

Přírodovědecká fakulta Univerzity Karlovy v Praze

Katedra botaniky



**Časoprostorová dynamika luční vegetace na příkladu
přírodní památky Hrnčířské louky**

Diplomová práce

Jana Vašíčková

školitel: Mgr. Tomáš Černý

Diplomová práce **Jany Vašíčkové** byla obhájena na katedře botaniky PŘF UK v Praze dne 20.9.2007 a ohodnocena klasifikačním stupněm **velmi dobře**.

Prohlašuji, že jsem diplomovou práci vypracovala samostatně pouze s využitím citované literatury.

V Praze 25. srpna 2007

Jana Kůrková

Poděkování

Můj největší dík patří Tomášovi Černému, který se zhostil nelehkého úkolu vedení celé práce. Děkuji mu za mnohé dny strávené se mnou v terénu, za předání spousty cenných rad a zkušeností, za čas strávený při nespočetných konzultacích, za poskytnutou literaturu, za to, že si i přes nabitý program našel čas na pečlivou korekci celé práce. Také mu děkuji, že mě po celou dobu svým optimistickým přístupem neustále motivoval a byl ochoten mi kdykoli poradit a pomoci.

Velký dík patří mým rodičům, bratrovi a dědovi, kteří mě trpělivě podporovali v průběhu celého studia, a mému příteli Tomášovi Bajgarovi za to, že mě celou dobu „držel nad vodou“ a ochotně mi pomáhal s problémy, které vznikaly při psaní práce.

Tomášovi Herbenovi bych ráda poděkovala, že byl ochoten se mnou konzultovat výsledky statistických analýz. Za řešení „Canocovských problémů“ bych chtěla velmi poděkovat Zuzce Münzbergové a za problémy „Gisovského rázu“ Jardovi Vojtovi. Děkuji Božkovi za rady při technických problémech a Sádovi za čas strávený ukázkou „Juicovské magie“.

Děkuji panu Rómovi z magistrátu za některé cenné poznatky o Hrnčířských loukách a především za pozdržení termínu seče. Také panu Jeřábkovi a Novotnému bych chtěla poděkovat, že ochotně posečkali se sekáním luk, dokud jsem práci nedokončila. Děkuji také starostovi Šeberova Marku Fajfroví a ochotné paní na AOPK, kteří mi umožnili získat velké množství informací o Hrnčířských loukách.

Díky všem, kteří mi jakkoli pomohli, byť povzbuzujícím slovem či podnětnou radou.

Obsah

1	ÚVOD	7
1.1	VEGETAČNÍ DYNAMIKA	7
1.2	STUDIUM VEGETAČNÍ DYNAMIKY A JEHO ČASTÉ CHYBY	7
1.3	DYNAMIKA LUČNÍCH SPOLEČENSTEV	10
1.4	VZNIK A VÝVOJ LUČNÍCH SPOLEČENSTEV	11
1.5	VLHKÉ LOUKY JAKO MIZEJÍCÍ PRVEK NAŠÍ KRAJINY	12
1.6	ELLENBERGOVY HODNOTY JAKO INDIKÁTOR PROSTŘEDÍ	13
1.7	CÍLE PRÁCE	14
2	CHARAKTERISTIKA STUDOVANÉHO ÚZEMÍ	15
2.1	VYMEZENÍ ZKOUMANÉ OBLASTI	15
2.2	ABIOTICKÉ PODMÍNKY	16
2.2.1	<i>Klima</i>	16
2.2.2	<i>Geologie</i>	16
2.2.3	<i>Hydrologie</i>	17
2.3	VEGETAČNÍ PODMÍNKY	18
2.4	VLIVY LIDSKÉ ČINNOSTI V NEDÁVNÉ MINULOSTI	20
2.5	HISTORIE BOTANICKÉHO PRŮZKUMU	20
3	METODIKA	22
3.1	SBĚR DAT	22
3.1.1	<i>Zdroj dat</i>	22
3.1.2	<i>Upřesnění lokalizace fytoecologických snímků</i>	22
3.1.3	<i>Fytoecologické snímky</i>	24
3.1.4	<i>Transekty</i>	27
3.1.4.1	Výběr lokalit	27
3.1.4.2	Popis transektu	28
3.1.4.3	Fytoecologické snímky	29
3.1.4.4	Odběr půdních vzorků	30
3.1.4.5	Příprava půdních vzorků pro laboratorní analýzy	31
3.1.4.6	Laboratorní analýzy	31
3.2	KLASIFIKACE ROSTLINNÝCH SPOLEČENSTEV	32
3.3	ANALÝZA DATOVÝCH SOUBORŮ	33
3.3.1	<i>Změna v čase</i>	34
3.3.2	<i>Variabilita v prostoru</i>	35
3.3.3	<i>Míra homogenity porostů (1986 vs. 2006)</i>	36
3.3.4	<i>Změna druhů (1986 vs. 2006)</i>	36

3.3.5	Změna průměrné druhové bohatosti v rostlinných společenstvech	37
3.3.6	Podmínky prostředí (1986 vs. 2006).....	37
	<i>Přes snímky</i>	38
	<i>Přes druhy</i>	38
3.3.7	Diverzita cévnatých rostlin (1986 vs. 2006).....	39
3.3.8	Chemické vlastnosti půd podél transektů.....	40
3.3.9	Změna půdních vlastností podél transektů.....	40
	<i>Přímo pomocí laboratorních hodnot</i>	40
	<i>Nepřímo pomocí Ellenbergových indikačních hodnot (EIH)</i>	40
3.3.10	Změna druhového složení podél transektů.....	41
3.3.11	Vliv chemických vlastností na druhové složení	42
3.3.12	Druhová diverzita cévnatých rostlin podél transektů.....	43
3.3.13	Změna dominantních druhů cévnatých rostlin podél transektů	43
3.3.14	Změna vybraných druhů cévnatých rostlin v čase a v prostoru zobrazena pomocí geografických informačních systémů (GIS)	43
4	VÝSLEDKY	44
4.1	ZMĚNA V ČASE	44
4.2	VARIABILITA V PROSTORU	45
4.3	MÍRA HOMOGENITY POROSTŮ (1986 vs. 2006)	46
4.4	ZMĚNA DRUHŮ (1986 vs. 2006).....	46
4.5	KLASIFIKACE ROSTLINNÝCH SPOLEČENSTEV	52
4.6	ZMĚNA PRŮMĚRNÉ DRUHOVÉ BOHATOSTI V ROSTLINNÝCH SPOLEČENSTVECH	59
4.7	PODMÍNKY PROSTŘEDÍ (1986 vs. 2006)	61
4.8	DIVERZITA CÉVNATÝCH ROSTLIN (1986 vs. 2006)	64
4.9	CHEMICKÉ VLASTNOSTI PŮD PODÉL TRANSEKTŮ.....	64
4.10	ZMĚNA PŮDNÍCH VLASTNOSTÍ PODÉL TRANSEKTŮ	66
	<i>Přímo pomocí laboratorních hodnot</i>	66
	<i>Nepřímo pomocí Ellenbergových indikačních hodnot (EIH)</i>	66
4.11	ZMĚNA DRUHOVÉHO SLOŽENÍ PODÉL TRANSEKTŮ	67
4.12	VLIV CHEMICKÝCH VLASTNOSTÍ NA DRUHOVÉ SLOŽENÍ.....	69
4.13	DRUHOVÁ DIVERZITA CÉVNATÝCH ROSTLIN PODÉL TRANSEKTŮ.....	70
4.14	ZMĚNA DOMINANTNÍCH DRUHŮ CÉVNATÝCH ROSTLIN PODÉL TRANSEKTŮ	70
4.15	ZMĚNA VYBRANÝCH DRUHŮ CÉVNATÝCH ROSTLIN V ČASE A V PROSTORU ZOBRAZENA POMOCÍ GEOGRAFICKÝCH INFORMAČNÍCH SYSTÉMŮ (GIS)	71
5	DISKUSE	73
5.1	FYTOCENOLOGICKÉ SNÍMKOVÁNÍ.....	73
5.2	ZMĚNA DRUHOVÉ KOMPOZICE LUČNÍCH SPOLEČENSTEV, PŘÍČINY A DŮSLEDKY VÝSKYTU DANÝCH DRUHŮ.....	75

5.3	ZMĚNA PODMÍNEK PROSTŘEDÍ.....	81
5.4	ZMĚNY PŮDNÍCH VLASTNOSTÍ PODÉL TRANSEKTŮ	83
5.5	ZMĚNY ROSTLINNÝCH DRUHŮ PODÉL TRANSEKTŮ.....	84
6	ZÁVĚR	86
7	SUMMARY	88
8	LITERATURA	90
9	PŘÍLOHY	100

1 Úvod

1.1 Vegetační dynamika

Pokud se mluví o dynamice, pak je míněn především časový a prostorový aspekt vegetační variability. Variabilita všech přírodních systémů se mění spolu s měřítkem (Levin 1992) a přírodní měřítko se mění na extrémně široké škále (Clark 1985). Pokud se člověk pohybuje ve větším měřítku, pak pravidelné uspořádání vzrůstá a je možné lépe zevšeobecňovat (Levin 1992), když se ale pohybuje na jemnějším časoprostorovém měřítku, potom hraje důležitou roli stochastická a prediktabilita (Hédl 2001).

Přírodní systémy obvykle ukazují měnící se časoprostorovou variabilitu, ale lze nalézt případy, kdy časová či prostorová variabilita může zůstat nezměněna (Levin 1992). Pro účely popisu je zapotřebí, aby byly obě složky variability odděleny (Hédl 2001). Je možné částečně odlišit časovou variabilitu a zbytek je pak pokládán za vliv variability prostorové (Likens 1989).

1.2 Studium vegetační dynamiky a jeho časté chyby

Při studiu vegetační dynamiky si člověk nejprve klade stěžejní otázku, od které se potom většinou celá část jeho práce odvíjí. Tou otázkou je, jestli se nějak liší dnešní vegetace od vegetace zaznamenané v minulosti. Pokud nějakou změnu najde, snaží se zjistit její příčinu.

Ke studiu vegetační dynamiky se často využívá starých datových souborů, na jejichž základě lze pak dynamiku vzájemně srovnávat. V zásadě mohou nastat tři typické případy dat, se kterými je možné se setkat (Herben et Münzbergová 2003).

- (1) Poloha záznamů vegetace je zaznamenaná zcela přesně. V tomto případě se mluví o trvalých plochách, kde může být prostorová variabilita vyloučena. Trvalé plochy jsou použity pro pozorování vegetační dynamiky v delším časovém úseku (nejméně deset let) (Bakker et al 1996, Smart et al 2003) a jsou adekvátním prostředkem pro studium interspecifických interakcí v rostlinných společenstvech

(Herben 1996). Velkou výhodou trvalých ploch je jejich přesnost, avšak udržet je stojí veliké úsilí (Bakker et al 1996).

(2) Poloha záznamů vegetace je známa přibližně. Z těchto dat vychází převážná většina prací studujících časoprostorovou změnu vegetace (např. Fisher et Stöcklin 1997, Hédli 2001, Hédli 2004, Michalík 1992, Prach et al. 1993). To, že existuje velké množství prací, pro které je zdrojem tento typ dat, vychází z podstaty věci, že v minulosti bez pomoci GPS (*Global Positioning System*) nebylo možné snadno zaznamenat přesnou polohu vegetačního zápisu. Dnes zaznamenané snímky pomocí GPS je možné relokalizovat poměrně dobře (Persson 1980), protože můžeme s přesností na metry určit, kde byl zápis vegetace proveden. Fytocenologické snímky, jejichž poloha není zcela přesně známa, nyní představují obrovský zdroj vegetačních dat a jejich počet se v Evropě odhaduje na více než milion (Rodwell 1995). Velký počet takto nasbíraných fytocenologických snímků představuje dobrý základ pro analýzy změn ve vegetaci (Holeksa 2005) a není proto divu, že v něm botanici spatřují vhodné využití právě k charakteristikám vegetačních změn (Černý 1999, Hédli 2001, Hédli 2004, Holeksa 2005, Kryszak et Grynja 2001, Prach 1993, Shaminée et al 2002, Wildi 1989). Při studiu vegetační dynamiky hraje u vegetačních záznamů tohoto typu podstatnou roli prostorová variabilita, kterou však můžeme při analýzách oddělit. Jsme v tom tím úspěšnější, čím přesněji jsou snímky lokalizovány (Herben et Münzbergová 2003). Pro podchycení prostorové variability je dobré pokrýt podstatně větší prostorovou škálu (Hédli 2001). Nejlepší postup je pořízení několika snímků v daném místě (Herben et Münzbergová 2003) a tím postihnout jak vegetaci homogenní (s malou variabilitou), tak heterogenní (variabilní). Když je umístěno v území snímků několik, tak variabilita uvnitř snímků bude označována jako alfa-diverzita, zatímco variabilita na úrovni podmínek prostředí (mezi snímky) bude označována jako beta-diverzita (Greig-Smith 1983). Heterogenita území může být přitom kvantifikována jako prostorová korelace odpovídající beta-diverzitě mezi snímky (Hédli 2001), a ta ve vegetaci postupně klesá se vzdáleností (Moravec 1994). V homogenních ekosystémech se prostorová korelace bude blížit úplnosti (Hédli 2001), což znamená, že nebude hrát při studiu dynamiky významnou roli.

Je dobré si uvědomit, že se zvyšujícím počtem snímků v heterogenním prostředí bude následně klesat prostorová korelace (Levin 1992).

- (3) Poloha záznamů vegetace není známa vůbec. Zde je správný sběr dat a jejich interpretace jedním z nejobtížnějších případů. Prakticky to znamená (Herben et Münzbergová 2003), že je sice možné v krajině umístit nové snímky, ale není žádná záruka, že dané snímky reprezentují krajinné struktury stejným způsobem, jak tomu bylo v době předchozího záznamu. Účelným využitím dat tohoto typu je např. rekonstrukce středověké krajiny (Wulf 1999 in Hédli 2001), protože zde není tolik důležité rozlišení na malém prostorovém měřítku.

Pro studium luční dynamiky je největším zdrojem typ vegetačních dat, která nemají přesně známou polohu. V prvním případě (přesně určená poloha) by bylo velmi náročné provádět záznamy vegetace pomocí trvalých ploch a prakticky by pak zkoumání mohlo vést ke zničení a degradaci lučních ekosystémů. Třetí typ dat (poloha není známa vůbec) by nebylo možné vhodně využít, protože by nebylo jasně řečeno, jestli změna, která je v porostu patrná, je zapříčiněna skutečnou změnou v čase nebo pouze tím, že snímek pořízený dnes má úplně jinou polohu než snímek původní.

Pokud se někdo zabývá studiem vegetační dynamiky, tak může narážet na mnohé problémy a okolnosti, které mohou jistým způsobem zkreslit výsledek jeho práce. Lepš a Hadincová (1992) podotýkají, že důležitost těchto chyb poklesne s heterogenitou a plochou vegetačního výzkumu. Z množství chyb, kterých se většina z nás dopouští, patří mezi základní (1) chyby vzniklé při snímkování jedné lokality dvěma badateli, (2) chyby vzniklé použitím rozdílných snímkovacích technik a (3) chyby související s rozdílnou analýzou datových souborů.

- (1) Snímkování na jedné lokalitě dvěma badateli. Vliv badatelova pozorování a zaznamenávání byl už opakovaně testován (Smith 1994, Gotfryd et Hansell 1985, Inglis et Smith 1995) a to tím způsobem, že byly pořizovány záznamy vegetace na jedné lokalitě několika nezávislými badateli. Poté byl test rozšířen o záznamy vegetace v různých ekosystémech a zjistilo se, že všeobecně jsou vzácné druhy zaznamenávány s menší precizností a bývají více opomíjeny než druhy běžné (Lepš a Hadincová 1992).
- (2) Použití jiných snímkovacích technik. Hlavním problémem je zde opět zaznamenávání vzácných druhů (Hédli 2001). Zajímavým zjištěním je, že při použití

point-kvadrátové techniky (Everson et al. 1990) je počet opakování nezbytný pro zachycení vzácných druhů daleko vyšší než pro druhy běžné. Když je však vegetace snímkována běžným způsobem, je přesnost odhadů vyšší. To vyplývá z jednoduché podstaty věci, že pomocí point-kvadrátové techniky je druh zaznamenán na základě „vpichu“, kdežto při snímkování běžným způsobem jsou zapsány všechny druhy, které zapisovatel vidí, a pokud je v zapisování a hledání pečlivý a důsledný, tak je menší pravděpodobnost opomenutí byť vzácného druhu. Přesto však přesnost odhadu pro vzácné druhy bude vždy nižší než pro druhy běžné a nikdy se nezamezí vlivu pozorovatele.

- (3) Rozdílná analýza datových souborů. Časté chyby v rozdílných analýzách datových souborů byly testovány např. van der Maarelem (1979), Lepšem a Hadincovou (1992), Kovářem a Lepšem (1986), kteří došli k závěru, že vliv chyb provedených při snímkování jedné lokality dvěma badateli je zanedbatelný oproti chybám nastávajícím při použití různých ordinačních technik a při různých transformacích dat.

1.3 Dynamika lučních společenstev

Louky představují polopřirozenou vegetaci bylinného charakteru (Petříček 1999), která odráží vliv stanoviště a lidského působení (managementu) (Ellenberg 1988, Grime 1979). Dynamika luční vegetace má tak dvojí základ (Alard et al. 1994), který je dán vzájemným působením obou vlivů. To, jak luční společenstva vypadají, závisí na řadě faktorů. Jedním z nich je půdní prostředí (dostupnost půdních živin, Černý 1999), které formuje vegetační kryt. Převaha rostlinných druhů v lučních společenstvech je závislá na četnosti seči a obsahu živin v půdě (Chytrý et al. 2001, Petříček 1999) a oba faktory tak udávají výšku i zápoj porostů. Ve vlhkých a nivních loukách přitom často téměř chybí mechové patro a v ostatních typech většinou nedosahuje pokryvnosti vyšší než 10 % (Chytrý et al. 2001). Fakt, že rostliny jsou v bezprostředním a stromy nepufrovaném kontaktu s ovzduším, kdy reagují na povětrnostní proměnlivost (Černý 1999), vede ke zvýšenému množství dominant a tím k vytváření polydominantních společenstev (Herben et al. in Černý 1999).

I přesto, že je luční vegetace systém velmi dynamický, lze předpokládat, že má zároveň určitou míru paměti, což znamená, že i přes její dynamiku jsou některé složky konzervativní a jejich interpretací lze dešifrovat informaci o předchozím období (Sádlo 1994).

Je důležité si uvědomit, že luční vegetace je charakterizována velkou druhovou bohatostí (Blažková 1979), která je závislá mimo jiné i na hydrogeologických podmínkách daného území. Jsou to společenstva velmi produktivní, schopná vytvořit během roku okolo 4-8 tun/ha (Grootjans et al. 2002), a proto hlavním lidským faktorem podmiňujícím udržování těchto porostů je alespoň občasné odstraňování nadzemní biomasy, tedy seč nebo pastva (Petříček 1999, Bakker 1987). Intenzita a načasování seče významně ovlivňuje druhové složení a produkci biomasy těchto porostů. Při neobhospodařování porostů a ponechání volného průchodu vlivům sukcese by velká část těchto porostů mohla degradovat nebo úplně vymizet.

1.4 Vznik a vývoj lučních společenstev

Vznik luk má poměrně dlouhou historii. Začátek jejich rozvoje spadá do počátků intenzivního odlesňování v době bronzové (Petts 1989) a rozvíjejícího se zemědělství (Petříček 1999). Přírozeným zdrojem druhového bohatství této formace byly předtím některé přizpůsobivé druhy lesního podrostu (Ellenberg 1988), ale i druhy přirozeného bezlesí z okrajů toků a sutí, alpínských holí (Kubíková 1999), pastvišť zvěře (Ložek-ústní sdělení), polomů a jinak narušovaných ploch a ploch edaficky podmiňujících bezlesí a řídkolesí (Petříček 1999).

Již z 1. stol. n. l. existují dochované popisy toho, jak se má louka založit, jak ji odvodnit či zavlažit a kdy je nejvhodnější ji sekat (Ellenberg 1988), ale v podmínkách středních Čech lze s jejich zaváděním počítat až mnohem později, nejdříve od raného středověku, doby hradištní, (Karlík 2001) datované do 8. stol. n. l. K rozmachu osídlení a s tím spojené odlesňování krajiny však dochází na území Prahy mnohem dříve (subboreál, 1250-700 př. n. l.) (Špryňar 1999). Později je ve 14. stol. z území Čech doloženo klučení lesů, které významně ovlivňuje krajinný ráz (Nožička 1957). K rozsáhlému klučení lesů za účelem vzniku luk dochází záhy po husitských válkách (2. polovina 15. stol.) a je taky známo, že pro přeměnu na louky byly přednostně klučeny lužní lesy (Nožička 1957).

Až do 19. století bylo však utváření vegetace lučních porostů relativně pomalým procesem (Duchoslav 1997). Velmi rychlý technologický rozvoj a intenzifikace v zemědělství během 20. století (Rychnovská et al. 1985), které vedly ke zvyšujícímu znečištění (van Dijk et al. 1994, Bekker 1998), velmi ovlivnily stanoviště těchto porostů. Rozhodujícím bodem ve využívání zemědělské krajiny, který se stal v druhé polovině 20. století, byl přechod od maloplošného k velkoplošnému využívání krajiny s vysokým přísunem energie a materiálů (Duchoslav 1997). Tento enormě zvýšený tlak na využívání krajiny měl za následek, že cca 20% lučních porostů z krajiny vymizelo (Halva 1985). Velkoplošné meliorace, představované hlavně odvodněním zamokřených pozemků až na stupeň únosnosti pro těžké zemědělské stroje, silná eutrofizace prostředí strojenými hnojivy a velkoplošné zavádění dočasných druhově chudých umělých porostů vyvolalo ústup polopřirozených lučních a pastvinných společenstev a ohrožení druhů, které jsou na ně vázány (Moravec 1994). Zároveň ve stejnou dobu dochází k dalšímu růstu měst v podobě výstavby nových sídlišť (Špryňar 1999). Tím se kromě intenzivního využívání krajiny přidává další hrozba pro luční společenstva, kterou představuje již zmíněná zástavba (Špryňar 1997) a využívání těchto společenstev k rekreačním účelům (Špryňar 1999). Vegetace je tak ohrožena nejen vysycháním okolních ploch a vysokými vstupy cizorodých látek z okolí, ale především redukcí plošné výměry lučních komplexů. Redukce výměry lučních porostů způsobí, že plochy se častěji dostanou pod kritickou minimální velikost nutnou pro přežívání populací a navíc se jednotlivé plochy navzájem vzdálí a tím se zhorší výměna rozmnožovacích propagulí a tak i populační genetická variabilita zúčastněných organismů (Černý 1999).

1.5 Vlhké louky jako mizející prvek naší krajiny

Změny krajiny a negativní dopady lidského působení citované v předchozí kapitole zapříčinily to, že ochrana mokřadních biotopů se v současnosti stává jednou z nejdůležitějších aktivit spojených s úsilím o záchranu přírody a kvalitního životního prostředí. Stále častěji je poukazováno na nezastupitelný význam mokřadů, které patří k nejproduktivnějším ekosystémům na Zemi (Begon et al. 1997) a které jsou zárukou vysoké diverzity společenstev. Mokřady stabilizují vodní režim při ochraně proti povodním (Hudec et al. 1995), představují nenahraditelná útočiště vzácné flóry a fauny a zvyšují ekologickou

stabilitu krajiny (Špryňar 1997a). Naneštěstí patří mokřady k nejohroženějším biotopům na světě (Hudec et al. 1995) a to zejména díky stále se zrychlujícímu odvodňování a přeměně odvodněných ploch na zemědělskou půdu.

Zastavit ničení mokřadních ekosystémů si vzala za cíl Ramsarská konvence o ochraně mokřadů, ke které se Česká republika připojila v roce 1990, a tím se zavázala na svém území vytvořit pro ochranu mokřadů odpovídající podmínky.

Mokřadní biotopy byly v nedávné minulosti masivně mizejícím ekosystémem v kulturní krajině (Prach 1993, Grootjans et al. 1985, Fuller 1987) a jejich ztráta je urychlována změnami v zemědělství a ve využívání krajiny (Prach 1993, Rychnovská et al. 1985, Moravec et al. 1994). Z tohoto důvodu se uskutečnily výzkumy, které se různým způsobem zaměřovaly na studium těchto biotopů. Převážně se však jedná o práce na regionální úrovni (např. Prach et al. 1996, Duchoslav 1997), ale těch, které si kladou za cíl hodnotit vegetaci na lokální úrovni, je už mnohem méně (Hudec et al. 1995).

1.6 Ellenbergovy hodnoty jako indikátor prostředí

Výskyt a pokryvnost různých druhů rostlin podává informaci o určitém činiteli v prostředí a může poukázat na jeho stav a změny (Dzioczek et al. 2006, Kovář 2002, McGeoch 1998) a tak vypovídat o obecných podmínkách prostředí (Schaffers et Sýkora 2000) a zpětně tyto podmínky hodnotit (Slavíková 1986). Dobrým indikátorem je druh, který má úzkou ekologickou valenci, je přitom dobře určitelný a je relativně běžný (Diekmann 2003). Vztah mezi druhem a faktorem prostředí vyjadřuje tzv. indikační hodnota. Nejznámější a široce využívaný je systém Ellenbergových indikačních hodnot (EIH, Ellenberg et al. 1992), které byly přiděleny ke 2726 rostlinným druhům rostoucím ve střední Evropě (Schaffers et Sýkora 2000). Slouží sice jako indikátory pro střední Evropu (Dzwonko 2001), ale jejich použití není omezené pouze na ni (Hawkes et al. 1997, Lawesson 2000, van der Maarel et al. 1985, Schaffers et Sýkora 2000).

EIH byly druhům přiděleny na základě terénní zkušenosti a jejich spolehlivost byla ověřována mnoha autory (van der Maarel 1993, ter Braak et Gremmen 1987, Schaffers et Sýkora 2000). Jejich velkou výhodou je, že nahrazují laboratorní měření, která navíc u historických údajů většinou chybí, a proto jsou pro porovnání změn v čase většinou

nenahraditelné (Zonneveld 1983). Nevýhodou EIH je, že odráží standardizované ekologické chování druhu a ne jeho aktuální fyziologické preference (Ellenberg et al. 1992). Jejich omezení tedy znamená, že se nevztahují k podmínkám prostředí v daný okamžik, ale jsou většinou souhrnem těchto podmínek za určitý čas. Změna v druhovém složení je zpožděna za změnou podmínek prostředí někdy i o několik let (Schaffers et Sýkora 2000), což souvisí s konzervativními složkami vegetace, jejichž interpretací lze dešifrovat informaci o předchozím období (Sádlo 1994). Fakt, že po disturbanci (nebo v mladém sukcesním stádiu) odpovídají za druhové složení jiné faktory než v případě ustálené vegetace (Smart et al. 2003), vede k nepřesným korelacím mezi vegetací a podmínkami prostředí. V těchto případech by měly být EIH použity jako pomocná argumentace při vyslovování hypotéz.

1.7 Cíle práce

Cílem diplomové práce je zjistit:

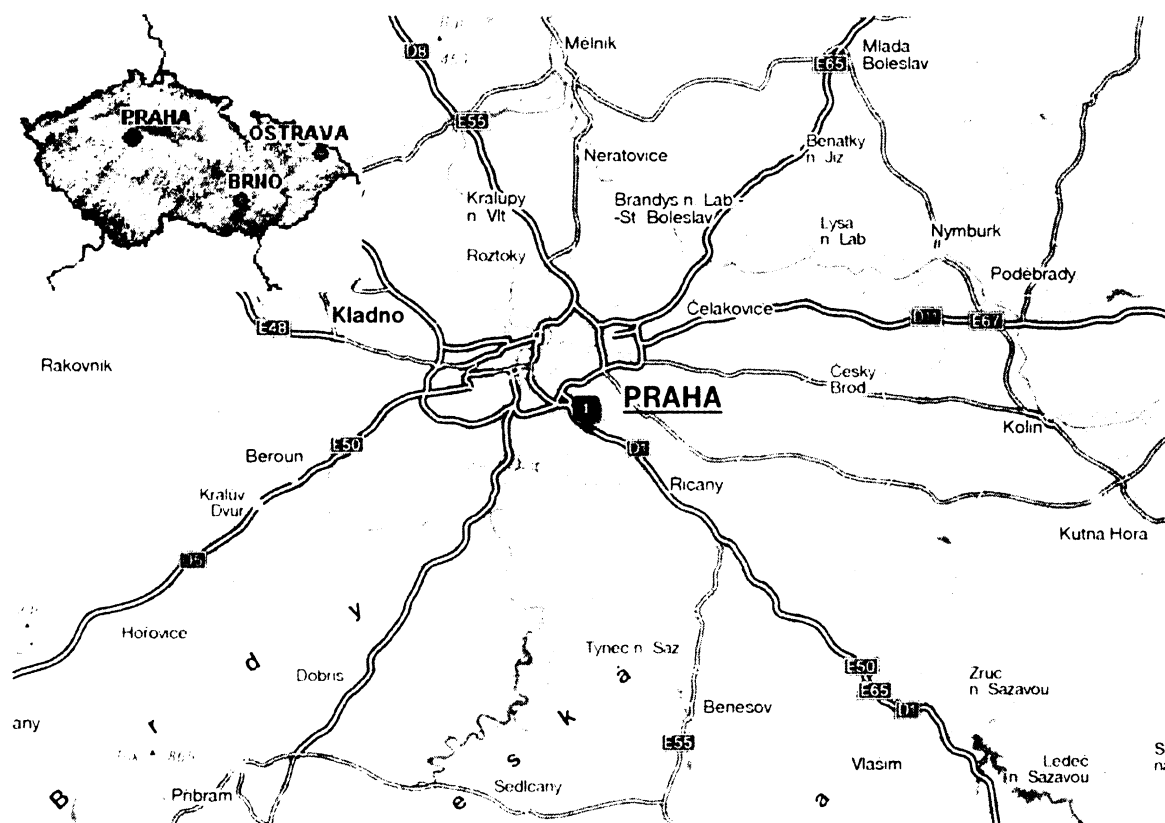
- zda v průběhu dvaceti let došlo významným způsobem ke změně skladby lučních porostů v rezervaci
- jak se mění druhové složení dnešních rostlinných společenstev
- které druhy se chovají expanzivně a mohou tak představovat nebezpečí pro existující druhově bohatá společenstva
- jaký je vývoj lučních porostů v závislosti na podmínkách prostředí
- jak významně okolní agrární porosty a postagrární lada ovlivňují půdní a vegetační podmínky lučních porostů v rezervaci

2 Charakteristika studovaného území

2.1 Vymezení zkoumané oblasti

Objektem zájmu je přírodní památka Hrnčířské louky (vyhlášena vyhláškou č. 5/1988 Sb. NVP dne 1.9.1988) ležící na jihovýchodní periferii hlavního města Prahy (Obr. 1) mezi obcemi Šeberov a Hrnčíře, v katastrálním území obce Šeberov. Samotnou přírodní památku tvoří jak vlastní chráněné území o rozloze 29.53 ha, tak k němu později vyhlášené ochranné pásmo o rozloze 23.51 ha (Löw & spol. 1996), které má zabezpečit chráněné území před rušivými vlivy okolí.

Hrnčířské louky jsou mozaikou vlhkých luk a soustavy rybníků ležící v pramenné oblasti Kunratického potoka v nadmořské výšce okolo 300 m. Představují poslední zbytek ekosystémů rozsáhlé pramenné oblasti, která se rozkládala na plošině od údolí Botiče přes Milíčovský les, Šeberov, Hrnčíře, Písnici, Cholupice až k dnešnímu letišti Točná (Kubíková et Řezníček 1989). Území je ploché až mírně konkávní konfigurace, s mírným sklonem k severozápadu (Fišerová et Bělohlávková 1992).



OBRÁZEK 1: MAPA POLOHY STUDOVANÉHO ÚZEMÍ. ČERVENÝM ČTVERCEM [1] JE ZAZNAČENO STUDOVANÉ ÚZEMÍ.

2.2 Abiotické podmínky

2.2.1 Klima

Klima území je mírně teplé, mírně suché a s převážně mírnou zimou (Fišerová et Bělohlávková 1992). Je však vždy chladnější než ve středu Prahy (alespoň o stupeň). Je to patrné především v zimě. Když ve středu Prahy prší, tak na šeberovských pláních padá sníh. Proto tu v lukách rostou i druhy původně travinných porostů nad stromovou hranicí v horách – dealpíni (Kubíková et Řezníček 1989).

Dlouhodobé roční průměry klimatických ukazatelů klimatické stanice Kunratice (288 m.n.m.) z let 1901 až 1950 ukazují, že průměrná roční teplota se pohybuje okolo 8.1°C a průměrný roční úhrn srážek je 534 mm, což souhlasí s údaji Veseckého (1958), který uvádí pro střední Čechy průměrnou roční teplotu 8-9°C a roční srážkové úhrny pod 500 mm. Délka vegetačního období se pohybuje okolo 161 dní (Fišerová et Bělohlávková 1992).

2.2.2 Geologie

Geologický podklad tvoří proterozoické břidlice štěchovické skupiny a droby, v nadloží jsou kvartérní sedimenty (Brunnerová et al. 1984). Vlastní podloží je tvořeno zvětralinami drobů, deluviálními uloženinami a holocénními náplavy.

Ve vlastním chráněném území se vyskytují lužní půdy na nivních usazeninách - fluvizemě, které jsou těžké a mají sklon ke stálému zamokření. Díky plošnému vlivu podzemní vody jsou častou známkou glejových procesů rezivé skvrny (viz Foto 1), které se nacházejí v menší či větší hloubce pod povrchem, což závisí na topografické poloze lokality. S výjimkou ojedinělých výchozů v údolí vodních toků jsou horniny skalního podkladu překryty sprašemi a sprašovými hlínami.

V ochranném pásmu se vyskytují převážně hnědé půdy - kambizemě, středně těžké až těžké, které jsou v zamokřené části náchylné k glejením. Jsou zde půdy hlinité až hlinitojílovité s příměsí štěrku. Na zahliněných štěrkopiscích se vyskytují půdy lehčí.

Existence lučního komplexu je podmiňována nízkou propustností půd celé této oblasti, kde dochází k akumulaci srážkové vody, která proudí podpovrchově do nižších poloh a občas vyvěrá na povrch.



FOTO 1: PŮDNÍ SONDA DOKLÁDAJÍCÍ PROCES OGLEJENÍ – DROBNÉ REZIVÉ SKVRNY (ČERVENĚ ZAKROUŽKOVÁNY).

2.2.3 Hydrologie

Hydrologicky náleží území k povodí Vltavy, které je odvodňováno Kunratickým potokem (Brunnerová et al. 1984). Rybníční nádrže jsou vzájemně propojeny strouhami.

Hladina podzemní vody se pohybuje od hloubky šesti metrů pod povrchem až mělce pod povrchem v depresích (na lokalitě chráněného pásma) a koliduje s výškou hladiny v odvodňovacích struhách. Oběh podzemní vody je vázán na horší propustnost deluviálních sedimentů.

Množství přítoku je zde do značné míry závislé na množství srážek, které nejsou v tomto regionu až tak velké. Srážková voda díky slabé propustnosti půd zůstává dlouho na povrchu. V některých depresích zůstává voda na povrchu většinu roku (Foto 2).

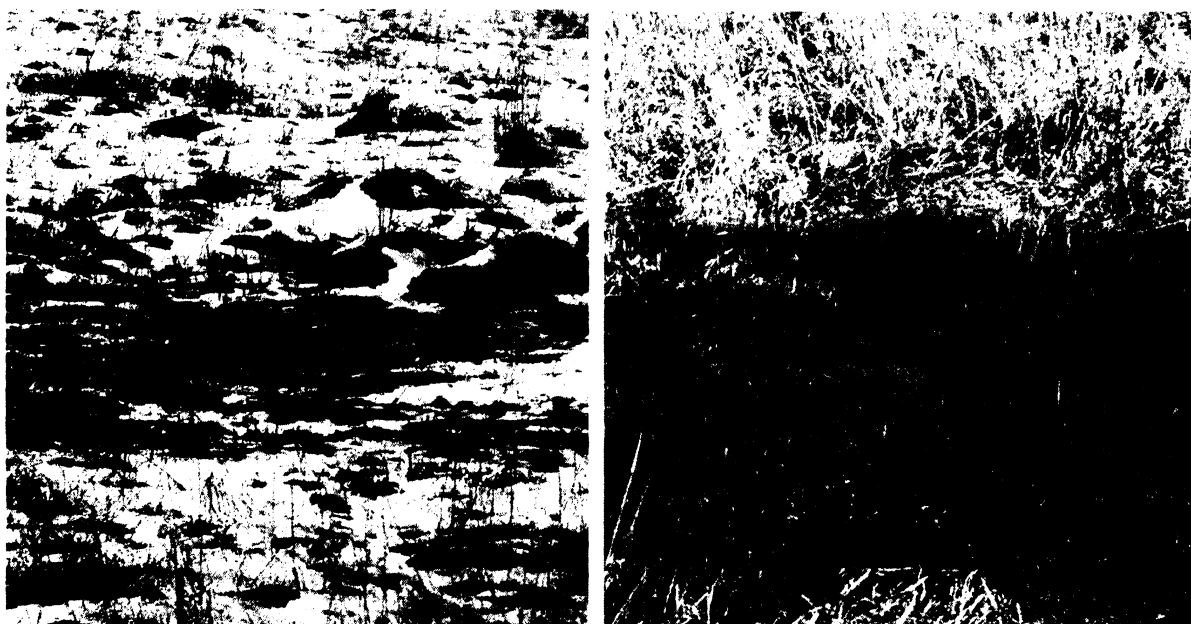


FOTO 2: STAGNUJÍCÍ VODA NA POVRCHU BĚHEM ROKU. VLEVO – ZIMA, VPRAVO – JARO.

2.3 Vegetační podmínky

Přírozenou vegetací vlastní přírodní památky by potenciálně byla střemchová jasenina (*Pruno-Fraxinetum*), kde se dominantními dřevinami při skladbě stromového patra na území Prahy stávají jasan ztepilý (*Fraxinus excelsior*) a olše lepkavá (*Alnus glutinosa*) (Neuhäuslová et al. 1998 Moravec et al. 1991). Nutno podotknout, že *Alnus glutinosa* se zde v současnosti nevyskytuje. Střemchová jasenina je vázána především na glejové půdy různého zrnitostního složení (většinou však těžší), kyselé až neutrální reakce, s dostatečnou zásobou živin (Neuhäuslová et al. 1998). V ochranném pásmu by potenciálně byla přírozenou vegetací lipová doubrava (*Tilio-Betuletum*), která je vázána na odvápněné sprašové hlíny a středně bohaté terasové písky. Na sprašových hlínách se ve spodině vytváří zhutnělá, málo propustná vrstva, která podmiňuje slabé oglejení. Půdní reakce bývá silně kyselá (Neuhäuslová et al. 1998).

Nejcennějšími a druhově nejbohatšími porosty, které představují současnou vegetaci, jsou blatouchové a střídavě vlhké bezkolencové louky svazů *Calthion* a *Molinion* s řadou vzácných druhů, k nimž patří upolín nejvyšší (*Trollius altissimus*), vrba rozmarýnolistá (*Salix rosmarinifolia*), kosatec sibiřský (*Iris sibirica*), prstnatec májový (*Dactylorhiza majalis*) a mnoho jiných.

Toto území je jednou z mála pražských lokalit koromáče olešníkovitého (*Silaum silaus*) a jarvy žilnaté (*Cnidium dubium*). V sušších místech porosty přechází do mezofilní ovsíkové louky (*Arrhenatherion*). Na kdysi nesekaných plochách a při okrajích rybníků jsou hojné porosty rákosu obecného (*Phragmition*), chrastice rákosovité (*Phalaridion*) a vysokých ostřic (*Caricion gracilis*).

Fytogeograficky spadá území do oblasti mezofytika náležící podokresu Průhonická plošina okresu Říčanská plošina (Skalický 1977) a ke kolinnímu výškovému vegetačnímu stupni (Fišerová et Bělohlávková 1992).



FOTO 3: NAHOŘE: VLEVO – IRIS SIBIRICA, UPROSTŘED – SALIX ROZMARINIFOLIA, VPRAVO – DACTYLORHIZA MAJALIS.
DOLE: VLEVO – TROLLIUS ALTISSIMUS, VPRAVO – SCORZONERA HUMILIS.

2.4 Vlivy lidské činnosti v nedávné minulosti

Území je výrazně ovlivňováno lidskou činností již od středověku, kdy byly upraveny hydrologické poměry podchycením četných pramenů a vybudováním rybníční soustavy. Plochy zkoumaného území byly využívány k produkci píce a jako pastviny a vznikl tak rozsáhlý a bohatý luční komplex.

V období socialistického zemědělství byla část drnového fondu zrušena a rozorána na pole a byly provedeny meliorace (odvodnění). Vysoké dávky hnojiv, které byly aplikovány, vyvolaly postupnou ruderalizaci společenstev (Löw & spol. 1996).

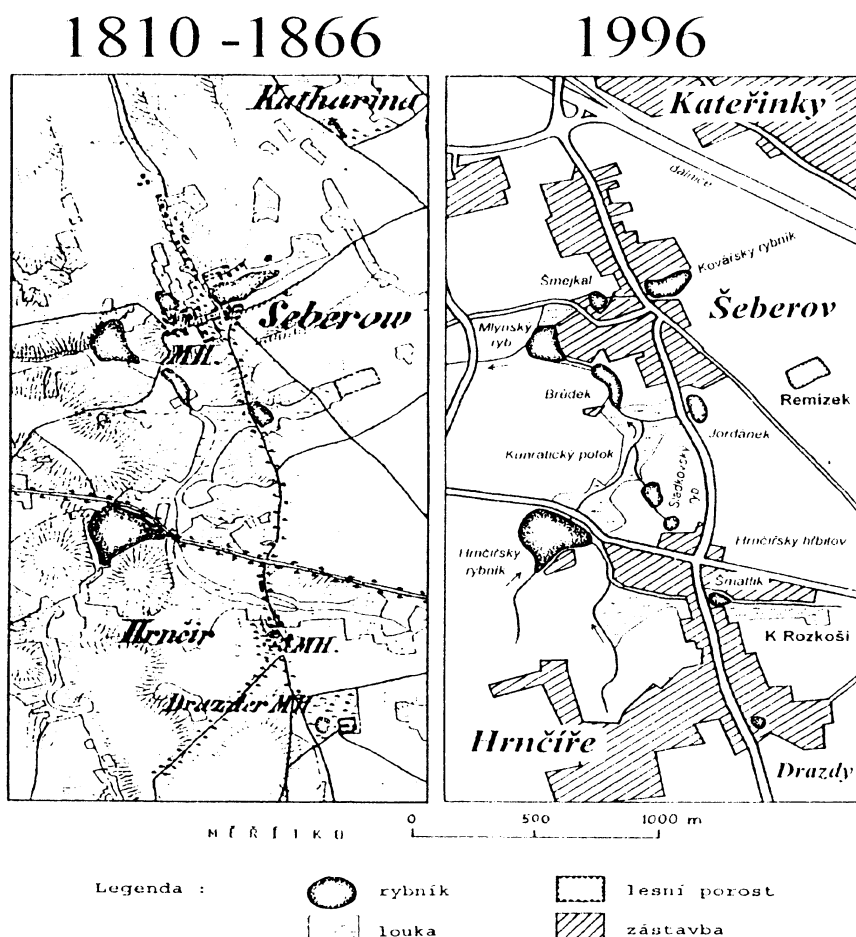
Poté došlo k výrazné změně obhospodařovaných ploch a zásadní vlivy lidské činnosti se oproti minulosti zcela změnily. Nadměrný tlak zemědělské výroby se změnil v naprostý nezájem. Úplná absence sečení a nesklizení rostlinné hmoty vyvolaly jedno z nejzávažnějších ohrožení rostlinných společenstev. Dnes jsou louky strukturovaně koseny tak, že některé plochy luk jsou sekány jednou a některé dvakrát ročně, podle typu rostlinných společenstev (Róm – ústní sdělení).

Území je stále pod silným antropogenním tlakem a je zde vyvíjeno velké úsilí, aby byly části luk zastavěny. Jaké části území byly podrobeny od 19. století zástavbě a na kolik ubylo lučních porostů, dokladuje práce Pavla Špryňara (1997 a), ze které je vyňat Obr. 2 a Graf 1. Je patrné, že během období přibližně 150 let více než sedmkrát vzrostla zástavba, naopak plochy luk byly redukovány na čtvrtinu. Mírné zvětšení plochy rybníků na mapě z roku 1996 má příčinu v založení Sladkovského rybníka a vedlejšího bezejmenného rybníka. V současnosti opět vzrostla plocha rybníků, poněvadž byla vedle Mlýnského rybníka postavena nová rybníční nádrž, čímž byly zlikvidovány poslední zbytky luk v této části rezervace.

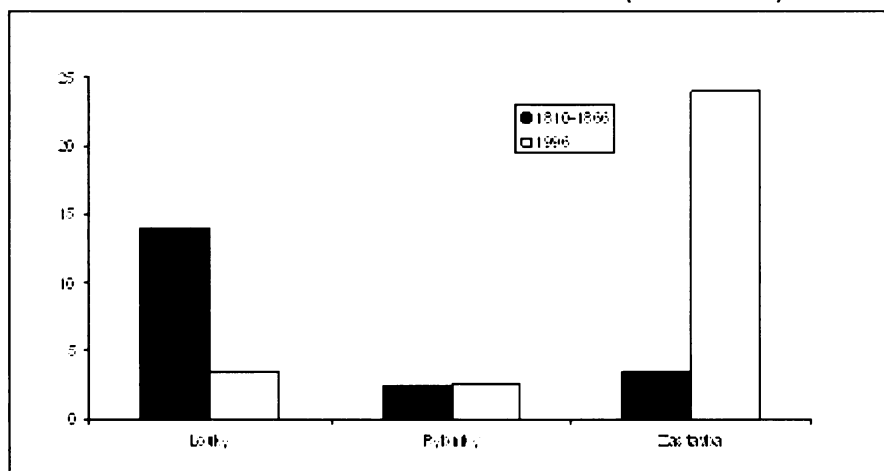
2.5 Historie botanického průzkumu

Floristické údaje jsou roztroušeny v různých článcích a často se více týkají luk blíže Šeberova nebo Kunratic, dnes převážně zničených (Palek 1977, Skalická 1971, Skalický et Skalická 1972, Skalický in Houfek 1956). Přímo studovaného území se týká rukopisný floristický soubor Skalického (1981), shromažďující i některé dřívější údaje a floristické

záznamy Kubíkové (Kubíková 1976). Později všechny nálezy a práce o daném území sjednotil Špryňar (1998), který mapoval na území výskyt druhu jarvy žilnaté a koromáče olešnickového (Špryňar 1996) a který se zaměřil i na přilehlou louku k Rozkoši (Špryňar 1997 a) a okolí (Špryňar 1997 b). Zatím jediný ucelený a podrobný floristický průzkum těchto luk provedly Fišerová s Bělohlávkovou (Fišerová et Bělohlávková 1992).



OBRAZEK 2: POROVNÁNÍ STARÉ MAPKY ÚZEMÍ S NOVOU (ŠPRYŇAR 1997).



GRAF 1: ZMĚNY V KRAJINĚ NA VÝSECÍCH MAP Z OBR. 2 (ŠPRYŇAR 1997).

3 Metodika

3.1 Sběr dat

3.1.1 Zdroj dat

Zdrojem dat pro tuto práci se stal soubor fytoocenologických snímků, který vychází z terénního výzkumu a fytoocenologického zpracování zaznamenaného Fišerovou a Bělohlávkovou ve vegetační sezóně (květen-červen) v letech 1986-1987. Fytoocenologické snímky byly zapsány klasickou metodou curyšsko-montpelliérské školy v jedenáctičlenné Domin-Hadačově stupnici a velikost plochy každého snímku byla 25m² (pokud to dovozoval rozvoj společenstva). Soubor fytoocenologických snímků byl později spolu s mapou jejich lokalit publikován v *Natura Pragensis* (Fišerová et Bělohlávková 1992) a svým přesným zaznamenaním se tak stal dobrým materiálem pro tuto práci.

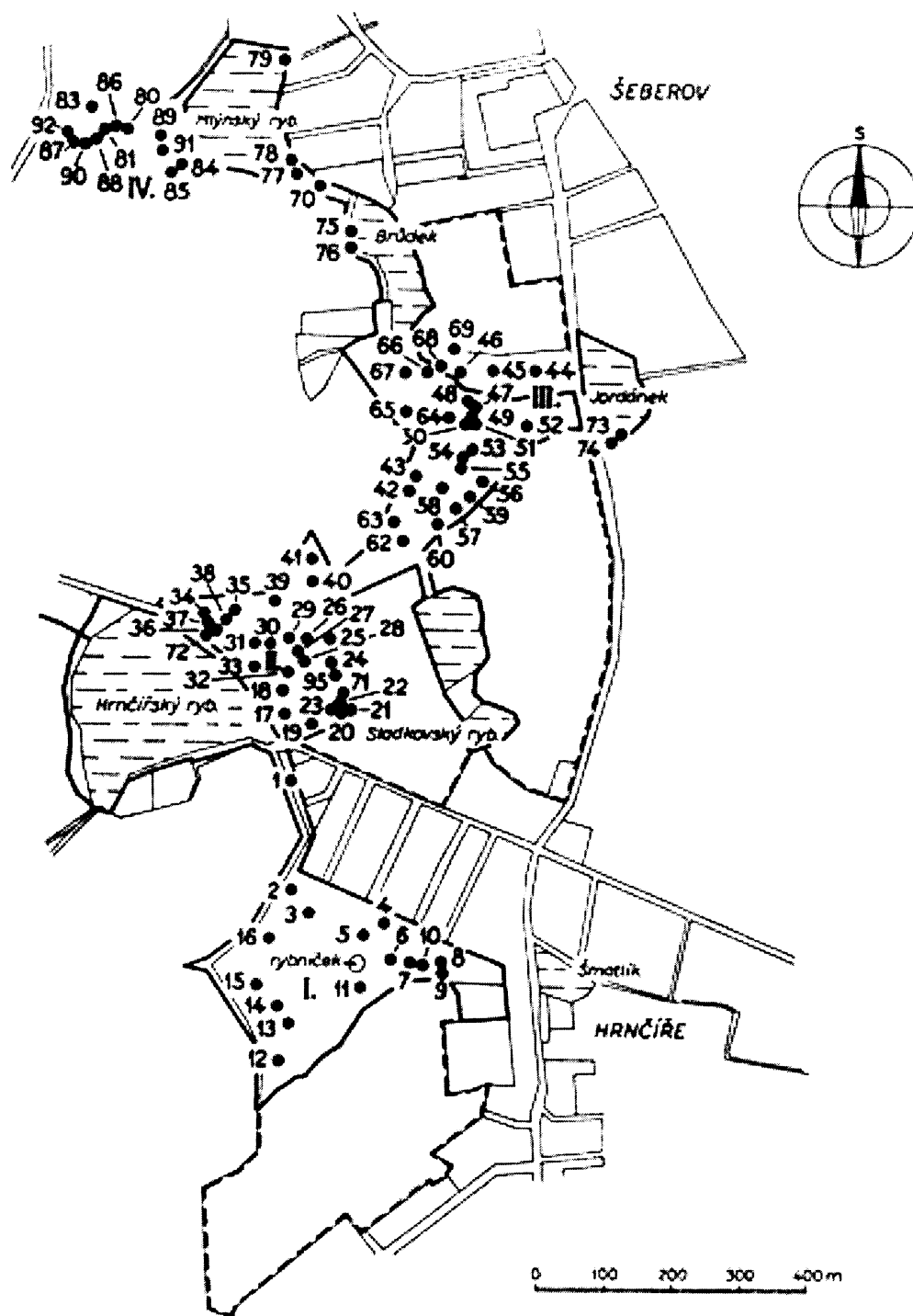
Při podrobnějším zkoumání publikované práce se zjistilo, že je na mapě lokalit zaznamenaných 91 bodů (bod = fytoocenologický snímek; Obr. 3), ale v práci je uvedeno pouze 75 fytoocenologických snímků. Zbylé snímky (kromě třech, které se nepodařilo dohledat) byly dohledány na AOPK v rezervační knize, kde jsou materiály deponovány, a v České národní fytoocenologické databázi (Chytrý et Rafajová 2003).

3.1.2 Upřesnění lokalizace fytoocenologických snímků

Pro upřesnění lokalizace snímků byl stratifikovaným způsobem v programu ArcGis 8.3 (ESRI 2004) proveden překryv mapových vrstev (Obr. 4).

Jako první vrstva byla použita oskenovaná mapa lokalit fytoocenologických snímků, která byla převedena do digitální podoby, a druhou vrstvou tvořila mapa území.

Na mapě lokalit fytoocenologických snímků byla autorkami zaznačena hranice chráněného a ochranného pásma, tak byla pro přehlednost přidána i aktuální poloha těchto hranic, která byla poskytnuta Magistrátem hlavního města Prahy.



OBRÁZEK 3: MAPA LOKALIT FYTOCENOLOGICKÝCH SNÍMKŮ PP HRNČÍŘSKÉ LOUKY. ČERNÉ BODY – FYTOCENOLOGICKÉ SNÍMKY, ČERNÁ TLUSTÁ LINIE – HRANICE CHRÁNĚNÉHO ÚZEMÍ, ČERNÁ ČÁRKOVANÁ LINIE – HRANICE OCHRANNÉHO PÁSMA.

Překryvem mapových vrstev byly získány souřadnice jednotlivých bodů (viz Příloha). Vzhledem k tomu, že na mapě lokalit fytoocenologických snímků jsou lokality zakresleny pomocí bodů o větším průměru, tak byly odečteny vždy středy těchto bodů.

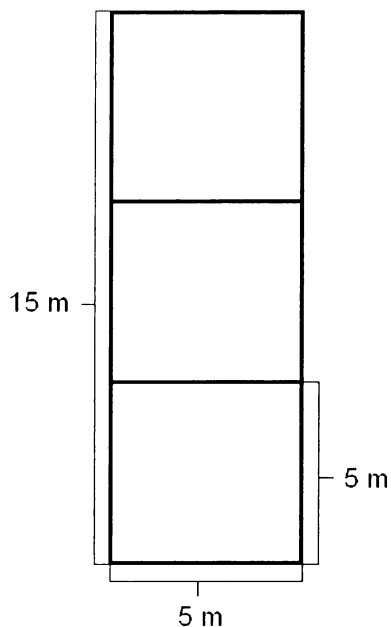


OBRÁZEK 4: PŘEKRYV MAPOVÝCH VRSTEV. ČERNÉ BODY – FYTOCENOLOGICKÉ SNÍMKY, ČERNÁ TLUSTÁ LINIE – HRANICE CHRÁNĚNÉHO PÁSMA V ROCE 1986, ČERNÁ ČÁRKOVANÁ LINIE – HRANICE OCHRANNÉHO PÁSMA V ROCE 1986, ČERVENÁ LINIE – HRANICE CHRÁNĚNÉHO PÁSMA V ROCE 2006, ŽLUTÁ LINIE – HRANICE OCHRANNÉHO PÁSMA V ROCE 2006.

3.1.3 Fytocenologické snímky

Protože nemůže být s určitostí řečeno, zda se fytocenologický snímek (dál už jen snímek) nachází přesně v místě, kde ho zaznamenaly samy autorky, tak se nabízí jedno

z poměrně osvědčených řešení (viz Úvod). Pro podchycení prostorové variability byly proto v místě původního snímku zapsány tři nové snímky, které byly umístěny kvůli jednoduchosti provedení v linii vedle sebe (Obr. 5).



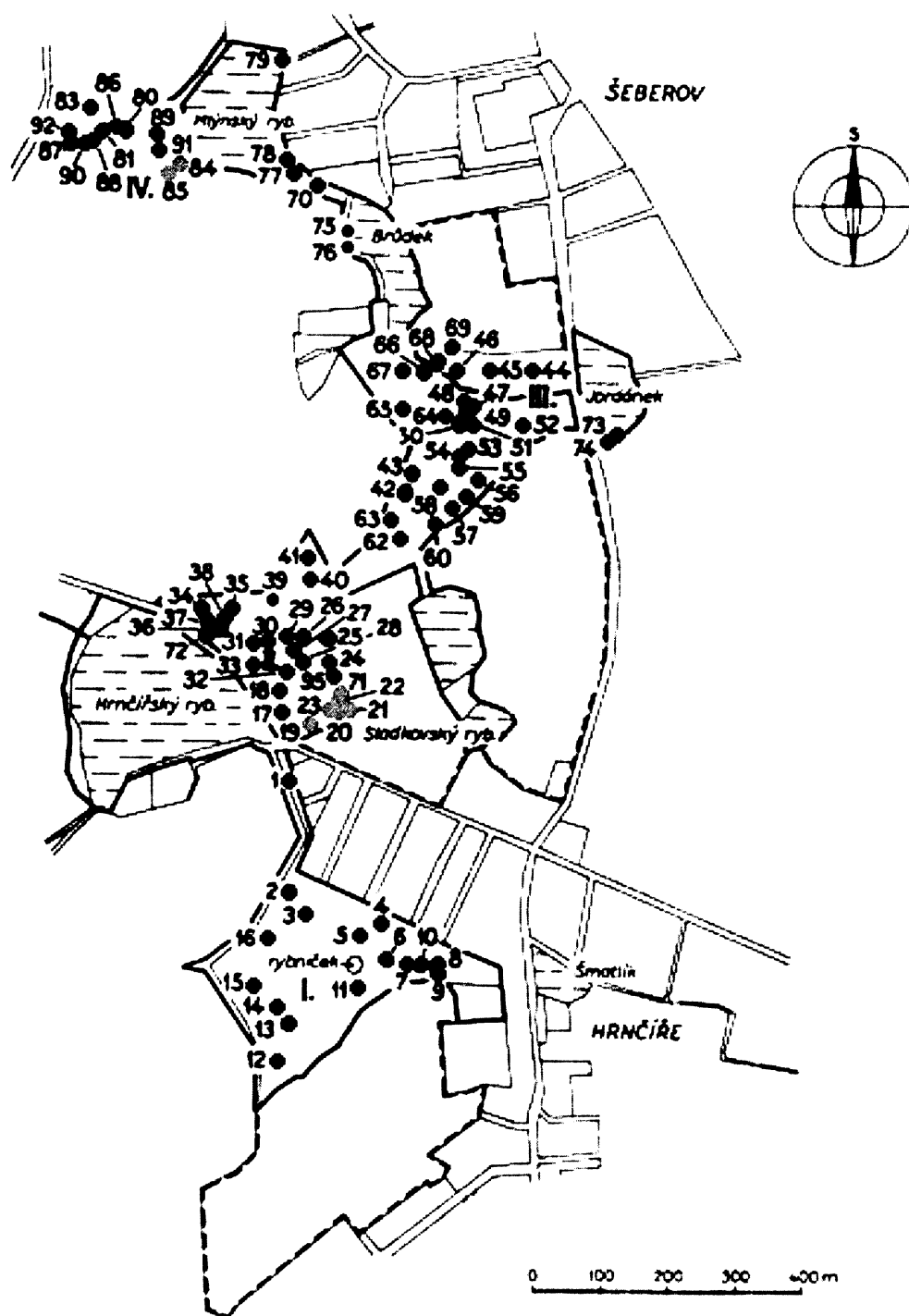
OBRÁZEK 5: UMÍSTĚNÍ NOVÝCH FYTOCENOLOGICKÝCH SNÍMKŮ V LINII VEDLE SEBE. KAŽDÝ ČTVEREC ZNÁZORŇUJE SAMOSTATNÝ FYTOCENOLOGICKÝ SNÍMEK.

U každé trojice snímků byla nejprve zvolena náhodným výběrem orientace podél osy trojice ke světovým stranám ve stupních. Náhodný výběr byl vždy proveden mezi těmito možnostmi: 0°, 30°, 60°, 90°, 120°, 150° a v terénu byl pomocí busoly veden směr orientace.

Souřadnice bodů, které byly získány překryvem mapových vrstev, byly v terénu dohledány pomocí přístroje GPS. Dohledaný bod byl vzat (pokud to bylo možné) jako střed linie snímků.

Snímky byly zaznamenány během května, června a července (vždy před první sečí) v letech 2005–2006. Takto bylo zapsáno celkem 201 snímků (na místech původních 70 snímků) a v nich zaznamenáno 213 taxonů cévnatých rostlin. Pečlivější čtenář se pravděpodobně bude ptát po zbývajících původních snímcích. Jak dokladuje mapa lokalit nově zaznamenaných snímků (viz Obr. 6; pro přehlednost je použita stará mapa lokalit fytoecnologických snímků), tak 8 snímků zmizelo kvůli rozorání, 9 snímků zmizelo nenávratně díky výstavbě nové vodní nádrže, 2 snímky nebyly nalezeny na původní mapě lokalit snímků

(snímek č. 61 a 82) a 3 snímky se nepodařilo dohledat ani v České národní fytoocenologické databázi ani v rezervační knize.



OBRÁZEK 6: MAPA LOKALIT NOVĚ ZAZNAMENANÝCH FYTOCENOLOGICKÝCH SNÍMKŮ. ČERVENÉ BODY – ZOPAKOVANÉ SNÍMKY, ČERNÉ BODY – NEZOPAKOVANÉ SNÍMKY, MODRÉ BODY – DNES NOVÁ VODNÍ NÁDRŽ, ZELENÉ BODY – DNES POLE. ČERNÁ TLUSTÁ LINIE – HRANICE CHRÁNĚNÉHO ÚZEMÍ V ROCE 1986, ČERNÁ ČÁRKOVANÁ LINIE – HRANICE OCHRANNÉHO PÁSMÁ V ROCE 1986.

Téměř každý snímek měl velikost 5×5 m. U těch původních snímků, kde byla velikost menší, pak byla velikost nových snímků totožná se starou, aby bylo možné snímky později vzájemně při analýzách porovnat. Vzhledem k tomu, že nebylo možné vždy zapsat tři snímky na dané lokalitě, tak v několika případech jsou provedeny zápisy pouze dvou snímků.

U každého snímku bylo zaznamenáno druhové složení a pokryvnost bylinného patra. Stromové a keřové patro bylo zaznamenáváno pouze v juvenilním stádiu (semenáčky). Aby nevznikly problémy v převodu mezi jinými stupnicemi, tak byla k vyjádření pokryvností použita rovněž jedenáctičlenná Domin-Hadačova stupnice (+, 1, 2, 3, 4, 5, 6, 7, 8, 9, 10).

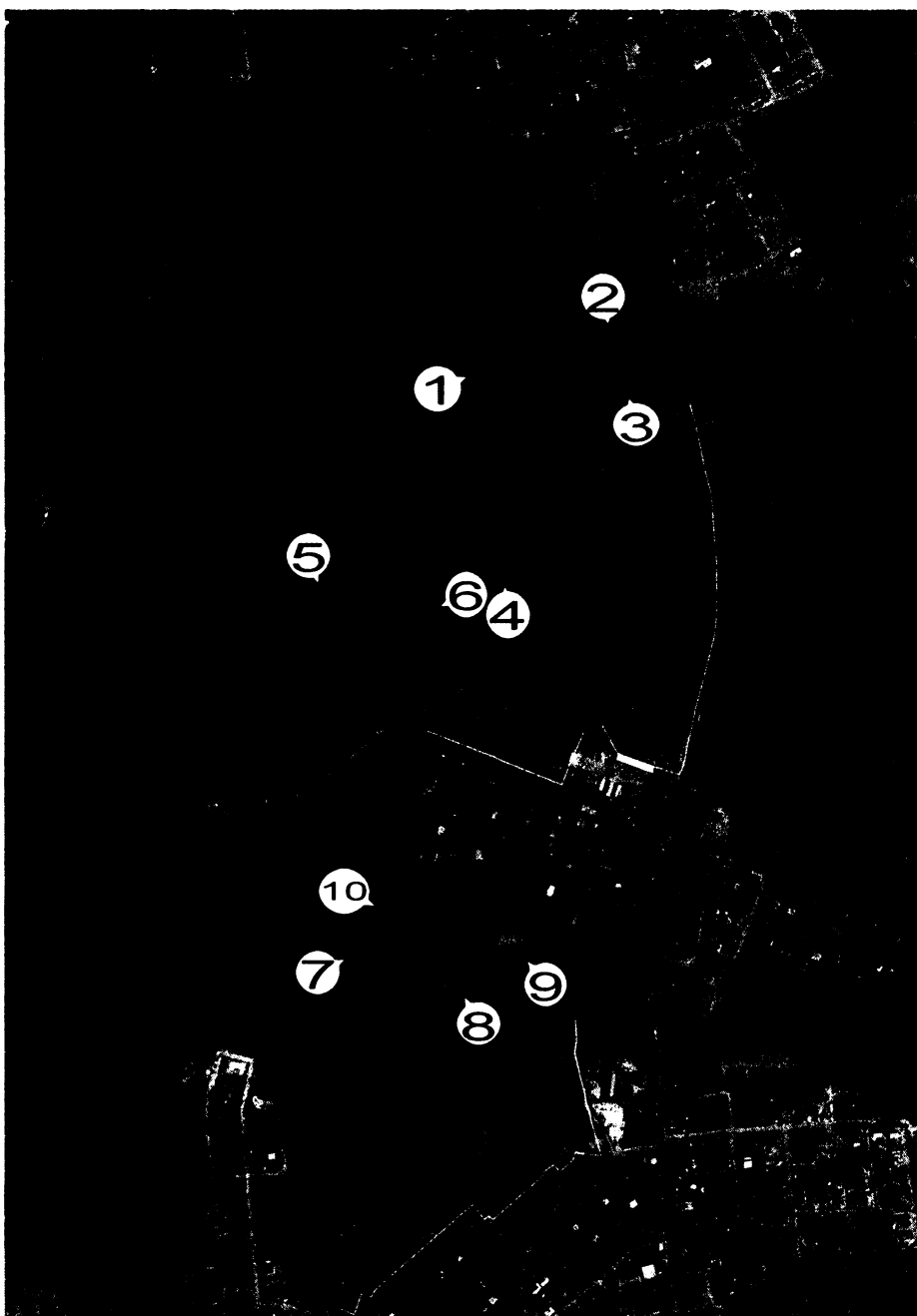
Nomenklatura taxonů, která byla použita ve snímcích, je uvedena podle publikace Klíč ke květeně ČR (Kubát et al. 2004) a je zároveň kompatibilní s nomenklaturou programu Turboveg for Windows 2.32 (Hennekens et Schaminée 2001), kde byl následně proveden zápis všech snímků.

3.1.4 Transekty

3.1.4.1 Výběr lokalit

Pro zjištění míry okrajového efektu, kterým je v tomto případě hlavně pole a ochranné pásmo (z části bývalé pole), s nimiž jsou louky v bezprostředním kontaktu, a které představují určité ohrožení pro dané území, bylo na jaře roku 2005 na území vytýčeno 10 transektů. Vytýčení bylo provedeno na základě předešlé znalosti terénu. Každý transekt byl v terénu označen zavařeninovým víčkem a hřebíkem (pro lehčí dohledatelnost v příštím roce) a jeho poloha byla zapsaná pomocí souřadnic získaných přístrojem GPS (viz Přílohy). Následně byly transekty zakresleny do mapy (Obr. 7).

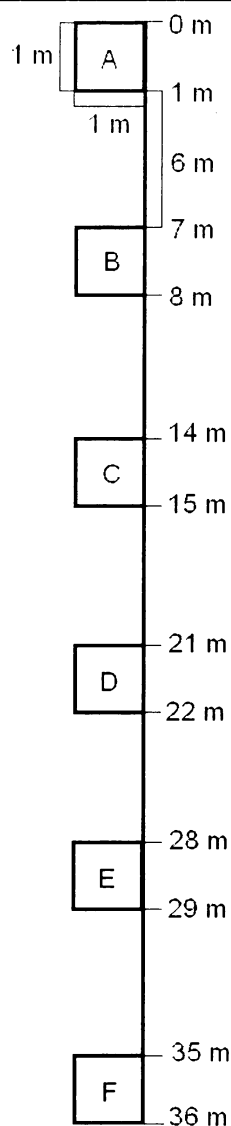
Vzhledem k tomu, že transekt č. 4 se vymykal ostatním transektům a vzniklo zde podezření na přítomnost navážky, což by mohlo znamenat narušení okrajového efektu a následné zkreslení dat, tak byl po odběru půdních vzorků a zápisu fytoocenologických snímků z dalšího zpracování vyřazen.



OBRÁZEK 7: MAPA TRANSEKTŮ. ČÍSLY JSOU OZNAČENY POZICE TRANSEKTŮ A ZOBÁNKY NAZNAČUJÍ SMĚR TRANSEKTŮ. ČERVENÁ LINIE – HRANICE CHRÁNĚNÉHO PÁSMÁ, ŽLUTÁ LINIE – HRANICE OCHRANNÉHO PÁSMÁ.

3.1.4.2 Popis transektu

Délka každého transektu je 36 m. Odběr půdních vzorků a zápis fytoocenologických snímků byly provedeny na plochách 1×1 m ve vzdálenosti 6 m (viz Obr. 8). Směr transektu je určen vždy tak, aby byl kolmý k danému rozhraní kultur (pole-louka, pole-ochranné pásmo, Obr. 9).



OBRAZEK 8: DESIGN TRANSEKTU. JEDNOTLIVÉ ČTVERCE OZNAČENY PÍSMENEM URČUJÍ MÍSTO ODBĚRU PŮDNÍCH VZORKŮ A ZÁPIS FYTOCENOLOGICKÝCH SNÍMKŮ.

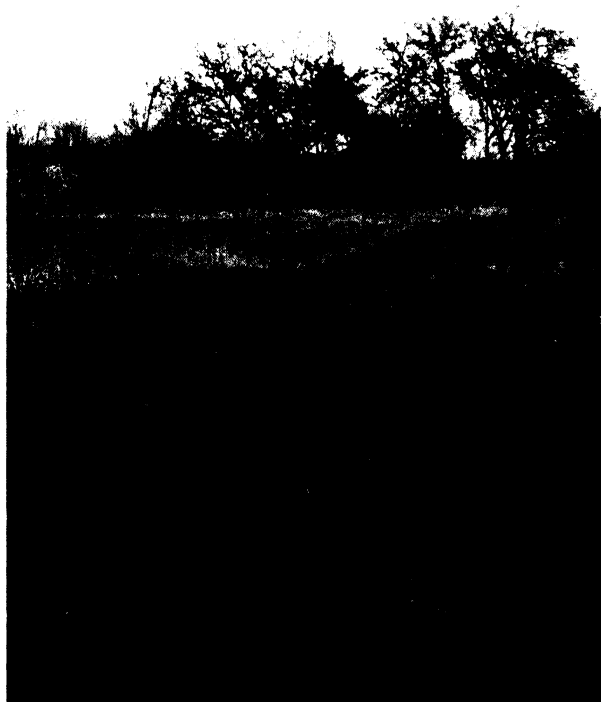
3.1.4.3 Fytcenologické snímky

Začátkem července roku 2006 (před první sečí) byl proveden zápis snímků na transektech. Na každém transektu bylo zaznamenáno 6 snímků o velikosti 1×1 m.

U každého snímku bylo zapsané druhové složení a pokryvnost bylinného patra. Aby zápis pokryvností byl co možná nejpřesnější, byla použita procentuelní stupnice od 1 do 100.

Celkově bylo zapsáno 60 snímků, z nichž po vyřazení transektu č. 4 bylo do analýz zařazeno 54 snímků. Celkem bylo zaznamenáno 102 taxonů cévnatých rostlin. Nomenklatura taxonů, která byla použita ve snímcích, byla zapsána podle publikace Klíč ke květeně ČR (Kubát et al. 2004) a je zároveň kompatibilní s nomenklaturou programu Turboveg for

Windows 2.32 (Hennekens et Schaminée 2001), kde byl následně proveden zápis všech snímků.



OBRAZEK 9: ZAČÁTEK TRANSEKTU JE NA ROZHRAŇÍ POLE-LOUKA. SMĚR TRANSEKTU JE KOLMÝ K TOMUTO ROZHRAŇÍ A SMĚŘUJE DO LOUKY.

3.1.4.4 Odběr půdních vzorků

Aby se ukázalo, jak velký vliv mají případné splachy z polí (hnojení) na vegetaci lučních porostů, tak byly na jaře roku 2005 před vegetační sezónou odebrány na transektech vzorky půd. K tomuto účelu byla použita vpichová sondýrka o délce asi 30 cm a průměru 2 cm.

Z plochy každého snímku na transektu (velikost 1×1 m) bylo přibližně z hloubky 10 cm (horizont A) odebráno 6 půdních vzorků. Celkově bylo odebráno 360 půdních vzorků.

3.1.4.5 Příprava půdních vzorků pro laboratorní analýzy

Půdní vzorky byly vysušeny na vzduchu za normální pokojové teploty. Takto vysušené půdní vzorky z jednoho snímku byly smíchány ve výsledný směsný vzorek (vždy 6 půdních vzorků z jednoho snímku tvořilo 1 směsný vzorek). Tím vzniklo 60 směsných vzorků (později vyřazeno 6 vzorků) a ze všech těchto směsných vzorků byla připravena 2 mm jemnozem (pro stanovení aktuálního pH, výměnného pH a přijatelného fosforu) a 0.1 mm jemnozem, která byla použita k elementární analýze C a N.

3.1.4.6 Laboratorní analýzy

Měření aktuálního a výměnného pH bylo provedeno v laboratoři geobotaniky přírodovědecké fakulty University Karlovy. Analýzy fosforu, uhlíku a dusíku byly provedeny Analytickou laboratoří Botanického ústavu AVČR v Průhonicích.

Stanovení aktuálního pH

Navážený vzorek 10g 2 mm jemnozeme byl spolu s pětinasobným množstvím deionizované vody extrahován po 15 minutách třepání na třepáčce. Po ustálení byla půdní suspenze měřena kombinovanou pH elektrodou.

Stanovení výměnného pH

Navážený vzorek 10g 2 mm jemnozeme byl spolu s pětinasobným množstvím 0.1 M roztoku KCl extrahován po 30 minutách třepání na třepáčce. Po ustálení byla půdní suspenze měřena kombinovanou pH elektrodou.

Stanovení přijatelného fosforu

Půdní vzorek (jemnozem 2 mm) byl extrahován 1 M roztokem kyselého uhličitanu sodného při pH 8.5 s přidavkem aktivního uhlí pro eliminaci zabarvení způsobeného

uvolněním humínových kyselin. Stanovení bylo provedeno fotometrickou metodou podle Olsena založenou na reakci fosforečnanů s molybdenanem amonným při použití reakční směsi s kyselinou sírovou, kyselinou askorbovou a vianem antimonylo-draselným (Olsen et al. 1954). Absorbance vzniklého modrého zbarvení byla měřena UV-vis spektrometrem Unicam UV-400 při 630nm. Výsledky byly přepočítány na 100 g půdy vysušené při 105°C.

Elementární analýzy C a N

Vysušený vzorek 0.1 mm jemnozeme byl navážen do cínových lodiček (navážka 10-30 mg) a automaticky aplikován do spalovací trubice analyzátoru CHN Carlo Erba NC 2500. Zde byl vzorek spálen v proudu čistého kyslíku (za přítomnosti oxidu chromitého jako katalyzátoru) při teplotě 1020°C. Vzniklé oxidy uhlíku a dusíku byly po průchodu spalovací trubicí vedeny redukčními trubicemi (Cu, 650°C) do separačních kolon, kde se oddělila voda a oxid uhličitý. Jako nosný plyn bylo použito helium. Obsah separovaných plynů byl sestaven vodivostním detektorem a pro vyhodnocení signálu byl použit software Eager 200 fy CE Instruments. Výsledky byly přepočítány na 100 g půdy vysušené při 105°C.

3.2 Klasifikace rostlinných společenstev

Aby mohla být zjištěna změna průměrné druhové bohatosti v rostlinných společenstvech, musela být nejprve provedena jejich klasifikace v programu Juice 6.4.54 (Tichý 2002).

Při klasifikaci byly nejprve vyzkoušeny tyto možnosti:

1. snímky podrobeny analýze Expertního systému vegetace České republiky (Kočí et al. 2003)
2. pokus o zařazení nových snímků dle původní klasifikace Fišerové a Bělohlávkové (1992)
3. subjektivní zařazení nových snímků a kontrola pomocí metody klastrové analýzy

První možnost ztroskotala na nedostatečné schopnosti expertních systémů při zařazení všech snímků do společenstev. Byla zařazena skupina snímků, ale převážná většina zůstala bez zařazení. Druhá možnost nebyla použita, poněvadž vznikla jistá pochybnost o správném

zařazení všech původních snímků (Blažková 1985), tudíž by se mohly vyskytnout chyby i v nové klasifikaci. Jako nejlepší řešení se ukázala možnost třetí, která byla následně použita.

Jako diagnostické druhy rostlinných společenstev byly určeny taxony na základě koeficientu Phi dle publikace Chytrého a Tichého (2003), který byl vypočítán pro vztah každého druhu ke každé třídě, svazu nebo podsvazu současné standardní klasifikace (Moravec et al. 1995, Moravec 1998-2000) a navíc byl pro analýzu využit reprezentativní soubor dat z České národní fytoecologické databáze (Chytrý et Rafajová 2003), která k datu výběru obsahovala 53 097 fytoecologických snímků (Chytrý et Tichý 2003). Fidelita, která je tímto koeficientem vyjádřena, představuje diagnostickou hodnotu druhu pro jednotlivé rostlinné společenstvo (Chytrý et al. 2007).

Dále byly subjektivně přiřazovány jednotlivé snímky ke společenstvům. Jako kontrola subjektivního rozřazení snímků byla použita referenční Wardova metoda klastrové analýzy (beta-flexibilní, parametr $\beta = -0.35$) v programu Syntax 2000 (Podani 2001), při níž byla standardní Euklidovská vzdálenost použita jako index podobnosti (Orloci 1967). Na základě vzniklé klastrové struktury bylo zkontrolováno subjektivní řazení každého snímku. Dále byla pro daná společenstva v programu Juice 6.4.54 (Tichý 2002) vyrobena synoptická tabulka zobrazující diagnostické druhy rozlišených rostlinných společenstev podle indexu fidelity Φ (testováno Fisherovým exaktním testem, průkazná hladina významnosti $p=0.01$) a synoptická tabulka zobrazující procentickou frekvenci druhů v rámci jednotlivých rostlinných společenstev.

3.3 Analýza datových souborů

K uložení fytoecologických snímků byl použit databázový program Turboveg for Windows 2.32 (Hennekens et Schaminée 2001).

Klasifikace rostlinných společenstev a výpočet průměrných Ellenbergových indikačních hodnot byly provedeny v programu Juice 6.4.54 (Tichý 2002).

Ordinace (Jongmann et al. 1987) byly použity k určení rozdílu mezi skupinami starých a nových snímků, k zjištění vlivu faktorů prostředí na vegetaci (obzvláště na její druhové složení) a k hodnocení půdních analýz. Použit byl program CANOCO for Windows 4.5 (Ter Braak et Šmilauer 2002).

Vytvoření matice podobností všech snímků bylo provedeno v programu Matlab 7.1. Tato matice byla dále použita ke zhodnocení míry prostorové heterogenity s použitím Mantelova testu.

K porovnání ekologických matic s maticí prostorových vzdáleností byl použit program PC-ORD 4.17 (McCune et Mefford 1999).

Data jednorozměrného typu byla analyzována pomocí programu NCSS (Hintze 2001).

Grafické výstupy byly provedeny v programu CanoDraw (Ter Braak et Šmilauer 2002), Statistica 6.0 (Statsoft 2003) a Excel (Microsoft Office 2007).

3.3.1 Změna v čase

Data nebylo zapotřebí standardizovat. Problém ovlivnění druhových vztahů, který by teoreticky mohl vzniknout na základě nesourodosti různých velikostí ploch, byl odstraněn použitím stejné velikosti ploch snímkané vegetace, jakou použily Fišerová s Bělohlávkovou (1992).

Pro zjištění časové změny byly vytvořeny skupiny snímků, z čehož každá skupina obsahuje vždy původní snímek zapsaný Fišerovou a Bělohlávkovou (Fišerová et Bělohlávková 1992) a tři nově zapsané snímky. Z celkového množství 271 snímků (70 původních a 201 nových) bylo pro analýzy použito 256 snímků (64 původních a 192 nových). Vzniklo tak celkem 64 skupin snímků.

Délka gradientu z nepřímé korespondenční analýzy (*detrended correspondence analysis*, DCA) byla větší než 4, proto byla použita unimodiální technika kanonické korespondenční analýzy (*canonical correspondence analysis*, CCA) (Ter Braak et Šmilauer 2002, Herben et Münzbergová 2003). V kanonické korespondenční analýze (CCA) byla snížena váha vzácných druhů (Lepš et Šmilauer 2003) a pro zjištění míry signifikance ($p < 0.05$) byl použit Monte Carlo permutační test (499 permutací, *reduced model*). Hodnoty proměnné prostředí byly randomizovány vůči hodnotám druhů ve snímcích v rámci jednotlivých skupin (*unrestricted permutation within blocks defined by covariables*). Kovariátami byly jednotlivé skupiny snímků, závislými proměnnými hodnoty druhů ve snímcích a testovanou nezávislou proměnnou byl čas.

Pro vizuální konfrontaci dat byl v programu CanoDraw (Ter Braak et Šmilauer 2002) vytvořen příslušný graf časové změny.

3.3.2 Variabilita v prostoru

Vzhledem k tomu, že nelze říci, který snímek z trojice nově zaznamenaných je svým druhovým složením nejbližší původnímu snímku, tak byla v programu Matlab 7.1 (pro velké množství dat nebylo možné využít program EXCEL 2003) vytvořena matice podobností všech snímků. Výpočet byl proveden na základě modifikace Steinhausova kvantitativního koeficientu (Motyka 1974 in Moravec et al. 1994), který dobře odpovídá intuitivnímu pohledu podobnosti (Mueller-Dombois et Ellenberg 1974):

$$IS = \frac{2 \sum c_{i \min}}{\sum A_i + \sum B_i} \times 100$$

IS je koeficient podobnosti dvou snímků, $\sum c_{i \min}$ je součet nižších hodnot pokryvnosti společných druhů, $\sum A_i$ je součet hodnot pokryvnosti (v %) druhů snímku A, $\sum B_i$ je součet hodnot pokryvnosti (v %) druhů snímku B.

Z matice podobnosti pak byly odečteny dva soubory snímků: soubor nejpodobnějších a soubor nejvzdálenějších (nejméně podobných) snímků oněm snímkům původním. Každý soubor zvlášť byl poté přiřazen k souboru původních snímků. Vznikly nové dva soubory: soubor nejpodobnější snímků - staré snímky (*nejpodobnější*) a soubor nejvzdálenější snímků - staré snímky (*nejvzdálenější*). V rámci každého souboru byly vytvořeny skupiny snímků. V každé skupině je jeden snímek původní a jeden snímek nejpodobnější/nejvzdálenější. Oba soubory obsahují 64 skupin, protože při odečítání souborů nejpodobnějších a nejvzdálenějších snímků z matice podobnosti existovaly snímky, které nebyly vůbec podobné snímkům původním.

Pro zjištění míry prostorové variability mezi souborem *nejpodobnější* a *nejvzdálenější* byly provedeny dvě analýzy, které byly vzájemně porovnány. Délka gradientu z nepřímé korespondenční analýzy (DCA) byla pro oba soubory větší než 4, proto byla u obou souborů použita unimodiální technika kanonické korespondenční analýzy (Ter Braak et Šmilauer 2002, Herben et Münzbergová 2003). V kanonické korespondenční analýze (CCA) byla snížena váha vzácných druhů a pro zjištění míry signifikance ($p < 0.05$) byl použit Monte Carlo

permutační test (499 permutací, *reduced model*). Hodnoty proměnné prostředí byly randomizovány vůči hodnotám druhů ve snímcích v rámci jednotlivých skupin (*unrestricted permutation within blocks defined by covariables*). Kovariátami byly skupiny snímků, závislými proměnnými hodnoty druhů ve snímcích a testovanou nezávislou proměnnou byl čas.

3.3.3 Míra homogenity porostů (1986 vs. 2006)

Ke zjištění, zda došlo během dvaceti let k homogenizaci porostů (zjištění prostorových vzdáleností), byl v programu PC-ORD 4.17 proveden Mantelův test. Mantelův test je často užívaný k testování korelace mezi dvěma maticemi vzdáleností permutační metodou (Sokal et Rohlf 1995, Cressie 1993, Fortin et Gurevitch 1993, Legendre et Fortin 1989, Ver Hoef et Cressie 1993). Ke změření míry závislosti mezi dvěma maticemi se používá Pearsonův korelační koeficient. V programu PC-ORD byla k výpočtu použita standardizovaná Mantelova statistika (r) (Sokal et Rohlf 1995), která nabývá hodnot od -1 do 1.

Nejprve byly z matice podobnosti všech snímků (viz kapitola 3.3.2) v programu EXCEL 2007 vytvořeny tři matice ekologických vzdáleností snímků (matice podobnosti původních snímků, matice podobnosti nejpodobnějších snímků a matice podobnosti nevzdálenějších snímků). V programu Matlab 7.1 byla spočítána matice prostorových vzdáleností snímků. Dále byly v programu PC-ORD 4.17 spočítány standardizované Mantelovy statistiky (r) pro matici podobnosti původních snímků a matici prostorových vzdáleností snímků; matici podobnosti nejpodobnějších snímků a matici prostorových vzdáleností snímků; matici podobnosti nevzdálenějších snímků a matici prostorových vzdáleností snímků. Celkově tak byly spočítány tři standardizované Mantelovy statistiky (r).

3.3.4 Změna druhů (1986 vs. 2006)

Pro zjištění změny v čase u jednotlivých druhů (Hédl 2004) byla pro každý druh spočtena frekvence výskytu ve starých i v nových snímcích. V programu Juice 6.4.54 (Tichý 2002) byla vytvořena synoptická tabulka zobrazující procentickou frekvenci výskytu

jednotlivých druhů. Následně byla v programu Excel 2007 pro každý druh spočítána relativní změna frekvence druhů, a to podle vzorce:

$$C = \pm \left(100 - \frac{F_b}{\frac{F_a}{100}} \right) [\%]$$

C je relativní změna frekvence druhů, F_a je frekvence v té skupině, kde je druhová frekvence vyšší, F_b je frekvence ve druhé skupině. Skupinami jsou soubory starých a nových snímků. Znaménkem mínus je označen pokles zastoupení druhů ve skupině.

3.3.5 Změna průměrné druhové bohatosti v rostlinných společenstvech

Ke zjištění průměrné druhové bohatosti v rostlinných společenstvech v letech 1986 a 2006 (Černý 1999) byly v programu Juice 6.4.54 (Tichý 2002) zjištěny průměrné počty druhů (PPD) pro jednotlivá společenstva v daných letech. Dále byly zjištěny celkové počty druhů (CPD), minimální a maximální počet druhů ve snímku a počty snímků, ke kterým byly PPD spočítány. Pro starý soubor snímků byla použita originální klasifikace provedená autorkami Fišerovou a Bělohlávkovou (1992) a nový soubor snímků byl klasifikován výše zmíněnou metodou (viz kapitola 3.2). V programu Excel 2007 pak byla vytvořena shrnující tabulka této komparativní syntézy.

3.3.6 Podmínky prostředí (1986 vs. 2006)

Analýza podmínek prostředí byla provedena nepřímo na základě Ellenbergových indikačních hodnot (EIH) (Ellenberg 1988). V metodickém přístupu byly následovány publikace Sokal et Rohlf (1995) a Hédli (2004). Ke zhodnocení podmínek prostředí bylo vybráno šest parametrů, jimiž jsou světlo ($L = Lichtzahl$), teplota ($T = Temperaturzahl$), kontinentalita ($K = Kontinentalitätzahl$), půdní vlhkost ($F = Feuchtezahl$), půdní reakce ($R = Reaktionszahl$) a obsah živin v půdě ($N = Stickstoffzahl$), přičemž parametr L nabývá EIH od 1 (rostoucí v hlubokém stínu) do 9 (rostoucí při plném ozáření), parametr T od 1 (rostoucí v chladných oblastech) do 9 (rostoucí v extrémně teplých oblastech), parametr K od 1 (rostoucí v oceanickém klimatu) do 9 (rostoucí v kontinentálním klimatu), parametr F od 1

(rostoucí v extrémním suchu) do 12 (rostoucí při stálém zaplavení), parametr R od 1 (rostoucí na bazických substrátech) do 9 (rostoucí na kyselých substrátech) a parametr N od 1 (rostoucí na živinami chudých substrátech) do 9 (rostoucí na živinami bohatých substrátech). Parametr R je zde uvažován jako celkový obsah vápníku v půdě (dle Schaffers et Sýkora 2000) a parametr N jako celkový obsah živin (Hill et Carey's 1997, Schaffers et Sýkora 2000) a s ním spojená produkce biomasy rostlin (srovnání vůči originálnímu pojetí Ellenberga 1988).

Přes snímky

V programu Juice 6.4.54 (Tichý 2002) byla pro každý snímek (celkem 256 snímků) spočítána průměrná EIH daného parametru (L, T, K, F, R, N).

Protože cílem analýzy bylo zhodnocení podmínek prostředí (vytvořených na základě snímkového materiálu) v roce 1986 a 2006, tak byly v programu Statistica 6.0 (Stassoft 2003) sestrojeny krabicové diagramy („*box plots*“) zobrazující vlastnosti stanoviště pro oba roky. Výsledné grafy zobrazují medián, horní a dolní kvartil, 95% konfidenční intervaly a u některých grafů jsou zobrazeny odlehlé hodnoty.

Ke statistickému zhodnocení skupin starých a nových snímků (64 starých, 192 nových) byl v programu NCSS (Hintze 2001) proveden neparametrický Mann-Whitney test (Zvára 2003, Hédl 2004). Pro páry původních a nejpodobnějších snímků oněm snímků původním (celkem 64 párů) byl proveden jednovýběrový Wilcoxonův test (Zvára 2003, Hédl 2004), který je určen Euklidovskou vzdáleností mezi snímky. Pro přehlednost byla v programu EXCEL 2007 vytvořena tabulka k analýzám.

Přes druhy

Pro ukázkou trendů jednotlivých parametrů prostředí (L, T, K, F, R, N) (Hédl 2004) byly v programu Juice 6.4.54 (Tichý 2002) získány EIH pro všechny druhy. Druh, u kterého není EIH pro daný parametr známa, nebyl do analýzy a následného grafického zobrazení zařazen. Pro parametr L byla známa EIH u 206 rostlinných druhů, pro parametr T u 138 rostlinných druhů, pro parametr K u 167 rostlinných druhů, pro parametr F u 195 rostlinných druhů, pro

parametr R u 135 rostlinných druhů a pro parametr N u 189 rostlinných druhů. Z pohledu kvantity dat a vypovídací schopnosti výsledků se jedná o dostatečně věrohodné soubory.

Známé EIH jednotlivých druhů byly vyneseny vůči skóru druhů získaného z kanonické korespondenční analýzy (CCA) (Hédl 2004) a pomocí metody nejmenších čtverců bylo v programu Statistica 6.0 (Statsoft 2003) zhotoveno šest diagramů rozptylu (vždy jeden pro daný parametr prostředí).

3.3.7 Diverzita cévnatých rostlin (1986 vs. 2006)

Ke zjištění změny druhové diverzity v letech 1986 a 2006 byl nejprve pro každý snímek v programu Juice 6.4.54 (Tichý 2006) spočítán Shannon-Wienerův index diverzity. Shannon-Wienerův index diverzity je jeden z několika indexů, které jsou použity pro měření biodiverzity (Hill 1973, Moravec 2000, Zvára 2003, Tichý 2006) a byl vypočítán podle vzorce:

$$H' = - \sum_{i=1}^s p_i \ln p_i$$

S je počet druhů ve snímku a p_i je podíl pokryvnosti druhu i a celkové pokryvnosti všech druhů.

V programu Statistica 6.0 (Statsoft 2003) byly sestrojeny krabicové diagramy („box plots“) zobrazující změnu druhové diverzity v obou letech. Výsledné grafy zobrazují medián, horní a dolní kvartil, 95% konfidenční intervaly a u některých grafů jsou zobrazeny i odlehlé hodnoty.

Statistické zhodnocení skupin starých a nových snímků (64 starých, 192 nových) bylo provedeno neparametrickým Mann-Whitney testem (Zvára 2003) v programu NCSS (Hintze 2001). Pro páry původních a nejpodobnějších snímků oněm snímků původním (celkem 64 párů) byl proveden jednovýběrový Wilcoxonův test (Zvára 2003), který je určen Euklidovskou vzdáleností mezi snímky.

3.3.8 Chemické vlastnosti půd podél transektů

Charakteristika chemických vlastností půd byla provedena na základě laboratorně stanovených hodnot pro pH aktivní i výměnné, obsah dusíku, obsah přijatelného fosforu, obsah uhlíku a poměr C/N. Pro představu, jak se tyto hodnoty mění podél celé délky transektu, byly pro každou půdní analýzu v programu EXCEL 2007 vytvořeny grafy, ve kterých jsou vynášeny spočítané aritmetické průměry laboratorně stanovených hodnot proti metrům půdních odběrů.

3.3.9 Změna půdních vlastností podél transektů

Přímo pomocí laboratorních hodnot

Cílem analýzy bylo zjistit, zda se s přibývajícím vzdáleností od okraje (pole-louka, pole-ochranné pásmo) do středu luk mění chemické vlastnosti půdy.

Na základě krátké délky gradientu z nepřímé korespondenční analýzy (DCA) a struktury datového souboru (Ter Braak et Šmilauer 2002, Herben et Münzbergová 2003) byla použita lineární technika redundanční analýzy (RDA) (Ter Braak et Šmilauer 2002, Herben et Münzbergová 2003). Byla provedena standardizace přes druhy a pro zjištění míry signifikance ($p < 0.05$) byl použit Monte Carlo permutační test (499 permutací, *reduced model, unrestricted permutation*). Testovanou nezávislou proměnnou prostředí byla vzdálenost a závislými proměnnými byly hodnoty půdních analýz (pH aktivní i výměnné, obsah dusíku, obsah přijatelného fosforu, obsah uhlíku a poměr C/N).

Nepřímo pomocí Ellenbergových indikačních hodnot (EIH)

Účelem analýzy bylo zjistit, jestli se s přibývajícím vzdáleností od okraje (pole-louka, pole-ochranné pásmo) do středu luk mění také EIH.

Na základě krátké délky gradientu z nepřímé korespondenční analýzy (DCA) a struktury datového souboru (Ter Braak et Šmilauer 2002, Herben et Münzbergová 2003) byla použita lineární technika redundanční analýzy (RDA) (Ter Braak et Šmilauer 2002, Herben et Münzbergová 2003). Byla provedena standardizace přes druhy a pro zjištění míry

signifikance ($p < 0.05$) byl použit Monte Carlo permutační test (499 permutací, *reduced model, unrestricted permutation*). Testovanou nezávislou proměnnou prostředí byla vzdálenost a závislými proměnnými byly EIH pro světlo ($L = \text{Lichtzahl}$), teplotu ($T = \text{Temperaturzahl}$), půdní vlhkost ($F = \text{Feuchtezahl}$), půdní reakci ($R = \text{Reaktionszahl}$) a obsah živin v půdě ($N = \text{Stickstoffzahl}$).

Pomocí laboratorních hodnot i EIH

Záměrem bylo zjistit, jestli se se vzdáleností průkazně mění hodnoty půdy jak přímo laboratorně naměřené tak nepřímo stanovené pomocí EIH. Proč ale provádět třetí analýzu podobného typu, když byla změna vlastností ukázaná pomocí dvou předchozích? Zde se při grafickém zobrazení projeví, na kolik jsou nepřímo stanovené EIH spolehlivé a jak kolidují s měřeními půd standardními laboratorními metodami.

Na základě krátké délky gradientu z nepřímé korespondenční analýzy (DCA) a na základě struktury datového souboru byla použita lineární technika redundanční analýzy (RDA). Byla provedena standardizace přes druhy a ke zjištění míry signifikance ($p < 0.05$) byl použit Monte Carlo permutační test (499 permutací, *reduced model, unrestricted permutation*). Testovanou nezávislou proměnnou prostředí byla vzdálenost a závislými proměnnými byly EIH pro světlo, teplotu, půdní vlhkost, půdní reakci, obsah živin v půdě a laboratorně změřené půdní analýzy (pH aktivní i výměnné, obsah dusíku, obsah přijatelného fosforu, obsah uhlíku a poměr C/N).

Pro vizuální konfrontaci dat byl v programu CanoDraw (Ter Braak et Šmilauer 2002) vytvořen odpovídající graf.

3.3.10 Změna druhového složení podél transektů

Cílem analýzy bylo zjistit, zda existuje závislost mezi vzdáleností (od okraje luk směrem do jejich středu) a složením cévnatých rostlin. Na základě délky gradientu z nepřímé korespondenční analýzy (DCA) a na základě struktury datového souboru byla tato závislost testována pomocí kanonické korespondenční analýzy (CCA) se snížením váhy vzácných druhů.

Data byla odmocninově transformována a pro zjištění míry signifikance ($p < 0.05$) byl použit Monte Carlo permutační test (499 permutací, *reduced model*). Testovanou nezávislou proměnnou prostředí byla vzdálenost a závislými proměnnými byly pokryvnosti druhů ve snímcích. Jako kovariáty byly použity jednotlivé transekty. Hodnoty proměnné prostředí byly randomizovány vůči všem hodnotám druhů ve snímcích v rámci jednotlivých transektů (*unrestricted permutation within blocks defined by covariables*).

3.3.11 Vliv chemických vlastností na druhové složení

Ke zjištění toho, jak se mění druhové složení v závislosti na půdních vlastnostech, byla nejprve pomocí nepřímé korespondenční analýzy (DCA) zjištěna délka gradientu jednotlivých os a na jejím základě byla data testována pomocí kanonické korespondenční analýzy (CCA) se snížením váhy vzácných druhů.

Nejprve bylo v rámci skupiny laboratorně naměřených hodnot (aktivní a výměnné pH, obsah dusíku, obsah přijatelného fosforu, obsah uhlíku a poměr C/N) pomocí postupného výběru (*forward selection*) kanonické korespondenční analýzy (CCA) zjištěno, které proměnné jsou signifikantně vysvětlující. Do dalších analýz byly zahrnuty pouze proměnné, jejichž vliv na složení vegetace byl průkazný na hladině $p < 0.05$ (Monte Carlo permutační test, 499 permutací, *reduced model*).

Vliv těchto proměnných byl dále testován kanonickou korespondenční analýzou (CCA) s odmocninovou transformací a se snížením váhy vzácných druhů. Pro zjištění míry signifikance ($p < 0.05$) byl použit Monte Carlo permutační test (499 permutací, *reduced model*). Testovanými nezávislými proměnnými prostředí byly vysvětlující proměnné půdních analýz (obsah přijatelného fosforu a obsah uhlíku) a závislými proměnnými byly hodnoty druhů ve snímcích. Jako kovariáty byly použity jednotlivé transekty. Hodnoty proměnné prostředí byly randomizovány tak, aby se zachovala závislost jednotlivých ploch transektu (*cyclic shift for time series or linear transect, blocks defined by covariables*).

Pro vizuální konfrontaci dat byl v programu CanoDraw (Ter Braak et Šmilauer 2002) vytvořen příslušný graf, ve kterém byly jako doplňující proměnné (*supplementary*) použity EIH.

3.3.12 Druhová diverzita cévnatých rostlin podél transektů

Cílem analýzy bylo zjistit, jak se mění druhová diverzita cévnatých rostlin od okraje luk směrem do jejich středu.

Druhová diverzita byla spočítána pro každý snímek v programu Juice 6.4.54 (Tichý 2006) pomocí Shannon-Wienerův indexu diverzity H' (viz kapitola 3.3.7).

Průkaznost vlivu vzdálenosti byla testována analýzou kovariance (ANCOVA) na hladině významnosti 5%. Při testování byla diverzita brána jako závislá proměnná, transekt jako faktor a vzdálenost jako kovariáta. Analýza byla spočítána v programu NCSS (Hintze 2001). Grafické zobrazení lineární závislosti bylo provedeno v programu STATISTICA 6.0 (Statsoft 2003).

3.3.13 Změna dominantních druhů cévnatých rostlin podél transektů

Pro jedenáct nejčastěji se vyskytujících druhů podél celého transektu byly v programu EXCEL 2007 vyneseny křivky jejich výskytu. Byly vynášeny aritmetické průměry pokryvnosti druhů v daném místě zápisu na transektu.

3.3.14 Změna vybraných druhů cévnatých rostlin v čase a v prostoru zobrazena pomocí geografických informačních systémů (GIS)

Pro vybrané druhy cévnatých rostlin byly vytvořeny v aplikaci programu GIS mapy rozšíření daných druhů s intenzitou jejich výskytu. Byly vybírány druhy diagnostické pro jednotlivá společenstva. K zobrazení bylo celkem vybráno devět druhů.

Nejprve byla vytvořena mapa rozšíření daných druhů (pro každý druh zvlášť) v minulosti. Dále byla vytvořena mapa zobrazující průměry výskytu jednotlivých druhů (pro každý druh zvlášť) v současnosti. Průměr každého druhu byl spočítán jako aritmetický průměr pokryvnosti daného druhu v každé trojici nově vytvořených snímků.

4 Výsledky

4.1 Změna v čase

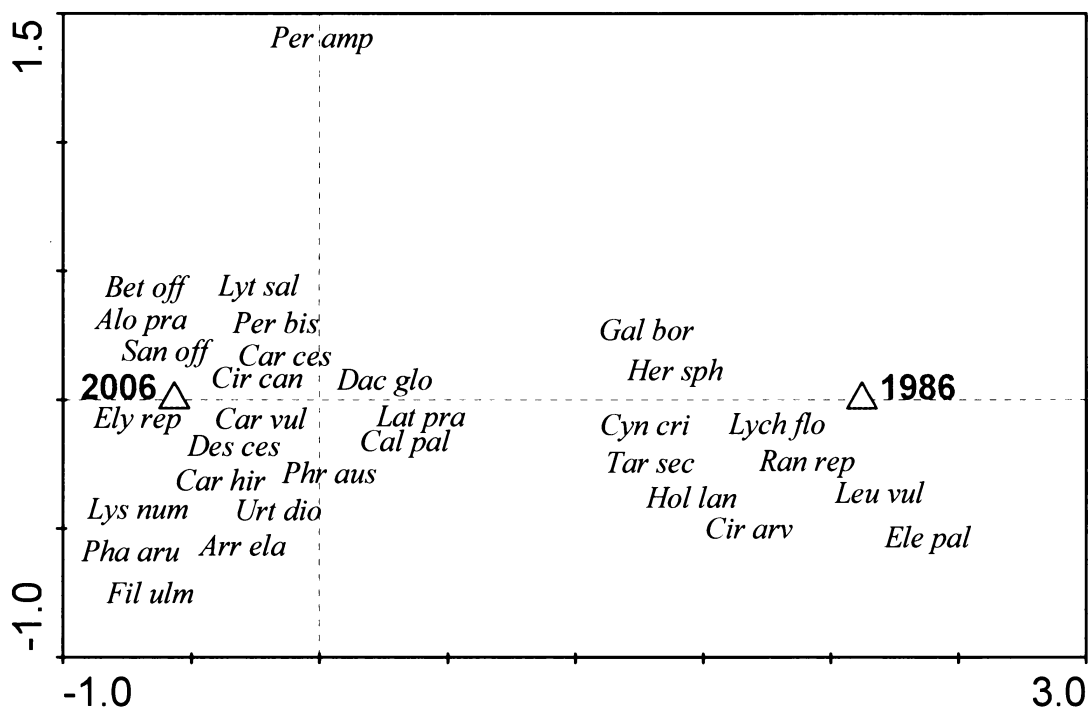
Délka gradientu z nepřímé korespondenční analýzy (DCA) byla v rozsahu 5.296 jednotky směrodatné odchylky.

Permutační test kanonické korespondenční analýzy (CCA, snížení váhy vzácných druhů, hladina signifikance 5%) byl vysoce signifikantní ($p = 0,002$, $F = 3,371$). Čas (po odečtení vlivu kovariát) vysvětlil 1,7 % z celkové variability a kovariáty (skupiny snímků) vysvětlily 65,3% z celkové variability souboru dat.

Obrázek 10 znázorňuje druhy s výraznou intenzitou změny v průběhu sledovaného časového období.

V roce 2006 je patrný hojný výskyt obtížného plevelu *Elymus repens* a konkurenčně silných nitrofilních druhů (*Urtica dioica*, *Dactylis glomerata*, *Persicaria bistorta*). Dochází k šíření mohutných bahenních travin (*Phragmites australis*, *Phalaris arundinacea*), druhů indikujících vlhká eutrofní stanoviště (*Persicaria amphibia*) a vlhká lada (*Filipendula ulmaria*) a dominantních druhů aluviálních luk (*Alopecurus pratensis*, *Deschampsia cespitosa*, *Lysimachia nummularia*). Rozrůstají se širokolisté byliny (*Cirsium canum*, *Caltha palustris*) a vysoké ostřice (*Carex vulpina*, *Carex cespitosa*) charakteristické pro stanoviště vlhkých luk. Je zaznamenán i výskyt druhů indikujících střídavé zamokření (*Betonica officinalis*) a mezofilní typy porostů (*Arrhenatherum elatius*)

V roce 1986 se vyskytovaly převážně vlhkomilné byliny rostoucí na živinami bohatých místech (*Heracleum sphondylium*, *Ranunculus repens*) a druhy eutrofních bahnitých substrátů (*Eleocharis palustris* agg.). Kromě typicky vlhkomilných druhů (*Lychnis flos-cuculi*) se vyskytovaly druhy indikující střídavé zamokření (*Galium boreale*) a sušší místa (*Leucanthemum vulgare* agg.). Charakteristický byl i výskyt ruderálních druhů (*Cirsium arvense*, *Taraxacum* sect. *Ruderalia*).



OBRÁZEK 10: ZMĚNA CÉVNATÝCH DRUHŮ ROSTLIN V ČASE (CCA, SKUPINY SNÍMKŮ JAKO KOVARIÁTY, $p = 0,002$, $F = 3,371$). 1986: $N = 64$ SNÍMKŮ, 2006: $N = 192$ SNÍMKŮ. VYBRÁNY JSOU DRUHY S VELKOU INTENZITOU VÝSKYTU A VÝRAZNOU ZMĚNOU. PRVNÍ OSA VYSVĚTLILA 1,1% CELKOVÉ VARIABILITY DAT. ZKRATKY DRUHŮ VIZ PŘÍLOHA.

4.2 Variabilita v prostoru

Délka gradientu z nepřímé korespondenční analýzy (DCA) byla pro soubor *nejpodobnější* v rozsahu 4,569 jednotky směrodatné odchylky a pro soubor *nejvzdálenější* v rozsahu 4,525.

Permutační test kanonické korespondenční analýzy (CCA, snížení váhy vzácných druhů, hladina signifikance 5%) byl u obou souborů neprůkazný (*nejpodobnější*: $p = 0,216$, $F = 1,174$; *nejvzdálenější*: $p = 0,206$, $F = 1,157$). Čas (po odečtení vlivu kovariát) vysvětlil u souboru *nejpodobnější* 1,815% z celkové variability souboru dat a u souboru *nejvzdálenější* 1,815% a kovariáty vysvětlily 51,1% u *nejpodobnější* a 50,2% u *nejvzdálenější*.

Rozdíl mezi variabilitou *nejpodobnějších* a *nejvzdálenějších* snímků podle proměnné ČAS je minimální a pro další analýzy hraje tudíž zachycená prostorová variabilita porostů v současnosti zanedbatelnou roli. Nalezená signifikantní změna v testu CCA všech snímků

podle času tedy není zkruslena významnější různorodostí porostů v místě předpokládaného výskytu starého zápisu.

4.3 Míra homogenity porostů (1986 vs. 2006)

Standardizovaná Mantelova statistika (r) pro matici podobnosti původních snímků a matici prostorových vzdáleností snímků je $r = -0,026895$ ($p = 0,002$, $t = -3,0874$, $Z = 1,16 \times 10^4$), pro matici podobnosti nejpodobnějších snímků a matici prostorových vzdáleností snímků je $r = -0,062439$ ($p < 0,001$, $t = -3,8572$, $Z = 1,117 \times 10^4$), pro matici podobnosti nevzdálenějších snímků a matici prostorových vzdáleností snímků je $r = -0,113816$ ($p < 0,001$, $t = -4,9328$, $Z = 1,053 \times 10^4$).

Při porovnání korelačních koeficientů lze usuzovat nynější mírný nárůst heterogenity porostů (čím je korelační koeficient zápornější, tím míra nepodobnosti mezi oběma maticemi vzrůstá).

4.4 Změna druhů (1986 vs. 2006)

Změna druhů je zachycena v Tabulce 1, která ukazuje druhy, jenž z porostů rostlinných společenstev v průběhu času vymizely, druhy, které z porostů ubývají, a ty, které zůstávají v průběhu času svým výskytem v porostech nezměněny. Dále jsou zachyceny druhy, které začínají v porostech přibývat a také ty, které se objevují zcela nově.

Druhy zmizelé z porostů jsou převážně druhy vlhkých stanovišť, např. *Epilobium hirsutum*, *Peucedanum palustre*, *Cirsium rivulare*, *Lycopus europaeus*, *Senecio aquaticus*, *Myosotis palustris* agg., *Cirsium oleraceum*, a druhy snázející občasnú narušení a rozvolněnější porostní strukturu jako *Hypochaeris radicata*, *Leontodon hispidus*, *Trifolium repens*.

Druhy ubývající jsou rovněž druhy vlhkých stanovišť, např. *Angelica sylvestris*, *Eleocharis palustris* agg., *Typha angustifolia*, *Achillea ptarmica*, *Glyceria fluitans*, *Iris sibirica*, *Symphytum officinale*, *Typha latifolia*, *Ranunculus repens*, *Juncus articulatus*, *Lychnis flocculi*, *Ranunculus flammula*, *Carex disticha*, *Solanum dulcamara*, *Carex panicea*, *Carex nigra*, *Thalictrum lucidum*. Déle zde patří druhy rostoucí na živinami bohatých půdách jako *Armoracia rusticana*, *Symphytum officinale*, *Anthriscus sylvestris*, *Rumex obtusifolius*, *Heracleum sphondylium*, *Solanum dulcamara*, *Ranunculus repens*, *Taraxacum sect. Ruderalia*

a druhy snášejí časté narušování jako *Achillea millefolium*, *Trifolium hybridum* a *Trifolium pratense*. Ustupují však i druhy mezofilních a sušších stanovišť jako *Leucanthemum vulgare* agg., *Campanula patula*, *Lotus corniculatus*, *Veronica chamaedrys*, *Leontodon autumnalis*, *Vicia sepium*, *Galium mollugo*, *Anthriscus sylvestris*, *Plantago lanceolata*, *Cirsium arvense*, *Cynosorus cristatus*, *Stellaria graminea*, *Cerastium holosteoides* a druhy indikující střídavé zamokření jako *Galium boreale* a *Serratula tinctoria*.

Rostlinná společenstva, která se v území vyskytují dnes, obsahují také celou řadu vlhkomilných druhů jako jsou *Galium uliginosum*, *Cirsium canum*, *Carex vulpina*, *Carex acutiformis*, *Cirsium palustre*, *Persicaria amphibia*, *Phalaris arundinacea*, *Carex cespitosa*, *Lythrum salicaria*, *Phragmites australis*, *Galium palustre*, *Glyceria maxima*, *Filipendula ulmaria*, *Poa palustris*, *Persicaria bistorta*, *Carex acuta*, *Juncus conglomeratus*, *Lysimachia vulgaris*, *Caltha palustris*, přibývá však mezi nimi zvláště skupina širokolistých vzrůstavějších druhů jako jsou *Caltha palustris*, *Persicaria bistorta*, *Filipendula ulmaria*, *Sanguisorba officinalis*, *Geranium pratense*, *Cirsium palustre*, *Cirsium canum*. Dále mezi přibývajícím druhy náleží dominantní traviny vyššího vzrůstu jako jsou *Dactylis glomerata*, *Alopecurus pratensis*, *Arrhenatherum elatius*, *Deschampsia cespitosa*, mohutné bahenní traviny jako *Phragmites australis*, *Phalaris arundinacea*, *Glyceria maxima* a doprovodné mokřadní druhy jako *Lythrum salicaria*, *Galium palustre*, *Calystegia sepium*, *Persicaria amphibia*. Dochází k rozrůstání porostů vysokých ostřic jako *Carex vulpina*, *Carex acutiformis*, *Carex cespitosa*, *Carex acuta* a druhů provázejících tato společenstva jako *Poa palustris*, *Galium palustre*, *Lythrum salicaria*, *Lysimachia nummularia*.

Nově se objevuje pár vlhkomilných druhů jako *Epilobium tetragonum*, *Myosoton aquaticum*, *Juncus effusus*, *Carex leporina*, ale převažují hlavně druhy mezofilních a sušších stanovišť jako *Saxifraga granulata*, *Rosa canina*, *Geum urbanum*, *Medicago sativa*, *Lolium perenne*, *Galium verum*, *Chenopodium album*, *Avenula pubescens*, *Phleum pratense*, *Hypericum perforatum*, *Galeopsis pubescens*, *Carex praecox*, *Arctium tomentosum*, *Alchemilla vulgaris* agg. Nově se začíná šířit obtížný plevel *Elymus repens* a druh zarůstající nesekané plochy lučních stanovišť *Calamagrostis epigejos*. Je zachycen výskyt nových ruderálních druhů rostoucích na živinami bohatých půdách jako *Geum urbanum*, *Chenopodium album*, *Arctium tomentosum*. V rostlinných porostech byl nově zaznamenán výskyt semenáčků *Fraxinus excelsior*, typického pro porosty stěmchových jasenin (*Pruno-Fraxinetum*).

TABULKA 1: FREKVENCE VÝSKYTU ROSTLINNÝCH DRUHŮ (213 DRUHŮ CÉVANTÝCH ROSTLIN) V LETECH 1986 A 2006 A JEJICH RELATIVNÍ ZMĚNA. DRUHY JSOU SEŘAZENY DLE VRŮSTAJÍCÍ POPŘÍPADĚ KLESAJÍCÍ RELATIVNÍ ZMĚNY. ZMIZELÉ A NOVĚ SE VYSKYTUJÍCÍ DRUHY S NÍZKOU FREKVENCÍ VÝSKYTU (1 %) JSOU UVEDENY POD TABULKOU.

	frekvence druhů		relativní změna [%]
	[%]		
	1986	2006	
Druhy zmizelé			
<i>Alchemilla subcrenata</i>	3	0	-100
<i>Arctium lappa</i>	3	0	-100
<i>Carex sp.</i>	3	0	-100
<i>Centaurea jacea</i>	3	0	-100
<i>Epilobium hirsutum</i>	3	0	-100
<i>Knautia arvensis</i>	3	0	-100
<i>Peucedanum palustre</i>	3	0	-100
<i>Cirsium rivulare</i>	4	0	-100
<i>Lycopus europaeus</i>	4	0	-100
<i>Hypochaeris radicata</i>	6	0	-100
<i>Leontodon hispidus</i>	6	0	-100
<i>Thalictrum flavum</i>	6	0	-100
<i>Trifolium repens</i>	7	0	-100
<i>Senecio aquaticus</i>	10	0	-100
<i>Myosotis palustris</i> agg.	13	0	-100
<i>Cirsium oleraceum</i>	14	0	-100
Druhy ubývající			
<i>Leucanthemum vulgare</i> agg.	9	1	-89
<i>Angelica sylvestris</i>	7	1	-86
<i>Campanula patula</i>	7	1	-86
<i>Lotus corniculatus</i>	7	1	-86
<i>Achillea millefolium</i> agg.	19	3	-84
<i>Eleocharis palustris</i> agg.	20	4	-80
<i>Veronica chamaedrys</i>	9	2	-78
<i>Trifolium hybridum</i>	29	7	-76
<i>Armoracia rusticana</i>	4	1	-75
<i>Typha angustifolia</i>	4	1	-75
<i>Achillea ptarmica</i>	3	1	-67
<i>Glyceria fluitans</i>	3	1	-67
<i>Iris sibirica</i>	6	2	-67
<i>Leontodon autumnalis</i>	3	1	-67
<i>Symphytum officinale</i>	3	1	-67
<i>Typha latifolia</i>	3	1	-67
<i>Vicia sepium</i>	3	1	-67
<i>Ranunculus repens</i>	49	18	-63
<i>Galium mollugo</i>	9	4	-56
<i>Juncus articulatus</i>	9	4	-56
<i>Lychnis flos-cuculi</i>	34	17	-50

	frekvence druhů [%]		relativní změna [%]
	1986	2006	
<i>Anthriscus sylvestris</i>	4	2	-50
<i>Plantago lanceolata</i>	6	3	-50
<i>Ranunculus flammula</i>	4	2	-50
<i>Rumex obtusifolius</i>	6	3	-50
<i>Heracleum sphondylium</i>	17	9	-47
<i>Cirsium arvense</i>	29	16	-45
<i>Carex disticha</i>	29	17	-41
<i>Trifolium pratense</i>	11	7	-36
<i>Cynosurus cristatus</i>	3	2	-33
<i>Solanum dulcamara</i>	3	2	-33
<i>Carex panicea</i>	19	13	-32
<i>Galium boreale</i>	26	19	-27
<i>Carex nigra</i>	19	14	-26
<i>Serratula tinctoria</i>	4	3	-25
<i>Rumex acetosa</i>	36	28	-22
<i>Stellaria graminea</i>	14	11	-21
<i>Thalictrum lucidum</i>	14	11	-21
<i>Cerastium holosteoides</i>	17	14	-18
<i>Taraxacum</i> sect. <i>Ruderalia</i>	23	20	-13
<i>Holcus lanatus</i>	46	42	-9
Druhy s žádnou nebo malou změnou			
<i>Iris pseudacorus</i>	1	1	0
<i>Mentha arvensis</i>	1	1	0
<i>Plantago major</i>	1	1	0
<i>Polygala vulgaris</i>	1	1	0
<i>Rumex crispus</i>	4	4	0
<i>Trifolium medium</i>	1	1	0
<i>Trollius europaeus</i>	1	1	0
<i>Trisetum flavescens</i>	17	17	0
<i>Poa trivialis</i>	74	76	3
<i>Scirpus sylvaticus</i>	10	11	9
<i>Ranunculus acris</i>	39	43	9
Druhy přibývající			
<i>Caltha palustris</i>	27	30	10
<i>Dactylis glomerata</i>	23	26	12
<i>Lysimachia vulgaris</i>	7	8	13
<i>Cardamine pratensis</i>	20	23	13
<i>Juncus conglomeratus</i>	13	15	13
<i>Carex acuta</i>	23	30	23

	frekvence druhů [%]		relativní změna [%]
	1986	2006	
<i>Urtica dioica</i>	26	35	26
<i>Alopecurus pratensis</i>	53	72	26
<i>Festuca pratensis</i> s.str.	26	36	28
<i>Persicaria bistorta</i>	37	53	30
<i>Anthoxanthum odoratum</i>	13	19	32
<i>Poa palustris</i>	6	9	33
<i>Lathyrus pratensis</i>	43	65	34
<i>Carex hirta</i>	16	25	36
<i>Filipendula ulmaria</i>	26	41	37
<i>Deschampsia cespitosa</i>	23	38	39
<i>Glyceria maxima</i>	3	5	40
<i>Calystegia sepium</i>	4	7	43
<i>Galium aparine</i>	9	16	44
<i>Galium palustre</i>	9	16	44
<i>Phragmites australis</i>	20	38	47
<i>Lythrum salicaria</i>	24	47	49
<i>Selinum carvifolia</i>	4	8	50
<i>Sanguisorba officinalis</i>	34	72	53
<i>Galium album</i>	13	29	55
<i>Arrhenatherum elatius</i>	9	25	64
<i>Carex cespitosa</i>	9	25	64
<i>Phalaris arundinacea</i>	21	61	66
<i>Persicaria amphibia</i>	4	13	69
<i>Geranium pratense</i>	7	24	71
<i>Equisetum arvense</i>	3	11	73
<i>Vicia cracca</i>	3	11	73
<i>Carex curvata</i>	1	4	75
<i>Carex pallescens</i>	1	4	75
<i>Convolvulus arvensis</i>	1	4	75
<i>Luzula campestris</i> agg.	1	4	75
<i>Filipendula vulgaris</i>	3	14	79
<i>Glechoma hederacea</i>	1	5	80
<i>Poa pratensis</i>	9	46	80
<i>Cirsium palustre</i>	1	7	86
<i>Festuca rubra</i>	3	24	88
<i>Lysimachia nummularia</i>	4	33	88
<i>Ranunculus auricomus</i> agg.	4	34	88
<i>Carex acutiformis</i>	1	12	92
<i>Carex vulpina</i>	1	13	92
<i>Cirsium canum</i>	3	43	93
<i>Galium uliginosum</i>	1	22	95

	frekvence druhů		relativní změna [%]
	[%]		
	1986	2006	
Druhy nově se vyskytující			
<i>Alchemilla vulgaris</i> agg.	0	2	100
<i>Arctium tomentosum</i>	0	2	100
<i>Carex praecox</i>	0	2	100
<i>Carex tomentosa</i>	0	2	100
<i>Galeopsis pubescens</i>	0	2	100
<i>Hypericum perforatum</i>	0	2	100
<i>Myosoton aquaticum</i>	0	2	100
<i>Phleum pratense</i>	0	2	100
<i>Selinum dubium</i>	0	2	100
<i>Avenula pubescens</i>	0	3	100
<i>Calamagrostis epigejos</i>	0	3	100
<i>Chenopodium album</i>	0	3	100
<i>Galium verum</i>	0	3	100
<i>Lolium perenne</i>	0	3	100
<i>Medicago sativa</i>	0	3	100
<i>Potentilla erecta</i>	0	3	100
<i>Rubus caesius</i>	0	3	100
<i>Agrostis capillaris</i>	0	4	100
<i>Fraxinus excelsior</i> juv.	0	4	100
<i>Geum urbanum</i>	0	4	100
<i>Rosa canina</i> agg.	0	4	100
<i>Saxifraga granulata</i>	0	4	100
<i>Betonica officinalis</i>	0	5	100
<i>Carex leporina</i>	0	9	100
<i>Juncus effusus</i>	0	14	100
<i>Epilobium tetragonum</i>	0	15	100
<i>Trifolium</i> sp.	0	20	100
<i>Elymus repens</i>	0	22	100

Druhy s jedním výskytem v minulosti, nově nenalezené: *Agrostis gigantea*, *Alopecurus aequalis*, *Carex brizoides*, *Centaurea phrygia*, *Equisetum fluviatile*, *Eriophorum angustifolium*, *Scrophularia umbrosa*, *Taraxacum hollandicum*, *Veronica beccabunga*. **Druhy ojediněle v současnosti, dříve nenalezené:** *Aegopodium podagraria*, *Agrostis stolonifera*, *Artemisia vulgaris*, *Briza media*, *Cardaminopsis arenosa*, *Cardaria draba*, *Carex hartmanii*, *Carex riparia*, *Carex spicata*, *Carex vesicaria*, *Carum carvi*, *Cerastium arvense*, *Chaerophyllum temulum*, *Chelidonium majus*, *Cirsium* sp., *Daucus carota*, *Dianthus carthusianorum* agg., *Euphorbia cyparissias*, *Euphorbia helioscopia*, *Galium wirtgenii*, *Helianthus tuberosus*,

Hieracium caespitosum, *Hypericum tetrapterum*, *Impatiens parviflora*, *Inula salicina*, *Juglans regia* juv., *Juncus compressus*, *Juncus filiformis*, *Lamium maculatum*, *Luzula multiflora* s.str., *Medicago lupulina*, *Mentha aquatica*, *Molinia caerulea*, *Myosotis laxiflora*, *Myosotis ramosissima*, *Papaver rhoeas*, *Poa annua*, *Poa nemoralis*, *Populus* sp. juv., *Potentilla anserina*, *Potentilla argentea*, *Potentilla reptans*, *Primula veris*, *Prunus spinosa* juv., *Ranunculus sceleratus*, *Raphanus* sp., *Rhinanthus* sp., *Rorippa amphibia*, *Rumex acetosella* s.lat., *Sambucus ebulus* juv., *Silene vulgaris*, *Stellaria media*, *Thlaspi arvense*, *Veronica arvensis*, *Veronica persica*, *Veronica serpyllifolia*, *Vicia hirsuta*, *Vicia tetrasperma*, *Vicia villosa*, *Viola canina*.

4.5 Klasifikace rostlinných společenstev

Celkem bylo na základě zapsaných fytocenologických snímků vylišeno devět rostlinných společenstev. Patří k nim společenstva rákosin eutrofních stojatých vod (*Phragmition communis*) a říční rákosiny (*Phalaridion arundinaceae*), které v území tvoří mimo typická stanoviště nový ekotyp invazivně pronikající do lučních porostů. Dále jsou zde společenstva vlhkých luk (*Calhion palustris*) a vysokých ostřic (*Caricetum gracilis*, *Caricetum distichae*, *Caricetum cespitosae*). Nově byla vylišena společenstva střídavě vysychavých luk řadící se ke svazu *Molinion caeruleae* (*Sanguisorbo-Festucetum pratensis*), mezofilní ruderalní vegetace s dominujícími miříkovitými rostlinami (*Aegopodion podagrariae*) a mezofilní ruderalní vegetace charakteristická pro narušované hlinité půdy svazu *Convolvulo-Agropyrion*.

Diagnostické druhy jednotlivých společenstev jsou zachyceny v synoptické tabulce podle fidelity (Tabulka 2) a podle procentické frekvence jejich výskytu (Tabulka 3).

TABULKA 2: SYNOPTICKÁ TABULKA ZOBRAZUJÍCÍ DIAGNOSTICKÉ DRUHY JEDNOTLIVÝCH ROSTLINNÝCH SPOLEČENSTEV PODLE FIDELITY. DRUHY JSOU SEŘAZENY NA ZÁKLADĚ KLESAJÍCÍ FIDELITY. 1. SKUPINA: SPOLEČENSTVO SVAZU *PHRAGMITION COMMUNIS*, 2. SKUPINA: SPOLEČENSTVO SVAZU *PHALARIDION ARUNDINACEAE*, 3. SKUPINA: SPOLEČENSTVO ASOCIACE *CARICETUM GRACILIS*, 4. SKUPINA: SPOLEČENSTVO ASOCIACE *CARICETUM DISTICHAE*, 5. SKUPINA: SPOLEČENSTVO ASOCIACE *CARICETUM CESPITOSAE*, 6. SKUPINA: SPOLEČENSTVO ASOCIACE *SANGUISORBO-FESTUCETUM PRATENSIS*, 7. SKUPINA: SPOLEČENSTVO SVAZU *CALTHION PALUSTRIS*, 8. SKUPINA: SPOLEČENSTVO SVAZU *AEGOPODION PODAGRARIAE*, 9. SKUPINA: SPOLEČENSTVO SVAZU *CONVOLVULO-AGROPYRION*. UVEDENY JSOU ROVNĚŽ POČTY SNÍMKŮ V JEDNOTLIVÝCH SKUPINÁCH.

Skupina snímků	1	2	3	4	5	6	7	8	9
Počet snímků	23	26	16	8	11	33	71	8	5
Diagnostické druhy skupiny 1									
<i>Phragmites australis</i>	44.6	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Calystegia sepium</i>	27.9	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Poa nemoralis</i>	34.3	-	-	-	-	-	-	-	-
Diagnostické druhy skupiny 2									
<i>Persicaria amphibia</i>	-	42.3	-	-	-	-	-	-	-
<i>Myosoton aquaticum</i>	-	30.0	-	-	-	-	-	-	-
<i>Phalaris arundinacea</i>	-	27.5	-	-	-	-	-	-	-
Diagnostické druhy skupiny 3									
<i>Carex acuta</i>	-	-	64.2	-	-	-	-	-	-
<i>Galium palustre</i>	-	-	61.5	-	-	-	-	-	-
<i>Juncus conglomeratus</i>	-	-	57.7	-	-	-	-	-	-
<i>Lysimachia nummularia</i>	-	-	51.5	-	-	-	13.3	-	-
<i>Ranunculus repens</i>	-	-	34.8	-	-	-	-	-	-
<i>Poa palustris</i>	-	-	32.8	-	-	-	-	-	-
<i>Carex leporina</i>	-	-	31.2	-	-	-	-	-	-
<i>Juncus articulatus</i>	-	-	39.6	-	-	-	-	-	-
<i>Caltha palustris</i>	-	-	37.8	-	-	-	-	-	-
Diagnostické druhy skupiny 4									
<i>Carex disticha</i>	-	-	-	67.2	-	-	-	-	-
<i>Carex acutiformis</i>	-	-	-	60.4	-	-	-	-	-
<i>Filipendula ulmaria</i>	-	-	-	43.6	-	-	-	-	-
<i>Epilobium tetragonum</i>	-	-	-	37.9	-	-	-	-	-
Diagnostické druhy skupiny 5									
<i>Carex cespitosa</i>	-	-	-	33.3	52.3	-	-	-	-
<i>Solanum dulcamara</i>	-	-	-	-	42.0	-	-	-	-
<i>Carex riparia</i>	-	-	-	-	36.0	-	-	-	-
Diagnostické druhy skupiny 6									
<i>Filipendula vulgaris</i>	-	-	-	-	-	70.8	-	-	-
<i>Galium boreale</i>	-	-	-	-	-	55.6	-	-	-
<i>Betonica officinalis</i>	-	-	-	-	-	55.5	-	-	-
<i>Galium mollugo</i> agg.	-	-	-	-	-	47.4	-	-	-
<i>Trisetum flavescens</i>	-	-	-	-	-	45.5	26.7	-	-

Skupina snímků	1	2	3	4	5	6	7	8	9
Počet snímků	23	26	16	8	11	33	71	8	5
<i>Deschampsia cespitosa</i>	-	-	-	-	-	45.4	36.0	-	-
<i>Anthoxanthum odoratum</i>	-	-	-	-	-	44.0	-	-	-
<i>Saxifraga granulata</i>	-	-	-	-	-	40.7	-	-	-
<i>Festuca rubra</i>	-	-	-	-	-	40.3	-	-	-
<i>Holcus lanatus</i>	-	-	-	-	-	37.8	32.5	-	-
<i>Carex curvata</i>	-	-	-	-	-	37.3	-	-	-
<i>Luzula campestris</i> agg.	-	-	-	-	-	37.1	-	-	-
<i>Carex tomentosa</i>	-	-	-	-	-	37.0	-	-	-
<i>Rumex acetosa</i>	-	-	-	-	-	36.2	20.8	-	-
<i>Stellaria graminea</i>	-	-	-	-	-	34.2	-	-	-
<i>Avenula pubescens</i>	-	-	-	-	-	33.3	-	-	-
<i>Plantago lanceolata</i>	-	-	-	-	-	33.3	-	-	-
<i>Selinum dubium</i>	-	-	-	-	-	33.0	-	-	-
<i>Carex praecox</i>	-	-	-	-	-	33.0	-	-	-
<i>Selinum carvifolia</i>	-	-	-	-	-	32.9	-	-	-
<i>Cerastium holosteoides</i>	-	-	-	-	-	32.7	25.8	-	-
<i>Geranium pratense</i>	-	-	-	-	-	32.6	-	-	-
<i>Poa pratensis</i>	-	-	-	-	-	32.1	17.6	-	-
<i>Lathyrus pratensis</i>	-	-	-	-	-	32.1	28.4	-	-
<i>Carex pallescens</i>	-	-	-	-	-	31.7	-	-	-
<i>Lychnis flos-cuculi</i>	-	-	-	-	-	31.7	-	-	-
<i>Sanguisorba officinalis</i>	-	-	-	-	-	29.9	22.8	-	-
<i>Cirsium canum</i>	-	-	-	-	-	29.2	19.0	-	-
<i>Achillea millefolium</i> agg.	-	-	-	-	-	29.0	-	-	-
<i>Leucanthemum vulgare</i> agg.	-	-	-	-	-	28.6	-	-	-
<i>Lotus corniculatus</i>	-	-	-	-	-	28.6	-	-	-
<i>Viola canina</i>	-	-	-	-	-	28.6	-	-	-
<i>Serratula tinctoria</i>	-	-	-	-	-	28.4	-	-	-
<i>Galium verum</i>	-	-	-	-	-	26.2	-	-	-
<i>Cardamine pratensis</i>	-	-	-	-	-	21.0	-	-	-
<i>Ranunculus auricomus</i>	-	-	-	-	-	21.0	-	-	-
Diagnostické druhy skupiny 7									
<i>Ranunculus acris</i>	-	-	-	-	-	-	32.4	-	-
<i>Festuca pratensis</i> s.str.	-	-	-	-	-	-	30.3	-	-
<i>Fraxinus excelsior</i>	-	-	-	-	-	-	25.1	-	-
<i>Carex vulpina</i>	-	-	-	-	-	-	22.3	-	-
<i>Galium uliginosum</i>	-	-	-	-	-	-	21.3	-	-
<i>Carex hirta</i>	-	-	-	-	-	-	21.2	-	-
<i>Persicaria bistorta</i>	-	-	-	-	-	-	20.6	-	-
<i>Carex panicea</i>	-	-	-	-	-	-	18.4	-	-
<i>Alopecurus pratensis</i>	-	-	-	-	-	-	17.3	-	-
<i>Taraxacum</i> sect. <i>Ruderalia</i>	-	-	-	-	-	-	16.2	-	-
<i>Poa trivialis</i>	-	-	-	-	-	-	15.0	-	-

Skupina snímků	1	2	3	4	5	6	7	8	9
Počet snímků	23	26	16	8	11	33	71	8	5
<i>Lythrum salicaria</i>	-	-	-	-	-	-	14.8	-	-
Diagnostické druhy skupiny 8									
<i>Galium aparine</i>	11.8	-	-	-	-	-	-	51.4	-
<i>Chenopodium album</i>	-	-	-	-	-	-	-	49.9	-
<i>Lamium maculatum</i>	-	-	-	-	-	-	-	47.8	-
<i>Geum urbanum</i>	21.6	-	-	-	-	-	-	44.1	-
<i>Galeopsis pubescens</i>	-	-	-	-	-	-	-	42.0	-
<i>Urtica dioica</i>	31.8	18.9	-	-	18.7	-	-	38.0	-
<i>Elymus repens</i>	-	-	-	-	-	-	-	38.8	-
Diagnostické druhy skupiny 9									
<i>Arctium tomentosum</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	74.6
<i>Convolvulus arvensis</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	63.4
<i>Artemisia vulgaris</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	61.0
<i>Papaver rhoeas</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	61.0
<i>Silene vulgaris</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	61.0
<i>Vicia hirsuta</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	59.7
<i>Arrhenatherum elatius</i>	-	-	-	-	-	-	8.4	-	57.6
<i>Calamagrostis epigejos</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	50.8

TABULKA 3: SYNOPTICKÁ TABULKA ZOBRAZUJÍCÍ DIAGNOSTICKÉ DRUHY JEDNOTLIVÝCH ROSTLINNÝCH SPOLEČENSTEV PODLE PROCENTICKÉ FRAKVENCE JEJICH VÝSKYTU. DRUHY JSOU SEŘAZENY NA ZÁKLADĚ KLESAJÍCÍ FREKVENCE VÝSKYTU. 1. SKUPINA: SPOLEČENSTVO SVAZU *PHRAGMITION COMMUNIS*, 2. SKUPINA: SPOLEČENSTVO SVAZU *PHALARIDION ARUNDINACEAE*, 3. SKUPINA: SPOLEČENSTVO ASOCIACE *CARICETUM GRACILIS*, 4. SKUPINA: SPOLEČENSTVO ASOCIACE *CARICETUM DISTICHAE*, 5. SKUPINA: SPOLEČENSTVO ASOCIACE *CARICETUM CESPITOSAE*, 6. SKUPINA: SPOLEČENSTVO ASOCIACE *SANGUISORBO-FESTUCETUM PRATENSIS*, 7. SKUPINA: SPOLEČENSTVO SVAZU *CALTHION PALUSTRIS*, 8. SKUPINA: SPOLEČENSTVO SVAZU *AEGOPODION PODAGRARIAE*, 9. SKUPINA: SPOLEČENSTVO SVAZU *CONVOLVULO-AGROPYRION*. UVEDENÝ JSOU ROVNĚŽ POČTY SNÍMKŮ V JEDNOTLIVÝCH SKUPINÁCH.

Skupina snímků	1	2	3	4	5	6	7	8	9
Počet snímků	23	26	16	8	11	33	71	8	5
Diagnostické druhy skupiny 1									
<i>Phragmites australis</i>	100	46	19	25	55	9	31	63	-
<i>Calystegia sepium</i>	35	8	-	-	27	-	-	25	-
<i>Poa nemoralis</i>	13	-	-	-	-	-	-	-	-
Diagnostické druhy skupiny 2									
<i>Persicaria amphibia</i>	13	54	19	13	-	3	6	13	-
<i>Myosoton aquaticum</i>	-	12	-	-	-	-	1	-	-
<i>Phalaris arundinacea</i>	61	100	75	88	73	45	49	50	20
Diagnostické druhy skupiny 3									
<i>Carex acuta</i>	9	31	100	-	9	27	34	-	-
<i>Galium palustre</i>	4	23	81	13	9	6	13	-	-
<i>Juncus conglomeratus</i>	-	-	63	-	-	15	23	-	-
<i>Lysimachia nummularia</i>	-	8	94	38	36	33	45	-	-
<i>Ranunculus repens</i>	9	19	50	25	-	9	23	-	-
<i>Poa palustris</i>	4	23	38	-	18	-	6	-	-
<i>Carex leporina</i>	-	4	31	-	9	18	7	-	-
<i>Juncus articulatus</i>	-	-	25	-	-	3	6	-	-
<i>Caltha palustris</i>	13	35	81	50	64	12	30	-	-
Diagnostické druhy skupiny 4									
<i>Carex disticha</i>	9	19	13	100	27	12	15	-	-
<i>Carex acutiformis</i>	4	8	6	75	18	6	14	-	-
<i>Filipendula ulmaria</i>	30	42	31	100	64	30	46	13	-
<i>Epilobium tetragonum</i>	22	27	-	63	18	-	11	38	-
Diagnostické druhy skupiny 5									
<i>Carex cespitosa</i>	26	35	25	75	100	3	18	-	-
<i>Solanum dulcamara</i>	9	-	-	-	27	-	-	-	-
<i>Carex riparia</i>	-	4	-	-	18	-	-	-	-
Diagnostické druhy skupiny 6									
<i>Filipendula vulgaris</i>	-	-	-	-	-	64	11	-	-
<i>Galium boreale</i>	-	15	-	13	-	64	18	-	-
<i>Betonica officinalis</i>	-	-	-	-	-	33	-	-	-
<i>Galium mollugo</i> agg.	-	19	-	13	-	82	45	-	60

Skupina snímků	1	2	3	4	5	6	7	8	9
Počet snímků	23	26	16	8	11	33	71	8	5
<i>Trisetum flavescens</i>	-	-	-	-	-	42	28	-	-
<i>Deschampsia cespitosa</i>	-	8	44	-	-	73	62	-	-
<i>Anthoxanthum odoratum</i>	-	-	19	-	9	52	25	-	-
<i>Saxifraga granulata</i>	-	-	-	-	-	21	3	-	-
<i>Festuca rubra</i>	9	-	19	-	27	58	31	-	-
<i>Holcus lanatus</i>	-	4	69	13	9	73	66	-	-
<i>Carex curvata</i>	-	-	6	-	-	21	-	-	-
<i>Luzula campestris</i> agg.	-	-	-	-	-	18	3	-	-
<i>Carex tomentosa</i>	-	-	-	-	-	15	-	-	-
<i>Rumex acetosa</i>	-	-	25	13	27	58	41	-	-
<i>Stellaria graminea</i>	-	-	-	-	-	33	15	-	20
<i>Avenula pubescens</i>	-	-	-	-	-	15	3	-	-
<i>Plantago lanceolata</i>	-	-	-	-	-	15	3	-	-
<i>Selinum dubium</i>	-	-	-	-	-	12	-	-	-
<i>Carex praecox</i>	-	-	-	-	-	12	-	-	-
<i>Selinum carvifolia</i>	-	-	6	-	-	24	11	-	-
<i>Cerastium holosteoides</i>	-	-	6	-	-	30	25	-	-
<i>Geranium pratense</i>	4	15	13	25	-	52	31	13	-
<i>Poa pratensis</i>	4	4	56	38	55	82	62	-	40
<i>Lathyrus pratensis</i>	9	35	81	63	55	94	89	13	-
<i>Carex pallescens</i>	-	-	-	-	-	15	4	-	-
<i>Lychnis flos-cuculi</i>	-	8	13	-	18	39	23	-	-
<i>Sanguisorba officinalis</i>	26	42	88	75	91	100	90	13	-
<i>Cirsium canum</i>	13	19	63	25	36	70	56	-	-
<i>Achillea millefolium</i> agg.	-	-	-	-	-	12	3	-	-
<i>Leucanthemum vulgare</i> agg.	-	-	-	-	-	9	-	-	-
<i>Lotus corniculatus</i>	-	-	-	-	-	9	-	-	-
<i>Viola canina</i>	-	-	-	-	-	9	-	-	-
<i>Serratula tinctoria</i>	-	-	6	-	-	15	1	-	-
<i>Galium verum</i>	-	4	-	-	-	12	1	-	-
<i>Cardamine pratensis</i>	4	4	38	38	18	42	28	-	-
<i>Ranunculus auricomus</i>	-	8	38	63	45	61	41	-	40
Diagnostické druhy skupiny 7									
<i>Ranunculus acris</i>	-	15	69	25	18	55	69	-	-
<i>Festuca pratensis</i> s.str.	-	-	38	25	18	55	61	-	20
<i>Fraxinus excelsior</i>	-	-	-	-	-	3	10	-	-
<i>Carex vulpina</i>	-	-	25	25	-	3	27	-	-
<i>Galium uliginosum</i>	4	4	13	13	55	18	38	-	-
<i>Carex hirta</i>	-	12	25	25	18	33	39	-	-
<i>Persicaria bistorta</i>	22	35	19	75	55	73	72	38	-
<i>Carex panicea</i>	-	-	-	-	27	24	23	-	-
<i>Alopecurus pratensis</i>	13	85	75	63	73	82	87	38	60
<i>Taraxacum</i> sect. <i>Ruderalia</i>	4	12	31	-	9	3	35	25	40

Skupina snímků	1	2	3	4	5	6	7	8	9
Počet snímků	23	26	16	8	11	33	71	8	5
<i>Poa trivialis</i>	61	77	88	100	91	55	90	38	40
<i>Lythrum salicaria</i>	17	42	69	75	55	42	61	-	-
Diagnostické druhy skupiny 8									
<i>Galium aparine</i>	39	31	-	13	27	3	3	88	20
<i>Chenopodium album</i>	9	-	-	-	-	-	3	38	-
<i>Lamium maculatum</i>	-	-	-	-	-	-	-	25	-
<i>Geum urbanum</i>	22	-	-	-	-	-	-	38	-
<i>Galeopsis pubescens</i>	4	-	-	-	-	-	1	25	-
<i>Urtica dioica</i>	91	73	-	-	73	9	11	100	60
<i>Elymus repens</i>	30	4	13	-	18	9	30	75	60
Diagnostické druhy skupiny 9									
<i>Arctium tomentosum</i>	-	-	-	-	-	-	1	-	60
<i>Convolvulus arvensis</i>	9	12	-	-	-	-	-	-	60
<i>Artemisia vulgaris</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	40
<i>Papaver rhoeas</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	40
<i>Silene vulgaris</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	40
<i>Vicia hirsuta</i>	-	-	-	-	-	-	1	-	40
<i>Arrhenatherum elatius</i>	22	-	-	13	-	24	38	50	100
<i>Calamagrostis epigejos</i>	-	-	6	-	-	6	1	-	40

4.6 Změna průměrné druhové bohatosti v rostlinných společenstvech

Je patrný mírný nárůst průměrné druhové bohatosti (PPD = průměrný počet druhů) u společenstev rákosin (zde se nejedená pouze o typické společenstvo rákosin eutrofních stojatých vod, ale také o ekotyp rákosin šířících se mimo tato stanoviště) svazu *Phragmition communis* a *Phalaridion arundinaceae* (viz Tabulka 4). O něco větší je nárůst PPD u vlhkých pcháčových luk svazu *Calthion*. Výrazný nárůst PPD (téměř trojnásobný) je u společenstev vysokých ostřic asociace *Caricetum gracilis* a *Caricetum cespitosae*.

Je pozorovatelný celkový úbytek společenstev eutrofních stojatých vod s orobincem úzkolistým (*Typha angustifolia*) i širokolistým (*Typha latifolia*) spadající do asociací *Typhetum angustifoliae*, *Typhetum latifoliae* a celkový úbytek společenstva mezofilních ovsíkových luk svazu *Arrhenatherion elatioris*.

Druhově nejbohatší se jeví nově vylíšené společenstvo střídavě vlhkých bezkolencových luk asociace *Sanguisorbo-Festucetum pratensis*. Dále se nově objevuje mezofilní ruderalní vegetace s dominujícími miříkovitými rostlinami svazu *Aegopodion podagrariae* a mezofilní ruderalní vegetace charakteristická pro narušované hlinité půdy svazu *Convolvulo-Agropyron*, která jsou druhově průměrně bohatá zhruba jako společenstva svazu *Phragmition communis* a *Phalaridion arundinaceae*.

Zdánlivě nově se vyskytuje společenstvo s ostřicí dvouřadou (*Carex disticha*) asociace *Caricetum distichae*. V roce 1986 byl zapsán jeden fytoocenologický snímek spadající do této asociace, ale jeho stanoviště bylo narušeno a snímek se v daném místě nezachoval.

Počet snímků zařazených ke společenstvu svazu *Phragmition communis* se v jednotlivých letech téměř nezměnil (viz Tab. 2; v roce 1986 bylo k tomuto společenstvu zařazeno 8 snímků; v roce 2006 je k němu zařazeno 23 snímků děleno trojicemi, což je zhruba 8 snímků). Přibližně o jednu třetinu vzrostl počet snímků naležících ke svazu *Phalaridion arundinaceae*. Zhruba o dvě třetiny vzrostl počet snímků asociace *Caricetum gracilis* a o jednu třetinu počet snímků asociace *Caricetum cespitosae*. Naopak více než o třetinu ubyl počet snímků svazu *Calthion*.

U všech svazů i asociací celkově došlo k vzrůstu průměrné druhové bohatosti i celkového počtu druhů.

TABULKA 4: ZMĚNA PRŮMĚRNÉHO POČTU DRUHŮ (PPD) V ROSTLINNÝCH SPOLEČENSTVECH (SVAZECH A ASOCIACÍCH) V LETECH 1986 A 2006. CPD JE CELKOVÝ POČET DRUHŮ V ROSTLINNÝCH SPOLEČENSTVECH, MIN. JE MINIMÁLNÍ POČET DRUHŮ VE SNÍMKU, MAX. JE MAXIMÁLNÍ POČET DRUHŮ VE SNÍMKU. JE UVEDEN POČET SNÍMKŮ, ZE KTERÝCH BYL PROVEDEN VÝPOČET PPD.

svazy a asociace	rok	PPD	CPD	min.	max.	počet snímků
<i>Phragmition communis</i>	1986	8.63	32	4	17	8
	2006	10.04	65	4	15	23
<i>Phalaridion arundinaceae</i>	1986	9.83	36	4	21	6
	2006	12.15	63	5	19	26
<i>Caricetum gracilis</i>	1986	7.33	13	7	8	3
	2006	21.19	71	11	31	16
<i>Caricetum distichae</i>	1986	-	-	-	-	-
	2006	17	44	11	26	8
<i>Caricetum cespitosae</i>	1986	6.33	12	5	9	3
	2006	16.73	52	10	28	11
<i>Sanguisorbo-Festucetum pratensis</i>	1986	-	-	-	-	-
	2006	25.39	113	13	44	33
<i>Calthion palustris</i>	1986	17.75	91	7	32	32
	2006	22.04	117	8	31	53
<i>Aegopodion podagrariae</i>	1986	-	-	-	-	-
	2006	10.88	36	5	21	8
<i>Convolvulo-Agropyron</i>	1986	-	-	-	-	-
	2006	13	36	6	20	5
<i>Arrhenatheretum elatioris</i>	1986	19	58	10	38	10
	2006	-	-	-	-	-
<i>Typhetum angustifoliae</i>	1986	5	9	4	6	3
	2006	-	-	-	-	-
<i>Typhetum latifoliae</i>	1986	4	4	4	4	1
	2006	-	-	-	-	-

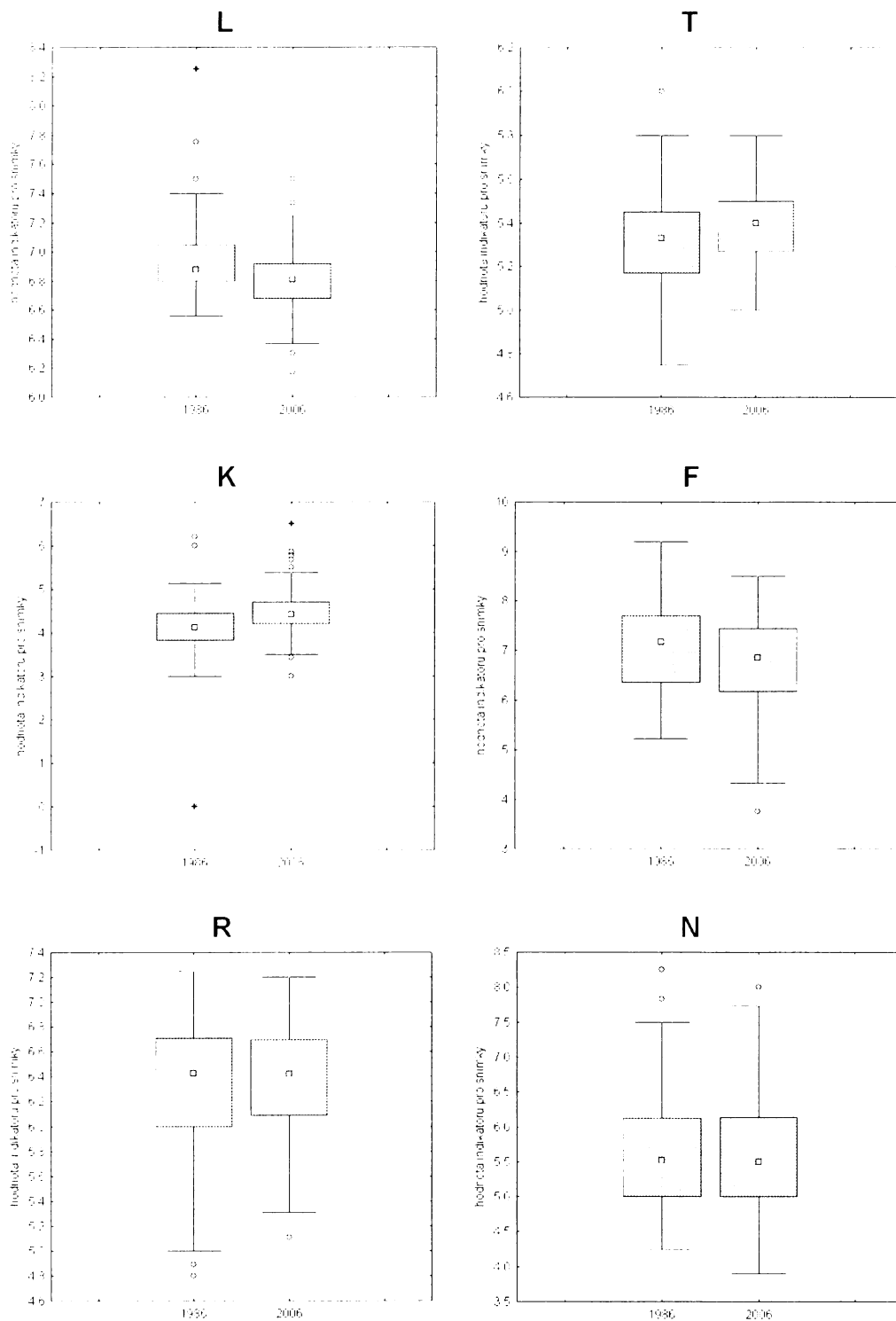
4.7 Podmínky prostředí (1986 vs. 2006)

Výsledky statistického testování rozdílů v EIH mezi jednotlivými roky jsou ukázány v Tabulce 5. Při porovnávání EIH všech snímků pořízených v roce 1986 a 2006 vyšly vysoce průkazně hodnoty pro světlo (L), teplotu (T), kontinentalitu (K) a půdní vlhkost (F). Hodnoty pro vlhkost při testování rozdílů mezi páry tvořenými starými snímky a jim nejpodobnějšími snímky novými vyšly z těchto parametrů jako jediné neprůkazně odlišné. Celkový obsah živin (N) a půdní reakce (R) se signifikantně neliší. EIH pro světlo a teplotu poklesly a pro kontinentalitu a půdní vlhkost naopak vzrostly. Jejich rozmístění je vidět na Obrázku 11.

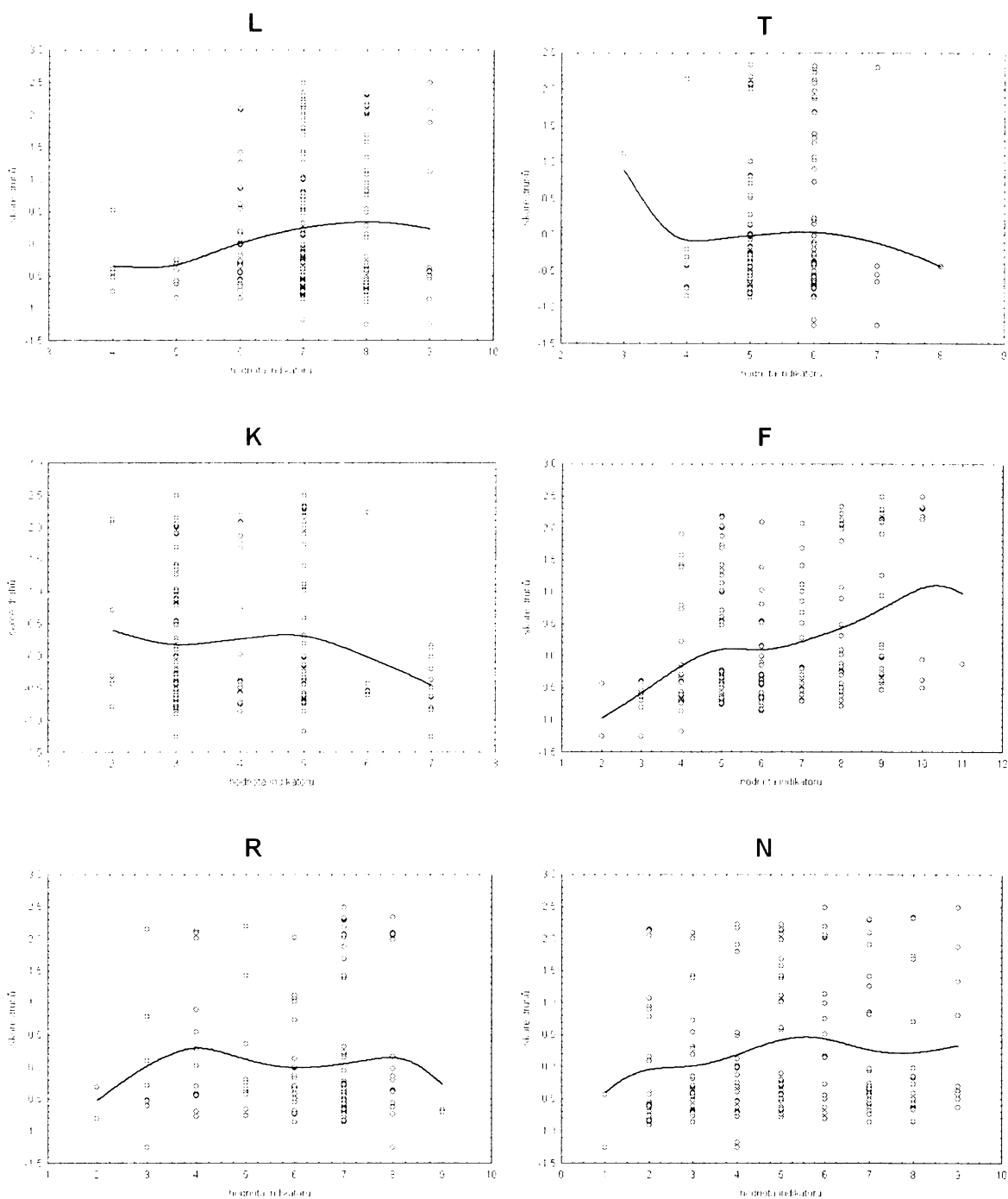
Hodnocení reakce jednotlivých druhů k časovým změnám pomocí EIH je zachyceno na Obrázku 12. Výrazné jsou trendy pro světlo (L), teplotu (T), kontinentalitu (K), půdní vlhkost (F) a mírný trend je pro celkový obsah živin (N). U světla (L) je jasný trend, který začíná u vzrůstu druhů cévnatých rostlin s vysokými hodnotami pro světlo (7-9) (kladná část osy y) a jde k poklesu druhů cévnatých rostlin s nízkými hodnotami pro světlo (4-6) (záporná část osy y). Obdobný, ale výraznější je tento trend u půdní vlhkosti (F) a pozvolnější je u celkového obsahu živin (N). Opačný trend je u teploty (T), kde začíná u vzrůstu druhů cévnatých rostlin s nízkými hodnotami (2-3) a jde k prudkému poklesu druhů cévnatých rostlin s vyššími hodnotami (4-8). Stejný, ale pozvolnější je trend u kontinentality (K).

TABULKA 5: ROZDÍLY V EIH (ELLENBERGOVY INDIKAČNÍ HODNOTY) MEZI STARÝMI A NOVÝMI SNÍMKY. ROZDÍL V EIH U SOBORU VŠECH SNÍMKŮ (STARÉ I NOVÉ DOHROMADY) BYL TESTOVÁN MANN-WHITNEYOVÝM TESTEM. JEDNOVÝBĚROVÝ WILCOXONŮV TEST BYL POUŽIT K TESTOVÁNÍ ROZDÍLU EIH MEZI PÁRY TVOŘENÝMI STARÝMI SNÍMKY A SNÍMKY JIM NEJPODOBNEJŠÍMI. VYSOCE SIGNIFIKANTNÍ ROZDÍLY JSOU ZNÁZORNĚNY TUČNÝM PÍSMEM.

Parametr	Mann-Whitneyův test		jednovýběrový Wilcoxonův test			
	staré/nové	Z- statistika	p- hodnota	páry	Z-statistika	p-hodnota
L	64/192	-3.2078	0.001342	64	2.4575	0.013992
T	64/192	-2.8965	0.003785	64	-2.5031	0.012311
K	64/192	-4.5497	0.000001	64	-3.9977	0.000064
F	64/192	2.0551	0.039867	64	0.8698	0.384406
R	64/192	-0.5081	0.612095	64	-0.4913	0.623202
N	64/192	-0.4611	0.645427	64	-0.3456	0.729674



OBRAZEK 11: VYNESENÍ HODNOT INDIKÁTORŮ PRO SNÍMKY PRO ŠEST ELLENBERGOVÝCH INDIKAČNÍCH HODNOT. ČTVERCE BEZ VÝPLNĚ ZOBRAZUJÍ MEDIÁN, ŠEDÉ BOXY MEZIKVARTILOVÉ ROZPĚTÍ, TYKADLA VYBÍHAJÍCÍ Z OBDELNÍKU SAHAJÍ K NEJVZDÁLENĚJŠÍMU POZOROVÁNÍ (NENÍ OD BLIŽŠÍHO KVARTILU DÁLE NEŽ JEDENAPŮLNÁSOBKU MEZIKVARTILOVÉHO ROZPĚTÍ). KRUIHY ZOBRAZUJÍ ODHLEHLÁ POZOROVÁNÍ A KŘÍŽKY EXTRÉMY.

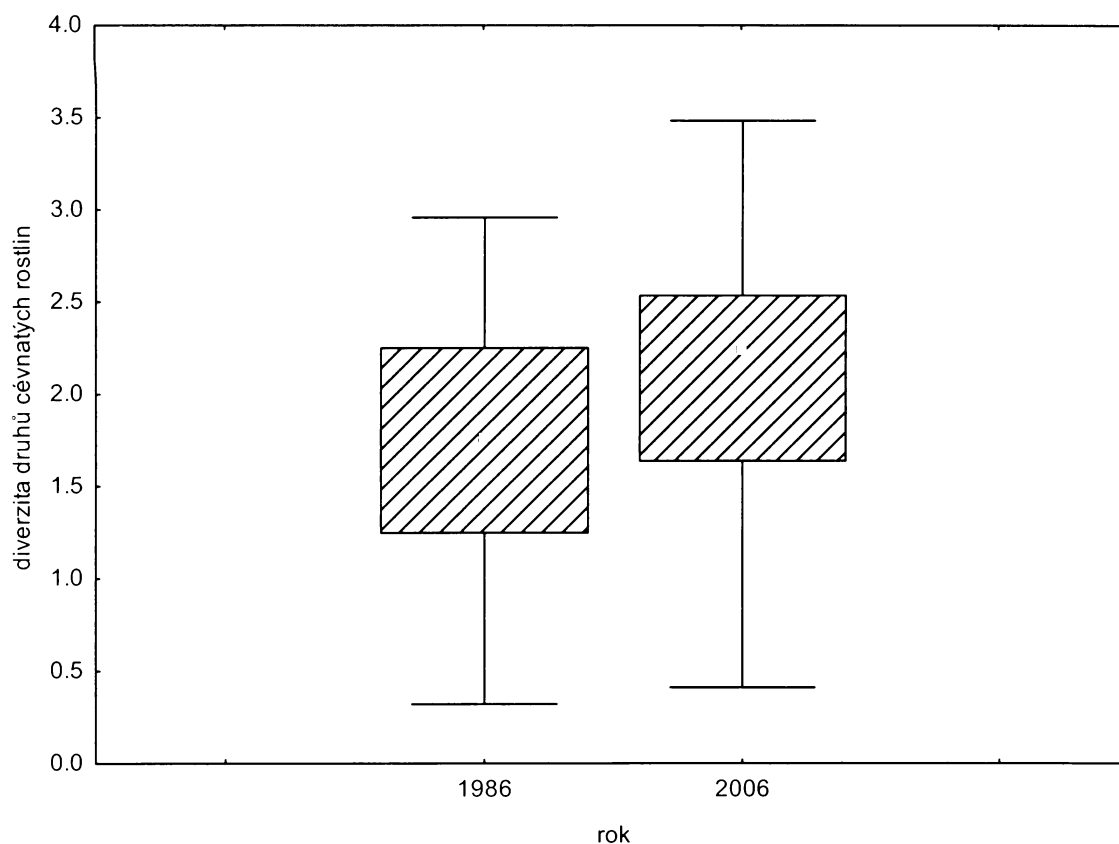


OBRAZEK 12: VYNESENÍ HODNOT INDIKÁTORU PRO DRUHY PRO ŠEST ELLENBERGOVÝCH INDIKAČNÍCH HODNOT. POMOCÍ METODY NEJMENŠÍCH ČTVERCŮ JSOU PROLOŽENY KŘIVKOU SKÓRY DRUHŮ Z KANONICKÉ KORESPONDENČNÍ ANALÝZY VŮČI HODNOTÁM DANÉHO INDIKÁTORU PRO TYTO DRUHY. LINIE ZNAČÍ TREND DANÉHO INDIKÁTORU (L, T, K, F, R, N) A KRUHY JSOU ROSTLINNÉ DRUHY. NA OSE Y (SKÓRE DRUHŮ) JSOU OD NULY KE Kladným hodnotám značeny druhy vyskytující se v roce 1986 a od nuly k záporným hodnotám jsou druhy vyskytující se v roce 2006.

4.8 Diverzita cévnatých rostlin (1986 vs. 2006)

Při porovnávání diverzity cévnatých rostlin u fytoocenologických snímků pořízených v roce 1986 a 2006 ($N_{1986} = 64$, $N_{2006} = 192$) byl statistický test vysoce signifikantní ($p < 0,001$, $F = 17,23$). Dochází tedy k průkaznému zvýšení druhové diverzity (viz Obrázek 13).

Při testování rozdílu mezi starými snímky a novými jim nejspodnějšími snímky (64 starých, 64 nejspodnějších nových) vyšel test opět vysoce signifikantní ($p < 0,001$, $F = 34,55$).

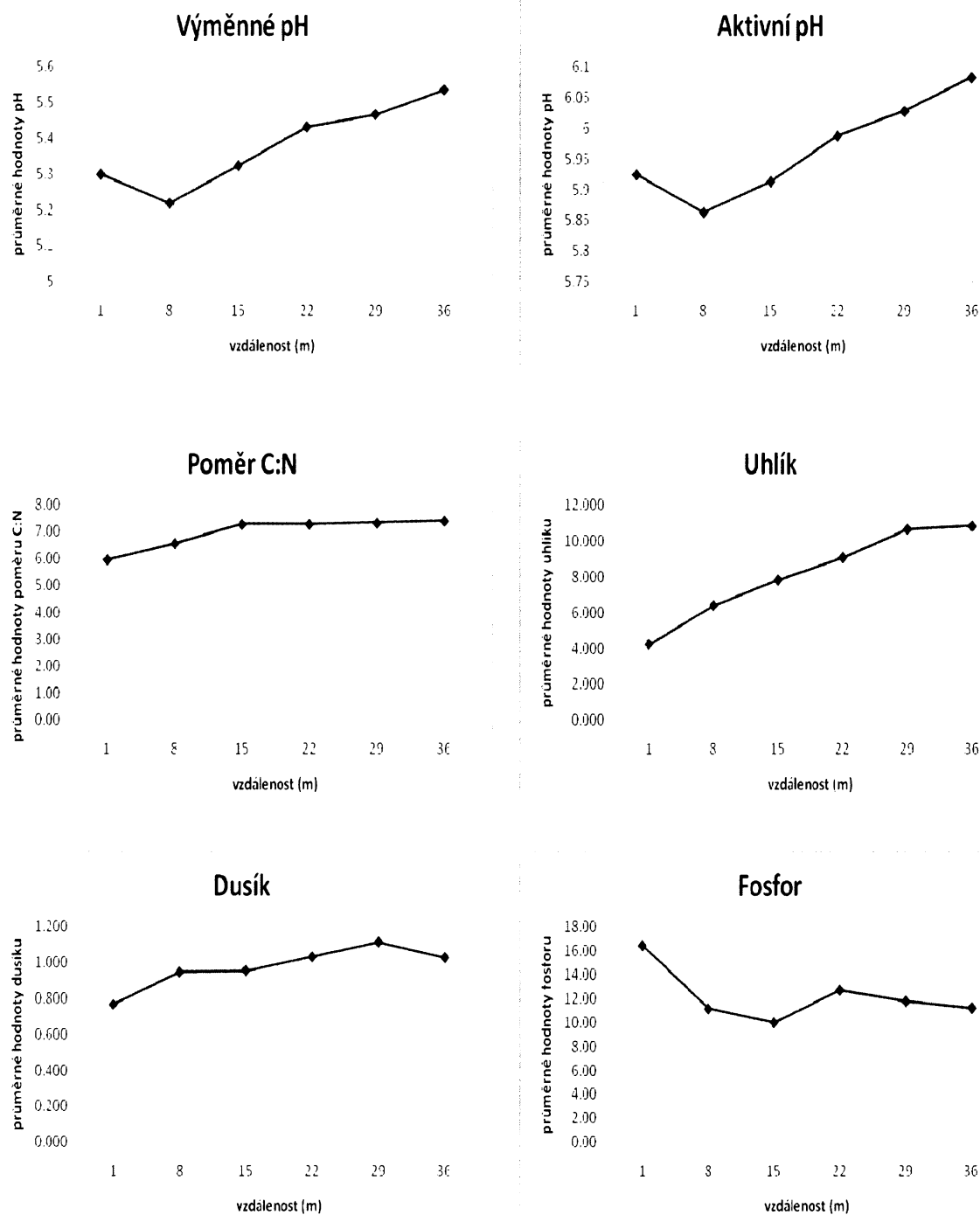


OBRAZEK 13: ZMĚNA DIVERZITY CÉVNATÝCH ROSTLIN VE SNÍMCÍCH V PRŮBĚHU DVACETI LET. VYNESENÝ JSOU HODNOTY DIVERZITY CÉVNATÝCH ROSTLIN (SPOČÍTANÉ POMOCÍ SHANNON-WIENEROVA INDEXU) V JEDNOTLIVÝCH LETECH. ČTVERCE BEZ VÝPLNĚ ZOBRAZUJÍ MEDIÁN, ŠRAFOVANÉ BOXY MEZIKVARTILOVÉ ROZPĚTÍ, TYKADLA VYBÍHAJÍCÍ Z OBDELNÍKU SAHAJÍ K NEJVZDÁLENEJŠÍMU POZOROVÁNÍ (NENÍ OD BLIŽŠÍHO KVARTILU DÁLE NEŽ JEDENAPŮLNÁSOBEK MEZIKVARTILOVÉHO ROZPĚTÍ).

4.9 Chemické vlastnosti půd podél transektů

Hodnocení chemických vlastností podél transektu je ukázáno na Obrázku 14. Z vynesení průměrných hodnot aktivního i výměnného pH je patrné, že s rostoucí vzdáleností vzrůstají i hodnoty pH. Stejný trend se ukázal i při vynesení průměrných hodnot pro uhlík,

dusík a jejich poměr. Při vynesení průměrných hodnot pro fosfor byl trend opačný a s rostoucí vzdáleností klesaly jeho hodnoty.



OBRAZEK 14: ZOBRAZENÍ PRŮMĚRNÝCH LABORATORNĚ STANOVENÝCH HODNOT PRO VÝMĚNNÉ A AKTIVNÍ pH, POMĚR C:N, UHLÍK, DUSÍK A FOSFOR V DANÉM MÍSTĚ ODBĚRU NA TRANSEKTU. HODNOTY BYLY ZPRŮMĚROVÁNY Z DEVĚTI TRANSEKTŮ.

4.10 Změna půdních vlastností podél transektů

Přímo pomocí laboratorních hodnot

Při testování závislosti změřených hodnot půdních analýz (pro fosfor, aktivní a výměnné pH, poměr C:N, uhlík, dusík) na vzdálenosti vyšel Monte Carlo permutační test vysoce signifikantní ($p = 0,008$, $F = 4,564$) a vzdálenost vysvětlila 8,1% variability.

Z Obrázku 15 je patrná negativní závislost fosforu na vzdálenosti, z čehož lze usuzovat na vyšší koncentrace fosforu na začátku transektu. Ostatní hodnoty půdních analýz (aktivní a výměnné pH, poměr C:N, uhlík, dusík) spolu s rostoucí vzdáleností směrem do louky vzrůstají.

Nepřímo pomocí Ellenbergových indikačních hodnot (EIH)

U testování závislosti EIH pro celkový obsah živin (N), půdní reakci (R), světlo (L), teplotu (T) a půdní vlhkost (F) na vzdálenosti vyšel test vysoce signifikantní ($p = 0,006$, $F = 3,453$) a vzdálenost vysvětlila 7,4% variability.

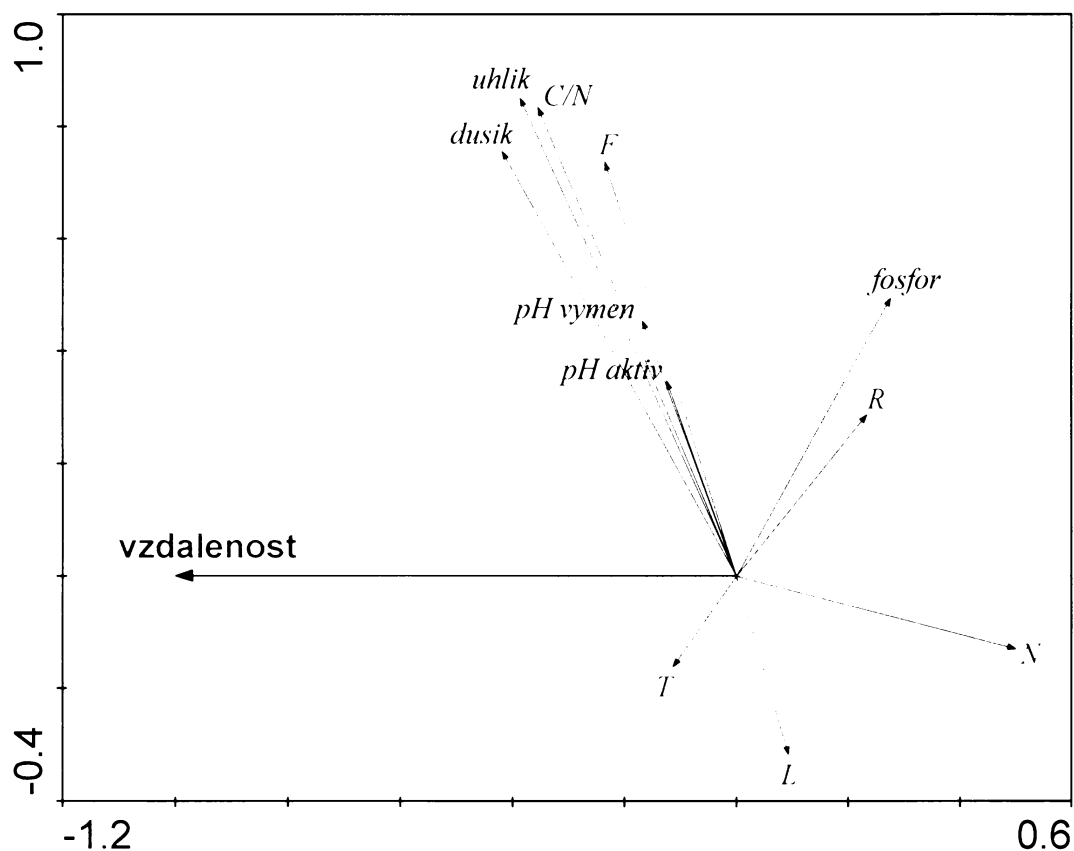
Z Obrázku 15 je patrná negativní závislost EIH pro celkový obsah živin (N), půdní reakci (R), světlo (L) na vzdálenosti. Lze z toho nepřímo usuzovat vyšší výskyt druhů s vysokými EIH pro obsah živin, půdní reakci a světlo na začátku transektu. EIH pro teplotu (T) a půdní vlhkost (F) spolu s rostoucí vzdáleností směrem do louky vzrůstají. I když závislost není tak výrazná jako třeba u obsahu živin (N), lze přesto nepřímo usuzovat na rostoucí výskyt druhů s vysokými EIH pro teplotu (T) a půdní vlhkost (F) směrem od okraje transektu do louky.

Pomocí laboratorních hodnot i EIH

U testování závislosti laboratorně změřených půdních analýz (pH aktivní i výměnné, obsah dusíku, obsah přijatelného fosforu, obsah uhlíku a poměr C/N) a EIH pro celkový obsah živin (N), půdní reakci (R), světlo (L), teplotu (T) a půdní vlhkost (F) na vzdálenosti vyšel test vysoce signifikantní ($p = 0,006$, $F = 4,054$) a vzdálenost vysvětlila 7,2% variability.

Z Obrázku 15 je patrná negativní závislost mezi fosforem, půdní reakcí (R), celkovým obsahem živin (N), světlem (L) a vzdáleností. U ostatních hodnot dochází k pozitivní korelaci

se vzdáleností. Zajímavým zjištěním je, že laboratorně naměřené hodnoty pH nekorelují s EIH pro půdní reakci (R).



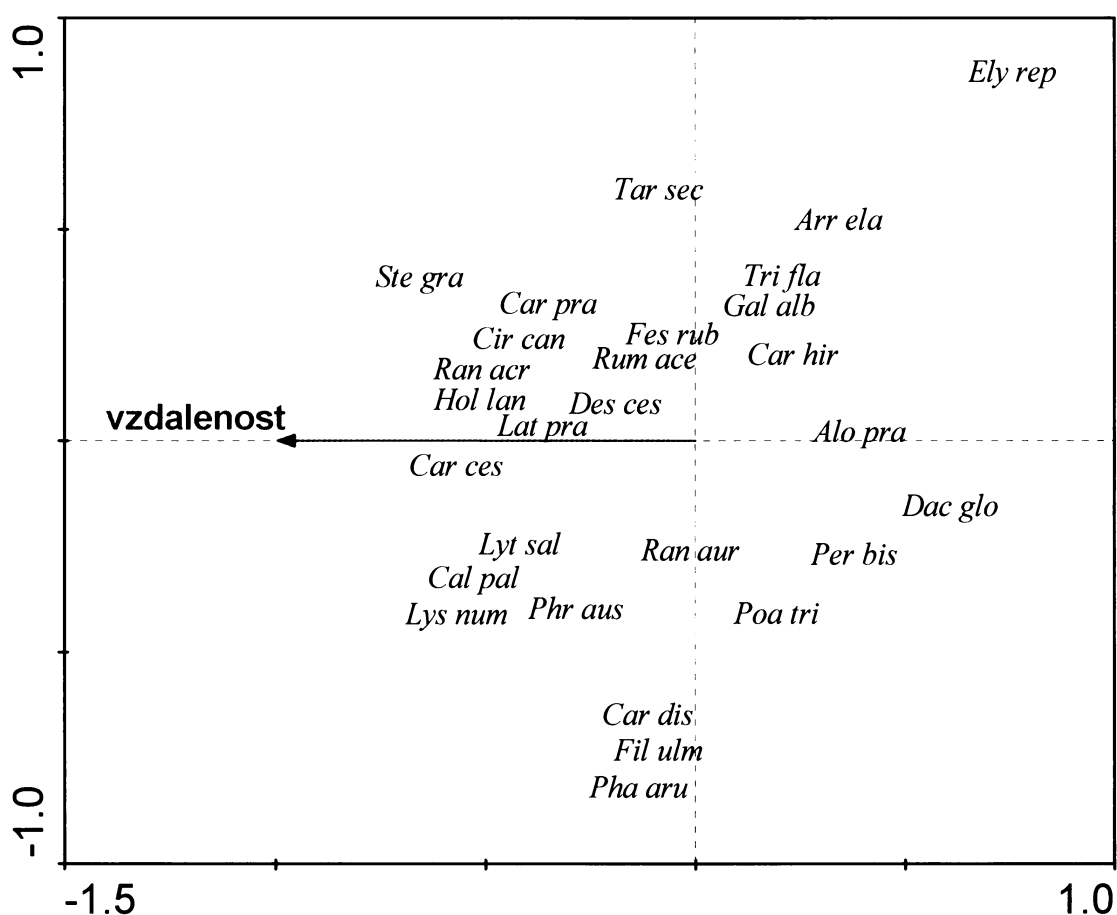
OBRAZEK 15: ZÁVISLOST ZMĚŘENÝCH HODNOT PŮDNÍCH ANALÝZ (PRO FOSFOR, AKTIVNÍ A VÝMĚNNÉ pH, POMĚR C:N, UHLÍK, DUSÍK) A EIH PRO CELKOVÝ OBSAH ŽIVIN (N), PŮDNÍ REAKCI (R), SVĚTLO (L), TEPLOTU (T) A PŮDNÍ VLHKOST (F) NA VZDÁLENOSTI (RDA, $p = 0,006$, $F = 4,054$). PRVNÍ OSA VYSVĚTLILA 7.2% VARIABILITY.

4.11 Změna druhového složení podél transektů

Při testování závislosti změny druhového složení na vzdálenosti (logaritmičká vzdálenost) vyšel Monte Carlo permutační test vysoce signifikantní ($p = 0,002$, $F = 2,611$) a vzdálenost vysvětlila po odečtení kovariát 5,6% variability (kovariáty vysvětlily 69,3%).

Z Obrázku 16 je patrné, jak se mění druhové složení od začátku transektu směrem do středu luk. Na začátku transektu se vyskytují druhy ruderální a druhy rostoucí na živinami bohatších stanovištích jako *Elymus repens*, *Galium album*, *Carex hirta*, *Persicaria amphibia* a trávy vyššího vzrůstu náročnější na světlo jako *Arrhenatherum elatius*, *Alopecurus pratensis*, *Dactylis glomerata*. O něco dále se začínají objevovat druhy vlhkomilné jako *Filipendula*

ulmaria, *Carex disticha*, *Phalaris arundinacea*, traviny menšího vzrůstu než jsou na začátku transektu (*Festuca rubra*) a jsou přimíchány druhy snášející časté narušování, šířící se z okolního ochranného pásma (*Taraxacum sect. Ruderalia*). Hluběji do louky už převažují klasické druhy vlhkých lučních porostů jako *Caltha palustris*, *Cirsium canum*, *Deschampsia cespitosa*, *Holcus lanatus*, *Ranunculus acris*, *Lysimachia nummularia*, *Stelaria graminea*, *Lathyrus pratensis* a *Cardamine pratensis*. Vyskytují se také druhy vysokých ostřic (*Carex cespitosa*) a druhy často rostoucí ve „šlencích“ jejich porostů (volná místa mezi buly) – *Lythrum salicaria*. Je vidět, že *Phragmites australis* proniká i hlouběji do lučních porostů.

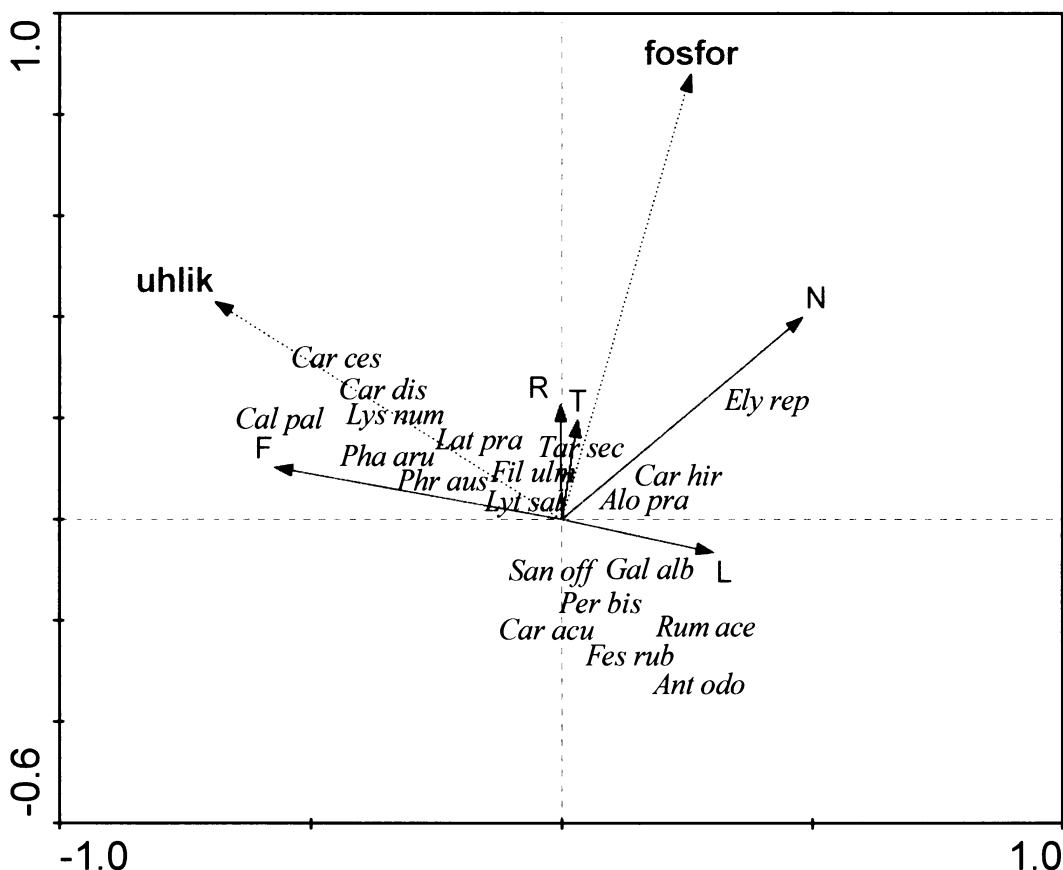


OBRÁZEK 16: ZMĚNA DRUHOVÉHO SLOŽENÍ PODÉL TRANSEKTU (CCA, TRANSEKTY JAKO KOVARIÁTY, $p = 0,002$, $F = 2,16$). VYBRÁNY JSOU DRUHY S VELKOU INTENZITOU VÝSKYTU A VÝRAZNOU ZMĚNOU. ZKRATKY DRUHŮ VIZ PŘÍLOHA.

4.12 Vliv chemických vlastností na druhové složení

Při testování naměřených hodnot půdních parametrů postupným výběrem (*forward selection* v rámci CCA analýzy) vyšly signifikantně průkaznými fosfor ($p = 0,006$, $F = 3,295$) a uhlík ($p = 0,002$, $F = 3,931$). Dále byl testován vliv fosforu a uhlíku na druhové složení. Statistický test byl vysoce signifikantní ($p = 0,002$, $F = 3,715$). Fosfor a uhlík vysvětlily po odečtení kovariát 6,4% (kovariáty vysvětlily 69,3%).

Obrázek 17 zachycuje vliv chemických vlastností na druhové složení cévnatých rostlin. Jako doplňující proměnné (*supplementary variables*) byly přidány EIH pro světlo (L), celkový obsah živin (N), teplotu (T), půdní reakci (R) a půdní vlhkost (F). Je vidět, že s uhlíkem korelují převážně vlhkomilné rostliny jako *Carex cespitosa*, *Carex disticha*, *Caltha palustris*, *Phalaris arundinacea*, *Phragmites australis*, *Filipendula ulmaria*, *Lythrum salicaria* a s fosforem druhy ruderalních stanovišť bohatších na živiny jako *Taraxacum* sect. *Ruderalia* a *Elymus repens*.

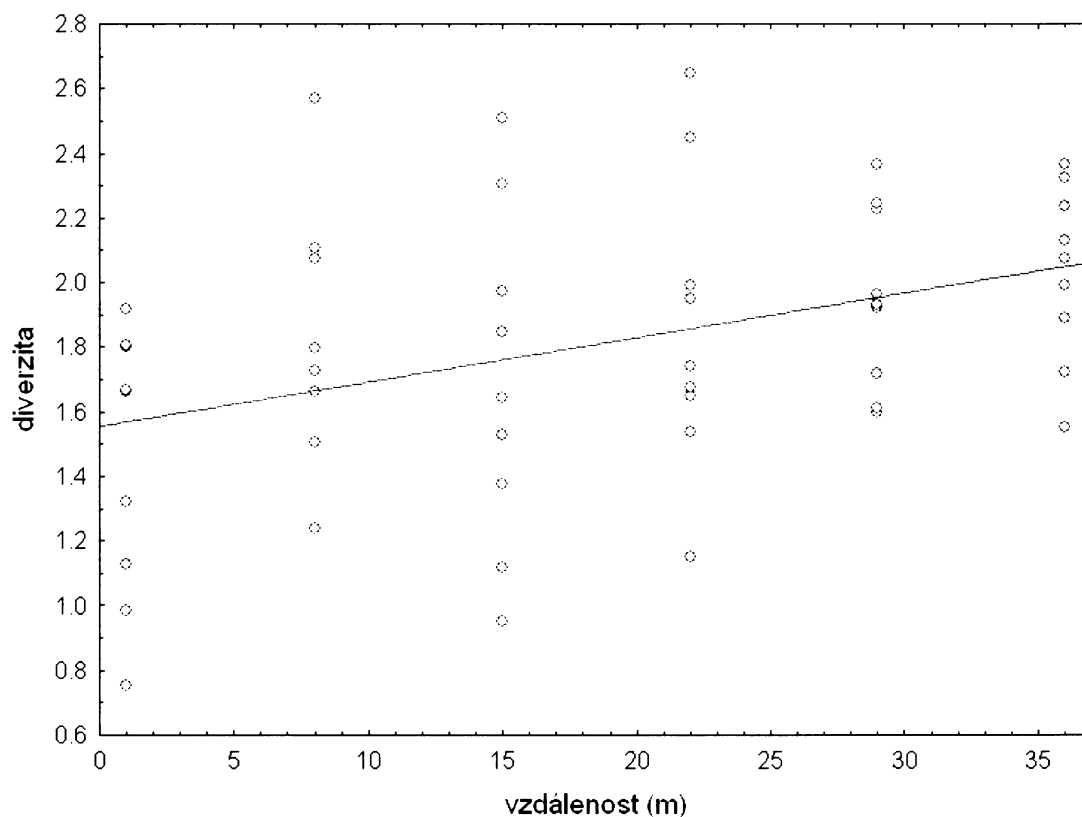


OBRAZEK 17: ZMĚNA DRUHOVÉHO SLOŽENÍ V ZÁVISLOSTI NA CHEMICKÉM SLOŽENÍ (CCA, TRANSEKTY JAKO KOVARIÁTY, $p = 0,002$, $F = 3,715$). JAKO DOPŇUJÍCÍ PROMĚNNÉ (SUPPLEMENTARY) JSOU POUŽITY EIH PRO SVĚTLO (L), CELKOVÝ OBSAH ŽIVIN (N), TEPLOTU (T), PŮDNÍ REAKCI (R) A PŮDNÍ VLHKOST. VYBRÁNY JSOU DRUHY S VELKOU INTENZITOU VÝSKYTU A VÝRAZNOU ZMĚNOU. PRVNÍ OSA VYSVĚTLILA 6,4% CELKOVÉ VARIABILITY. ZKRATKY DRUHŮ VIZ PŘÍLOHA.

4.13 Druhá diverzita cévnatých rostlin podél transektů

Při testování závislosti, zda se spolu se vzdáleností od okraje luk směrem do jejich středu mění druhová diverzita cévnatých rostlin, vyšel statistický test vysoce signifikantní ($p = 0.0014$, $F = 11.71$).

Na Obrázku 18 je vidět, že se vzrůstající vzdáleností od okraje luk směrem do jejich středu pozvolna vzrůstá druhová diverzita porostů.

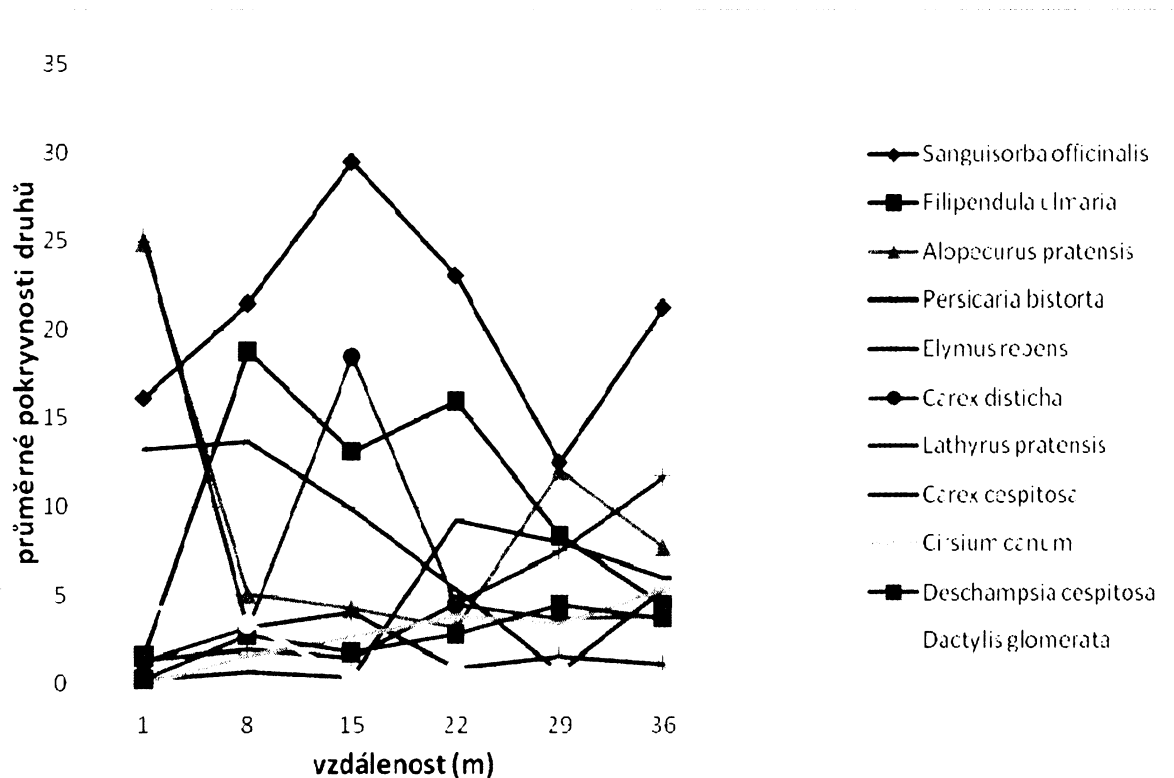


OBRÁZEK 18: ZMĚNA DRUHOVÉ DIVERZITY (SPOČÍTANÉ POMOCÍ SHANNON-WIENEROVA INDEXU) PODÉL TRANSEKTU. MODRÉ KRUHY

4.14 Změna dominantních druhů cévnatých rostlin podél transektů

V Grafu 2 jsou zachyceny změny abundance nejhojněji se vyskytujících druhů podél celého transektu. Dochází ke zřetelnému kolísání typických druhů vlhkých stanovišť jako *Sanguisorba officinalis*, *Carex disticha*. U širokolistého nitrofilního druhu *Filipendula ulmaria* je pozorován výrazný vzestup a pak postupný pokles. Zřetelný pokles je pozorován u druhů ruderálních jako *Elymus repens*, *Dactylis glomerata*. Klesá také pokryvnost druhů indikujících

nitrofilnější vlhčí stanoviště jako *Alopecurus pratensis*, *Persicaria bistorta*. Dochází k pozvolnému nárůstu širokolisté byliny *Cirsium canum* indikující těžší půdy, dále vlhkomilné ostřice *Carex cespitosa* tvořící bultovité porosty a trsnaté trávy indikující hlubší, vlhčí a těžší oglejené půdy.



GRAF 2: ZMĚNA DOMINANTNÍCH DRUHŮ CÉVNATÝCH ROSTLIN PODĚL TRANSEKTU. VYNESENY JSOU PRŮMĚRY POKRYVNOSTI JEDNOTLIVÝCH DRUHŮ V DANÉ VZDÁLENOSTI NA TRANSEKTU

4.15 Změna vybraných druhů cévnatých rostlin v čase a v prostoru zobrazena pomocí geografických informačních systémů (GIS)

Mapy výskytu a změn pokryvností jednotlivých druhů v letech 1986 a 2006 jsou zařazeny v přílohovém materiálu. Vybrány byly druhy, které poukazují na změny, jenž v průběhu času na Hrnčířských loukách proběhly.

U *Urtica dioica* je v roce 1986 patrný hlavní výskyt podél struh spojujících jednotlivé rybníční nádrže a u nádrží samotných. Dále pak u hraničních okrajů louka-pole, u odvodňovacích kanálů a v loukách. Dnes je hlavní výskyt u okrajů louka-pole, kde dochází ke splachům živin z polí, a u rodinných domků, kde vyvázejí lidi posekanou trávu ze zahrádek.

Ubylo výskytu v lučních porostech, které jsou nehnojeny a dobře sekány, tudíž nedochází k hromadění živin.

U *Phragmites australis* je v roce 1986 patrný rovnoměrný výskyt jak u rybníků, tak podél vodotečí spojující rybníky. Hojný je však i v loukách, především při hraničním okraji louka-pole. Dnes je patrný vzrůst jeho výskytu nejen u okraje rybníků a u okrajů luk, ale také v lučních porostech. Expanduje především do porostů, které nebyly v minulosti po nějakou dobu koseny, a tím ohrožuje existenci jiných významných typů mokřadní vegetace.

Phalaris arundinacea se v roce 1986 vyskytuje převážně u vodotečí spojující rybníky, u rybníku, ale také u odvodňovacích struh a v místě dnešní navážky ze stavby nové rybníční nádrže. Dnes je evidentní vzrůst pokryvnosti a rozšíření tohoto druhu ve většině lučních porostů na úkor jiných lučních druhů, čímž je silně ohrožen jejich výskyt. Je zřetelné, že expanze je největší v místech původního výskytu tohoto druhu.

U *Filipendula ulmaria* je jak v roce 1986 tak v roce 2006 patrný výskyt ve vlhčích částech luk. Dnes je patrný nárůst pokryvnosti druhu i jeho plošnější rozšíření.

U *Elymus repens* je viditelný stoprocentní přírůstek tohoto druhu. Jeho rozšíření je především na hraničním okraji louka-pole, při zruderalizovaných částech vodotečí a rybníků a v prostřední části luk je patrný jeho výskyt podél vyšlapané pěšiny vedoucí loukami.

U *Deschampsia cespitosa* je patrný v roce 1986 rovnoměrný plošný výskyt s nepříliš velkou pokryvností. Dnes je patrný nárůst pokryvnosti tohoto druhu, rovnoměrné plošné rozšíření zůstává, ale přibylo míst výskytu.

Nezvykle velký je nárůst pokryvnosti i rozšíření u *Carex acuta*, který měl v roce 1986 zaznamenané ve snímkovém materiálu pouhé dvě místa výskytu. Dnes je výskyt tohoto druhu vázán na zamokřená místa lučních porostů.

Alopecurus pratensis má poměrně hojný výskyt jak v minulosti tak dnes. Je však viditelný vzrůst pokryvnosti i rozšíření tohoto druhu.

Je zaznamenán menší přírůstek v rozšíření u *Dactylis glomerata*. Jinak je to druh, který snížil ve většině míst zápisu fytoecnologických snímků svoji pokryvnost.

5 Diskuse

5.1 Fytcenologické snímkování

Opakování fytcenologického snímkování jakýchkoli vegetačních záznamů bývá vždy obtížným úkolem, protože výsledky mohou být jednoduše zkresleny (Hédla 2004) a může tak dojít k chybám v jejich interpretaci. Je poměrně dost prací, které se zaměřují na hodnocení chyb způsobených pozorováním a následným analyzováním dat (Lepš et Hadincová 1992, Gotfryd et Hansell 1985), ale zřídka je hodnocena chyba nepřesné lokalizace při opakovaném snímkování vegetace (Fisher et Stöcklin 1997).

V této studii je velmi diskutabilní fakt zřetelně vyšší průměrné druhové bohatosti jednotlivých společenstev a nárůst druhové diverzity v souboru nově pořízených snímků.

Na rozdíl od Hédla (2004), který pozoroval opačný trend, jenž připisoval známému faktu, že kdysi fytcenologové snímkovali větší plochu (Chytrý 2001) a se zvětšující se plochou snímku roste počet zaznamenaných druhů (Moravec et al. 1994), nelze zde zachycený trend zvyšující se druhové bohatosti tomuto faktu přikládat, poněvadž plocha každého nově pořízeného fytcenologického snímku je naprosto totožná s plochou snímku zapsaného původními autorkami v minulosti (Fišerová et Bělohávková 1992). Ani nelze přijmout vysvětlení, že došlo k odchylnému umístění nových snímků, což by znamenalo zachycení jiné druhové bohatosti, poněvadž prostorová variabilita trojice nově pořízených snímků je velmi nízká a nepřekračuje tak variabilitu ve sledovaném časovém horizontu. Z toho lze usuzovat, že snímky byly umístěny dostatečně přesně v místech, kde byly původně zapisovány.

Jediným rozumným vysvětlením tohoto jevu je zvýšení intenzity seče, což ovlivňuje druhové složení a příznovou produkci biomasy porostů (Bakker 1987, Karlík 2000, Prach et al. 1996). V době, kdy byly snímky zapisovány autorkami, byly porosty nepravidelně koseny a v některých místech nebyly koseny vůbec. Nějakou dobu po pořízení vegetačních zápisů v letech 1986–1987 (Fišerová et Bělohávková 1992) nebyly louky koseny (Špryňar 1999). To vše zapříčinilo sukcesní vývoj vegetace, kdy při absenci kosení se vlhkomilné luční porosty, pro něž je charakteristická hladina spodní vody s amplitudou <-15; +10> cm, pozvolna mění

přes luční lado až v typy mokřadních olšin (Karlík 2001). Naopak na místech, kde dochází k hlubšímu zaklesnutí hladiny spodní vody se mění porosty vlhkých luk a ostřicových společenstev ve společenstva mezofilních ovsíkových luk (svazu *Arrhenatherion elatioris*) (Michalik 1992). Tento sukcesní vývoj je ovlivněn především výchozím stavem porostu a jeho stanovištními podmínkami. Poměrně rychle probíhá na jednosečných loukách a pastvinách horských oblastí (Moravec et al. 1994), v nichž jsou téměř vždy přítomny semenáčky dřevin (ve zdejších lučních porostech jsou převážně přítomny semenáčky *Fraxinus excelsior* a *Juglans regia*) a zapojené lesní stádium se tak může vytvořit během necelého desetiletí. Pokud jsou louky hnojeny (Moravec et al. 1994), tak déle odolávají invazi dřevin intenzivnější konkurencí a hromaděním odumřelé biomasy, přičemž se původní souvislý drn rozpadá na trsy trav izolované stařinou (Scharffová 2003).

Michalik (1992) při sledování sukcesního stádia od vegetace rákosin eutrofních stojatých vod (*Phragmition communis*) přes porosty vlhkých pcháčových luk (*Calthion palustris*) a střídavě vlhkých bezkolencových luk (*Molinion caeruleae*) po společenstva mezofilních ovsíkových luk (*Arrhenatherion elatioris*) došel k závěru, že u prostředního stádia sukcese je největší druhová bohatost, což souhlasí s výsledky této práce i s výsledky obdobných studií (Prach 1993, Prach et al. 1996, Kryszak et Grynja 2001, Witkowski 1975). V raných sukcesních stádiích totiž převládá proces imigrace druhů nad procesem eliminace a extinkce (Begon et al. 1997), proto je výsledkem nárůst druhů a pozvolné vyrovnávání jejich pokryvností (Michalik 1992). Během postupující sukcese sílí proces eliminace druhů v iniciálních a přechodových společenstvech, což zapříčiňuje pokles druhové diverzity (Loucks 1970, Whittaker 1965).

Pokud dochází k absenci seče a zároveň ke vzrůstajícímu obhacování stanoviště živinami (hnojení, splachy z polí) je pozorována expanze robustních, produktivních a kompetičně silných rostlinných druhů jako jsou *Alopecurus pratensis*, *Phalaris arundinacea*, *Urtica dioica* (Traczyk et al. 1984, Day et al. 1988, Prach et al. 1996, Duchoslav 1997) a na základě toho dochází na území k šíření rostlinných společenstev ochuzovaných intenzivní kompeticí těchto druhů (Grime 1979). Bylo zjištěno (Vermeer 1986, Vermeer et Berendse 1983, Joyce 2001), že nastíněný vegetační vývoj má za následek pokles druhové diverzity, který pravděpodobně nastal na Hrnčířských loukách v minulosti a dnes je díky managementu pozorován naopak vzrůst druhové diverzity. Zároveň již zmiňovaný vegetační vývoj zvyhodňuje růst strestolerantních kompetičních druhů (Grime 1979, Begon 1997), což by

mohlo zdůvodnit pozorovaný vysoký vzestup pokryvnosti a plošný výskyt *Elymus repens* v území (viz Tabulka 1 a mapa v Příloze). Tím, že jsou dnes louky koseny (podle navrhnutého managementu jsou části porostů koseny jednou ročně, převážná část kosena dvakrát ročně, Róm – ústní sdělení), se zamezuje dalšímu rozvoji výše zmiňovaných společenstev a vzrůstá tak druhová diverzita lučních porostů. Přesto je i přes snahy nynějšího managementu, možné vidět nárůst pokryvnosti a plošného rozšíření výše zmiňovaných produktivních a kompetičně silných rostlinných druhů (viz Tabulka 1 a mapy v Příloze), kdy je jejich dynamika podmíněna vlivy z recentní minulosti (absence seče, neodklízení posekané biomasy, splachy z okolních polí).

5.2 Změna druhové kompozice lučních společenstev, příčiny a důsledky výskytu daných druhů

Změna rostlinných společenstev Hrnčířských luk je dána jak vlivem času - sukcese (Moravec 2000, Ellenberg 1988), tak vlivem lidského působení (Rychnovská 1985, Alard 1994, van Dijk 1994). První případ může být vnímán jako odpověď na ekologický gradient, kdy se doslova střídají rostlinné druhy a celý proces vykazuje nestejnou reakci ze strany všech druhů rostlinného společenstva. Ve druhém případě je biotická změna vyvolána u travinobylliných formací nejčastěji režimem seče (Bakker et Berendse 1999, Karlík 2000, Prach et al. 1996), hnojením a odvodňováním (Moravec et al. 1994, Prach et al 1996, Kučera 1996, Duchoslav 1997, Dykyjová et Květ 1978).

Nejdůležitějšími faktory prostředí ovlivňující druhovou skladbu luční vegetace jsou vodní režim (Day et al. 1988, Prach 1992, Prach 1993, Prach et al. 1996, Rychnovská et al. 1985, Banášová et al. 2004, Duchoslav 1997, Kovář 1981, Kovář 1983, Černý 1999) a půdní podmínky (Bakker et Berendse 1999, Rychnovská et al. 1993, Rychnovská et al. 1985, Haken et Kvítek 1986, Blažková 1996, Vermeer et Berendse 1983). Ty jsou považovány za primární při formování vegetačního krytu (Černý 1999). Důležitá je také topografie terénu (Banášová et al. 2004, Prach et al. 1996, Prach 1992), která není tak často citovaná jako předcházející faktory, ale někdy zde sehrává podstatnou roli (např. při splachu živin z okolí, při udržování hladiny podzemní vody, aj.).

Důležitým přístupem při hodnocení dynamiky rostlinných společenstev je uvažování souhrnu ekologie rostlin a hlavních rostlinných strategií (Grime 2001, Pickett et Cadenasso 2005) více či méně daných ekologickým gradientem (Slavíková 1986). Dynamika luční vegetace v odpověď na ekologický gradient (Alard 1994) je výsledkem stavu ekologického optima rostlinných druhů a jejich kompetičních schopností. Podél trofického gradientu jsou rostlinné druhy více či méně zvýhodňovány jejich vlastní ekologií a strategií (Grime 2001).

Směrodatné změny, které se na Hrnčířských loukách v průběhu času udály, se týkají především změny druhového složení rostlinných společenstev.

Výrazným trendem ve skladbě vegetace je úbytek a vymizení některých vlhkomilných a mezofilních druhů na úkor rozrůstání jiných, mezi nimiž převažují širokolisté rostlinné druhy, mohutné bahenní traviny, traviny vyššího vzrůstu a porosty vysokých ostřic. Tento fakt částečně souvisí s teorií kompetice (Wardle et al. 1999), která určuje, že pokud jsou hlavní komponenty vegetace (dominantní druhy) odstraněny či potlačeny, tak z toho profitují ostatní druhy, které tak aspoň částečně kompenzují svou produkcí a biomasou druhů zmizelých. Popsaná změna je také významně zapříčiněna obdobím, kdy nebyly louky obhospodařovány (počátek devadesátých let).

Dalším viditelným trendem je značný úbytek druhů vázaných na živinami bohatší typy půd a následný vzrůst konkurenčně silnějších druhů, s širším ekologickým optimem (nejsou tolik náročné na živinami bohaté půdy). Podle Joyce (2001) hnojení nejprve stimuluje růst travin, které nabývají na pokryvnosti a biomase a mohou tak vyřadit některé druhy bylin a mechů a postupně přispívat ke zvýšení podílu humusové složky v půdě. Zde však nedochází k úbytku travin, ale bylin, což lze připsat změně využívání luk (tradičně v minulosti – hnojení a kosení, v době pořízení původních snímků – částečné sekání, následované několikaletým nesekáním, dnes obnova sekání dvakrát ročně). Je nutno předpokládat souznění mezi fenologickým rytmem konkrétních rostlinných druhů a praktikovaným managementem, který je silnějším faktorem než kompetitivní vztahy mezi jednotlivými druhy rostlinného společenstva. Při vzájemné konkurenci dochází k aktivnímu potlačení slabšího druhu druhem vitálnějším, kdy je jedna životní strategie lépe sladěna s podmínkami na stanovišti a favorizuje tak nositele (Keddy 2001, Pickett et Cadenasso 2005).

Úbytek části vlhkomilné vegetace může být připsán jak částečnému odvodnění území, tak rozrůstající se zástavbě, která sahá v severní a jižní části území až po hranici chráněného pásma a negativně tak ovlivňuje hydrologické poměry v rezervaci (omezení vsakovací plochy

pro srážkovou vodu, zhutňování půd). Ke změně hydrologických podmínek (vysoušení půd) přispěla i výstavba nové kanalizační sítě. Vytvořením podmínek, které dávají prostor pro výskyt suchomilné vegetace, je následně tato vegetace schopná lepší kompetice (Grime 1977).

Kromě vzrůstu zástavby zde došlo k redukci plošné výměry lučních komplexů vlivem zvýšení výměry polí a výstavby nové rybníční nádrže, což mělo za následek totální zničení původních částí vlhkomilné vegetace. Grootjans (2002) zaznamenal prudký pokles typicky vlhkomilných druhů na základě těchto aktivit po zhruba pětadvaceti letech a dokonce vymizení prakticky všech druhů indikačních pro vlhké pcháčové louky (*Calthion palustris*). Tento dramatický jev zde naštěstí pozorován nebyl. Vlivem narušení hydrologických poměrů je však možné pozorovat postupnou změnu části společenstev vlhkých pcháčových luk (*Calthion palustris*) ve společenstva střídavě vlhkých bezkolencových luk (*Molinion, Sanguisorbo-Festucetum pratensis*) a ve společenstva mezofilní ruderální vegetace charakteristické pro narušované hlinité půdy (*Convolvulo-Agropyrion*).

Hrnčířské louky představují nesouvislé celky lučních ekosystémů a redukci jejich plošné výměry byl navíc podpořen proces fragmentace, který může mít za následek zmenšení a řídnutí lokálních populací (Bruna et Kress 2002), jedinci tak mají horší vitalitu a postupně dochází k jejich vymření (Bruun 2000). Jsou však i druhy vůči fragmentaci rezistentní, případně z ní díky svým strategiím těžící (Bruna et Kress 2002), je jich ale mnohem méně. I přesto, že se zvyšuje pravděpodobnost inbreedingu, který má negativní vliv na zdárný průběh životního cyklu (Donaldson et al. 2002), nemá efekt izolace jednotlivých částí luk přílišný vliv na druhové bohatství (Brose 2001, Nilsson et al. 1988), poněvadž to závisí převážně na míře ovlivnění rovnováhy mezi kolonizací a extinkcí (MacArthur et Wilson 1967). Varujícím je však zjištění Lindborga a Erikssona (2004), že časová prodleva pro změnu druhového bohatství po výraznějším antropogenním zásahu může být padesát až sto let.

Totální zničení půdního krytu a narušení hydrologických poměrů nastalo v rozsáhlejších lučních enklávách vyskytujících se na plochách sousedících se stávajícími částmi luk. To mělo za následek výraznější vymírání vlhkomilných a kompetičně slabých rostlinných druhů. Přežívajícími se naopak staly druhy nejodolnější, kompetičně silné, s širokým ekologickým gradientem (Ganzert et Pfadenhauer 1988 in Černý 1999). Černý (1999) uvádí, že redukce výměry může způsobit, že se plochy častěji dostanou pod kritickou minimální velikost nutnou pro přežívání populací, navíc se jednotlivé plochy navzájem vzdálí, čímž je zhoršena výměna

rozmnožovacích propagulí. Tento jev je očekáván i ve zdejších porostech, kdy redukce byly natolik velké (v severní části výstavbou rybníční nádrží), že původní populace nebyly schopné přežítí.

Ilustrativním příkladem změny druhové kompozice společenstev jsou některé druhy, které dnes nabývají na pokryvnosti na úkor jiných druhů, a poukazují tak nepřímo svým výskytem na změny, ke kterým na Hrnčířských loukách dochází.

Jisté ohrožení pro luční společenstva představuje zvýšení frekvence výskytu *Phalaris arundinacea*, *Urtica dioica*, *Deschampsia cespitosa* (oba druhy jsou schopny v sušších částech vystřídat *Phalaris arundinacea*), *Calamagrostis epigejos*, *Elymus repens* a částečně také *Alopecurus pratensis*, která při úbytku *Phalaris arundinacea* nabývá na pokryvnosti a díky zastínění spodního vegetačního patra svým vzrůstem může působit druhové ochuzení (Prach et al. 1996). Jsou to druhy, které mají kompetiční výhodu v podmínkách omezení disturbancí (změna frekvence či ustání seče) (Duchoslav 1997, Prach et al. 1996) a jejich rozvoj pravděpodobně nastal v letech, kdy nebyly louky po několik roků sekány. Většina studií (Prach et al. 1996, Rychnovská 1972, Straškrabová et Prach in Prach et al. 1996) uvádí, že za těchto podmínek stačí druhům, jako jsou *Phalaris arundinacea* i *Urtica dioica*, obvykle dvě sezóny, aby společenstva luk významně zarostly. Je obecně známo, že existence *Phalaris arundinacea*, jako diagnostického druhu pro porosty říčních rákosin (Moravec 1995, Chytrý 2001), je podmíněna proudící vodou (zde v některých částech aspoň podpovrchovou), přičemž v suchém letním období může voda hluboce zaklesnout (Černý 1999, Chytrý 2001). Právě na silnější vodní proud, který ve větší míře poškozují ostatní rostliny, je tento druh velmi dobře přizpůsoben (Kopecký 1961). Za těchto podmínek je *Phalaris arundinacea* konkurenčně silná a může se rozšiřovat do okolí zejména na úkor *Carex gracilis* (zde často kontaktní druh), kterou naopak častá seč vyčerpává (Rosenthal 1992 in Černý). Tam, kde na území voda stagnuje, je pozorován trend opačný, protože *Carex gracilis* je lépe adaptována na podmínky s nízkým obsahem kyslíku. To se shoduje se závěry studie Klimešové a Čížkové (Prach et al. 1996). Protože *Phalaris arundinacea* v podmínkách dobrého zásobení živin rychle vytváří biomasu a intenzivně odnožuje, vytváří zde místy shlukovité porosty i v poměrně suchých podmínkách (souhlasí se závěry Černého 1999). *Phalaris arundinacea* je pak díky svému mohutnému a intenzivnímu růstu schopna potlačit a eliminovat ostatní zúčastněné druhy (Apfelbaum et Sams 1987) jako jsou například *Elymus repens* nebo *Rumex obtusifolius* (Černý 1999). Zde je pozorován úbytek pouze *Rumex obtusifolius*, protože

Elymus repens se šíří i do míst, kde *Phalaris arundinacea* není tak hojná, což může mít příčinu v diferencované kompetici obou druhů. Na zruderalizovaných opuštěných vlhkých loukách (Chytrý et al. 2001), kterými po nějakou dobu Hrnčířské louky bezpochyby byly, se *Phalaris arundinacea* šíří hlavně díky svému růstovému potenciálu a malým stanovištním nárokům. V sušších částech je vysřídána druhem *Urtica dioica* (Klimešová 1994). Jistou výhodou jsou také její rozmnožovací schopnosti a odolnost proti herbicidům. Je to vytrvalý druh (Baker 1989), který se šíří jak semeny, tak oddenky a je schopen z čerstvě posekaných kolének vytvořit kořeny a výhonky – velmi dobře adaptované na příjem vzdušného kyslíku aerenchymem (Smirnoff et Crawford 1982) – které jsou schopny bezproblému vytvořit stéblo (Marten et Heath 1973). Při potlačování tohoto druhu herbicidními přípravky bylo zjištěno, že hlavní roli hraje správné načasování (Apfelbaum et Sams 1987), avšak i potom je schopen po zhruba dvou letech obnovit populaci ze zásob semenné banky (White et al 1993). Jako jediná úspěšná metoda v potlačování *Phalaris arundinacea* se jeví dobře načasovaná seč (na začátku nebo v polovině června a na začátku října) (Gillespie et Murn 1992). Prach a Straškrabová (Prach et al. 1996) pozorovali již po pěti letech od zavedení pravidelného sečného režimu výrazný pokles pokryvnosti jak *Phalaris arundinacea*, tak *Urtica dioica* a naopak vzrůst druhu typického pro pravidelně obhospodařované luční porosty jako je *Alopecurus pratensis* (je zde uveden i vzrůst *Deschampsia cespitosa*). Zde však i přes pravidelné sekání (většina porostů je sekána dvakrát ročně) dochází k vzrůstu všech zmiňovaných druhů. Poměrně logickým vysvětlením může být, že na sušších pravidelně sekaných místech dochází k vzrůstu *Alopecurus pratensis* (souhlasí s Prach et al. 1996), avšak seč není načasovaná tak, aby zabránila vzrůstu pokryvnosti *Phalaris arundinacea* (svou roli může hrát opožďování první seče v některých letech).

Urtica dioica, která v sušších částech přebírá úlohu *Phalaris arundinacea* (Klimešová 1994), se v území vyskytuje převážně v místech, kde dochází k nadměrnému obohacování půdy živinami (okraje louka-pole, kde dochází ke splachům živin z polí, dále u rodinných domků, kde vyvážejí lidé posekanou trávu ze zahrádek). Navíc je výskyt v některých lokalitách podporován skutečností, že posekaná biomasa je v dotyčných místech zanechána nějakou dobu na místě (kvůli vývoji hmyzu – Róm ústní sdělení). Na základě tohoto způsobu hospodaření, při kterém deponie biomasy působí nadměrný přísun živin do luk, se jako odpověď vegetace v jedné části území (k tomu se zde přidávají splachy z polí) vytvořil

souvislý pás společenstva s tímto druhem (faciální vývoj porostů s *Urtica dioica*). Popsaný jev lze dobře pozorovat na mapě výskytu tohoto druhu (viz Příloha).

Deschampsia cespitosa, která zde střídá porosty s *Phalaris arundinacea*, je druhem primárně se vyskytujícím v nivách podhorských a horských toků hercynské oblasti a dominantním druhem aluviálních luk (Chytrý et al. 2001). V porostech vlhkých luk není výskyt *Deschampsia cespitosa* ojedinělý, ale velmi hojně se dokáže rozrůst v nekosených porostech, kde je schopna tyto porosty doslova zarůst (Blažková – ústní sdělení). Na Hrnčířských loukách došlo k největšímu nárůstu s největší pravděpodobností právě v době absence hospodaření a nyní dochází vlivem seče k omezování pokryvnosti a také ke zmenšování velikosti individuálních trsů (ve shodě s Černým 1999). Vzhledem k tomu, že *Deschampsia cespitosa* patří mezi nejhloběji kořenující luční druhy, tudíž ji pokles průměrné hladiny podzemní vody výrazně neomezuje (Ellenberg 1988). Je proto schopna v sušších podmínkách nabýt na pokryvnosti na úkor jiných druhů (zde mimo jiné i *Phalaris arundinacea*). Je to druh, který však vykazuje toleranci nejen vůči vyschnutí a zamokření stanoviště, ale také vůči zastínění, limitovaným zdrojům dusíku a hodnotě pH (Černý 1999), kdy je schopen tolerovat hodnoty od 3,3 do 8,4 (Hardy 1989). Její kompetiční výhodou jsou trvalá semenná banka (Gehring 1992, na jednom metru čtverečním bylo pozorováno cca 600 klíčivých semen – Chambers 1993) a dlouhověkost (až 60 let, Rosenthal 1992 in Černý 1999), přičemž obě tyto výhody obecně ztěžují pokusy o omezení tohoto druhu sečí.

Calamagrostis epigejos nepředstavuje nyní na Hrnčířských loukách takovou hrozbu jako *Phalaris arundinacea* nebo *Deschampsia cespitosa*, protože se na území vyskytuje pouze v částech, kde došlo k nevhodnému odvodnění (podobně též Karlík 2000), a také tam, kde se místa hůře kosí (roh v západní části území na menším svážku u cesty). Dokáže díky své růstové strategii (rychle se šířící oddenky, na rozdíl od *Deschampsia cespitosa*, která tvoří husté trsy) vytvořit husté neprostupné porosty, které eliminují slabší kompetiční druhy a celkově tak dojde k ochuzení vegetace. Potenciální hrozbou je *Calamagrostis epigejos* v případě, že by došlo k neobhospodařování těchto porostů. Mnohem horší je pro porosty Hrnčířských luk výskyt *Phragmites australis*, zejména jeho mezofilního ekotypu, který expanduje do lučních porostů (viz mapa výskytu druhu v Příloze). Šíří se pomocí rychle rostoucích oddenků a hojné produkce semen, čímž ohrožuje existenci jiných významných typů mokřadní vegetace.

Jako jedna z příčin nyní se šířícího obtížného plevele *Elymus repens* v území je pravděpodobně jeho distribuce ze semen, ale především z oddenků (Černý 1999) ze zdrojových populací na okrajích okolních polí a na úhorech. Protože pole ohraničovaly území i v době pořízení původních snímků, musel nastat zvrát, který zapříčinil vzrůst pokryvnosti tohoto druhu. Jednou z příčin tohoto zvrátu by mohl být útlum v používání herbicidních přípravků po revoluci a následné zarůstání polních okrajů druhem *Elymus repens*.

5.3 Změna podmínek prostředí

Ke kalibraci a zhodnocení podmínek prostředí byly použity Ellenbergovy indikační hodnoty pro světlo (L), teplotu (T), kontinentalitu (K), půdní vlhkost (F), celkový obsah živin (N) a půdní reakci (R). Často diskutovaným faktem je věrohodnost indikačních hodnot pro celkový obsah živin a půdní reakci (Schaffers et Sýkora 2000). Na základě nových výzkumů je zde parametr R považován za analog celkového obsahu vápníku (Schaffers et Sýkora 2000, Hédli 2004) a parametr N jako celkový obsah živin a s ním spojená produkce biomasy rostlin (Hill et Carey's 1997, Schaffers et Sýkora 2000). Výsledky použitých analýz vedou k poměrně jednoznačným závěrům.

Zřetelný pokles u parametru pro světlo (viz Obrázek 11) dokumentuje fakt, že v minulosti byl luční porost více prosvětlen. Díky dnešnímu již zmiňovanému zarůstání širokolistými druhy (*Filipendula ulmaria*, *Persicaria bistorta*, *Caltha palustris*, *Sanguisorba officinalis*), mohutnými bahenními travinami (*Phalaris arundinacea*, *Phragmites australis*, *Glyceria maxima*), mezofilními travinami vyššího vzrůstu (*Alopecurus pratensis*, *Dactylis glomerata*, *Arrhenatherum elatius*) a porosty vysokých ostřic (*Carex acuta*, *Carex acutiformis*, *Carex disticha*) dochází ke „zhušťování“ porostu, který následně propouští méně přímého světla ostatním druhům rostoucím v nižších patrech (Slavíková 1986). Právě na základě redukce fotosynteticky aktivního světla způsobené těmito druhy rostlin zde vzniká silnější asymetrická kompetice o světelný zdroj (Aber et Mellilo 2001), která může způsobit úbytek světlomilných druhů, jenž nejsou schopny v tomto prostředí obstát. Dnes proto převažují rostliny, které nemají výrazné světelné nároky (viz Obrázek 12) a můžou tak růst i při částečném zastínění jinými druhy.

Dále se projevil prokazatelný pokles parametru pro vlhkost (viz Obrázek 11), což může nepřímo korelovat se vzrůstem parametru pro teplotu. Je možné, že nastolený režim hospodaření, kdy se porosty plošně sekají těžkou technikou, působí zhutňování svrchní vrstvy půd. To může mít za následek menší průsak srážkové vody a větší zahřívání půd v důsledku jejich snížené tepelné kapacity (Suchara – ústní sdělení). Roli hraje také topografie terénu (shodné s Prach et al. 1996), kdy se vlhkomilnější porosty vyskytují převážně v terénních sníženinách a naopak s větším relativním zvýšením, které se zde v některých částech zvyšuje směrem k okrajům luk, přibývají rostliny sušších stanovišť. Další působící externalitou je odvodnění, které bylo provedeno v některých terénních sníženinách, a půdy se v těchto místech staly náchylnější k vysychání. Na základě těchto skutečností dochází k přibývání mezofilních a relativně teplomilnějších porostních typů (viz Obrázek 12), které mají těžiště výskytu na středně vlhkých půdách (Kubíková 1999). Paradoxně tuto skutečnost nepotvrzuje změna půdní reakce, kdy by se dalo očekávat, že výrazně přibudou druhy vázané na půdy s neutrálním až zásaditým pH (efekt související s mineralizací organické hmoty při převaze oxidačních procesů v půdě – Aber et Melillo 2001). Na Obrázku 12 je sice vidět vzrůst účasti druhů s většími nároky na zásobení bázemi, nicméně při statistickém testování vyšla změna jako neprůkazná.

U mnoha vlhkých lučních porostů, dokonce i v chráněných územích, je viditelný posun od nízkoproduktivních druhově bohatých společenstev k vysoce produktivním a druhově ochuzeným společenstvům (van Dijk 1991, Alard et al. 1994, Bobbink et al. 1998, Cílek 2007), což souvisí často se způsobem obhospodařování dotčených lokalit a s případnou endogenní eutrofizací porostů (Tyler et Falkengren-Grerup 1998). Bylo zjištěno, že atmosférické depozice, které tyto porosty obohacují, jsou nezanedbatelným zdrojem dusíku (Venterink et al. 2002, Vitousek et al. 1997). Bezpochyby dobrým zjištěním ve studovaném území je, že vegetace zatím nikterak neindikuje změnu celkového obsahu živin v půdě, tudíž nedochází k nadměrné eutrofizaci lučních porostů. Na Obrázku 12 je vidět, že naopak přibývají druhy oligotrofnějších stanovišť (statisticky je však změna neprůkazná), což může být způsobeno nynějším pravidelným managementem, který zaručuje export biomasy a tím i živin z porostů a působí tím ochranněsky žádoucí oligotrofizaci biotopů (Oomes et al. 1996).

5.4 Změny půdních vlastností podél transektů

Na polích sousedících s Hrnčířskými loukami se aplikují průmyslová hnojiva, která obsahují hlavně dusík, fosfor a draslík. V souvislosti s hypotézou, že může docházet ke zvyšování obsahu těchto látek i ve zdejších lučních porostech (McLatchey et Reddy 1998), bylo analyzováno množství dusíku a fosforu v půdě podél předpokládaného gradientu nutrientů. Dále byl analyzován obsah organických látek (uhlíku), poměr C/N, který vypovídá o kvalitě humusu, a pH, jenž určuje pufrovací potenciál substrátu. Tyto analýzy byly doprovázeny kalibrací podmínek prostředí pomocí Ellenbergových indikačních hodnot.

Pokles půdní reakce, který je nejvíce znatelný až do osmi metrů od okraje luk (Obrázek 14), indikuje okyselování těchto míst. Lze se domnívat, že k okyselování dochází vlivem reziduí z NPK hnojiv, které se do luk dostávají na základě splachů z polí po spádu podzemní vody (přímý efekt uvolňujících se vodíkových kationtů ze solí sloučenin v hnojivech nebo nepřímý efekt vlivem zvýšené nitrifikace amonných iontů z hnojiv – Johnston et al. 1986, Haynes 1992, Dodd et al. 1994, Zoysa et al. 1998, Bunemann et al. 2006).

Pokles hodnot uhlíku, dusíku a poměru C/N (Obrázek 14) na začátku transektu je pravděpodobně způsoben prosycháním těchto půd, přičemž v prosychavých půdách dobře zásobených kyslíkem je humusová složka rychleji mineralizována a nehromadí se tak surový humus, který zvyšuje poměr uhlíku proti dusíku (souhlasí s Černý 1999). Také Reddy a Patrick (1975) potvrzují, že frekvence výskytu aerobních či anaerobních podmínek má významný efekt na dekompozici organického materiálu. Úvaha o výskytu sušších půd na začátku transektů je zde podpořena i použitím Ellenbergových indikačních hodnot, kdy parametr vlhkosti (F) vzrůstá se vzdáleností (Obrázek 15). Tento fakt souhlasí také s výsledky Hogga (Hogg et al. 1992) a Updegraffové (Updegraff et al. 1995), kdy lze tvrdit, že vlivem provzdušnění a prosychání se zdvojnásobí mineralizace uhlíku a vlivem zvýšeného příjmu živin je stimulována vyšší produktivita společenstva (dále též Verhoeven et al. 1996, Venterink et al. 2002).

Ve většině půdních ekosystémů dochází k větším či menším ztrátám fosforu. V systémech s otevřeným koloběhem fosforu, mezi které patří agroekosystémy, dochází k pravidelným ztrátám fosforu sklizní plodin. Tento úbytek fosforu pak musí být nahrazen hnojením. Vzrůst hodnot fosforu na začátku transektů má tedy s největší pravděpodobností spojitost s aplikací hnojiv na okolních pozemcích (Frossard et al. 2000, Beaton et al. 1995),

kteřé do luk pronikají vlivem splachů z polí. Hromadění fosforu na začátku transektu lze také vysvětlit jinými mechanismy. Může jednak souviset se snížením hodnot pH v těchto místech (Procházka et al. 1998). Na Obrázku 15 je ukázána úzká korelace mezi fosforem a půdní reakcí (R) zjištěnou pomocí Ellenbergových indikačních hodnot. V kyselých půdách přechází fosfor do formy nerozpustných železnatých a hlinitých fosfátů (Stevenson 1996), dochází tak k jeho hromadění a horší dostupnosti rostlinám. Rostliny a především mikroorganismy mohou přispět ke zvyšování rozpustnosti fosfátů ve svém okolí vylučováním oxidu uhličitého a organických kyselin (Procházka et al. 1998). Pozitivní vliv má na dostupnost fosforu také voda (Lellák et Kubíček 1992), která ovšem díky mírnému deficitu na okraji lučních porostů (ukázka parametru vlhkosti na Obrázku 15) může zapříčinit horší rozpustnost fosforu a jeho následné hromadění. Voda ale může být zároveň jednou z příčin následného poklesu fosforu (Walbgridge et Navaratnan 2006), kdy působením podpovrchové i povrchové vody dochází k výmývání fosforu do spodních vrstev půdy. Obsah organického fosforu (zdroj fosfátových iontů při mineralizaci humusu) závisí také na obsahu uhlíku nebo dusíku, ale tato závislost je mnohem méně těsná než mezi uhlíkem nebo dusíkem.

5.5 Změny rostlinných druhů podél transektů

Vlivem změn půdních podmínek (Wedin et Tilman 1996) a podmínek prostředí (Ellenberg 1988, Pickett et Cadenasso 2005) se dají očekávat změny v zastoupení rostlinných druhů lučních společenstev, které byly na základě zmíněného předpokladu analyzovány.

Obrázek 16 a Graf 2 dokumentují, jak se druhové složení na lučních transektech mění se vzdáleností od pole.

Při kontaktu s ornou půdou či s dlouhodobými úhory je celkově patrná menší druhová pestrost (Obrázek 18), kterou pozoroval také Kleijn spolu s Verbeekem (Kleijn et Verbeek 2000) a se Snoeijingem (Kleijn et Snoeijing 1997). V těchto okrajových porostech pokles druhové bohatosti souvisí se zvýšeným agrotechnickým tlakem (splachy hnojiv, narušování půdy orbou, používání herbicidních přípravků), který se orientuje na maximalizaci produktivity polních kultur (Bridgham et al. 1996, Verhoeven et al. 1996, Vanterink 2001, Wedin et Tilman 1996). Následně tak dochází ke změně půdních podmínek, jak je diskutováno v kapitole 5.4. Na základě výše zmíněných vlivů je všeobecně pozorován posun

od nízkoproduktivních druhově bohatých společenstev k vysoce produktivním druhově chudým (van Dijk 1991, Alard et al 1994). Zde však dochází k významnějšímu ochuzování porostů pouze v počátečních vzdálenostech okrajových zón luk (terénní pozorování a Obrázek 18). Patrný je zde výskyt kompetičně silných druhů rostoucích na ruderalních a živinami bohatých stanovištích jako jsou *Elymus repens*, *Dactylis glomerata*, *Alopecurus pratensis*, *Galium album*, *Carex hirta*, *Persicaria amphibia*. Evidentní je zde větší vstup živin z agrárních pozemků (viz kapitola 5.4). Skutečnost vyššího vstupu živin dokladuje korelace *Elymus repens*, druhu charakteristického pro tyto mezní porosty (Kleijn et Verbeek 2000), s fosforem a parametrem určujícím obsah živin v půdě (N) na Obrázku 17. Dále se zde vyskytují trávy vyššího vzrůstu a náročnější na světlo jako jsou *Arrhenatherum elatius*, *Alopecurus pratensis*, *Dactylis glomerata*, což může také souviset s vyšší prosvětleností okrajů lučních kultur (viz Obrázek 15) a s vyšší kompetiční schopností těchto druhů (Prach et al. 1996, Wardle et al. 1999, Day 1988).

Směrem do centrálních částí luk se začínají objevovat druhy vlhkomilné jako *Filipendula ulmaria*, *Carex disticha*, *Phalaris arundinacea* a hlouběji do louky už převažují tradiční druhy vlhkých lučních porostů jako *Caltha palustris*, *Cirsium canum*, *Deschampsia cespitosa*, *Holcus lanatus*, *Ranunculus acris*, *Lysimachia nummularia*, *Stelaria graminea*, *Lathyrus pratensis* a *Cardamine pratensis*. Je patrná korelace velké části těchto vlhkomilných druhů s obsahem uhlíku (Obrázek 17), což zde souvisí především s typem půdního substrátu (těžké převážně jílovité půdy) a vodním režimem stanoviště (častá stagnace vody na povrchu půdy, vysoká hladina podzemní vody). Zajímavý je vzrůst druhu *Lathyrus pratensis*, který může poukazovat na aplikaci bezdušičkatých hnojiv (PK-hnojení). Za těchto podmínek dochází k podpoře vikvovitých rostlin v lučních porostech (Lichner et al. 1977 in Černý 1999). Při terénním pozorování byly totiž patrné plošky v loukách kompaktně porostlé *Lathyrus pratensis*, což komentuje také Černý (1999). Spíše však než efekt přímé aplikace takových hnojiv (na zdejších loukách to nebylo pozorováno) se jedná o empiricky pozorovanou pozitivní reakci vikvovitých na zvýšený přísun vody ze srážek v jarním období (podobně se chová např. *Vicia villosa* v některých mezofilních loukách, Černý pers. comm.).

6 Závěr

V průběhu času došlo ke změně lučních porostů a k posunu v zastoupení lučních druhů. Je patrný nárůst druhové diverzity a zvýšení průměrné druhové bohatosti rostlinných společenstev. Jediným rozumným vysvětlením tohoto jevu je zvýšení intenzity seče, což ovlivňuje druhové složení a příznivou produkci biomasy porostů.

Výrazným trendem ve skladbě vegetace je úbytek některých vlhkomilných a mezofilních druhů na úkor rozrůstání jiných, mezi nimiž převažují širokolisté rostlinné druhy, mohutné bahenní traviny, traviny vyššího vzrůstu a zástupci vysokých ostřic. Tento úbytek může být připisán vlivům lidského působení. Zejména redukce plošné výměry luk zástavbou a výstavbou nové rybníční nádrže a růstem výměry polních ekosystémů a s tím spojená fragmentace lučních ekosystémů a narušení hydrologických poměrů, se značnou měrou podepsaly na vymizení některých a posunu v účasti již zastoupených druhů.

Dalším viditelným trendem je značný úbytek druhů vázaných na živinami bohatší typy půd a následný vzrůst některých konkurenčně silnějších druhů, s širším ekologickým optimem, které však neprokazují vysoké nároky na živinami bohaté půdy.

Jisté ohrožení pro luční společenstva představuje zvýšení výskytu druhů *Phalaris arundinacea*, *Phragmites australis*, *Urtica dioica*, *Deschampsia cespitosa*, *Calamagrostis epigejos* a *Elymus repens*. Limitace těchto druhů je závislá především na existujícím působení intenzivního managementu a správném naplánování sečného režimu.

Při zjišťování vlivu podmínek prostředí na vegetaci lučních porostů se ukázalo, že určujícími parametry pro vznik dnešní vegetace jsou světlo, teplota, kontinentalita a půdní vlhkost. Prokazatelný pokles vlhkosti může nepřímo korelovat se vzrůstem teploty. Je možné, že tehdejší extenzivní hospodaření, kdy se pravděpodobně části porostů sekaly těžkou technikou, mohlo způsobit zhutnění svrchní vrstvy půd, což mohlo ovlivnit zdejší vlhkostní poměry.

Okolní agrární porosty a postagrární lada prokazatelně ovlivňují především okrajové části Hrnčířských luk. Dochází v těchto částech jak ke změnách půdního složení, tak ke změně vegetační skladby. Patrný pokles půdní reakce indikuje okyselování daných míst a pokles obsahu uhlíku, dusíku a poměru C/N může být způsoben mimo jiné prosycháním a urychlením produkce v okrajových zónách. Vzrůst naměřených hodnot pro fosfor má

spojitost s poklesem půdní reakce, vodním režimem a s aplikací hnojiv na okolních pozemcích.

Pokles druhové bohatosti při kontaktu s ornou půdou či dlouhodobými úhory je zapříčiněn zvýšeným agrotechnickým tlakem (splachy hnojiv, narušování půdy orbou, používání herbicidních přípravků). Díky tomuto tlaku v okrajových zónách luk je podpořen výskyt kompetičně silných druhů rostoucích na ruderalních a živinami bohatých stanovištích jako jsou *Elymus repens*, *Dactylis glomerata*, *Alopecurus pratensis*, *Galium album*, *Carex hirta* a *Persicaria amphibia*. Zvětšení luční výměry (v některých částech území alespoň striktní dodržování hranic chráněného a ochranného pásma) rezervace by mohlo vést k zamezení přílišného tlaku na okrajové porosty a zvýšení jejich druhové bohatosti díky zvětšení rozlohy jádrových zón zdejších luk.

7 Summary

Spatio-temporal dynamics of wet meadow vegetation on the example of Hrnčířské louky Natural Reserve.

The changes of vegetation in a wet meadow complex are described by comparing „old“ phytosociological relevés taken from 1986–1987 and „new“ phytosociological relevés taken from 2005–2006. The data were analysed using direct and indirect gradient analyses. Relative changes in species density, changes in species diversity and average species density in species community were counted. A homogeneity of vegetation was elaborated using Mantel test. Ellenberg’s indicator values were used to express and interpret environmental changes.

The impact of crop fields and abandoned fallows on the quality of soil conditions and vegetation composition of the wet meadow complex was assessed. For this purpose nine transects were layed out. To evaluate soil conditions within edge stands, several factors were measured throughout these transects: soil reaction, total carbon and organic nitrogen contents, N:P ratio, available phosphorus. Real measurements were supplemented with Ellenberg’s indicator values. The change in vegetation composition on transects was estimated using species diversity index and by employment of ordination techniques.

The obvious increase in species diversity and higher average species density in meadow communities, as compared with the past situation, is probably caused by regular mowing. The main trend in vegetation composition is replacement by some hygro- and meso-philous species by leafy species, robust marshy grasses, tall grasses and tall sedges. Decline and disappearance of some species is caused by human activities as is reduction of area by building-up, fragmentation of wet meadows and water extraction. Some of the species, e.g. *Phalaris arundinacea*, *Urtica dioica*, *Deschampsia cespitosa*, *Calamagrostis epigejos*, *Elymus repens* and partly *Alopecurus pratensis* represent certain threat for valuable species richness. The important parameters which mainly shape contemporary vegetation, are as such: light, temperature, continentality and moisture.

The crop fields and agricultural fallows showed conspicuous impact on the structure of soil conditions and vegetation composition of the wet meadow complex studied. At the edges of meadows low soil reaction which indicates acidification of these parts, was

detected. Low values of carbon, nitrogen and N:P ratio are presumably caused by drier conditions and higher biomass production. The decline in soil reaction, changed water regime (as lowering of water table) and application of fertilizers caused increase in available phosphorus. At these parts the lower species diversity which is attributable to neighbouring agricultural pressure was shown. Due to this pressure the sustained occurrence of competitively strong species, adapted to ruderal and nutrient rich soils takes place. To attenuate the agricultural pressure the spatial extent of wet meadows complex should be enlarged.

Keywords: Wet meadows, Change in vegetation composition, Ellenberg's indicator values, edge effects, repeated sampling.

8 Literatura

- Aber, J.D. et Melillo, J.M. (2001) Terrestrial ecosystems. 2nd edition. Academic Press, USA.
- Alard, D., Bance, J. F. et Frileux, P. N. (1994) Grassland Vegetation as an Indicator of the Main Agro-Ecological Factor in a Rural Landscape: Consequences for Biodiversity and Wildlife Conservation in Central Normandy (France). – *Journal of Environmental Management* 42: 91–109.
- Apfelbaum S.I. et Sams, C.E. (1987) Ecology and control of reed canarygrass (*Phalaris arundinacea* L.). – *Natural Areas Journal* 7: 69–74.
- Baker, J. P. (1989) Nature management by grazing and cutting. *Geobotany* 14, Kluwer Acad. Publ. Dordrecht.
- Bakker, J. P., Olff, H., Willems, J. H. et Zobel, M. (1996) Why do we need permanent plots in study of long-term vegetation dynamics? – *Journal of Vegetation Science* 7: 147–156.
- Bakker, J.P. (1987) Restoration of species-rich grassland after a period of fertilizer application. *Disturbances in Grasslands*. – *Geobotany* 10: 65–76.
- Bakker, J.P. et Berendse, F. (1999) Constraints in the restoration of ecological diversity in grassland and heathland communities. – *Tree* 14: 63–68.
- Banásová, V., Jarolímek, I., Ořahelová, H. et Zaliberová, M. (2004) The effect of natural and anthropogenic factors on floodplain vegetation ecotones: a case study in the Morava river alluvium (west Slovakia). – *Ekológia* 23: 366–376.
- Beaton, J.D., Roberts, T.L., Halstead, E.H. et Colwell, L. E. (1995) Global transfers of P in fertilizer materials and agriculture commodities. – In: Tiessen, H. (ed.) *Phosphorus cycling in terrestrial and aquatic ecosystems: A global perspective*. John Willey, New York.
- Begon, M., Harper, J. L. et Townsend, C. R. (1997) *Ekologie: jedinci, populace a společenstva*. Vydavatelství Univerzity Palackého v Olomouci, Olomouc.
- Bekker, R.M. et al. (1998) Seed bank characteristics of Dutch plant communities. – *Acta Bot. Neerl* 47: 15–26.
- Blažková, D. (1979) Was ist das Holcetum lanati? Praha. – *Preslia* 64/1 pp. 59–61.
- Blažková, D. (1996) Erozně akumulční procesy ve vztahu k nivním loukám. – *Příroda* 4: 47–51.
- Bobbink, R., Hornung, M. et Roelofs, J. G. M. (1998) The effects of air-borne nitrogen pollutants on species diversity and semi-natural European vegetation. – *J. Ecol.*, 86: 717–738.
- Bridgham, S.D., Pastor, J., Janssens, J.A., Chapin, C. et Malterer, T.J. (1996) Multiple limiting gradients in peatlands: a call for a new paradigm. – *Wetlands* 16: 45–65.
- Brose, U. (2001) Relative importance of isolation, area and habitat heterogeneity for vascular plant species richness of temporary wetlands in east German farmland. – *Ecography* 24: 722–730.
- Bruna, E.M. et Kress, W.J. (2002) Habitat fragmentation and the demographic structure of an Amazonian understory herb (*Heliconia acuminata*). – *Conservation Biology* 16: 1256–1266.

-
- Brunnerová et al. (1984) Vysvětlivky k základní geologické mapě ČSSR 1:25 000, list 12-422 Průhonice. ÚÚG Praha.
- Bruun, H.H. (2000) Deficit in community species richness as explained by area and isolation of sites. – *Diversity and distribution* 6: 129–135.
- Bunemann, E. K., Schwenke, G. D. et Van Zwieten, L. (2006) Impact of agricultural inputs on soil organisms - a review. – *Australian J. Soil Research* 44: 379–406.
- Cílek, V. (2007) Nový problém: globální cyklus dusíku. – *Vesmír*, 86: 362–368.
- Clark, W. C. (1985) Scale of climate impacts. – *Climatic change* 7: 5–27.
- Cressie, N. (1993) *Statistics for spatial data*. John Wiley & Sons Inc., USA.
- Černý, T. (1999) Nivní louky jihovýchodního Polabí (srovnání po dvaceti letech). Diplomová práce. Depon. in katedra botaniky PŘF UK v Praze.
- Day, R.T., Keddy, P.A. et McNeill, J. (1988) Fertility and disturbance gradients: summary model for riverine marsh vegetation. – *Ecology* 69: 1044–1054.
- Diekmann, M. (2003): Species indicator values as an important tool in applied plant ecology - a review. – *Basic and Applied Ecology* 4: 493–506.
- Dodd, M. E., Silvertown, J., McConway, K., Potts, J. et Crawley, M. (1994) Stability in the plant communities of the Park Grass Experiment: The relationship between species richness, soil pH and biomass variability. – *Phil. Trans. R. Soc. Lond. B* 346: 185–193.
- Donaldson, J., Nänni, I., Zachariades et C., Kemper, J. (2002) Effects of habitat fragmentation on pollinator diversity and plant reproductive success in renosterveld shrublands of south Africa. – *Conservation Biology* 5: 1267–1276.
- Duchoslav, M. (1997) The present state of meadow vegetation (Molinio-Arrhenatheretea) in Morava river floodplain (Hornomoravský úval area). – *Zprávy Čes. Bot. Společ.* 15: 131–176.
- Dykyjová, D. et Květ, J. (1978) *Pond littoral ecosystems*. Springer Verlag, Berlin.
- Dzioc F., Henle K., Foeckler F., Follner K. et Schulz M. (2006) Biological indicator systems in floodplains - a review. – *Internat. Rev. Hydrobiol.* 91/4: 371–291.
- Dzwonko, Z. (2001) Assesment of light and soil condition in ancient and recent woodlands by Ellenberg indicator values. – *Journal of Applied Ecology* 39: 942–951.
- Ellenberg, H. (1988) *Vegetation Ecology of Central Europe*. 4rth edition. Cambridge University Press.
- Ellenberg, H. et al. (1992) Zeigerwerte von Pflanzen in Mitteleuropa. 2. vydání. *Scripta Geobotanica* 18: 1–248.
- Everson, T.M., Clarke, G.P.Y. et Everson, C.S. (1990) Precision in monitoring plant species composition in montane grasslands. – *Vegetatio* 88: 135–141.
- Fisher, M. et Stöcklin, J. (1997) Local extinctions of plants in remnants of extensively used calcareous grasslands 1950-1985. – *Conservation Biology* 11: 727–737.
- Fišerová, D., Bělohávková, R. (1992): *Natura Pragensia* 8: 27–61.
-

-
- Fortin, M.J. et Gurevith, J. (1993) Mantel tests: spatial structure in field experiments. – In: Design and analysis of ecological experiments, pp. 342. Schneiner, S.M., Gurevith (eds.) Chapman & Hall, New York.
- Frossard, E., Condron, L.M., Oberson, A., Sinaj, S. et Fardeau, J.C. (2000) Processes governing phosphorus availability in temperate soils. – *Journal of Environmental Quality* 29: 15–23.
- Fuller, R. M. (1987) The changing extent and conservation interest of lowland grasslands in England and Wales: A review of grasslands surveys 1930–84. – *Biol. Conserv.* 40: 281–300.
- Gehring, J.L. et Linhart, Y.B. (1992) Population structure & genetic differentiation in native & introduced populations of *Deschampsia caespitosa* (Poaceae) in the Colorado alpine. – *American Journal of Botany* 79(12): 1337–1343.
- Gillespie, J. et Murn, T. (1992) Mowing controls reed canarygrass, releases native wetland plants (Wisconsin). – *Restoration and Management Notes* 10: 93–94.
- Gotfryd, A. et Hansell, R.I.C. (1985) The impact of observer bias on multivariate analyses of vegetation structure. – *Oikos* 45: 223–224.
- Greig-Smith, P. (1983) *Quantitative Plant Ecology*. 3rd edition. Blackwell, Oxford. London.
- Grime, J. P. (1979) *Plant strategies and vegetation processes*. John Wiley & Sons, Chichester, UK.
- Grime, J.P. (2001) *Plant Strategies, Vegetation Processes, and Ecosystem Properties*. 2nd Ed., John Wiley & Sons, Chichester.
- Grootjans A.P., Akker J.P., Jansen A.J.M. et Kemmers R.H. (2002) Changes of ground water regime in wet meadows. – *Hydrobiologia* 478: 149–170.
- Haken, D. et Kvítek, T. (1986) Produkční schopnosti travních porostů na půdách rozdílné mocnosti. – *Rostl. Výr.* 32: 81–88.
- Halva, E. (1985) Ekologie a problematika travinných ekosystémů v ČSSR. – *Acta Univ. Agric.* 33: 307–312.
- Hannekens, S.M. et Shaminée (2001) Turboveg, a comprehensive database for vegetation data. – *Journal of Vegetation Science* 12: 589–591.
- Hardy, BBT (1989) *Manual of plant species suitability for reclamation in Alberta*. 2d ed. Report No. RRTAC 89-4. Edmonton, Alberta Land Conservation and Reclamation Council. 436 p.
- Hawkes J.C., Pytat D.G. et White M.S. (1997) Using Ellenber indicator values to assess soil quality in British forests from ground vegetation: a pilot study. – *Journal of Applied Ecology* 34: 375–387.
- Haynes, R. J. (1992) Nutrient status of apple orchards in Canterbury, New Zealand. 2. Specific problems. – *Communications in Soil Science and Plant Analysis* 23: 847–860.
- Hédl, R. (2001) Vegetace bučin Rychlebských hor. Diplomová práce. Depon. in katedra botaniky PŘF UK v Praze.
- Hédl, R. (2004) Vegetation of beech forests in the Rychlebské Mountains, Czech Republic, re-inspected after 60 years with assessment of environmental changes. – *Plant Ecology* 170: 243–265.
-

-
- Herben, T. (1996) Permanent plots as tool for plant community ecology. – *Journal of Vegetation Science* 7: 195–202.
- Herben, T. et Münzbergová, Z. (2003) *Zpracování geobotanických dat v příkladech*. Praha.
- Hill, M.O. et Carey, P.D. (1997) Prediction of yield in the Rothamsted Park grass experiment by Ellenberg indicator values. – *Journal of Vegetation Science* 8: 579–586.
- Hintze (2001) *NCSS and PASS. Number Cruncher Statistical Systems*. Kaysville, Utah.
- Hogg, E.H., Lieffers, V.J. et Whalen, R.W. (1992) Potential carbon losses from peat profiles: effects of temperature, drought cycles and fire. – *Ecol. Appl.* 2: 298–306.
- Holeksa, J. (2005) Biased vegetation patterns and detection of vegetation changes using phytosociological databases. A case study in the forests of the Babia Góra National Park (the West Carpathians, Poland). – *Phytocenologia* 35: 1–18.
- Hudec, K., Husák, Š., Janda, J. et Pellantová, J. (1995) *Mokřady České republiky*. Třeboň.
- Chambers, J. C. (1993) Seed and vegetation dynamics in an alpine herb field: Effects of disturbance type. – *Can. J. Bot.* 71: 471–485.
- Chytrý, M. (2001) Phytosociological data give biased estimates of species richness. – *Journal of Vegetation Science* 12: 439–444.
- Chytrý, M. a kol. (2007) *Vegetace České republiky. 1. Travinná a keříčková vegetace*. Academia.
- Chytrý, M., Kučera, T. et Kočí, M. (2001): *Katalog biotopů České republiky*. AOPK Praha.
- Chytrý, M. et Rafajová (2003) Czech National Phytosociological Database: basic statistics of the available vegetation-plot data. – *Preslia* 75: 1–15.
- Chytrý, M., Tichý, L. (2003) Diagnostic, constant and dominant species of vegetation classes and alliances of the Czech Republic: a statistical revision. – *Folia Geobotanica & Phytotaxonomica*.
- Inglis, G.J. et Smith, M.P.L. (1995) An examination of observer bias as a source of error in surveys of seagrass shoots. – *Australian Journal of Ecology* 20: 273–281.
- Johnston, A. E., Goulding, K. W. T. et Poulton, P. R. (1986) Soil acidification during more than 10 years under permanent grassland and woodland at Rothamsted. – *Soil Use and Management* 2: 3–10.
- Jongman, R.H., ter Braak, C.J.F. et van Tongeren, O.F.R. (1987) *Data analysis in community and landscape ecology*. Wageningen.
- Joyce, Ch. (2001) The sensitivity of a species-rich flood-meadow plant community to fertilizer nitrogen: Lužnice river floodplain, Czech Republic. – *Plant Ecol.* 155: 47–50.
- Karlík, P. (2001) *Louky a příbuzné typy vegetace Brd a Podbrdská*. Diplomová práce. Depon. in katedra botaniky PŘF UK v Praze.
- Keddy, P. A. (2001) *Competition*. 2nd edition. Kluwer, Dordrecht.
- Kleijn, D. et Verbeek, M. (2000) Factors affecting the species composition of arable field boundary vegetation. – *Journal of Applied Ecology* 37: 256–266.
-

-
- Kleijn, D. et Snoeiijing, I.J. (1997) Field boundary vegetation and the effects of agrochemical drift: botanical chase caused by low levels of herbicide and fertilizer. – *Journal of Applied Ecology* 34: 1413–1425.
- Klimešová, J. (1994) The effects of timing and duration of floods on growth of young plants of *Phalaris arundinacea* L. and *Urtica dioica* L.: An experimental study. – *Aquat. Bot.* 48: 21–29.
- Kočí, M., Chytrý, M. et 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.
- Kopecký, K. (1961) Fytoekologický a fytoocenologický rozbor porostů *Phalaris arundinacea* L. na náplavech Berounky. – *Rozpravy ČSAV.* 71/6, 105 p.
- Kovář, P. (2002) *Geobotanika. Úvod do ekologické botaniky.* Karolinum, Praha.
- Kovář, P. (1981) The grassland communities of the southeastern basin of the Labe river. 1. Syntaxonomy. – *Folia Geobotanica & Phytotaxonomica* 16: 1–43.
- Kovář, P. (1983) The grassland communities of the southeastern basin of the Labe river. 1. Synecology. – *Folia Geobotanica & Phytotaxonomica* 18: 161–186.
- Kovář, P. et Lepš, J. (1986): Ruderal communities of the railway station Česká Třebová (Eastern Bohemia, Czechoslovakia) - remarks on the application of classical and numerical methods of classification. – *Preslia* 58: 141-163.
- Kryszak, A. et Grynia, M. (2001) Percentage of grass species versus diversity of meadow associations of the Molinio-Arrhenatheretea class. *Studies on grasses in Poland.* Kraków.
- Kubát, K., Hrouda, L., Chrtek J., Kaplan, Z., Kirschner, J. et Štěpánek, J. (eds.) (2002) *Klíč ke květeně ČR.* Academia, Praha.
- Kubíková, J. (1976) materiály depon. in AOPK Praha.
- Kubíková, J. (1999) *Ekologie vegetace střední Evropy, I. Díl.* Praha.
- Kubíková, J. et Řezníček, J. (1989) Hrnčířské louky a rybníky. Chráněná území v Praze. – *Nika* 10: 174.
- Kučera, T. (1996) Degradace údolních luk na Křivoklátsku. – *Příroda* 4: 131–138.
- Lawesson J.E. et Mark S. (2000) pH and Ellenberg reaction values for Danish forest plants. – In: White P.S., Mucina L. et Lepš J. (eds): *Vegetation science in retrospect and perspective. Proceedings IAVS Symposium, Uppsala.* pp. 153-155.
- Legendre, P. et Fortin, M.J. (1989) Spatial pattern and ecological analysis. – *Vegetatio* 80: 107–138.
- Lellák, J., Kubíček, F. (1992) *Hydrobiologie.* Karolinum, Praha. 80 pp.
- Lepš, J. et Hadincová, V. (1992) How reliable are our vegetation records? – *Journal of Vegetation Science* 3: 119–124.
- Levin, S. A. (1992) The problem of pattern and scale in ecology. – *Ecology* 73: 1943–1967.
- Likens, G. E. (1989) *Long-term studies in ecology. Approaches and alternatives.* Springer, New York.
- Lindborg, R. et Eriksson, O. (2004) Historical landscape connectivity affects present plant species diversity. – *Ecology* 87: 1840–1845.
-

-
- Loucks, O.L. (1970) Evolution of diversity, efficiency and community stability. – *Am. Zool.* 10: 17–25.
- Löw & spol. (1996) Plán péče na období 2000-2009, Hrnčířské louky, Brno.
- MacArthur, R.H. et Wilson, E.O. (1967) *The theory of island biogeography*. University Press, Princeton.
- Marten, G.C., Heath, M.E. (1973) Reed canarygrass. – In: Heath, M.E., Metcalfe, D.S. et Barnes, R.F. (eds.) *Forages: The science of grassland agriculture*. The Iowa State University Press, Ames, IA.
- McCune, B. et Mefford, M. J. (1999) *PC-ORD. Multivariate Analysis of Ecological Data*. MjM Software, Glenden Beach, Oregon, U.S.A.
- McGeoch M.A. (1998): The selection, testing and application of terrestrial insects as bioindicators. – *Biological Review* 73: 181–202.
- McLatchey, G.P. et Reddy, K.R. (1998) Wetlands and aquatic processes. Regulation of organic matter decomposition and nutrient release in a wetland soil. – *Journal of Environmental Quality* 27: 1268–1274.
- Michalik, S. (1992) Anthropogenic changes in the meadow vegetation in the Rudawa river valley near Zabierzow (S. Poland). *Voröff. Geobot. Ints. ETH, Stiftung Rübel, Zürich*, 107: 82–93.
- Moravec J., Neuhäusl R., Blažková D., Husová M., Kolbek J., Krahulec F. et Neuhäuslová-Novotná Z. (1991) *Přirozená vegetace území hlavního města Prahy a její rekonstrukční mapa*. Academia, Praha.
- Moravec, J. et al. (1994) *Fytocenologie*. Academia, Praha.
- Moravec, J. et al. (1995): *Rostlinná společenstva České republiky a jejich ohrožení*. Severočes. Přír. Litoměřice.
- Moravec, J.(ed.)(1989-2000) *Přehled vegetace České republiky*. Svazek 1-2. Praha.
- Mueller-Dombois D. et Ellenberg H. (1974) *Aims and Methods of Vegetation Ecology*. New York: John Wiley and Sons, 547 p.
- 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. et Sádlo, J. (1998) *Mapa potenciální přirozené vegetace České republiky*. Academia, Praha.
- Nilsson, S.G. et Bengtsson, J., As, S. (1988) Habitat diversity or area per se? Species richness of woody plants, carabid beetles and land snails on island. – *Journal of Anim. Ecol.* 57: 658–704.
- Nožička (1957) *Přehled vývoje našich lesů*. Státní zemědělské nakladatelství. Praha.
- Oomes, M. J. M., Olf, H. et Altena, H. J. (1996) Effects of vegetation management and raising the water table on nutrient dynamics and vegetation change in a wet grassland. – *J. Appl. Ecol.* 33: 576–588.
- Orloci, L. (1967) An agglomerative method for classification of plant communities. – *Journal of Ecology* 55: 193–205.
- Palek, L. (1977) Příspěvek ke květeně Prahy I. – *Zprávy Čs. Bot. Společ.* 12: 171–182.
- Persson, S. (1980) Succession in a Swedish deciduous wood: A numerical approach. – *Vegetatio* 43: 103–122.
- Petříček, V. a kol. (1999) *Péče o chráněná území. 1. Nelesní společenstva*. AOPK Praha.
-

-
- Petts, G.E. (1989) Historical analysis of fluvial hydrosystems. John Wiley & Sons, Chichester, UK.
- Pickett, S.T.A. et Cadenasso, M.L. (2005) Vegetation dynamics. – In: van der Maarel, E. (ed.), Vegetation Ecology. Blackwell Science Ltd., Malden, pp. 172–198.
- Podani, J. (2001) SYN-TAX 2000. User's manual. Scientia, Budapest.
- Prach, K. (1992) Vegetation, microtopography and water table in the Lužnice River floodplain, South Bohemia, Czechoslovakia. – Preslia 64: 357–367.
- Prach, K. (1993) Vegetation changes in a wet meadow complex, South Bohemia, Czech Republic. – Folia Geobotanica & Phytotaxonomica 28: 1–13.
- Prach, K., Jeník, J. et Large, A.R.G. (1996) Floodplain ecology and management. Netherlands.
- Procházka, S., Macháčková, I., Krekule, J., Šebánek, J. a kol. (1998) Fyziologie rostlin. Academia, Praha.
- Reddy, K.R. et Patrick, W.H. (1984) Nitrogen transformations and loss in flooded soils and sediments. – Crit. Rev. Environ. Control 13: 273–309.
- Rodwell, J. S. (1995) The European Vegetation Survey questionnaire: an overview of phytosociological data, vegetation survey programmes and databases in Europe. – Annales botanicae 53: 87–98.
- Rychnovská, M. (1972) Ecosystem study on grassland biome in Czechoslovakia. Brno.
- Rychnovská, M. (1993) Structure and functioning of seminatural meadows. Academia, Praha.
- Rychnovská, M., Balátová-Tuláčková, E., Úlehlová et B. Pelikán, J. (1985) Ekologie lučních porostů. Academia, Praha.
- Sádlo, J., (1994) Krajina jako interpretovaný text. – In: Kratochvíl Z.: Filosofie živé přírody. Herrmann a synové, Praha, pp. 179 - 190.
- Shaminée, J.H.J., van Kley, J.E. et Ozinga, W.A. (2002) The analysis of long-term changes in plant communities: case studies from the Netherlands. – Phytocenologia 32: 317–335.
- Schaffers, A.P. et 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.
- Scharffová, K. (2003) Vliv několika způsobů obhospodaření na degradovanou luční společenstva s *Holcus mollis* L. ve dvou enklávách východních Krkonoš. Diplomová práce. Depon. in katedra botaniky PřF UK v Praze.
- Skalická, A. (1971) Krátká floristická sdělení. – Zprávy Čs. Bot. Společ. 6: 95-96, 101, 149-150, 184, 188, 217-218, 234-236.
- Skalický, V. (1977) Regionálně fyto geografické členění ČSR. Průhonice. – Inform. Red. Rady. 7: 1–18.
- Skalický, V. et Skalická, A. (1972) Příspěvek k rozšíření některých významnějších rostlin v Praze a nejbližším okolí. – Zprávy Čs. Bot. Společ. 7: 127–153.
- Slavíková, J. (1986) Ekologie rostlin. Státní pedagogické nakladatelství. Praha.
- Smart S.M., Robertson J.C., Shield E.J. et van de Poll H.M. (2003) Locating eutrophication effects across British vegetation between 1990 and 1998. – Global Change Biology 9: 1763–1774.
-

-
- Smart, S. M., Clarke, R. T., van de Poll, H. M., Robertson, E. J., Shield, E. R., Bunce, R. G. H. et Maskell, L. C. (2003) National-scale vegetation change across Britain; an analysis of sample-based surveillance data from the Countryside Surveys of 1990 and 1998. – *Journal of Environmental Management* 67: 239–254.
- Smirnoff, N. et Crawford, R.M.M. (1982) Variation in the structure and response to flooding of root aerenchyma in some wetland plants. – *Ann. Bot.* 51: 237–249.
- Smith, A.D. (1994) A study of the reliability of range vegetation estimates. – *Ecology* 25: 441–448.
- Sokal, R.R. et Rohlf F.J. (1995) *Biometry: the principles and practice of statistics in biological research.* Freeman and Co., New York.
- Statsoft (2006) *Electronic Statistics Textbook.* Tulsa.
- Stevenson, R.J., Bothwell, M.L. et Lowe, R. L. (1996) *Algal ecology, freshwater bentic ecosystems.* Academic press.
- Špryňar, P. (1996) Jarva žilnatá, *Cnidium dubium* (Apiaceae) – nový původní druh pro květeny Prahy. – *Zpr. Čes. Bot. Společ.* 31: 137–145.
- Špryňar, P. (1997) Ohrožené pražské mokřady 3. Periodická kaluž u Šeberova. – *Muzeum a Současnost* 11: 80.
- Špryňar, P., Řezáč, M. et Šumberová, K. (1997a) Ohrožené pražské mokřady 1. Louka „k Rozkoši“ u Hrnčířů. – *Muzeum a Současnost* 11: 39–46.
- Špryňar, P. (1997b) Poznámky k výskytu ostřic *Carex buxbaumii* a *C. hartmanii* v Praze. – *Muzeum a Současnost* 11: 81–85.
- Špryňar, P. (1998) Poznávání květeny v Praze 11 a okolí. – In: Bartoň, J. et al.: *Kniha o Praze 11.* Praha.
- Špryňar, P. (1999) Diverzita pražské květeny. Diplomová práce. Depon. in katedra botaniky PŘF UK v Praze.
- ter Braak, C.J.F. et Gremmen, N.J.M. (1987) Ecological amplitudes of plant species and the internal consistency of Ellenberg's indicator values for moisture. – *Vegetatio* 69: 79–87.
- ter Braak, C.J.F. et Šmilauer, P. (2002) *CANOCO reference manual and user's guide to Canoco for Windows: Software for canonical community ordination.* Ithaca.
- Tichý, L. (2002) Juice, software for vegetation classification. – *Journal of Vegetation Science* 13: 451–453.
- Traczyk, T., Traczyk, H. et Pasternak-Kuśmierska, D. (1984) Reaction of meadow vegetation after seven years of intensive inorganic fertilization. – *Ecol. Pol.* 32: 581–596.
- Tyler, G. et Falkengren-Grerup, U. (1998) Soil chemistry and plant performance – ecological considerations. – *Progress in Botany*, 59: 634–658.
- Updegraff, K., Pastor, J., Bridgham, S.D. et Johnston, C.A. (1995) Environmental and substrate controls over carbon and nitrogen mineralization in northern wetlands. – *Ecol. Appl.*, 5: 151–163.
- van der Maaler, E. (1979) Transformation of cover-abundance values in phytosociology and its effects on community similarity. – *Vegetatio* 39: 97–114.
-

-
- van der Maarel, E. (1993) Relations between sociological-ecological species groups and Ellenberg indicator values. – *Phytocoenologia* 23: 343–362.
- van der Maarel, E., Boot, R., van Dorp, D. et Rijntjes, J. (1985) Vegetatio succession on the dunes near Oostvoorne, The Netherlands; a comparison of the vegetation in 1959 and 1980. – *Vegetatio* 58: 137–187.
- van Dijk, G. (1991) The status of semi-natural grassland in Europe. – In: Goruij, P.D., Batten, L.A., Norton, J.L. (eds.) *The conservation of lowland dry grassland birds in Europe*. Joint Nature Conservation Committee, Peterborough, pp. 15-36.
- van Dijk, G.M., van Liere, L., Admiraal, W., Bannink, B. A. et Cappon, J. J. (1994): Present state of the water duality of European rivers and implications for management. – *Sci. Total Environ.* 145: 187–195.
- Vanterink, H.O., Pieterse, N.M., Belgers, J.D.M., Wassen, M.J. et de Ruiter, P.C. (2002) N, P, and K budgets along nutrient availability and productivity gradients in wetlands. – *Ecol. Appl.*, 12: 1010–1026.
- Vanterink, H.O., Wassen, M.J., Belgers, J.D.M. et Verhoeven, J.T.A. (2001) Control of environmental variable on species density in fens and meadows: importance of direct effects and effects through community biomass. – *Journal of Ecology* 89: 1033–1040.
- van der Hoef, J., Cressie, N.A.C. et Glenn-Lewin, D.C. (1993) Spatial models for spatial statistics: some unification. – *Journal of Vegetation Science* 4: 441–452.
- Verhoeven, J.T.A., Koerselman, W. et Meuleman, A.F.M. (1996) Nitrogen- or phosphorus-limited growth in herbaceous, wet vegetation: relations with atmospheric inputs and management regimes. – *Trends in ecology and Evolution* 11: 494–497.
- Vermeer, J.G. (1986) The effect of nutrient on shoot biomass and species composition of wetland and hayfield communities. – *Oecologia Plantarum* 7: 31–41.
- Vermeer, J.G. et Berendse, F. (1983) The relationship between nutrient availability, shoot biomass and species richness in grassland and wetland communities. – *Vegetatio* 53: 121–126.
- Vitousek, P. M., Aber, J. D., Howarth, R.W., Likens, G. E., Matson, P. A., Schindler, D. W., Schlesinger, W. H. et Tilman, D. G. (1997) Human alteration of the global nitrogen cycle: Sources and consequences. *Ecol. Appl.*, 7: 737–750.
- Walbridge, R.M. et Naveh, J.A. (2006) Phosphorus in boreal peatlands. – In: Wieder, R.K., Vitt, D.H. (eds.) *Boreal peatland ecosystems*. Springer.
- Wardle, D.A., Bonner, K.I., Barker, G.M., Yeates, G., Nicholson, K.S., Bardgett, R.D., Watson, R.N. et Ghani, A. (1999) Plant removal in perennial grassland: vegetation dynamics, decomposers, soil biodiversity, and ecosystem properties. – *Ecol. Monographs* 69: 535–568.
- Wedin, D.A. et Tilman, D. (1996) Influence of nitrogen loading and species composition on the carbon balance of grassland. – *Science* 274: 1720–1723.
- White, D.J., Haber, E. et Keddy, C. (1993) *Invasive plants of natural habitats in Canada*. Canadian Wildlife Service, Ottawa.
-

-
- Whittaker, H.R. (1965) Dominance and diversity in land plant communities. – *Science* 147: 250–260.
- Wikowski, Z. (1975) The ecology and succession of weevils (Coleoptera, Curculionidae) on mowed meadows in the Zabierzow area. – *Stud. Natur. Ser. A* 12: 1–81.
- Wildi, O. (1989) Analysis of the disintegrating group and gradient structure in Swiss riparian forests. – *Vegetatio* 83: 179–186.
- Zonneveld, I.S. (1983) Principles of bio-indication. – *Environmental monitoring and assessment* 3: 207–217.
- Zoysa, A. K. N., Loganathan, P. et Hedley, M. J. (1998) Effect of forms of nitrogen supply on mobilisation of phosphorus from a phosphate rock and acidification in the rhizosphere of tea. – *Australian J. Soil Research* 36: 373–387.
- Zvára, K. (2003) *Biostatistika*. Karolinum, Praha.

9 Přílohy

Seznam příloh:

- 9.1 Souřadnice umístění fytoecnologických snímků
- 9.2 Výsledky půdních analýz transektů
- 9.3 Použité zkratky druhů
- 9.4 Mapy výskytu jednotlivých druhů v letech 1986 a 2006
- 9.5 Záznamy fytoecnologických snímků
- 9.6 Záznamy fytoecnologických snímků z transektů

9.1 Souřadnice umístění fytoecnologických snímků

Souřadnice odpovídají bodům zakresleným na mapě lokalit nově zaznamenaných fytoecnologických snímků PP Hrnčířské louky (Obrázek 6). Modré body – dnes nová vodní nádrž, zelené body – dnes pole, šedé body – nezopakované snímky.

body	severní šířka	východní délka
1	50°00' 10.6	14°30' 39.1
2	50°00' 5.3	14°30' 40.6
3	50°00' 4.4	14°30' 42.2
4	50°00' 4.4	14°30' 47.8
5	50°00' 3.6	14°30' 46.4
6	50°00' 2.7	14°30' 48.8
7	50°00' 2.7	14°30' 50.2
8	50°00' 3.0	14°30' 52.5
9	50°00' 2.3	14°30' 52.8
10	50°00' 2.8	14°30' 51.1
11	50°00' 1.2	14°30' 46.7
12	50°00' 57.0	14°30' 41.6
13	49°59' 58.9	14°30' 41.9
14	49°59' 59.7	14°30' 40.9
15	50°00' 0.4	14°30' 39.0
16	50°00' 2.8	14°30' 39.4
17	50°00' 13.7	14°30' 37.8
18	50°00' 14.9	14°30' 37.5
	50°00' 13.5	14°30' 40.5
	50°00' 14.2	14°30' 42.3
	50°00' 14.4	14°30' 42.8
	50°00' 14.8	14°30' 41.9
	50°00' 14.3	14°30' 41.2
24	50°00' 16.6	14°30' 40.7
25	50°00' 17.7	14°30' 40.3
26	50°00' 17.5	14°30' 38.7
27	50°00' 16.9	14°30' 38.1
28	50°00' 16.5	14°30' 38.8
29	50°00' 17.4	14°30' 37.3
30	50°00' 17.0	14°30' 36.0
31	50°00' 16.9	14°30' 34.9
32	50°00' 15.7	14°30' 37.6
33	50°00' 15.8	14°30' 35.2
34	50°00' 18.0	14°30' 30.8
35	50°00' 18.4	14°30' 33.0
36	50°00' 17.3	14°30' 32.0
37	50°00' 17.6	14°30' 31.3
38	50°00' 17.8	14°30' 32.5
	50°00' 19.1	14°30' 35.9
40	50°00' 20.4	14°30' 38.4
41	50°00' 21.4	14°30' 38.1
42	50°00' 25.3	14°30' 44.4
43	50°00' 26.1	14°30' 44.8
44	50°00' 32.1	14°30' 52.5

Body	severní šířka	východní délka
45	50°00' 31.8	14°30' 49.3
46	50°00' 31.5	14°30' 46.8
47	50°00' 30.0	14°30' 48.4
48	50°00' 30.2	14°30' 47.7
49	50°00' 29.5	14°30' 48.2
50	50°00' 28.9	14°30' 47.8
51	50°00' 29.0	14°30' 48.6
52	50°00' 29.4	14°30' 52.4
53	50°00' 27.9	14°30' 48.6
54	50°00' 27.5	14°30' 48.0
55	50°00' 26.9	14°30' 48.0
56	50°00' 26.4	14°30' 49.3
57	50°00' 24.9	14°30' 47.9
58	50°00' 25.8	14°30' 47.0
59	50°00' 25.5	14°30' 48.5
60	50°00' 24.0	14°30' 46.9
61		
62	50°00' 23.0	14°30' 44.5
63	50°00' 23.7	14°30' 43.7
64	50°00' 29.3	14°30' 46.4
65	50°00' 29.2	14°30' 43.3
66	50°00' 31.2	14°30' 44.6
67	50°00' 31.0	14°30' 42.9
68	50°00' 31.6	14°30' 45.4
69	50°00' 32.5	14°30' 46.2
70	50°00' 39.2	14°30' 34.1
71	50°00' 15.2	14°30' 42.0
72	50°00' 17.0	14°30' 31.3
73	50°00' 29.7	14°30' 59.5
74	50°00' 29.3	14°30' 59.2
75	50°00' 37.3	14°30' 37.0
76	50°00' 36.0	14°30' 37.2
77	50°00' 39.7	14°30' 32.3
78	50°00' 40.3	14°30' 31.8
79	50°00' 45.1	14°30' 29.6
80	50°00' 40.5	14°30' 19.3
81	50°00' 40.4	14°30' 17.6
82		
83	50°00' 41.4	14°30' 16.3
84	50°00' 39.3	14°30' 23.6
85	50°00' 38.8	14°30' 22.9
86	50°00' 40.6	14°30' 18.3
87	50°00' 39.4	14°30' 15.4
88	50°00' 39.9	14°30' 17.1
89	50°00' 40.5	14°30' 21.8
90	50°00' 39.5	14°30' 16.3
91	50°00' 39.8	14°30' 22.1
92	50°00' 40.0	14°30' 14.8
93		
94		
95	50°00' 15.9	14°30' 41.2

9.2 Výsledky půdních analýz transektů

U každého vzorku je číslem označen transekt (Obrázek 7) a písmenem daný metr odběru půdního vzorku na transektu (A – 1 m, B – 8 m, C – 15 m, D – 22 m, E – 29 m, F – 36 m).

vzorek	fosfor mg/1000g	dusík %	uhlík %	poměr C:N	pH aktivní	pH výměnné
1A	14.44	0.759	4.511	5.94	6.36	5.7
1B	11.95	0.807	4.498	5.57	6.25	5.62
1C	8.36	0.811	4.580	5.65	6.15	5.56
1D	11.49	1.033	4.439	4.30	6.1	5.51
1E	8.66	0.914	5.462	5.97	5.7	5.09
1F	9.01	0.903	5.391	5.97	6.03	5.54
2A	30.75	0.529	2.299	4.34	5.65	4.9
2B	6.22	0.939	4.016	4.28	5.32	4.58
2C	5.03	0.752	4.923	6.54	5.4	4.73
2D	9.07	0.918	6.129	6.67	5.63	5.14
2E	13.21	1.373	10.264	7.48	5.92	5.47
2F	10.89	1.145	8.377	7.32	6.12	5.57
3A	35.75	0.768	3.880	5.05	6.42	5.87
3B	10.15	1.148	8.186	7.13	6.16	5.63
3C	13.32	1.326	11.157	8.42	5.7	5.21
3D	15.81	1.087	8.666	7.97	6.42	5.94
3E	5.07	0.867	6.374	7.35	6.47	5.89
3F	5.69	0.731	4.459	6.10	6.4	5.73
5A	10.34	0.706	5.209	7.38	5.44	4.78
5B	8.39	0.801	5.890	7.35	5.51	4.83
5C	10.33	1.045	6.923	6.62	6.05	5.63
5D	24.60	1.318	12.455	9.45	6.28	5.88
5E	20.59	1.806	20.185	11.18	6.23	5.87
5F	18.15	1.652	18.487	11.19	6.08	5.75
6A	13.62	0.844	6.743	7.99	6.53	6.08
6B	22.79	1.110	9.271	8.35	6.3	5.8

vzorek	fosfor mg/1000g	dusik %	uhlik %	poměr C:N	pH aktivní	pH výměnné
6C	11.32	1.109	10.302	9.29	5.89	5.36
6D	13.00	1.115	9.960	8.93	6.12	5.62
6E	10.75	0.797	4.553	5.71	5.81	5.1
6F	9.02	0.717	4.354	6.07	5.93	5.31
7A	9.64	0.832	4.784	5.75	6.18	5.64
7B	12.11	0.789	4.878	6.19	6.54	5.96
7C	13.19	0.643	4.555	7.09	6.69	6.15
7D	11.48	0.621	3.480	5.60	5.93	5.29
7E	7.22	0.731	4.028	5.51	5.75	5.13
7F	10.32	0.784	4.899	6.25	6.1	5.57
8A	10.28	0.996	5.971	5.99	5.3	4.57
8B	6.13	1.211	7.582	6.26	5.2	4.39
8C	8.74	1.024	6.952	6.79	5.06	4.29
8D	8.83	1.020	7.740	7.59	5.2	4.48
8E	11.37	1.192	8.960	7.51	5.85	5.21
8F	9.05	1.086	8.373	7.71	5.81	5.12
9A	14.38	0.718	3.862	5.38	5.97	5.44
9B	16.07	0.850	6.491	7.64	5.8	5.26
9C	10.24	0.848	5.714	6.74	6.36	5.75
9D	13.12	1.031	8.044	7.80	6.15	5.62
9E	15.79	1.162	9.805	8.44	6.26	5.79
9F	15.94	1.259	10.665	8.47	6.17	5.7
10A	8.85	0.709	4.065	5.73	5.47	4.7
10B	6.38	0.825	5.175	6.27	5.69	4.88
10C	8.99	1.003	8.240	8.22	5.92	5.22
10D	6.72	1.108	7.915	7.15	6.06	5.4
10E	13.04	1.159	7.840	6.76	6.26	5.64
10F	12.65	0.948	7.154	7.54	6.1	5.52

9.3 Použité zkratky druhů

Alo pra	<i>Alopecurus pratensis</i>
Ant odo	<i>Anthoxanthum odoratum</i>
Bet off	<i>Betonica officinalis</i>
Car acu	<i>Carex acuta</i>
Car ces	<i>Carex cespitosa</i>
Car dis	<i>Carex disticha</i>
Car hir	<i>Carex hirta</i>
Car pra	<i>Cardamine pratensis</i>
Car vul	<i>Carex vulpina</i>
Cir arv	<i>Cirsium arvense</i>
Cir can	<i>Cirsium canum</i>
Cyn sri	<i>Cynosorus cristatus</i>
Dac glo	<i>Dactylis glomerata</i>
Des ces	<i>Deschampsia cespitosa</i>
Ele pal	<i>Eleocharis palustris</i> agg.
Ely rep	<i>Elymus repens</i>
Fes rub	<i>Festuca rubra</i> agg.
Fil ulm	<i>Filipendula ulmaria</i>
Gal alb	<i>Galium album</i>
Gal bor	<i>Galium boreale</i>
Her shp	<i>Heracleum sphondylium</i>
Hol lan	<i>Holcus lanatus</i>
Lat pra	<i>Lathyrus pratensis</i>
Leu vul	<i>Leucanthemum vulgare</i> agg.
Lych flo	<i>Lychnis flos-cuculi</i>
Lys num	<i>Lysimachia nummularia</i>
Lyt sal	<i>Lythrum salicaria</i>
Per amp	<i>Persicaria amphibia</i>
Per bis	<i>Persicaria bistorta</i>
Pha aru	<i>Phalaris arundinacea</i>
Phr aus	<i>Phragmites australis</i>
Poa tri	<i>Poa trivialis</i>
Ran acr	<i>Ranunculus acris</i>
Ran aur	<i>Ranunculus auricomus</i> agg.
Ran rep	<i>Ranunculus repens</i>
Rum ace	<i>Rumex acetosa</i>
San off	<i>Sanguisorba officinalis</i>
Ste gra	<i>Stellaria graminea</i>
Tar sec	<i>Taraxacum</i> sect. <i>Ruderalia</i>
Tri fla	<i>Trisetum flavescens</i>
Urt dio	<i>Urtica dioica</i>

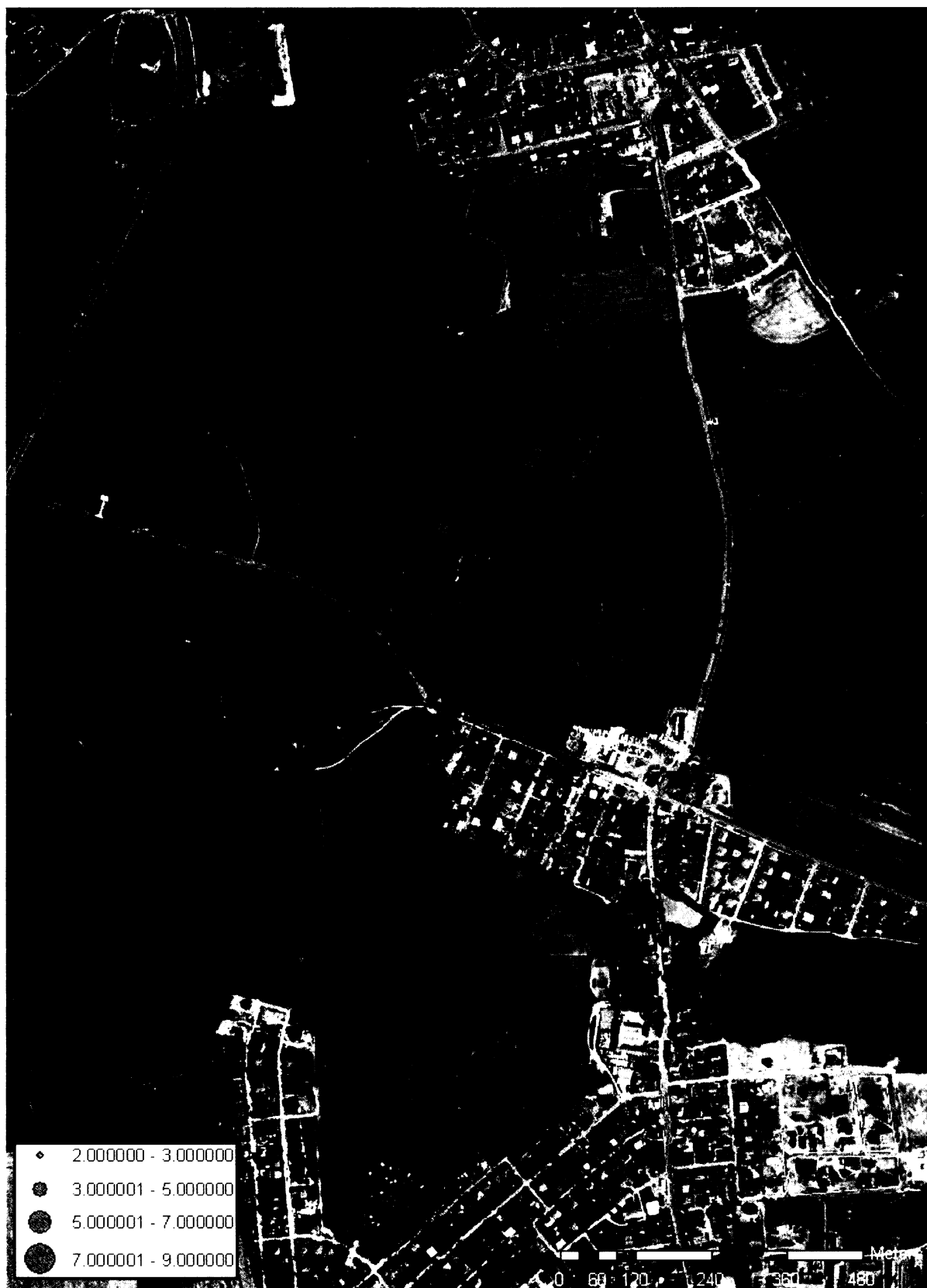
9.4 Mapy výskytu jednotlivých druhů v letech 1986 a 2006

Mapy jsou zhotoveny pro tyto druhy:

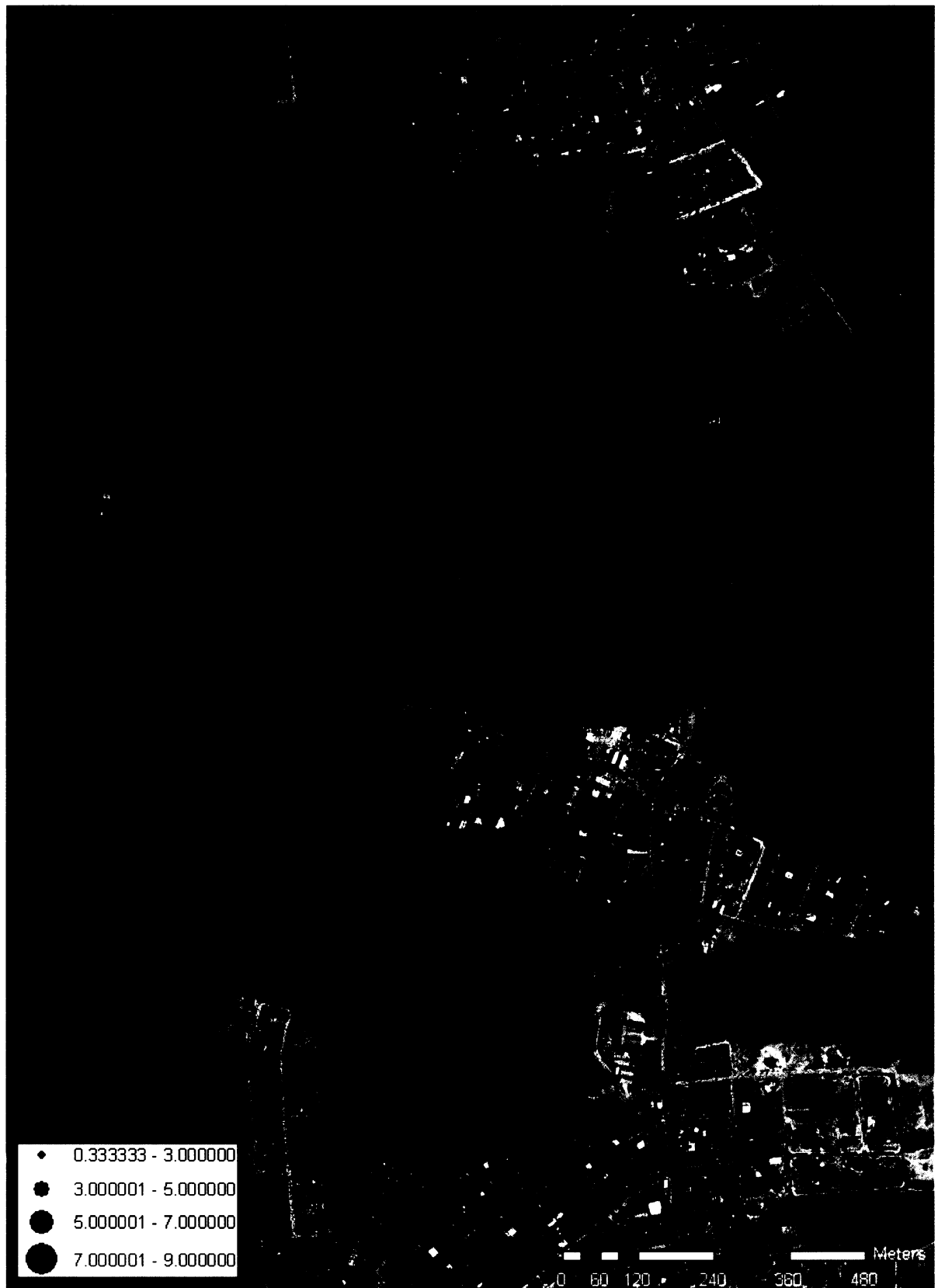
- *Alopecurus pratensis*
- *Carex acuta*
- *Dactylis glomerata*
- *Deschampsia cespitosa*
- *Elymus repens* – pouze rok 2006 (v minulosti není ve snímkovém materiálu)
- *Filipendula ulmaria*
- *Phalaris arundinacea*
- *Phragmites australis*
- *Urtica dioica*

V každé mapě je zaznamenán výskyt druhu na základě jeho pokryvnosti ve snímku (u každé mapy vlevo dole je označena velikost pokryvnosti). Pokryvnost je zapsána v jedenáctičlenné Domin-Hadačově stupnici. Velikost jednotlivého záznamu pokryvnosti je uvedena u každé mapy vlevo dole. Vzhledem k trojnásobnému množství snímků v současnosti je na mapách zobrazen průměr pokryvnosti (spočítán jako aritmetický průměr pokryvnosti daného druhu v každé trojici nově vytvořených snímků).

Mapa výskytu *Alopecurus pratensis* v roce 1986.



Mapa výskytu *Alopecurus pratensis* v roce 2006.



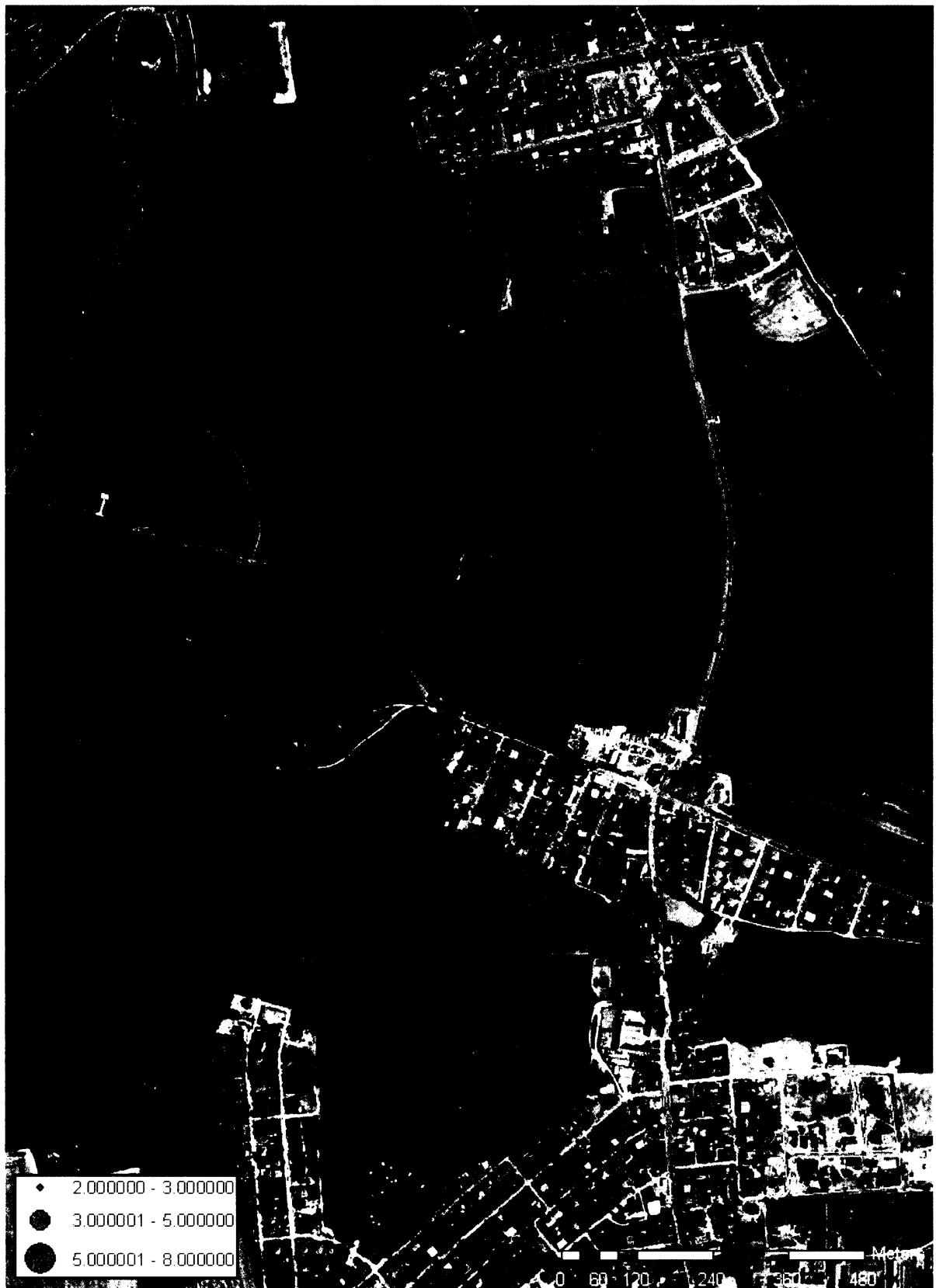
Mapa výskytu *Carex acuta* v roce 1986.



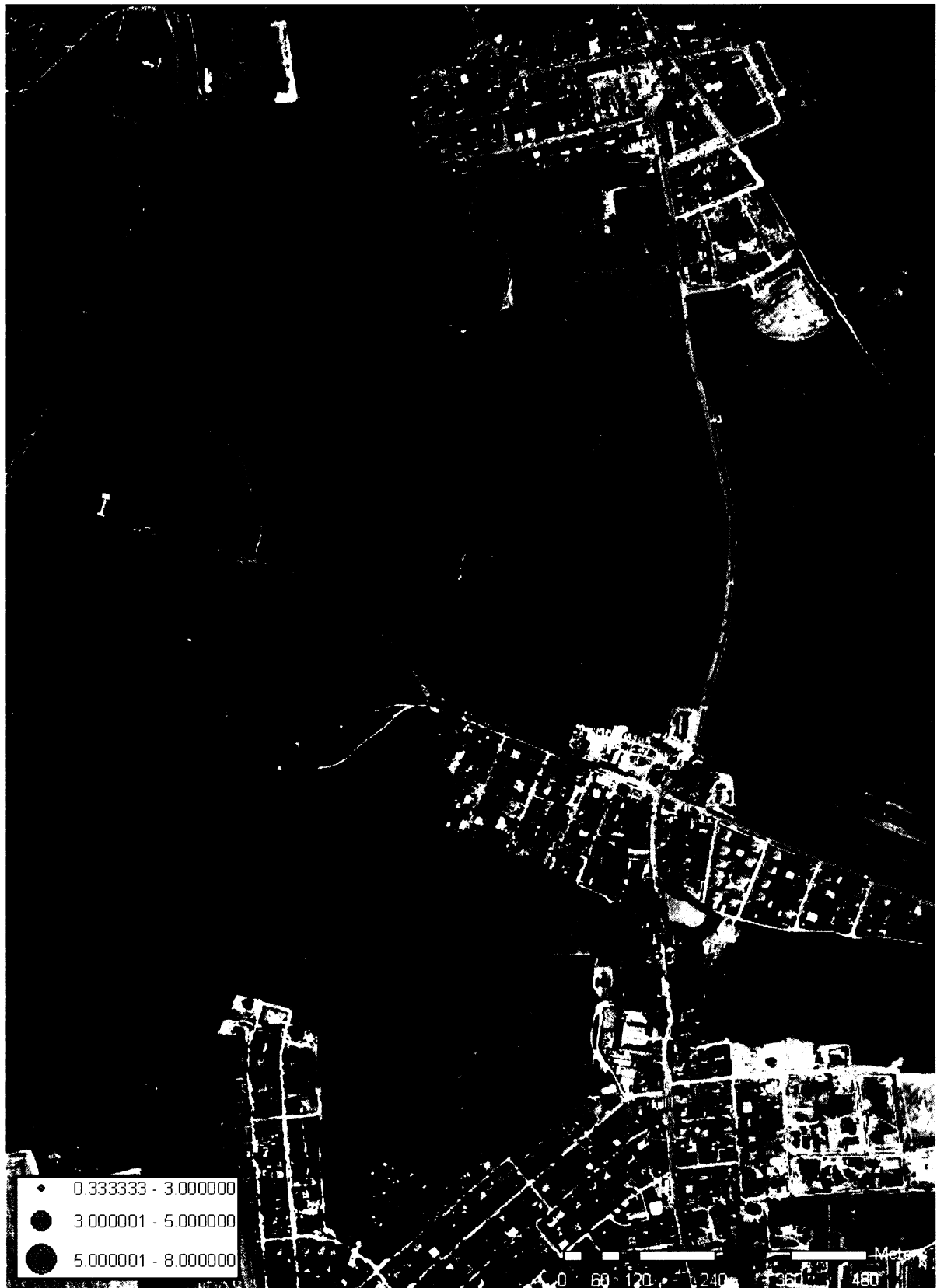
Mapa výskytu *Carex acuta* v roce 2006.



Mapa výskytu *Dactylis glomerata* v roce 1986.



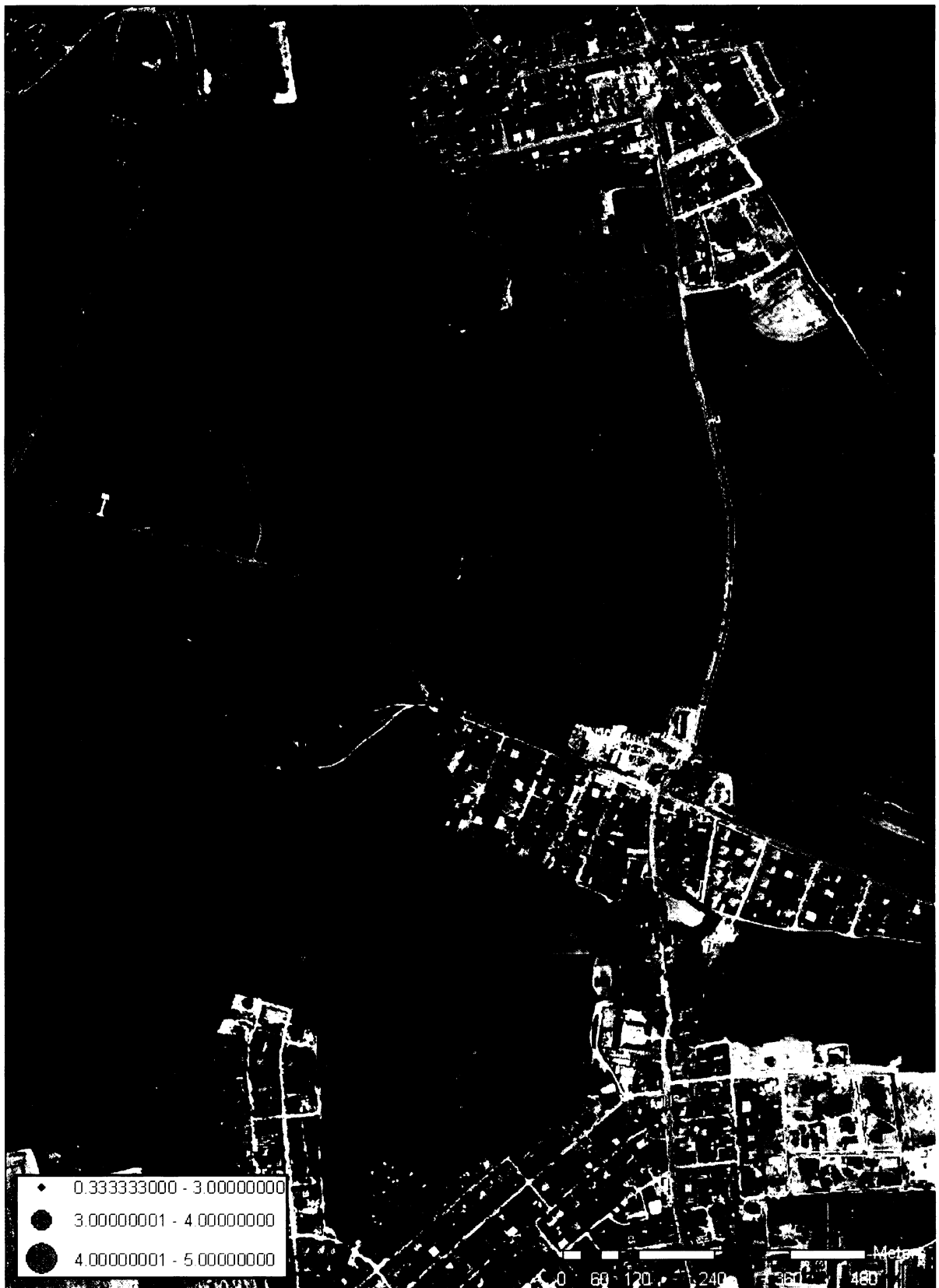
Mapa výskytu *Dactylis glomerata* v roce 2006.



Mapa výskytu *Deschampsia cespitosa* v roce 1986.



Mapa výskytu *Deschampsia cespitosa* v roce 2006.



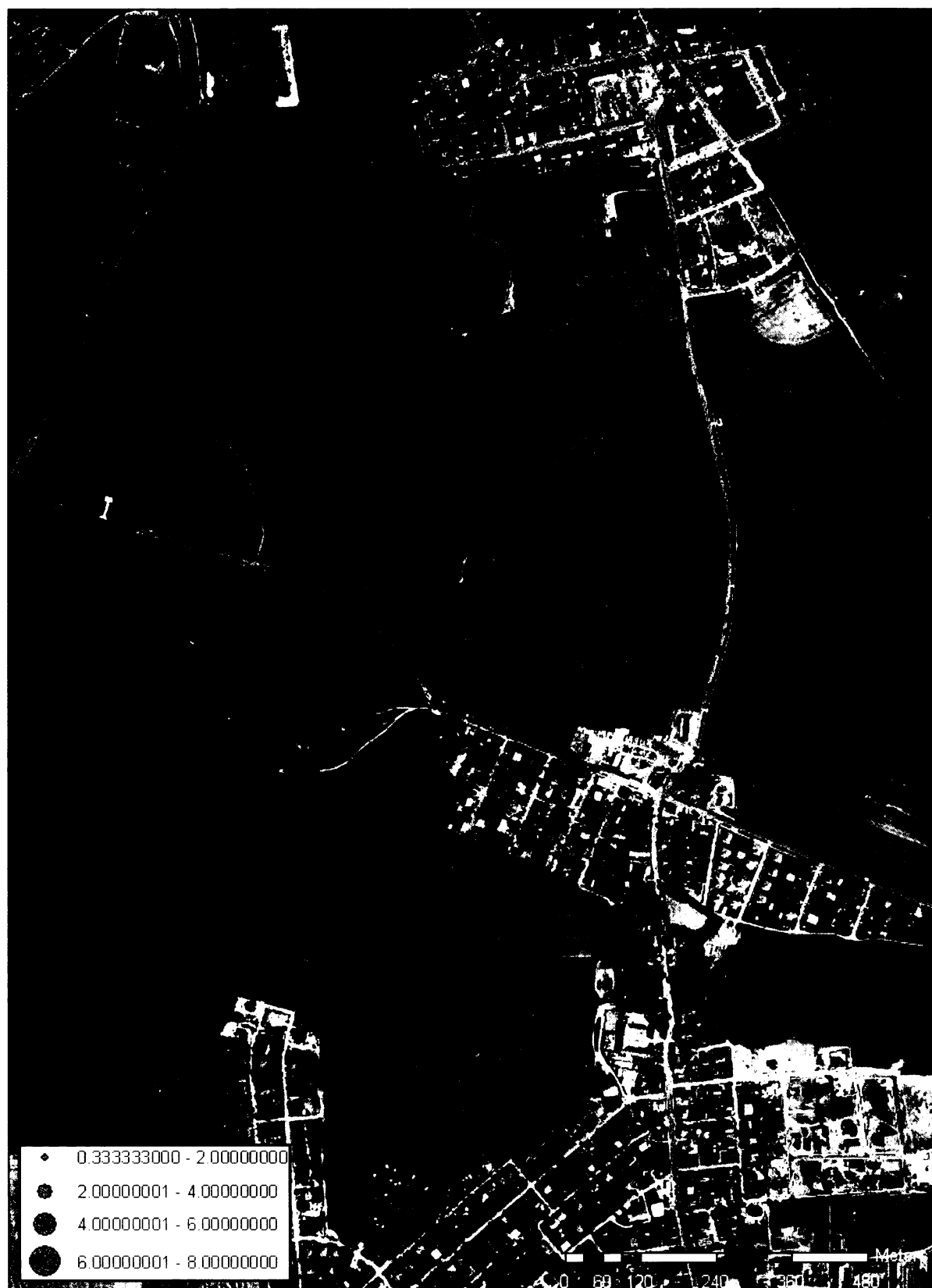
Mapa výskytu *Elymus repens* v roce 2006.



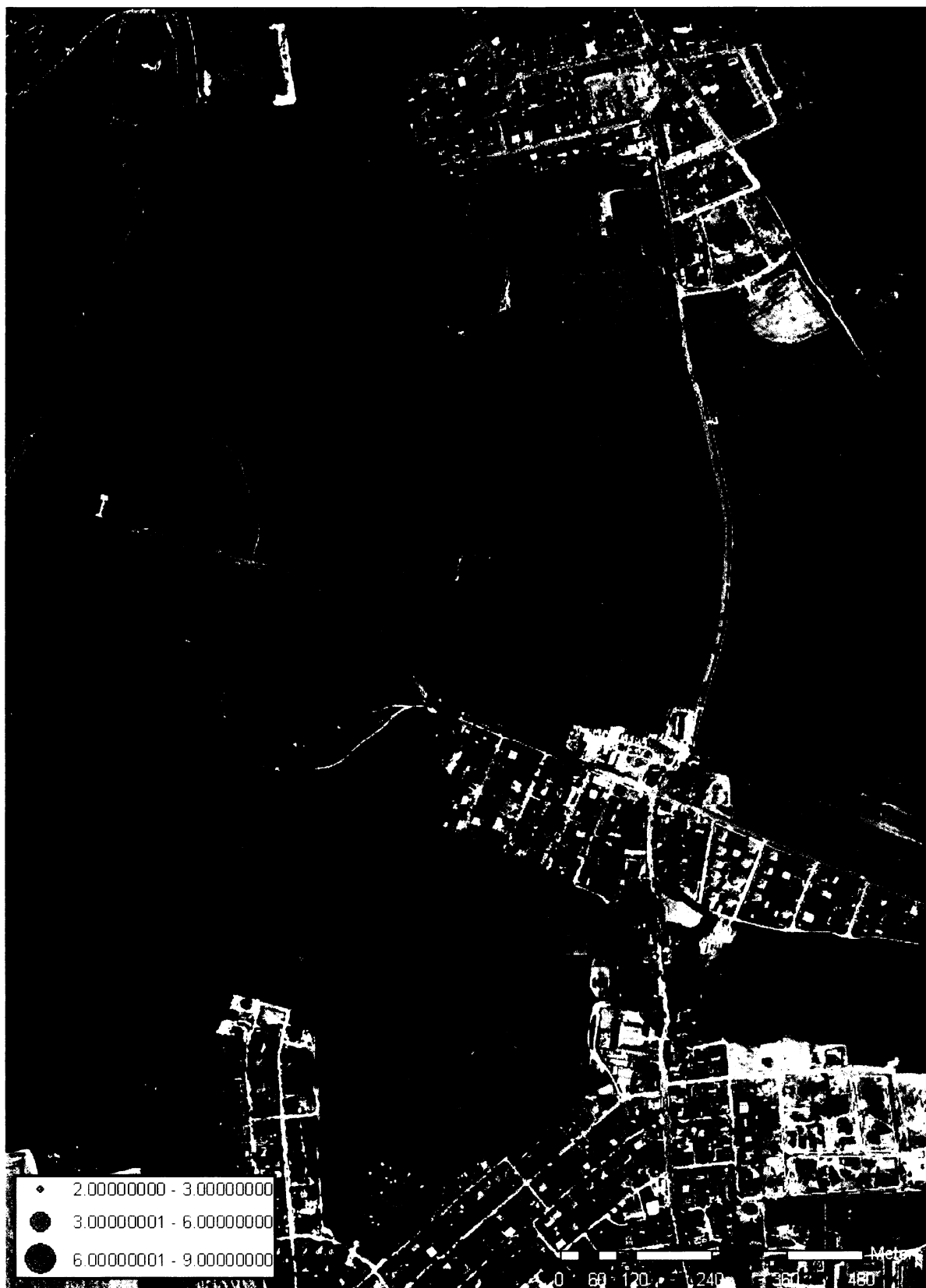
Mapa výskytu *Filipendula ulmaria* v roce 1986.



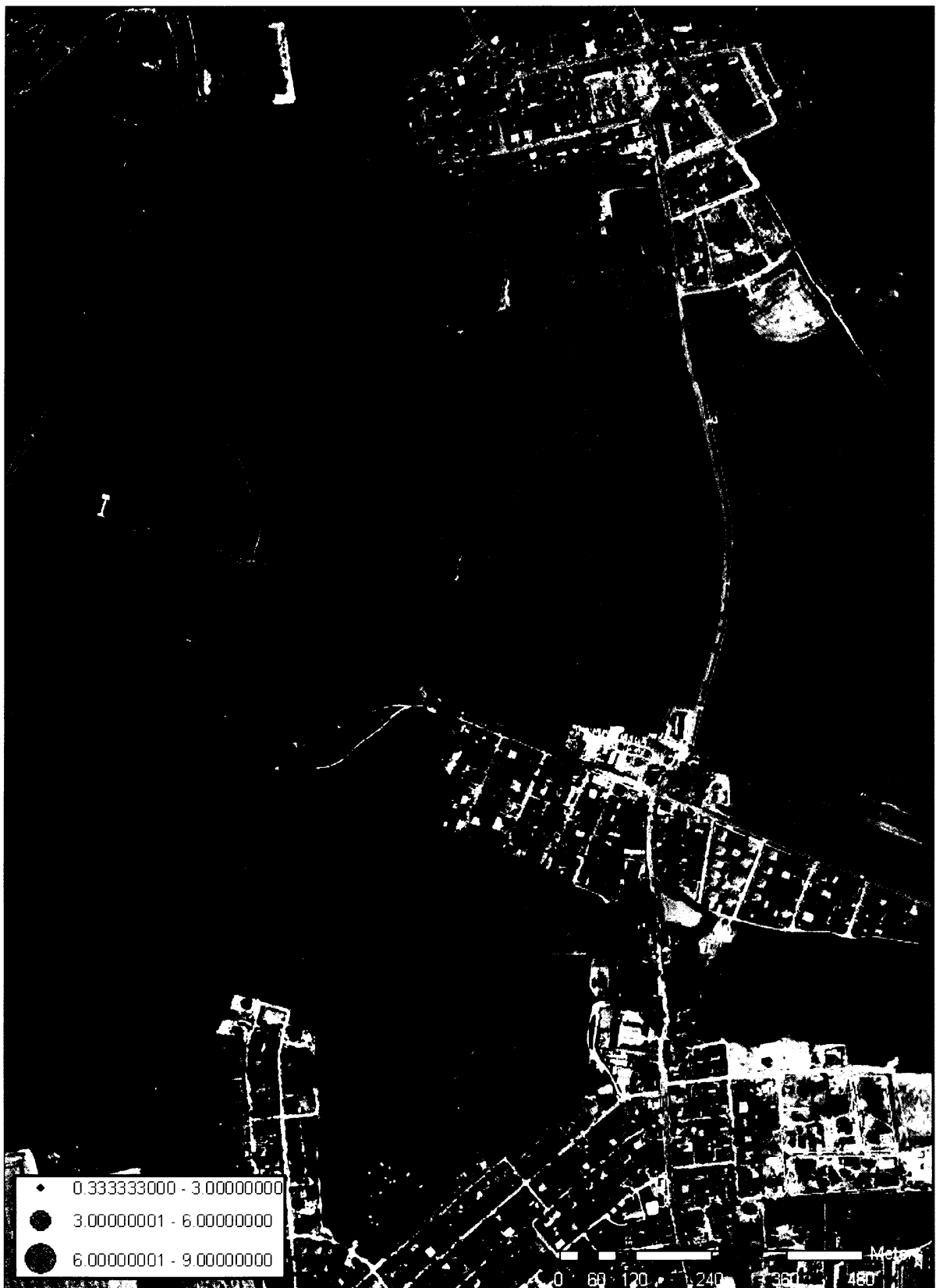
Mapa výskytu *Filipendula ulmaria* v roce 2006.



Mapa výskytu *Phalaris arundinacea* v roce 1986.



Mapa výskytu *Phalaris arundinacea* v roce 2006.



Mapa výskytu *Phragmites australis* v roce 1986.



Mapa výskytu *Phragmites australis* v roce 2006.



Mapa výskytu *Urtica dioica* v roce 1986.



Mapa výskytu *Urtica dioica* v roce 2006.



CARICETUM GRACILIS

Tabulka číslo 1 / 1

Číslo snímku	37-3	26-1	67-2	67-1	49-1	47-3	49-2	47-1
Rok	2005	2006	2005	2005	2005	2005	2005	2005
Měsíc	07	05	06	06	06	06	06	06
Den	16	28	01	01	03	02	03	02
Plocha snímku (m ²)	25.00	25.00	25.00	25.00	25.00	25.00	25.00	25.00
Celková pokryvnost (%)	100	85	98	98	100	100	100	100

Diferenciální svazové druhy

<i>Carex acuta</i>	7	5	6	6	5	8	9	9
<i>Caltha palustris</i>	1	2	5	6	2	3	4	4
<i>Lysimachia nummularia</i>	1	3	4	4	1	1	2	1
<i>Galium palustre</i>	1	.	4	4	+	1	1	2
<i>Phalaris arundinacea</i>	3	1	.	.	1	.	1	3
<i>Poa palustris</i>	3	+	3
<i>Ranunculus repens</i>	+	+	.	.	.	1	.	3
<i>Carex cespitosa</i>	.	1	.	.	4	2	4	.
<i>Carex leporina</i>	.	2	2	1	+	.	.	.
<i>Carex acutiformis</i>	4
<i>Carex disticha</i>	.	1	.	.	3	.	.	.
<i>Carex vulpina</i>	.	2	.	1
<i>Juncus articulatus</i>	+	.	+
<i>Juncus conglomeratus</i>	+	.	.	.	2	2	.	1
<i>Lysimachia vulgaris</i>	1
<i>Lythrum salicaria</i>	2	1	.	.	1	.	+	.
<i>Mentha aquatica</i>
<i>Persicaria amphibia</i>	+	.

Ostatní druhy

<i>Agrostis stolonifera</i>	.	.	.	1
<i>Alopecurus pratensis</i>	.	4	4	3	4	2	3	2
<i>Anthoxanthum odoratum</i>	.	.	2	1	+	.	.	.
<i>Calamagrostis epigejos</i>	1
<i>Cardamine pratensis</i>	.	+	+
<i>Carex curvata</i>	.	4
<i>Carex hirta</i>	.	1	1
<i>Carex nigra</i>	.	.	5	3
<i>Cerastium arvense</i>	.	.	2
<i>Cerastium holosteoides</i>	.	.	.	2
<i>Cirsium canum</i>	1	2	2	+	+	.	.	.
<i>Cirsium palustre</i>	2
<i>Cynosurus cristatus</i>	.	.	.	+
<i>Dactylis glomerata</i>
<i>Deschampsia cespitosa</i>	+	.	3	+
<i>Dianthus carthusianorum agg.</i>
<i>Eleocharis palustris agg.</i>	2
<i>Elymus repens</i>	.	.	1
<i>Festuca pratensis s.str.</i>	.	.	3	2	1	.	.	.
<i>Festuca rubra</i>	.	+	.	2
<i>Filipendula ulmaria</i>	6	.	.	.	5	.	.	.

CARICETUM GRACILLIS

Tabulka číslo 1 / 2

Číslo snímku	37-3	26-1	67-2	67-1	49-1	47-3	49-2	47-1
Rok	2005	2006	2005	2005	2005	2005	2005	2005
Měsíc	07	05	06	06	06	06	06	06
Den	16	28	01	01	03	02	03	02
Plocha snímku (m ²)	25.00	25.00	25.00	25.00	25.00	25.00	25.00	25.00
Celková pokrývnost (%)	100	85	98	98	100	100	100	100
<i>Galium uliginosum</i>	3
<i>Geranium pratense</i>	.	2
<i>Holcus lanatus</i>	+	+	3	2	.	.	+	.
<i>Inula salicina</i>
<i>Juncus compressus</i>	.	.	.	1
<i>Juncus effusus</i>	2	.	2	2	2	.	.	.
<i>Juncus filiformis</i>	.	.	.	+
<i>Lathyrus pratensis</i>	1	1	5	4	3	1	2	.
<i>Lolium perenne</i>
<i>Lychnis flos-cuculi</i>	.	1	2
<i>Medicago sativa</i>	.	.	+	+
<i>Mentha arvensis</i>
<i>Myosotis laxiflora</i>	+	.
<i>Persicaria bistorta</i>	.	+	.	1
<i>Phleum pratense</i>	.	.	.	+
<i>Phragmites australis</i>	3
<i>Poa pratensis</i>	.	3	4	4	3	.	3	.
<i>Poa trivialis</i>	.	2	4	3	2	2	2	2
<i>Ranunculus acris</i>	2	+	3	3	+	.	2	.
<i>Ranunculus auricomus</i>	+	1	1	.
<i>Ranunculus flammula</i>	+	.
<i>Rumex acetosa</i>	.	+	+	.	.	.	+	.
<i>Rumex crispus</i>	.	+
<i>Sanguisorba officinalis</i>	2	4	1	1	2	1	3	.
<i>Scirpus sylvaticus</i>	2	3
<i>Selinum carvifolia</i>	+
<i>Serratula tinctoria</i>
<i>Taraxacum sect. Ruderalia</i>	.	.	.	+	+	.	+	.
<i>Thalictrum lucidum</i>
<i>Trifolium hybridum</i>	.	+	1
<i>Trifolium pratense</i>
<i>Trifolium species</i>	.	1

Tabulka číslo 2 / 1

Číslo snímku	47-2	49-3	50-2	50-1	36-1	36-2	2-1	8-2
Rok	2005	2005	2005	2005	2005	2005	2005	2005
Měsíc	06	06	06	06	07	07	06	06
Den	02	03	03	03	13	13	09	24
Plocha snímku (m ²)	25.00	25.00	25.00	25.00	25.00	25.00	25.00	25.00
Celková pokrývnost (%)	100	100	95	100	100	100	90	100

Diferenciální svazové druhy

<i>Carex acuta</i>	8	8	7	8	7	6	3	5
<i>Caltha palustris</i>	3	4	1	.	4	3	.	.
<i>Lysimachia nummularia</i>	2	2	2	1	1	3	1	.
<i>Galium palustre</i>	1	1	1	.	2	2	3	.
<i>Phalaris arundinacea</i>	1	2	6	3	.	3	3	3
<i>Poa palustris</i>	2	2	3	.
<i>Ranunculus repens</i>	2	+	+	.	.	.	2	.
<i>Carex cespitosa</i>
<i>Carex leporina</i>	2	.
<i>Carex acutiformis</i>
<i>Carex disticha</i>
<i>Carex vulpina</i>	.	.	.	2	.	.	3	.
<i>Juncus articulatus</i>	2	2	.	.
<i>Juncus conglomeratus</i>	1	.	+	1	2	2	2	.
<i>Lysimachia vulgaris</i>	4	4	2	.
<i>Lythrum salicaria</i>	.	2	1	+	3	3	3	3
<i>Mentha aquatica</i>	2	.	.
<i>Persicaria amphibia</i>	.	+	+

Ostatní druhy

<i>Agrostis stolonifera</i>
<i>Alopecurus pratensis</i>	2	3	5	8	.	.	2	.
<i>Anthoxanthum odoratum</i>
<i>Calamagrostis epigejos</i>
<i>Cardamine pratensis</i>	.	1	+	+	.	.	+	.
<i>Carex curvata</i>
<i>Carex hirta</i>	+	3
<i>Carex nigra</i>	.	2	.	.	.	+	.	.
<i>Cerastium arvense</i>
<i>Cerastium holosteoides</i>
<i>Cirsium canum</i>	.	.	+	2	+	2	.	3
<i>Cirsium palustre</i>	2	3	.	.
<i>Cynosurus cristatus</i>
<i>Dactylis glomerata</i>	2
<i>Deschampsia cespitosa</i>	.	.	.	1	3	3	3	.
<i>Dianthus carthusianorum agg.</i>	+	.
<i>Eleocharis palustris agg.</i>	+	+
<i>Elymus repens</i>	2
<i>Festuca pratensis s.str.</i>	.	.	1	1	.	.	.	4
<i>Festuca rubra</i>	.	+
<i>Filipendula ulmaria</i>	.	.	4	.	3	4	.	.

AEGCPODION PODAGRARINE

Číslo snímku	69-3	56-1	56-2	57-1	79-1	70-1	73-1	74-1
Rok	2005	2006	2006	2006	2005	2005	2005	2005
Měsíc	06	06	06	06	06	06	06	06
Den	01	12	12	13	20	20	20	20
Plocha snímku (m ²)	25.00	25.00	25.00	25.00	10.00	25.00	15.00	10.00
Celková pokryvnost (%)	85	98	98	100	98	98	98	98

Diferenciální svazové druhy

<i>Urtica dioica</i>	9	8	9	8	8	9	7	7
<i>Dactylis glomerata</i>	.	.	.	3	+	2	.	.
<i>Elymus repens</i>	.	4	4	1	.	3	2	+
<i>Galeopsis pubescens</i>	.	4	4
<i>Galium aparine</i>	+	4	.	+	1	3	+	3
<i>Geum urbanum</i>	3	+	3	.
<i>Chenopodium album</i>	.	1	.	+	1	.	.	.
<i>Lamium maculatum</i>	6	1
<i>Poa trivialis</i>	.	3	2	4
<i>Taraxacum sect. Ruderalia</i>	.	.	+	+

Ostatní druhy

<i>Alopecurus pratensis</i>	.	4	2	4
<i>Anthriscus sylvestris</i>	+	.
<i>Arrhenatherum elatius</i>	.	.	.	+	.	1	1	4
<i>Calystegia sepium</i>	2	5
<i>Cirsium arvense</i>	.	1	.	+	.	.	1	2
<i>Epilobium tetragonum</i>	.	+	+	+
<i>Equisetum arvense</i>	.	.	.	1
<i>Filipendula ulmaria</i>	1
<i>Geranium pratense</i>	.	.	.	1
<i>Glechoma hederacea</i>	.	.	.	2
<i>Chaerophyllum temulum</i>	.	.	.	+
<i>Chelidonium majus</i>	3	.	.	.
<i>Lathyrus pratensis</i>	.	.	+
<i>Persicaria amphibia</i>	.	+
<i>Persicaria bistorta</i>	.	+	2	4
<i>Phalaris arundinacea</i>	5	2	.	1	.	.	.	2
<i>Phragmites australis</i>	4	4	4	4	3	.	.	.
<i>Poa annua</i>	1	.	.	.
<i>Primula veris</i>	+	.	.	.
<i>Rorippa amphibia</i>	.	+
<i>Rosa canina agg.</i>	+
<i>Rubus caesius</i>	2	1
<i>Sanguisorba officinalis</i>	.	.	.	1
<i>Stellaria media</i>	+	.
<i>Trifolium species</i>	.	.	.	+
<i>Vicia cracca</i>	.	.	.	1	.	.	.	1

PHRAGMITION COMMUNIS

Tabulka číslo 1 / 1

Číslo snímku	17-2	72-1	72-2	72-3	25-2	25-3	25-1	60-2	79-3	78-1	79-2	17-1
Rok	2005	2005	2005	2005	2005	2005	2005	2006	2005	2005	2005	2005
Měsíc	06	06	06	06	06	06	06	06	06	06	06	06
Den	05	05	05	05	05	05	05	15	20	20	20	05
Celková pokryvnost (%)	75	60	60	65	55	70	50	90	98	98	98	75

Diferenciální svazové druhy

<i>Phragmites australis</i>	9	7	7	7	7	7	6	8	8	8	7	8
<i>Calystegia sepium</i>	2	4	3	3	2	2	2	+
<i>Poa nemoralis</i>	2	+	1	.
<i>Glyceria maxima</i>	3
<i>Typha angustifolia</i>
<i>Typha latifolia</i>
<i>Galium palustre</i>
<i>Lythrum salicaria</i>
<i>Persicaria amphibia</i>	1	+	+

Ruderální druhy

<i>Urtica dioica</i>	7	4	3	2	2	3	3	7	.	+	3	6
<i>Galium aparine</i>	1	+	3	1	.
<i>Elymus repens</i>	+	4	.	.
<i>Chenopodium album</i>	2	.
<i>Geum urbanum</i>	1	4	4	.
<i>Galeopsis pubescens</i>

Ostatní druhy

<i>Alopecurus pratensis</i>
<i>Angelica sylvestris</i>	+	.	.	.
<i>Anthriscus sylvestris</i>	1	.
<i>Armoracia rusticana</i>
<i>Arrhenatherum elatius</i>	1	2	.	.
<i>Caltha palustris</i>
<i>Cardamine pratensis</i>
<i>Carex acuta</i>
<i>Carex acutiformis</i>
<i>Carex cespitosa</i>	1	1	1
<i>Carex disticha</i>
<i>Carex nigra</i>	.	.	+	4	2	3	3
<i>Cirsium arvense</i>
<i>Cirsium canum</i>	.	.	+	+	.	.	+
<i>Convolvulus arvensis</i>
<i>Dactylis glomerata</i>	+	.	+	.
<i>Dentaria enneaphyllos</i>	4	.	.
<i>Epilobium tetragonum</i>
<i>Equisetum arvense</i>	.	.	.	+	2	.	3

Tabulka číslo 2 / 1

Číslo snímku	24-1	24-2	24-3	40-2	40-3	56-3	60-1	60-3	78-2	78-3	77-1
Rok	2006	2006	2006	2006	2006	2006	2006	2006	2005	2005	2005
Měsíc	05	05	05	06	06	06	06	06	06	06	06
Den	28	28	28	03	03	12	15	15	20	20	20
Celková pokryvnost (%)	80	80	80	95	90	98	92	90	98	98	98

Diferenciální svazové druhy

Phragmites australis	7	6	8	7	6	8	8	9	6	8	8
Calystegia sepium
Poa nemoralis
Glyceria maxima	.	.	2
Typha angustifolia	1	+
Typha latifolia	1	1
Galium palustre	3
Lythrum salicaria	1	+	.	2	2
Persicaria amphibia

Ruderální druhy

Urtica dioica	1	1	3	3	.	8	4	7	7	6	4
Galium aparine	.	.	.	2	.	.	2	2	2	.	1
Elymus repens	1	.	4	3	3	2
Chenopodium album	2	.	.
Geum urbanum	3	3
Galeopsis pubescens	+

Ostatní druhy

Alopecurus pratensis	.	.	.	7	7	.	3
Angelica sylvestris
Anthriscus sylvestris
Armoracia rusticana	1
Arrhenatherum elatius	+	1	2
Caltha palustris	2	1	+
Cardamine pratensis	1
Carex acuta	.	.	.	4	5
Carex acutiformis	.	.	+
Carex cespitosa	3	2	2
Carex disticha	.	.	+	.	.	.	3
Carex nigra
Cirsium arvense	.	+	.	1	+	.	.	+	1	.	.
Cirsium canum
Convolvulus arvensis	1	+
Dactylis glomerata	+	+
Dentaria enneaphyllos
Epilobium tetragonum	.	.	.	3	3	+	+	1	.	.	.
Equisetum arvense	2	1	.	.	.

PHRAGMITION COMMUNIS

Tabulka číslo 2 / 2

Číslo snímku	24-1	24-2	24-3	40-2	40-3	56-3	60-1	60-3	78-2	78-3	77-1
Rok	2006	2006	2006	2006	2006	2006	2006	2006	2005	2005	2005
Měsíc	05	05	05	06	06	06	06	06	06	06	06
Den	28	28	28	03	03	12	15	15	20	20	20
Celková pokrývnost (%)	80	80	80	95	90	98	92	90	98	98	98
Euphorbia helioscopia	+	.	.	.
Festuca rubra	+	.
Filipendula ulmaria	2	1	2	.	.	1
Galium uliginosum
Geranium pratense
Heracleum sphondylium	+
Hypericum tetrapterum
Chelidonium majus	4
Juncus effusus
Lathyrus pratensis	.	+	.	+
Medicago lupulina	+	.	.
Persicaria bistorta	4
Phalaris arundinacea	4	7	6	7	7	.	8
Poa annua
Poa palustris	3
Poa pratensis
Poa trivialis	+	.	.	5	4	2	3	3	2	2	.
Ranunculus repens	.	.	.	+
Raphanus species	1	.	.	.
Rosa canina agg.	+
Rubus caesius
Sambucus ebulus
Sanguisorba officinalis	.	+	+	.	.	.	+
Solanum dulcamara
Stellaria media	+	.	.
Taraxacum sect. Ruderalia	.	.	.	+
Trifolium hybridum	2	.	.
Trifolium medium	2	.
Trifolium species	.	.	.	1
Veronica persica	1	.	.	.
Vicia tetrasperma	2	.	.	.

CONVOLVULO-AGROPYRION

Číslo snímku	9-1	9-2	9-3	83-1	83-2
Rok	2005	2005	2005	2005	2005
Měsíc	07	07	07	07	07
Den	15	15	15	10	10
Plocha snímku (m ²)	25.00	25.00	25.00	25.00	25.00
Celková pokryvnost (%)	80	95	95	75	75

Diferenciální svazové druhy

<i>Convolvulus arvensis</i>	.	5	7	1	.
<i>Elymus repens</i>	2	4	4	.	.
<i>Arctium tomentosum</i>	3	4	+	.	.
<i>Arrhenatherum elatius</i>	2	2	4	8	7
<i>Artemisia vulgaris</i>	4	4	.	.	.
<i>Calamagrostis epigejos</i>	.	.	.	4	1
<i>Lolium perenne</i>	+
<i>Papaver rhoeas</i>	.	+	+	.	.
<i>Poa pratensis</i>	2	2	.	.	.
<i>Silene vulgaris</i>	+	.	2	.	.
<i>Taraxacum sect. Ruderalia</i>	4	1	.	.	.
<i>Vicia hirsuta</i>	.	.	.	3	3
<i>Galium aparine</i>	.	1	.	.	.
<i>Urtica dioica</i>	.	1	3	+	.

Ostatní druhy

<i>Alopecurus pratensis</i>	3	2	1	.	.
<i>Cardaria draba</i>	.	.	.	2	.
<i>Cirsium arvense</i>	3	.	.	3	.
<i>Dactylis glomerata</i>	5	3	3	.	.
<i>Festuca pratensis s.str.</i>	3
<i>Galium album s.str.</i>	2	.	.	2	1
<i>Heracleum sphondylium</i>	1	1	.	.	.
<i>Hypericum perforatum</i>	+
<i>Leontodon autumnalis</i>	1
<i>Medicago sativa</i>	1
<i>Phalaris arundinacea</i>	.	1	.	.	.
<i>Phleum pratense</i>	.	1	.	.	.
<i>Plantago major</i>	+
<i>Poa trivialis</i>	.	1	2	.	.
<i>Potentilla argentea</i>	1
<i>Potentilla erecta</i>	.	.	.	+	.
<i>Ranunculus auricomus</i>	+	+	.	.	.
<i>Rosa canina agg.</i>	.	.	.	+	.
<i>Stellaria graminea</i>	.	1	.	.	.
<i>Trifolium species</i>	+
<i>Veronica teucrium</i>	+
<i>Vicia villosa</i>	.	+	.	.	.

Tabulka číslo 1 / 1	66-2	66-3	1-1	1-3	1-2	69-1	69-2	50-3	17-3	46-2	48-1	48-3	48-2	54-1	54-2	53-2	31-3	54-3	57-2	41-1	41-2	41-3	46-3	46-1	53-1	52-1	
Číslo snímku	2005	2005	2006	2006	2006	2005	2005	2005	2005	2005	2006	2006	2006	2006	2006	2006	2006	2006	2006	2006	2006	2006	2005	2005	2006	2006	
Rok	06	06	05	05	05	06	06	06	06	06	06	06	06	06	06	06	06	06	06	06	06	06	06	06	06	06	
Měsíc	02	02	25	25	25	01	01	03	05	03	03	03	03	12	12	12	14	12	13	04	04	04	03	03	12	03	
Den	25.00	25.00	25.00	25.00	25.00	25.00	25.00	25.00	25.00	25.00	25.00	25.00	25.00	25.00	25.00	25.00	25.00	25.00	25.00	25.00	25.00	25.00	25.00	25.00	25.00	25.00	
Plocha snímku (m ²)	100	100	90	98	90	85	85	85	55	100	70	65	70	98	98	98	98	98	98	98	75	60	58	100	98	98	90
Celková pokryvnost (%)	100	100	90	98	90	85	85	85	55	100	70	65	70	98	98	98	98	98	98	98	75	60	58	100	98	98	90

Diferenciální svazové druhy

<i>Phalaris arundinacea</i>	2	1	6	7	7	6	4	8	7	8	8	7	7	9	9	8	9	8	7	6	8	8	8	9	9	9
<i>Urtica dioica</i>	9	9	3	3	4	8	9	4	7	1	7	6	6	4	4	4	3	3	2
<i>Myosoton aquaticum</i>	1	+	1	.	.	.
<i>Persicaria amphibia</i>	1	2	2	2	1	+	2	+	.	.	.	1	1	3	1	1	3
<i>Poa palustris</i>	3	1	.	1	.	1	1	4	.
<i>Rumex obtusifolius</i>	+	+	.	.	.

Ruderální druhy

<i>Convolvulus arvensis</i>	.	.	1	1	1
<i>Elymus repens</i>	.	.	1
<i>Galium aparine</i>	3	2	2	.	.	2	1	+	+	+

Ostatní druhy

<i>Alopecurus pratensis</i>	1	.	5	3	3	.	.	4	.	3	1	2	+	+	2	3	7	1	6	7	4	6	2	1	1	3
<i>Caltha palustris</i>	+	1	.	+	.	.	.	3	2	.	.	1	1	3	1	.
<i>Calystegia sepium</i>	2	.	+
<i>Cardamine pratensis</i>	+
<i>Carex acuta</i>	4	1	1	5	4	3	5	1	.
<i>Carex acutiformis</i>	2	.	1
<i>Carex cespitosa</i>	1	+	.	.	1	.	.	.	4	4	2	.	5	2	.	1	.
<i>Carex disticha</i>	1	.	1	4	.	4	3
<i>Carex hirta</i>	.	.	1	1	3
<i>Carex leporina</i>	.	.	.	3
<i>Carex riparia</i>	3
<i>Carex vesicaria</i>	2	.	.
<i>Cirsium arvense</i>	.	.	2	2	3	+	.	.	+	.	.	.	+	+	.
<i>Cirsium canum</i>	.	.	+	1	+	+	+
<i>Deschampsia cespitosa</i>	1	.
<i>Epilobium tetragonum</i>	+	.	+	3	3	3	.	.	1
<i>Equisetum arvense</i>	+	3	.	2
<i>Euphorbia cyparissias</i>	1
<i>Filipendula ulmaria</i>	2	1	3	1	1	4	3	7	5	4	5
<i>Galium album s.str.</i>	.	.	3	+	1	.	.	.	+	2
<i>Galium boreale</i>	.	.	+	4	4	+
<i>Galium palustre</i>	2	2	3	2	3	3	.
<i>Galium uliginosum</i>	1
<i>Galium verum</i>	.	.	2
<i>Geranium pratense</i>	.	.	1	.	2	4	.	1
<i>Glechoma hederacea</i>	3

CARICETUM CESPITOSAE

Číslo snímku	55-2	55-3	95-1	95-2	95-3	68-1	68-2	68-3	55-1	30-1	30-2
Rok	2006	2006	2006	2006	2006	2005	2005	2005	2006	2006	2006
Měsíc	06	06	05	05	05	06	06	06	06	06	06
Den	06	06	28	28	28	02	02	02	06	13	13
Plocha snímku (m ²)	25.00	25.00	25.00	25.00	25.00	25.00	25.00	25.00	25.00	25.00	25.00
Celková pokrývnost (%)	90	90	90	80	80	100	95	98	90	100	98

Diferenciální svazové druhy

<i>Carex cespitosa</i>	9	8	8	4	6	6	4	7	9	7	5
<i>Carex riparia</i>	1	3
<i>Solanum dulcamara</i>	.	.	1	4	2

Ruderální druhy

<i>Urtica dioica</i>	.	+	1	+	+	1	2	2	1	.	.
<i>Elymus repens</i>	.	+	+	.	.
<i>Galium aparine</i>	+	.	+	+	.	.

Ostatní druhy

<i>Aegopodium podagraria</i>	+
<i>Alopecurus pratensis</i>	3	2	.	.	.	1	2	2	3	5	6
<i>Anthoxanthum odoratum</i>	+	.
<i>Caltha palustris</i>	2	2	.	.	1	+	.	.	2	3	4
<i>Calystegia sepium</i>	.	.	2	3	2
<i>Cardamine pratensis</i>	+	.	+
<i>Carex acuta</i>	+	.	.
<i>Carex acutiformis</i>	1	1	.	.
<i>Carex disticha</i>	.	.	+	1	.	4
<i>Carex hirta</i>	1	1
<i>Carex leporina</i>	2	.
<i>Carex nigra</i>	1	.
<i>Carex panicea</i>	+	.	.	.	1
<i>Cirsium arvense</i>	1	+	+	.	1	.	.
<i>Cirsium canum</i>	+	1	4	3
<i>Eleocharis uniglumis</i>	1	.
<i>Epilobium tetragonum</i>	.	1	2	.	.
<i>Equisetum arvense</i>	.	.	1	1	1
<i>Festuca pratensis s.str.</i>	2	1
<i>Festuca rubra</i>	+	2	1
<i>Filipendula ulmaria</i>	5	4	4	4	5	3	5
<i>Galium palustre</i>	.	+
<i>Galium uliginosum</i>	+	3	2	3	.	2	2
<i>Glyceria maxima</i>	.	.	4	4	4
<i>Holcus lanatus</i>	1	.
<i>Iris sibirica</i>	1	.	.
<i>Juncus effusus</i>	2	.
<i>Lathyrus pratensis</i>	2	2	2	3	4	3
<i>Lychnis flos-cuculi</i>	+	+
<i>Lysimachia nummularia</i>	3	2	1	+
<i>Lythrum salicaria</i>	+	+	.	+	2	3	4
<i>Persicaria bistorta</i>	2	.	.	+	.	3	2	2	.	.	4
<i>Phalaris arundinacea</i>	2	5	4	6	4	3	3	1	.	.	.
<i>Phragmites australis</i>	2	3	.	.	.	2	2	1	3	.	.
<i>Poa palustris</i>	1	+
<i>Poa pratensis</i>	1	1	2	1	2	2
<i>Poa trivialis</i>	2	2	1	+	1	2	2	.	3	1	2
<i>Ranunculus acris</i>	2	1
<i>Ranunculus auricomus</i>	+	+	1	+	+
<i>Rosa canina agg.</i>	+	.	.
<i>Rumex acetosa</i>	+	1	+	.
<i>Sanguisorba officinalis</i>	3	3	1	.	+	2	2	1	4	7	6
<i>Scirpus sylvaticus</i>	2	.
<i>Taraxacum sect. Ruderalia</i>	+
<i>Trifolium species</i>	3	.
<i>Veronica serpyllifolia</i>	.	.	.	+

Tabulka číslo 2 / 2

Číslo snímku	59-3	79-1	79-2	79-3	31-1	33-2	32-1	32-3	18-1	18-2	18-3	35-1	35-2	34-2	2-3	6-1	6-2	6-3	10-1	10-2	10-3	8-1	38-2	38-3	37-2	53-3	33-1	33-3		
Rok	2006	2006	2006	2006	2006	2006	2006	2006	2006	2006	2006	2006	2005	2005	2005	2005	2005	2005	2005	2005	2005	2005	2005	2005	2005	2005	2006	2006		
Měsíc	06	06	06	06	06	06	06	06	06	06	06	06	06	06	06	06	06	06	06	06	06	06	07	07	07	07	06	06		
Den	12	13	13	13	14	14	14	14	15	15	15	04	04	05	09	10	10	10	24	24	24	24	13	13	13	16	12	14	14	
Plocha snímků (m ²)	25,00	25,00	25,00	25,00	25,00	25,00	25,00	25,00	25,00	25,00	25,00	25,00	25,00	25,00	25,00	25,00	25,00	25,00	25,00	25,00	25,00	25,00	25,00	25,00	25,00	25,00	25,00	25,00	25,00	
CELKOVÁ POKRYVNOST (%)	95	100	100	100	98	98	98	98	98	98	98	98	98	95	60	100	100	100	100	100	100	98	98	100	100	100	98	92	98	
<i>Equisetum arvense</i>	-	-	-	-	-	-	-	+	-	+	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
<i>Equisetum pratense</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
<i>Festuca rubra</i> agg.	-	+	+	-	-	1	2	2	1	1	1	1	1	2	1	3	2	2	2	2	4	3	2	3	3	3	3	3	2	
<i>Fraxinus excelsior</i>	-	-	-	-	-	1	1	+	1	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
<i>Filipendula vulgaris</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	+	-	-	-	-	-	-	-	
<i>Galeopsis pubescens</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
<i>Galium album</i> s.str.	3	2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	2	1	-	-	4	1	1	-	-	-	-	-	2	3	3	4	7	6	4
<i>Galium aparine</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	+	
<i>Galium boreale</i>	-	2	2	1	-	-	+	-	-	-	-	-	-	-	-	2	2	1	1	1	-	1	-	-	-	-	-	-	+	
<i>Galium mollugo</i>	-	-	-	-	-	4	4	5	2	3	3	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
<i>Galium verum</i>	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
<i>Geranium pratense</i>	+	2	1	1	+	4	5	4	4	4	4	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	+	1	3	-	3	3
<i>Glechoma hederacea</i>	-	-	-	-	-	+	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
<i>Glyceria maxima</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	4	5	1	5	-	-	-	3	-	1	2	
<i>Hieracium sibiricum</i>	-	-	-	-	-	3	-	-	-	-	+	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
<i>Chenopodium album</i>	+	-	-	-	-	-	-	-	-	-	+	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
<i>Inula salicina</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	3	1	-	-	-	-	-	-	-	2
<i>Juglans regia</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
<i>Juncus articulatus</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Juncus compressus</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	+	2	-	-	+	1	1	2	2	1	2	2	2	3	-	+	+	-	
<i>Lolium perenne</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	2	+	2	-	-	-	
<i>Luzula campestris</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
<i>Luzula multiflora</i> s.str.	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
<i>Medicago sativa</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	3	4	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	3	3	-	-	-	-	
<i>Myosotis ramossima</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
<i>Myosoton aquaticum</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	2	2	-	-	2	2	-	-	-	-	-	-	-	-	1	
<i>Persicaria amphibia</i>	-	-	-	-	2	-	-	-	-	-	+	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
<i>Phalaris arundinacea</i>	4	-	-	2	+	6	-	-	-	4	-	+	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	
<i>Phleum pratense</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	4	-	-	-	-	4	3	2	2	3	2	1	2	1	+	1	-	3	6		
<i>Pragmites australis</i>	-	-	-	3	+	8	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	+	-	-		
<i>Plantago lanceolata</i>	-	-	-	-	-	+	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
<i>Poa palustris</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
<i>Poa pratensis</i>	-	1	-	3	2	1	2	2	2	1	-	+	-	-	-	-	-	-	3	2	1	-	-	-	-	-	-	+	-	
<i>Potentilla anserina</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	+	-	-	-	-	-	-	-	+	-	+	-	
<i>Potentilla erecta</i>	-	-	-	-	-	-	-	3	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
<i>Potentilla reptans</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
<i>Ranunculus flammula</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
<i>Rhinanthus speciosus</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	2	-	-	-	-	
<i>Rosa canina</i> agg.	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
<i>Rubus caesius</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
<i>Rumex acetosa</i>	-	+	1	+	-	+	+	+	-	-	-	+	3	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
<i>Rumex acetosella</i> s.lat.	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
<i>Rumex crispus</i>	-	+	+	-	-	+	-	2	3	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
<i>Rumex obtusifolius</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	3	2	
<i>Saxifraga granulata</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
<i>Scirpus carolinensis</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	
<i>Serratula tinctoria</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
<i>Stellaria graminea</i>	-	+	+	-	-	1	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
<i>Taraxacum sect. Ruderalia</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	+	2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
<i>Thalictrum lucidum</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	5	3	4	5	5	6	1	-	-	-	-	3	5	+	+	
<i>Thlaspi arvense</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
<i>Trifolium hybridum</i>	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	+	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	
<i>Trifolium pratense</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	2	-	-	-	-	-		

Tabulka 2 / 1

TRAUSEKTY

Číslo snímku	3F	5A	5B	5C	5D	5E	5F	6A	6B	6C	6D	6E	6F	7A	7B	7C	7D
Rok	2007	2007	2007	2007	2007	2007	2007	2007	2007	2007	2007	2007	2007	2007	2007	2007	2007
Měsíc	06	06	06	06	06	06	06	06	06	06	06	06	06	06	06	06	06
Den	08	10	10	10	10	10	10	10	10	10	10	10	10	11	11	11	11
<i>Alopecurus pratensis</i>	13	.	1	2	.	.	.	9	2	.	1	4	2	55	18	2	1
<i>Chenopodium album</i>
<i>Dactylis glomerata</i>	27	1	.	2
<i>Elymus repens</i>	1	4	6	14	8
<i>Epilobium tetragonum</i>	1
<i>Festuca pratensis s.str.</i>	1	.	1	.	.	.	1	1	.	4	2	.	.
<i>Galium album s.str.</i>	9	1	1	1
<i>Lathyrus pratensis</i>	1	.	1	1	2	6	2	1	1	1	2	2	1	9	.	1	1
<i>Poa pratensis</i>	.	1	.	1	1	1	3	1	2	12	9	1
<i>Ranunculus auricomus</i>	.	.	.	1	1
<i>Ranunculus repens</i>	1
<i>Trifolium pratense</i>
<i>Tripleurospermum inodorum</i>
<i>Trisetum flavescens</i>	1	1	3
<i>Cardamine pratensis</i>	1
<i>Cerastium holosteoides</i>	1	.
<i>Chenopodium polyspermum</i>
<i>Cirsium canum</i>	20	.	3	1	.	1	3	.	.	.	7	1	2
<i>Deschampsia cespitosa</i>	.	2	6	6
<i>Holcus lanatus</i>	1	.	2	2	.	.	2	1	1	.	.	1
<i>Lychnis flos-cuculi</i>	.	.	.	1	1	.	.	.
<i>Poa trivialis</i>	3	1	1	1	.	.	.	5	1	1	.	.	.	2	.	.	.
<i>Rumex acetosa</i>	1	.	.	1	1	1	.	2	.	.	1
<i>Carex leporina</i>
<i>Festuca rubra</i>	.	2	2	1	4	4	3	11	8
<i>Ranunculus acris</i>	.	.	1	1	1	1	1	1	1
<i>Sanguisorba officinalis</i>	48	57	33	.	4	5	7	28	5	12	7	10	.	1	1	38	75
<i>Taraxacum sect. Ruderalia</i>	1
<i>Carex acuta</i>	1	1	2	.	.	.	11
<i>Anthoxanthum odoratum</i>	.	1	1	1	1
<i>Carex hirta</i>	1	1	1	1
<i>Carex spicata</i>
<i>Persicaria bistorta</i>	4	45	5	10	2	.	.	55	3	.	.	5	.	1	.	.	.
<i>Carex panicea</i>	1
<i>Lysimachia nummularia</i>	1	1	1	3	1	1
<i>Convolvulus arvensis</i>	38	.	.
<i>Galium aparine</i>
<i>Vicia cracca</i>	.	.	.	1	1	.	.	.
<i>Agrostis capillaris</i>	1
<i>Carex disticha</i>	2	4	.	.	3	1	.	7	9	85	5	3
<i>Juncus effusus</i>	1
<i>Trifolium species</i>	1	.	.	1	1	.	.	1	1
<i>Carex cespitosa</i>	.	2	.	3	3	55	42	.	.	.	40
<i>Carex vulpina</i>	1
<i>Phalaris arundinacea</i>	3
<i>Veronica serpyllifolia</i>	1
<i>Eleocharis palustris agg.</i>
<i>Filipendula ulmaria</i>	.	.	6	75	80	27	2	.	40	5
<i>Galium uliginosum</i>	2	.	.	.	1
<i>Fallopia convolvulus</i>
<i>Heracleum sphondylium</i>
<i>Lamium purpureum</i>
<i>Rumex obtusifolius</i>	1
<i>Tanacetum vulgare</i>
<i>Urtica dioica</i>
<i>Veronica persica</i>
<i>Caltha palustris</i>	.	.	.	2	.	3	15	.	.	12	2
<i>Lythrum salicaria</i>	1	.	.	1	.	1	1	.	1	.	.	.	2
<i>Thalictrum lucidum</i>	.	.	1
<i>Arrhenatherum elatius</i>	.	1	14	9	3
<i>Galium boreale</i>	.	1	18	1	2
<i>Avenula pubescens</i>	.	.	1
<i>Carex nigra</i>	.	.	1	.	.	1	1
<i>Selinum carvifolia</i>	.	.	2	2	4	1	1
<i>Fraxinus excelsior</i>	.	.	.	1	.	1
<i>Phragmites australis</i>	.	.	.	1	1	1	1	.	.	1	1
<i>Scirpus sylvaticus</i>	.	.	.	2	1	.	1	.	3	.	1	.	4

Tabulka 4 / 1

TRAFSEKTY

Číslo snímku	10E	10F
Rok	2007	2007
Měsíc	06	06
Den	13	13

<i>Alopecurus pratensis</i>	8	14
<i>Chenopodium album</i>	.	.
<i>Dactylis glomerata</i>	.	.
<i>Elymus repens</i>	.	.
<i>Epilobium tetragonum</i>	.	.
<i>Festuca pratensis s.str.</i>	3	5
<i>Galium album s.str.</i>	.	1
<i>Lathyrus pratensis</i>	20	73
<i>Poa pratensis</i>	7	2
<i>Ranunculus auricomus</i>	1	1
<i>Ranunculus repens</i>	1	1
<i>Trifolium pratense</i>	1	.
<i>Tripleurospermum inodorum</i>	.	.
<i>Trisetum flavescens</i>	.	.
<i>Cardamine pratensis</i>	1	.
<i>Cerastium holosteoides</i>	1	.
<i>Chenopodium polyspermum</i>	.	.
<i>Cirsium canum</i>	6	20
<i>Deschampsia cespitosa</i>	14	5
<i>Holcus lanatus</i>	3	4
<i>Lychnis flos-cuculi</i>	2	1
<i>Poa trivialis</i>	.	.
<i>Rumex acetosa</i>	1	.
<i>Carex leporina</i>	.	.
<i>Festuca rubra</i>	.	.
<i>Ranunculus acris</i>	.	1
<i>Sanguisorba officinalis</i>	.	.
<i>Taraxacum sect. Ruderalia</i>	.	.
<i>Carex acuta</i>	.	.
<i>Anthoxanthum odoratum</i>	.	.
<i>Carex hirta</i>	.	4
<i>Carex spicata</i>	.	.
<i>Persicaria bistorta</i>	.	.
<i>Carex panicea</i>	.	.
<i>Lysimachia nummularia</i>	.	.
<i>Convolvulus arvensis</i>	.	.
<i>Galium aparine</i>	.	.
<i>Vicia cracca</i>	.	.
<i>Agrostis capillaris</i>	.	.
<i>Carex disticha</i>	.	.
<i>Juncus effusus</i>	.	.
<i>Trifolium species</i>	.	1
<i>Carex cespitosa</i>	.	.
<i>Carex vulpina</i>	.	.
<i>Phalaris arundinacea</i>	.	.
<i>Veronica serpyllifolia</i>	.	.
<i>Eleocharis palustris agg.</i>	.	.
<i>Filipendula ulmaria</i>	.	.
<i>Galium uliginosum</i>	.	.
<i>Fallopia convolvulus</i>	.	.
<i>Heracleum sphondylium</i>	.	.
<i>Lamium purpureum</i>	.	.
<i>Rumex obtusifolius</i>	.	.
<i>Tanacetum vulgare</i>	.	.
<i>Urtica dioica</i>	.	.
<i>Veronica persica</i>	.	.
<i>Caltha palustris</i>	.	.
<i>Lythrum salicaria</i>	1	1
<i>Thalictrum lucidum</i>	.	.
<i>Arrhenatherum elatius</i>	.	.
<i>Galium boreale</i>	.	.
<i>Avenula pubescens</i>	.	.
<i>Carex nigra</i>	.	.
<i>Selinum carvifolia</i>	11	.
<i>Fraxinus excelsior</i>	.	.
<i>Phragmites australis</i>	.	.
<i>Scirpus sylvaticus</i>	.	.

Tabulka 4 / 2

TRANSEKTY

Číslo snímku	10E	10F
Rok	2007	2007
Měsíc	06	06
Den	13	13

<i>Cirsium palustre</i>	.	.
<i>Eleocharis palustris</i> agg.	.	.
<i>Angelica sylvestris</i>	.	.
<i>Galium palustre</i>	.	.
<i>Juncus conglomeratus</i>	.	.
<i>Lysimachia vulgaris</i>	.	3
<i>Mentha arvensis</i>	.	.
<i>Equisetum arvense</i>	.	.
<i>Geranium pratense</i>	.	.
<i>Stellaria graminea</i>	2	1
<i>Carex curvata</i>	.	.
<i>Trifolium medium</i>	.	.
<i>Betonica officinalis</i>	.	.
<i>Luzula campestris</i>	1	.
<i>Carex pallescens</i>	.	.
<i>Plantago lanceolata</i>	.	.
<i>Viola canina</i>	.	.
<i>Anthriscus sylvestris</i>	.	.
<i>Cirsium arvense</i>	.	.
<i>Sambucus ebulus</i>	.	.
<i>Carex acutiformis</i>	.	.
<i>Calamagrostis canescens</i>	.	.
<i>Achillea millefolium</i>	.	.
<i>Carex tomentosa</i>	.	.
<i>Lotus corniculatus</i>	.	.
<i>Luzula multiflora</i> s.str.	.	.
<i>Rosa canina</i> s.str.	.	.
<i>Calamagrostis epigejos</i>	.	.
<i>Filipendula vulgaris</i>	.	.
<i>Medicago lupulina</i>	.	.
<i>Veronica chamaedrys</i>	.	.

Tabulka číslo 1 / 2

Číslo snímku	43-1	42-1	42-2	42-3	63-1	63-2	63-3	35-3	34-1	34-3	4-2	14-1	14-2	14-3	37-1	5-1	5-2
Rok	2005	2005	2005	2005	2005	2005	2005	2005	2005	2005	2005	2005	2005	2005	2005	2006	2006
Měsíc	06	06	06	06	06	06	06	06	06	06	07	07	07	07	07	05	05
Den	03	03	03	03	04	04	04	04	05	05	14	15	15	15	16	24	24
Plocha snímku (m ²)	25.00	25.00	25.00	25.00	25.00	25.00	25.00	25.00	25.00	25.00	25.00	25.00	25.00	25.00	25.00	25.00	25.00
Celková pokryvnost (%)	85	80	85	95	75	75	90	98	98	95	95	98	98	100	100	100	100
<i>Festuca rubra</i>	.	.	2	4	.	.	1	3	1	3
<i>Filipendula vulgaris</i>	.	1	2	2	1	1	1	.	7	.	2	.	1	.	.	1	1
<i>Fraxinus excelsior</i>
<i>Galium album s.str.</i>	+	3	2	2	2	.	3	+	2	.	1	.	2	4	.	+	1
<i>Galium aparine</i>	.	+
<i>Galium palustre</i>
<i>Galium wirtgenii</i>	1
<i>Geranium pratense</i>	2	2	3	.	2	1	2	.	.
<i>Glechoma hederacea</i>	2	2
<i>Heracleum sphondylium</i>	.	+	+	.	1	1	1
<i>Hieracium caespitosum</i>
<i>Holcus mollis</i>	3
<i>Hypericum perforatum</i>	+	+
<i>Inula salicina</i>	.	3
<i>Juncus articulatus</i>	+	.
<i>Juncus conglomeratus</i>	1	.	.	1	1	.	1	.	.
<i>Lotus corniculatus agg.</i>
<i>Luzula campestris</i>	+
<i>Luzula multiflora s.str.</i>	+
<i>Lysimachia nummularia</i>	.	.	.	+	1	1	2	2	2	1	2
<i>Lysimachia vulgaris</i>
<i>Lythrum salicaria</i>	1	1	2	2	1	+
<i>Medicago sativa</i>	+
<i>Myosotis ramosissima</i>
<i>Persicaria amphibia</i>	1	.	.
<i>Persicaria bistorta</i>	3	3	3	3	.	.	4	6	4	.	4	2	3	.	.	5	5
<i>Phalaris arundinacea</i>	8	6	.	.	6	6	3	.	+	1	2	.
<i>Phragmites australis</i>	1	.	.	.	2	.	.	4	.	.
<i>Plantago lanceolata</i>	1	.	.	+	.
<i>Poa trivialis</i>	.	.	2	3	.	.	.	2	4	2	3	2	.	1	2	1	.
<i>Populus species</i>	+
<i>Potentilla reptans</i>
<i>Prunus spinosa</i>	+
<i>Ranunculus repens</i>	+	.
<i>Rosa canina agg.</i>
<i>Rumex acetosa</i>	.	.	1	1	.	.	+	1	1	2
<i>Rumex acetosella s.lat.</i>	1
<i>Saxifraga granulata</i>
<i>Scirpus sylvaticus</i>	2	1	.	.
<i>Stellaria graminea</i>	.	.	.	1	.	.	1	1	.	1	.	.	.
<i>Taraxacum sect. Ruderalia</i>	1	.
<i>Thalictrum lucidum</i>	2	.	+	2	1	1
<i>Trifolium hybridum</i>
<i>Trifolium pratense</i>
<i>Trifolium species</i>	2	.	1	.	.	.
<i>Trisetum flavescens</i>	.	.	2	3	.	+	+	.	.	.	3	.	.	1	.	3	3
<i>Urtica dioica</i>	1	.	.	.	2	2
<i>Veronica arvensis</i>	.	.	.	+
<i>Veronica chamaedrys</i>	+
<i>Vicia cracca</i>	2	2	2
<i>Vicia sepium</i>
<i>Vicia tetrasperma</i>
<i>Viola species</i>	2

