních kategorií životních forem (epifyt, fanerofyt, chamaefyt, hemikryptofyt, kryptofyt, terofyt) vymezil Raunkiaer (1934). Tyto morfologicko-ekologické typy odrážejí dlouhodobé adaptace rostliny na prostředí, které se projevují především morfologickým utvářením nadzemních i podzemních částí rostlin a v jejich funkčních projevech (Slavíková 1986). Tuto informaci jsem vypisovala z Kubát et al. (2002).
- Životní strategie. Grime (1979) definoval 7 kategorií – strategové: C (konkurenční), R (ruderální), S (stres snášející), C-R (konkurenčně ruderální), S-R (stres snášející ruderální), C-S (stres snášející konkurenční), C-S-R. Strategie zahrnují soubor vlastností druhu, které mu umožňují úspěšně existovat v určitém typu prostředí. Tyto údaje jsem čerpala z databáze Bioflor (Klotz et al. 2002).
- Průměrná délka života. Rostliny lze rozlišit na jednoleté, dvouleté a vytrvalé. Tato vlastnost například vypovídá o přizpůsobení rostliny k disturbancím (Knevel et al. 2005). Informace o délce života rostlin jsem získala z databáze Bioflor (Klotz et al. 2002).
- Výška rostliny. Výška rostliny odráží mimo jiné konkurenceschopnost rostliny, vyšší rostliny se uplatňují v pokročilejších stadiích sukcese (Weiher et al. 1999). V Kubát et al. (2002) je uváděna minimální a maximální výška rostlin, ze kterých jsem vypočetla výšku průměrnou.

- Začátek a doba kvetení. Informace o začátku a konci kvetení (měsíce) jsem vypsalala z Kubát et al. (2002), z čehož jsem vypočetla dobu kvetení.
- Typ semenné banky. Pojmeme semenná banka se označuje zásoba diaspor v půdě a rozlišují se její tři typy: přechodná (méně než 1 rok), krátkodobá (1–5 let), dlouhodobá (více než 4 roky) (Thompson et al. 1997). Tato vlastnost vypovídá o schopnosti obnovy druhu na stanovišti a o odpovědi na disturbanci, což je v krajině ovlivněné člověkem pro rostliny důležité. V Thompson et al. (1997) je pro většinu druhů uvedeno více údajů z různých zdrojů, které dospěly k různým závěrům ohledně typu semenné banky. Proto Bekker et al. (1998) zavádí *seed bank longevity index*, který umožňuje přepočítat mnoho rozdílných záznamů na jeden údaj. Jeho hodnota značí, zda je semenná banka spíše přechodná nebo spíše trvalá. Tento přepočet jsem provedla pro všechny druhy, pro které byly dostupné informace v Thompson et al. (1997). Hodnota indexu se pohybuje od 0 (přechodná semenná banka) po 1 (krátkodobě až dlouhodobě trvalá semenná banka).
- Původ. Dle původu lze rostliny rozdělit na původní v ČR a nepůvodní, přičemž nepůvodní jsou dále děleny na archeofyty a neofyty (Pyšek et al. 2002). Původ rostliny ovlivňuje možnosti jejího výskytu v krajině a zvláště při studiu vegetace v člověkem silně ovlivněné krajině je na něj kladen důraz. Informace o původu rostlin jsem získala z publikace Pyšek et al. (2002).
- Ohrožení. Příměstská území nebývají z hlediska ochrany přírody zájmovými lokalitami. Přesto i zde se vyskytují druhy ohrožené a chráněné zákonem. Seznam zaznamenaných druhů jsem porovnála s Červeným seznamem cévnatých rostlin ČR (Procházka 2001). Jednotlivé kategorie ohrožení jsem nerozlišovala, jelikož nalezených ohrožených druhů byl malý počet.
- Ellenbergovy indikační hodnoty. Výskyt a početnost rostlinných druhů poskytuje citlivou a integrovanou výpověď o ekologických podmínkách stanoviště. Na základě tohoto Ellenberg et al. (1992) sestavil pro řadu druhů střední Evropy indikační hodnoty pro sedm základních charakteristik stanoviště (světlo, teplota, kontinentalita, vlhkost, půdní reakce, zásobení dusíkem a zasolení) vyjádřené pomocí devítistupňové škály (pro vlhkost 1–12). Ellenbergova indikační čísla jsem použila pouze k popisu ekologického chování zaznamenaných druhů. Jejich hodnoty jsem zjistila v Ellenberg et al. (1992).

### 3.3 Zpracování dat

#### 3.3.1 Popis vegetace příměstské krajiny

##### 3.3.1.1 Diverzita

Diverzitu vegetace v území vyjádřenou jsem popsala několika následujícími způsoby. Rozložení počtu druhů a také počtu čeledí ve všech snímcích jsem znázornila histogramy.

Srovnání počtu druhů mezi celým územím a mezi jednotlivými typy vegetace jsem provedla metodou *rarefaction*. Tato metoda umožňuje srovnat počet druhů v datových

souborech o různém počtu snímků tím, že pro každý soubor lze odhadnout počet druhů, který by byl zaznamenán v souboru menším než daný soubor je (Magurran 2007). Nejméně snímků je v kategorii ostatní (68), tedy pro všechny ostatní soubory mohu takto odhadnout, kolik by se v nich vyskytlo druhů na 68 snímcích. Výpočet odhadu jsem provedla v programu EstimateS (Colwell 2005, Version 8.0, <http://purl.oclc.org/estimates>). Stejným způsobem jsem srovnala také počty čeledí.

Kromě počtu druhů je důležitou složkou diverzity také vyrovnanost společenstva. Kombinaci těchto dvou složek diverzity popisují různé indexy diverzity. V prostředí aplikace Microsoft Excel jsem vypočítala pro každý snímek dva nejpoužívanější indexy diverzity, Shannonův a Simpsonův index (viz Magurran 2007). Oba indexy vychází z podílu druhu  $i$  na celkové četnosti všech druhů ve snímku ( $p_i$ ). Pro výpočet tohoto podílu jsem stupnici pokryvnosti  $r-5$  převedla na procentuální pokryvnost (průměrná hodnota daného rozmezí procent pokryvnosti:  $r = 0,1\%$ ,  $+ = 0,5\%$ ,  $1 = 3\%$ ,  $2 = 15\%$ ,  $3 = 37,5\%$ ,  $4 = 62,5\%$ ,  $5 = 87,5\%$ ). V případě, že se druh ve snímku vyskytl v několika patrech, tak jsem použila hodnotu patra s největší pokryvností.

Shannonův index:  $H = - \sum p_i \ln p_i$  (Shannon & Weaver 1949)

Simpsonův index:  $D = \sum (p_i^2)$  (Simpson 1949)

Pouze míru vyrovnanosti, nezávislou na počtu druhů, lze vyjádřit ze Simpsonova indexu:  $E_{1/D} = (1/D)/S$ , kde  $S$  znamená počet druhů ve snímku (Smith & Wilson 1996).

Tyto indexy dále použiji jako další proměnnou, jejichž variabilitu se pokusím vysvětlit faktory prostředí. Je ovšem možné, že jsou významně korelované s počtem druhů a tudíž by pro ně nemělo smysl provádět další analýzy. Proto jsem zjišťovala podobnost výpovědi vypočtených indexů a počtu druhů pomocí korelací každého indexu s počtem druhů. Pokud budou indexy s počtem druhů významně korelovat, nebudu pro ně analýzy provádět.

Druhovou diverzitu území lze také zkoumat z hlediska hojnosti, resp. vzácnosti zaznamenaných druhů. Rozložení četností druhů v celém území a v jednotlivých typech vegetace (pole, les, ostatní) jsem znázornila pomocí grafu *rank-abundance* (Magurran 2007), podrobnější rozložení četností druhů ve všech snímcích histogramem.

### 3.3.1.2 Vegetační typy

K základnímu pohledu na druhové složení vegetace jsem použila nepřímou unimodální analýzu (DCA). Pomocí této analýzy jsem si zobrazila vztahy jednotlivých druhů a vzájemnou podobnost fytoocenologických snímků.

Zaznamenané snímky jsem se také pokusila klasifikovat pomocí Expertního systému Vegetace ČR pro automatickou klasifikaci fytoocenologických snímků (Chytrý 2007) v prostředí programu Juice 7.0 (Tichý 2002). Expertní systém přiřazuje snímky k asociacím

ve dvou krocích. V prvním kroku jsou přiřazeny snímky, jejichž druhové složení odpovídá formálním definicím. Snímky, které nejsou takto přiřazeny, lze přiřadit na základě podobnosti pomocí indexu FPMI (metodika obou způsobů přiřazování viz Kočí et al. 2003). Takto jsou klasifikovány snímky reprezentující z fytoecologického hlediska porosty nevyhraněné nebo méně typické (Chytrý 2007). Klasifikaci na základě podobnosti prozatím umožňuje pouze expertní systém pro nelesní vegetaci ([http://www.sci.muni.cz/botany/vegsci/expertni\\_system.php?lang=cz](http://www.sci.muni.cz/botany/vegsci/expertni_system.php?lang=cz) [20.5.2009]). Jelikož klasifikaci provádím pouze jako doplňující popis vegetace a dále s ní nepracuji, tak jsem se snažila o zařazení všech snímků, tj. prahovou hodnotu indexu FPMI pro přiřazení snímku k asociaci jsem zvolila nulovou. Výstupem expertního systému je přiřazení snímků k asociacím. Do vyšších syntaxonů jsem asociace zařadila v případě travinné vegetace dle Chytrý (2007) a ruderalní vegetace dle Chytrý (2009). Pro křovinnou a lesní vegetaci není prozatím k dispozici publikace od autorů expertního systému, a proto jsem postupovala podle Moravec (1995).

Kromě snímků zaznamenaných v lese má většina zachycené vegetace ruderalní charakter. Na závěr jsem se tedy na své snímky podívala v kontextu české ruderalní vegetace – jak zaznamenané snímky reprezentují typy ruderalní vegetace, které bývají obvykle zaznamenávány. Z České národní fytoecologické databáze (Chytrý & Rafajová 2003) jsem získala 2926 fytoecologických snímků ruderalní vegetace středních Čech. Jedná se o společenstva těchto tříd: *Chenopodietea*, *Artemisietea vulgaris*, *Galio-Urticetea*, *Agropyretea repentis*, *Plantaginetea majoris* a *Secalietea*. V prostředí programu Juice 7.0 jsem sjednotila nomenklaturu svých snímků a snímků z databáze. Celý soubor snímků jsem pak opět analyzovala pomocí DCA a zobrazila si jejich vzájemnou podobnost. Kromě zobrazení první a druhé osy jsem také prohlédla grafy pro první a třetí, resp. čtvrtou osu, abych alespoň částečně vyloučila možnost, že překryv zaznamenaných a ruderalních snímků není způsoben pouze dvojrozměrným pohledem na mnohorozměrný prostor.

### 3.3.1.3 Diverzita vegetace a heterogenita krajiny

Počet druhů v krajině odráží strukturu krajiny. Předpoklad, že na určitém zrna krajiny je již jedno, jakou má krajina strukturu, kdy struktura i náhodné uspořádání zaručí určitou diverzitu, jsem testovala následujícím postupem. Velikost zrna krajiny jsem odvodila od sítě snímků: 1 snímek, 2 × 2 snímky, 3 × 3, 4 × 4 a 5 × 5 snímků. N-tice snímků jsou vždy sousední snímky a navzájem se nepřekrývají. Z toho plyne, že čtveřic jsem v síti 22 × 11 snímků mohla vyčlenit 55, 9-tic 21, 16-tic 10 a 25-tic 8. Síť 22 × 11 není pro tento postup příliš vhodná, proto bylo nutné v některých případech z analýzy vynechat různé počty okrajových řad a sloupců. Na příkladu čtveřic uvedu postup testu. Pro každou čtveřici sousedních snímků jsem vytvořila společný seznam druhů, čímž jsem zároveň získala počet druhů vyskytujících se ve čtveřici snímků. Z počtů druhů pro všechny čtveřice jsem vypočetla průměrný počet druhů na čtveřici. Následně jsem snímky randomizovala a opět vypočetla průměrný počet druhů. Randomizaci jsem provedla 100 ×, čímž jsem dostala sto průměrů z náhodně vybraných čtyř snímků. Poté jsem se podívala, zda průměrný počet druhů

sousedních snímků spadá do 95 % hodnot randomizovaných čtveřic. Informace o tom, že pozorovaná hodnota pro danou n-tici spadá do konfidenčního intervalu randomizovaných hodnot, bude znamenat, že na této prostorové škále jsou jednotlivé typy vegetace zaznamenány náhodně.

#### **3.3.1.4 Vlastnosti zaznamenaných druhů**

Jednoduché zhodnocení vlastností druhů v celém území a v jednotlivých typech porostu jsem provedla na základě sloupcových grafů. Grafy znázorňují procentuální rozložení počtu druhů v kategoriích jednotlivých vlastností. Vlastnosti, pro které jsem zpracovala grafy, jsou: Ellenbergovy indikační hodnoty, původ a ohrožení druhů, životní forma, životní strategie, doba života, průměrná výška, začátek kvetení, doba kvetení a typ semenné banky. Sloupcové grafy ovšem nijak nezohledňují četnost druhů v území. Proto jsem zároveň provedla analýzu vlivu těchto vlastností na četnost výskytu jednotlivých druhů prostřednictvím generalizovaných lineárních modelů s Poissonovým rozložením (rozložení četností výskytů viz obr. 9). Průměrnou výšku jsem upravila logaritmickou transformací. Kromě těchto základních charakteristik zaznamenané vegetace prostřednictvím vlastností druhů jsem údaje o vlastnostech použila jako vysvětlující proměnné v níže popsaných analýzách (kapitola 3.3.3.3).

### **3.3.2 Popis příměstské krajiny – faktory prostředí**

#### **3.3.2.1 Vzájemné vztahy mezi faktory prostředí**

Pro představu, jak jsou uvažované faktory prostředí (souřadnice snímku a jejich dvojnásobné interakce, sklon, přímá potenciální radiace, geologické podloží a typ vegetace v místě snímku a vzdálenost snímku k nejbližšímu sídlu, vzdálenost snímku k nejbližší cestě a vzdálenost snímku k nejbližší hranici pozemků o jiném typu porostu) vzájemně korelované, jsem provedla nepřímou lineární analýzu (PCA) v programu Canoco for Windows 4.5 (ter Braak & Šmilauer 2002). V analýze jsem zadala parametry jako *species variables* a standardizaci s centrováním přes druhy.

### **3.3.3 Faktory určující diverzitu a druhové složení vegetace**

#### **3.3.3.1 Diverzita vegetace a faktory prostředí**

Vztah mezi diverzitou vegetace a vybranými faktory prostředí jsem řešila na několika úrovních pomocí regresních technik. Jako míru diverzity vegetace v území jsem použila počet druhů ve snímku, vyrovnanost druhů ve snímku vypočtenou na základě pokryvností druhů ve snímku a počet čeledí ve snímku. Vliv jednotlivých faktorů na tyto tři úrovně diverzity jsem zkoumala jak v celém souboru snímků, tak v jednotlivých podsouborech vymezených typy porostu (pole, les, ostatní). Faktory (nezávislé proměnné), které jsem použila, jsou: souřadnice snímku a jejich dvojnásobné interakce, sklon, přímá potenciální radiace, geologické podloží a typ vegetace v místě snímku a vzdálenost snímku k nejbližšímu sídlu (ve dvou variantách),

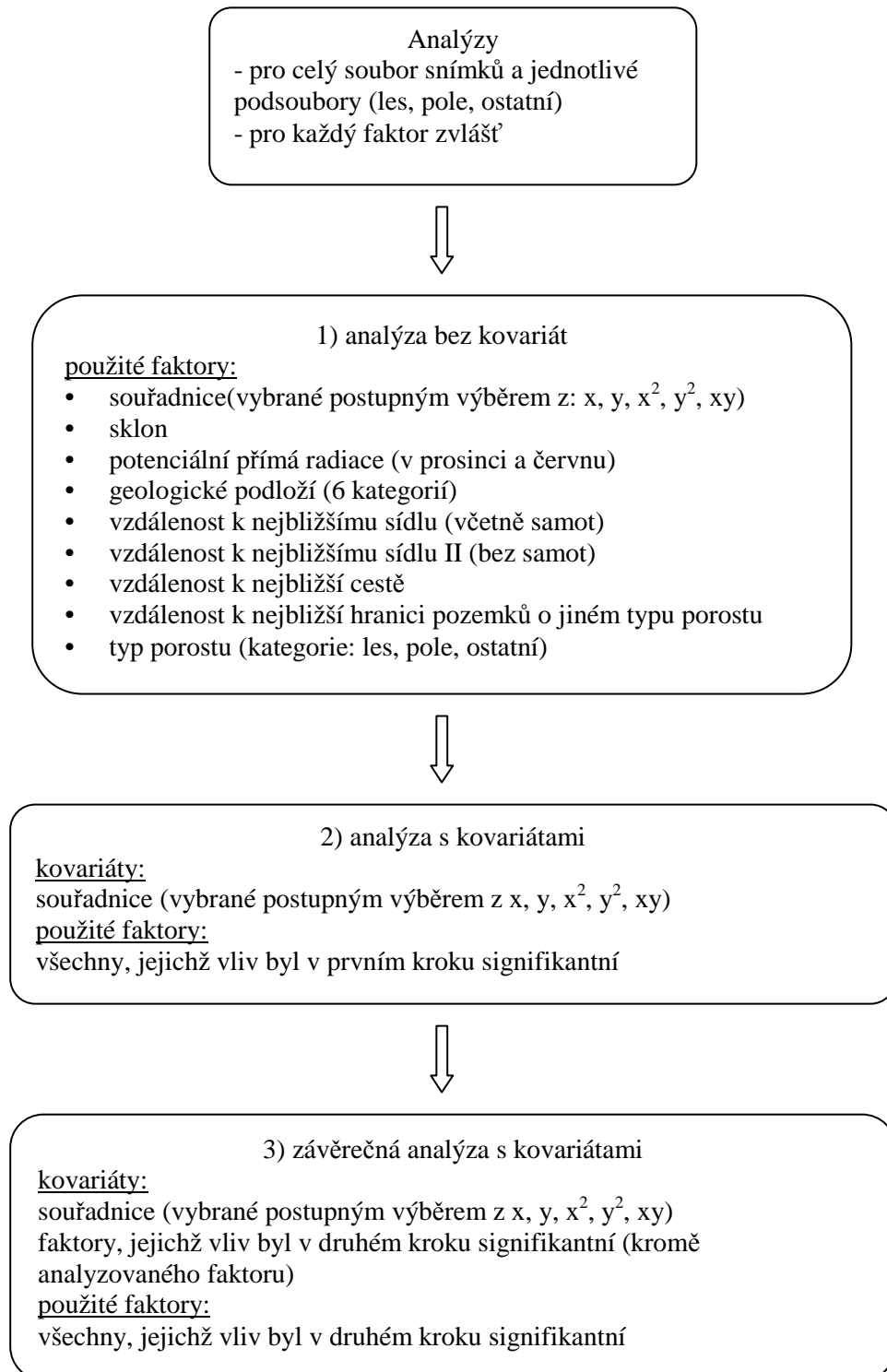
vzdálenost snímku k nejbližší cestě a vzdálenost snímku k nejbližší hranici pozemků o jiném typu porostu.

Vztah mezi počtem druhů a jednotlivými faktory jsem analyzovala pomocí generalizovaného lineárního modelu s Poissonovým rozložením. Tento typ analýzy jsem zvolila, protože rozložení hodnot počtu druhů příliš neodpovídá normálnímu rozložení (viz obr. 6a). Na většině snímků jsem zaznamenala nízké až střední počty druhů, směrem k vyšším počtům druhů snímků rychle ubývá. V dalším kroku jsem zjistila, že některé nezávislé proměnné by bylo vhodné transformovat, protože rozložení jejich reziduálů bylo značně nerovnoměrné. Hodnoty sklonu, vzdálenosti snímku k nejbližšímu sídlu (ve dvou variantách), vzdálenosti snímku k nejbližší cestě a vzdálenosti snímku k nejbližší hranici pozemků o různém využití jsem transformovala pomocí odmocninné transformace. Tím jsem dosáhla většího rozložení nízkých hodnot proměnných, které v datech převažovaly, oproti vysokým hodnotám. Logaritmickou transformaci, která se obvykle užívá v případě vzdáleností, jsem nepoužila, protože efekt odmocniny byl dostatečný. Odmocnění bylo zároveň kompromis, protože vzdálenost k sídlům téměř transformaci nepotřebovala, zatímco na vzdálenost k cestám a hranicím by bylo možné užít i logaritmickou transformaci.

Samotnou analýzu jsem provedla v několika krocích. První mne zajímalo, kolik variability vysvětlí vlastní poloha snímku, tedy souřadnice snímku a jejich dvojnásobná interakce. Abych nepracovala s nadbytečnými proměnnými, tak jsem provedla postupný výběr z těchto proměnných ( $x$ ,  $y$ ,  $x^2$ ,  $y^2$ ,  $xy$ ). Dále jsem provedla analýzu závislosti mezi počtem druhů a každou proměnnou prostředí samostatně. Dalším krokem byla analýza s vybranými souřadnicemi jako kovariátami. Tento krok mi umožnil zjistit, jaký je vliv jednotlivých proměnných po odfiltrování variability vysvětlené polohou snímku. Do těchto analýz jsem použila pouze ty proměnné, jejichž vliv byl signifikantní v první analýze (bez kovariát). Na závěr jsem otestovala vliv jednotlivých proměnných po odstranění variability vysvětlené všemi ostatními proměnnými. Do analýz vstupovaly pouze ty proměnné, jejichž vliv byl signifikantní v předchozí analýze se souřadnicemi jako kovariátami. Vždy jedna proměnná jako testovaná a ostatní spolu se souřadnicemi jako kovariáty (systém analýz viz obr. 5). Faktory vzdálenost k nejbližšímu sídlu či samotě a vzdálenost pouze k nejbližšímu sídlu jsou značně korelované a tedy by se v této závěrečné analýze vždy jejich vliv vzájemně odstranil. Proto pokud by do tohoto kroku analýz postoupily obě vzdálenosti, tak bych do analýz zahrнула pouze jednu a to tu, která v analýze se souřadnicemi jako kovariátami vysvětlila větší množství variability. Stejným postupem jsem provedla analýzy v jednotlivých podsouborech, abych zjistila, zda se liší vliv daných faktorů na počet druhů v různých typech vegetace.

Jako doplňkovou analýzu k výše popsaným jsem testovala vliv zastoupení jednotlivých typů porostu v různě velkém okolí snímku. Plochu typů porostu jsem spočítala v kruhu o poloměru 10, 20, 50, 75 a 100 m kolem snímku, abych zjistila, jak velké okolí hraje nejdůležitější roli pro počet druhů ve snímku. Tento vztah jsem rovněž analyzovala pomocí generalizovaného lineárního modelu s Poissonovým rozložením. Plocha jednotlivých typů

porostu, zvláště v malém okolí, koreluje s typem porostu zaznamenaným přímo na snímku. Proto jsem za nulový model zvolila závislost počtu druhů na typu porostu. V testovaných modelech jsem pak k typu porostu jako vysvětlující proměnné přidala vždy plochy typů porostu v jednom okruhu. Takto jsem zjistila, zda dané kruhové okolí vysvětluje signifikantně



Obr. 5. Systém analýz použitý v analýzách vlivu faktorů na diverzitu a druhové složení.

více variability než samotný typ porostu. Tento případ nastal pouze pro kruh s 50 m poloměrem. Pro něj jsem provedla analýzu se souřadnicemi jako kovariátami a poté se všemi signifikantními proměnnými ze závěrečné analýzy (se souřadnicemi a všemi zbylými proměnnými jako kovariátami), abych zjistila jeho čistý vliv.

Vztah mezi počtem čeledí ve snímcích, resp. vyrovnaností snímků ( $E_{1/D}$ ) a faktory bylo možné analyzovat lineární regresí. Rozložení počtu čeledí považuji za odpovídající normálnímu rozložení (obr. 6b), rozložení vyrovnanosti bylo nutné upravit logaritmickou transformací. V analýzách jsem použila stejně transformované faktory a stejný postup jako v případě počtu druhů.

V případě počtu čeledí lze předpokládat, že nejdůležitější „vysvětlující proměnnou“ je počet druhů, od kterého je počet čeledí přímo odvozen (vyrovnanost je na počtu druhů nezávislá, test této závislosti viz kapitola 3.3.1.1). Pro představu o tomto vztahu jsem provedla jednak korelační analýzu pro celý soubor snímků a jednotlivé typy porostu a jednak lineární regresí závislosti počtu čeledí na interakci počtu druhů s typem porostu. Testováním interakce zjistím, zda se vztah počtu čeledí a počtu druhů liší v různých typech porostu. Analýzy jsem prováděla v programu S-plus 7.0 for Windows (Insightful Corp. 2005).

### 3.3.3.2 Druhové složení a faktory prostředí

Vztah mezi druhovým složením snímků a faktory prostředí jsem zjišťovala přímou unimodální analýzou (CCA). Zvolila jsem unimodální analýzu, jelikož délka gradientu vypočtená v analýze DCA je větší než 4 (8,762). Testované faktory jsou stejné jako v předchozích regresních analýzách: souřadnice snímku a jejich dvojnásobné interakce, sklon, přímá potenciální radiace, geologické podloží a typ vegetace v místě snímku a vzdálenost snímku k nejbližšímu sídlu (ve dvou variantách), vzdálenost snímku k nejbližší cestě a vzdálenost snímku k nejbližší hranici pozemků o jiném typu porostu. Hodnoty sklonu, vzdálenosti snímku k nejbližšímu sídlu (ve dvou variantách), vzdálenosti snímku k nejbližší cestě a vzdálenosti snímku k nejbližší hranici pozemků o různém využití rovněž zůstávají odmocninně transformované. Z 242 snímků bylo nutné vyloučit 6 snímků, ve kterých jsem nezaznamenala žádné druhy. Z analýz jsem vyloučila druhy, které jsem zaznamenala pouze jedenkrát, a polní plodiny.

Analýzy jsem provedla stejným systémem (obr. 5): postupný výběr ze souřadnic a jejich dvojnásobných interakcí, analýza každého faktoru samostatně, analýza každého faktoru s vybranými souřadnicemi jako kovariátami, analýza každého faktoru se všemi ostatními faktory a vybranými souřadnicemi jako kovariátami. Do další analýzy postupuje faktor pouze tehdy, když je jeho vliv v předchozí analýze signifikantní. Ve všech analýzách jsem použila tato nastavení: snížení váhy vzácných druhů, 499 permutací a neomezený typ permutací při Monte Carlo testu. Při analýzách s neomezenými permutacemi není bráno v úvahu prostorové uspořádání snímků a signifikantní výsledek vypovídá pouze o podobnosti vedle sebe ležících snímků. Omezený typ permutací jsem nemohla použít, protože vyloučením prázdných snímků



došlo k narušení pravidelného uspořádání. Analýzy jsem opět provedla pro celý soubor snímků a pro jednotlivé podsoubory (lesní, polní, ostatní). Délka gradientů jednotlivých podsouborů je nižší než v celém souboru: lesní snímky – 3,451, polní snímky – 6,188, ostatní snímky – 3,719, ale stále je možné použít unimodální analýzu. Mnohorozměrné analýzy jsem prováděla v programu Canoco for Windows 4.5 (ter Braak & Šmilauer 2002).

### 3.3.3.3 Vlastnosti druhů a faktory prostředí

Z předchozí analýzy jsem zjistila, které faktory prostředí ovlivňují druhové složení. Lze předpokládat, že druhy vázané na různé hodnoty faktorů prostředí se budou lišit ve svých vlastnostech. Reakci druhů na faktory prostředí lze vyjádřit pomocí hodnot *species scores* (polohy druhů na 1. kanonické ose), které jsou jedním z výsledků mnohorozměrných analýz popsaných výše. Vlastnosti, o jejichž vliv na vazbu druhů k faktorům prostředí jsem se zajímala, jsou: původ druhu, životní forma, životní strategie, doba života, průměrná výška rostliny (logaritmičsky transformovaná), začátek a doba kvetení, typ semenné banky, Ellenbergovy hodnoty. Vztah mezi *species scores* jako závislou proměnnou a vlastnostmi druhu jako vysvětlující proměnnou jsem testovala lineární regresí v programu S-plus (Insightful Corp. 2005). Použila jsem *species scores* z posledního kroku analýz, tj. analýzy se všemi ostatními signifikantními faktory a vybranými souřadnicemi jako kovariátami. Analýzy jsem provedla jen pro faktory, jejichž vliv byl v tomto posledním kroku signifikantní a zároveň jejichž mnohorozměrná analýza neměla více jak jednu kanonickou osu. Bylo tedy vynecháno geologické podloží a typ porostu. Při více kanonických osách by byly výsledky obtížně interpretovatelné. Při testování jsem postupovala tak, že jsem vzala *species scores* z analýzy jednoho faktoru a testovala vliv jednotlivých vlastností. Mnohorozměrné analýzy (CCA) jsem prováděla jak pro celý soubor snímků, tak pro podsoubory lesních, polních a nelesních nepolních snímků. Vlastnosti jsem zkoumala pouze pro celý soubor a nelesní nepolní snímky. V případě lesních a polních snímků došlo k tomu, že pouze vytvořením podsouboru (a odstraněním málo četných druhů) jsem získala soubor druhů s vlastnostmi omezenými na jednu, dvě kategorie (např. životní forma druhů polních snímků – z většiny terofyty), tudíž nemělo smysl analýzy provádět. V analýzách bylo nutné omezit vliv málo četných druhů. V případě celého souboru jsem do analýz zahrnula druhy s váhou rovnou nebo větší 5, v případě nelesních nepolních snímků druhy s váhou rovnou nebo větší 4.

### 3.3.4 Podobnost druhového složení a faktorů prostředí

V doposud popsaných analýzách jsem se zabývala diverzitou a druhovým složením na úrovni jednoho fytoecologického snímku,  $\alpha$  diverzitou. Při pohledu z širší perspektivy je zřejmé, že na úrovni celého zkoumaného území hraje důležitou roli pro jeho diverzitu také různorodost, odlišnost zastoupených vegetačních typů. Tuto různorodost,  $\beta$  diverzitu, lze jednoduše uchopit jako vzájemnou podobnost (či nepodobnost) druhového složení dvojic fytoecologických snímků.  $\beta$  diverzitu popisuje řada indexů, z nichž jsem pro svoji práci vybrala často používaný Jaccardův index podobnosti (Magurran 2007). Jeho výpočet jsem

provedla v programu EstimateS (Colwell 2005, Version 8.0, <http://purl.oclc.org/estimates>). Pro základní představu o  $\beta$  diverzitě v území jsem zobrazila hodnoty Jaccardova indexu pro jednotlivé typy porostu jako *box ploty*.

Vztah mezi druhovým složením a parametry prostředí lze také analyzovat na úrovni  $\beta$  diverzity na základě podobnosti dvojic snímků. Podobnost snímků jsem vyjádřila jako Euklidovskou vzdálenost zapsanou v matici. Tyto matice podobnosti pro druhové složení snímků a jednotlivé faktory (souřadnice snímku, sklon, přímá potenciální radiace v červnu a prosinci, vzdálenost snímku k nejbližšímu sídlu ve dvou variantách, vzdálenost snímku k nejbližší cestě a vzdálenost snímku k nejbližší hranici pozemků o jiném typu porostu) jsem vytvořila pro všechny snímky s nenulovým počtem druhů v programu Statistica 7.0 (StatSoft, Inc. 2004). Kromě euklidovské vzdálenosti jsem pro podobnost druhového složení snímků vytvořila také matici z Jaccardova indexu. Míru korelace matic podobnosti druhového složení, resp. Jaccardova indexu s maticemi podobnosti jednotlivých faktorů jsem analyzovala Mantelovým testem v prostředí programu R 2.8.1 (R Development Core Team 2008). Pokud matice signifikantně korelovaly, provedla jsem pro dané proměnné parciální Mantelův test. Jako kovariáty jsem použila matici podobnosti souřadnic, čímž jsem odfiltrovala prostorovou podobnost snímků.

### 3.3.5 Poznámka k mnohonásobnému testování

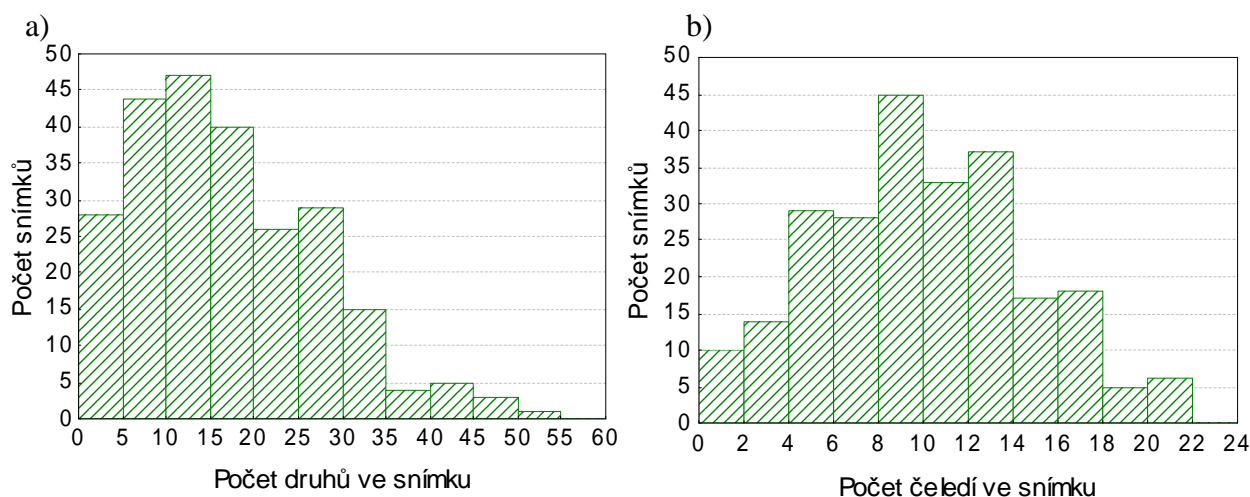
Výše jsem popsala několik analýz, při kterých dochází k mnohonásobnému testování (vlivu jednotlivých faktorů) na stejném souboru dat. Při mnohonásobném testování se zvyšuje pravděpodobnost náhodného získání průkazného výsledku. Tuto možnou chybu lze ošetřit použitím Bonferroniho korekce. Korekci, kdy se hladina průkaznosti upraví dle počtu mnohonásobných analýz, jsem nepoužila, protože bych tím velmi snížila počet průkazných výsledků (cf. Moran 2003). Druhou možností jak zjistit, zda jsou moje výsledky pouze důsledkem náhody, je vypočítat počet průkazných výsledků, jenž v důsledku náhody mohou vyjít. Pro představu jsem vypočetla tyto pravděpodobnosti pro 7, 8 a 9 mnohonásobných testů pomocí Binomial Probability Distribution Calculator (<http://www.adsciengineering.com/bpdcalc/index.php>; příloha 10).

## 4. Výsledky

### 4.1 Popis vegetace příměstské krajiny

#### 4.1.1 Druhová diverzita

V území jsem zaznamenala 387 druhů (v některých případech jsem rozlišila pouze agregát druhů či rod) cévnatých rostlin. Po nutném sloučení záznamů pro druhy, které jsem ne vždy v terénu odlišila, se jedná o 373 taxonů druhové až rodové úrovně. Počet druhů v jednotlivých snímcích se pohybuje od žádného zaznamenaného druhu (6 snímků) po 53 druhů. Nejvíce snímků obsahuje 5–20 druhů a průměrný počet druhů ve snímku je 17 druhů (obr. 6a). Kromě druhové diverzity jsem se také zajímala o diverzitu vyšších taxonomických jednotek, konkrétně čeledí. Zaznamenané rostliny náleží do 69 čeledí. Rozložení počtů čeledí ukazuje obr. 6b. Minimální počet čeledí ve snímku je 0, maximální 22 a průměrný 11 čeledí.

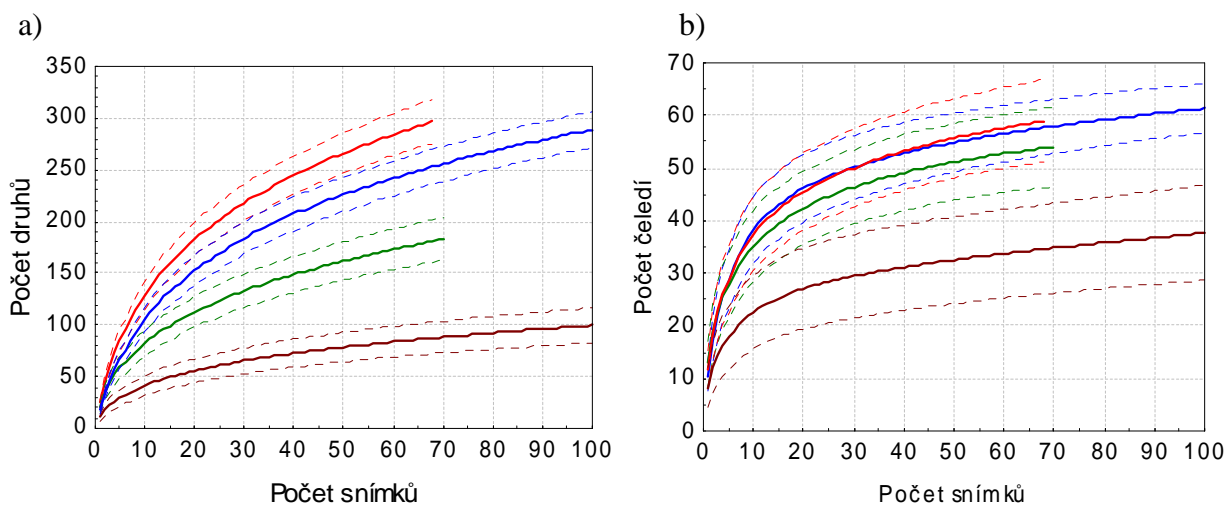


Obr. 6. Rozložení počtu druhů (a) a počtu čeledí (b) ve snímku pro všech 242 snímků.

Počty druhů a čeledí v jednotlivých typech porostu jsem srovnala metodou *rarefaction*. Polní, lesní a nelesní nepolní (ostatní) vegetace se zaznamenaným počtem druhů průkazně odlišuje (obr. 7a). Nejvíce druhů jsem zapsala na nepolních nelesních snímcích (na 68 snímcích 297 druhů) a z tvaru křivky lze usuzovat, že při dalším snímkování nelesní nepolní vegetace v území by se počet druhů dále výrazně zvyšoval. Nejméně druhů jsem zaznamenala na polích (na 68 snímcích 87 a na všech 104 snímcích 101 druhů), přičemž z plochosti křivky je patrné, že jsem našla většinu druhů v území. Lesní snímky vykazují střední hodnoty (na 68 snímcích 181 druhů a na všech 70 snímcích 183 druhů). Průběh křivky pro celé území výrazně ovlivňuje nelesní nepolní vegetace.

Rozdíly v počtech čeledí mezi jednotlivými typy porostu nejsou tak jasné jako v případě počtů druhů (obr. 7b). Průkazně se odlišuje polní vegetace s nejmenším počtem čeledí (na 68 snímcích 35 a na všech 104 snímcích 38 čeledí), zatímco konfidenční intervaly

lesní a nelesní nepolní vegetace se značně překrývají (lesní snímky – 54 čeledí, nelesní nepolní snímky – 59 čeledí). Všechny křivky jsou poměrně ploché, z čehož lze usoudit, že další čeledě by při narůstajícím počtu snímků přibývaly poměrně pomalu.



Obr. 7. Odhad počtu druhů (a) a čeledí (b) metodou *rarefaction* pro 1 až 100 snímků pro všechny snímky a pro snímky jednotlivých typů porostu. Všechny snímky —, polní snímky —, lesní snímky —, nepolní nelesní snímky —. Přerušované čáry vyznačují 95 % konfidenční interval.

#### 4.1.2 Indexy diverzity

Druhou významnou složkou diverzity, kromě vlastního počtu druhů, je vyrovnanost společenstva. Kombinaci obou složek postihují indexy diverzity, z nichž jsem vypočetla dva nejpoužívanější – Shannonův a Simpsonův index. Samotnou vyrovnanost ( $E_{1/D}$ ) jsem vyjádřila ze Simpsonova indexu. Všechny indexy nabývají minimální hodnoty 0, což jsou hodnoty pro snímky s nulovým počtem druhů. Ačkoliv Simpsonův index (upravený jako převrácená hodnota, aby větší hodnoty indexu znamenaly větší diverzitu) nabývá v některých případech poměrně vysokých hodnot, tak pro polovinu snímků je nižší než 3,62. V těchto snímcích tedy dominuje několik málo druhů, je zde nízká vyrovnanost. O převládajícím počtu snímků s malou vyrovnaností svědčí i hodnoty samotné vyrovnanosti druhů ve snímku, kdy je jich 75 % nižších než 0,34 při maximální možné hodnotě 1 (tabulka 1).

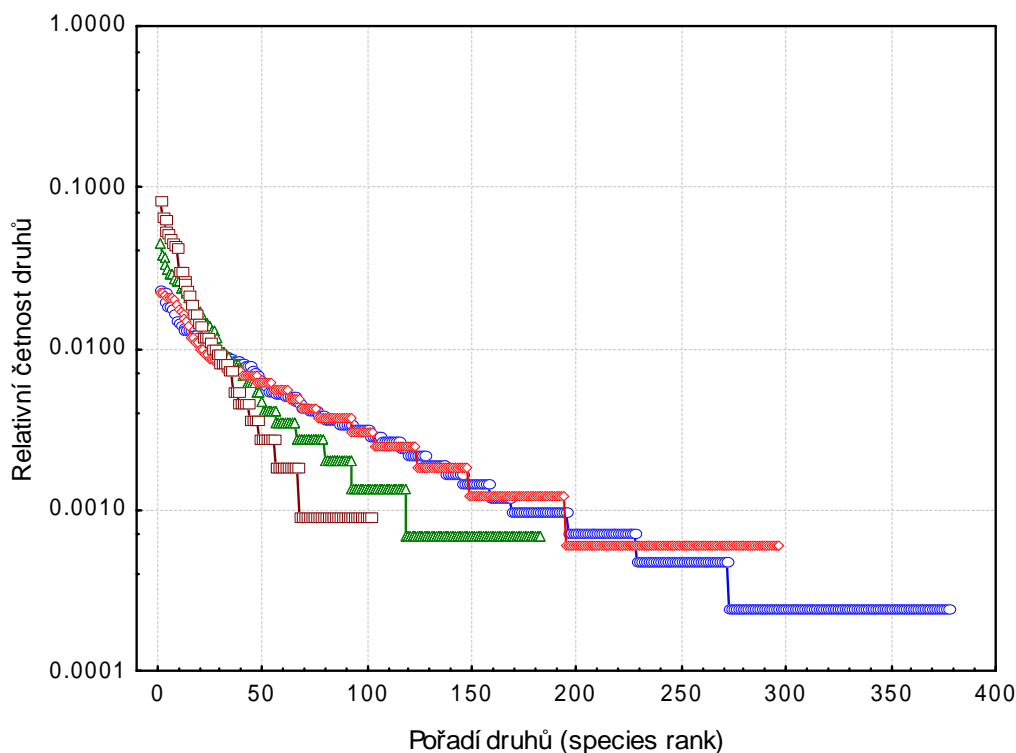
Tabulka 1. Indexy diverzity – popisné statistiky. Vysvětlivky: Simpsonův index – D, Shannonův index – H, vyrovnanost –  $E_{1/D}$ .

index	minimum	25% kvartil	medián	75% kvartil	maximum
1/D	0,00	1,07	3,62	7,47	18,55
H	0,00	0,22	1,52	2,16	3,01
$E_{1/D}$	0,00	0,14	0,22	0,34	1,00

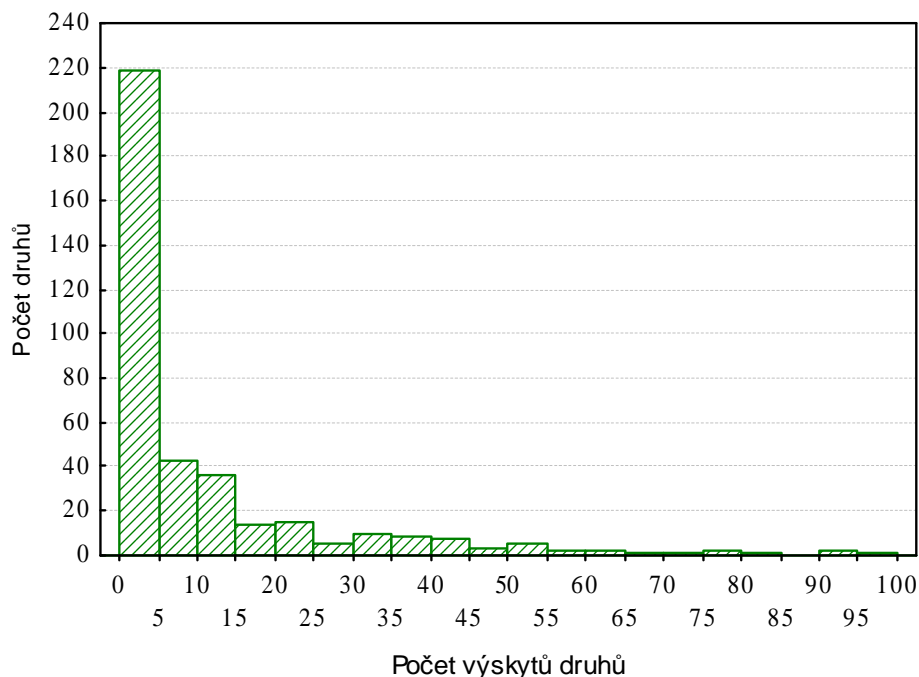
Abych porovnávala výpověď o diverzitě získanou prostřednictvím indexů diverzity s počtem druhů, provedla jsem korelaci každého indexu s počtem druhů. Shannonův a Simpsonův index s počtem druhů průkazně korelují ( $r = 0,804$ ,  $p < 0,001$ , resp.  $r = 0,725$ ,  $p < 0,001$ ). Vyrovnanost dle předpokladu s počtem druhů nekoreluje ( $r = 0,089$ ,  $p = 0,169$ ). Rozdílné rozložení počtu druhů a vyrovnanosti snímků v území zachycejte příloha 6.

#### 4.1.3 Četnost druhů

Kromě vlastního počtu druhů je pro diverzitu vegetace důležitá také četnost druhů. Četnost druhů ve všech snímcích a v jednotlivých typech porostu jsem znázornila grafem *species rank-abundance* (obr. 8). Relativně nejčetnější druhy se nachází na polích a zároveň je zde poměrně málo relativně vzácných druhů. Protipólem je nepolní nelesní vegetace, kde nejsou žádné druhy velmi hojné, ale naopak je zde velké množství relativně vzácných druhů. Druhy zaznamenané na lesních snímcích stojí svým rozložením četností mezi předchozíma dvěma. V celém souboru snímků je patrné velké zastoupení relativně vzácných druhů. Druhy hojné v celém souboru jsou relativně méně četné než druhy polních a lesních snímků. Při detailnějším pohledu na rozložení četností druhů v celém souboru lze vidět, že 219 druhů (58 %) se vyskytlo pouze 1 až 5 krát (z toho 105 pouze 1 krát), 50 a více krát se vyskytlo pouze 17 druhů (viz obr. 9). Nejhojnějším druhem je s 97 výskyty *Viola arvensis*. Dvacet nejhojnějších druhů ve všech snímcích a v jednotlivých typech porostu uvádím v příloze 2.



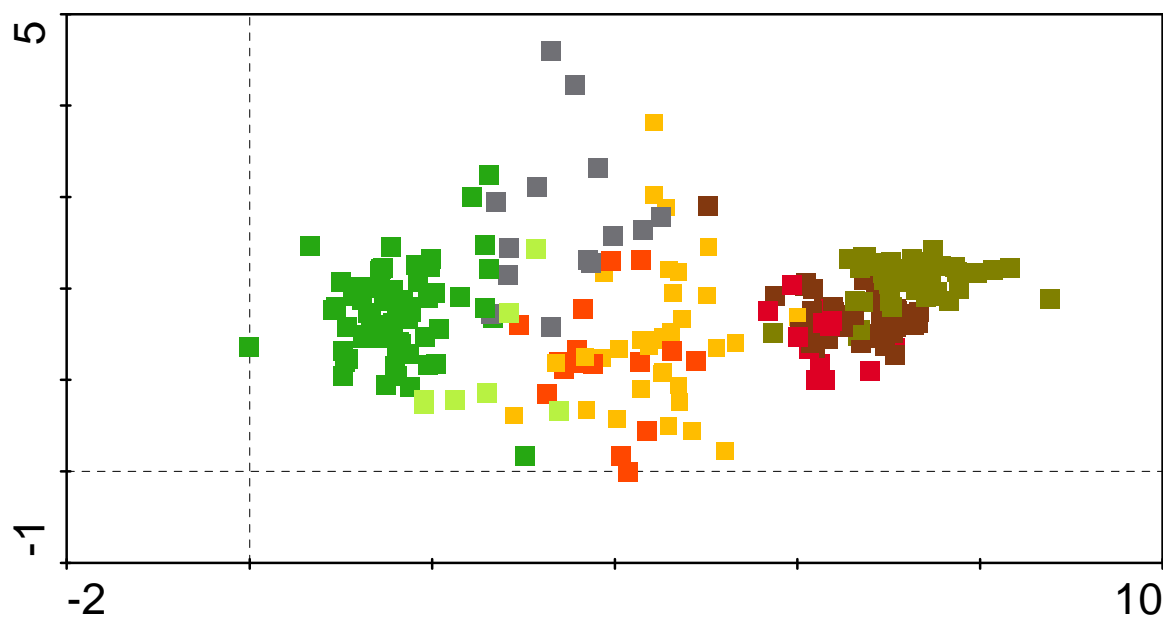
Obr. 8. Vztah relativní četnosti druhů (logaritmičeské měřítko) a pořadí druhů (od nejčetnějšího po nejméně četné) pro všechny zaznamenané druhy (—○—) a pro druhy zaznamenané v jednotlivých typech porostu (les —△—, pole —□—, ostatní —◇—).



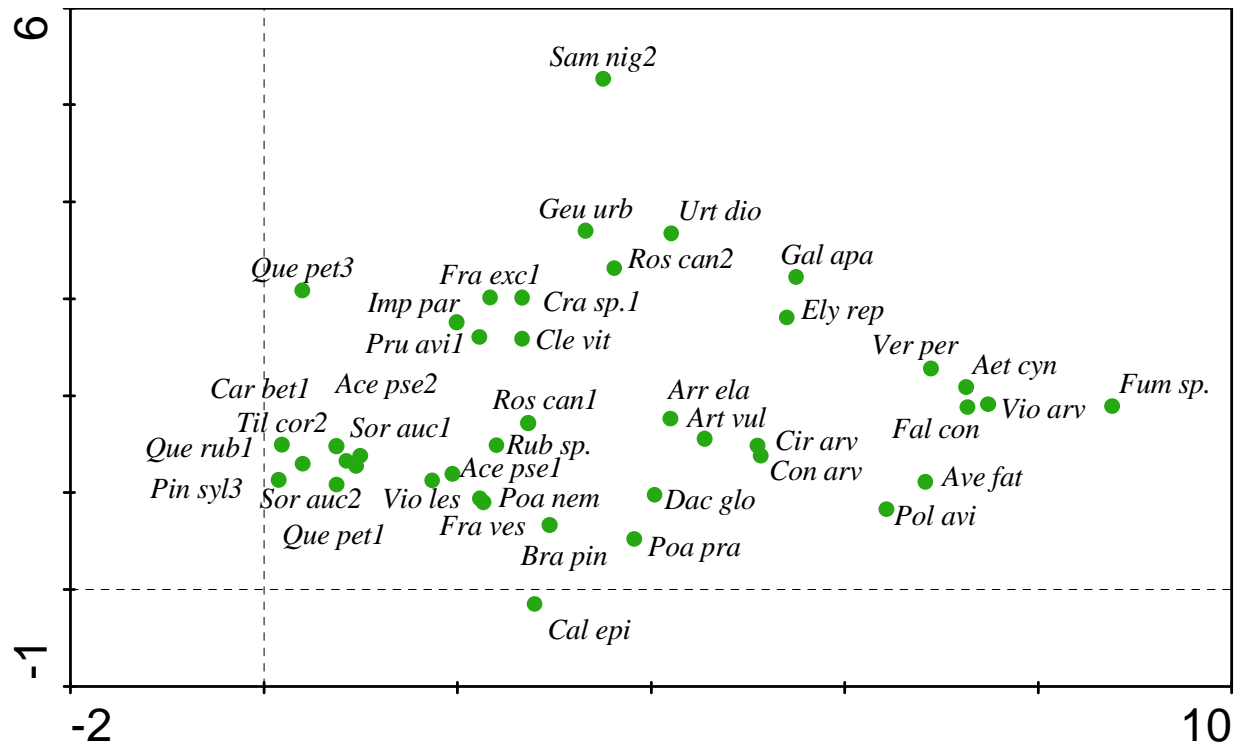
Obr. 9. Rozložení počtů výskytů každého druhu v celém souboru snímků.

#### 4.1.4 Vegetační typy

V území lze na první pohled rozlišit několik základních vegetačních typů. Toto základní rozdělení potvrdila nepřímá unimodální analýza (DCA) vztahů mezi druhy, resp. vzájemné podobnosti fytoecologických snímků. Nachází se zde poměrně široké spektrum vegetačních typů od lesních společenstev přes křovinná, travinná a ruderalní až po segetální (obr. 10). Lesy jsou smíšené, ve stromovém patře dominují duby, k nimž se přidává řada dalších listnatých stromů. Místa jsou zde výsadby borovice lesní. Bylinné patro bývá chudší, s *Fragaria vesca*, *Viola reichenbachiana* a *V. riviniana*, *Impatiens parviflora*, *Poa nemoralis* a téměř vždy s ostružiníkem *Rubus* sp. Porosty křovin se často mísí trávničky a ruderaly a vytváří tak jemnozrnou mozaiku a různé přechodné typy. Křoviny nejčastěji tvoří *Rosa canina* agg., *Sambucus niger*, *Crataegus* sp. a různé druhy rodu *Prunus*. V travinných společenstvech roste řada druhů charakteristických pro tento biotop, bez výraznějších dominant, z hojněji se vyskytujících druhů lze uvést *Arrhenatherum elatius*, *Dactylis glomerata* a *Poa pratensis*. V ruderalních porostech se často objevuje *Cirsium arvense*, *Elytrigia repens*, *Galium aparine*. Pro segetální společenstva jsou typické druhy *Viola arvensis*, *Aethusa cynapium*, *Fallopia convolvulus*, druhy rodu *Fumaria*, *Polygonum aviculare*, *Avena fatua* a *Veronica persica* (obr. 11).



Obr. 10. Podobnost fytoocenologických snímků. DCA, délka gradientu 8,762, 1. osa vysvětlila 9,2 % celkové variability, 2. osa vysvětlila 3,0 % variability. Vysvětlivky: les ■, křoviny ■, paseky ■, ruderální porosty ■, trávníky ■, pole – pšenice ■, pole – ječmen ■, pole – ostatní plodiny ■.



Obr. 11. Vzájemné vztahy zaznamenaných druhů. DCA, délka gradientu 8,762, 1. osa vysvětlila 9,2 % celkové variability, 2. osa vysvětlila 3,0 % variability. Zobrazeno 41 nejvýznamnějších druhů. Použité zkratky jsou uvedeny v příloze 1.

Z nepřímé unimodální analýzy je zřejmé, že zachycená vegetace představuje gradient řady typů vegetace. Pomocí Expertního systému Vegetace ČR jsem se pokusila zjistit, o jaké konkrétní fytoocenologické jednotky se jedná. Ze snímků zaznamenaných v lese nebyl pomocí formální definice přiřazen k asociaci žádný snímek. Bohužel pro lesní vegetaci není prozatím dostupné přiřazování na základě podobnosti. Lze pouze říci, že zachycená lesní vegetace není typická pro žádnou asociaci přirozené lesní vegetace. Klasifikací lesní vegetace jsem se dále nezabývala. V případě nelesní vegetace byly přiřazeny všechny snímky – pomocí formálních definic pouze 34 snímků, zbylé na základě podobnosti. Expertní systém přiřadil snímky do 41 asociací náležících k 10 třídám. Nejvíce snímků (41) patří k asociaci *Veronicetum hederifolium-triphylli* Slavnic 1951 představující jarní efemérní vegetaci polních plevelů s dominujícími rozrazilky. Druhou nejhojnější asociací je *Polygonetum arenastri* Gams 1927 corr. Láníková in Chytrý (in prep.), ke které byly přiřazeny především polní snímky, ačkoliv se jedná o vegetaci sešlapávaných míst. Většina ostatních asociací je zastoupena pouze několika málo snímky.

Přehled fytoocenologických jednotek zaznamenané vegetace (v závorce za každou asociací je uveden počet snímků přiřazených pomocí formální definice lomeno počet snímků přiřazených na základě podobnosti):

***Rhamno-Prunetea*** Rivas Goday et Borja Carbonell 1961

*Berberidion* Br.-Bl. 1950

*Pruno-Ligustretum* Tüxen 1952 (1/0)

*Rhamno catharticae-Cornetum sanguineae* Passarge 1962 (5/2)

***Robinietea*** Jurko ex Hadač et Sofron 1980

*Chelidonio-Robinion* Hadač et Sofron 1980

*Chelidonio majoris-Robinietum pseudacaciae* Jurko 1963 (1/0)

***Epilobietea angustifolii*** Tüxen et Preising in Tüxen 1950

*Sambuco-Salicion capreae* Tüxen et Neumann in Tüxen 1950

*Sambucetum nigrae* (komplex společenstev) (2/2)

*Rubetum idaei* (komplex společenstev) (0/1)

*Salicetum capreae* Schreier 1955 (0/1)

*Fragarion vescae* Tüxen ex von Rochow 1951

*Senecioni-Epilobietum angustifolii* Hueck 1931 (1/0)

***Molinio-Arrhenatheretea*** Tüxen 1937

*Cynosurion cristati* Tüxen 1947

*Lolietum perennis* Gams 1927 (3/2)

*Prunello vulgaris-Ranunculetum repentis* Winterhoff 1963 (1/0)



**Koelerio-Corynephoretea** Klika in Klika et Novák 1941*Armerion elongatea* Pötsch 1962*Sileno otitae-Festucetum brevipilae* Libbert 1933 corr. Kratzert et Dengler  
1999 (1/0)**Festuco-Brometea** Br.-Bl. et Tüxen ex Soó 1947*Cirsio-Brachypodion pinnati* Hadač et Klika ex Klika 1951*Scabioso ochroleucae-Brachypodietum pinnati* Klika 1933 (1/0)*Trifolion medii* Müller 1962*Trifolio medii-Agrimonetum eupatoriae* Müller 1962 (0/2)**Galio-Urticetea** Passarge ex Kopecký 1969*Geo urbani-Alliarion petiolatae* Lohmeyer et Oberdorfer in Görs et Müller 1969*Torilidetum japonicae* Lohmeyer ex Görs et Müller 1969 (0/6)*Aegopodion podagrariae* Tüxen 1967*Elytrigio repentis-Aegopodietum podagrariae* Tüxen 1967 (1/0)*Symphyto officinalis-Anthriscetum sylvestris* Passarge 1975 (0/1)*Chaerophylletum aurei* Oberdorfer 1957 (0/1)*Urtico dioicae-Heracleetum mantegazziani* Klauck 1988 (0/1)**Artemisietea vulgaris** Lohmeyer et al. ex von Rochow 1951*Dauco carotae-Melilotion* Görs ex Rostański et Gutte 1971*Dauco carotae-Crepidetum rhoeadifoliae* Hejný et Grüll in Hejný et al. 1979  
(0/1)*Poo compressae-Tussilaginetum farfarae* Tüxen 1931 (0/1)*Tanaceto vulgaris-Artemisietum vulgaris* Sissingh 1950 (1/1)*Artemisio vulgaris-Echinopsietum sphaerocephali* Eliáš 1979 (0/3)*Rudbeckio laciniatae-Solidaginetum canadensis* Tüxen et Raabe ex Anioł-  
Kwiatkowska 1974 (1/0)*Convolvulo arvensis-Elytrigion repentis* Görs 1966*Convolvulo arvensis-Elytrigietum repentis* Felföldy 1943 (1/3)*Falcario vulgaris-Elytrigietum repentis* Müller et Görs 1969 (0/2)*Convolvulo arvensis-Brometum inermis* Eliáš 1979 (0/3)*Cardarietum drabae* Tímár 1950 (0/2)*Arcion lappae* Tüxen 1937*Urtico urentis-Chenopodietum boni-henrici* Tüxen 1937 (0/1)*Hyoscyamo nigri-Conietum maculati* Slavnić 1951 (0/2)**Polygono arenastri-Poëtea annuae** Rivas-Martínez 1975 corr. Rivas-Martínez et al. 1991*Coronopodo-Polygonion arenastri* Sissingh 1969

*Polygonetum arenastri* Gams 1927 corr. Láníková in Chytrý 2009 (2/27)  
*Saginion procumbentis* Tüxen et Ohba in Géhu et al. 1972  
*Poëtum annuae* Gams 1927 (2/1)

***Stellarietea mediae*** Tüxen et al. ex von Rochow 1951

*Caucalidion* von Rochow 1951

*Lathyro tuberosi-Adonidetum aestivalis* Kropáč et Hadač in Kropáč et al. 1971  
 (0/1)

*Euphorbio exiguae-Melandrietum noctiflori* G. Müller 1964 (5/18)

*Veronicetum hederifolio-triphylli* Slavnić 1951 (1/40)

*Veronico-Euphorbion* Sissingh ex Passarge 1964

*Mercurialietum annuae* Kruseman et Vlieger ex Westhoff et al. 1946 (2/0)

*Veronico-Lamietum hybridi* Kruseman et Vlieger 1939 (2/3)

*Scleranthion annui* (Kruseman et Vlieger 1939) Sissingh in Westhoff et al. 1946

*Aphano arvensis-Matricarietum chamomillae* Tüxen 1937 (0/1)

*Spergulo arvensis-Scleranthetum annui* Kuhn 1937 (0/1)

*Arnosericidion minimae* Malato-Beliz et al. 1960

*Sclerantho annui-Arnoseridetum minimae* Tüxen 1937 (0/1)

*Atriplicion* Passarge 1978

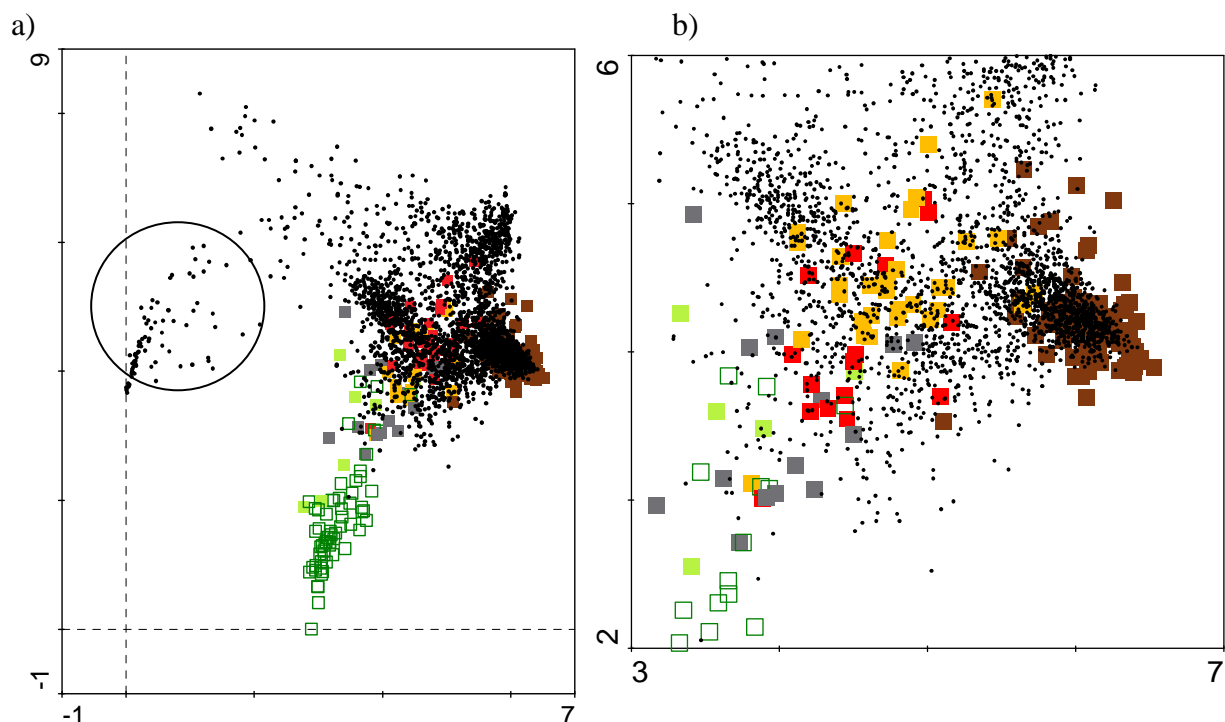
*Sisymbrietum loeselii* Gutte 1972 (0/1)

*Chamaeprietum officinalis* Hadač 1978 (0/1)

*Sisymbriion officinalis* Tüxen et al. ex von Rochow 1951

*Hordeo murini-Brometum sterilis* Lohmeyer ex von Rochow 1951 (0/2)

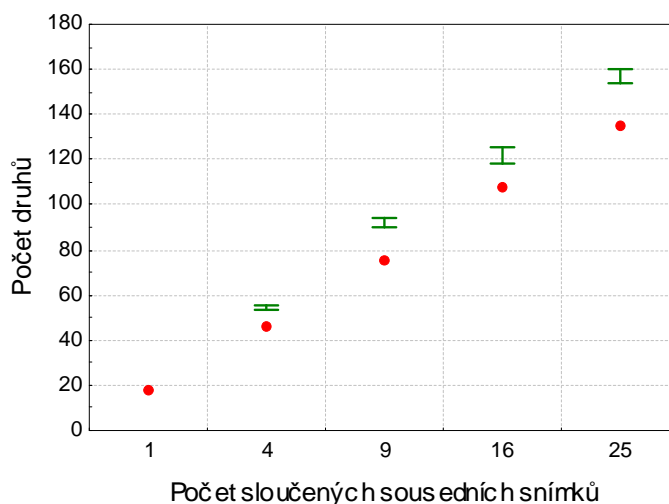
Z výše uvedeného přehledu je patrné, že většina nelesní vegetace náleží k ruderalním společenstvům. Pro zařazení zachycené vegetace do kontextu české ruderalní vegetace jsem provedla druhou unimodální nepřímou analýzu, do které jsem kromě zaznamenaných snímků použila také 2926 snímků ruderalní vegetace středních Čech. Zaznamenané snímky jsou kromě lesních snímků pokryté spektrem snímků ruderalní vegetace (obr. 12b). Tedy i vegetace, kterou považuji za trávníky, je zřejmě velmi ruderalizovaná. To nemusí být v rozporu s přehledem vegetace, jelikož pomocí formálních definic bylo k travinným společenstvům přiřazeno pouze 6 snímků. Část spektra ruderalních snímků jsem ve studovaném území vůbec nezachytila – jedná se o vlhčí typy ruderalní vegetace (viz obr. 12a). Naopak část snímků z polí zapsaných v rámci této práce je mimo spektrum poskytnutých snímků ruderalní vegetace.



Obr. 12. Srovnání zaznamenaných snímků s ruderální vegetací středních Čech – a) zobrazeny všechny snímky (kruhem označena vlhkomilná ruderální vegetace), b) přiblížena oblast nelesní nepolní vegetace a segetální vegetace. DCA, délka gradientu 6,525, 1. osa vysvětlila 3,8 % celkové variability, 2. osa vysvětlila 2,2 % variability. Vysvětlivky: les □, křoviny ■, paseky ■, ruderální porosty ■, trávničky ■, pole ■, snímky ruderální vegetace •••••.

#### 4.1.5 Diverzita vegetace a heterogenita krajiny

Heterogenita krajiny významně působí na diverzitu vegetace. Při určité velikosti území ovšem heterogenita krajiny přestane hrát pro počet druhů v krajině důležitou roli, jelikož při pohledu na krajinu v tomto měřítku jsou zahrnuty všechny přítomné typy vegetace. Tuto velikost jsem se pro část krajiny zahrnutou v této práci pokusila najít slučováním sousedních snímků v síti do n-tic o 4, 9, 16 a 25 členech a porovnáním průměrného počtu druhů těchto n-tic s průměrnými počty druhů náhodně sloučených snímků. Průměrný počet druhů sousedních sloučených n-tic snímků tedy reprezentuje druhovou diverzitu určenou strukturou krajiny a průměrný počet druhů náhodně sloučených n-tic reprezentuje druhovou diverzitu bez vlivu struktury krajiny. Výsledek tohoto testu zobrazuje obr. 13. Průměrné počty druhů sousedních sloučených n-tic jsou na všech úrovních nižší než průměrné počty druhů náhodně sloučených n-tic. Z toho vyplývá, že sousední snímky obsahují více stejných druhů než náhodně vybrané snímky a že krajina je na všech testovaných úrovních relativně více homogenní. Tedy ani na části území, kterou pokrývá část sítě o 25 snímcích, nezastihneme všechny vegetační typy a takovou druhovou diverzitu, které postihne náhodně vybraných 25 snímků z celého území. S n-ticemi o více snímcích ovšem nebylo možné počítat vzhledem k počtu zaznamenaných snímků.



Obr. 13. Vztah diverzity vegetace a struktury krajiny. Červené body znázorňují průměrný počet druhů  $n$ -tic sloučených sousedních snímků. Zelené intervaly představují rozsah 95 % hodnot ze 100 průměrných počtů druhů náhodně sloučených  $n$ -tic.

#### 4.1.6 Vlastnosti zaznamenaných druhů

Na zaznamenané druhy se také můžeme podívat z hlediska jejich vlastností. Tento pohled přinese jisté zobecnění – umožní zjistit, s jakými skupinami druhů a jak často se lze v příměstské krajině potkat. Pro zaznamenané druhy jsem se snažila zjistit informace o 9 vlastnostech a Ellenbergových indikačních hodnotách a pro tuto kapitolu jsem je zpracovala do sloupcových grafů (příloha 8). Zastoupení druhů v kategoriích jednotlivých vlastností jsem sledovala v celém souboru snímků i v jednotlivých podsouborech (les, pole, ostatní). O většině vlastností lze říct, že rozložení jejich kategorií v celém souboru a v podsouborech je podobné. Dále se budu věnovat každé z vybraných vlastností.

- Původ druhů vs. ohrožené druhy. V celém souboru se nachází 25 % archeofytů a 10 % neofytů. V lesních snímcích je výrazně nižší podíl archeofytů, naopak na polních snímcích tvoří archeofyty více jak polovinu druhů. Množství druhů zařazených v Červeném seznamu cévnatých rostlin ČR (Procházka 2001) je ve všech případech podobné 2–4 %.
- Životní forma. V území převažují tři životní formy: hemikryptofyty, terofyty, fanerofyty. Dle předpokladu je v lesních snímcích vyšší zastoupení fanerofytů a na polích je více než polovina druhů terofyty.
- Životní strategie. V celém území, v lesních a nepolních nelesních snímcích dominují C a CSR strategové. Pouze na polích je největší podíl CR a R strategů (62 %). Rostliny, jejichž strategie se opírají o dobré zvládnutí stresových podmínek a případně disturbancí (S a SR strategové) se v území prakticky nevyskytují.
- Doba života. Údaje o době života rostlin jsou nejlépe dostupné v podobě rozdělení rostlin na jednoleté, dvouleté a víceleté. Jak lze předpokládat, tak dominují druhy víceleté, pouze na polích je více jak polovina druhů jednoletá.

- Výška rostlin. V území převládají rostliny o průměrné výšce 0,5–1 m, tj. vyšší byliny a nižší křoviny. Na polích dle předpokladu zcela převládá zastoupení rostlin v třech nižších kategoriích.
- Začátek a doba kvetení. Rozložení začátku kvetení zaznamenaných druhů je shodné pro celé území a jednotlivé podsoubory, přibližně 65 % druhů začíná kvést v květnu a červnu. Druhy pak nejčastěji kvetou 2–3 měsíce, na polích jsou hojnější i déle kvetoucí druhy (4–6 měsíců).
- Typ semenné banky. Typ semenné banky jsem vyjádřila pomocí *seed bank longevity index*, ale i jeho uchopení je poněkud obtížné, protože pro přibližně čtvrtinu druhů vyšel index v rozmezí 0,25–0,75, což znamená, že pro druh bylo udáváno poměrně vyrovnané zastoupení údajů o přechodné i trvalé semenné bance. Výraznější převahu druhů s trvalou semennou bankou lze pozorovat u polních snímků (41 % druhů).
- Ellenbergovy indikační hodnoty. Obecně lze říci, že v území dominují druhy se středními indikačními hodnotami, odrážející polohu území v kolinním stupni střední Evropy a jeho charakter mozaikovitě krajiny. Převládají tedy druhy indikující poloslunná, středně teplá až teplá, sušší až mezická, slabě kyselá až středně zásaditá, živinami chudá až výrazně bohatá místa. Rozložení hodnot v rámci celých souborů a jednotlivých podsouborů je většinou velmi podobné. Zajímavý je výsledek pro úživnost stanoviště, pro kterou je zastoupení jednotlivých kategorií nejvyrovnanější oproti ostatním indikačním hodnotám. V území jsou tedy rovnoměrně zastoupeny druhy vyžadující stanoviště chudá až výrazně bohatá dusíkem. Pouze na polích je patrný posun k hodnotám bohatších stanovišť.

Uvedená popisná charakteristika vegetace prostřednictvím vlastností druhů nikterak nezohledňuje hojnost druhů v území. Proto jsem provedla analýzu závislosti četnosti výskytů jednotlivých druhů na jejich vlastnostech. Četnost výskytů druhů je signifikantně ovlivněna jejich vztahem k úživnosti stanoviště, životní formou, životní strategií a průměrnou výškou (Tabulka 2). Mezi relativně hojnější (průměrný počet výskytů 15–20) druhy patří druhy vázané na vyšší zásobení živinami, fanerofyty a terofyty, C a R strategové a vyšší druhy.

Tabulka 2. Vztah hojnosti druhů a jejich vlastností. Jsou uvedena % vysvětlené variability, pro neprůkazné výsledky zkratka n.s.

vlastnost	%	vlastnost	%
světlo	n.s.	životní forma	8,34
teplota	n.s.	životní strategie	7,78
kontinentalita	n.s.	doba života	n.s.
vlhkost	n.s.	průměrná výška	2,66
půdní reakce	n.s.	začátek kvetení	n.s.
úživnost stanoviště	10,35	doba kvetení	n.s.
původ	n.s.	typ semenné banky	n.s.

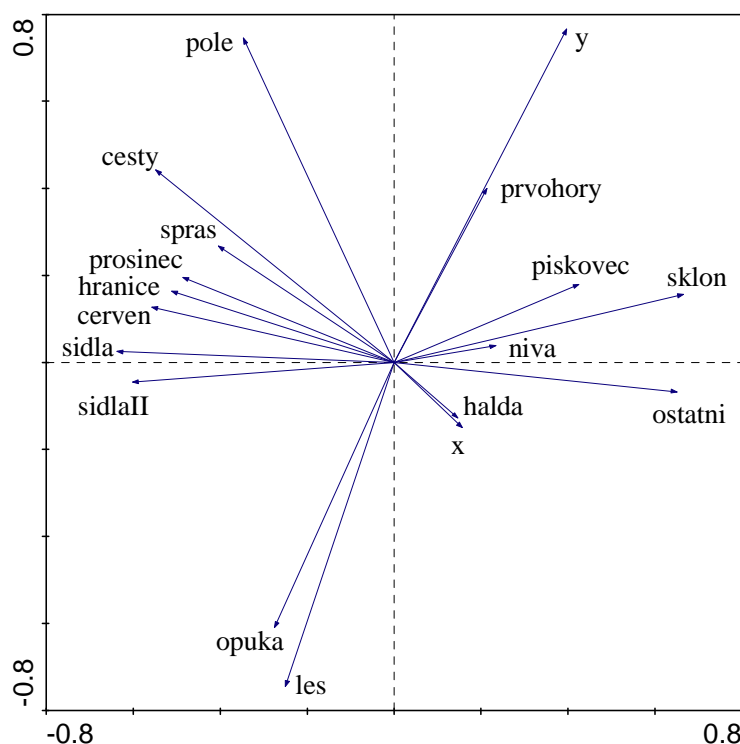
## 4.2 Popis příměstské krajiny – faktory prostředí

### 4.2.1 Hodnoty faktorů pro všechny snímky a jednotlivé podsoubory

Pro představu o rozsahu hodnot sledovaných faktorů v celém území a v jednotlivých typech porostu jsem zpracovala přehled popisných statistik (minimum, 25% kvartil, medián, 75% kvartil, maximum, v případě kategoriální proměnné geologické podloží procentuální podíl snímků zastoupených v jednotlivých kategoriích; příloha 3). Z přehledu je patrné, že rozsahy hodnot pro jednotlivé podsoubory se zásadním způsobem neliší a použití všech faktorů v analýzách vlivu na diverzitu a druhové složení má z hlediska jejich rozsahů smysl.

### 4.2.2 Vzájemné vztahy mezi faktory prostředí

Vzájemné vztahy uvažovaných parametrů prostředí jsem zkoumala nepřímou lineární analýzou (PCA) pro představu o jejich vzájemné korelaci. Výsledek analýzy zachycuje obr. 14. Dvojice parametrů potenciální přímá radiace v prosinci a červnu, vzdálenost snímku k nejbližšímu sídlu či samotě a vzdálenost snímku pouze k nejbližšímu sídlu (tj. bez samot) a vzdálenost snímku k nejbližší cestě se vzdáleností snímku k nejbližší hranici pozemků o jiném typu porostu jsou značně korelované, jelikož nesou podobnou informaci. Zároveň jsou vzájemně korelovány všechny čtyři vzdálenosti snímků k různým prvkům v krajině.



Obr. 14. Vzájemné vztahy mezi uvažovanými parametry. PCA, 1. osa vysvětlila 20,3 % celkové variability, 2. osa 14,9 %. Vysvětlivky: x, y – souřadnice polohy snímku; pole, les, ostatní – typ porostu; sídla, sídla II, cesty, hranice – vzdálenost snímku k nejbližšímu sídlu či samotě, sídlu bez samot, k nejbližší cestě, hranici mezi pozemky o různém využití; červen, prosinec – přímá potenciální radiace v prosinci a červnu; prvohory, pískovec, opuka, spraš, niva, halda – geologické podloží.

Tyto prvky se poměrně často překrývají, např. vzdálenost od snímku k sídlu může stejně tak představovat vzdálenost k nejbližší cestě a hranici. Dále lze pozorovat vazbu typů porostu na různá geologická podloží. Lesní porost je těsně vázán na druhohorní opukové podloží. Pole jsou korelována se sprašovým a prvohorním podložím. Výskyt nepolní nelesní vegetace koreluje s druhohorním pískovcovým podložím a haldami. Korelace sklonu svahu s pískovcovým podložím vypovídá o tom, že pískovec se v území vyskytuje pouze v horních strmějších partiích svahů údolí Týneckého potoka.

#### 4.2.3 Současné a historické využití území

Již při prvním pohledu na vybrané území je zřejmé, že zásadním faktorem určujícím diverzitu a druhové složení vegetace je využití území člověkem. Významné je nejen současné využití, ale i historické, a proto se těmito dvěma faktorům zde věnuji ve zvláštní kapitole. V současnosti můžeme v území rozlišit tyto prvky: les, pole, sídla (zástavba se zahradami a intravilán obcí), průmyslové areály, komunikace různé úrovně, vodní tok se soustavou rybníků a nevyužívané plochy (především bývalé sady, pastviny, louky a haldy). Nejvíce jsou zastoupena pole (44 %) a lesy (31 %). Vše zbylé jsem pro účely této práce sloučila do jedné kategorie („ostatní“), v níž dominují sídla a nevyužívané plochy (viz příloha 4).

Využití území před přibližně 170 lety se překvapivě příliš neliší. Plocha a základní rozložení lesů, polí a „ostatního využití“ v krajině je velmi podobné. Pro ilustraci jsem do mapy složené z císařských otisků promítla síť snímků, kde jsou barevně rozlišeny snímky podle současného typu porostu na polní, lesní a ostatní (viz příloha 5). Hlavní změny se odehrály spíše po stránce kvalitativní:

- velké množství malých políček bylo sceleno do velkých polí;
- v současnosti opuštěné sady, pastviny a louky byly obhospodařovány.

Plošně menší, ale pro vegetaci jistě významné rozdíly lze pozorovat především v rozvoji důlní činnosti v druhé polovině 19. století a s ním spojeném vzniku samostatných hornických kolonií a expanzí již existujících sídel. Zatímco na císařských otiscích nalezneme pouze nejstarší důlní díla (např. důl Ludmila), tak katastrální mapy z přelomu 19. a 20. století již zachycují většinu důlních děl. Většina dolů v průběhu první poloviny 20. století opět zaniká a v mapách z přelomu 60. a 70. let minulého století lze vidět krajinu prakticky totožnou s dnešní. Haldy zde nesou označení neplodná půda či jsou zalesněny.

### 4.3 Faktory určující diverzitu a druhové složení vegetace

#### 4.3.1 Diverzita vegetace a faktory prostředí

Vztah druhové diverzity a daných faktorů jsem analyzovala generalizovanými lineárními modely s Poissonovským rozdělením. Provedla jsem analýzy pro celý datový soubor a pro jednotlivé typy porostu a analýzy bez kovariát, s vybranými souřadnicemi jako kovariátami a se všemi signifikantními proměnnými jako kovariátami. Výsledky uvádím v tabulce 3. Poloha snímků má výrazný vliv na počet druhů jak v celém území, tak v lesích a

na polích. Na polích vysvětlily souřadnice snímku a jejich dvojné interakce téměř polovinu variability počtu druhů. Naopak počet druhů nepolní nelesní vegetace není polohou snímku ovlivňován téměř vůbec – postupným výběrem byla vybrána souřadnice x, ale její vliv byl neprůkazný.

Sklon snímků dle analýzy bez kovariát ovlivňuje počet druhů v celém území a na polích, s rostoucím sklonem roste počet druhů. Po odfiltrování vlivu souřadnic je jeho vliv průkazný pouze v celém souboru a v závěrečné analýze je čistý vliv sklonu neprůkazný. Potenciální přímá radiace je významná pro počet druhů pouze v lesní vegetaci (8,86 % vysvětlené variability), přičemž s rostoucími hodnotami radiace roste počet druhů. Ovšem po přidání souřadnic jako kovariát není její vliv signifikantní ani zde. Geologické podloží ovlivňuje počet druhů v celém území, v lesích a na polích. Jeho vliv po odstranění variability vysvětlené souřadnicemi a všemi zbylými signifikantními proměnnými zůstal průkazný pouze pro pole.

Vzdálenost snímku k nejbližšímu sídlu či samotě není důležitá pro počet druhů jak v celém území, tak v jednotlivých typech porostu. vzdálenost snímku pouze k nejbližším sídlům ovlivňuje počet druhů na polích, signifikantně ovšem pouze v analýze bez kovariát. vzdálenost snímku k nejbližší cestě je významná pro počet druhů v celém území a na polích, přičemž s rostoucí vzdáleností od cesty klesá počet druhů. Vliv zůstává signifikantní i po odečtení vlivu souřadnic, ale čistý vliv v závěrečné analýze není průkazný, což je pravděpodobně způsobeno kovariátou vzdálenost k hranici. vzdálenost snímku k nejbližší hranici pozemků o různém využití vysvětlí v analýze bez kovariát přibližně 10 % variability počtu druhů v celém území, na polích i v nepolní nelesní vegetaci. Ve všech případech zůstává signifikantní po odečtení vlivu souřadnic a pro celé území i po přidání všech zbylých signifikantních proměnných jako kovariát. Vztah počtu druhů a vzdálenosti snímku k nejbližší hranici ukazuje obr. 15, přičemž podobně vypadají závislosti počtu druhů na všech testovaných vzdálenostech a pro celé území i jednotlivé podsoubory. Poslední testovaná proměnná, typ porostu, má smysl pouze v analýzách pro celý datový soubor a zde je dle očekávání její vliv velký a průkazný i po odečtení vlivu všech zbylých proměnných (viz obr. 20).

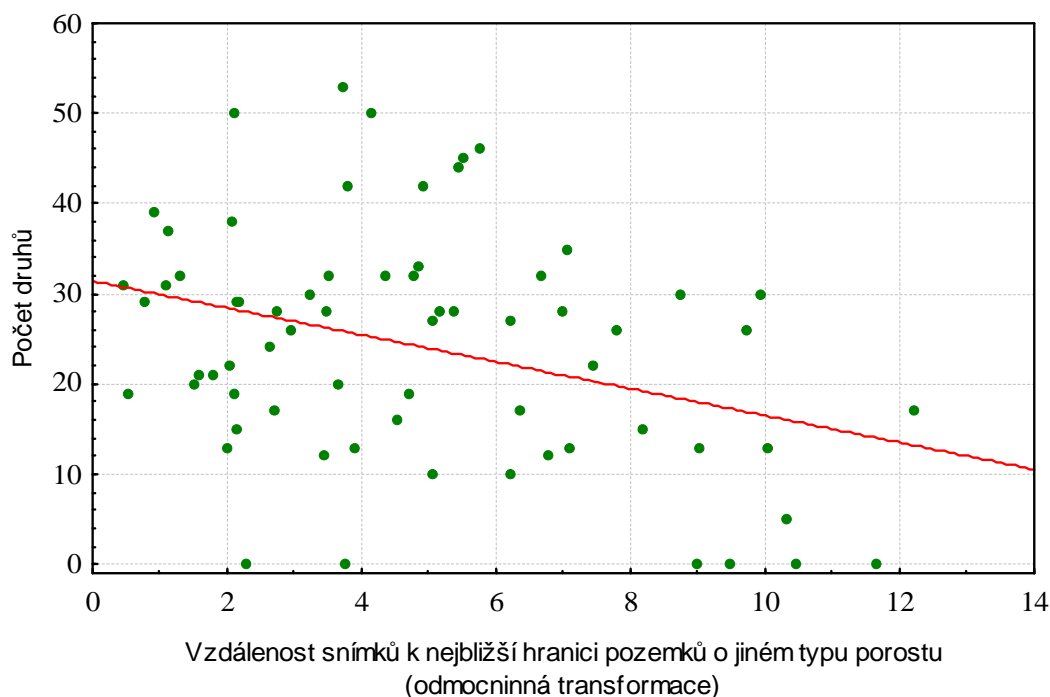
Uvažované proměnné můžeme rozdělit na abiotické faktory (sklon, potenciální přímá radiace a geologické podloží) a faktory popisující strukturu krajiny (vzdálenosti) a porovnat význam těchto dvou skupin. Druhovou diverzitu celého území určují faktory abiotické i strukturní, nejvýznamnější je ovšem vliv typu porostu, což je patrné již z obr. 7. Počet druhů lesní vegetace ovlivňují pouze abiotické faktory, ale po odfiltrování vlivu polohy snímku není ani jejich vliv signifikantní. Pro druhovou diverzitu polí jsou důležité jak abiotické faktory, tak strukturní. V závěrečné analýze je sice výsledek průkazný pouze pro geologické podloží, což je způsobeno tím, že se vzdálenost k cestě a k hranici vzájemně odfiltrovaly. Při použití jen jednoho z těchto faktorů by byl jeho vliv rovněž signifikantní. Počet druhů nepolní nelesní vegetace reaguje z daných faktorů pouze na vzdálenost snímku k nejbližší hranici, tedy na faktor popisující strukturu krajiny.



Tabulka 3. Výsledky regresních analýz vztahu počtu druhů a jednotlivých faktorů (použity zobecněné lineární modely s Poissonovským rozdělením). V tabulce jsou uvedena % vysvětlené variability a směr závislosti (+ kladný, - záporný), v případě nesignifikantního výsledku zkratka n.s., v případě dále neprováděné analýzy pomlčka. Křížkem jsou označeny okrajově signifikantní výsledky ( $p = 0,045-0,055$ ). Barevně jsou odlišeny analýzy pro abiotické faktory a pro faktory popisující strukturu krajiny.

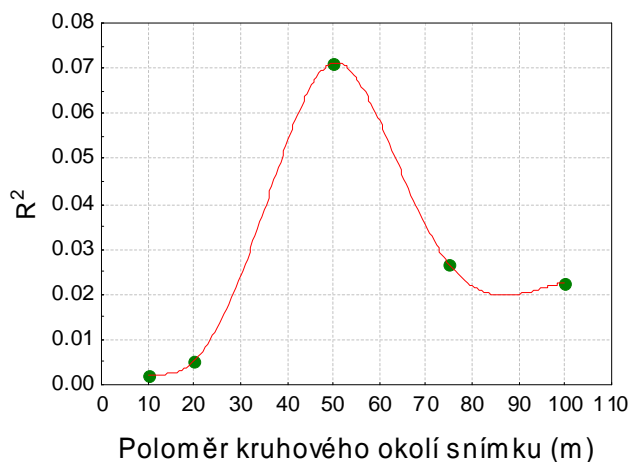
	vysvětlující proměnné	vše		les		pole		ostatní	
bez kovariát	vybrané souřadnice*	10,03		9,09		47,15		n.s.	
	sklon	1,49 <sup>x</sup>	+	n.s.		7,36	+	n.s.	
	pot. přímá radiace	n.s.		8,86 <sup>x</sup>	+	n.s.		n.s.	
	geologické podloží	4,95		16,72		13,33		n.s.	
	vzdálenost k sídlu	n.s.		n.s.		n.s.		n.s.	
	vzdálenost k sídlu II	n.s.		n.s.		6,99	-	n.s.	
	vzdálenost k cestě	10,56	-	n.s.		10,03	-	n.s.	
	vzdálenost k hranici	9,32	-	n.s.		10,56	-	9,91	-
	typ porostu	32,02		-		-		-	
kovariáty – vybrané souřadnice	sklon	3,05	+	-		n.s.		-	
	pot. přímá radiace	-		n.s.		-		-	
	geologické podloží	n.s.		n.s.		7,77		-	
	vzdálenost k sídlu	-		-		-		-	
	vzdálenost k sídlu II	-		-		n.s.		-	
	vzdálenost k cestě	8,61	-	-		5,68	-	-	
	vzdálenost k hranici	7,76	-	-		5,94	-	10,05	-
	typ porostu	24,28		-		-		-	
kovariáty – vše průkazné	sklon	n.s.		-		-		-	
	pot. přímá radiace	-		-		-		-	
	geologické podloží	-		-		5,53		-	
	vzdálenost k sídlu	-		-		-		-	
	vzdálenost k sídlu II	-		-		-		-	
	vzdálenost k cestě	n.s.		-		n.s.		-	
	vzdálenost k hranici	3,02	-	-		n.s.		-	
	typ porostu	16,96		-		-		-	

\* souřadnice a jejich dvojnásobné interakce vybrané postupným výběrem: vše –  $x$ ,  $y$ ,  $x^2$ ,  $y^2$ ,  $xy$ , les –  $x$ ,  $y$ , pole –  $x$ ,  $y$ ,  $x^2$ ,  $y^2$ ,  $xy$ , ostatní –  $x$ .



Obr. 15. Vztah počtu druhů a vzdálenosti snímku k nejbližší hranici pozemků o jiném typu porostu pro nepolní nelesní vegetaci.

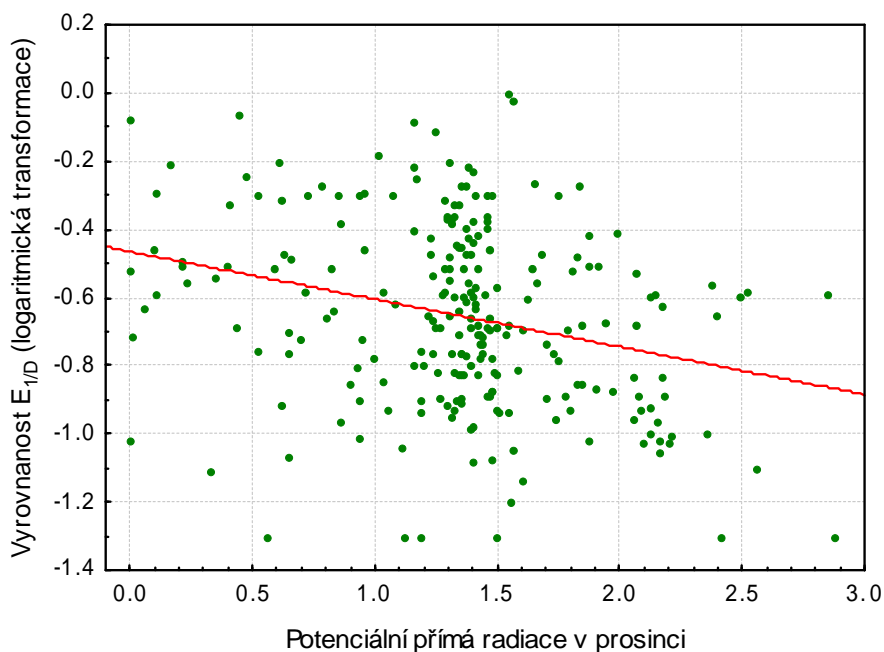
Z předchozí analýzy je patrné, že nejdůležitějším faktorem určujícím druhovou diverzitu na úrovni celého území je typ porostu. Je kromě tohoto předpokladatelného vlivu typu porostu významné pro počet druhů také zastoupení typů porostu v okolí snímku, případně v jak velkém okolí? Generalizovanými lineárními modely s Poissonovým rozložením jsem tento vliv analyzovala pro kruhové okolí o poloměru 10, 20, 50, 75 a 100 m. Průkazně vyšla pouze analýza pro okolí o poloměru 50 m (7,12 % vysvětlené variability,  $p < 0,001$ ). Signifikance a množství vysvětlené variability vlivu okolí se s jeho poloměrem zvětšovaly k maximumu pro 50 m a poté začaly klesat (obr. 16).



Obr. 16. Množství vysvětlené variability v počtu druhů snímku v závislosti na velikosti kruhového okolí snímku.

Pro okolí o poloměru 50 m jsem dále provedla analýzy se souřadnicemi jako kovariátami a poté se všemi průkaznými faktory ze závěrečné analýzy pro počet druhů v celém území. Průkaznost, ani množství vysvětlené variability se přidáním kovariát významně nezměnily. Vliv nárůstu plochy jednotlivých typů porostu lze odhadnout také z obr. 20. S nárůstem podílu plochy lesa či nelesní nepolní vegetace množství druhů roste, zatímco efekt plochy polí je opačný.

Kromě samotného počtu druhů je druhou významnou složkou diverzity vyrovnanost společenstva. Proto jsem vyjma vlivu faktorů na pouhý počet druhů rovněž analyzovala jejich vliv na vyrovnanost vypočtenou ze Simpsonova indexu, která je nezávislá na počtu druhů. Výsledky analýz uvádím v Tabulce 4. V rámci celého souboru snímků a v lesních snímcích ovlivňuje vyrovnanost společenstva potenciální přímá radiace, s rostoucí radiací se vyrovnanost snižuje (obr. 17). Druhým průkazně působícím faktorem je vzdálenost k nejbližšímu sídlu (bez samot), která je velmi významná pro vyrovnanost v lese (21,17 % vysvětlené variability), méně v celém území a okrajově na nelesních nepolních snímcích, přičemž vyrovnanost roste se zvětšující se vzdáleností k sídlu (obr. 18).



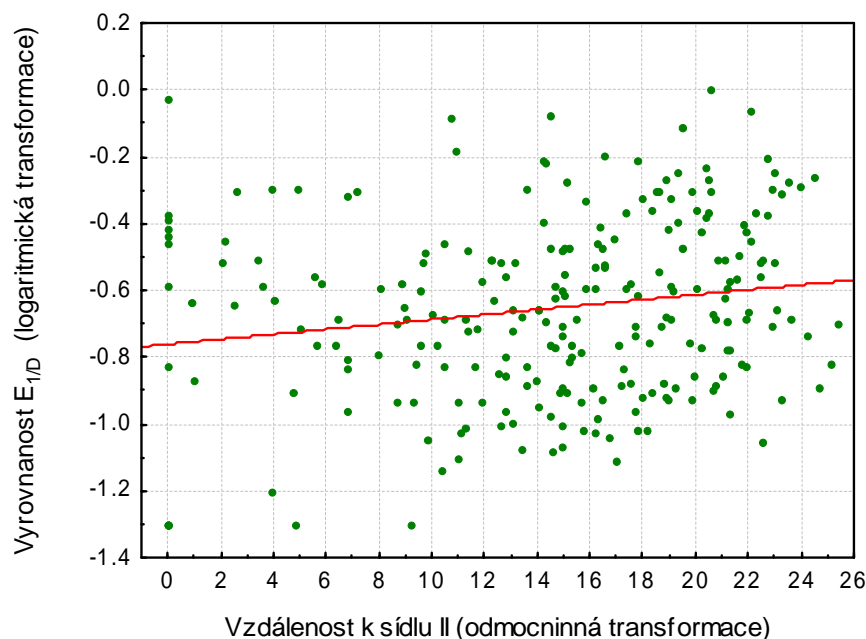
Obr. 17. Vztah vyrovnanosti zaznamenané vegetace a potenciální přímé radiace v prosinci v celém souboru snímků.  $\text{Log}(E_{1/D}) = -0,466 - 0,139 \times \text{radiace}$ ;  $p < 0,001$ .

Tabulka 4. Výsledky regresních analýz vztahu vyrovnanosti snímků a jednotlivých faktorů (použita lineární regrese). V tabulce jsou uvedena % vysvětlené variability a směr závislosti (+ kladný, - záporný), v případě nesignifikantního výsledku zkratka n.s., v případě dále neprováděné analýzy pomlčka. Křížkem jsou označeny okrajově signifikantní výsledky ( $p = 0,045-0,055$ ). Barevně jsou odlišeny analýzy pro abiotické faktory a pro faktory popisující strukturu krajiny.

		vše		les		pole		ostatní	
bez kovariát	vybrané souřadnice*	10,03		32,79		14,19		16,38	
	sklon	n.s.		n.s.		8,20	-	n.s.	
	radiace	7,78	-	12,95	-	n.s.		n.s.	
	geologické podloží	n.s.		n.s.		n.s.		n.s.	
	vzdálenost k sídlu	n.s.		9,87	+	n.s.		n.s.	
	vzdálenost k sídlu II	3,06	+	21,17	+	n.s.		5,50 <sup>x</sup>	+
	vzdálenost k cestě	n.s.		n.s.		3,56 <sup>x</sup>	+	n.s.	
	vzdálenost k hranici	n.s.		n.s.		n.s.		n.s.	
	typ porostu	23,74		-		-		-	
kovariáty - vybrané souřadnice	sklon	-		-		n.s.		-	
	radiace	4,69	-	n.s.		-		-	
	geologické podloží	-		-		-		-	
	vzdálenost k sídlu	-		n.s.		-		-	
	vzdálenost k sídlu II	3,32	+	n.s.		-		5,37	+
	vzdálenost k cestě	-		-		4,40	+	-	
	vzdálenost k hranici	-		-		-		-	
	typ porostu	25,02		-		-		-	
kovariáty - vše průkazné	sklon	-		-		-		-	
	radiace	-		-		-		-	
	geologické podloží	-		-		-		-	
	vzdálenost k sídlu	-		-		-		-	
	vzdálenost k sídlu II	4,45	+	-		-		-	
	vzdálenost k cestě	-		-		-		-	
	vzdálenost k hranici	-		-		-		-	
	typ porostu	21,73		-		-		-	

\* souřadnice a jejich dvojnásobné interakce vybrané postupným výběrem: vše –  $x$ ,  $y$ ,  $x^2$ ,  $y^2$ ,  $xy$ , les –  $y$ ,  $y^2$ , pole –  $x$ ,  $y$ ,  $x^2$ ,  $xy$ , ostatní –  $x$ ,  $y$ ,  $y^2$ ,  $xy$ .

Na polích působí na vyrovnanost společenstva jiné faktory – sklon svahu a okrajově vzdálenost k nejbližší cestě. V celém území i v jednotlivých typech porostu vysvětlují nezanedbatelné procento variability vyrovnanosti také souřadnice snímku a jejich interakce. Při použití souřadnic jako kovariát proto zůstává signifikantní vliv zbylých faktorů pouze v rámci celého souboru snímku a v případě polí a nelesních nepolních snímků je vyzdvihnut vliv původně okrajově signifikantní vzdálenosti k cestě, resp. vzdálenosti k sídlu. V závěrečném kroku analýz, který jsem provedla pouze pro celý soubor, zůstává vysoce průkazný vliv vzdálenosti k sídlu a typu porostu.

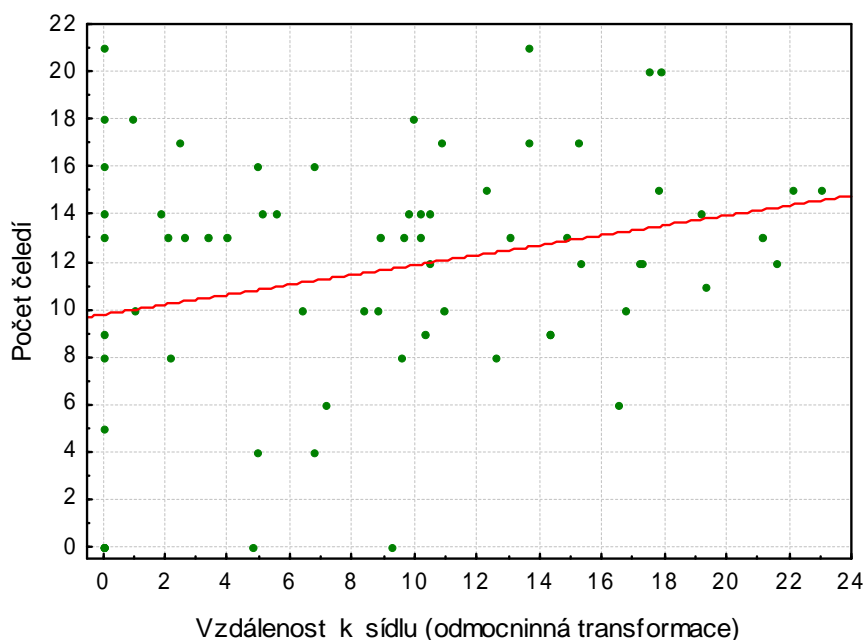


Obr. 18. Vztah vyrovnanosti zaznamenané vegetace a vzdálenosti k nejbližšímu sídlu II v celém souboru snímků.  $\text{Log}(E_{1/D}) = -0,761 + 0,007 \times \text{vzdálenost k sídlu II}$ ;  $p = 0,006$ .

Výše jsem se věnovala vlivu faktorů na druhovou diverzitu v území. Kromě druhové diverzity je také důležitá diverzita vyšších taxonomických jednotek, zde reprezentovaná počtem čeledí. Nejprve jsem pro představu o samotném vztahu počtu druhů a počtu čeledí provedla regresní analýzu závislosti počtu čeledí na interakci počtu druhů s typy porostu. Počet čeledí úzce koreluje s počtem druhů, ovšem sklon závislosti se v jednotlivých typech liší. Nejrychleji přibývá čeledí v závislosti na počtu druhů na polích a nejpomaleji v nelesní nepolní vegetaci (viz příloha 7).

Ovlivňují diverzitu čeledí jiné faktory než druhovou diverzitu? Pro zodpovězení této otázky jsem provedla analýzy vztahu počtu čeledí ve snímku a daných faktorů. Systém analýz je totožný s analýzami pro počet druhů. V případě počtu čeledí nebylo nutné použít zobecněné lineární modely, tudíž jsem tyto závislosti analyzovala lineární regresí. Výsledky analýz jsou uvedeny v tabulce 5. Postupný výběr souřadnic a jejich dvojných interakcí dal ve

všech případech stejný výsledek jako v případě počtu druhů a procenta vysvětlené variability jsou také srovnatelná. Pro celé území se výsledky analýz liší akorát v neprůkaznosti vlivu sklonu. Po přidání všech zbylých proměnných jako kovariát i počet čeledí průkazně závisí na vzdálenosti snímku od nejbližší hranice pozemků a na typu porostu. Vliv typu porostu na počet čeledí je slabší než na počet druhů (7,88 % proti 16,96 % vysvětlené variability). Výsledky analýz pro počet čeledí lesní vegetace se s výsledky pro počet druhů shodují vyjma vlivu geologického podloží v analýze bez kovariát. Pro počet čeledí i druhů je důležitá potenciální přímá radiace, ale geologické podloží je poměrně významné jen pro počet druhů. Nicméně v analýzách s kovariáty není signifikantní žádný ze sledovaných faktorů. Výsledky pro pole jsou rovněž srovnatelné s výjimkou signifikance vlivu potenciální přímé radiace v analýze bez kovariát. V závěrečné analýze zůstává průkazný pouze vliv geologického podloží, přičemž podloží vysvětlí více variability v případě počtu čeledí (9,09 %) než v případě počtu druhů (5,53 %). Jedinou výraznější odlišností výsledků analýz pro počet čeledí a pro počet druhů jsou výsledky analýz pro nepolní nelesní vegetaci. Počet čeledí je kromě vzdálenosti k hranici závislý také na vzdálenosti k sídlu, což počet druhů není. Tato závislost je navíc na rozdíl ode všech průkazných závislostí na vzdálenostech kladná, tedy čím větší vzdálenost k nejbližšímu sídlu tím více čeledí (obr. 19). Vliv vzdálenosti k sídlu zůstává signifikantní i po odfiltrování vlivu souřadnic, ovšem v závěrečné analýze je potlačen vzdáleností k hranici jako kovariátou. Vzdálenost k nejbližší hranici pozemků o jiném typu porostu má shodně na počet druhů i čeledí poměrně velký vliv (přibližně 10 % vysvětlené variability).

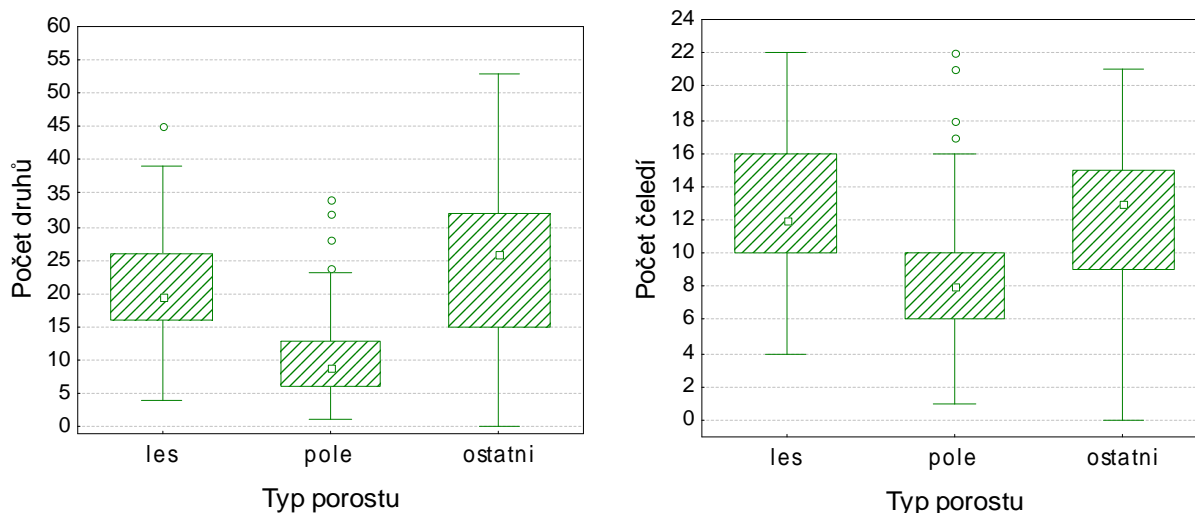


Obr. 19. Vztah počtu čeledí a vzdálenosti snímku k nejbližšímu sídlu či samotě pro podsoubor nepolní nelesní vegetace. Lineární regresní analýza bez kovariát;  
 počet čeledí =  $9,773 + 0,208 \times \text{vzdálenost k sídlu}$ ;  $p = 0,026$ .

Tabulka 5. Výsledky regresních analýz vztahu počtu čeledí a jednotlivých faktorů (použita lineární regrese). V tabulce jsou uvedena % vysvětlené variability a směr závislosti (+ kladný, - záporný), v případě nesignifikantního výsledku zkratka n.s., v případě dále neprováděné analýzy pomlčka. Křížkem jsou označeny okrajově signifikantní výsledky ( $p = 0,045-0,055$ ). Barevně jsou odlišeny analýzy pro abiotické faktory a pro faktory popisující strukturu krajiny. Tučně jsou zvýrazněny výsledky odlišné od výsledků pro počet druhů.

		vše		les		pole		ostatní	
bez kovariát	vybrané souřadnice*	12,62		11,65		42,27		n.s.	
	sklon	<b>n.s.</b>		n.s.		5,60	+	n.s.	
	radiace	n.s.		10,01	+	<b>6,15</b>	+-	n.s.	
	geologické podloží	5,06		<b>n.s.</b>		11,50		n.s.	
	vzdálenost k sídlu	n.s.		n.s.		n.s.		<b>7,31</b>	+
	vzdálenost k sídlu II	n.s.		n.s.		5,07	-	<b>6,54</b>	+
	vzdálenost k cestě	6,64	-	n.s.		10,58	-	n.s.	
	vzdálenost k hranici	6,57	-	n.s.		7,44	-	16,44	-
	typ porostu	19,10		-		-		-	
kovariáty – vybrané souřadnice	sklon	-		-		n.s.		-	
	radiace	-		n.s.		n.s.		-	
	geologické podloží	n.s.		-		12,06		-	
	vzdálenost k sídlu	-		-		-		<b>6,53</b>	+
	vzdálenost k sídlu II	-		-		n.s.		<b>5,78<sup>x</sup></b>	+
	vzdálenost k cestě	5,43	-	-		7,22	-	-	
	vzdálenost k hranici	6,15	-	-		4,18	-	16,60	-
	typ porostu	9,64		-		-		-	
kovariáty – vše průkazné	sklon	-		-		-		-	
	radiace	-		-		-		-	
	geologické podloží	-		-		9,09		-	
	vzdálenost k sídlu	-		-		-		n.s.	
	vzdálenost k sídlu II	-		-		-		n.s.	
	vzdálenost k cestě	n.s.		-		n.s.		-	
	vzdálenost k hranici	3,94	-	-		n.s.		10,83	-
	typ porostu	7,88		-		-		-	

\* souřadnice a jejich dvojné interakce vybrané postupným výběrem: vše –  $x, y, x^2, y^2, xy$ , les –  $x, y, x^2, y^2, xy$ , pole –  $x, y, x^2, y^2, xy$ , ostatní –  $x$ .



Obr. 20. Vztah mezi počtem druhů, resp. počtem čeledí, a typem porostu. Vysvětlivky: □ medián, ▨ 25%–75% kvartil, T maximum a minimum, ○ odlehle hodnoty.

#### 4.3.2 Druhové složení a faktory prostředí

Pro zjištění vztahu druhového složení a jednotlivých uvažovaných faktorů jsem provedla přímou unimodální mnohorozměrnou analýzu CCA. Systém analýz je shodný s předchozími analýzami vztahu počtu druhů, resp. čeledí a faktorů, použité faktory jsou rovněž stejné. Výsledky pro celé území i pro jednotlivé typy porostu shrnuje tabulka 6.

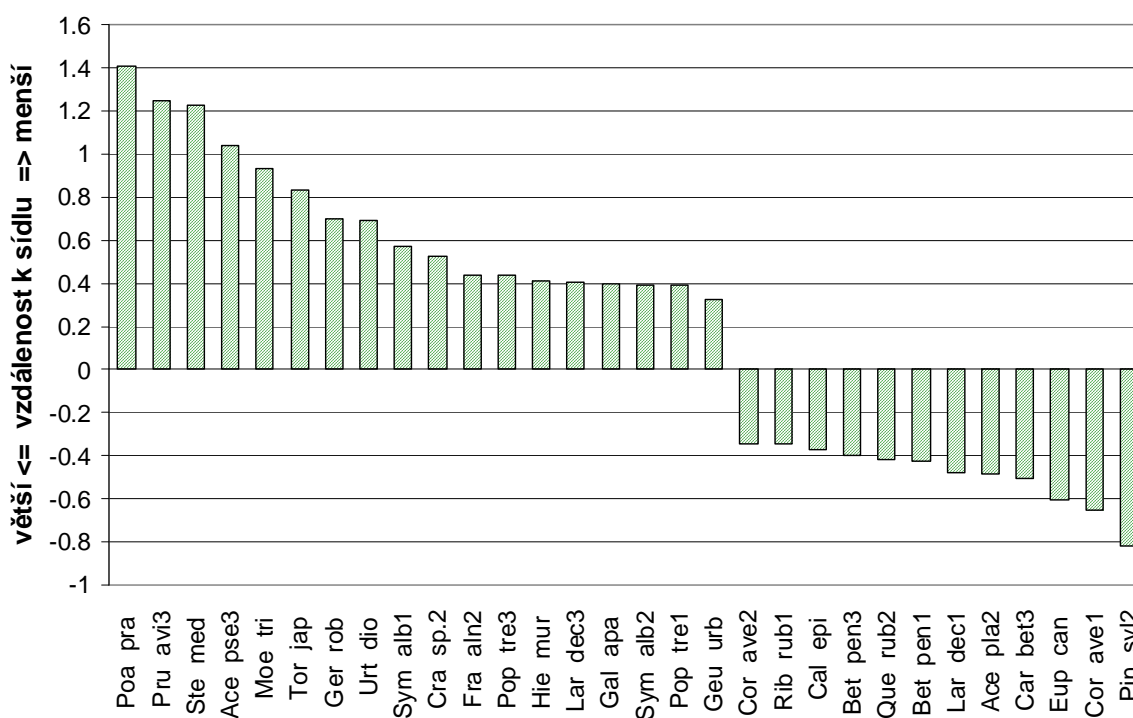
První jsem analyzovala vliv samotné polohy snímků na jejich druhové složení. Souřadnice a jejich dvojné interakce vybrané postupným výběrem vysvětlily v jednotlivých souborech 9–15 % celkové variability druhového složení.

Abiotické faktory (sklon, potenciální přímá radiace v prosinci a červnu a geologické podloží v místě snímku) mají průkazný vliv na druhové složení v celém území i v jednotlivých typech porostu. Vztah zaznamenaných druhů a abiotických faktorů zůstává signifikantní i po přidání všech ostatních průkazných proměnných jako kovariát s výjimkou vztahu lesní vegetace a potenciální přímé radiace.

Výsledky analýz vlivu strukturálních faktorů (vzdálenosti) na druhové složení jsou rozmanitější. Pro druhové složení v celém území a v nepolní nelesní vegetaci jsou významné všechny vzdálenosti (k nejbližšímu sídlu, cestě i hranici pozemků o jiném typu porostu). Vzdálenost snímku k nejbližší cestě a hranici pozemků není důležitá pro druhové složení snímků zaznamenaných v lese, zatímco vzdálenost k nejbližšímu sídlu má průkazný vliv na složení lesní vegetace i v závěrečné analýze s kovariáty. Relativně blíže k sídlům rostou v lese např. druhy *Poa pratensis*, *Prunus avium*, *Acer pseudoplatanus* a řada druhů spíše ruderních jako *Stellaria media*, *Geranium robertianum*, *Urtica dioica*, *Symphoricarpos albus* atd. Vazbu na relativně větší vzdálenost od sídel má méně druhů a jsou to především keře a stromy různých pater (obr. 21). Druhové složení polních snímků signifikantně ovlivňují všechny dané faktory v analýze bez kovariát a se souřadnicemi jako kovariáty. V analýze se



všemi signifikantními proměnnými jako kovariátami patrně dojde k vzájemnému odfiltrování vlivu jednotlivých vzdáleností a vliv ani jedné není signifikantní. Nelze tedy říci, že vzdálenost snímku k sídlu, cestě či hranici pozemků není pro druhové složení důležitá. Pokud bych pracovala pouze s jednou z těchto proměnných, její vliv by zůstal signifikantní. Vztah druhového složení polních snímků a vzdálenosti snímku k hranici pozemků zachycuje obr. 22. Z grafu je patrné, že většina druhů preferuje relativní blízkost hranice pozemků. Druhy *Veronica hederifolia*, *Fumaria sp.*, *Persicaria lapathifolia*, *Fallopia convolvulus* a *Viola arvensis* rostou i relativně dále od okrajů polí. Jako významný faktor určující druhové složení v celém území nelze opominout typ porostu. Typ porostu vysvětluje po odfiltrování vlivu všech ostatních proměnných téměř polovinu vysvětlitelné variability v druhovém složení, což lze jednoduše přisoudit tomu, že snímky zaznamenané v lese, na poli a v nepolní nelesní vegetaci mají rozdílné druhové složení.

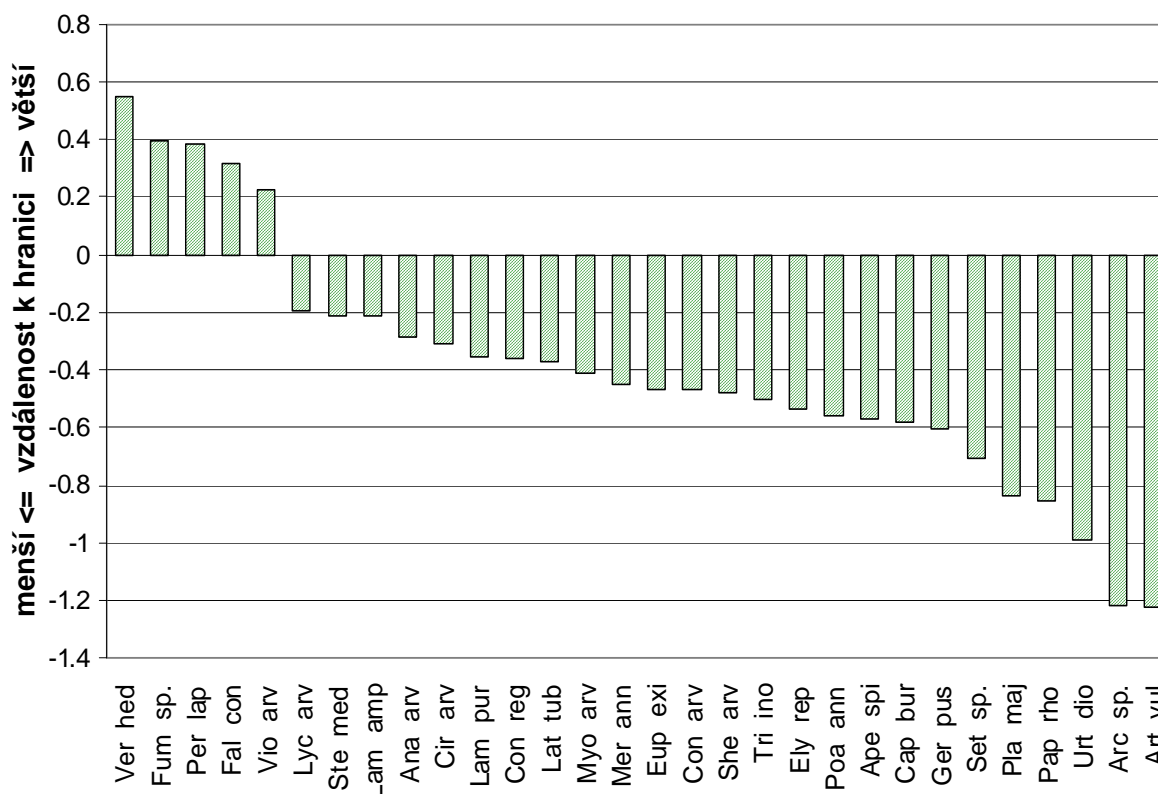


Obr. 21. Vztah druhového složení lesních snímků a vzdálenosti snímku k nejbližšímu sídlu. CCA s neomezenými permutacemi a kovariátami (všechny ostatní proměnné). Vysvětleno 1,77 % z celkové variability,  $p = 0,048$ . Zobrazeno 30 druhů nejvíce reagujících na vzdálenost k sídlům s minimální vahou 3. Hodnoty na ose y představují polohu druhů na 1. kanonické ose. Použité zkratky jsou uvedeny v příloze 1.

Tabulka 6. Výsledky CCA analýz vztahu druhového složení a jednotlivých faktorů. V tabulce jsou v prvním sloupci u každého souboru uvedena % vysvětlené variability z celkové variability, v případě nesignifikantního výsledku zkratka n.s., v případě dále neprováděné analýzy pomlčka. V druhém sloupci jsou % vysvětlené variability z % variability, kterou postihne příslušný počet os nepřímé analýzy (CA; tato variabilita představuje maximální možnou vysvětlitelnou variabilitu). Křížkem jsou označeny okrajově signifikantní výsledky ( $p = 0,045-0,055$ ). Barevně jsou odlišeny analýzy pro abiotické faktory a pro faktory popisující strukturu krajiny.

		vše		les		pole		ostatní	
bez kovariát	vybrané souřadnice*	9,01	36,48	15,16	54,27	15,08	33,31	10,00	41,00
	sklon	1,64	17,94	3,31	44,79	5,81	47,35	4,09	50,34
	pot. přímá radiace	1,82	11,67	4,21	29,50	7,01	30,92	5,78	39,07
	geologické podloží	4,65	18,83	10,13	36,27	10,47	23,11	9,25 <sup>x</sup>	32,85
	vzdálenost k sídlu	1,81	19,78	2,64	35,76	1,61	13,09	2,49	30,66
	vzdálenost k sídlu II	2,16	23,59	2,46	33,33	1,81	14,76	2,53	31,12
	vzdálenost k cestě	1,34	14,62	n.s.	–	1,50 <sup>x</sup>	12,26	2,42	29,75
	vzdálenost k hranici	1,80	19,66	n.s.	–	2,80	22,84	2,77	34,10
	typ porostu	13,99	89,48	–	–	–	–	–	–
kovariáty – vybrané souřadnice	sklon	1,66	18,06	3,77	51,04	4,48	36,49	3,42	42,11
	pot. přímá radiace	2,03	12,97	3,59	25,18	5,06	22,32	5,00	33,79
	geologické podloží	3,92	15,87	8,98	32,14	8,62	19,03	9,36	33,25
	vzdálenost k sídlu	1,07	11,67	2,36	31,94	1,78	14,48	2,27	27,92
	vzdálenost k sídlu II	1,16	12,65	2,57	34,72	1,98	16,16	2,38	29,29
	vzdálenost k cestě	1,22	13,27	–	–	1,74	14,21	2,12	26,09
	vzdálenost k hranici	1,28	14,00	–	–	2,87	23,40	2,25	27,69
	typ porostu	9,92	63,47	–	–	–	–	–	–
kovariáty – vše průkazné	sklon	0,79	8,60	2,59	35,07	1,61	13,09	2,51	30,89
	pot. přímá radiace	1,25	8,00	n.s.	–	3,49	15,38	4,29	29,02
	geologické podloží	2,77	11,22	7,88 <sup>x</sup>	28,19	5,06	11,18	8,70 <sup>x</sup>	30,87
	vzdálenost k sídlu	0,70	7,62	n.s.	–	n.s.	–	2,08	25,63
	vzdálenost k sídlu II	0,79	8,60	1,77 <sup>x</sup>	23,96	n.s.	–	2,25	27,69
	vzdálenost k cestě	0,50	5,41	–	–	n.s.	–	1,93 <sup>x</sup>	23,80
	vzdálenost k hranici	0,59	6,39	–	–	n.s.	–	2,04 <sup>x</sup>	25,17
	typ porostu	7,55	48,27	–	–	–	–	–	–

\* souřadnice a jejich dvojné interakce vybrané postupným výběrem: vše – x, y, x<sup>2</sup>, y<sup>2</sup>, xy, les – x, y, x<sup>2</sup>, y<sup>2</sup>, xy, pole – x, y, x<sup>2</sup>, y<sup>2</sup>, xy, ostatní – x, y, x<sup>2</sup>, xy.



Obr. 22. Vztah druhového složení polních snímků a vzdálenosti snímku k nejbližší hranici pozemků o jiném typu porostu. CCA s neomezenými permutacemi a kovariátami (souřadnice). Vysvětleno 2,87 % z celkové variability,  $p = 0,002$ . Zobrazeno 30 druhů nejvíce reagujících na vzdálenost k sídlům s minimální vahou 1. Hodnoty na ose y představují polohu druhů na 1. kanonické ose. Použité zkratky jsou uvedeny v příloze 1.

#### 4.3.3 Vlastnosti druhů a faktory prostředí

V předchozích mnohorozměrných analýzách jsem zjistila, které faktory ovlivňují druhové složení v celém území a v jednotlivých typech porostu. O jednotlivých druzích mohu říct, které faktory jsou pro jejich výskyt významné a jakým způsobem. Tyto informace je možné se pokusit zobecnit použitím údajů o vlastnostech druhů a zodpovědět tak otázku, zda jsou pro druhy reagující na určitý faktor typické nějaké společné vlastnosti? Vztah vazby druhů na jednotlivé faktory (tj. poloha druhů na 1. kanonické ose vyjádřená jako *species scores*) a jejich vlastností jsem analyzovala lineární regresí. Analýzy jsem provedla pro celé území (výsledky viz tabulka 7a) a nelesní nepolní snímky (tabulka 7b).

Na větší sklonky jsou v celém území vázány druhy indikující sušší, více bazické a méně živinami bohaté stanoviště, což odráží přítomnost místy až na povrch vystupujícího opukového podloží v místech s největším sklonem. Na místech s vyšší potenciální přímou radiací rostou, jak je možné předpokládat, druhy více teplomilné a suchomilné, ale také druhy indikující vyšší hodnoty půdní reakce a druhy jednoleté.

Blízkost sídel, uvažujeme-li i samoty, je významná pro nepůvodní druhy. Tento vztah ovšem mizí, pokud samoty mezi sídla nezahrneme. Stejný vývoj platí i pro trvalou semennou banku. Blíže sídel, nezáleží, zda s či bez samot, se vyskytují druhy teplomilnější, jednoleté a dvouleté, nižší a déle kvetoucí. Blízkost sídel preferují terofyty a hemikryptofyty a R, CR a CSR strategové, naopak na relativně větší vzdálenost od sídel jsou vázány fanerofyty a geofyty. Vztah vazby druhu na vzdálenost k nejbližší cestě a vlastností je průkazný pouze pro Ellenbergovy hodnoty pro teplotu, vlhkost a úživnost stanoviště. Druhy vázané na blízkost cesty indikují teplejší, sušší a méně živinami bohatá stanoviště. Ellenbergovy hodnoty pro vlhkost a zásobené živinami jsou signifikantní rovněž v případě vzdálenosti k nejbližší hranici pozemků o jiném typu porostu. Vztah je zde ovšem opačný, blíže hranic rostou druhy indikující vlhčí a více živinami zásobená stanoviště. Na blízkost hranic je dále vázaný výskyt archeofytů, terofytů a geofytů, R a CR strategií, jednoletých a dvouletých rostlin a nižších druhů. Relativně větší vzdálenost od hranic preferují neofyty a CS strategové.

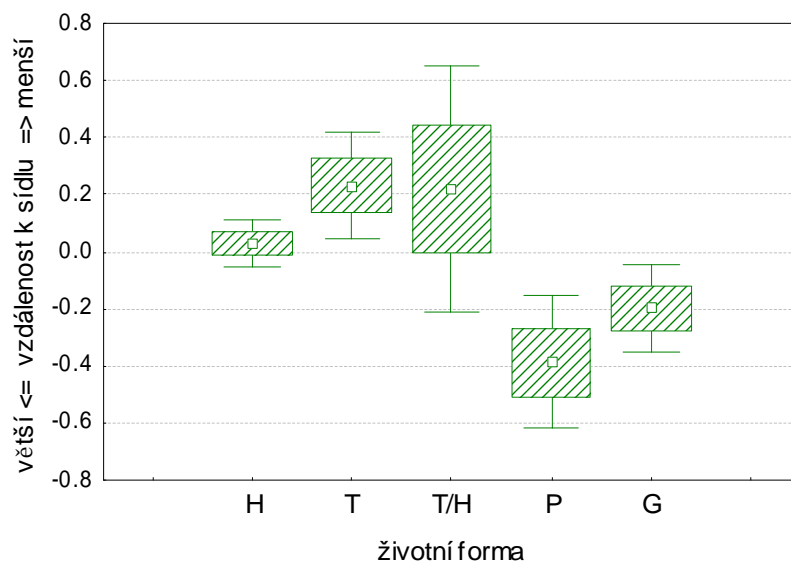
Výsledky pro nelesní nepolní snímky se od celého souboru snímků poměrně výrazně odlišují. Na místech s větším sklonem se vyskytují nejen druhy suchomilnější a indikující méně živin, ale také jsou na ně vázané druhy původní, hemikryptofyty, CS a CSR strategové a s nižší průměrnou výškou. Malé sklony upřednostňují druhy nepůvodní, terofyty a fanerofyty, C a CR strategové a druhy jednoleté. Vyšší potenciální přímá radiace působí ve prospěch výskytu hemikryptofytů a nižších druhů, zatímco terofyty a fanerofyty rostou spíše v místech s nižší radiací. Pro obě varianty vzdálenosti k sídlu jsou výsledky shodné. Na blízkost sídel jsou vázané terofyty, druhy nižší, kvetoucí 4–6 měsíců s trvalou semennou bankou. Relativně větší vzdálenost od sídel preferují fanerofyty a geofyty a druhy kvetoucí 2 měsíce. Vztah životní formy druhů ke vzdálenosti k sídlu zobrazuje obr. 23. Blíže cest nalezneme spíše druhy světlomilnější, teplomilnější, suchomilnější, indikující méně živin, CS a R strategie, nižší, déle kvetoucí, s trvalou semennou bankou. Fanerofyty, resp. C strategové se vyskytují relativně dále od cest. Vztah mezi Ellenbergovými hodnotami pro úživnost stanoviště a vzdáleností k cestě zobrazuje obr. 24. Pro vzdálenost k hranicím pozemků opět platí opačné vztahy. Blíže hranic rostou spíše druhy stínomilnější a fanerofyty.

#### Tabulka 7. Vlastnosti druhů a faktory prostředí.

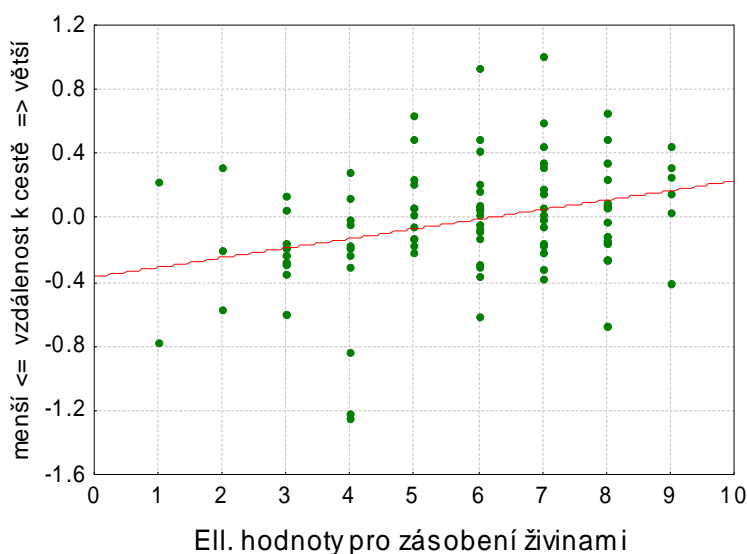
Vysvětlivky: vlastnosti světlo, teplota, kontinentalita, vlhkost, půdní reakce a úživnost stanoviště jsou Ellenbergovy indikační hodnoty; původ: ar – archeofyty, neo – neofyty, p – původní druhy; životní forma: T – terofyt, G – geofyt, H – hemikryptofyt, T/H – druhy vyskytující se v ž. formě T i H, F – fanerofyt; doba života: a – jednoleté rostliny, b – dvouleté rostliny; doba kvetení: počet měsíců; n.s. znamená neprůkazný výsledek analýzy. Příklad správného čtení tabulky – životní forma a vzdálenost k sídlu: na blízkost sídla jsou vázány terofyty a hemikryptofyty, na větší vzdálenosti od sídel fanerofyty a geofyty; nereagující kategorie nejsou uvedeny.

a) VŠE	sklon	pot. přímá radiace	vzdálenost k sídlu	vzdálenost k sídlu II	vzdálenost k cestě	vzdálenost k hranici
	větší	větší	blíže	blíže	blíže	blíže
světlo	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.
teplota	n.s.	teplomilnější	teplomilnější	teplomilnější	teplomilnější	n.s.
kontinentalita	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.
vlhkost	suchomilnější	suchomilnější	n.s.	n.s.	suchomilnější	vlhkomilnější
půdní reakce	bazofilnější	bazofilnější	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.
úživnost stanoviště	méně živin	n.s.	n.s.	n.s.	méně živin	více živin
původ	n.s.	n.s.	ar, neo	n.s.	n.s.	ar, nejsou neo
životní forma	n.s.	n.s.	T, H, nejsou P, G	T, H, nejsou P, G	n.s.	T, T/H, G
životní strategie	n.s.	n.s.	R, CR, CSR	CR, CS, CSR, R	n.s.	R, CR, nejsou CS
doba života	n.s.	a, b	a, b	a, b	n.s.	a, b
průměrná výška	n.s.	n.s.	nižší	nižší	n.s.	nižší
začátek kvetení	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.
doba kvetení	n.s.	n.s.	déle kvetoucí	déle kvetoucí	n.s.	n.s.
typ semenné banky	n.s.	n.s.	trvalá	n.s.	n.s.	n.s.

b) NELESNÍ NEPOLNÍ	sklon	pot. přímá radiace	vzdálenost k sídlu	vzdálenost k sídlu II	vzdálenost k cestě	vzdálenost k hranici
	větší	větší	blíže	blíže	blíže	blíže
světlo	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	světломilnější	stínomilnější
teplota	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	teplomilnější	n.s.
kontinentalita	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.
vlhkost	suchomilnější	n.s.	n.s.	n.s.	suchomilnější	n.s.
půdní reakce	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.
úživnost stanoviště	méně živin	n.s.	n.s.	n.s.	méně živin	n.s.
původ	p, nejsou ar, neo	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.
životní forma	H, nejsou T, P	H, nejsou T, P	T, nejsou P, G	T, nejsou P, G	nejsou P	P, nejsou H
životní strategie	CS, CSR, nejsou C, CR	n.s.	n.s.	n.s.	CS, R, nejsou C	n.s.
doba života	nejsou a	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.
průměrná výška	nižší	nižší	nižší	nižší	nižší	n.s.
začátek kvetení	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.
doba kvetení	n.s.	n.s.	4, 5, 6, nejsou 2	4,5,6, nejsou 2	5,8, nejsou 2	n.s.
typ semenné banky	n.s.	n.s.	trvalá	trvalá	trvalá	n.s.



Obr. 23. Vztah životní formy druhů nelesních nepolních snímků a jejich vazby na vzdálenost k sídlu (poloha druhů na 1. kanonické ose z příslušné CCA analýzy). Vysvětlivky: H – hemikryptofyt, T – terofyt, T/H – druhy vyskytující se v životní formě T i H, P – fanerofyt, G – geofyt; průměr  $\square$ , průměr  $\pm$  SE  $\text{hatched box}$ , průměr  $\pm 1,96 \times$  SE  $\text{error bars}$ .

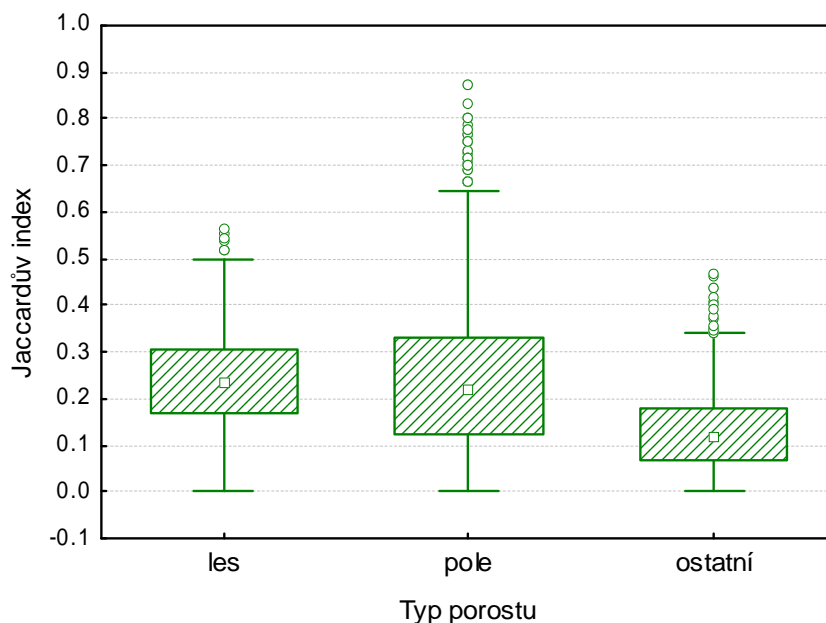


Obr. 24. Vztah Ellenbergových hodnot pro živiny druhů nelesních nepolních snímků a jejich vazby na vzdálenost k cestě (poloha druhů na 1. kanonické ose z příslušné CCA analýzy). Zásobení živinami =  $-0,368 + 0,059 \times$  vzdálenost k cestě,  $p = 0,003$ .

#### 4.4 Podobnost druhového složení a faktorů prostředí

V doposud provedených analýzách jsem se zabývala diverzitou a druhovým složením na úrovni jednoho fytoecologického snímku,  $\alpha$  diverzitou. V rámci celého studovaného území je pro diverzitu vegetace neméně důležitá různorodost zastoupených vegetačních typů,  $\beta$  diverzita.  $\beta$  diverzitu jsem vyjádřila jako Jaccardův index podobnosti pro dvojice snímků.

Tento index nabývá hodnot 0–1, přičemž 0 znamená zcela nepodobné druhové složení snímků (ani jeden společný druh) a 1 naopak snímky o stejném druhovém složení. Z grafu (obr. 25) je patrné, že nejvíce odlišné snímky se nacházejí v kategorii ostatní, tedy že nelesní nepolní vegetace má v území největší  $\beta$  diverzitu. Lesní a polní snímky jsou si více podobné, přičemž na polích jsem zaznamenala několik velmi podobných snímků.



Obr. 25. Vztah mezi Jaccardovým indexem podobnosti a typem porostu. Vysvětlivky: □ medián, ▨ 25%–75% kvartil, T maximum a minimum, ○ odlehlé hodnoty.

Na úrovni  $\beta$  diverzity jsem také analyzovala vztah mezi druhovým složením a faktory prostředí. Vytvořila jsem matice podobnosti druhového složení a jednotlivých faktorů založené na Euklidovské vzdálenosti a rovněž matici Jaccardova indexu. Korelaci matice podobnosti druhového složení a matice Jaccardova indexu s maticemi podobnosti jednotlivých faktorů jsem zjišťovala Mantelovým testem. Matice podobnosti druhového složení průkazně koreluje s maticemi podobnosti pro souřadnice, sklon, potenciální přímou radiaci a vzdálenost k sídlu II (viz tabulka 8). Výsledky pro matici založenou na Euklidovské vzdálenosti a Jaccardově indexu se mírně liší pouze v míře korelace.

Tabulka 8. Výsledky Mantelova testu a parciálního Mantelova testu. V případě signifikantního výsledku je uveden korelační koeficient ( $r$ ), n.s. znamená nesignifikantní výsledek, – neprováděná analýza. První sloupec uvádí výsledky pro korelace matice podobnosti druhového složení vypočtené jako Euklidovská vzdálenost, druhý sloupec pro korelace matice Jaccardova indexu.

	korelace	matice podobnosti druhového složení	
	matice podobnosti faktorů	Euklid. vzdálenost	Jaccardův index
bez kovariát	souřadnice x, y	0,095	0,152
	sklon	0,122	0,142
	pot. přímá radiace	0,122	0,131
	geologické podloží	–	–
	vzdálenost k sídlu	n.s.	n.s.
	vzdálenost k sídlu II	0,077	0,052
	vzdálenost k cestě	n.s.	n.s.
	vzdálenost k hranici	n.s.	n.s.
	typ porostu	–	–
parciální test kovariáty – souřadnice	sklon	0,120	0,140
	pot. přímá radiace	0,118	0,125
	geologické podloží	–	–
	vzdálenost k sídlu	n.s.	n.s.
	vzdálenost k sídlu II	0,069	0,039
	vzdálenost k cestě	n.s.	n.s.
	vzdálenost k hranici	n.s.	n.s.
	typ porostu	–	–

#### 4.5 Poznámka k mnohonásobnému testování

Při analýzách vlivu faktorů na diverzitu a druhové složení došlo k mnohonásobnému testování na stejných souborech dat. Za signifikantní jsem považovala výsledky s p hodnotou rovnou 0,05 a méně, tedy jsem neprováděla žádnou korekci, která by snížila pravděpodobnost, že některý výsledek vyšel signifikantní pouze náhodou. Tyto korekce by významně snížily množství signifikantních výsledků. Místo toho lze počet signifikantních výsledků srovnat s pravděpodobností, s jakou vyjde určitý počet signifikantních výsledků při daném počtu mnohonásobných testů. Pravděpodobnosti pro 2–9 a 14 (analýza vztahu *species scores* a druhových vlastností) mnohonásobných testů jsou uvedeny v příloze 10. V případě mnohorozměrných analýz (CCA vlivu faktorů na druhové složení) byly výsledky průkazné téměř u všech provedených analýz, což se může stát náhodou s velmi malou pravděpodobností. Více průkazných výsledků vyšlo také v případě analýz bez kovariát při testování vlivu faktorů na diverzitu. Po přidání kovariát se počet signifikantních výsledků snížil ve většině případů na 1–3, ale zároveň se také snížil počet mnohonásobných testů, protože faktory jejichž vliv nebyl v předchozí analýze signifikantní již nebyly testovány.



## 5. Diskuze

### 5.1 Metodika

Základními daty pro moji práci jsou údaje o vegetaci. Druhové složení vegetace v území jsem zachytila prostřednictvím fytoocenologických snímků, které jsou uspořádány v pravidelné síti o velikosti ok sítě  $119 \times 187$  m. Tento způsob zachycení vegetace v člověkem silně ovlivněné krajině je spíše ojedinělý. V řadě studií zabývajících se vegetací v tomto typu krajiny je rovněž použita pravidelná síť, ale údaje o zastoupených druzích jsou sebrány pro celou plochu každého čtverce sítě. Jedná se většinou o studie na řádově větším území, které využívají v poslední době se rozvíjející databáze (např. Deutschewitz et al. 2003, Van der Veken et al. 2004, Kühn & Klotz 2006), nebo jsou založeny na vlastních sebraných datech (Godefroid & Koedam 2003, Petřík & Wild 2006). Druhou využívanou možností je náhodné umístění snímků v předem určených biotopech, ať už ve všech biotopech v území (Cousins & Eriksson 2001) nebo jen v některém zájmovém biotopu (Hodačová & Prach 2003, Baessler & Klotz 2006). Jak systematický sběr, tak stratifikovaně náhodné rozmístění snímků, umožňují získání objektivních dat, což je důležité pro statistické zpracování. Cílem mé práce je zachytit vegetaci příměstské krajiny, což obnáší i zachycení poměru výskytu různých typů vegetace. Systematickým sběrem jsem toho dosáhla za cenu „ztráty“ některých maloplošně se vyskytujících typů (body sítě je jednoduše minuly). Mapováním vegetace v celých čtvercích nebo plochách jednotlivých biotopů bych zajisté lépe postihla diverzitu vegetace v území, ale bylo nad možnosti této práce.

Kromě umístění snímků je pro množství zaznamenaných druhů důležitá velikost snímků. Pro různé typy vegetace bývají používány odlišné velikosti snímků (Stohlgren 2007). Jelikož se v území vyskytuje široké spektrum vegetace od lesních společenstev po suché trávníky, použila jsem kompromisní velikost  $5 \times 5$  m. Tuto velikost lze považovat za vhodnou pro polní a nelesní nepolní vegetaci, ovšem lesní vegetaci by lépe zachytily větší snímky (Westhoff & van der Maarel 1978).

Posledním aspektem sběru fytoocenologických dat, který zde chci diskutovat, je doba sběru dat. V území lze předpokládat jak výskyt jarních efemérů (polní plevely, některé druhy suchých trávníků), tak druhů vyrůstajících později v sezóně (některé ruderální druhy, v území by se rovněž mohly vyskytovat zástupci rodu *Gentianella*). Ideální by tedy bylo zaznamenat každý snímek dvakrát či dokonce třikrát během vegetační sezóny. To ovšem nebylo při počtu 242 snímků v rámci této práce možné. Snímky byly zaznamenávány pouze jedenkrát v červnu až srpnu, tedy v době vrcholící vegetační sezóny, kdy lze předpokládat výskyt maxima druhů. V případě polí nebylo bohužel při volbě doby snímkování nijak zohledněno chemické ošetření polí, a tudíž je možné, že počet zaznamenaných druhů je na některých polích takovým zásahem negativně ovlivněn. Travinná společenstva nejsou v území kosena ani spásána, tento vliv na zaznamenaný počet druhů lze tedy vyloučit.

Hlavní otázkou, kterou si ve své práci kladu je, které faktory určují diverzitu a druhové složení vegetace. Snažila jsem se zvolit takové faktory prostředí, které nejvíce působí na

vegetaci v celém území. Jedná se o abiotické faktory (sklon svahu, potenciální přímá radiace a geologické podloží), kterými je tradičně vysvětlována diverzita a druhové složení vegetace. Druhou skupinou faktorů jsem se snažila postihnout strukturu krajiny, která do značné míry odráží působení člověka. Vlivem struktury krajiny na vegetaci se zabývá řada studií (Deutchewitz et al. 2003, Bratli et al. 2006, Wania et al. 2006). Většinou se ovšem odehrávají na větším měřítku a ke zhodnocení struktury používají nejrůznější indexy popisující rozměry, tvary a vzdálenosti prvků krajiny. Použití těchto indexů tedy nemělo v případě mé práce smysl, jelikož je možné je spočítat pro část krajiny, nikoliv pro každý bod mé sítě. Vliv zvolených faktorů na vegetaci jsem testovala nejen v celém území, ale i v jednotlivých typech porostu. Při studiu jednotlivých typů porostu by ovšem bylo možné najít faktory lépe vysvětlující jejich diverzitu (např. pro vegetaci polních plevelů: druh plodiny, aplikace hnojiv a herbicidů, také viz Lososová et al. 2004, či pro travinná společenstva: izolace, typ managementu), které by ovšem nebylo možné použít v rámci celého území. Veškeré hodnoty faktorů jsem získala z příslušných map v digitální podobě v prostředí programu ArcGIS. Tento způsob získání údajů byl zvolen, jelikož umožňuje relativně snadné a levné zjištění potřebných dat pro větší území. Použití map ovšem v sobě nese riziko zanesení nepřesností do dat. Domnívám se, že tyto nepřesnosti nebyly natolik velké, aby významněji ovlivnily výsledky práce.

Další částí mé práce měla být analýza vztahu mezi současným druhovým složením společenstev a historickým využitím daného místa. V průběhu práce se ovšem ukázalo, že zvolená lokalita není pro zodpovězení této otázky vhodná. Pro analýzu vztahu mezi současným druhovým složením a využitím krajiny v minulosti musí být splněn předpoklad, že v krajině (resp. v místech fytoecologických snímků) došlo ke změnám využití. Tyto změny musí být zachyceny v příslušných mapách. Původně jsem chtěla využít mapy z 50. a 80. let 20. století (např. Chýlová 2005), u kterých jsem ovšem zjistila, že výše uvedený předpoklad nesplňují. Při podrobné prohlídce map z let 1959, 1974 a 1983 (mapy, které byly pro dané území k dispozici; měřítko 1 : 10 000) jsem nenalezla žádné větší změny ve využití pozemků. Logickým krokem je využití starších map, konkrétně císařských povinných otisků stabilního katastru (z roku 1842; měřítko 1 : 2 880) a katastrálních map (přelom 19. a 20. století; měřítko 1 : 2 880). Prohlídka těchto map ovšem ukázala, že základní rozložení polních a lesních celků je od r. 1842 do současnosti stabilní. Danou otázku tudíž není možné pro zvolené území zodpovědět. Obvyklý postup prací soustředících se na vliv historického hospodaření na současnou vegetaci je výběr lokalit, případně ploch na lokalitě, dle změn v historickém hospodaření (např. Kopecký 2006). Jelikož se tato práce nesoustředí pouze na toto téma, nebyl postup dodržen. Historické mapy jsem tedy dále nezpracovávala a přistoupila jsem pouze ke slovnímu popisu změn v krajině. Jistou možností, jak historické mapy využít, by bylo soustředit se nikoliv na historické využití pozemků, ale na změnu struktury krajiny, která byla značná (např. získat historické vzdálenosti k hranicím pozemků).

Mezi faktory ovlivňující výskyt druhů v krajině lze také přiřadit vlastnosti těchto druhů. Vlastnosti byly vybrány tak, aby představovaly charakteristiky důležité pro rostliny

v příměstské krajině a zároveň, aby bylo možné údaje relativně snadno získat z databází a literatury. Jsou to: životní forma, životní strategie, délka života, výška rostliny, začátek a doba kvetení, typ semenné banky, způsob šíření diaspor, původ, ohrožení a Ellenbergovy indikační hodnoty. Podobný výběr učinila např. Lososová et al. (2006). Některé velmi důležité vlastnosti jako způsob šíření semen či způsob opylování jsem nezjišťovala především kvůli horší dostupnosti údajů pro velký soubor druhů, se kterým jsem pracovala. Přesto i u několika sledovaných vlastností nebyly dostupné údaje pro řadu druhů (především Ellenbergovy hodnoty), což může zkreslit výsledky. Otázkou také zůstává správnost a přesnost údajů v databázích. Dobrým příkladem může být typ semenné banky, kdy se v databázi (Thompson et al. 1997) často nachází pro jeden druh různé údaje, což je nutné řešit vypočtením indexu shrnujícího tyto údaje (Bekker et al. 1998). Ověřovat údaje o 9 vlastnostech pro 373 druhů ovšem není možné a je nutné se spolehnout na tvůrce databází. Ellenbergovy indikační hodnoty jsem použila pouze jako vlastnosti, k vyjádření vztahu druhů k přírodním podmínkám, nikoliv jako náhradu měření podmínek na stanovišti. Toto užití by ovšem mohlo být také přínosné – jako přibližná představa o podmínkách panujících v příměstské krajině. Jednotlivé indikační hodnoty zahrnují komplexní ekologické chování rostliny a je obtížné je přirovnat k nějakým měřitelným parametrům prostředí (Diekmann 2003). Hodnoty pro dusík neodráží pouze odpověď rostlin na tuto proměnnou prostředí, ale poskytují informaci o zásobení dalšími živinami a dalších faktorech prostředí, které mají vliv na produktivitu stanoviště (Schaffers & Sýkora 2000). Proto pro tuto indikační hodnotu používám označení úživnost stanoviště, jak navrhuje Schaffers & Sýkora (2000).

Statistické zpracování dat je postaveno především na běžně používaných regresních a mnohorozměrných analýzách. Výsledky ovšem mohou být ovlivněny několika problematickými skutečnostmi, které dále zmíním. Prvním problémem je mnohonásobné testování, ke kterému dochází ve většině provedených analýz. Neřešila jsem jej běžně používanou Bonferroniho korekcí, ale pouze prostřednictvím pravděpodobnosti náhodného získání signifikantního výsledku poukazují na to, že tyto pravděpodobnosti jsou ve většině případů poměrně malé. Pouze několikrát z mnoha provedených analýz přesahuje tato pravděpodobnost 10 %, jinak se pohybuje ve velmi malých číslech. Nepoužití Bonferroniho korekce tedy považuji v případě mé práce za lepší řešení, jelikož její užití by výrazně snížilo množství signifikantních výsledků (cf. Moran 2003, Lososová et al. 2006). V případě mnohorozměrných analýz (CCA) je průkaznost výsledků ovlivněna také typem použité randomizace dat při Monte Carlo testech. Bohužel nebylo možné použít „přísnější“ omezený typ permutací, který by spíše odhalil gradienty testovaných faktorů v území. Ačkoliv jsem snímky sbírala v pravidelné síti, tak několik ploch bylo nepřístupných, tedy jsem z nich nezískala data a tato výhoda pravidelné sítě se ztratila. Bylo tedy nutné použít neomezený typ permutací, při kterém není bráno v úvahu prostorové uspořádání snímků a signifikantní výsledek vypovídá pouze o podobnosti vedle sebe ležících snímků.

Výsledky analýzy závislosti *species scores* a vlastností druhů mohou být ovlivněny fylogenetickou příbuzností druhů, jelikož nebyla provedena žádná fylogenetická korekce (cf. Lososová et al. 2006). Fylogeneticky příbuzné druhy často sdílejí stejné vlastnosti a mají tendenci se vyskytovat na stejných stanovištích. Bez fylogenetické korekce není jisté, zda vazba druhu na určité hodnoty faktorů je korelována s testovanými vlastnostmi nebo s jinými vlastnostmi charakteristickými pro celou vývojovou linii (Westoby 1995).

Posledním, ale nikoliv nevýznamným, problémem statistického zpracování dat v této práci je prostorová autokorelace. Na její přítomnost poukazují výsledky všech analýz vlivu faktorů – poloha snímku vždy vysvětlila poměrně velké procento variability. Prostorová autokorelace čili podobnost blízko sebe ležících snímků způsobuje, že pak snímky nelze považovat za nezávislá pozorování, což je jeden ze základních předpokladů statistických analýz (Legendre 1993). Ve všech analýzách vlivu faktorů na diverzitu a druhové složení jsem tedy použila souřadnice snímku jako kovariáty, abych vliv autokorelace odfiltrovala. Zároveň jsem provedla analýzu vzájemné podobnosti snímků Mantelovými testy, jejichž výsledky komentuji níže.

## 5.2 Výsledky

### 5.2.1 Popis vegetace příměstské krajiny

Studované území se vyznačuje poměrně velkou diverzitou taxonů vyšších rostlin. Na území o rozloze  $2,5 \times 1,8$  km jsem prostřednictvím 242 fytocenologických snímků zaznamenala 387 taxonů, průměrně 17 a maximálně 53 druhů v jednom snímku. Podobné údaje uvádí studie zabývající se vegetací německých brownfields (Schadek 2006) či spontánně zarostlých odvalů po těžbě hnědého uhlí, kde po 35 letech od vzniku místa snímky průměrně obsahují rovněž 17 druhů (Hodačová & Prach 2003). Srovnání je možné také s venkovskou krajinou jižního Švédska, kde bylo ve 146 snímcích zaznamenáno 361 druhů (Cousins & Eriksson 2001). Téměř stejné množství druhů na menší počet snímků lze vysvětlit tím, že nebyly zapisovány snímky na polích, která jsou v krajině při současném hospodaření druhově nejchudším biotopem.

Srovnání počtu druhů zaznamenaných na polích, v lese a na nepolních nelesních stanovištích potvrdilo předpoklad, že v příměstské krajině je druhově nejbohatší vegetace nepolních nelesních stanovišť. Ke stejnému závěru dospěli např. Bratli et al. (2006), kteří na nepolních nelesních stanovištích zemědělské krajiny JV Norska zaznamenali 91 % druhů ze všech druhů pozorovaných během studie. Tuto diverzitu lze vysvětlit tím, že se jedná o řadu typů otevřené vegetace, jako jsou zbytky suchých trávníků, ruderální vegetace v různých sukcesních stádiích, ekotony či „udržované“ okraje silnic, jež se udržují díky různým občasným disturbancím. Druhým nejbohatším typem vegetace jsou lesní společenstva, kdy v 70 snímcích se celkem vyskytlo 183 druhů. Pro stejnou velikost a počet snímků v hospodářském lese v Dánsku byl nalezen dle akumulární křivky mírně nižší počet druhů (přibližně 140), zatímco křivka založená na odhadu druhové bohatosti (*chao2 estimator*)

dosáhla hodnoty přes 200 druhů (Skov & Lawesson 2000). Jak nasvědčuje průběh *rarefaction* křivky pro lesní stanoviště, ale i nelesní nepolní, tak při dalším snímkování by se počet druhů mohl ještě výrazně navýšit. V rámci této práce se mi tedy nepodařilo postihnout většinu diverzity, což může být mimo jiné důsledkem způsobu snímkování. Na polích jsem patrně zachytila většinu přítomných druhů.

Křivka *species rank-abundance* ukázala známé *pattern* četnosti výskytů druhů v krajině, kdy je několik málo druhů velmi hojných a naopak většina se vyskytne pouze několikrát. Průběh křivky pro polní druhy je poměrně strmý, což vypovídá o dominanci několika polních plevelů a nevyrovnanosti společenstev. Ještě více strmý průběh křivky, získal Bazzaz (1975) pro 1 rok opuštěná pole. Křivka pro 40 let opuštěná pole se již přibližuje křivce nepolních nelesních stanovišť. Pro tvary *species rank-abundance* křivek existuje řada modelů a vysvětlení, která jsou založena na rozdělení zdrojů mezi druhy (Magurran 2007). Na své výsledky jsem žádné z těchto modelů neaplikovala. Tvary křivek pro jednotlivé typy porostu se pohybují mezi modely *geometric series* a *broken stick*. Téměř totožné výsledky rozložení četností druhů v celém území s mojí prací získali Cousins & Eriksson (2001): cca 60 % druhů na 6 a méně snímcích, žádný druh nebyl nalezen na více než 43 % ploch. Naproti tomu v těsném okolí Plzně bylo prokázáno poměrně velké zastoupení (24 %) hojných druhů (nad 50 lokalit výskytu) a relativně nízký podíl vzácně se vyskytujících (32 %; 5 a méně výskytů) (Chocholoušková & Pyšek 2003). Pro 17 % druhů ovšem nebyla četnost známa, a tudíž by mohly přispět k výrazné změně těchto údajů. K nejhojnějším druhům ve studovaném území patří jednak polní plevel, ruderální druhy a dále některé dominantní lesní druhy. Druhy otevřené intenzivně využívané zemědělské krajiny byly shledány jako nejhojnější také ve studii Bratli et al. (2006), přičemž kromě druhů ruderálních se jednalo také o druhy trávníků (3 shodné druhy s touto prací: *Elytrigia repens*, *Urtica dioica*, *Cirsium arvense*). Seznam nejhojnějších polních druhů se až na výjimky shoduje s nejhojnějšími druhy plevelů v ČR, které uvádí Lososová et al. (2008). Studie Lososová et al. (2008) rovněž potvrzuje *Viola arvensis* jako zcela nejhojnější druh. Dominantní polní druhy jako *Stellaria media*, *Chenopodium album*, *Fallopia convolvulus*, *Polygonum aviculare*, *Galium aparine*, *Amaranthus retusus*, *Cirsium arvense* zaznamenali rovněž na polích východního Německa (Baessler & Klotz 2006) a řada dalších evropských studií (viz literatura v Lososová et al. 2008). Zvláštní postavení v okolí Kladna mají ostružiníky (*Rubus* sp.). Kromě výskytu na stanovištích ruderálního charakteru až trávníků často tvoří téměř jediného zástupce bylinného až keřového patra v lesích, což způsobilo, že jsou v území třetím nejhojnějším druhem. V lesích patří k nejhojnějším druhům ty, které se zde mají přirozeně vyskytovat jako např. *Viola reichenbachiana*, *V. riviniana*, *Poa nemoralis*, *Brachypodium sylvaticum* a řada dřevin (cf. Neuhäuslová et al. 1998) – vyjma vysazované *Pinus sylvestris* a invazních *Quercus rubra* a *Impatiens parviflora*.

Zaznamenaný gradient vegetace od lesních po plevelová společenstva nelze považovat za typický pro příměstskou krajinu střední Evropy, ale obecně pro krajinu dlouhodobě využívanou člověkem. Tento gradient v celé šíři, či jeho části dokladuje řada studií (např.

Dana et al. 2002 – urbanizovaná krajina ve Španělsku, Hodačová & Prach 2003 – haldy po těžbě hnědého uhlí, Bratli et al. 2006 – zemědělská krajina S Evropy, Lososová et al. 2006 – polní a rudérální stanoviště). Lze na něj pohlížet z různých úhlů. Bratli et al. (2006) interpretují tento hlavní gradient vegetace jako gradient od druhů stínomilných vyžadujících méně živin po druhy preferující otevřená stanoviště a hodně živin. Jako druhý nejdůležitější gradient určili vlhkost. Jinou interpretaci nabízí Dana et al. (2002): gradient odráží stabilitu biotopu, podle frekvence a intenzity disturbancí se vyskytují společenstva dřevin a dlouhověkých bylin až společenstva krátkověkých bylin. Vegetační gradient na haldách je při spontánní obnově způsoben dobou uplynulou od začátku sukcese, tedy od sukcesně nejmladších stádií po nejstarší (Hodačová & Prach 2003). V případě gradientu zaznamenaného touto prací, bych se přikláběla k vysvětlení, že je především určen různou frekvencí a intenzitou disturbancí. Tyto disturbance vyplývají z různých způsobů obhospodařování a vznikají díky nim v krajině různě stará sukcesní stadia. Řada hojněji zaznamenaných druhů je typická pro různá sukcesní stadia na antropogenních stanovištích popsáná v Prach et al. (2008). Z nejhojnějších druhů popsáných sukcesních sérií (Prach et al. 2008), se ve studované vegetaci hojněji vyskytuje: *Calamagrostis epigejos* (31 výskytů), *Arrhenatherum elatius* (41), *Sambucus nigra* (51).

Klasifikací pomocí Expertního systému Vegetace ČR (Chytrý 2007) jsem se pokusila zařadit veškeré nelesní snímky do fytoecologických jednotek. Lesní snímky nebyly pomocí formálních definic zařazeny do žádné asociace a přiřazování na základě podobnosti není zatím dostupné. Kromě nepůvodních výsadeb (nejčastěji *Pinus sylvestris*, *Quercus rubra*, řidčeji *Larix decidua* a *Picea abies*) lze pozorovat fragmenty vegetace blízké původním společenstvům svazu *Carpinion* (Neuhäuslová et al. 1998) s dominantními duby, místy i buky a pěkným lesním podrostem, jejichž zdejší výskyt popisuje již Šindelář (1941). Snímky ovšem ležely většinou mimo tyto části lesa, a tak jsem význačnějších druhů těchto společenstev zachytila poměrně málo a s nízkým počtem výskytů (např. *Aconitum lycoctonum*, *Brachypodium sylvaticum*, *B. pinnatum*, *Cephalanthera damasonium*, *Hepatica nobilis*, *Maianthemum bifolium*, *Melica nutans*, *Poa nemoralis*, *Viola reichenbachiana*, *V. riviniana*). Mimo zaznamenané snímky jsem pozorovala také *Betonica officinalis*, *Athericum ramosum* či *Clematis recta*. Nelesní vegetace byla rozdělena do 10 tříd, přičemž většina snímků spadá do tříd rudérální a segetální vegetace. Rudérální společenstva jako jsou asociace *Tanaceto vulgaris-Artemisietum vulgaris*, *Elytrigio repentis-Aegopodietum podagrariae* a *Polygonetum arenastri* byla zachycena například také v periferní zóně malého průmyslového města Horažďovice (Mandák et al. 1993). Výskyt společenstev suchých trávníků v území potvrdil systém s jistotou pouze ve dvou případech. Ačkoliv to tedy na první pohled vypadá, že trávníky tvoří v území poměrně velké plochy, jsou zřejmě již velmi degradované, jak zarůstáním křovinami, tak výskytem rudérálních druhů. Překvapivé je, že 32 snímků – z většiny polních – bylo zařazeno k vegetaci sešlapávaných stanovišť (*Polygono arenastri-Poëtea annuae*). Jelikož jsem se snažila rozřadit všechny snímky, tedy nejen pomocí formálních definic, ale i na základě podobnosti, mohly být zřejmě polní snímky

s malým počtem druhů přiřazeny k této vegetaci, což nemusí být zcela správně. Z grafů porovnávajících vegetaci zachycenou snímky s českou ruderalní vegetací je zřejmé, že část polních snímků je poněkud atypických, patrně velmi druhově chudých a je zřejmé, že takto chudá společenstva se ani obvykle nezaznamenávají.

Další pohled na vegetaci příměstské krajiny přináší vlastnosti zaznamenaných druhů. V řadě studií je věnována pozornost přítomnosti nepůvodních druhů v krajině, které mohou působit negativně na diverzitu i druhové složení původní vegetace. Zatímco v české květeně jsou nepůvodní druhy zastoupeny 8 % archeofytů a 25 % neofytů (Pyšek et al. 2002), tak ve studovaném území byl zaznamenán téměř přesně opačný poměr: 25 % archeofytů a 10 % neofytů. V přílehlém okolí Plzně se vyskytuje také více archeofytů (13 %) než neofytů (7 %) (Chocholoušková & Pyšek 2003), zatímco v urbánní flóře Říma panuje přesně opačný poměr (Celesti-Grappo et al. 2006). Vysvětlením, proč v české příměstské krajině převažují archeofyty, může být, že většina neofytů je vzácná; archeofyty jsou častější a tudíž spíše zachytitelné. Také téměř polovinu sledovaného území pokrývají pole, kde archeofyty dominují. Nejvíce nepůvodních druhů se vyskytuje právě v lidmi silně ovlivněných oblastech (Pyšek et al. 2002, De Candido 2004). Ačkoliv nepůvodní druhy tvoří přes třetinu všech zaznamenaných druhů, tak jsem v území nenalezla žádné větší porosty. Z mých dat dále vyplývá, že obecně nejrozšířenějšími druhy jsou hemikryptofyty, v lese spolu s nimi dominují fanerofyty a na polích terofyty. Rozložení počtu druhů v kategoriích životních strategií je obdobné jako např. ve studii vegetace Plzně a okolí (Chocholoušková & Pyšek 2003), tedy nejvíce CSR a C strategií a nejméně SR a S strategií. Srovnatelně byly jednotlivé životní formy a strategie rovněž zastoupeny v Horažďovicích a jejich okolí (Mandák et al. 1993). Ze zastoupení životních strategií a forem v území vyplývá, že z hlediska doby života druhů budou dominovat druhy vytrvalé a v příhodných biotopech (polní a ruderalní stanoviště) jednoleté druhy s trvalou semennou bankou. V území se vyskytuje největší počet druhů vysokých 0,5–1 m a zároveň jsou vyšší druhy i četnější. To vypovídá o tom, že krajina, kde existuje již pouze intenzivní zemědělské obhospodařování a extenzivní lesnictví, zarůstá vyššími konkurenceschopnými bylinami a křovinami. Ellenbergovy indikační hodnoty popisující vztah rostlin k ekologickým parametrům prostředí nevykazují žádné extrémní hodnoty. Pohybují se okolo středních hodnot, což odráží charakter území. Totožné rozložení Ellenbergových hodnot získal Mandák et al. (1993) pro vegetaci z území Horažďovic a okolí. Pouze hodnoty úživnosti (pro dusík) vykazují odlišné rozložení – v území se vyrovnaně (co do počtu) vyskytují druhy značně chudých stanovišť až po druhy výrazně bohatých stanovišť. Ovšem co se týče abundance, tak mezi hojnější patří druhy vázané na vyšší zásobení dusíkem. Nárůst druhů bohatších stanovišť je pro současnou krajinu typický a dokladovaný předchozími studiemi (např. McCollin et al. 2000). Výskyt druhů chudých stanovišť může svědčit o tom, že se v krajině tato stanoviště vyskytují, ale také mohou tyto druhy už spíše jen přežívat na bohatších stanovištích.

### 5.2.2 Diverzita vegetace a faktory prostředí

Vliv faktorů prostředí na diverzitu rostlin v území jsem studovala na třech úrovních: počet druhů, vyrovnanost snímků a počet čeledí; a pro čtyři soubory dat: všechny snímky, polní, lesní a nelesní nepolní snímky. Všechny tři skupiny analýz se vyznačují nezanedbatelným procentem variability vysvětleným pouhou polohou snímků. To vypovídá o jisté prostorové autokorelaci diverzity v území, tedy že snímky blíže sebe jsou si podobnější než snímky vzdálenější. Vliv polohy snímku nebyl prokázán pouze pro nelesní nepolní snímky v případě druhů a čeledí, což může být způsobeno velkou různorodostí této skupiny a jejím výskytem v malých plochách po celém území. Naopak v případě druhové diverzity polí vysvětlila poloha snímku téměř polovinu variability – sousedící snímky jsou si značně podobné a také to svědčí o určitém prostorovém gradientu v území.

Pro všechny tři úrovně diverzity rovněž platí, že kromě polohy snímku na ně má v celém území největší vliv typ porostu v místě snímku. Typ porostu (pole, les, ostatní) je daný způsobem využívání místa, tedy různou intenzitou disturbancí. Na intenzivně disturbovaných stanovištích (pole) se pak logicky vyskytuje nejméně druhů a čeledí, společenstva jsou spíše nevyrovnaná. Zatímco na občasně disturbovaných a různorodých stanovištích (ostatní) je druhů nejvíce a společenstva jsou spíše vyrovnaná. Tento poněkud triviální závěr vyplývá již z výše napsaného, potvrzuje jej řada studií (např. Celesti-Gradow et al. 2006, Deutchewitz et al. 2003, Hope et al. 2003) a není třeba se mu dále věnovat. Ačkoliv v analýzách bez kovariát (na všech úrovních a pro všechny soubory dat) byl průkazný vliv řady dalších faktorů, tak po odfiltrování značného vlivu polohy snímků se jejich počet velmi zredukoval. Pro diverzitu druhů a čeledí v celém území hraje roli vzdálenost k nejbližší hranici pozemků o jiném typu porostu. Tato hranice je často zároveň i cestou, vliv těchto dvou testovaných faktorů se tedy do značné míry překrývá. Čím blíže k hranici, tím více druhů – okolí hranic lze nazvat ekotony, pro které je typické, že mají větší diverzitu než okolí (obsahují druhy z obou typů porostu) a zároveň slouží k šíření druhů (Risser 1995). Zajímavé je, že pro vyrovnanost společenstva je významná jiná vzdálenost: k nejbližšímu sídlu či samotě. Vyrovnanost zachycených společenstev roste s přibývajícím vzdáleností od sídel. Možným vysvětlením je, že okolí sídel je více disturbované a na takových stanovištích se spíše prosadí nějaký dominantní ruderální druh působící nízkou vyrovnanost. Abiotické faktory mají v celém území na diverzitu okrajový vliv, který je při použití všech ostatních signifikantních proměnných jako kovariát zcela odfiltrován. Jejich působení je tedy v takto intenzivně využívané krajině v pozadí, zcela překryto vlivy člověka. K podobnému závěru dospěli i Deutchewitz et al. (2003) v případě intenzivně využívané krajiny okresu Dessau v Německu. Činnost člověka v krajině ovšem často zároveň z přírodních podmínek vycházela, způsob využívání půdy v minulosti odpovídal rozmístění přírodních zdrojů a překážek v krajině (např. Kühn et al. 2004 – velká německá města vznikla na geologicky pestrých územích). To je vidět i na studované krajině, kdy nejprudší části svahů údolí Týneckého potoka s vystupujícími opukami jsou ponechány polopřirozeným travinným či lesním společenstvům. Zatímco méně svažité úrodné nižší polohy údolí a okolní plošina jsou



přeměněny na pole. Člověk byl a je naopak také schopen zcela měnit přírodní podmínky a v současné době, díky moderním technologiím, je často vůbec nebere na zřetel. Haldy po těžbě černého uhlí ve studovaném území jsou dobrým příkladem, jak je člověk schopen změnit krajinu. Vytvořily zde zcela nový biotop, který dává prostor k růstu i řadě vzácným druhům (Gremlica 2005).

V jednotlivých typech porostu je diverzita ovlivněna různými faktory. Diverzita druhů, čeledí i vyrovnanost lesních společenstev není po odfiltrování vlivu polohy snímků signifikantně ovlivňována žádným z testovaných faktorů. Nelze říct, že by diverzitu zdejších lesních společenstev neovlivňovaly ani abiotické faktory, ani struktura krajiny. Les ve studovaném území se nachází v zásadě pouze v jednom velkém celku na jihu území, kde je poklad převážně tvořen opukami. Pro testované faktory se tedy jedná o nepříliš vhodný studijní objekt; naopak pokud bych chtěla najít faktory určující diverzitu v tomto příměstském lese, musela bych zkusit zvolit nějaké jiné jako např. doba od vykácení plochy či pokryvnost korunového zápoje. Diverzita druhů a čeledí na polích je oproti lesu určována jak abiotickými faktory, tak strukturou krajiny. Z abiotických podmínek má dle předpokladu vliv geologické podloží určující úživnost půdy a tím bohatost plevelového společenstva. Vliv struktury krajiny se projevuje skrze vzdálenost snímku k hranici pozemků o jiném typu porostu. Tato hranice je v případě polí téměř vždy i cestou, což způsobilo, že se v analýze se všemi ostatními proměnnými jako kovariátami jejich vliv zcela vyrušil. Vysvětlení působení tohoto faktoru je stejné jako pro celé území: kromě několika málo druhů, které se vyskytují na celém poli, jsou hranice zdrojem řady dalších rudérálních druhů, které ovšem neproniknou do centra poměrně velkých polí. Blíže hranic bývá také méně intenzivní obhospodařování polí dávající plevelům prostor k růstu. Samotné polní okraje se pak vyznačují značnou diverzitou a zároveň bývají zemědělci ošetřovány, aby se z nich plevely nešířily do okolí (Kleijn & Verbeek 2000). V případě nelesních nepolních společenstev je pro diverzitu na všech třech úrovních významná pouze struktura krajiny. Testované abiotické podmínky nemají na jejich diverzitu žádný vliv. Do kategorie „ostatní“ byla zahrnuta velmi různorodá společenstva a jak jsem vyzorovala při terénních pracích, např. bohatá společenstva trávníků rostou na opukových svazích, zatímco bohaté ruderály lze najít na různých podkladech a spíše na rovině. Druhá diverzita nepolních nelesních společenstev je ovlivňována vzdáleností snímku k hranici, vyrovnanost snímku vzdáleností k sídlu a diverzita čeledí oběmi vzdálenostmi. Zajímavé je, že počet čeledí roste se zvětšující se vzdáleností k sídlu, což je jediný případ, kdy je závislost mezi diverzitou druhů či čeledí a jakoukoliv vzdáleností kladná. Blíže sídel se tedy vyskytují zástupci méně čeledí, což zřejmě působí větší výskyt rudérálních druhů u sídel, které jsou z malého spektra čeledí. Rudérální druhy jsou u nás také často druhy nepůvodními a téměř polovina nepůvodních druhů pochází pouze ze šesti čeledí (Pyšek et al. 2002). Výsledky analýz nepotvrzují, že vegetace blíže sídlům (tj. i přímo v sídlech) má větší druhovou diverzitu, tedy závěr řady prací (např. Pyšek 1993, Deutschewitz et al. 2003, Hope et al. 2003, Chocholoušková & Pyšek 2003), že lidská sídla jsou druhově bohatší než okolí. Patrně to je způsobeno tím, že v samotných sídlech jsem udělala malé množství snímků a také že se jedná

o sídla malá, vesnice, zatímco bohatá urbánní vegetace bývá zaznamenávána ve velkých městech.

### 5.2.3 Druhové složení a faktory prostředí

Stejně jako v případě diverzity, tak i variabilitu druhového složení všech čtyř datových souborů do značné míry vysvětluje poloha snímku. Zaznamenané sousední snímky jsou si tedy podobné nejen počtem druhů, ale i druhovým složením. Prostorový gradient v území, bude nejspíš způsoben tím, že les se nachází zejména na jihu území, zatímco na severu převažují otevřená společenstva.

Druhové složení vegetace v celém území ovlivňují všechny testované faktory, jak abiotické podmínky prostředí, tak struktura krajiny. Nejvíce variability v souladu s předpoklady vysvětlil typ porostu, jakožto hlavní gradient vegetace v území a faktor určující, zda na daném místě budou lesní druhy, polní plevelé či ostatní skupiny druhů. Jednotlivé abiotické a strukturní faktory vysvětlují podobná procenta variability. Obě skupiny jsou tedy pro druhové složení v příměstské krajině stejně významné. Území je z hlediska abiotických faktorů poměrně heterogenní a tudíž se jejich gradienty jasně promítají do složení vegetace. Podobné výsledky pro sklon a potenciální přímou radiaci získala např. Chýlová (2005) – sklon vysvětlil 1,4 % variability a radiace 5,9 %. Větší vliv potenciální přímé radiace lze vysvětlit tím, že se práce zabývala pouze vegetací suchých trávníků. Ačkoliv cestami je území doslova protkané a vsi jsou poměrně blízko sebe, tak i vzdálenost k těmto prvkům krajiny hraje pro druhové složení důležitou roli. Pokud se zaměříme na jednotlivé typy porostu, tak druhové složení polí i nelesních nepolních stanovišť ovlivňují všechny faktory jako v celém území. Akorát u polí došlo v závěrečné analýze se všemi ostatními signifikantními proměnnými jako kovariátami k vzájemnému vyrušení vlivu vzdáleností. V měřítku celé republiky jsou nejdůležitějšími faktory ovlivňujícími vegetaci polních plevelů nadmořská výška, rok a roční období zaznamenání snímků a vysazená plodina (Lososová et al. 2004). Rozdíly mezi lety, sezónou a plodinami jsem rovněž pozorovala. Snímky na polích jsem začala zaznamenávat již v prvním roce práce, ale následně, abych předešla problémům s těmito rozdíly, jsem je všechny (tedy některé po druhé) zapsala v jednom roce. Z výše uvedeného také vyplývá, že výsledky týkající se vegetace polních stanovišť by mohly být odlišné, pokud by terénní práce byly provedeny v jiném roce a na polích osety jinými plodinami. Druhové složení lesních snímků ovlivňuje ze strukturních faktorů pouze vzdálenost k nejbližšímu sídlu. To je možné vysvětlit tím, že les v území nalezneme hlavně v jednom velkém celku, není zde tedy tolik hranic s jinými typy porostu a tolik snímků u hranic. Zároveň cesty procházející lesem zřejmě nepředstavují pro les velké obohacení o druhy, jelikož se na nich vyskytují hlavně lesní druhy. Jedině přítomnost sídel vytváří určitý gradient: blíže sídel se v lese vyskytuje více ruderních a synantropních druhů (např. *Geranium robertianum*, *Urtica dioica*, *Symphoricarpos albus*, *Prunus avium*), pronikajících do lesních společenstev. Pro větší vzdálenost jsou typické dřeviny různého stáří – možným vysvětlením je, že větší vzdálenost od přítomnosti lidí umožňuje vznik porostu méně

disturbovaného s pestrá prostorová a věková struktura keřového a stromového patra. Podobný gradient byl nalezen v příměstském lese v Belgii, kdy některé druhy jsou vázané výhradně na jeho okraj a směrem k jádru lesa přibývá pravých lesních druhů (Godefroid & Koedam 2003). V případě lesa ovšem nelze také vyloučit, že druhové složení lesních společenstev neodráží ani tak vliv testovaných faktorů jako lesní hospodaření, a že působení faktorů a lesního hospodaření spolu v tomto případě slovo pouze koreluje.

Na určité hodnoty faktorů se váží skupiny druhů o určitých vlastnostech. Vazbu druhů více suchomilných, bazofilních a vyžadujících méně živin na svahy o větším sklonu, lze vysvětlit tím, že na těchto místech území vystupují bazické opuky, půda je kamenitá a díky tomu méně úrodná a zároveň náchylná k vysychání. Pokud se podíváme pouze na nelesní nepolní stanoviště, tak se ke zmíněným skupinám druhů přidávají druhy původní, hemikryptofyty, CS a CSR strategové. Naopak menší sklony preferují druhy nepůvodní, terofyty a fanerofyty, C a CR strategové. V tom lze spatřovat rozdělení nelesních nepolních stanovišť na trávníky a ruderalní stanoviště. Zatímco trávníky se dosud zachovaly na místech s největším sklonem, tak ruderalní porosty nalezneme na méně sklonitých plochách. Větší potenciální přímou radiaci dle předpokladů preferují druhy teplomilnější a suchomilnější, zároveň také bazofilnější, což lze přisuzovat souhře sklonu a orientace s geologickým podložím. Blíže k sídlům se v rámci celého území vyskytují druhy teplomilnější. Je otázkou, zda u takto malých sídel se může projevat efekt urbánní tepelného ostrova. Spíše je okolí sídel více otevřené a disturbované a na takových bývají teplomilnější druhy. Dále na blízkost sídel jsou vázané terofyty a hemikryptofyty, CSR, CR, R strategové, jednoleté, nižší a déle kvetoucí druhy. Tyto všechny charakteristiky lze přisoudit ruderalním druhům, které v sídlech a jejich okolí dominují. Poněkud odlišné jsou výsledky pouze pro nelesní nepolní stanoviště, kdy se blíže sídlům průkazně vyskytují pouze terofyty, druhy nižší, déle kvetoucí a s trvalou semennou bankou. Blíže cestám rostou druhy teplomilnější, suchomilnější a méně náročné na živiny – cesty, ať už zpevněné či nezpevněné, posouvají ekologické podmínky k extrémnějším hodnotám. Pouze v případě nepolních nelesních stanovišť jsou na blízkost cesty vázané také druhy světlomilnější, CS a R strategové, nižší a s trvalou semennou bankou. Některé vlastnosti se shodují s vlastnostmi druhů vázaných na větší sklon (tj. pravděpodobně druhy trávníků), jiné odpovídají ruderalním druhům. To přesně vypovídá o tom, co člověk pozoruje poblíž cest a hlavně v jejich bezprostředním okolí – na různých okrajích a v příkopech. Ty slouží jednak jako jedno z posledních útočišť v krajině pro druhy trávníků (zvláště sečené příkopy) a zároveň je to optimální prostor pro ruderalní druhy. Blíže k hranici s jiným typem porostu se v celém území vyskytují druhy vlhkomilnější, vázané na úživnější stanoviště, archeofyty, terofyty, geofyty, R a CR strategové, druhy jednoleté a nižší. Ačkoliv jsou hranice často totožné s cestami, tak se vlastnosti rostlin vázané na jejich blízkost značně liší. Patrně nejhojnějším typem hranice v území je pole – jiný biotop. Kromě cest ji tvoří hlavně křoviny. Nejspíš se tedy na okrajích těchto křovin, kde je pod jejich zápojem vlhčeji a zároveň tu nepůsobí tak intenzivně zemědělské hospodaření, vyskytují polní plevely (to by odpovídalo dalším uvedeným vlastnostem).

### 5.3 Podobnost druhového složení a faktorů prostředí

Podobnost druhového složení v jednotlivých typech porostu odpovídá předpokladům a výše napsanému. Do kategorie ostatní čili nepolní nelesní stanoviště byla zahrnuta velmi různorodá skupina společenstev a tudíž jsou si nejméně podobné. Les i pole tvoří v území velké celky a mají nižší druhovou diverzitu, z čehož plyne, že druhové složení lesních, resp. polních snímků si bude více vzájemně podobné. Studie Kühn & Klotz (2006) rovněž ukázala, že obecně jsou si společenstva archeofytů mnohem více vzájemně podobná oproti neofytům a původním druhům (archeofyty tvoří přes polovinu druhů na polích v území). Podobnost snímků vypočtená na základě počtu druhů průkazně koreluje s podobností snímků podle polohy, sklonu, potenciální přímé radiace a vzdálenosti k nejbližšímu sídlu. Tyto korelace nejsou příliš silné, maximální hodnota korelačního koeficientu je 0,152. Je zde tedy vztah mezi  $\beta$  diverzitou a abiotickými podmínkami – z podobných abiotických podmínek vychází podobné druhové složení, což je logické. Podobnost polohou (tj. snímky podobného druh. složení jsou blízko sebe) lze vysvětlit tím, že v lokalitě se nachází poměrně velké souvislé plochy o stejném využití, na kterých bylo pořízeno více snímků. Podobnost vzdáleností od sídel by bylo možné přisoudit struktuře tradiční kulturní krajiny, kdy v okolí každého sídla (vesnice) se podle určitých pravidel střídají pole, louky a lesní celky (Sádlo a Storch 2000).

## 6. Závěr

Vegetace příměstské a často zároveň postindustriální krajiny bude stále výraznějším prvkem naší přírody. V předkládané práci je zkoumána na poměrně malém území u města Kladna, tedy na lokální úrovni. Zobecnitelnost výsledků je tedy tímto poněkud omezená, přesto se domnívám, že pro příměstské oblasti nižších poloh střední Evropy mohou mít jistou platnost.

Studovaná vegetace se vyznačuje poměrně velkou druhovou diverzitou (387 taxonů), která vychází především z různorodosti zdejších stanovišť. Jsou zde tři základní typy stanovišť průkazně se odlišující svým druhovým bohatstvím: nejbohatší nelesní nepolní stanoviště, středně bohatá lesní stanoviště a nejchudší polní stanoviště. Většinou se ale v krajině setkáme pouze s několika desítkami hojnějších druhů – přes polovinu nalezených druhů bylo zaznamenáno pouze 1–5 krát. Řada vzácnějších druhů, především nepolních nelesních stanovišť, určitě nebyla zaznamenána, jak tomu nasvědčuje průběh křivky závislosti počtu druhů na počtu snímků. Mezi nejhojnější druhy patří některé polní plevely (nejhojnější druh s 97 výskyty: *Viola arvensis*), ruderální druhy, ale i některé dřeviny, z hlediska vlastností druhů pak terofyty a fanerofyty, C a R strategové a druhy s vyššími indikačními hodnotami pro úživnost půdy.

Za hlavní gradient vegetace v území lze považovat způsob využití místa člověkem, přesněji frekvenci a intenzitu disturbancí. K hlavním a velkoplošným způsobům využití území patří polní a lesní hospodářství. Mezi těmito póly je řada dalších možností, čemuž odpovídají zaznamenaná společenstva. Snímky reprezentující lesní syntaxony nebyly klasifikovány. V bezlesí bylo rozpoznáno 41 asociací náležících do 10 tříd. Zatímco na polích dominují dvě asociace (*Veronicetum hederifolio-triphylli* a *Polygonetum arenastri*), tak vegetace nelesních nepolních stanovišť je velmi různorodá.

Zaznamenanou diverzitu a druhové složení vegetace jsem se pokusila vysvětlit abiotickými faktory (sklon, potenciální přímá radiace a geologické podloží) a strukturou krajiny (vzdálenost k: sídlu, cestě, jinému typu porostu). Jak z výše uvedeného vyplývá, tak největší vliv na obojí má typ porostu odvíjející se od způsobu využití. Zároveň je také významná poloha snímků, což svědčí o jisté prostorové autokorelaci jak diverzity, tak druhového složení. Zatímco diverzitu v celém území určuje především struktura krajiny, tak variabilitu druhového složení vyrovnaně ovlivňují všechny testované faktory. Diverzita druhů i čeledí roste, čím blíže byl snímek zaznamenán k hranici s jiným typem porostu. Tuto hranici v krajině často představuje cesta, jedná se o ekoton. Diverzitu lesních společenstev neovlivňuje žádný z testovaných faktorů, pro polní plevely jsou významné jak abiotické podmínky, tak struktura krajiny, a variabilitu počtu druhů na nelesních nepolních stanovištích určuje pouze vzdálenost k hranici. Variabilitu druhového složení jednotlivých typů porostu vždy určují abiotické faktory. Na polích a ostatních stanovištích jsou pak významné také všechny strukturní faktory, druhové složení v příměstském lese reaguje pouze na vzdálenost

k nejbližšímu sídlu. Pokud by se ovšem člověk zaměřil na jednotlivé typy porostů, zvolil by jiné vysvětlující faktory, které by variabilitu diverzity a druhového složení každého z nich vysvětlily lépe.

Na různé hodnoty testovaných faktorů jsou v území vázané určité funkční skupiny rostlin. Na prudších svazích, kde v území vystupují opuky, najdeme druhy sušších, zásaditějších a méně úživných stanovišť. Blíže k sídlům a cestám rostou druhy teplomilnější, pouze blíže sídel najdeme spíše terofyty a hemikryptofyty, CSR, CR a R strégy, druhy déle kvetoucí s trvalou semennou bankou.

Z výsledků této práce vyplývá, že vegetace v příměstské krajině je poměrně druhově bohatá. Člověk svojí činností vytváří v krajině základní vegetační gradient a tím má rozhodující vliv na diverzitu i druhové složení vegetace. Vliv abiotických faktorů je upozaděn, ale není nepodstatný.

## 7. Souhrn

### Faktory určující druhovou diverzitu a složení vegetace v příměstské krajině

V popředí zájmu studia vegetace jsou zpravidla přírodně cenná území s relativně nízkým působením člověka. Naopak krajina silně ovlivněná a pozměněná člověkem bývá při výzkumu vegetace opomíjena. Předkládaná diplomová práce se věnuje studiu vegetace v příměstské krajině na příkladu území u města Kladna. Cílem práce je jednak popsat diverzitu a druhové složení této vegetace, jednak analyzovat vliv abiotických faktorů a struktury krajiny na ni a prozkoumat vlastnosti rostlin v příměstské krajině.

Základními daty pro tuto práci jsou fytoocenologické snímky (5 × 5 m), které jsem zaznamenala v pravidelné síti bodů na území o rozloze 2,5 × 1,8 km. Údaje o abiotických faktorech (sklon, potenciální přímá radiace, geologický podklad) a o struktuře krajiny (vzdálenost snímku k nejbližší cestě/sídlu/jinému typu porostu) jsem získala z digitálních podkladů v prostředí GIS. Informace o vlastnostech rostlinných druhů jsem čerpala z databází a literatury. Statistické zpracování jsem provedla pro 4 soubory dat: všechny snímky, polní snímky, lesní snímky a nelesní nepolní snímky. Diverzitu vegetace jsem zhodnotila základními statistikami a grafy (*rarefaction*, Shannonův a Simpsonův index, vyrovnanost, *rank-abundance* křivka) a také jsem klasifikovala nelesní vegetaci. Vliv abiotických faktorů a struktury krajiny na diverzitu jsem testovala regresními analýzami na úrovni druhů, čeledí a vyrovnanosti snímků. Závislost mezi druhovým složením a faktory jsem hledala pomocí mnohorozměrných analýz. Vlastnosti rostlin jsem zhodnotila sloupcovými grafy a také jsem analyzovala jejich korelaci se *species scores* z mnohorozměrných analýz.

V území jsem pozorovala 387 taxonů cévnatých rostlin náležících do 69 čeledí. Nejméně druhů se vykytuje na polích, největší diverzitu mají nepolní nelesní stanoviště jako jsou ruderalní plochy a suché trávníky. Více jak polovina druhů (58 %) byla nalezena pouze na 1–5 snímcích. Zachycený vegetační gradient je poměrně dlouhý od lesů přes křoviny, trávníky, různou ruderalní vegetaci až po pole. Nelesní vegetace byla zařazena do 41 asociací patřících do 10 tříd. Nejhojnější asociací je *Veronicetum hederifolio-triphylli* Slavnic 1951. Nejhojnějšími druhy v území jsou fanerofyty, terofyty, C a R strategové a druhy vázané na živinami bohatá stanoviště. Nejvýznamnějším faktorem určujícím diverzitu a druhové složení vegetace v území je typ porostu. Pro diverzitu je také důležitá vzdálenost snímku k jinému typu porostu – čím blíže ke hranici typů porostů, tím větší diverzita. Druhové složení je ovlivňováno všemi testovanými faktory.

Závěrem lze říci, že diverzita druhů i vegetačních typů v příměstské krajině je poměrně značná. Druhová diverzita a složení vegetace v příměstské krajině jsou především určeny činností člověka, ze které vychází struktura krajiny. Abiotické faktory hrají menší, ale nezanedbatelnou roli.

Klíčová slova: příměstská krajina, druhová diverzita rostlin, druhové složení, vegetace, abiotické faktory, struktura krajiny, vlastnosti rostlinných druhů, Kladno, střední Evropa.

## 8. Summary

### Factors determining plant species diversity and species composition in suburban landscape

Studies on vegetation are mostly dealing with natural areas with limited human influence. Little attention has been paid to vegetation of man-made habitats that are e.g. in suburban and postindustrial areas. This diploma thesis deals with vegetation of suburban area in the district of Kladno (Czech Republic). The aim of this thesis was to study structure and diversity of plant communities, abiotic factors determining composition of these plant communities, influence of land use and landscape structure on vegetation and traits of plant species occurring in this type of landscape.

I recorded 242 phytocenological relevés ( $5 \times 5$  m) in regular grid at area  $2.5 \times 1.8$  km as basic information for the study. Data about abiotic factors (slope, potential irradiation, geology) and landscape structure (relevé distance to nearest way, relevé distance to nearest settlement, relevé distance to nearest other land cover type) were obtained from digital maps by using GIS tools. Information about plant species traits were taken from databases and literature. In analysis, I worked with 4 data sets: all relevés and relevés from fields, woodlands and other habitats separately. I made some basic diversity statistics and graphs (rarefaction, Shannon, Simpson and Equitability index, rank-abundance graph) and classified of non forest vegetation. I analysed influence of abiotic factors and landscape structure on diversity of species and families and on equitability (regression analyses) and on species composition (multivariate analyses). Plant species traits were analysed by basic statistics and also correlated with species scores from multivariate analyses.

I found 387 vascular plant taxa, which represented 69 families. The smallest number of species was found on fields and the largest in non forest non fields relevés (ruderal habitats and dry grasslands). Over half of all species (58%) was recorded only in 1–5 relevés. The vegetation gradient was very long going from woodlands through shrubs, grasslands, ruderals to weedy communities. Non forest vegetation was classified to 41 associations belonging to 10 classes. The most abundant association is *Veronicetum hederifolio-triphylli* Slavnić 1951. In the area, the most abundant species are phanerophytes a terophytes, C and R strategists and species with high values of Ellenberg's N. Land cover is crucial determinant of both, diversity and species composition. For diversity relevé distance to nearest other land cover type is also important. Species composition is affected by all tested factors.

I conclude, species richness and diversity of vegetation types is relatively high in suburban landscape. Species diversity and species composition are mostly determined by human activities, from which arises landscape structure. Abiotic factors play smaller but also important role, they are in background.

Key words: suburban landscape, plant species diversity, vegetation, species composition, abiotic factors, landscape structure, plant species traits, Kladno, Central Europe.



## 9. Literatura

- Baessler C., Klotz S. (2006): Effects of changes in agricultural land-use on landscape structure and arable weed vegetation over the last 50 years. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 115: 43–50.
- Bazzaz F. A. (1975): Plant species diversity in old-field successional ecosystems in southern Illinois. *Ecology* 56: 485–488.
- Bekker R. M., Bakker J. P., Grandin U., Kalamees R., Milberg P., Poschlod P., Thompson K., Willems J. H. (1998): Seed Size, Shape and Vertical Distribution in the Soil: Indicators of Seed Longevity. *Functional Ecology* 12: 834–842.
- Bratli H., Økland T., Økland R. H., Dramstad W. E., Elven R., Engan G., Fjellstad W., Heegaar E., Pedersen O., Solstad H. (2006): Patterns of variation in vascular plant species richness and composition in SE Norwegian agricultural landscapes. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 114: 270–286.
- Celesti-Grapow L., Pyšek P., Jarošík V., Blasi C. (2006): Determinants of native and alien species richness in the urban flora of Rome. *Diversity and Distributions* 12: 490–501.
- Colwell R. K. (2005): EstimateS: Statistical estimation of species richness and shared species from samples. Version 8.0. User's Guide and application published at: <http://purl.oclc.org/estimates>.
- Cousins S. A. O., Eriksson O. (2001): Plant species occurrences in a rural hemiboreal landscape: effects of remnant habitats, site history, topography and soil. *Ecography* 24: 461–469.
- Český statistický úřad, Krajská reprezentace pro Středočeský kraj (2005): Retrospektivní lexikon obcí Středočeského kraje 1869 až 2001, Díl II. ČSÚ, Praha. [www.czso.cz/xs/edicniplan.nsf/p/13-2106-05](http://www.czso.cz/xs/edicniplan.nsf/p/13-2106-05).
- Dana E. D., Vivas S., Mota J. F. (2002): Urban vegetation of Almería City – a contribution of urban ecology in Spain. *Landscape and Urban Planning* 59: 203–216.
- De Candido R. (2004): Recent changes in plant species diversity in urban Pelham Bay Park, 1947–1998. *Biological Conservation* 120: 129–136.
- Deuschewitz K., Lausch A., Kühn I., Klotz S. (2003): Native and alien plant species richness in relation to spatial heterogeneity on a regional scale in Germany. *Global Ecology & Biogeography* 12: 299–311.
- Diekmann M. (2003): Species indicator values as an important tool in applied plant ecology – a review. *Basic and Applied Ecology* 4: 493–506.
- Ellenberg H., Weber H. E., Düll R., Wirth V., Werner W., Paulißen D. (1992): Zeigerwerte von Pflanzen in Mitteleuropa. *Scripta Geobotanica* 18: 1-258.
- Eriksson O., Cousins S. A. O., Bruun H. H. (2002): Land-use history and fragmentation of traditionally managed grasslands in Scandinavia. *Journal of Vegetation Science* 13: 743-748.

- EEA, European Environment Agency (2006): Land accounts for Europe 1990–2000. Towards integrated land and ecosystem accounting. EEA, Copenhagen.
- Forman R.T.T. (1995): Some general principles of landscape and regional ecology. *Landscape Ecol.* 10: 133–142.
- Gilbert O. L. (1989): *The Ecology of Urban Habitats*. Chapman and Hall, London.
- Gremlica T. (ed.) (2005): Analytická studie stavu krajiny Kladenska v částech narušených těžbou černého uhlí. Závěrečná zpráva projektu Vav 640/10/03 Obnova krajiny Kladenska narušené dobýváním. Ústav pro ekopolitiku, Praha.
- Grime J. P. (1979): *Plant Strategies and Vegetation Processes*. Wiley, Chichester.
- Grimski D., Ferber U. (2001): Urban brownfields in Europe. *Land Contamination & Reclamation*, 9, 143–148.
- Godefroid S., Koedam N. (2003): Distribution pattern of the flora in a peri-urban forest: an effect of the city–forest ecotone. *Landscape and Urban Planning* 65: 169–185.
- Gurevitch J., Scheiner S. M., Fox G. A. (2006): *The ecology of plants*, 2nd ed. Sinauer Associates, Inc., Sunderland, USA.
- Hejda M., Pyšek P., Jarošík V. (2009): Impact of invasive plants on the species richness, diversity and composition of invaded communities. *Journal of Ecology* 97: 393–403.
- Hejný S., Slavík B. (eds.) (1988): *Květena ČSR 1*. Academia, Praha.
- Herben T. (1987): Dynamika invaze *Orthodontium lineare* Schwaegr. v Čechách. Disertační práce. Depon. in. Bot. úst. ČSAV, Průhonice.
- Heymann Y., Steenmans Ch., Croissille G., Bossard M. (1994): *Corine land cover – Technical guide*. Office for Official Publications of the European Communities, Luxembourg.
- Hodačová D., Prach K. (2003): Spoil heaps from brown coal mining: Technical reclamation versus spontaneous revegetation. *Restoration Ecology* 11: 385–391.
- Hope D., Gries C., Zhu W. X., Fagan W. F., Redman C. L., Grimm N. B., Nelson A. L., Martin C., Kinzig A. (2003): Socioeconomics drive urban plant diversity. *Proceedings of The National Academy of Sciences of USA* 100: 8788–8792.
- Horný R. (ed.) (1963): *Vysvětlivky k přehledné geologické mapě ČSSR 1 : 200 000 M–33–XV Praha*. Geofond, Praha.
- Chocholoušková Z., Pyšek P. (2003): Changes in composition and structure of urban flora over 120 years: a case study of the city of Plzeň. *Flora* 198: 366–376.
- Chýlová T. (2005): Vliv způsobu využití půdy v minulosti na současné rozšíření druhů suchých trávníků. Diplomová práce. Ms. Depon. in Kat. Bot. PřF UK, Praha.
- Chytrý M., Rafajová M. (2003): Czech National Phytosociological Database: basic statistics of the available vegetation-plot data. *Preslia* 75: 1–15.
- Chytrý M. (ed.) (2007): *Vegetace České republiky 1. Travinná a keříčková vegetace (Vegetation of the Czech Republic 1. Grassland and heathland vegetation)*. Academia, Praha.

- Chytrý M. (ed.) (in prep.): Vegetace České republiky 2. Ruderální, plevelová, skalní a suťová vegetace (Vegetation of the Czech Republic 2. Ruderal, weed, rock and scree vegetation). Academia, Praha.
- Chytrý M., Kučera T., Kočí M. (eds.) (2001): Katalog biotopů České republiky. Agentura ochrany přírody a krajiny ČR, Praha.
- Insightful Corp. (2005): S-plus (data analysis software system), version 7. Seattle, WA, USA. <http://www.insightful.com>.
- Kleijn D., Verbeek M. (2000): Factors Affecting the Species Composition of Arable Field Boundary Vegetation. *The Journal of Applied Ecology* 37: 256–266.
- Klotz S., Kühn I., Durka W. (2002): BIOLFLOR – Eine Datenbank zu biologisch-ökologischen Merkmalen der Gefäßpflanzen in Deutschland. *Schriftenreihe für Vegetationskunde* 38: 1–334. <http://www.ufz.de/biolflor/index.jsp>.
- Knapp S., Kühn I., Wittig R., Ozinga W. A., Poschlod P., Klotz S. (2008): Urbanization causes shifts in species' trait state frequencies. *Preslia* 80: 375–388.
- Knevel I. C., Bekker R. M., Kunzmann D., Stadler M., Thompson K. (eds.) (2005): The LEDA Traitbase Collecting and Measuring Standards of Life-history Traits of the Northwest European Flora. University of Groningen, Groningen, The Netherlands. Available: <http://www.LEDATraitbase.org>.
- Kočí M., Chytrý M., Tichý L. (2003): Formalized reproduction of an expert-based phytosociological classification: A case study of subalpine tall-forb vegetation. *Journal of Vegetation Science* 14: 601–610.
- Koerner W., Dupouey J. L., Dambrine E., Benoit M. (1997): Influence of past land use on the vegetation and soils of present day forest in the Vosges mountains, France. *Journal of Ecology* 85: 351–358.
- Kolejka J. (2006): Rosice-Oslavany Mining Area: Landscape in Spire. *Život. Prostr.* 40: 187–194.
- Koller R. (1968): Nástin regionálních dějin okresu kladenského. Okresní pedagogické středisko Kladno.
- Kopecký M. (2006): Historický pohled na vegetaci sekundárních lesů v Doupovských horách. Diplomová práce. Depon. in *Kat. Bot. PřF UK*, Praha.
- Kovář P. (2002): Geobotanika. Úvod do ekologické botaniky. Karolinum, Praha.
- Krajník S., Pospíšil Z. (1985): Kladensko. Středočeské nakladatelství a knihkupectví v Praze, Praha.
- Krinke L. (2006): Herbářové sběry pana Antonína Roubala v okolí Budče. In Štorchová H., Dobeš V., Krinke L., Štorch P. (eds.): Budeč 1100 let. II. Příroda – krajina – člověk. Občanské sdružení Budeč, Kováry, s. 88–96.
- Kubát K., Hrouda L., Chrtek J. jun., Kaplan Z., Kirschner J., Štěpánek J., Zázvorka J. (eds.) (2002): Klíč ke květeně České republiky. Academia, Praha.
- Kühn I., Brandl R., Klotz S. (2004): The flora of German cities is naturally species rich. *Evolutionary Ecology Research* 6: 749–764.

- Kühn I., Klotz S. (2006): Urbanization and homogenization: Comparing the floras of urban and rural areas in Germany. *Biological Conservation* 127: 292–300.
- Legendre P. (1993): Spatial autocorrelation: trouble or new paradigm? *Ecology* 74: 1659–1673.
- Lindborg R., Eriksson O. (2004): Historical landscape connectivity affects present plant species diversity. *Ecology* 85: 1840–1845.
- Lososová Z., Chytrý M., Cimalová S., Kropáč Z., Otýpková Z., Pyšek P., Tichý L. (2004): Weed vegetation of arable land in Central Europe: Gradients of diversity and species composition. *Journal of Vegetation Science* 15: 415–422.
- Lososová Z., Chytrý M., Kühn I. (2008): Plant attributes determining the regional abundance of weeds on central European arable land. *Journal of Biogeography* 35: 177–187.
- Lososová Z., Chytrý M., Kühn I., Hájek O., Horaková V., Pyšek P., Tichý L. (2006): Patterns of plant traits in annual vegetation of man-made habitats in central Europe. *Perspectives in Plant Ecology Evolution and Systematics* 8: 69–81.
- Magurran A. E. (2007): *Measuring biological diversity*. Blackwell Publishing, Oxford.
- Mandák B., Pyšek P., Pyšek A. (1993): Distribution pattern of flora and vegetation in a small industrial town: an effect of urban zones. *Preslia* 65: 225–242.
- Mašek J., Jadrníček P., Klener J., Mentlík T., Pospíšil J., Suchánek Z., Šalanský K., Šebesta J., Zelenka P., Zoubek J. (1990): *Vysvětlivky k základní geologické mapě ČSSR 1 : 25 000 12-232 Buštěhrad. Ústřední ústav geologický, Praha.*
- McCollin D., Moore L., Sparks T. (2000): The flora of a cultural landscape: environmental determinants of change revealed using archival sources. *Biological Conservation* 92: 249–263.
- McGarigal K., Marks B. (1994): *Fragstats – Spatial Pattern Analysis Program for Quantifying Landscape Structure*. Forest Science Department, Oregon State University, Corvallis.
- McKinney M. L. (2002): Urbanization, biodiversity, and conservation. *Bioscience* 52: 883–890.
- McKinney M. L., Lockwood J. L. (1999): Biotic homogenization: a few winners replacing many losers in the next mass extinction. *Trends in Ecology & Evolution* 14: 450–453.
- Moran M. D. (2003): Arguments for rejecting the sequential Bonferroni in ecological studies. *Oikos* 100: 403–405.
- Moravec J. (1995): *Rostlinná společenstva České republiky a jejich ohrožení 2.vyd., Severočeskou přírodou, příloha 1995. Okresní vlastivědné muzeum v Litoměřicích, Litoměřice.*
- Neuhäuslová Z., Blažková D., Grulich V., Husová M., Chytrý M., Jeník J., Jirásek J., Kolbek J., Kropáč Z., Ložek V., Moravec J., Prach K., Rybníček K., Rybníčková E., Sádlo J. (1998): *Mapa potenciální přirozené vegetace České republiky*. Academia, Praha.
- Ouředníček M. (2002): Suburbanizace v kontextu urbanizačního procesu. In Sýkora L. (ed): *Suburbanizace a její sociální, ekonomické a ekologické důsledky. Ústav pro ekopolitiku, Praha, s. 39–54.*

- Ouředníček M., Temelová J., Macešková M., Novák J., Puldová P., Romportl D., Chuman T., Zelendová S., Kuncová I. (2008): Suburbanizace.cz. Univerzita Karlova v Praze, Přírodovědecká fakulta, Katedra sociální geografie a regionálního rozvoje a Urbánní a regionální laboratoř, Praha.
- Petřík P., Wild J. (2006): Environmental correlates of the patterns of plant distribution at the meso-scale: a case study from Northern Bohemia (Czech Republic). *Preslia* 78: 211–234.
- Prach K. (1995): „Restaurační ekologie“, či ekologie obnovy? *Vesmír* 74: 143–144.
- Prach K., Bastl M., Konvalinková P., Kovář P., Novák J., Pyšek P., Řehouňková K., Sádlo J. (2008): Sukcese vegetace na antropogenních stanovištích v České republice – přehled dominantních druhů a stadií. *Příroda*, Praha, 26: 5–26.
- Procházka F. (ed.) (2001): Černý a červený seznam cévnatých rostlin České republiky (stav v roce 2000). *Příroda*, Praha, 18: 1–166.
- Pyšek P. (1989): On the richness of Central European urban flora. *Preslia* 61: 329–334
- Pyšek P. (1993): Factors affecting the diversity of flora and vegetation in central European settlements. *Vegetatio* 106: 89–100.
- Pyšek P. (1996): Synantropní vegetace. Vysoká škola báňská – Technická univerzita Ostrava, Ostrava.
- Pyšek P., Pyšek A. (1990): Comparison of the vegetation and flora of the West Bohemian villages and towns. In Sukopp H. et al. (ed.): *Urban ecology*, SPB Academic Publ., The Hague, s. 105-112.
- Pyšek P., Sádlo J., Mandák B. (2002): Catalogue of alien plants of the Czech Republic. *Preslia* 74: 97–186.
- Raunkjær C. (1934): *The life forms of plants and statistical plant geography*. Clarendon Press, Oxford.
- Rebele F. (1994): Urban Ecology and Special Features of Urban Ecosystems. *Global Ecology and Biogeography Letters* 4: 173–187.
- R Development Core Team (2008): *R: A language and environment for statistical computing*. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. <http://www.R-project.org>.
- Risser P. G. (1995): The status of the science examining ecotones. *BioScience* 45: 318–325.
- Rothmaler W. (2000): *Exkursionsflora von Deutschland – Bd. 3 Gefäßpflanzen: Atlasband*. Spektrum Akademischer Verlag, Heidelberg.
- Sádlo J. (2009): Moderní krajina: Struktura a řídicí procesy. In Romportl D., Chuman T. (eds.): *Geo/Bio diverzita – integrující perspektivy*. Sborník abstraktů z výroční konference CZ-IALE. Univerzita Karlova v Praze, Přírodovědecká fakulta, s. 38.
- Sádlo J., Pokorný P., Hájek P., Dreslerová D., Cílek V. (2008): Krajina a revoluce. Významné přelomy ve vývoji kulturní krajiny Českých zemí. Malá Skála, Praha.
- Sádlo J., Storch D. (2000): *Biologie krajiny. Biotopy České republiky*. *Vesmír*, Praha.
- Shannon C. E., Weaver W. (1949): *The mathematical theory of communication*. University of Illinois Press, Urbana, IL.

- Schadek U. (2006): Plants in urban brownfields: Modeling the driving factors of site conditions and of plant functional group occurrence in a dynamic environment. Disertační práce. University of Oldenburg.
- Schaffers A. P., Sýkora K. V. (2000): Reliability of Ellenberg Indicator Values for Moisture, Nitrogen and Soil Reaction: A Comparison with Field Measurements. *Journal of Vegetation Science* 11: 225–244.
- Simpson E. H. (1949): Measurement of diversity. *Nature* 163: 688.
- Skov F., Lawesson J. E. (2000): Estimation of plant species richness from systematically placed plots in a managed forest ecosystem. *Nordic Journal of Botany* 20: 477–483.
- Slavíková J. (1986): *Ekologie rostlin*. Státní pedagogické nakladatelství, Praha.
- Smith B., Wilson J. B. (1996): A consumer's guide to evenness measures. *Oikos* 76: 70–82.
- StatSoft, Inc. (2004): STATISTICA (data analysis software system), version 7. [www.statsoft.com](http://www.statsoft.com).
- Stohlgren T. J. (2007): *Measuring plant diversity: Lessons from the field*. Oxford University Press, New York.
- Sukopp K., Werner P. (1983): Urban environment and vegetation. In: Holzner W., Werger M. J. A., Ikusima I. (ed.): *Man's impact on vegetation*. Dr W. Junk Publ., The Hague, s. 247–260.
- Sukopp H. (2002): On the early history of urban ecology in Europe. *Preslia* 74: 373–393.
- Sukopp H., Hejný S., Kowarik I. (eds.) (1990): *Urban ecology*. SPB Acad. Publ., The Hague.
- Sýkora L. (2002): Suburbanizace a její důsledky: výzva pro výzkum, usměrňování rozvoje území a společenskou angažovanost. In Sýkora L. (ed): *Suburbanizace a její sociální, ekonomické a ekologické důsledky*. Ústav pro ekopolitiku, Praha, s. 9–20.
- Šindelář J. (1941): *Studie květeny v okolí Kladna*. Vlastivědná knihovna Kladenska, Svazek III. Okresní osvětový sbor na Kladně, Kladno.
- ter Braak C. J. F., Šmilauer P. (2002): *CANOCO Reference Manual and CanoDraw for Windows User's Guide: Software for Canonical Community Ordination (version 4.5)*. Microcomputer Power, Ithaca NY, USA.
- Thompson K., Bakker J. P., Bekker R. M. (1997): *The Soil Seed Banks of North West Europe: Methodology, Density and Longevity*. Cambridge University Press, Cambridge.
- Tichý L. (2002): JUICE, software for vegetation classification. *Journal of Vegetation Science* 13: 451–453.
- Tolasz R. (ed.) (2007): *Atlas podnebí Česka*. ČHMÚ, Univerzita Palackého v Olomouci, Praha – Olomouc.
- Tremlová K., Münzbergová Z. (2007): Importance of species traits for species distribution in fragmented landscapes. *Ecology* 88: 965–977.
- Van der Veken S., Verheyen K., Hermy M. (2004): Plant species loss in an urban area (Turnhout, Belgium) from 1880 to 1999 and its environmental determinants. *Flora* 199: 516–523.

- 
- Vácha A. (1935): Dva zaniklé doly. Vlastivědný sborník školního okresu slánského a kladenského 125: 204–206.
- Vojta J. (2007): Relative importance of historical and natural factors influencing vegetation of secondary forests in abandoned villages. *Preslia* 79: 229–244.
- Wania A., Kühn I., Klotz S. (2006): Plant richness patterns in agricultural and urban landscapes in Central Germany – spatial gradients of species richness. *Landscape and Urban Planning* 75: 97–110.
- Weihner E., van der Werf A., Thompson K., Roderick M., Garnier E., Eriksson O. (1999): Challenging Theophrastus: A Common Core List of Plant Traits for Functional Ecology. *Journal of Vegetation Science* 10: 609–620.
- Westhoff V., van der Maarel E. (1978): The Braun-Blanquet approach. In Whittaker R. H. (ed.): *Classification of plant communities*. Dr. W. Junk. The Hague, NL, 287–399.
- Westoby M., Leishman M. R., Lord J. M. (1995): On Misinterpreting the 'Phylogenetic Correction'. *Journal of Ecology* 83: 531–534.
- Zwaenepoel A., Roovers P., Hermy M. (2006): Motor vehicles as vectors of plant species from road verges in a suburban environment. *Basic and Applied Ecology* 7 : 83–93.

## **Přílohy**

- Příloha 1. Seznam zaznamenaných taxonů cévnatých rostlin s použitými zkratkami a počtem výskytů.
- Příloha 2. Dvacet nejhojnějších druhů a počet jejich výskytů ve všech zaznamenaných snímcích a v jednotlivých typech porostu.
- Příloha 3. Přehled minimálních, středních, maximálních hodnot a kvartilů sledovaných faktorů.
- Příloha 4. Současné využití území.
- Příloha 5. Srovnání historického využití území (rok 1840) a současného typu porostu.
- Příloha 6. Rozložení diversity v území – počet druhů a vyrovnanost snímků.
- Příloha 7. Korelace počtu druhů s počtem čeledí v celém souboru snímků a v jednotlivých typech porostu.
- Příloha 8. Vlastnosti druhů v celém souboru snímků a v jednotlivých podsouborech.
- Příloha 9. Potenciální přímá radiace – výběr nejméně korelovaných proměnných.
- Příloha 10. Mnohonásobné testování – pravděpodobnosti náhodného získání signifikantních výsledků.



Příloha 1.

Seznam zaznamenaných taxonů cévnatých rostlin s použitými zkratkami a počtem výskytů.

<i>Acer campestre</i>	Ace cam	4	<i>Briza media</i>	Bri med	2
<i>Acer negundo</i>	Ace neg	1	<i>Bromus benekenii</i>	Bro ben	2
<i>Acer platanoides</i>	Ace pla	14	<i>Bromus erectus</i>	Bro ere	8
<i>Acer pseudoplatanus</i>	Ace pse	61	<i>Bromus hordeaceus</i>	Bro hor	7
<i>Aconitum lycoctonum</i>	Aco lyc	1	<i>Bromus inermis</i>	Bro ine	5
<i>Aegopodium podagraria</i>	Aeg pod	4	<i>Bromus sterilis</i>	Bro ste	23
<i>Aesculus hippocastanum</i>	Aes hip	2	<i>Bryonia alba</i>	Bry alb	3
<i>Aethusa cynapium</i>	Aet cyn	76	<i>Bupleurum falcatum</i>	Bup fal	1
<i>Agrimonia eupatoria</i>	Agr eup	3	<i>Calamagrostis epigejos</i>	Cal epi	31
<i>Agrostis capillaris</i>	Agr cap	13	<i>Calendula officinalis</i>	Cal off	2
<i>Agrostis gigantea</i>	Agr gig	3	<i>Calystegia sepium</i>	Cal sep	4
<i>Agrostis stolonifera</i>	Agr sto	4	<i>Campanula rapunculoides</i>	Cam rap	18
<i>Achillea millefolium</i> agg.	Ach mil	34	<i>Campanula rotundifolia</i>	Cam rot	1
<i>Ajuga reptans</i>	Aju rep	1	<i>Campanula trachelium</i>	Cam tra	3
<i>Alnus glutinosa</i>	Aln glu	2	<i>Capsella bursa-pastoris</i>	Cap bur	13
<i>Amaranthus retroflexus</i>	Ama ret	2	<i>Cardaria draba</i>	Car dra	3
<i>Anagallis arvensis</i>	Ana arv	35	<i>Carduus acanthoides</i>	Car aca	7
<i>Anagallis foemina</i>	Ana foe	3	<i>Carduus crispus</i>	Car cri	1
<i>Anemone nemorosa</i>	Ane nem	3	<i>Carex contigua</i>	Car con	3
<i>Anthemis arvensis</i>	Ant arv	6	<i>Carex digitata</i>	Car dig	4
<i>Anthoxanthum odoratum</i>	Ant odo	2	<i>Carex hirta</i>	Car hir	1
<i>Anthriscus sylvestris</i>	Ant syl	9	<i>Carex humilis</i>	Car hum	1
<i>Apera spica-venti</i>	Ape spi	11	<i>Carex montana</i>	Car mon	1
<i>Arctium</i> sp.	Arc sp.	23	<i>Carex pallescens</i>	Car pal	2
<i>Arenaria serpyllifolia</i>	Are ser	4	<i>Carlina vulgaris</i>	Car vul	1
<i>Armoracia rusticana</i>	Arm rus	1	<i>Carpinus betulus</i>	Car bet	39
<i>Arrhenatherum elatius</i>	Arr ela	41	<i>Carum carvi</i>	Car car	1
<i>Artemisia vulgaris</i>	Art vul	40	<i>Centaurea jacea</i>	Cen jac	8
<i>Asperula cynanchica</i>	Asp cyn	2	<i>Centaurea scabiosa</i>	Cen sca	2
<i>Astragalus cicer</i>	Ast cic	1	<i>Cephalanthera damasonium</i>	Cep dam	2
<i>Astragalus glycyphyllos</i>	Ast gly	2	<i>Cerastium arvense</i>	Cer arv	1
<i>Athyrium filix-femina</i>	Ath fil	1	<i>Cerastium holosteoides</i>	Cer hol	10
<i>Atriplex patula</i>	Atr pat	4	<i>Cerastium tomentosum</i>	Cer tom	1
<i>Atriplex sagittata</i>	Atr sag	3	<i>Cichorium intybus</i>	Cic int	1
<i>Avena fatua</i>	Ave fat	35	<i>Cirsium acaule</i>	Cir aca	1
<i>Avenella flexuosa</i>	Ave fle	21	<i>Cirsium arvense</i>	Cir arv	73
<i>Avenula pubescens</i>	Ave pub	1	<i>Cirsium palustre</i>	Cir pal	2
<i>Ballota nigra</i>	Bal nig	14	<i>Cirsium vulgare</i>	Cir vul	4
<i>Bellis perennis</i>	Bel per	1	<i>Clematis vitalba</i>	Cle vit	33
<i>Berberis vulgaris</i>	Ber vul	1	<i>Clinopodium vulgare</i>	Cli vul	1
<i>Betula pendula</i>	Bet pen	34	<i>Conium maculatum</i>	Con mac	1
<i>Brachypodium pinnatum</i>	Bra pin	21	<i>Consolida regalis</i>	Con reg	15
<i>Brachypodium sylvaticum</i>	Bra syl	29	<i>Convallaria majalis</i>	Con maj	1

<i>Convolvulus arvensis</i>	Con arv	36	<i>Festuca pratensis</i>	Fes pra	2
<i>Conyza canadensis</i>	Con can	13	<i>Festuca rubra</i> agg.	Fes rub	20
<i>Cornus mas</i>	Cor mas	4	<i>Festuca rupicola</i>	Fes rup	6
<i>Cornus sanguinea</i>	Cor san	38	<i>Festulolium</i> ?	Fes ?	1
<i>Corylus avellana</i>	Cor ave	23	<i>Fragaria moschata</i>	Fra mos	14
<i>Cotoneaster integerrimus</i>	Cot int	1	<i>Fragaria vesca</i>	Fra ves	44
<i>Cotoneaster</i> sp. (zahravní)	Cot sp.	2	<i>Fragaria viridis</i>	Fra vir	5
<i>Crataegus</i> sp.	Cra sp.	45	<i>Frangula alnus</i>	Fra aln	9
<i>Crepis biennis</i>	Cre bie	11	<i>Fraxinus excelsior</i>	Fra exc	55
<i>Dactylis glomerata</i>	Dac glo	33	<i>Fumaria</i> sp.	Fum sp.	54
<i>Daucus carota</i>	Dau car	11	<i>Galeopsis ladanum</i>	Gal lad	1
<i>Descurainia sophia</i>	Des sop	1	<i>Galeopsis pubescens</i>	Gal pub	1
<i>Deschampsia cespitosa</i>	Des ces	2	<i>Galeopsis</i> sp. (okruh <i>G. tetrahit</i> )	Gal sp.	18
<i>Dianthus carthusianorum</i>	Dia car	1	<i>Galium aparine</i> + <i>G. spurium</i>	Gal apa	93
<i>Dipsacus fullonum</i>	Dip ful	1	<i>Galium mollugo</i> agg.	Gal alb	13
<i>Dryopteris carthusiana</i>	Dry car	3	<i>Galium pumilum</i>	Gal pum	4
<i>Dryopteris filix-mas</i>	Dry fil	1	<i>Galium rotundifolium</i>	Gal rot	2
<i>Echinochloa crus-galli</i>	Ech cru	3	<i>Galium verum</i>	Gal ver	8
<i>Echinops sphaerocephalus</i>	Ech sph	8	<i>Geranium pratense</i>	Ger pra	4
<i>Echium vulgare</i>	Ech vul	6	<i>Geranium pusillum</i>	Ger pus	14
<i>Elymus caninus</i>	Ely can	3	<i>Geranium robertianum</i>	Ger rob	12
<i>Elytrigia repens</i>	Ely rep	59	<i>Geum urbanum</i>	Geu urb	41
<i>Epilobium angustifolium</i>	Epi ang	2	<i>Glechoma hederacea</i>	Gle hed	9
<i>Epilobium ciliatum</i>	Epi cil	2	<i>Hedera helix</i>	Hed hel	1
<i>Epilobium collinum</i>	Epi col	1	<i>Helianthus tuberosus</i>	Hel tub	1
<i>Epilobium montanum</i>	Epi mon	3	<i>Hemerocallis fulva</i>	Hem ful	1
<i>Epilobium tetragonum</i> agg.	Epi tet	9	<i>Hepatica nobilis</i>	Hep nob	5
<i>Epipactis helleborine</i>	Epi hel	1	<i>Heracleum sphondylium</i>	Her sph	6
<i>Equisetum arvense</i>	Equ arv	8	<i>Herniaria glabra</i>	Her gla	1
<i>Erigeron acris</i> agg.	Eri acr	1	<i>Hieracium lachenalii</i>	Hie lac	2
<i>Erigeron annuus</i>	Eri ann	4	<i>Hieracium murorum</i>	Hie mur	12
<i>Erodium cicutarium</i>	Ero cic	1	<i>Hieracium pilosella</i>	Hie pil	1
<i>Erysimum durum</i>	Ery dur	1	<i>Hieracium sabaudum</i>	Hie sab	6
<i>Euonymus europaea</i>	Euo eur	5	<i>Holcus lanatus</i>	Hol lan	2
<i>Eupatorium cannabinum</i>	Eup can	14	<i>Hordeum murinum</i>	Hor mur	1
<i>Euphorbia cyparissias</i>	Eup cyp	15	<i>Hordeum vulgare</i>	Hor vul	47
<i>Euphorbia esula</i>	Eup esu	1	<i>Hypericum montanum</i>	Hyp mon	1
<i>Euphorbia exigua</i>	Eup exi	9	<i>Hypericum perforatum</i>	Hyp per	22
<i>Euphorbia helioscopia</i>	Eup hel	35	<i>Chaerophyllum aromaticum</i>	Cha aro	1
<i>Euphorbia peplus</i>	Eup pep	1	<i>Chaerophyllum temulum</i>	Cha tem	11
<i>Fagus sylvatica</i>	Fag syl	21	<i>Chamaecyparis nootkatensis</i>	Cha noo	1
<i>Falcaria vulgaris</i>	Fal vul	4	<i>Chelidonium majus</i>	Che maj	8
<i>Fallopia convolvulus</i>	Fal con	81	<i>Chenopodium album</i> agg.	Che alb	22
<i>Festuca brevipila</i>	Fes bre	4	<i>Chenopodium hybridum</i>	Che hyb	2
<i>Festuca ovina</i> agg.	Fes ovi	1	<i>Impatiens parviflora</i>	Imp par	39

<i>Inula britannica</i>	Inu bri	1	<i>Myosotis arvensis</i>	Myo arv	20
<i>Inula conyzae</i>	Inu con	2	<i>Myosoton aquaticum</i>	Myo aqu	3
<i>Juglans regia</i>	Jug reg	7	<i>Oenothera sp.</i>	Oen sp.	1
<i>Juncus tenuis</i>	Jun ten	3	<i>Ononis spinosa</i>	Ono spi	1
<i>Juniperus squamata</i>	Jun squ	1	<i>Orthilia secunda</i>	Ort sec	1
<i>Knautia arvensis</i>	Kna arv	11	<i>Oxalis acetosella</i>	Oxa ace	1
<i>Koeleria macrantha</i>	Koe mac	1	<i>Paeonia lactiflora</i>	Pae lac	1
<i>Lactuca serriola</i>	Lac ser	13	<i>Papaver rhoeas</i>	Pap rho	12
<i>Lamium album</i>	Lam alb	12	<i>Parthenocissus tricuspidata</i>	Par tri	2
<i>Lamium amplexicaule</i>	Lam amp	8	<i>Pastinaca sativa</i>	Pas sat	12
<i>Lamium purpureum</i>	Lam pur	18	<i>Persicaria amphibia</i>	Per amp	1
<i>Lapsana communis</i>	Lap com	5	<i>Persicaria lapathifolia</i>	Per lap	6
<i>Larix decidua</i>	Lar dec	15	<i>Persicaria maculosa</i>	Per mac	1
<i>Lathyrus tuberosus</i>	Lat tub	11	<i>Phleum pratense</i>	Phl pra	1
<i>Leontodon hispidus</i>	Leo his	1	<i>Phragmites australis</i>	Phr aus	1
<i>Leonurus cardiaca</i>	Leo car	3	<i>Picea abies</i>	Pic abi	7
<i>Lepidium ruderae</i>	Lep rud	1	<i>Picea pungens</i>	Pic pun	1
<i>Leucanthemum sp. (zahradní)</i>	Leu sp.	1	<i>Picris hieracioides</i>	Pic hie	3
<i>Leucanthemum vulgare agg.</i>	Leu vul	1	<i>Pimpinella saxifraga</i>	Pim sax	6
<i>Leucosinapis alba</i>	Leu alb	10	<i>Pinus strobus</i>	Pin str	2
<i>Ligustrum vulgare</i>	Lig vul	4	<i>Pinus sylvestris</i>	Pin syl	35
<i>Linaria vulgaris</i>	Lin vul	6	<i>Pisum sativum subsp .arvense</i>	Pis sat	4
<i>Linum catharticum</i>	Lin cat	2	<i>Plantago lanceolata</i>	Pla lan	21
<i>Lithospermum arvense ?</i>	Lit arv	1	<i>Plantago major</i>	Pla maj	33
<i>Lolium perenne</i>	Lol per	23	<i>Plantago media</i>	Pla med	2
<i>Lotus corniculatus</i>	Lot cor	6	<i>Poa annua</i>	Poa ann	25
<i>Luzula campestris agg.</i>	Luz cam	1	<i>Poa compressa</i>	Poa com	10
<i>Luzula luzuloides</i>	Luz luz	2	<i>Poa nemoralis</i>	Poa nem	36
<i>Lycium barbarum</i>	Lyc bar	1	<i>Poa palustris</i>	Poa pal	8
<i>Lycopsis arvensis</i>	Lyc arv	4	<i>Poa pratensis agg.</i>	Poa pra	40
<i>Mahonia aquifolium</i>	Mah aqu	2	<i>Poa trivialis</i>	Poa tri	15
<i>Maianthemum bifolium</i>	Mai bif	6	<i>Polygonum aviculare agg.</i>	Pol avi	77
<i>Malus domestica</i>	Mal dom	3	<i>Populus tremula</i>	Pop tre	17
<i>Malva neglecta</i>	Mal neg	3	<i>Populus x canadensis</i>	Pop x	2
<i>Matricaria discoidea</i>	Mat dis	1	<i>Potentilla anserina</i>	Pot ans	7
<i>Medicago lupulina</i>	Med lup	17	<i>Potentilla argentea</i>	Pot arg	4
<i>Medicago sativa</i>	Med sat	3	<i>Potentilla reptans</i>	Pot rep	15
<i>Melica nutans</i>	Mel nut	11	<i>Potentilla supina</i>	Pot sup	1
<i>Melilotus albus</i>	Mel alb	2	<i>Potentilla tabernaemontani</i>	Pot tab	1
<i>Mentha arvensis</i>	Men arv	1	<i>Prenanthes purpurea</i>	Pre pur	1
<i>Mercurialis annua</i>	Mer ann	27	<i>Prunella vulgaris</i>	Pru vul	5
<i>Mercurialis perennis</i>	Mer per	4	<i>Prunus armeniaca</i>	Pru arm	1
<i>Microrrhinum minus</i>	Mic min	2	<i>Prunus avium</i>	Pru avi	50
<i>Moehringia trinervia</i>	Moe tri	6	<i>Prunus cerasifera</i>	Pru cer	2
<i>Mycelis muralis</i>	Myc mur	4	<i>Prunus domestica</i>	Pru dom	13

<i>Prunus insititia</i>	Pru ins	2	<i>Silene noctiflora</i>	Sil noc	27
<i>Prunus mahaleb</i>	Pru mah	3	<i>Silene vulgaris</i>	Sil vul	2
<i>Prunus spinosa</i>	Pru spi	8	<i>Sinapis arvensis</i>	Sin arv	1
<i>Puccinellia distans</i>	Puc dis	4	<i>Sisymbrium loeselii</i>	Sis loe	8
<i>Pulmonaria obscura</i>	Pul obs	1	<i>Sisymbrium officinale</i>	Sis off	1
<i>Pyrethrum corymbosum</i>	Pyr cor	2	<i>Solanum nigrum</i>	Sol nig	14
<i>Pyrus communis</i>	Pyr com	3	<i>Solanum tuberosum</i>	Sol tub	1
<i>Pyrus pyraster</i>	Pyr pyr	1	<i>Solidago canadensis</i>	Sol can	22
<i>Quercus petraea</i>	Que pet	49	<i>Sonchus arvensis</i>	Son arv	5
<i>Quercus robur</i>	Que rob	30	<i>Sonchus asper</i>	Son asp	1
<i>Quercus rubra</i>	Que rub	44	<i>Sonchus oleraceus</i>	Son ole	9
<i>Ranunculus acris</i>	Ran acr	1	<i>Sorbus aria</i>	Sor ari	1
<i>Ranunculus repens</i>	Ran rep	11	<i>Sorbus aucuparia</i>	Sor auc	57
<i>Reseda lutea</i>	Res lut	3	<i>Spergula arvensis</i>	Spe arv	1
<i>Rhamnus cathartica</i>	Rha cat	5	<i>Spiraea thunbergii</i>	Spi thu	1
<i>Ribes rubrum</i>	Rib rub	7	<i>Stellaria graminea</i>	Ste gra	1
<i>Ribes uva-crispa</i>	Rib uva	24	<i>Stellaria media</i> agg.	Ste med	26
<i>Robinia pseudacacia</i>	Rob pse	7	<i>Symphoricarpos albus</i>	Sym alb	17
<i>Rosa agrestis</i>	Ros agr	1	<i>Symphytum officinale</i>	Sym off	2
<i>Rosa canina</i> agg.	Ros can	69	<i>Syringa vulgaris</i>	Syr vul	1
<i>Rosa dumalis</i> subsp. <i>subcolina</i>	Ros dum	2	<i>Tanacetum vulgare</i>	Tan vul	6
<i>Rosa rugosa</i>	Ros rug	1	<i>Taraxacum</i> sect. <i>Ruderalia</i>	Tar sec	37
<i>Rubus idaeus</i>	Rub ida	22	<i>Tetragonolobus maritimus</i>	Tet mar	1
<i>Rubus</i> sp.(ostružiníky)	Rub sp.	93	<i>Thlaspi arvense</i>	Thl arv	3
<i>Rumex acetosa</i>	Rum ace	1	<i>Thymus pulegioides</i>	Thy pul	1
<i>Rumex acetosella</i>	Rum ace	1	<i>Tilia cordata</i>	Til cor	41
<i>Rumex crispus</i>	Rum cri	3	<i>Torilis japonica</i>	Tor jap	15
<i>Rumex obtusifolius</i>	Rum obt	4	<i>Tragopogon orientalis</i>	Tra ori	1
<i>Rumex sanguineus</i>	Rum san	1	<i>Tragopogon pratensis</i>	Tra pra	4
<i>Sagina procumbens</i>	Sag pro	1	<i>Trifolium campestre</i>	Tri cam	3
<i>Salix caprea</i>	Sal cap	13	<i>Trifolium pratense</i>	Tri pra	3
<i>Salvia verticillata</i>	Sal ver	1	<i>Trifolium repens</i>	Tri rep	12
<i>Sambucus nigra</i>	Sam nig	51	<i>Tripleurospermum inodorum</i>	Tri ino	17
<i>Sanguisorba minor</i>	San min	6	<i>Trisetum flavescens</i>	Tri fla	2
<i>Sanicula europaea</i>	San eur	5	<i>Triticum aestivum</i>	Tri aes	54
<i>Saponaria officinalis</i>	Sap off	3	<i>Tsuga canadensis</i>	Tsu can	1
<i>Scabiosa ochroleuca</i>	Sca och	2	<i>Tussilago farfara</i>	Tus far	9
<i>Scrophularia nodosa</i>	Scr nod	3	<i>Urtica dioica</i>	Urt dio	45
<i>Securigera varia</i>	Sec var	14	<i>Vaccinium myrtillus</i>	Vac myr	4
<i>Sedum acre</i>	Sed acr	4	<i>Valerianella dentata</i>	Val den	1
<i>Senecio ovatus</i>	Sen ova	15	<i>Verbascum thapsus</i>	Ver tha	3
<i>Senecio viscosus</i>	Sen vis	3	<i>Veronica arvensis</i>	Ver arv	17
<i>Setaria</i> sp.	Set sp.	4	<i>Veronica hederifolia</i> agg.	Ver hed	19
<i>Sherardia arvensis</i>	She arv	9	<i>Veronica chamaedrys</i>	Ver cha	16
<i>Silene latifolia</i> subsp. <i>alba</i>	Sil lat	16	<i>Veronica officinalis</i>	Ver off	10

<i>Veronica persica</i> + <i>V. polita</i>	Ver per	63
<i>Veronica serpyllifolia</i>	Ver ser	1
<i>Viburnum opulus</i>	Vib opu	3
<i>Vicia angustifolia</i>	Vic ang	2
<i>Vicia cracca</i>	Vic cra	4
<i>Vicia hirsuta</i>	Vic hir	2
<i>Vicia sativa</i>	Vic sat	1
<i>Vicia sepium</i>	Vic sep	3
<i>Vicia tenuifolia</i>	Vic ten	1
<i>Vicia tetrasperma</i>	Vic tet	11
<i>Viola arvensis</i>	Vio arv	97
<i>Viola</i> sp. - ostatní	Vio ost	21
<i>Viola</i> sp. - lesní	Vio les	55
<i>Virga strigosa</i>	Vir str	1
<i>Viscum album</i> subsp. <i>austriacum</i>	Vis alb	2
<i>Xanthoxalis</i> sp.	Xan sp.	1
<i>Zea mays</i>	Zea may	1

Seznam uvádí taxony (373) po nutném sloučení některých záznamů, pokud nebylo možné určení rostliny až do druhové úrovně. V případech, kdy bylo jasné, u jakých druhů daného rodu hrozila záměna, byly sloučeny pouze tyto druhy (např. *Galium aparine* a *G. spurium*). U rodu *Viola* byly rozlišeny tři skupiny – *V. arvensis*, *Viola* sp. – lesní zahrnující *V. reichenbachiana* a *V. riviniana*, *Viola* sp. – ostatní zahrnující všechny zbylé druhy rodu. Otazník značí nejisté určení druhu a zároveň nemožnost záměny s jiným nalezeným druhem. Zkratky jmen druhů použité v grafech v textu obsahují v případě dřevin navíc číslici označující patro vegetace (1 – bylinné, 2 – keřové, 3 – stromové).

## Příloha 2.

Dvacet nejhojnějších druhů a počet jejich výskytů ve všech zaznamenaných snímcích a v jednotlivých typech porostu.

všechny snímky		les		pole		ostatní	
<i>Viola arvensis</i>	97	<i>Rubus</i> sp. (ostružiník)	65	<i>Viola arvensis</i>	92	<i>Cirsium arvense</i>	36
<i>Galium aparine</i> + <i>G. spurium</i>	93	<i>Sorbus aucuparia</i>	55	<i>Fallopia convolvulus</i>	72	<i>Arrhenatherum elatius</i>	36
<i>Rubus</i> sp. (ostružiník)	93	<i>Acer pseudoplatanus</i>	53	<i>Aethusa cynapium</i>	70	<i>Urtica dioica</i>	35
<i>Fallopia convolvulus</i>	81	<i>Viola</i> sp. - lesní druhy	48	<i>Polygonum aviculare</i> agg.	59	<i>Elytrigia repens</i>	35
<i>Polygonum aviculare</i> agg.	77	<i>Quercus petraea</i>	46	<i>Veronica persica</i> + <i>V. polita</i>	56	<i>Rosa canina</i> agg.	34
<i>Aethusa cynapium</i>	76	<i>Fraxinus excelsior</i>	43	<i>Fumaria</i> sp.	53	<i>Poa pratensis</i>	34
<i>Cirsium arvense</i>	73	<i>Quercus rubra</i>	43	<i>Galium aparine</i> + <i>G. spurium</i>	48	<i>Artemisia vulgaris</i>	34
<i>Rosa canina</i> agg.	69	<i>Tilia cordata</i>	40	<i>Avena fatua</i>	33	<i>Galium aparine</i> + <i>G. spurium</i>	33
<i>Veronica persica</i> + <i>V. polita</i>	63	<i>Carpinus betulus</i>	39	<i>Euphorbia helioscopia</i>	33	<i>Achillea millefolium</i> agg.	31
<i>Acer pseudoplatanus</i>	61	<i>Prunus avium</i>	39	<i>Cirsium arvense</i>	29	<i>Dactylis glomerata</i>	29
<i>Elytrigia repens</i>	59	<i>Fragaria vesca</i>	35	<i>Anagallis arvensis</i>	28	<i>Rubus</i> sp. (ostružiník)	28
<i>Sorbus aucuparia</i>	57	<i>Impatiens parviflora</i>	35	<i>Silene noctiflora</i>	25	<i>Taraxacum</i> sect. <i>Ruderalia</i>	27
<i>Fraxinus excelsior</i>	55	<i>Rosa canina</i> agg.	35	<i>Elytrigia repens</i>	24	<i>Convolvulus arvensis</i>	25
<i>Viola</i> sp. - lesní druhy	55	<i>Pinus sylvestris</i>	33	<i>Mercurialis annua</i>	21	<i>Geum urbanum</i>	24
<i>Fumaria</i> sp.	54	<i>Poa nemoralis</i>	30	<i>Chenopodium album</i> agg.	18	<i>Sambucus nigra</i>	23
<i>Sambucus nigra</i>	51	<i>Betula pendula</i>	29	<i>Veronica hederifolia</i> agg.	18	<i>Lolium perenne</i>	19
<i>Prunus avium</i>	50	<i>Crataegus</i> sp.	29	<i>Lamium purpureum</i>	16	<i>Plantago lanceolata</i>	19
<i>Quercus petraea</i>	49	<i>Brachypodium sylvaticum</i>	26	<i>Stellaria media</i> agg.	15	<i>Plantago major</i>	18
<i>Crataegus</i> sp.	45	<i>Cornus sanguinea</i>	25	<i>Sambucus nigra</i>	13	<i>Bromus sterilis</i>	18
<i>Urtica dioica</i>	45	<i>Quercus robur</i>	25	<i>Veronica arvensis</i>	13	<i>Crataegus</i> sp.	16

Příloha 3.

Přehled minimálních, středních, maximálních hodnot a kvartilů sledovaných faktorů.







Pro kategoriální proměnnou geologické podloží je uvedeno procentuální zastoupení v jednotlivých kategoriích.

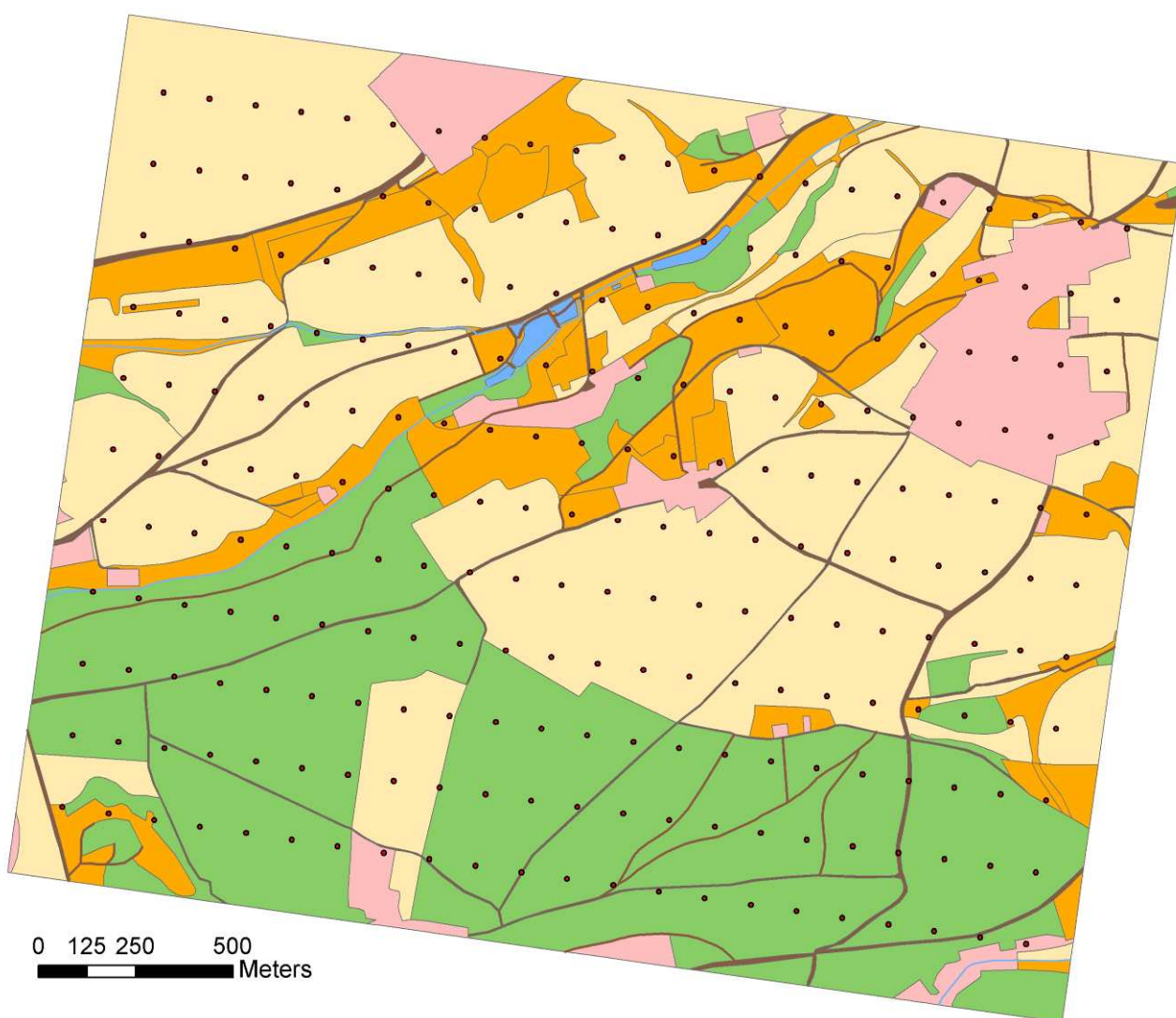
		vše	les	pole	ostatní
počet snímků		242	70	104	68
sklon (stupně)	minimum	0	0	0	0
	25% kvartil	1	1	1	2
	medián	3	2	3	5
	75% kvartil	7	6	6	8
	maximum	21	21	11	17
potenciální přímá radiace – prosinec	minimum	0,000	0,000	0,322	0,007
	25% kvartil	1,157	1,231	1,275	0,834
	medián	1,368	1,354	1,420	1,265
	75% kvartil	1,561	1,426	1,636	1,672
	maximum	2,876	2,165	2,557	2,876
potenciální přímá radiace – červen	minimum	8,207	8,207	8,597	8,384
	25% kvartil	8,754	8,758	8,760	8,707
	medián	8,762	8,762	8,763	8,759
	75% kvartil	8,779	8,763	8,791	8,783
	maximum	8,817	8,814	8,817	8,806
vzdálenost k sídlu (m)	minimum	0	13	15	0
	25% kvartil	90	126	120	5
	medián	172	212	210	88
	75% kvartil	290	324	295	205
	maximum	646	496	646	530
vzdálenost k sídlu II (m)	minimum	0	13	15	0
	25% kvartil	120	197	167	6
	medián	232	320	248	106
	75% kvartil	379	446	391	269
	maximum	646	574	646	598
vzdálenost k cestě (m)	minimum	0	0	3	1
	25% kvartil	19	25	49	11
	medián	55	49	82	25
	75% kvartil	97	83	126	52
	maximum	403	219	403	149
vzdálenost k hranici (m)	minimum	0	1	3	0
	25% kvartil	14	30	18	5
	medián	40	57	45	20
	75% kvartil	78	92	79	47
	maximum	393	170	393	149
geologické podloží (%)	kvartérní nivní sediment	5,4%	5,7%	6,7%	2,9%
	spraš, hlína	22,7%	21,4%	32,7%	8,8%
	halda	5,0%	4,3%	0,0%	13,2%
	prvohorní horniny	14,9%	2,9%	20,2%	19,1%
	pískovce	13,6%	7,1%	11,5%	23,5%
opuky	38,4%	58,6%	28,8%	32,4%	

Příloha 4.

Současné využití území.

Vysvětlivky: body – síť snímků

	pole		sídla a průmyslové areály
	les		cesty
	nevyužívané plochy (bývalé sady, pastviny, louky, haldy)		vodní toky a plochy





## Příloha 5.

Srovnání historického využití území (rok 1840) a současného typu porostu.

Vysvětlivky:

body – současný

typ porostu:

les ▲

pole ■

ostatní ◆

císařské otisky:

pole 

pastvina 

vlhká louka 

zahrada  

les 

cesty: hnědě

budovy: červeně

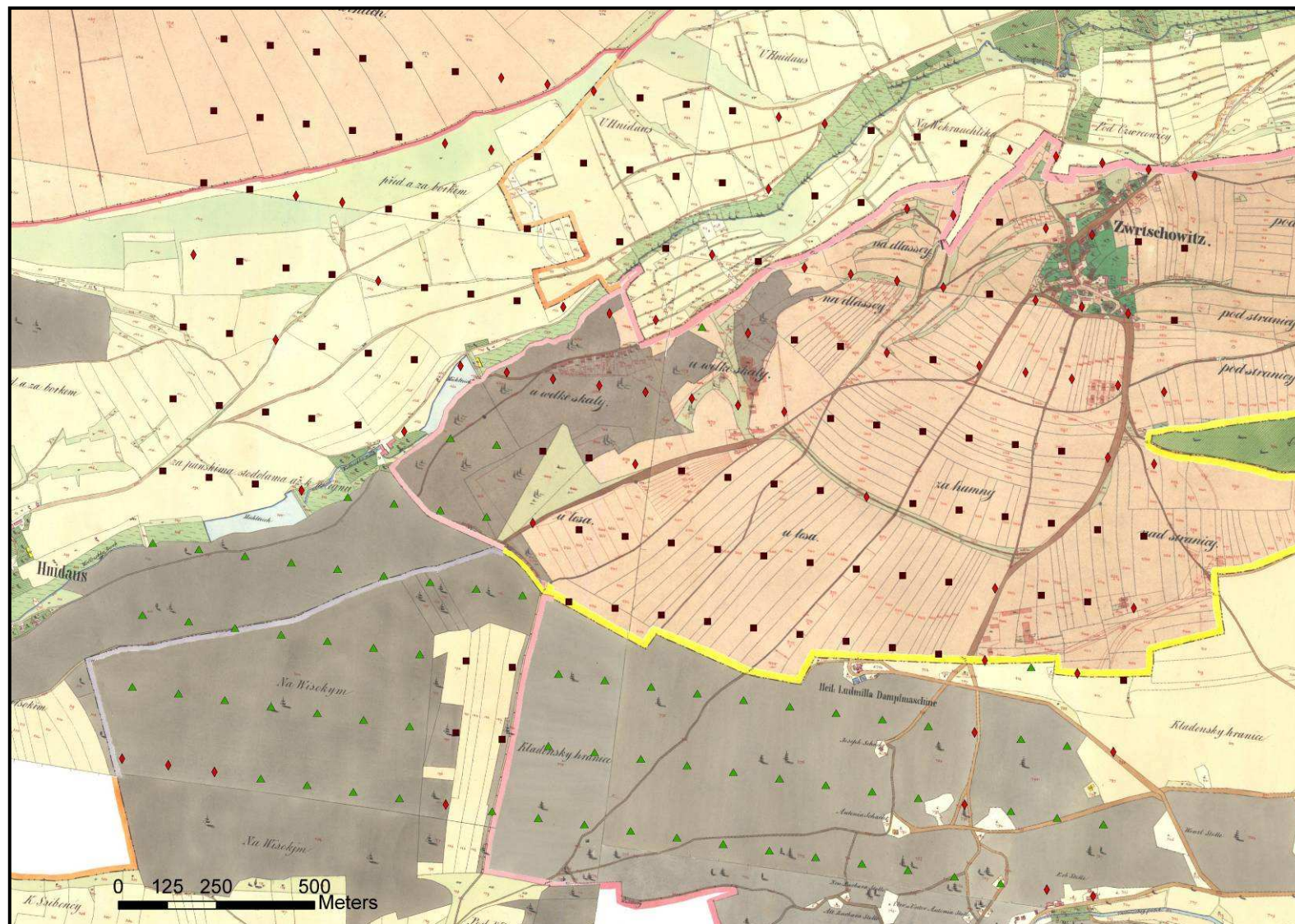
vodní toky, rybníky:

modře

pruhy různých

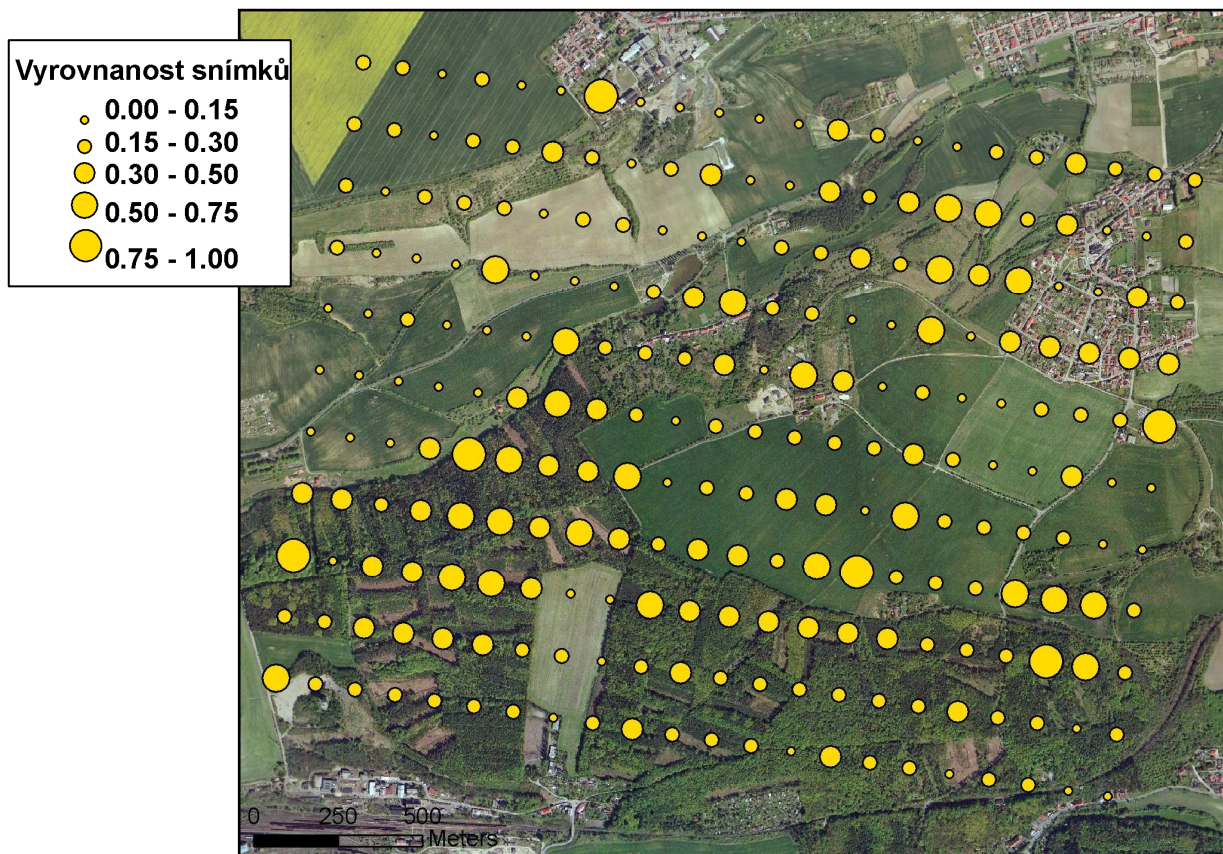
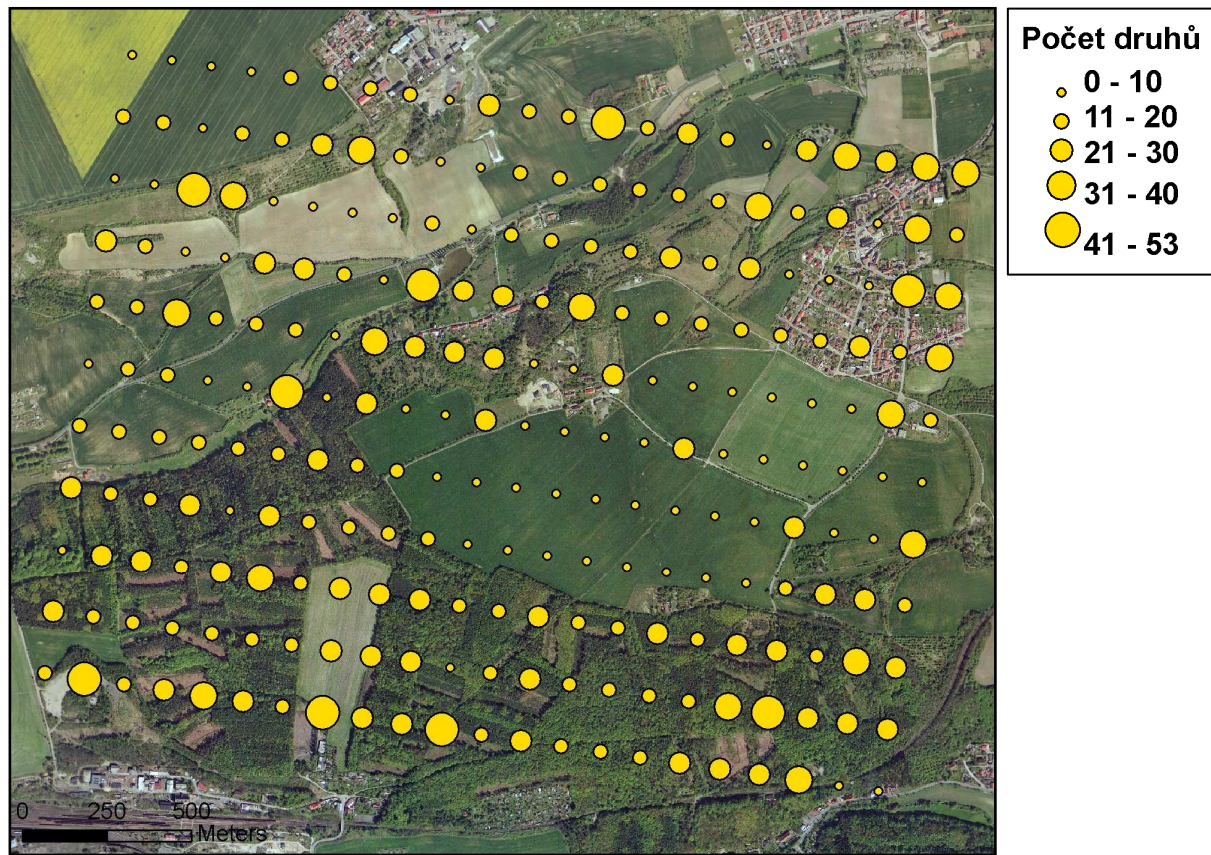
výrazných barev:

hranice katastru



Příloha 6.

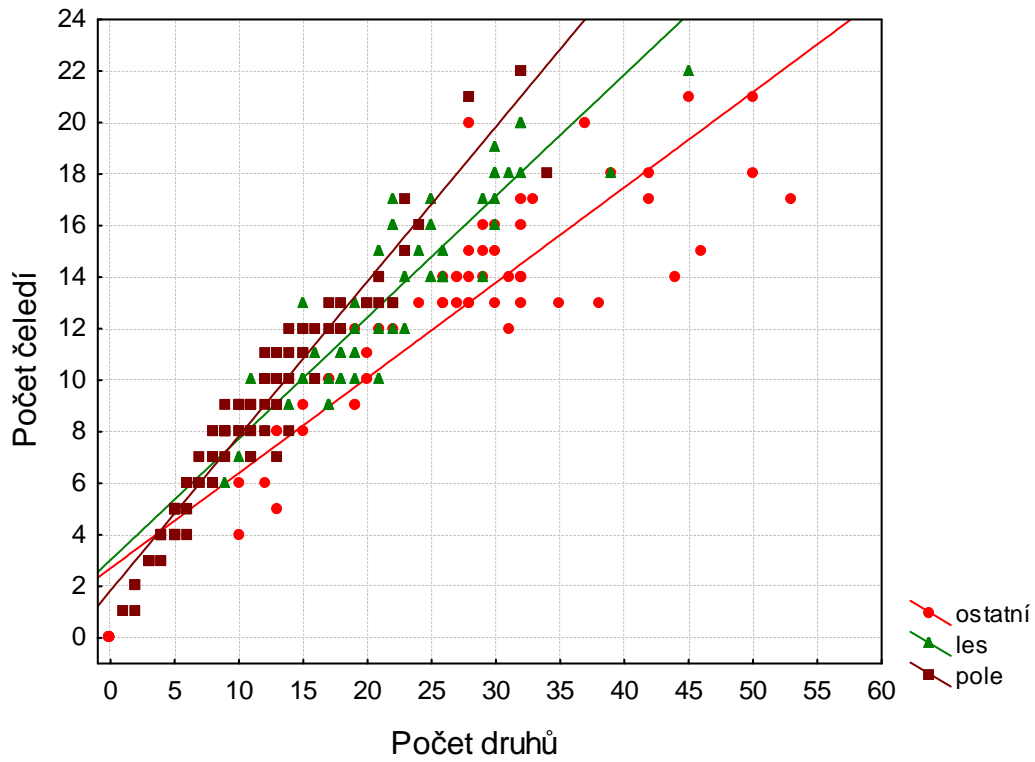
Rozložení diversity v území – počet druhů a vyrovnanost snímků.



Příloha 7.

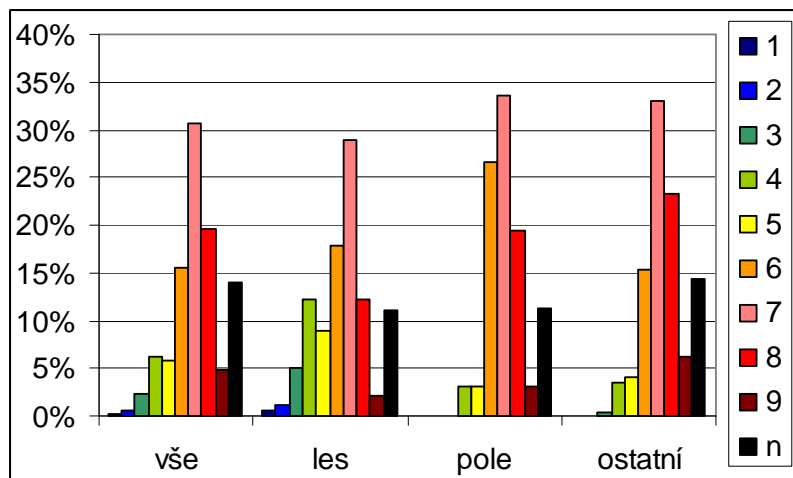
Korelace počtu druhů s počtem čeledí v celém souboru snímků a v jednotlivých typech porostu.

Lineární regrese závislosti počtu čeledí na interakci počtu druhů s typy porostu vysvětlila 88,98 % variability,  $p < 0,001$ .

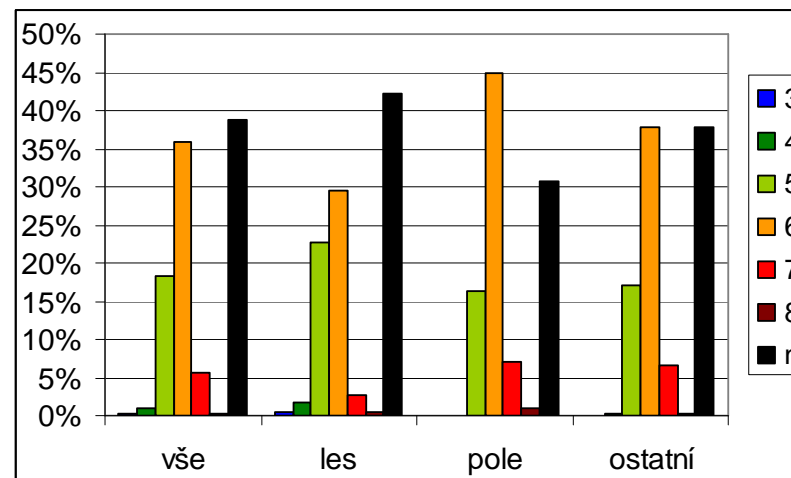


Příloha 8.

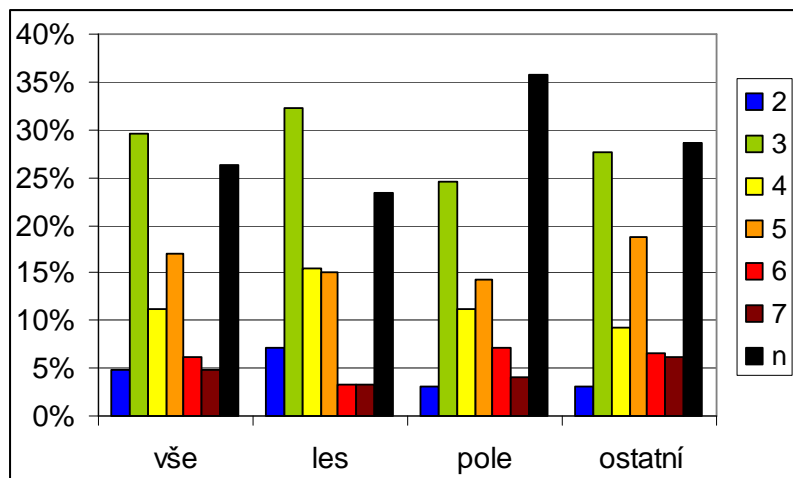
Vlastnosti druhů v celém souboru snímků a v jednotlivých podsouborech.



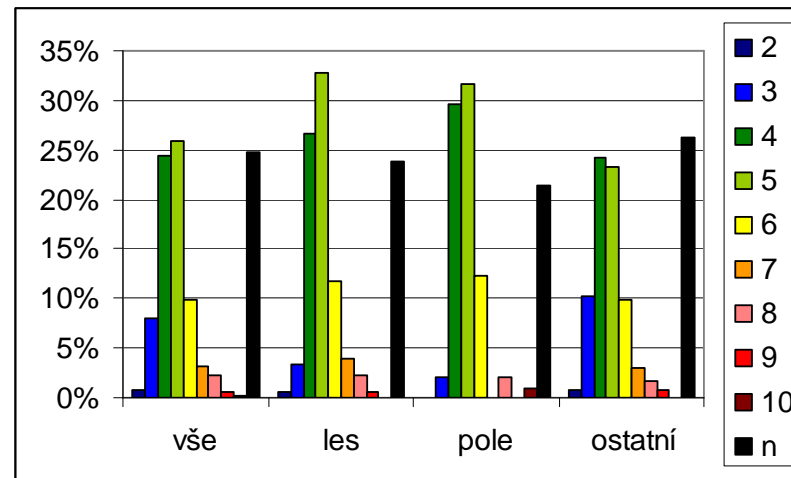
a) Ellenbergovy hodnoty pro světlo



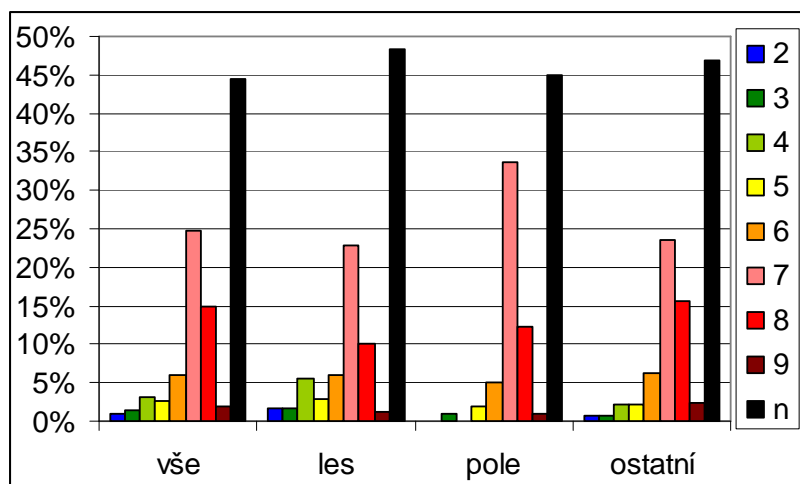
b) Ellenbergovy hodnoty pro teplotu



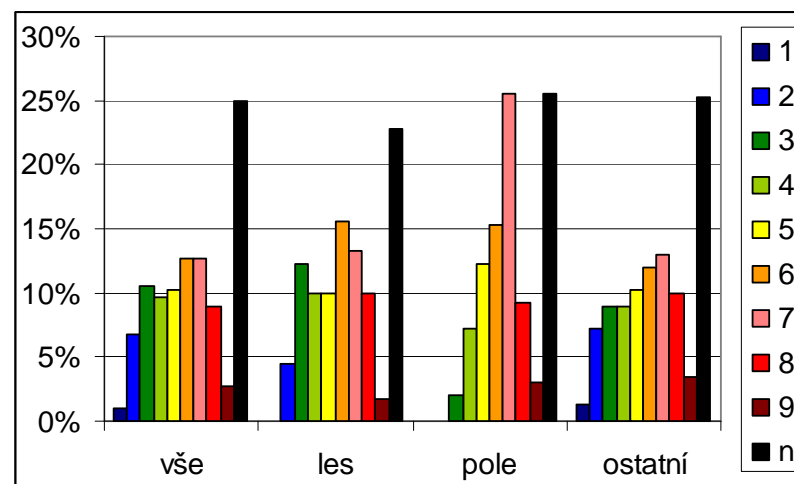
c) Ellenbergovy hodnoty pro kontinentalitu



d) Ellenbergovy hodnoty pro vlhkost



e) Ellenbergovy hodnoty pro půdní reakci



f) Ellenbergovy hodnoty pro úživnost stanoviště

Grafy zobrazují procentuální zastoupení zaznamenaných druhů v jednotlivých kategoriích. Kategorie n znamená indiferentní vztah k danému faktoru nebo neznámou hodnotu.

Zkrácený klíč k Ellenbergovým indikačním hodnotám (Kubíková 2005):

Světlo: 1 – rostliny hlubokého stínu, 3 – stinné, 5 – polostinné, 7 – poloslunné, 9 – slunné rostliny

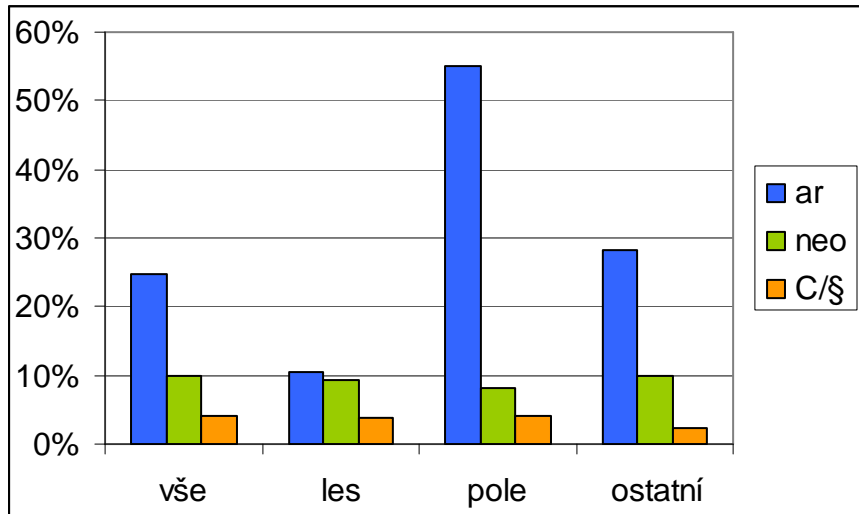
Teplota: 1 – velmi chladné, 3 – studené, 5 – středně teplé, 7 – teplé, 9 – extrémně teplé polohy

Kontinentalita: 2 – oceánské, 4 – suboceánské, 6 – subkontinentální, 8 – kontinentální rozšíření

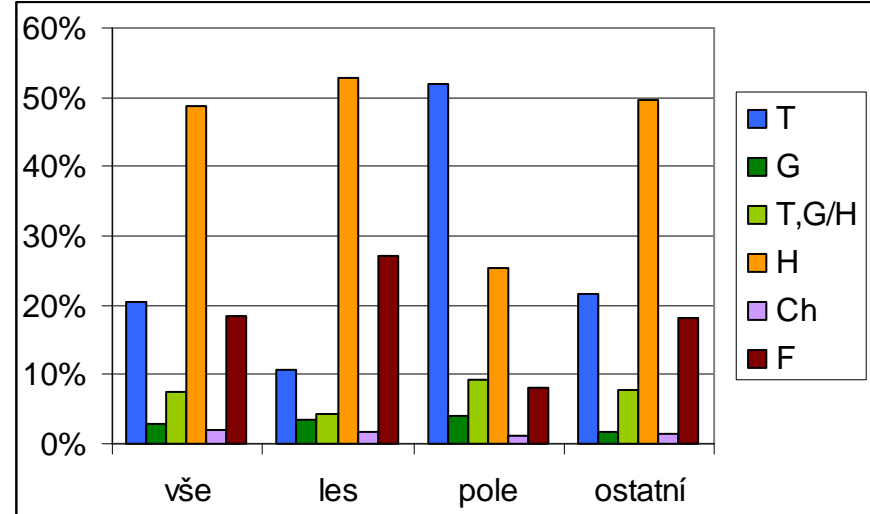
Vlhkost: 1 – extrémně vysychavé stanoviště, 3 – xerofyt, 5 – mezofyt (středně vlhké půdy), 7 – vlhké půdy, 9 – zamokřené půdy, 10 – vodní rostlina (zaplavované půdy)

Půdní reakce: 1 – silně kyselé půdy, 3 – acidofyt, 5 – slabý acidofyt, 7 – slabý acidofyt až slabý bazidofyt, 9 – bazidofyt a kalcifyt

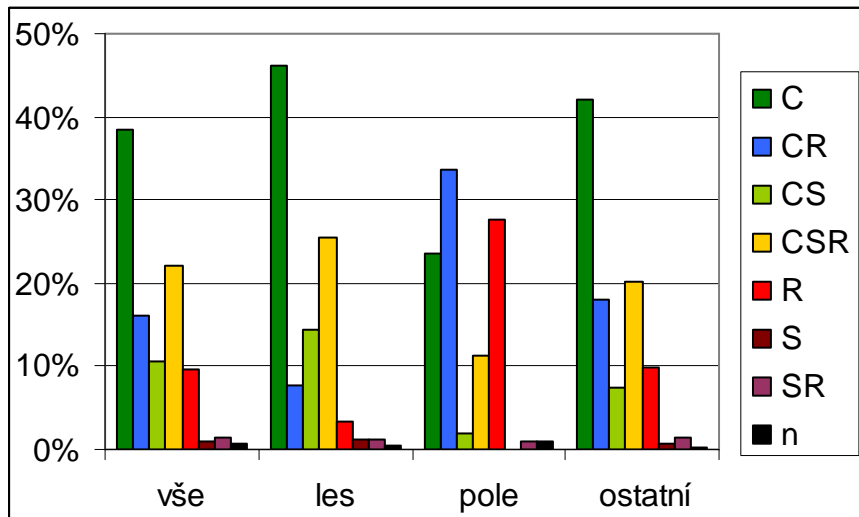
Úživnost stanoviště: stanoviště živinami 1 – nejchudší, 3 – chudá, 5 – středně zásobená, 7 – bohatší, 8 – výrazně bohatá, 9 – přesycená



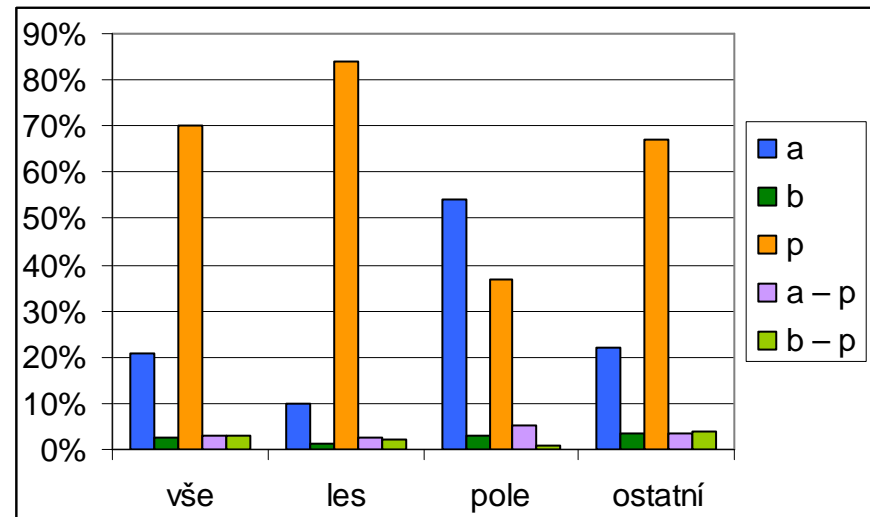
původ a ohrožení druhů



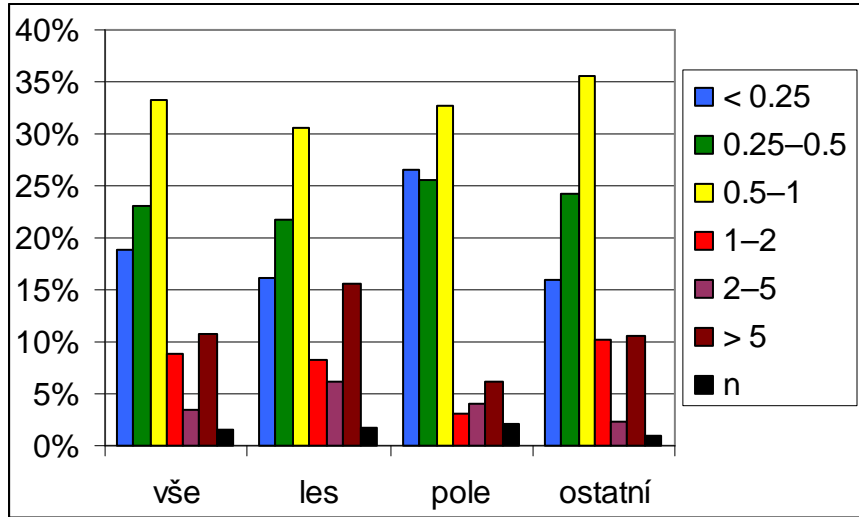
životní forma



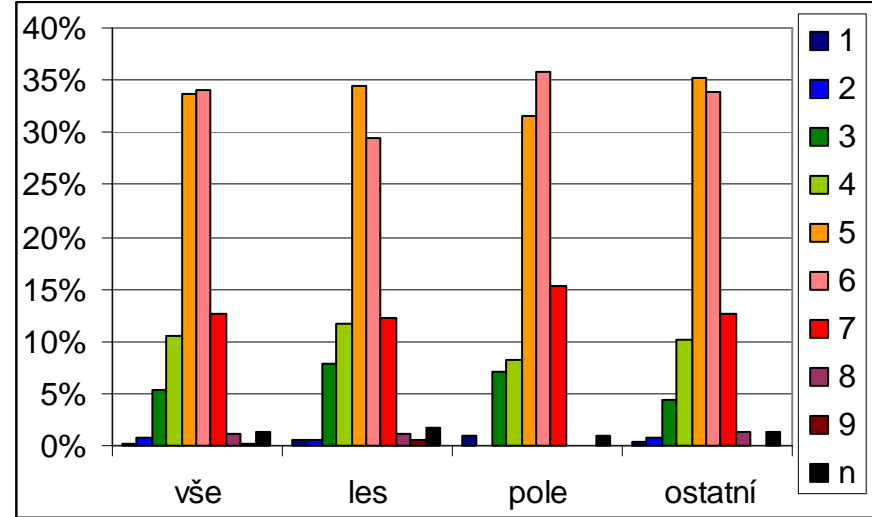
životní strategie



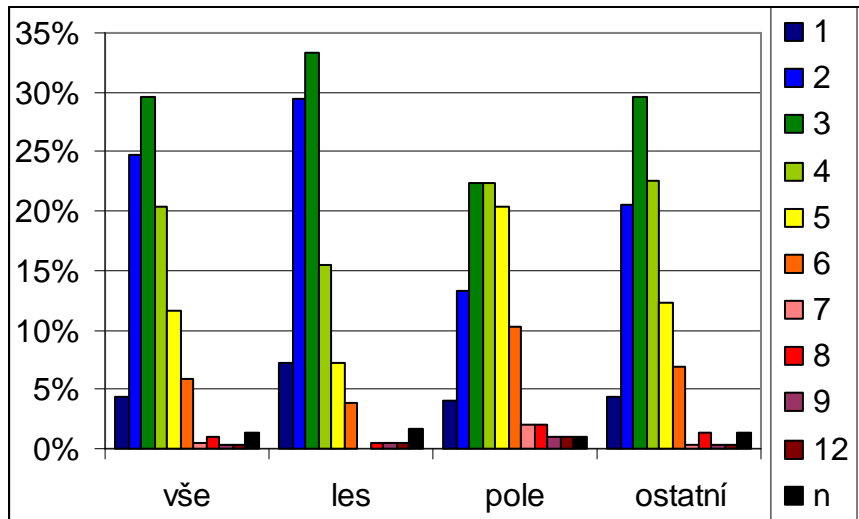
doba života



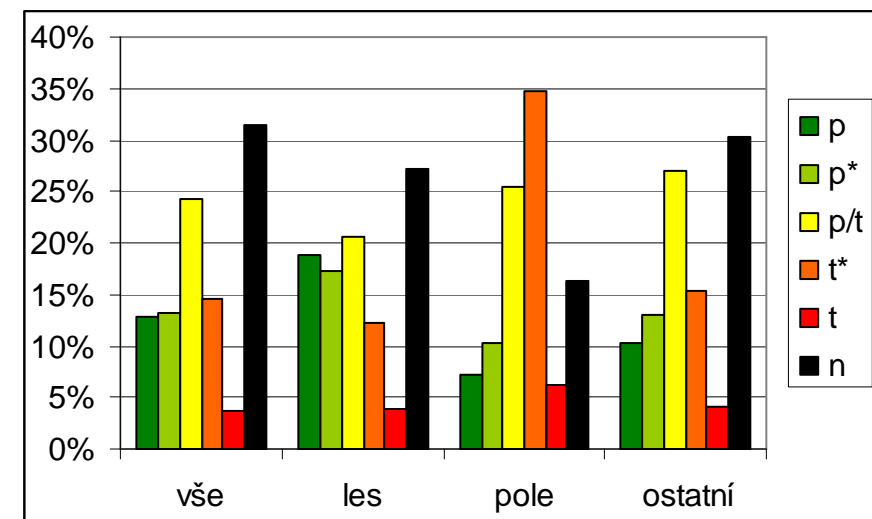
průměrná výška rostliny



začátek kvetení



doba kvetení



typ semenné banky

Grafy zobrazují procentuální zastoupení zaznamenaných druhů v jednotlivých kategoriích. Kategorie n znamená neznámou hodnotu.

Vysvětlivky:

- životní forma: T – terofyt, G – geofyt, T,G/H – rostliny s ž. formou T či H a G či H, H – hemikryptofyt, Ch – chamaefyt, F – fanerofyt
- životní strategie: CSR strategie (dle Grime 1979)
- doba života: a – jednoleté rostliny, b – dvouleté rostliny, p – víceleté rostliny, a – p – druhy, které mohou být jednoleté, dvouleté i víceleté, b – p – druhy, které mohou být dvouleté i víceleté
- původ a ohrožení druhů: ar – archeofyty, neo – neofyty, C/§ - druhy zařazené v červeném seznamu, případně chráněné zákonem
- výška rostlin: kategorie v metrech
- začátek kvetení: 1 – leden, 2 – únor, atd.
- doba kvetení: počet měsíců
- semenná banka: p – přechodná (SBLI = 0), p\* – spíše přechodná (SBLI >0 a > 0,25), p/t – údaje pro oba typy (SBLI > 0,25 a < 0,75), t\* – spíše trvalá (SBLI > 0,75 a < 1), t – trvalá (SBLI = 1), nelze rozlišit zda krátkodobě nebo dlouhodobě

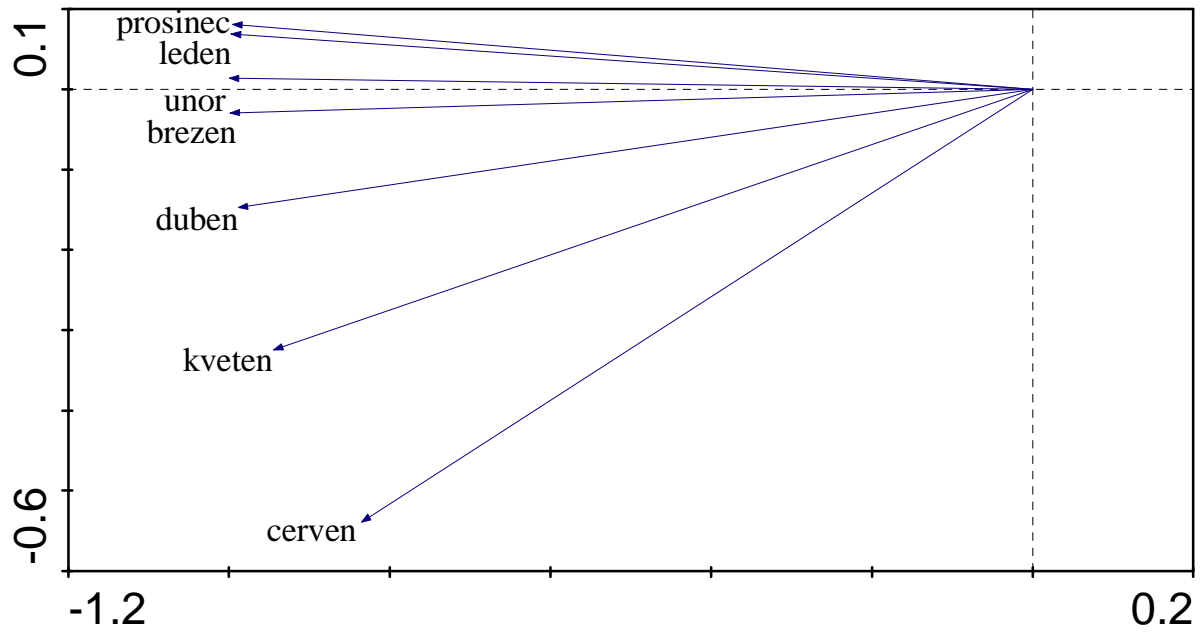


Příloha 9.

Potenciální přímá radiace – výběr nejméně korelovaných proměnných.

Graf zobrazuje vztahy hodnot potenciální přímé radiace pro měsíce prosinec až červen.

Výsledek analýzy PCA, 1.osa vysvětlila 98,9 % celkové variability, 2. osa 1 %.



Příloha 10.

Mnohonásobné testování – pravděpodobnosti náhodného získání signifikantních výsledků pro 2–9 a 14 mnohonásobných testů.

Pravděpodobnosti jsou vypočteny pomocí binomiálního rozložení při hladině průkaznosti  $p = 0,05$ .

	2	3	4	5
0	0,9025000000	0,8573750000	0,8145062500	0,7737809375
1	0,0950000000	0,1353750000	0,1714750000	0,2036265625
2	0,0025000000	0,0071250000	0,0135375000	0,0214343750
3		0,0001250000	0,0004750000	0,0011281250
4			0,0000062500	0,0000296875
5				0,0000003125

	6	7	8	9
0	0,735091890625000	0,698337296093750	0,663420431289062	0,630249409724609
1	0,232134281250000	0,257282161718750	0,279334918437500	0,298539194080078
2	0,030543984375000	0,040623499218750	0,051456432343750	0,062850356648438
3	0,002143437500000	0,003563464843750	0,005416466562500	0,007718464851563
4	0,000084609375000	0,000187550781250	0,000356346484375	0,000609352488281
5	0,000001781250000	0,000005922656250	0,000015004062500	0,000032071183594
6	0,000000015625000	0,000000103906250	0,000000394843750	0,000001125304688
7		0,000000000781250	0,000000005937500	0,000000025382813
8			0,000000000039063	0,000000000333984
9				0,000000000001953

0	0,48767497911552900000
1	0,35933945829565300000
2	0,12293191994324900000
3	0,02588040419857890000
4	0,00374584797611010000
5	0,00039429978695895800
6	0,00003112893054939140
7	0,00000187241687515136
8	0,00000008622972451355
9	0,00000000302560436890
10	0,00000000007962116760
11	0,00000000000152385010
12	0,0000000000002005066
13	0,00000000000000016235
14	0,00000000000000000061