

Univerzita Karlova v Praze  
Přírodovědecká fakulta, katedra botaniky



# Změny vegetace luk povodí Žebrákovského potoka po 30 letech

**Diplomová práce**

**Řešitel: Martin Adámek**

**Školitel: RNDr. Věroslava Hadincová**

**2007**

Diplomová práce **Martina Adámka** byla obhájena na katedře botaniky PŘF UK v Praze dne 20.9.2007 a ohodnocena klasifikačním stupněm **v ý b o r n ě**.

*Motto: „Každej, kdo má aspoň základku a traktoristickej kurz, ví, že kde je sucho, roste tráva, a kde je mokro, roste rákos.“ (místní zemědělec, ústní sdělení).*

Prohlašuji, že jsem svou diplomovou práci vypracoval samostatně jen s použitím citované literatury.

V Praze, dne 3. 3. 2007 .....

.....  
Marko Adak

# Poděkování

Můj dík patří všem, kteří mi pomáhali a podporovali při tvorbě této diplomové práce. V první řadě bych chtěl poděkovat svým rodičům a rodině, kteří mě podporovali ve vědeckém bádání i při vlastním psaní diplomové práce. Další velký dík patří mé školitelce, RNDr. Věře Hadincové, za pohodové vedení diplomové práce, které jistě vyžadovalo velkou dávku trpělivosti. Dále děkuji Mgr. Tomášovi Černému za četné konzultace nejen Pod Slavínem, zejména za zasvěcení do využití fytoecnologického softwaru, a Mgr. Jardovi Vojtovi za spoustu cenných rad a ochotných konzultací, přestože měl dost práce nejen se svými diplomanty. Děkuji také RNDr. Denise Blažkové, CSc. za terénní konzultaci a RNDr. Františku Krahulcovi, CSc. za cenné rady a informace.

Velký dík patří majitelům luk povodí Žebrákovského potoka, za to, že mi dovolili do jejich luk zavrtat trubky na měření podzemní vody a následně se jim bravurně vyhýbali traktory při sekání, obyvatelům statku Nový Dvůr za možnost uložení vrtné soupravy a spoustu cenných postřehů, obyvatelům obce Opatovice za vřelé přivítání a pohostinnost a dalším milým a pohostinným lidem z tohoto kraje.

Dík patří Mgr. Janě Kindlmannové a Mgr. Liboru Petrovi za ochotnou pomoc při terénním sběru dat i přes nešvary počasí a agresivitu místních rezavých mravenců. Dík patří také Tomášovi Šlehofovi za mistrnou přípravu kuřat na rožni a Ing. Adamovi Vaňkátovi za záchranu před letní bouří, která na Pelhřimovsku následně způsobila rozsáhlé lesní polomy, jakož i jeho prarodičům za pohostinnost a kozí mléko. Stejně tak děkuji všem dalším, kteří se mnou neváhali vyrazit na tramp do povodí Žebrákovského potoka.

Díky patří také Mgr. Íře Šimové, Mgr. Martinu Louskáčkovi Weiserovi a Mgr. Martinu Hejdovi za pomoc při mnohorozměrných statistických analýzách a Mgr. Těře Chýlové za pomoc s GISem. Děkuji také dalším spolužákům a pedagogům za vytváření příjemné botanicko-pracovní atmosféry.

# Obsah

<b>Abstract</b> .....	<b>2</b>
<b>1. Úvod</b> .....	<b>3</b>
<b>2. Cíle práce</b> .....	<b>4</b>
<b>3. Teoretická část</b> .....	<b>5</b>
3.1 O loukách obecně.....	5
3.2 Funkce polopřirozených luk v krajině.....	6
3.3 Luční společenstva v měnících se podmínkách prostředí.....	7
3.3.1 Vliv vodního režimu na vegetaci luk.....	8
3.3.2 Vliv managementu na vegetaci luk.....	9
3.4 Změny obhospodařování luk za posledních 200 let.....	11
<b>4. Charakteristika studovaného území</b> .....	<b>13</b>
<b>5. Historie luk povodí Žebrákovského potoka</b> .....	<b>15</b>
<b>6. Metodika</b> .....	<b>17</b>
6.1 Vegetační mapování.....	17
6.1.1 Mapa vegetačních jednotek.....	17
6.1.2 Klasifikace společenstev.....	18
6.1.3 Digitalizace a další zpracování.....	19
6.2 Analýza změn na trvalých plochách.....	20
6.2.1 Lokalizace a obnova původních trvalých ploch.....	20
6.2.2 Měření kolísání hladiny podzemní vody.....	20
6.2.3 Fytocenologické snímky.....	21
6.2.4 Odběr půdních vzorků a laboratorní analýza pH.....	21
6.2.5 Analýzy dat z trvalých ploch.....	21
<b>7. Výsledky</b> .....	<b>24</b>
7.1 Vegetační mapování.....	24
7.1.1 Klasifikace.....	24
7.1.2. Mapa vegetačních jednotek.....	28
7.1.3. Ellenbergovy hodnoty.....	45
7.2 Analýza změn na trvalých plochách.....	49
7.2.1 Vodní režim.....	52
7.2.2 Analýza vlivu ekologických faktorů na vegetaci.....	59
7.2.3 Změny druhové diversity na trvalých plochách v čase.....	64
7.3 Celkové shrnutí výsledků.....	65
<b>8. Diskuse</b> .....	<b>68</b>
8.1 Změny na úrovni společenstev.....	68
8.2 Změny na úrovni druhů.....	72
8.3 Příčiny sledovaných vegetačních změn.....	73
<b>9. Závěr</b> .....	<b>74</b>
<b>10. Literatura</b> .....	<b>75</b>
<b>Přílohy</b> .....	<b>78</b>



# Abstract

## Vegetation changes in meadows of the basin of the Žebrákovský stream after 30 years

The task of this study was to examine the vegetation changes in meadows that occurred over 30 years. The study area is situated in the Žebrákovský brook basin in western part of the Czech-Moravian Uplands, the Czech Republic.

During the first time period of the investigations in 70's, the meadow vegetation was mapped and permanent plots were established. Vegetation (phytosociological relevés) and ecological factors (soil water regime, soil characteristics) were observed at the permanent plots, Neuhäusl et al. (1983).

In the beginning of 80's, one part of the meadows was recultivated and intensively fertilised for several years, the others were managed still in a traditional way. The set of phytosociological relevés and ecological factors (soil water regime, soil characteristics) were observed at the permanent plots, Hadincová (1989).

In 2005-2006, I repeated the map of actual vegetation using the original definitions of plant communities and observed vegetation and ecological factors (the soil water regime and soil pH) at the permanent plots.

I used the data from both time periods and compared them with my observations in 2005-2006 to find out 1/ vegetation changes at the level of plant communities, 2/ changes at the level of plant species, 3/ the cause of these changes.

It was found that obvious vegetation changes happened over 30 years. Large parts of former species-rich meadows turned into stands composed of high competitive species indicating secondary succession due to temporal absence of management. Parts of meadows still managed in a traditional way showed the smallest vegetation changes. The meadows recultivated in 80's were partly re-colonised by original plant communities after 20 years of management without fertilizers. Ellenberg's values of the present vegetation of the basin indicate, in general, more nitrophilous vegetation than it was in 70's. These changes were accompanied by disappearance of majority of endangered plant species.

Similar trends were described in several other European countries (Prach 1993, Kottańska 1993, Guldrun et al. 2000).

**Keywords:** vegetation changes, meadows, soil water regime, management, land use, recultivations, eutrofication

# 1. Úvod

Louky patří mezi tzv. sekundární ekosystémy, protože jejich vznik a existence jsou podmíněny lidskou činností. Bývají nazývány také jako ekosystémy polopřirozené, což znamená, že jejich druhové složení ovlivňuje činnost člověka zároveň s přírodními procesy. Louky tohoto typu se vyskytují v naší středoevropské krajině již téměř 800 let, udržovány díky pravidelnému obhospodařování, které se od raného středověku po téměř současnost příliš nezměnilo. Výrazné změny ve způsobu obhospodařování luk nastaly v 2. polovině 20. století, zejména po nástupu komunistického režimu. V té době bylo mnoho polopřirozených luk přetvořeno rozoráním a znovuosevem směsí vysokoprodukčních travin a jetelů v intenzivně obhospodařované umělé travní porosty, které byly hnojeny vysokými dávkami minerálních hnojiv. Nasazení těžké techniky i na sekání vlhkých luk v údolích vodních toků bylo umožněno jejich masivním odvodňováním.

Tyto často drastické zákroky vedly ke změnám v druhové skladbě luk, výraznému snížení druhové diverzity na loukách a k dlouhodobým změnám stanovištních podmínek, jako např. vlastností půdy a vodního režimu lokality. Otázkou je však, nakolik jsou tyto změny nevratné, zda a nakolik ovlivňují současnou vegetaci luk i po dlouhodobém znovuzavedení tradičního managementu. K dalším výrazným změnám obhospodařování luk však dochází i v současnosti, ruku v ruce s globálními krajinnými změnami.

Luční vegetace reaguje poměrně citlivě na změny stanovištních podmínek a managementu, protože na rozdíl např. od lesní vegetace je složena z relativně krátkověkých rostlin. Proto má velký bioindikační význam a sledování dlouhodobých změn v lučních porostech nám může poskytnout mnoho poznatků o vývoji naší krajiny.

Možnost sledovat dlouhodobé změny a vývoj vegetace polopřirozených luk, z nichž některé prošly fází intenzivního obhospodařování popsaném výše, mi byla umožněna díky podrobnému vegetačnímu výzkumu vlhkých luk povodí Žebrákovského potoka, který zde probíhal před 30 lety a jeho výsledky byly publikovány v práci Neuhäusl et al. (1983). Výsledky výzkumů z pozdějších let, zahrnující dobu těsně po zavedení intenzivního hospodaření, jsou pak publikované v práci Hadincová (1989).

Navázání na tyto výzkumy v současné době by mohlo říci mnoho zajímavého o vývoji těchto luk a probíhajících krajinných změnách obecně, proto jsem tomuto tématu zasvětil svou diplomovou práci.

## 2. Cíle práce

Cílem mé diplomové práce je zjistit, jak se změnila vegetace luk povodí Žebrákovského potoka za 30 let. Jedná se o polopřirozené louky, obhospodařované kontinuálně po několik století. V 80. letech 20. stol. byly některé louky odvodněny a přetvořeny v umělé intenzivně obhospodařované travní porosty. V současné době je však na nich patrný trend návratu původních společenstev.

Zajímá mě, jaký vliv měly tyto změny na současnou vegetaci a jaké změny se odehrály na ostatních, takto nepostížených lokalitách. Otázkou je, zda změny vegetace těchto luk odpovídají obecným trendům současných krajinných změn, nastíněných v kapitole 3.4, nebo zda se jejich vývoj ubírá jiným směrem.

Srovnáním současných pozorování s výsledky výzkumů, prováděných na tomto území v 70. a 80. letech 20. století, se snažím odhalit změny na úrovni společenstev pomocí vegetačního mapování, podrobnější změny na úrovni druhového složení a vztahu vegetace a prostředí pak prostřednictvím dat z trvalých ploch.

Základní otázky mé práce jsou tedy tyto:

- 1/ Jaké jsou změny na úrovni společenstev, tzn. vymizela z území některá společenstva, popř. objevila se některá nová?
- 2/ Jaké jsou změny na úrovni jednotlivých rostlinných druhů, jak reagují na změny ohrožené druhy?
- 3/ Jaké jsou příčiny všech těchto změn?

## 3. Teoretická část

### 3.1 O loukách obecně

Definice pojmu louka je dosti nejednotná. Dá se na něj nazírat z pohledu agronomického či z pohledu vlastností příslušného travinného porostu. Z tohoto pohledu je louka biotop s vysokou, ne však přebyčnou zásobou vláhy, bez výrazného letního období sucha, s půdou ne extrémně kyselou nebo alkalickou, popřípadě ne silně zasolenou, jehož porost je tvořen hlavně vytrvalými mezofilními bylinami, které fungují po celé vegetační období bez výrazné letní deprese. Pro luční porosty je též charakteristické zpomalení nebo úplné přerušování růstu rostlin v zimním období (Černý 1996).

Z ekosystémového hlediska jsou louky takové ekosystémy, kde primární producenti náleží převážně mezi vytrvalé mezofytické traviny a byliny, kde se konzumenti vyskytují jen v přirozené míře a kde dochází k pravidelnému exportu rostlinné biomasy pro hospodářské účely mimo ekosystém, takže detritový potravní řetězec na ekotopu převažuje výrazně nad pastevně-kořistnickým řetězcem (Rychnovská et al. 1985).

Rozlišují se louky polopřirozené, vzniklé spolupůsobením člověka a přírodních procesů (Petříček a kol. 1999) a louky umělé, vzniklé rekultivací, tj. přeměnou stanoviště (rozorání, odvodnění, vyhnojení apod.) a zasetím žádoucí travní či jetelo-travní směsi.

Polopřirozené fytocenózy mohou být definovány jako společenstva, která jsou složená hlavně z domorodých (původních) druhů a jejichž vývoj a udržování závisí na lidském zásahu (Linusson et al. 1997). Takové louky jsou udržovány kosením, popř. nevelkým ovlivněním stanovištních faktorů (pH, živiny, vodní režim).

Původním zdrojem druhů polopřirozených luk byly některé přizpůsobivější druhy lesního podrostu a druhy primárního bezlesí z okrajů toků a sutí, alpských holí, lavinových drah, shromažďišť a pastvišť zvěře, polomů a jinak přirozeně narušovaných a edaficky podmíněných ploch bezlesí nebo řídkolesí (Petříček a kol. 1999). Existují však i druhy, jejichž výskyt je víceméně omezen jen na tento typ ekosystému (Linusson et al. 1997).

Louky a pastviny jsou rozšířeny převážně v podhorských a horských oblastech, odpovídající oblasti bramborářského výrobního typu a horského hospodářství. (ve smyslu Korbiniho a Klečky 1978). V nížinných polohách, tj. výrobním typu kukuřičném a řepařském, jsou louky vázány povětšinou na aluviální oblasti, kde nemohly být pro vysoký stav podzemní či záplavové vody dosud rozorány (Rychnovská et al. 1985).

### 3.2 Funkce polopřirozených luk v krajině

Polopřirozené luční porosty mají dvě zdánlivě protichůdné funkce, funkci hospodářskou a funkci ekologicko-stabilizační v krajině. Je pro ně charakteristická vysoká a každoroční produkce biomasy, která se využívá jako píce a stelivo. Z krajinného pohledu zastávají funkci vodoochrannou, protierozní a filtrační.

Půdy přirozených luk, zejména těch vlhčích, obsahují vysoký poměr organické složky, která je schopná vázat velké množství vody. Tato voda se pak transpiračním tokem dostává zpět do koloběhu a příznivě ovlivňuje mezoklima dané oblasti, například v období letního sucha. Vlhké louky při březích vodních toků jsou díky schopnosti vázat velké množství vody schopné zachycovat či omezovat povodňové vlny.

Tyto louky taktéž zastávají funkci filtrační a vodoochrannou, protože díky velké produkci biomasy zachytávají splachy živin (N, P) a biocidů ze zemědělských ploch. Bylo zjištěno, že obsah dusíku ve vodě odtékající z louky je několikanásobně nižší než ve vodě do louky přitékající. Např. bylo zjištěno, že ze 143 kg/ha N se vyplavuje pod lučním porostem pouze 9,2 kg/ha, kdežto pod úhorem se vyplavuje až 76 kg/ha. Tyto látky se jinak dostávají do vodních toků a způsobují eutrofizaci vod. Aby tento „filtr“ mohl správně fungovat, je třeba odstraňovat naakumulované živiny alespoň jednou ročně kosením a odvozem biomasy (Rychnovská et al. 1985).

Polopřirozené louky patří mezi ekosystémy s největší druhovou diverzitou, průměrný počet druhů cévnatých rostlin na louce je 50 - 70. Například na polopřirozené louce na vápenci v západním Estonsku bylo napočítáno 63 druhů/m<sup>2</sup> (Kull et Zobel 1991). Toto bohatství druhů dělá louky významným zdrojem genofondu pro okolní krajinu.

Významná je též protierozní funkce drnu, která brání odnosu půdy zejména na zaplavovaných územích, svazích a na písčitéch substrátech. Podle různých autorů snižuje luční porost účinky eroze oproti orné půdě 25 – 100-krát.

Pro luční porosty je charakteristická značná síla působení autoregulačních mechanismů, kdy i při rozkolísanějších faktorech prostředí je produkce celkem vyrovnaná. Tento ekosystém tedy vykazuje značnou homeostázu, která přispívá ke stabilitě krajiny. (Rychnovská et al. 1985). V neposlední řadě je třeba doplnit, že polopřirozené louky mají také estetickou a rekreační hodnotu.

### 3.3 Luční společenstva v měnicích se podmínkách prostředí

Ekologické faktory určující druhovou skladbu luk, lze z lukařského hlediska zhruba rozdělit do dvou skupin: 1/ na faktory, které lze lidskou činností pozměnit málo nebo vůbec ne a 2/ na člověkem ovládnutelné faktory.

Do první skupiny bývají řazeny tyto faktory: *klima, geologický podklad, orografičtí činitelé, tj. nadmořská výška, sklon a expozice svahu, reliéf.*

Do druhé skupiny pak faktory jako *vodní režim, způsob a intenzita managementu, některé vlastnosti půdy jako obsah humusu, fyzikální vlastnosti půdy, obsah přístupných živin* (Rychnovská et al. 1985).

O výskytu určitého společenstva na určitém místě nerozhoduje obvykle jen jeden faktor, ale celý komplex faktorů působících na dané lokalitě. Některé faktory mají na vegetaci průkazně větší vliv než faktory jiné. Zejména antropobiotické faktory často stírají vlivy přirozených lokálních faktorů. Příkladem může být vliv mezoreliéfu určité lokality na složení vegetačního krytu. Podle pozorování Moravce (1965) tvořila rostlinná společenstva na nehnoujených částech luk potoční nivy pestrá mozaiku, v níž rozmístění určitých společenstev bylo určeno tvarem reliéfu nivní louky. Avšak na hnojených částech luk se tyto rozdíl stírají a pestrá mozaika je nahrazena jedním společenstvem, rostoucím zcela nezávisle na měnicím se tvaru reliéfu.

Hodnoty některých ekologických faktorů, působících na vegetaci luk, se celoročně mění, bývají proto sledovány kontinuálně po delší dobu. Příkladem mohou být faktory jako teplota, množství srážek, kolísání hladiny podzemní vody apod. Takové faktory nelze ve vztahu k porostu hodnotit staticky, ale je nutno přihlížet ke změnám, kterým tyto faktory podléhají během roku. Nestačí znát pouze průměrnou roční hodnotu určitého faktoru, důležitý je průběh jeho kolísání v průběhu roku, extrémní hodnoty a amplituda (např. Prach et al. 1990, Rychnovská et al. 1985).

Rostlinná společenstva reagují na změny ekologických faktorů dynamicky a různě pružně. Pro luční porosty je charakteristická velká pružnost ke změnám podmínek prostředí. Na změnu hodnoty určitého významně působícího faktoru společenstvo reaguje zprvu změnou v kvantitativním zastoupení jednotlivých druhů v porostu. Tyto změny mohou být reverzibilní nebo ireverzibilní. Záleží na již zmíněné flexibilitě společenstva a na intenzitě a délce trvání změny stanovištního faktoru. V případě velké a déletrvajících změn faktoru prostředí mohou změny v kvantitativním složení porostu přejít v změny kvalitativní, které mohou vést až k proměně určitého společenstva ve společenstvo jiné. Následky změn

stanovištních faktorů lze předpovídat na úrovni společenstev. Na úrovni jednotlivých druhů je situace složitější, protože jeden druh může reagovat v různém porostu na stejný zásah různě. Na změny stanovištních faktorů reagují nejcitlivěji a nejrychleji dominantní druhy společenstva (Hadincová et al 1997).

Vegetaci vlhkých luk, jako jsou například louky povodí Žebrákovského potoka, ovlivňuje, kromě faktorů, člověkem neovlivnitelných, nejvíce vodní režim stanoviště a způsob obhospodařování (např. Neuhäusl et al. 1983). Proto vliv těchto faktorů na vegetaci luk je rozveden podrobněji.

### 3.3.1 Vliv vodního režimu na vegetaci luk

Vodní režim je jedním z faktorů silně ovlivňujících složení lučních společenstev jakož i jejich výnosnost. Zdrojem půdní vláhy je voda atmosférická a voda podzemní nebo záplavová, které mohou obohacovat stanoviště i o živiny. Do jaké míry mohou různé rostliny této vláhy využít, záleží na mnoha okolnostech, nejvíce na fyzikálních vlastnostech půdy daných půdním druhem a obsahem organické složky, která velkou měrou přispívá k udržení vody v půdě. Záleží samozřejmě také na geneticky podmíněném vývojovém rytmu jednotlivých druhů vyskytujících se v daném společenstvu a na jejich nestejné schopnosti snášet anaerobní podmínky v různých obdobích ontogenetického vývoje. Proto se též selektivně uplatňuje poměr vody a vzduchu v horní části rhizosféry, často související s přítomností proudící či stagnující podzemní vody. Proudící vodu např. indikují společenstva jako *Phalaridetum arundinaceae*, *Caricetum paniculatae* a *Scirpetum cardaminetosum amarae*.

Naproti tomu v podmáčené rašelinné půdě se stagnující vodou, kde převažují anaerobní podmínky, lze očekávat společenstva jako např. některá ze tříd *Scheuchzerio-Caricetea fuscae* či *Phragmito-Magnocaricetea (Caricetum rostratae)* (Rychnovská et al. 1985).

Při posuzování vlivů vodního režimu nelze opominout ani souvislost půdní vlhkosti s teplotním režimem půdy, který úzce souvisí s možnostmi přezimování lučních druhů a s možnostmi jejich vývoje na začátku vegetačního období. Podle četných terénních výzkumů tak vlhké půdy podléhají menším teplotním výkyvům než půdy suché. Opomenout nelze ani sníh, který v zimním období chrání půdní profil před promrznutím do hloubky.

Z hlediska výskytu určitých společenstev na lokalitě není příliš směrodatná průměrná roční hloubka hladiny podzemní vody, ale způsob jejího kolísání během vegetační sezóny (viz též kapitola 3.3). Druhovú skladbu travinných porostů je nejvíce ovlivněna vlhkostními

poměry na začátku vegetačního období, kdy si rostliny při tvorbě asimilačního aparátu nejvíce konkurují. Dále také velkou měrou působí stupeň rozkolísání vodního režimu, zejména pak vlhkostní poměry v období sucha. Nelze podceňovat ani zimní stavy, které mohou nepřímo ovlivňovat půdní teploty, tzn. schopnost rostlin přezimovat a jejich rozvoj na začátku vegetačního období (Rychnovská et al. 1985).

### 3.3.2 Vliv managementu na vegetaci luk

Občasné posekání je nutné pro existenci luk. Vliv **seče**, která se obvykle provádí 1-3x ročně podle typu porostu a prostředí, postihuje všechny rostliny najednou. Výhodu mají rostliny schopné rychlé regenerace, např. trávy. V nevýhodě jsou naproti tomu druhy, které rozkvétají a dozrávají až v pozdním létě (např. *Molinia coerulea*, *Filipendula ulmaria*) a ty, kterým je při kosení odstraněn vegetativní vrchol. Přestanou-li se louky kosit, podléhají záhy sekundární sukcesi. Zanedlouho po opuštění louky dochází na ní k rychlému růstu a dominanci vysokých dvouděložných bylin, často klonálních. Díky vysoké konkurenční schopnosti těchto rostlin tak velmi poklesne druhová diverzita na stanovišti. Průběh sekundární sukcese na vlhkých loukách popisuje např. Falińska (1995). V tomto případě louka po zanechání seče rychle zarůstá druhem *Filipendula ulmaria*. Po 10-12 letech již tyto rostliny pokrývaly rovnoměrně většinu plochy louky. *Filipendula ulmaria* může takto tvořit agregace o ploše i 2000-4000 m<sup>2</sup>. Po dalších 5-6 letech se již v porostu díky senescenci a rozpadu genet začínají objevovat další druhy, včetně dřevin. Některá společenstva, např. porosty vysokých ostříc, však mohou blokovat další sukcesní stadia déle, až o 10-15 let (Falińska 1995).

Pokud se začne takovýto druhově chudý porost společenstva *Lysimachio-Filipenduletum* pravidelně kosit, ustupuje *Filipendula ulmaria* a asociace se pozvolna mění v druhově bohaté společenstvo *Angelico-Cirsietum palustris*. Na kosení reagují nejcitlivěji kompetitivní strategové, tzn. vysoké, často nitrofilní byliny a dřeviny, a to rychlejším či pozvolnějším ústupem z porostu. Po nastolení pravidelného kosení na dříve nekosených zarůstajících lukách je markantní rychlé zvýšení počtu druhů na stanovišti, protože odstranění či omezení výskytu kompetitivních dominant v porostu umožní nástup světlomilných druhů. Zvyšuje se také hustota porostu. Například v nivě Lužnice, kde v porostu dominovaly druhy *Phalaris arundinacea* a *Urtica dioica*, se po zavedení kosení začaly objevovat druhy jako *Taraxacum officinale*, *Myosotis palustris*, *Trifolium repens*, *Veronica chamaedrys* a *Ranunculus repens* (Černý 1996).



Protože s exportem biomasy z luk v podobě sena se z louky odčerpávají živiny, je louky pro udržení stálých výnosů občas přihnojit. Výjimku tvoří aluviální plochy zaplavované vodou bohatou úrodným kalem (Rychnovská et al. 1985). Naopak absencí kosení se na louce akumuluje odumřelá biomasa, což může způsobovat vyšší trofii a vlhkost stanoviště, která souvisí zřejmě také se sníženým odparem vody díky vrstvě hustého a vysokého porostu (Kotańska 1993).

**Pastva** působí naproti seči jako faktor výběrový. Pasoucí se zvířata okusují jen určité druhy rostlin, jedovaté a nepoživatelné zůstávají a mohou se dál šířit. Krom toho zde působí sešlapávání půdy a přihnojování porostu exkrementy (Rychnovská et al. 1985).

**Hnojení** a přehnojování luk obecně zvyšuje dominanci travin na úkor dvouděložných (např. Tilman et al. 1994, Linusson et al. 1998). Konkrétní změny však závisí na zastoupení a poměru jednotlivých prvků v dodaném hnojivu. Na přidání pouze N rychle reagují zejména trávy jako *Alopecurus pratensis*, *Arrhenatherum elatius*, *Dactylis glomerata* zvýšením biomasy. Pokud jsou v hnojivu přítomny další prvky jako P, K, Na, Mg v dostatečném poměru k N, mohou reagovat výrazným zvýšením biomasy i některé dvouděložné rostliny, např. *Fabaceae*. Zvyšování poměru K favorizuje v porostu např. druh *Taraxacum* sect. *Ruderalia* (Tilman et al. 1994). Ukázalo se také, že se zvyšující se produkcí biomasy, způsobenou intenzivnějším hnojením, klesá druhová diverzita stanoviště. Platí tedy pravidlo, že druhová diverzita luk je nepřímo úměrná produktivitě (Kotańska 1993, Tilman 1994, Guldrun et al. 2000). Hnojení tak eliminuje z porostu oligotrofnější druhy. Venterink et al. (2001) uvádí, že hustota ohrožených druhů rostlin na stanovišti je negativně korelována kromě faktoru biomasy také s množstvím dostupného P. Výskyt chráněných druhů je naopak vyšší v podmínkách, kde je P limitujícím prvkem.

Intenzivní hnojení NPK vlhkých luk také může způsobovat převahu xerofilních a mezofilních nitrofilních rostlin na úkor druhů hydrofilních, které jsou často oligotrofnější (např. rod *Carex*), i když vlhkostní poměry stanoviště zůstanou zachovány. Tak na kosené vlhké louce, která je intenzivně hnojena, mohou dominovat mezofilní druhy trav (Kotańska 1993).

Při soudobém způsobu obhospodařování luk má na vegetaci nezanedbatelný vliv také zhutňování a narušování půdy koly těžké techniky (Hadincová 1989).

### 3.4 Změny obhospodařování luk za posledních 200 let

Louky a pastviny v naší krajině začaly vznikat během ranného středověku (cca 12-13. stol.). V té době došlo k nárůstu počtu obyvatel, kolonizaci do té doby neobydlených, výše položených částí území a k intenzivnějšímu odlesňování. Zavedení trojpolního systému obhospodařování orné půdy umožnilo aktivně využívat větší plochu orné půdy než dříve, což mělo za následek zmenšení plochy úhoru, který byl do té doby využíván k pastvě dobytka. Některá obtížněji oratelná místa se tak vyčlenila jako pastviny a současný vzrůst počtu lidí a dobytka spolu s úbytkem lesů vedl k potřebě zajištění zimní píce a k fixaci luk. Loukami se zpravidla stávala vlhká údolí potoků, okolí rybníků a nehluboké mokřiny (Löw et Míchal 2001).

Od té doby byly louky vesměs pravidelně obhospodařovány tzv. *tradičním managementem*, podmiňujícím vznik a udržení polopřirozených luk v krajině, až do doby nedávné. První pokles využívání a výskytu polopřirozených luk nastal na přelomu 18. a 19. stol., v době začátku průmyslové revoluce (Rychnovská 1993).

V první polovině 19. stol., tj. se začátkem průmyslové revoluce, dochází k intenzifikaci živočišné výroby a přechází se ke stájovému odchovu dobytka. Zavádějí se nové plodiny. Pěstování víceletých píceň, zprvu jetelů a později vojtěšky, radikálně zvýšilo objemovou produkci píce, což vedlo k postupnému snižování významu luk. Pastviny mimo horské oblasti a meze mezi poli takřka vymizely (Löw et Míchal 2001). Rychlý vývoj zemědělské techniky, minerálních hnojiv a agrochemie, jakož i nové kultivary plodin, vedly zejména od první poloviny 20. století k industrializaci zemědělství, minimalizaci lidské práce a všeobjímajícímu technickému přístupu k zemědělské produkci (Rychnovská 1993).

V 50. letech 20. století spolu s nástupem komunistického režimu nastupuje centrální řízení zemědělství, kolektivizace pozemků spojená s rozoráváním mezí, intenzifikace a industrializace zemědělství, chemizace rostlinné výroby (Löw et Míchal 2001).

V 70-80. letech pak došlo k transformaci drobných zemědělských družstev ve státní statky, většina vlhkých luk byla odvodněna. Tento trend se vystupňoval až k soustavnému a důslednému honu i na drobné potůčky a vlhčiny (Sádlo et al. 2005). Krom toho byly louky hnojeny několikrát ročně vysokými dávkami průmyslových hnojiv a často rozorány a osety vysokoprodukčními směsmi trav a jetelů. To mělo samozřejmě za následek snížení druhového bohatství rostlinných společenstev. Meliorace měly za následek silný pokles účinnosti vodoochranné a retenční schopnosti luk, což spolu s intenzivním hnojením vedlo ke splachům

živin a eutrofizaci vodních toků a v době jarního tání ohrožení níže položených poloh záplavami (Hadincová 1989).

K obdobným změnám v zemědělství však docházelo i v dalších zemích Evropy, které nebyly postiženy érou kolektivizace. V současné době je ve většině zemí celé Evropy zřetelný úbytek polopřirozených luk, přičemž jen malé procento z nich je dodnes obhospodařováno tradičním managementem (Guldrun et al. 2000). Část bývalých luk byla přeměněna na intenzivně obhospodařované umělé travní porosty či ornou půdu, další část byla opuštěna a leží ladem. Například ve Švédsku se plocha polopřirozených travních porostů za posledních 100 let snížila na pouhých 10% původního stavu (Linusson 1998).

Na jedné straně intenzifikace a na druhé straně opuštění dříve obhospodařované půdy je podle všeho obecným trendem dnešní doby, který nevyhnutelně vede k významným krajinným změnám (Burel et Baudry 1995).

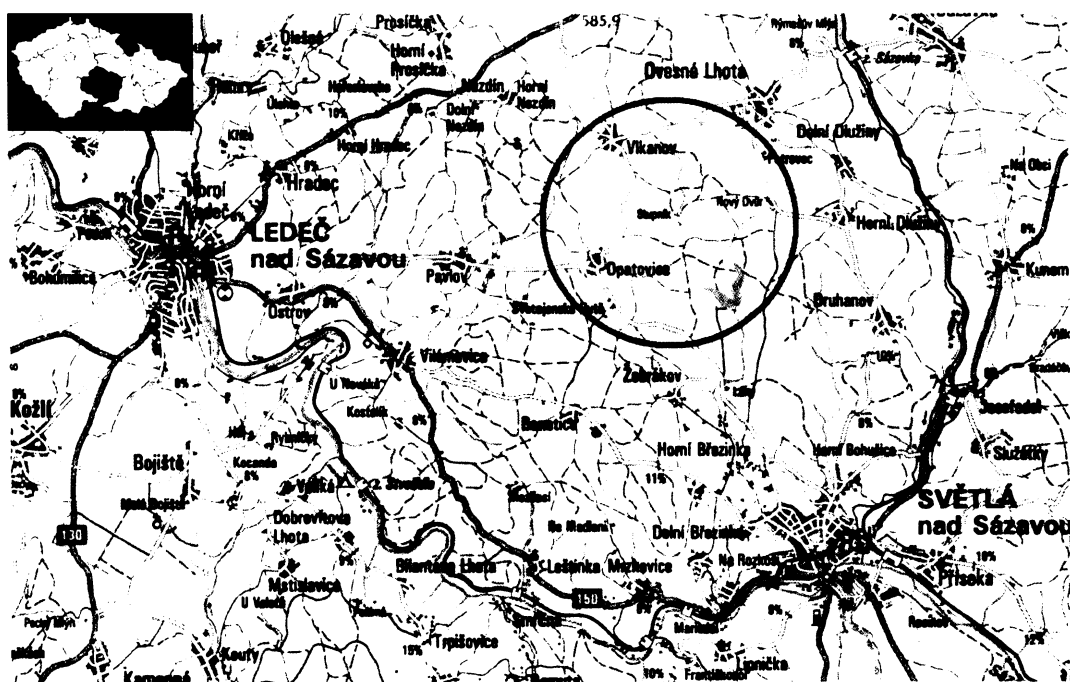
Výsledkem těchto změn je zejména eutrofizace krajiny vlivem splachů živin z intenzivně hnojených zemědělských ploch, podporovaná atmosférickou depozicí N (např. Guldrun 2000). Svou roli hraje i nedostatek exportu živin z ekosystému, tzn. absence managementu. Eutrofizace vede k expanzi nitrofiních rostlin v krajině, většinou robustních R- až RC-stratégů, jako je např. *Calamagrostis epigejos*, *Galium aparine*, *Artemisia vulgaris*, *Urtica dioica*.

Dalším trendem soudobých krajinných změn je jakýsi „návrat divočiny“, který je způsoben ústupem přítomnosti člověka z krajiny, zejména poklesem počtu lidí pracujících v zemědělství (Sádlo et al. 2005).

## 4. Charakteristika studovaného území

Zkoumané území, tj. povodí Žebrákovského potoka, se nachází v české části Českomoravské vrchoviny v kraji Vysočina, cca 5 km severně od Světlé nad Sázavou. V prostoru mezi obcemi Opatovice, Vlkanov, Ovesná Lhota a statkem Nový Dvůr je situováno mírně až více zapuštěné údolí Žebrákovského potoka, do něž se vlévají menší přítoky pramenící na stráních nad údolím. V údolí potoka i menších potůčků se nalézají několik vlhkých až podmáčených luk, mezi nimiž se rozprostírají lesních porosty, většinou kulturní smrčiny, místy olšiny. Celková rozloha povodí je 7,8 km<sup>2</sup>. Údolí je obklopeno zemědělskými plochami, tzn. poli a intenzivně obhospodařovanými loukami.

Území se rozkládá v nadmořské výšce 470 až 604 m.n.m., klima je mírně teplé, mírně vlhké, vrchovinné, s průměrnými ročními teplotami vzduchu 6,8 – 7,0°C a průměrným úhrnem srážek 680 - 730 mm. Z geologického hlediska se území nachází v oblasti rulového masivu. Klimaxové půdy jsou hnědozemního typu s náznakem slabých podzolizačních procesů. Na mírných svazích a v říčních údolích nesou půdy téměř vždy stopy glejového procesu (oglejené hnědé půdy, pseudogleje, amfigleje), v aluviálních polohách pak typické až mokré gleje. Místy se vyskytuje také rašelinný anmoor. Z hlediska minerálního bohatství se jedná o půdy minerálně chudé až středně bohaté, bezkarbonátové, silně kyselé až kyselé. (Neuhäusl R. et al. 1983).



Obr. 1. Lokalita studovaného území. Povodí Žebrákovského potoka označeno červeným oválem.

Povodí Žebrákovského potoka je vodohospodářským povodím, některé části měly dříve statut území hygienické ochrany vodního zdroje I. stupně.

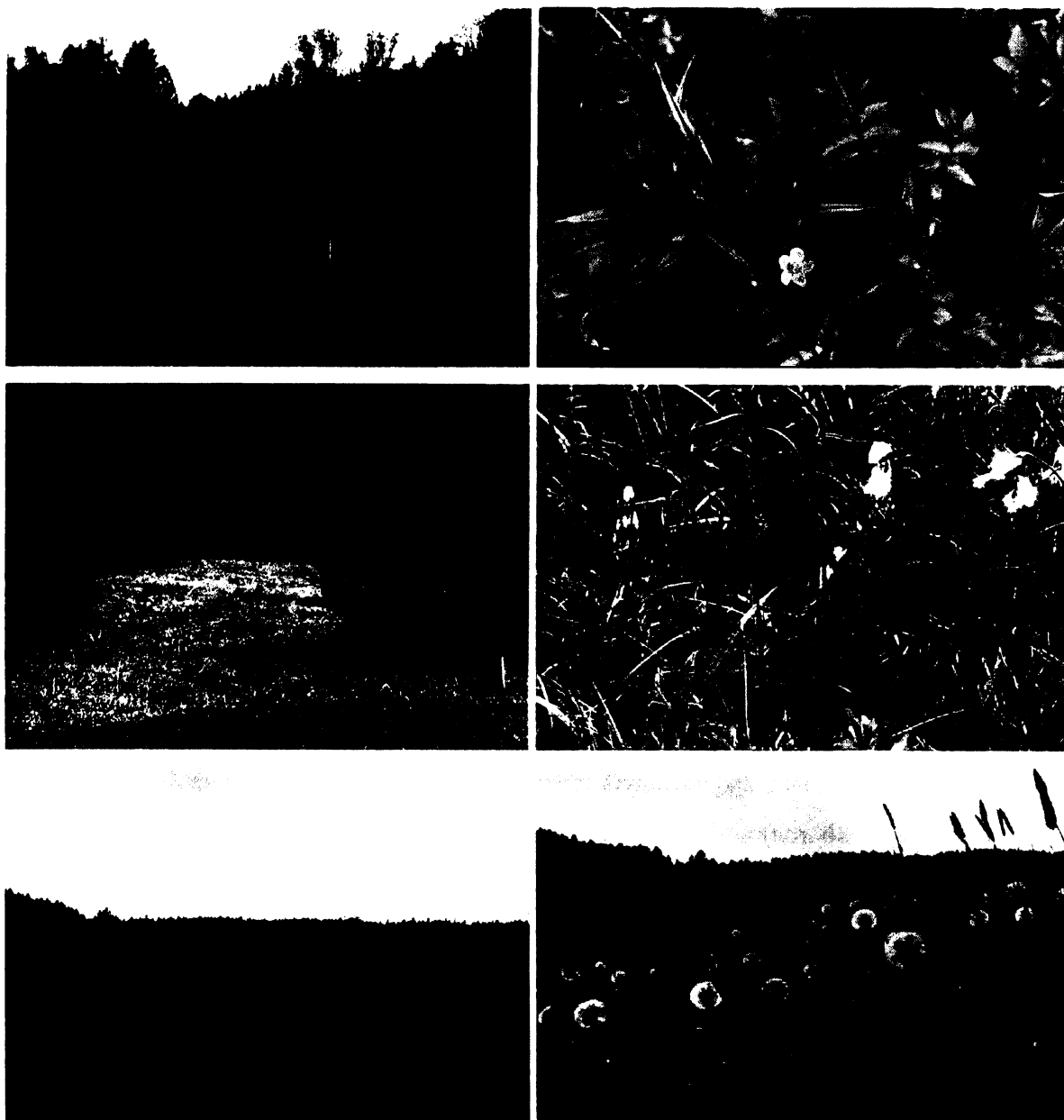
Vegetace luk povodí je ovlivňována vysoko položenou hladinou podzemní vody, která na některých místech vystupuje až k povrchu půdy. Na vlhčích částech území se vyskytují společenstva vysokých ostřic a rákosin třídy *Phragmiti–Magnocaricetea*, vlhkomilnější společenstva třídy *Molinio–Arrhenatheretea* (svaz *Calthion*) a na místech vývěru svahových pramenů místy společenstva přechodových rašelinišť třídy *Scheuchzerio–Caricetea fuscae*. Na relativně sušších čásech území, většinou situovaných na vyšších partiích svahů údolí, se nachází společenstva svazů *Arrhenatherion*, *Molinion*, *Alopecurion* či třídy *Nardo-Callunetea* (svaz *Violion caninae*).

Mé výzkumy z let 2004-6 probíhaly na třech loukách, ležících v různých částech povodí Žebrákovského potoka, oddělených od sebe lesními porosty.

Nejvýše proti proudu potoka se nachází louka v blízkosti obce Vlkanov, dále uváděná jako lokalita **Vlkanov**. Jedná se o podmáčenou louku, dříve pravidelně obhospodařovanou tradičními metodami, případně lehkou mechanizací. Již přes 10 let leží ladem, zarostlá z většiny společenstvy vysokostébelné nivy jako např. *Lysimachio-Filipenduletum* a *Scirpetum sylvatici*, ale najdeme na ní i další společenstva.

Další louka v blízkosti obce Opatovice, dále uváděná jako lokalita **Opatovice**, je místy sušší až podmáčená louka při jednom z přítoků Žebrákovského potoka. Z části je dodnes pravidelně sekána, z většiny však již leží ladem. Najdeme na ní velmi různorodá společenstva, od relativně suchomilnějších společenstev třídy *Molinio–Arrhenatheretea* po společenstva přechodových rašelinišť třídy *Scheuchzerio–Caricetea fuscae*.

Nejnižší po proudu, v blízkosti statku Nový Dvůr, leží louka dále uváděná jako lokalita **Nový Dvůr**. Je to největší louka daného území, je dodnes z většiny pravidelně obhospodařována, tj. sekána těžkou mechanizací. Najdeme však na ní i místa nesekaná. Tato lokalita byla začátkem 80. let rekultivována, tzn. odvodněna melioračními trubkami, rozorána a oseta komerční směsí trav a jetelů. V dnešní době se na ní nachází zejména různorodá společenstva třídy *Molinio–Arrhenatheretea*, na nesekaných částech pak společenstva vysokostébelných niv. V sousedství louky se dnes nachází vodní nádrž Kristiánka, která dříve plnila funkci zdroje pitné vody pro Světlou n. S.



**Obr. 2.** Louky povodí Žebrákovského potoka. V levém sloupci je celkový pohled na lokalitu, v pravém sloupci ukázka současné vegetace této lokality. 1. řádek: lokalita **Vlkanov** v jarním aspektu, bílá trubka v popředí označuje trvalou plochu B. 2. řádek: lokalita **Opatovice** v jarním aspektu, hranice mezi kosenou a nekosenou částí. 3. řádek: lokalita **Nový Dvůr**. Foto M. Adámek.

## 5. Historie luk povodí Žebrákovského potoka

V povodí Žebrákovského potoka probíhal v letech 1976-78 rozsáhlý terénní výzkum pro VÚ vodohospodářský Praha. Na tomto výzkumu se podílel kolektiv pracovníků Geobotanického oddělení BÚ ČSAV Průhonice pod vedením RNDr. R. Neuhäusla, DrSc. Cílem tohoto projektu bylo provést komplexní výzkum vodohospodářského povodí Žebrákovského potoka u Světlé n. S., který měl modelově řešit problematiku vztahu vody a zemědělství.

V rámci těchto prací byl proveden floristický průzkum vegetace lučních společenstev na daném území, tzn. byla zhotovena mapa vegetačních jednotek povodí (mapa reálné vegetace) v měřítku 1:5000, zaznamenány fytoecologické snímky reprezentující jednotlivé vegetační jednotky a založeny trvalé plochy (celkem 16). Na trvalých plochách byla popsána morfologie půdního profilu a stanoveny základní fyzikální a chemické vlastnosti jednotlivých horizontů. Dále bylo měřeno kolísání hladiny podzemní vody v průběhu roku v zapuštěných plastových trubkách o délce 1,5m a měřeny její chemické vlastnosti. Dále byla zjišťována produkce biomasy plošně významných lučních porostů a provedeny její chemické analýzy.

V té době byla většina luk pravidelně obhospodařována tradičními způsoby nebo lehkou mechanizací.

Na přelomu 70/80. let 20. století byla louka u Nového Dvora zrekultivována. Potok meandrující přes louku byl sveden do přímého koryta a do louky byly zavedeny odvodňovací trubky. V roce 1982 byla půda vyhnojena 50 kg  $(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$ , 60 kg superfosfátu a 45 kg draselné soli/ha. V květnu byla zasetá řepka a přidáno ještě 400 kg vápna/ha. Po zaorání řepky byla půda oseta komerční travní směsí obsahující druhy *Festuca pratensis*, *Dactylis glomerata*, *Lolium multiflorum*, *Phleum pratense* a *Trifolium pratense*. V následujících letech byla louka 2x ročně sekána a 2-3x ročně hnojena 80 kg DAM/ha (tzn. 48-72 kg N/ha) a to na jaře, po první seči, případně ještě po druhé seči (Hadincová 1989). Přibližně v té době byla dostavěna vodní nádrž Kristiánka, která začala plnit funkci zdroje pitné vody pro Světlou n. S. Území bylo následně vyhlášeno vodohospodářským územím ochrany vodního zdroje I. stupně, což mj. znamenalo zákaz vstupu a dalšího hnojení. Louka byla dále pravidelně sekána těžkou mechanizací. Obr. 3. Cedula u hranice ochranného pásma I. stupně. Foto M. Adámek



V letech 1984-9 byly na loukách povodí Žebrákovského potoka opět prováděny terénní výzkumy, zejména opětovné fytoecologické snímkování trvalých ploch, sledováno kolísání hladiny podzemní vody v plastových trubkách a měřeny některé půdní vlastnosti. K původním 16 trvalým plochám byly přidány další dvě (A, B) a jedna původní mírně přemístěna (74 -> SF). Tyto výzkumy prováděla hlavně RNDr.V. Hadincová pro svoji disertační práci a RNDr. D. Blažková.

Poté, co byla dostavěna vodní nádrž Želivka, se nádrž Kristiánka stala pouze záložním zdrojem pitné vody a hranice území ochrany vodního zdroje I. stupně se posunula do bezprostřední blízkosti nádrže. Většina plochy louky u Nového Dvora tak dnes leží v pásmu ochrany II. stupně, je zde povoleno i mírné přihnojování (místní zemědělci, ústní sdělení).

V letech 2004-6 jsem na loukách povodí Žebrákovského potoka prováděl terénní výzkumy pro svou diplomovou práci, zaměřenou na sledování změn vegetace luk po 30 letech, s využitím výsledků z předcházejících výzkumů.

## 6. Metodika

### 6.1 Vegetační mapování

#### 6.1.1 Mapa vegetačních jednotek

Zhotovil jsem aktuální mapy vegetačních jednotek (reálné vegetace) zvláště pro každou lokalitu (Nový Dvůr, Opatovice, Vlkanov). K mapování v terénu jsem využíval ortofotomapu lokalit z r. 2004 (Geodis, písemné sdělení) v měřítku 1:2000, volně dostupnou ke stažení na serveru [www.seznam.cz](http://www.seznam.cz). Minimální velikost vegetační jednotky zakreslované do mapy jsem si stanovil na 5 m, což odpovídá 1 mm na mapě v měřítku 1:5000. V tomto měřítku byla vytvořena původní mapa vegetačních jednotek z r. 1978. Vzdálenosti v terénu jsem měřil 50 m pásmem a přenášel do mapky pomocí milimetrového měřítka. V případě nalezení jednotky alespoň mírně nejasného taxonomického zařazení jsem přibližně v jejím středu zhotovil fytoecologický snímek o rozměrech 3x3m, který jsem lokalizoval pomocí přístroje GPS a zaznamenal jeho sklon, orientaci a pokryvnosti bylinného, mechového, případně keřového a stromového patra. Určoval jsem všechny druhy cévnatých rostlin. Pokryvnosti jednotlivých druhů jsem zaznamenával pomocí 9 členné Braun-Blanquetovy stupnice (r, +, 1, 2m, 2a, 2b, 3, 4, 5) (Moravec 1994).

U jednotek, jejichž taxonomické zařazení bylo jednoznačné (jejich porost měl jednu výraznou dominantu), jsem dbal na to, abych na každé lokalitě zaznamenal, pokud možno, alespoň 3 různé snímky takovéto vegetační jednotky.

Celkem jsem takto zaznamenal 156 fytoecologických snímků v letech 2005-6. Při fytoecologickém snímkování a při porovnávání nových a starých snímků jsem musel sloučit některé obtížněji determinovatelné druhy. Druhy *Epilobium obscurum*, *E. ciliatum* a *E. palustre* jsem sloučil do *Epilobium species*, dále druhy *Luzula campestris* a *L. multiflora* jsem sloučil do *Luzula campestris agg.*, stejně tak druhy *Leucanthemum vulgare* a *L. irtutianum* do *Leucanthemum vulgare agg.* Nomenklaturu druhů jsem upravil podle Kubát et al. (2002).



## 6.1.2 Klasifikace společenstev

Fytocenologické snímky jsem převedl do elektronické podoby pomocí programu Turboveg for Windows (Hennekens a Schaminée 2001) a následně upravoval v programu Juice 6.3 (Tichý 2002).

Pro možnost sledování změn na úrovni společenstev bylo třeba použít na nově vymapované vegetační jednotky původní definici a nomenklaturu vegetačních jednotek použitou při vegetačním mapování z let 1977-8, uvedenou v práci Neuhäusl et al.(1983).

K dispozici jsem měl 110 snímků z povodí Žebrákovského potoka z let 1977-8, rozříděných do 22 vegetačních jednotek na úrovni asociací a nižších hierarchických úrovní ( fáze a varianta). Tuto původní klasifikaci jsem ověřil pomocí clusterové analýzy v programu Syn-Tax 2000 (Podani 2001), přičemž jsem volil metodu clusterování tak, aby výsledek analýzy co nejvíce odpovídal dané klasifikaci. Ideální metodou byla zvolena Wardova metoda s použitím koeficientu *City Block*, jinak nazývaným manhattanská či Hemmingova metrika (Marhold et Suda 2002). Podle výsledného dendrogramu clusterové analýzy jsem následně sloučil některé původní vegetační jednotky na úrovních nižších než asociace do hrubších skupin. Výsledná klasifikace se zredukovala na 17 vegetačních jednotek.

Sloučeny tak byly tyto jednotky:

*Angelico-Cirsietum palustris typicum, var. s Nardus stricta, Angelico-Cirsietum palustris typicum, var. s Taraxacum officinale, Angelico-Cirsietum palustris, fáze s Deschampsia cespitosa, Angelico-Cirsietum palustris, fáze s Alopecurus pratensis, var. s Filipendula ulmaria, Angelico-Cirsietum palustris, fáze s Alopecurus pratensis, var. typická* do vegetační jednotky ***Angelico-Cirsietum palustris*** a jednotky *Scirpetum sylvatici caricetosum, Scirpetum sylvatici typicum* do jednotky ***Scirpetum sylvatici***.

Pro následnou klasifikaci snímků z let 2005-6 jsem využil metody přiřazování pomocí indexu podobnosti FPMI (*Frequency-positive fidelity index*) (Tichý 2005) v programu Juice 6.3. Tato metoda umožňuje přiřazovat snímky k předem vytvořeným skupinám snímků pomocí indexu podobnosti FPMI. Použito bylo 174 snímků z let 2005-6 (156 z vegetačního mapování + 18 z trvalých ploch), které se přiřazovaly ke 110 snímkům z let 1977-8, rozdělených do 17 skupin podle původních (upravených) vegetačních jednotek. Pro kontrolu jsem využíval výsledek Wardovy metody clusterové analýzy, koeficient *City Block*, kdy byly smíchány nové a staré snímky dohromady, a expertní systém pro nelesní vegetaci programu Juice 6.3 (Kočí et al. 2003).

Snímky, které nebyly přiřazeny k žádné z původních vegetačních jednotek, jsem rozřadil do skupin pomocí clusterové analýzy (Wardova metoda, koeficient *City Block*) a následně kontroloval příslušnost do skupin podle metody FPMI. Pro tyto nové, dříve z území nepopsané jednotky, jsem se snažil použít nomenklaturu podle Chytrý et al. (2006), pokud to nebylo možné, použil jsem vlastní nomenklaturu, vycházející z názvů druhů, které tyto jednotky charakterizují.

### 6.1.3 Digitalizace a další zpracování

V programu Juice 6.3 jsem vytvořil kombinovanou synoptickou tabulku současných společenstev povodí Žebrákovského potoka. V levém sloupci je uvedena hodnota fidelity druhu k dané skupině (phi koeficient, Chytrý et al. 2002), v pravém sloupci frekvence druhu ve skupině v procentech. Velikost skupin byla standardizována na stejnou velikost (Chytrý et al. 2006), statistická průkaznost vazby druhu na skupinu byla testována Fischerovým exaktním testem na hladině významnosti  $p = 0.01$ .

Vegetační jednotky bez vlastních diferenciálních druhů, lišících se od jiných spíše fyziologií porostu, a jednotky reprezentované jen jedním fytoecologickým snímkem jsem do kombinované synoptické tabulky nezahrnul a vyhradil jim vlastní tabulku.

Pro digitalizaci staré a nové mapy vegetačních jednotek jsem použil program ArcGIS 9.1 (ESRI 2004). V tomto programu jsem barevně odlišil jednotlivá společenstva a změřil jejich plochy. Jako podklad jsem pak použil ortofotomapu ČR staženou ze serveru [geoportal.cenia.cz](http://geoportal.cenia.cz). Pro vyjádření změn v plošném uspořádání společenstev jsem použil koláčové diagramy programu MS Excel.

V programu Juice 6.3 jsem počítal průměrné Ellenbergovy hodnoty (Ellenberg 1988) pro světloilnost (v grafech označeno jako *light*), teplotilnost (*temperature*), kontinentalitu (*continentality*), vlhkostilnost (*moisture*), nároky na pH (*pH*) a náročnost druhů na množství živin (*nutrients*) pro každý snímek. Předtím jsem ze souboru vyřadil všechny druhy stromového a keřového patra, protože ty svými kořeny zasahují do hlubších vrstev půdy a mohou tak případně indikovat jiné podmínky prostředí než druhy bylinného patra (Diekmann 2003). Tyto hodnoty jsem následně použil jako dodatečné proměnné (*supplementary variables*) v DCA analýze všech snímků z vegetačního mapování z let 1977-8 a let 2005-6 dohromady (viz graf 7). Z let 1977-8 byly k analýze použity jen ty snímky, které byly lokalizovány na jedné z lokalit Nový Dvůr, Opatovice či Vlkanov (celkem 70 snímků) a z let 2005-6 všechny, kromě dvou snímků porostů *Pteridium aquilinum*, které jsem vyloučil pro jejich odlehlost (celkem 172 snímků).

Tuto analýzu jsem provedl v programu Canoco for Windows 4.5 (Ter Braak a Šmilauer 2002). V analýze jsem na procentickou pokryvnost druhů, vyexportovanou z programu Juice 6.3 (jedná se o střední hodnotu určitého intervalu prokryvnosti), použil logaritmickou transformaci a snížil váhu vzácných druhů (*downweighing of rare species*). Délka gradientu vyšla větší než 3, proto jsem jako vhodnou metodu zvolil unimodální analýzu DCA (Herben et Münzbergová 2003).

Pro porovnání rozdílů mezi hodnotami Ellenbergových indikátorů z období 1977-8 a 2005-6 jsem použil dvouvýběrový t-test a krabicové diagramy (*box plots*) programu NCSS 2000 and PASS 2000 (Hintze 2001).

## **6.2 Analýza změn na trvalých plochách**

### **6.2.1 Lokalizace a obnova původních trvalých ploch**

K dispozici jsem měl záznamy z 16 trvalých ploch, založených na loukách povodí Žebrákovského potoka v letech 1977-8 (plochy 1, 25, 27, 28, 30, 37, 45, 47, 49, 50, 57, 58, 69, 72, 73, 74) a dalších dvou, založených r. 1985 (A, B). V tomto roce byla také jedna z původních ploch mírně přemístěna (74 → SF).

Těchto 18 trvalých ploch jsem lokalizoval podle dodnes stojících plastových trubek na měření hladiny podzemní vody. Kde trubky již nestály, lokalizoval jsem trvalé plochy podle mapy rozmístění trvalých ploch z r. 1978 v měřítku 1:5000 a dostupných podrobnějších plánek, na kterých bylo také vyznačeno přesné místo záznamu fytoecologického snímku podle vzdálenosti a azimutu od zapuštěné plastové trubky.

Na místo chybějících či poškozených trubek jsem zapustil nové plastové trubky o světlosti 5,5 cm a délce 150 cm do hloubky 100-120 cm pomocí půdního vrtáku. Trubky měly po celé délce navrtány dvě řady cca 2 mm otvorů, kudy mohla vtékat podzemní voda.

### **6.2.2 Měření kolísání hladiny podzemní vody**

Kolísání hladiny podzemní vody (dále HPV) jsem měřil v letech 2004-6 opakovaně každý rok, od konce dubna do začátku prosince. HPV v trubce jsem měřil výsuvným měřítkem, pokud byla HPV ve větší hloubce, kdy nebyla dostatečně viditelná, používal jsem korkový plováček.

Ze záznamů ročního kolísání HPV jsem poté vytvořil spojnicové grafy kolísání HPV v programu MS Excel a dále analyzoval ve vztahu k vegetaci.

### 6.2.3 Fytcenologické snímky

U každé trvalé plochy jsem na místě určeném podle plánek z předchozích výzkumů (vzdálenost a azimut od plastové trubky určil roh čtverce 3x3 m, vzdálenost byla 0,5 - 2 m) a zaznamenal fytcenologický snímek. Pravidla pro záznam fytcenologického snímku u trvalé plochy byla stejná jako při zápisu snímků při vegetačním mapování (viz kapitolu 6.1.1). Fytcenologické snímky jsem převedl do elektronické podoby pomocí programu Turbover for Windows, dále upravoval v programu Juice 6.3 a MS Excel a následně analyzoval v programu Canoco for Windows. 4.5.

### 6.2.4 Odběr půdních vzorků a laboratorní analýza pH

U každého snímku jsem v r. 2005 odebral 3 půdní vzorky za pomoci kovové půdní sondy. Vzorky jsem odebíral po jednom z jedné strany čtverce snímku, z hloubky 10-15 cm v měsíci červnu, stejně tak, jak byly odebírány půdní vzorky při předcházejících průzkumech. Vzorky jsem poté usušil při pokojové teplotě a prošel přes 2 mm síto. Jemnozsem jsem smíchal s deionizovanou vodou v poměru 1:2,5 (5g na 12,5 ml vody) a nechal 1 hod. třepat na třepače. Poté jsem u každého vzorku měřil aktuální pH skleněnou elektrodou za stálého míchání v suspenzi. Získané hodnoty pH jsem pro každý snímek zprůměroval. Jedná se o metodiku používanou při předcházejících výzkumech. 128

Získané hodnoty pH pro každý snímek jsem dále analyzoval ve vztahu k vegetaci v programu Canoco for Windows 4.5.

### 6.2.5 Analýzy dat z trvalých ploch

#### Kolísání hladiny podzemní vody v průběhu roku

Kolísání HPV v plastových trubkách bylo měřeno opakovaně po několik let, které jsem rozdělil do třech časových období, 1977-8, 1984-9 a 2004-6. Pro většinu trvalých ploch existují záznamy kolísání HPV pro každý rok ve všech třech časových obdobích. Z důvodu ošetření skutečnosti, že jednotlivé roky se mohou od sebe lišit v přídele dešťových srážek, jsem zprůměroval průběh kolísání HPV v rámci každého časového období ze všech let, kdy bylo měřeno kolísání HPV, pro každou trvalou plochu. Skutečnost, že v každém časovém období byla HPV měřena s různou měsíční četností a v jiných dnech měsíce, jsem ošetřil tak, že jsem vypočítal pro každý měsíc průměrnou HPV v jeho 1. a 2. polovině. Pro každý záznam jsem jako začátek měření stanovil druhou polovinu dubna a jako konec první polovinu

prosince. V programu MS Excel jsem pak vytvořil spojnicové grafy, které ukazují průměrný průběh kolísání HPV pro každou trvalou plochu pro tři různá časová období, s pravidelnou frekvencí měření 2x měsíčně.

Poté jsem z průběhu kolísání HPV (vektoru čísel) pro každou plochu v každém časovém období zjistil tyto ekologické charakteristiky: průměr HPV, medián HPV, rozptyl kolísání HPV, minimální HPV, maximální HPV, počet měsíců, kdy HPV vystoupí nad -80 cm, nad -60 cm, nad -40 cm, nad -20 cm a nad 0 cm (povrch půdy). Tyto tzv. ekologické charakteristiky vodního režimu jsem dále analyzoval ve vztahu k vegetaci.

Pro další možnost statistického testování vlivu vodního režimu na vegetaci jsem stanovil 5 typů kolísání HPV (vodního režimu), které byly pozorovány na trvalých plochách. Postupoval jsem tak, že jsem si pro každou trvalou plochu v každém časovém období vypočítal průměrné měsíční hodnoty HPV od dubna do prosince. Na roztřídění takovýchto vektorů čísel do jednotlivých skupin podle typu vodního režimu jsem následně použil Wardovu metodu clusterové analýzy programu Syn-Tax 2000. Jako koeficient jsem použil euklidickou vzdálenost (*Euclid distance*). Podobnou metodiku pro analýzu naměřených hodnot HPV v průběhu roku popisuje např. Allen-Diaz (1991).

Takto stanovené typy vodního režimu jsem pak použil jako jeden z faktorů prostředí pro další analýzy. Pro každý typ vodního režimu jsem v MS Excel vytvořil průměrnou křivku kolísání HPV, která jej charakterizuje. Tato křivka vznikla zprůměrováním měsíčních hodnot HPV všech členů skupiny daného vodního režimu.

#### Analýzy vlivu ekologických faktorů na vegetaci

Tyto analýzy jsem prováděl v programu Canoco for Windows 4.5. K dispozici jsem měl fytoecologické snímky ze tří časových období. V období 1977-8 pocházely všechny snímky z r. 1978, kromě snímku z plochy 73, který pocházel z r. 1977. V období 1984-9 byla většina ploch opakovaně snímkována po několik let, nebylo tomu však u všech ploch stejně. Dílčí analýza DCA snímků rozdělených podle let, ve kterých byly pořízeny (výsledek této analýzy není zahrnut do diplomové práce), ukázala, že záznamy ploch se v rozmezí let 1984-9 významně vzájemně neodlišují. Proto jsem k dalším analýzám vybral snímky jen z r. 1986, ve kterém byla snímkována většina ploch. U ploch, které v tomto roce snímkovány nebyly, jsem vybral záznam z roku, který byl roku 1986 nejbližší. Z období 2004-6 jsem použil záznamy ploch jen z roku 2005.

Dále jsem měl k dispozici ze všech třech časových období hodnoty těchto ekologických faktorů: *čas, lokalita, vodní režim, ekologické charakteristiky vodního režimu*

(viz předchozí kapitulu), management, tj. *sekáno/nesekáno, rekultivováno* (označuje záznamy z ploch z období 1984-9 a 2005 , které byly začátkem 80. let rekultivovány) a laboratorně naměřené hodnoty *aktuálního pH půdy* (výluh ve vodě). Dalším faktorem byl *půdní typ*, byť záznamy o něm pocházejí jen z období 1977-8.

Do programu Canoco for Windows 4.5 jsem vkládal data o pokryvnosti druhů v procentech (střední hodnota intervalu pokryvnosti) a poté na ně v programu použil logaritmickou transformaci. Délka gradientu pro běžný druhový soubor byla vždy větší než 3, proto jsem jako vhodné volil unimodální analýzy DCA či CCA (Herben et Münzbergová 2003), přičemž jsem snížil váhu vzácným druhům (*downweighing of rare species*). Při provádění přímých analýz byl nastaven počet permutací *Monte Carlo* testu na 499.

Pro zjištění vzájemné korelace ekologických faktorů jsem použil analýzu PCA, kde byl jako „druhový“ soubor použit soubor dat o prostředí, použil jsem centrování přes druhy. V tomto případě jsem však musel měnit záporné číselné hodnoty HPV na jejich absolutní hodnoty, proto v tomto grafu mají faktory *průměr HPV* a *minimální/maximální HPV* opačný význam.

V případě analýzy vlivu času na hodnoty ekologických faktorů jsem použil lineární analýzu RDA, neboť délka gradientu v tomto případě vyšla  $< 2$ . Jako „druhový“ soubor, tj. soubor závislých proměnných, i jako soubor dat o prostředí (nezávislých proměnných) byl použit soubor dat o prostředí. Použil jsem centrování přes druhy. „Druhy“, tj. závislými proměnnými, jsou v tomto případě ekologické faktory, ekologickým faktorem je pak čas kódovaný jako spojitá proměnná. I v tomto případě byly použity absolutní hodnoty HPV.

K zjištění, jakou část variability vysvětlují jednotlivé skupiny faktorů, jsem použil metodu rozkladu variability (*variance partitioning*) (Lepš a Šmilauer 2000).

### Změny druhové diverzity v čase na trvalých plochách

Pro vyjádření rozdílů v druhové diverzitě snímků z trvalých ploch mezi jednotlivými časovými obdobími jsem použil krabicové diagramy programu NCSS 2000 and PASS 2000.

## 7. Výsledky

### 7.1 Vegetační mapování

#### 7.1.1 Klasifikace

Klasifikací 172 fytocenologických snímků bylo vylišeno 30 vegetačních jednotek na úrovni asociací. Tato klasifikace vychází z původní klasifikace vegetace z roku 1978 (viz kapitola Metodika). Ze současné vegetace, 13 jednotek odpovídalo původně definovaným jednotkám, dalších 17 jednotek jim neodpovídalo, jedná se tedy o společenstva, která se objevila nově. Naopak ke 4 původně definovaným jednotkám se při klasifikaci nepřihodil ani jediný nový snímek, považují je tak za vymizelá společenstva. Systematický přehled původních a současných vegetačních jednotek ukazuje tabulka 1.

Zobecněně můžeme říci, že vymizela hlavně společenstva slatinných a rašelinných luk třídy *Scheuchzerio–Caricetea fuscae*. Nově se vyskytlá společenstva jsou zejména monodominantní porosty vysokých ostřic a rákosin třídy *Phragmiti–Magnocaricetea*, ruderalizovaná luční společenstva třídy *Molinio–Arrhenatheretea* a ruderalní vegetace vůbec. Dále se nově objevila vegetace lesních lemů a přechodů v lesní vegetaci.

Definice současných vegetačních jednotek je uvedena v tabulce 2. Jedná se o kombinovanou synoptickou tabulku. U každé vegetační jednotky jsou vypsány její diagnostické druhy, u každého druhu je pak uvedena jeho hodnota fidelity v podobě  $\phi$  – koeficientu a procentická frekvence jeho výskytu v dané skupině.

Některé vegetační jednotky nebyly zařazeny do synoptické tabulky, protože se buď jedná o sběrné skupiny nemající vlastní diferenciální druhy, odlišující se od ostatních zejména morfologií porostu, nebo jsou to jednotky reprezentované pouze jedním fytocenologickým snímkem. Přehled těchto společenstev s jejich stručnými charakteristikami uvádí tabulka 3.

**Tabulka 1.** Systematický přehled vegetačních jednotek povodí Žebrákovského potoka, červeně – vymizelé veg. jednotky, modře – nově se vyskytující veg. Jednotky

	<u>Původní společenstva (1978)</u>	<u>Současná společenstva (2006)</u>
<b>Tř. Phragmiti–Magnocaricetea:</b>		
Svaz: <i>Phalaridion arundinaceae:</i>	<i>Phalaridetum arundinaceae</i>	<i>Phalaridetum arundinaceae</i>
Svaz: <i>Magnocaricion:</i>	<i>Caricetum vesicariae</i>	<i>Caricetum vesicariae</i> <i>Caricetum rostratae</i> <i>Caricetum acutae (gracilis)</i> <i>Phragmitetum australis</i> <i>Sparganietum erecti</i> <i>Equisetetum fluvialitis</i> <i>Calamagrostietum canescentis</i>
Svaz: <i>Phragmition communis:</i>		
<b>Tř. Scheuchzerio–Caricetea fuscae:</b>		
Svaz: <i>Caricion fuscae:</i>	<i>Caricetum goodenowii</i>	<i>Caricetum goodenowii</i>
Svaz: <i>Sphagno warnstorfian - Tomenthypnion:</i>	<i>Sphagno warnstorfianii-Eriophoretum latifolii</i>	<i>Eriophoretum angustifolii (?)</i>
Svaz: <i>Eriophorion gracilis:</i>		
Svaz: <i>Sphagno recurvi-Caricion canescentis:</i>	<i>Carici rostratae-Sphagnetum apiculati</i>	
<b>Tř. Molinio–Arrhenatheretea:</b>		
	<i>Alopecurus pratensis- Festuca rubra</i>	<i>Alopecurus pratensis - Festuca rubra</i> <i>Alopecurus pratensis s Rumex obtusifolius</i> <i>Polní lem s Elymus repens</i> <i>Lysimachio-Filipenduletum</i>
Svaz: <i>Calthion:</i>	<i>Lysimachio-Filipenduletum</i> <i>Lysimachio-Filipenduletum s Carex brizoides</i> <i>Scirpetum sylvatici</i>	<i>Scirpetum sylvatici</i> <i>Angelico-Cirsietum palustris</i> <i>Angelico-Cirsietum palustris violetosum palustris</i> <i>Lada Calthion</i>
Svaz: <i>Molinion:</i>	<i>Sanguisorbo-Festucetum commutatae S-F.c. s Deschampsia cespitosa</i>	<i>Sanguisorbo-Festucetum commutatae S-F.c. s Deschampsia cespitosa</i>
Svaz: <i>Arrhenatherion:</i>	<i>Tifolio - Festucetum rubrae alopecuretosum</i> <i>Trifolio - Festucetum rubrae carlinetosum</i>	<i>Trifolio-Festucetum rubrae carlinetosum</i>
<b>Tř. Nardo–Callunetea:</b>		
Svaz: <i>Violion caninae:</i>	<i>Nardo-Festucetum capillatae</i>	<i>Nardo-Festucetum capillatae</i> <i>Nardo-Festucetum capillatae s Holcus mollis</i>
<b>Nezařazené:</b>		
Ruderály:	<i>Calamagrostis epigejos</i>	<i>Calamagrostis epigejos</i> <i>Ruderální vegetace s Urtica dioica</i> <i>Olšina s Filipendula ulmaria</i> <i>Společenstvo s Rubus sp.</i> <i>Pteridium aquilinum</i> <i>Společenstvo s Holcus mollis</i> <i>Společenstvo s Aegopodium podagraria</i>
Přechod k lesní vegetaci/lesní lemy:		



**Tabulka 2.** Kombinovaná synoptická tabulka současných vegetačních jednotek. Diagnostické druhy skupin jsou seřazeny podle klesající hodnoty fidelit - phi koeficientu (první sloupec), v druhém sloupci je znázorněna jejich procentická frekvence. Zobrazeny jsou druhy, jejichž hodnota fidelit vyšla statisticky průkazná na hladině  $p=0.01$  podle Fischerova exaktního testu. V závorce za názvem vegetační jednotky je uveden počet snímků.

	phi	%		phi	%
<b>1. Phalaridetum arundinaceae (5)</b>			<i>Alopecurus pratensis</i>	21.9	100
<i>Phalaris arundinacea</i>	64.6	100	<i>Taraxacum sect. Ruderalis</i>	21.8	50
<i>Stachys palustris</i>	49.7	40			
<b>2. Caricetum vesicariae (4)</b>			<b>7. Scirpetum sylvatici (12)</b>		
<i>Carex vesicaria</i>	63.3	100	<i>Poa palustris</i>	39.9	17
<b>3. Caricetum goodenowii (3)</b>			<i>Juncus effusus</i>	28.5	92
<i>Carex demissa</i>	91.5	100	<i>Epilobium obscurum</i>	27.2	92
<i>Glyceria fluitans</i>	80.9	67	<i>Scirpus sylvaticus</i>	25.8	100
<i>Ranunculus flammula</i>	59.4	67	<i>Lysimachia vulgaris</i>	22.6	100
<i>Cardamine pratensis</i>	54.8	100	<i>Mentha arvensis</i>	22.2	58
<i>Mentha arvensis</i>	46.6	100	<i>Galium palustre</i>	20.7	75
<i>Carex nigra</i>	43.6	100	<i>Cirsium palustre</i>	18.4	100
<b>4. Eriophoretum angustifolii (6)</b>			<b>8. A-C.p. violetosum palustris (6)</b>		
<i>Eriophorum angustifolium</i>	64.6	100	<i>Crataegus species</i>	56.7	33
<i>Equisetum sylvaticum</i>	52.2	83	<i>Sanguisorba officinalis</i>	38.9	100
<i>Carex rostrata</i>	49.2	100	<i>Carex panicea</i>	37.9	100
<i>Lycopus europaeus</i>	49.1	67	<i>Angelica sylvestris</i>	35.0	100
<i>Mentha arvensis</i>	46.6	100	<i>Succisa pratensis</i>	32.0	67
<i>Equisetum arvense</i>	45.5	83	<i>Agrostis canina</i>	32.0	100
<i>Carex echinata</i>	43.1	50	<i>Carex nigra</i>	24.8	67
<i>Carex panicea</i>	37.9	100	<b>9. Angelico-Cirsietum palustris (11)</b>		
<i>Carex nigra</i>	34.2	83	<i>Ranunculus auricomus</i> agg.	39.4	100
<i>Juncus conglomeratus</i>	31.5	67	<i>Ajuga reptans</i>	37.3	82
<i>Epilobium obscurum</i>	31.3	100	<i>Alchemilla vulgaris</i> agg.	30.1	100
<i>Poa trivialis</i>	26.7	83	<i>Agrostis canina</i>	27.5	91
<i>Scirpus sylvaticus</i>	25.8	100	<i>Ranunculus repens</i>	25.1	82
<b>5. Caricetum rostratae (5)</b>			<i>Prunella vulgaris</i>	24.3	73
<i>Equisetum fluviatile</i>	49.5	60	<i>Lychnis flos-cuculi</i>	23.3	82
<i>Carex rostrata</i>	49.2	100	<i>Plantago lanceolata</i>	23.3	55
<i>Phalaris arundinacea</i>	35.3	60	<i>Luzula campestris</i> agg.	21.7	73
<i>Galium palustre</i>	33.2	100	<i>Holcus lanatus</i>	21.1	91
<i>Scutellaria galericu</i>	33.0	80	<i>Deschampsia cespitosa</i>	20.6	91
<b>6. Alopecurus pratensis–Festuca rubra (10)</b>			<i>Anthoxanthum odoratum</i>	20.3	64
<i>Poa pratensis</i>	40.5	90	<i>Festuca rubra</i>	19.2	100
<i>Leucanthemum vulgare</i>	38.2	90	<b>10. Lysimachio–Filipenduletum (5)</b>		
<i>Plantago major</i>	38.1	30	<i>Filipendula ulmaria</i>	37.2	100
<i>Ranunculus repens</i>	34.2	100	<i>Scutellaria galericulata</i>	33.0	80
<i>Prunella vulgaris</i>	33.5	90	<b>11. Sanguisorbo-Festucetum commutatae (16)</b>		
<i>Veronica chamaedrys</i>	30.6	90	<i>Cerastium holosteoides</i>	38.7	100
<i>Alchemilla vulgaris</i>	30.1	100	<i>Luzula campestris</i> agg.	35.7	100
<i>Ranunculus auricomus</i>	28.7	80	<i>Cerastium arvense</i>	34.4	19
<i>Lychnis flos-cuculi</i>	27.4	90	<i>Anthoxanthum odoratum</i>	33.1	88
<i>Glechoma hederacea</i>	26.9	40	<i>Plantago lanceolata</i>	32.2	69
<i>Veronica serpyllifolia</i>	26.5	60	<i>Agrostis capillaris</i>	28.4	100
<i>Holcus lanatus</i>	25.4	100	<i>Poa pratensis</i>	28.1	69
<i>Myosotis nemorosa</i>	24.9	90	<i>Veronica serpyllifolia</i>	28.0	62
<i>Lathyrus pratensis</i>	24.2	50	<i>Centaurea jacea</i>	26.7	25
<i>Rumex acetosa</i>	24.0	100	<i>Veronica chamaedrys</i>	26.1	81
<i>Agrostis capillaris</i>	23.6	90	<i>Holcus lanatus</i>	25.4	100
			<i>Alchemilla vulgaris</i> agg.	24.0	88

Leucanthemum vulgare agg.	22.7	62
Achillea millefolium	21.5	81
Ranunculus acris	21.0	50
Hypericum maculatum	20.1	81
Veronica officinalis	19.4	25
Festuca rubra	19.2	100
Dactylis glomerata	18.9	56
Rumex acetosa	18.1	88
Trifolium repens	17.3	38
Deschampsia cespitosa	16.1	81
Prunella vulgaris	15.6	56
<b>12. S-F.c. s Deschampsia cespitosa (11)</b>		
Pimpinella saxifraga	59.3	36
Avenula pubescens	59.3	36
Carlina acaulis	45.7	27
Galium verum	36.1	36
Holcus mollis	36.1	91
Ranunculus acris	35.3	73
Sanguisorba officinalis	34.1	91
Angelica sylvestris	30.4	91
Hypericum maculatum	29.1	100
Stellaria graminea	29.1	82
Achillea millefolium	26.2	91
Elymus repens	25.4	55
Rumex acetosa	24.0	100
Veronica chamaedrys	21.8	73
Galium uliginosum	21.3	100
Festuca rubra	19.2	100
<b>13. Nardo-Festucetum capillatae (2)</b>		
Danthonia decumbens	95.5	100
Carex pilulifera	92.3	100
Viola canina	86.3	100
Lysimachia nummularia	78.1	100
<b>14. Calamagrostis epigejos (12)</b>		
Calamagrostis epigejos	56.5	100
Urtica dioica	24.9	67
<b>15. Trifolio-Festucetum rubrae carlinetosum (4)</b>		
Arrhenatherum elatius	66.1	100
Trifolium pratense	63.4	100
Taraxacum sect. Ruderalia	54.0	100
Veronica serpyllifolia	51.3	100
Leucanthemum vulgare agg.	43.9	100
Dactylis glomerata	43.6	100
Trifolium repens	43.6	75
Prunella vulgaris	38.8	100
Luzula campestris agg.	35.7	100
<b>16. N-F.c. s Holcus mollis (6)</b>		
Betula pendula	56.7	33
Juncus conglomeratus	52.5	100
Quercus robur	49.6	33

Nardus stricta	44.8	83
Potentilla erecta	42.0	100
Holcus mollis	41.0	100
Succisa pratensis	32.0	67
Carex panicea	29.2	83
<b>17. Kopřiviště / Urtica dioica (6)</b>		
Cirsium oleraceum	50.1	33
Elymus repens	44.2	83
Urtica dioica	43.7	100
Aegopodium podagraria	41.3	33
Cirsium arvense	34.7	100
<b>18. Polní lemy s Elymus repens (5)</b>		
Anthriscus sylvestris	62.2	40
Elymus repens	55.5	100
Dactylis glomerata	43.6	100
Arrhenatherum elatius	36.3	60
<b>19. Alopecurus pratensis s Rumex obtusifolius (5)</b>		
Rumex obtusifolius	44.5	100
Myosotis nemorosa	29.7	100

Použité zkratky:

A-C.p. = Angelico–Cirsietum palustris

S-F.c. = Sanguisorbo–Festucetum commutatae

N-F.c. = Nardo–Festucetum capillatae

**Tabulka 3.** Přehled společenstev nezahrnutých do synoptické tabulky. Jedná se o společenstva buď bez vlastních diferenciálních druhů, odlišující se spíše morfologií porostu, nebo o společenstva reprezentovaná pouze jedním fytoecologickým snímkem.

Název společenstva	Stručná charakteristika
<u>Společenstva bez diferenciálních druhů</u>	
<b>20. Lada <i>Calthion</i></b>	Sběrná skupina snímků degradovaných vlhkých luk svazu <i>Calthion</i>
<b>21. Olšina s <i>Filipendula ulmaria</i></b>	Přechod <i>Lysimachio-Filipenduletum</i> v lesní vegetaci (olšinu)
<u>Společenstva reprezentovaná jen jedním fytoecologickým snímkem</u>	
<b>22. <i>Pteridium aquilinum</i></b>	Společenstvo lesních lemů s monodominantní <i>Pteridium aquilinum</i>
<b>23. <i>Phragmitetum communis</i></b>	Společenstvo rákosin s monodominantním <i>Phragmites australis</i>
<b>24. <i>Caricetum gracilis</i></b>	Společenstvo s monodominantní <i>Carex acuta</i>
<b>25. <i>Equisetum fluviatilis</i></b>	Společenstvo s dominancí <i>Equisetum fluviatilis</i>
<b>26. <i>Calamagrostietum canescentis</i></b>	Společenstvo s dominancí <i>Calamagrostis canescens</i>
<b>27. <i>Sparganietum erecti</i></b>	Společenstvo silně zamokřených míst, dominuje <i>Sparganium erectum</i> , <i>Lycopus europaeus</i> , <i>Carex canescens</i> , <i>Veronica beccabunga</i> , <i>Lemna minor</i>
<b>28. Společenstvo s <i>Rubus sp.</i></b>	Společenstvo s dominancí ostružiníků <i>Rubus sp.</i>
<b>29. Společenstvo s <i>Aegopodium podagraria</i></b>	Společenstvo okraje louky s dominantní <i>Aegopodium podagraria</i>
<b>30. Společenstvo s <i>Holcus mollis</i></b>	Společenstvo okraje louky s dominantním <i>Holcus mollis</i>

### 1.1.2. Mapa vegetačních jednotek

#### Nový Dvůr

Obrázky 4 a 5 představují mapu vegetačních jednotek (tzn. mapu reálné vegetace) na lokalitě Nový Dvůr v letech 1978 a 2006. Již na první pohled je patrný výrazný rozdíl jak ve struktuře vegetační pattern, tak v zastoupení rostlinných společenstev.

V roce 1978 byla louka z většiny pravidelně obhospodařována lehčí mechanizací než dnes, což zřejmě umožňovalo sekání i vlhkých částí louky. Převládala zde společenstva střídavě vlhkých až vlhkých sekaných luk, jako je *Angelico-Cirsietum palustris*, *Sanguisorbo-Festucetum commutatae* a *Nardo-Festucetum capillatae*. V některých částech louky, zejména v blízkosti toku Žebrákovského potoka (dolní část louky) a v místech vývěru svahových pramenů se místně vyskytovala vysokostébelná vlhkomilná společenstva jako *Lysimachio-Filipenduletum*, *Scirpetum sylvatici*, *Caricetum vesicariae* či *Carici rostratae*–

*Sphagnetum apiculati*. Naopak v horních partiích louky, kde hladina půdní podzemní vody nevystupovala po celý rok ke svrchním vrstvám půdy, se vyskytovaly relativně suchomilnější společenstva svazu *Arrhenatherion* a to *Trifolio–Festucetum rubrae alopecuroidesum* a *Trifolio–Festucetum rubrae carlinetosum*. (1970)

Několik let na to, v první polovině 80. let, byla louka rekultivována. Z té doby neexistuje mapa vegetačních jednotek, ale podle slov pamětníků byla louka kompletně obhospodařována těžkou mechanizací a rostla na ní poměrně uniformní vegetace složení *Festuca pratensis* – *Lolium sp.* – *Trifolium pratense* apod. Tento fakt potvrzují i záznamy z trvalých ploch na této lokalitě z r. 1986. Několik let poté zde vznikla vodohospodářská nádrž Kristiánka, která dodávala pitnou vodu do Světlé n/S. (viz. pravý dolní roh mapy) a území bylo vyhlášeno pásmem ochrany vodního zdroje I. stupně. To samozřejmě znamenalo přísný zákaz hnojení a vstupu na lokalitu, i když byla louka nadále pravidelně sekána těžkou mechanizací. V době, kdy byla dostavěna vodní nádrž Želivka, se stal z nádrže Kristiánka pouhý záložní zdroj pitné vody a tak území opět ztratilo status vodohospodářského povodí.

V současné době, jak je patrné z mapy vegetačních jednotek z r. 2006, došlo na louce k výrazné dichotomii. V dolní třetině louky, která je dnes neobhospodařovaná a silně podmáčená, a na místech vývěřů svahových pramenů vznikla vysokostébelná niva tvořená téměř monodominantními společenstvy třídy *Phragmiti–Magnocaricetea*, ponejvíce porostem *Phalaris arundinacea*, v menší míře porosty vysokých ostřic jako *Carex rostrata*, *C. vesicaria* a *C. acuta*. Najdeme zde i místa, kde se voda udržuje po většinu roku nad povrchem půdy, tato místa indikují společenstva *Sparganietum erecti* a *Equisetetum fluviatilis*. Dále zde najdeme ostrůvky *Scirpetum sylvatici*, porosty *Calamagrostis epigejos* a jen malý porost *Lysimachio–Filipenduletum*. Místy se vyskytuje společenstvo ruderální vegetace s *Urtica dioica* (neboli kopřiviště).

Ve zbývajících cca 2/3 louky, které jsou pravidelně sekány těžkou mechanizací, najdeme podobné složení společenstev, jako před 30 roky, což může svědčit o jistém návratu původních společenstev na lokalitu. Ve větší míře než dříve se zde však uplatňuje suchomilnější společenstvo *Trifolio–Festucetum rubrae carlinetosum*.

Zdá se tedy, že technické zásahy na louce měly po cca 20 letech za následek na jedné straně vysušení lokality (to bylo pravděpodobně účelem), na druhé straně však silné podmáčení dolních částí louky, pravděpodobně vlivem končící životnosti melioračních systémů (ucpávání trubek apod.).

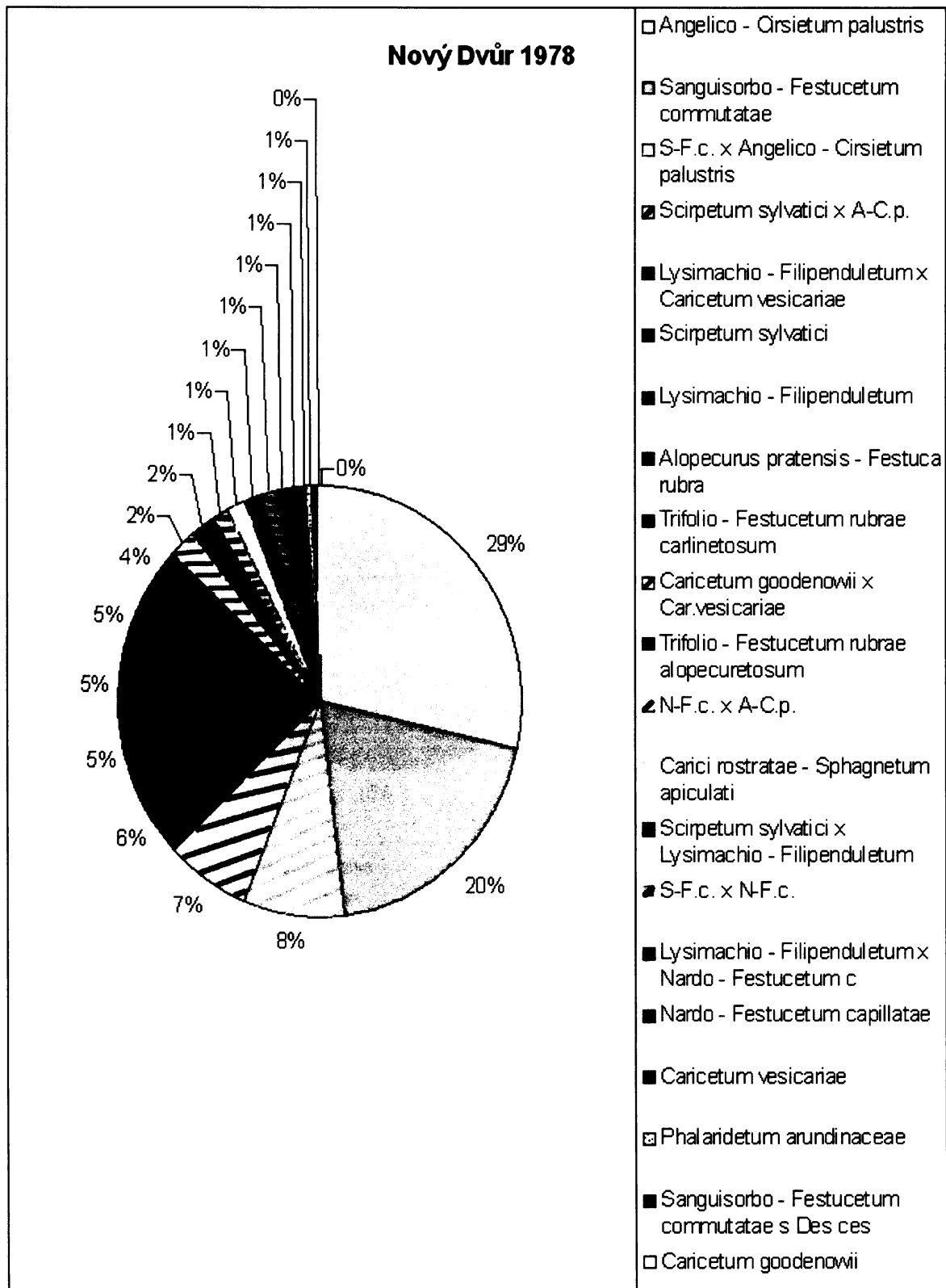
Grafy 1 a 2 ukazují poměrné (procentuální) plošné zastoupení jednotlivých společenstev na lokalitě z let 1978 a 2006. Zde můžeme pozorovat, že: plocha společenstva *Angelico–Cirsietum palustris* poklesla z 29% na 10%, plocha *Phalaridetum arundinaceae* vzrostla z méně než 1% na 21%, plocha společenstva *Alopecurus pratensis–Festuca rubra* vzrostla ze 4% na 15%, méně zřetelný nárůst *Trifolio–Festucetum rubrae s.lat.* ze 6% na 10%. Rozloha *Lysimachio–Filipenduletum* poklesla z 5-10% na sotva 1% území.

Za pozornost jistě stojí i fakt, že plocha společenstev *Sanguisorbo – Festucetum commutatae* a *Scirpetum sylvatici* zůstává víceméně stejná.

Na lokalitě se objevila nová společenstva a to zejména ruderalní vegetace s *Urtica dioica* (2% plochy území), dále porost *Calamagrostis epigejos* (3% území). Objevilo se nově také několik společenstev třídy *Phragmiti–Magnocaricetea* jako je *Caricetum rostratae*, *Caricetum acutae*, *Sparganietum erecti*, *Equisetetum fluviatilis* a *Calamagrostitetum canescentis*, dále společenstvo degradovaných vlhkých luk „lada *Calthion*“ , prameniště s *Cardamine amara* a společenstvo okraje louky s dominantní *Aegopodium podagraria*. Malé části území zarůstá společenstvo s *Rubus sp.*

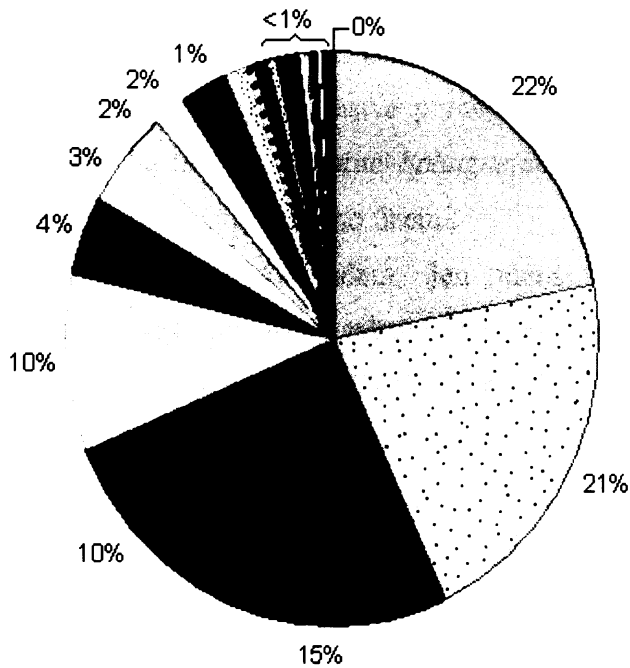
Z louky vymizelo společenstvo přechodových rašelinišť *Carici rostratae–Sphagnetum apiculati* a všechny ohrožené druhy rostlin, tzn. *Dactylorhiza majalis*, *Menyanthes trifoliata* a *Valeriana dioica*.





Graf 1. Procentuální plošné zastoupení vegetačních jednotek na lokalitě Nový Dvůr z r. 1978.

## Nový Dvůr 2006



- |   |  |
|---|--|
| □ Sanguisorbo - Festucetum commutatae             | ▣ Phalaridetum arundinaceae                          |
| ■ Alopecurus pratensis - Festuca rubra            | ■ Trifolio - Festucetum rubrae carlinetosum          |
| □ Angelico - Cirsietum palustris                  | ■ Scirpetum sylvatici                                |
| □ Calamagrostis epigejos                          | □ Ruderalni vegetace s Urtica dioica                 |
| □ Caricetum rostratae                             | ■ Alopecurus pratensis s Rumex obtusifolius          |
| ■ Lada Calthion                                   | ■ Nardo - Festucetum capillatae                      |
| □ Phalaridetum arundinaceae x Kopriviste          | ▣ Phalaridetum arundinaceae x Calamagrostis epigejos |
| ▣ Scirpetum sylvatici x A-C.p.                    | ■ Ly simachio - Filipenduletum                       |
| ■ Sanguisorbo - Festucetum commutatae s Des ces   | ▣ Caricetum vesicariae x Phalaridetum arundinaceae   |
| ■ Scirpetum sylvatici x Caricetum vesicariae      | ■ Scirpetum sylvatici x Kopriviste                   |
| ■ Caricetum vesicariae                            | ■ Equisetetum fluviatilis                            |
| □ Caricetum goodenowii                            | □ Caricetum vesicariae x Calamagrostis epigejos      |
| ■ Caricetum rostratae x Phalaridetum arundinaceae | ■ Scirpetum sylvatici x Calamagrostis epigejos       |
| □ Spolecenstvo s Aegopodium podagraria            | ■ Caricetum acutae                                   |
| □ Calamagrostitetum canescentis                   | □ Sparganietum erecti x Caricetum vesicariae         |
| □ Sparganietum erecti                             | □ Caricetum rostratae x Caricetum acutae             |
| □ Prameniste s Cardamine amara                    | ■ Spolecenstvo s Rubus sp.                           |

Graf 2. Procentuální plošné zastoupení vegetačních jednotek na lokalitě Nový Dvůr z r. 2006.



## Opatovice

Při pohledu na mapy reálné vegetace lokality Opatovice z r. 1978 a 2006 (viz obr. 6, 7) můžeme pozorovat změny ve vegetačním pattern a v zastoupení rostlinných společenstev.

V roce 1978, kdy byla louka z většiny pravidelně obhospodařována lehčí mechanizací, zde nacházíme společenstva střídavě vlhkých až vlhkých sekaných luk jako je *Sanguisorbo-Festucetum commutatae*, *Angelico-Cirsietum palustris*, ale i společenstva suchomilnější, jako je *Trifolio-Festucetum rubrae s.lat.* Na několika místech, pravděpodobně méně intenzivně obhospodařovaných, se vyskytovalo vlhkomilné vysokostébelné společenstvo *Scirpetum sylvatici*. Hojná zde byla i společenstva přechodových rašelinišť *Sphagno warnstorfiani-Eriophoretum latifolii* a *Carici rostratae-Sphagnetum apiculati*, které hostily většinu druhů ohrožených a chráněných rostlin daného území.

V současnosti leží louka ladem, jen menší část lokality zůstává pravidelně obhospodařována (JV část území). V sekané části louky se vyskytují společenstva sekaných střídavě vlhkých až vlhkých luk jako *Sanguisorbo-Festucetum commutatae*, *Angelico-Cirsietum palustris*, *Caricetum goodenowii* a nové ruderalizované společenstvo *Alopecurus pratensis s Rumex obtusifolius*. Dříve na tomto území dominovalo zejména *Trifolio-Festucetum rubrae*, dále byla přítomna společenstva *Angelico-Cirsietum palustris* a *Sanguisorbo-Festucetum commutatae*. Obecně se jeví, že současná společenstva v této části louky mají vlhčí charakter, zčásti zde však zůstala zachována původní společenstva.

Ostatní části louky, které již cca 10 let leží ladem, vykazují známky probíhající sekundární sukcese. Na vlhčích místech se zde vyvinula vysokostébelná vegetace se společenstvy jako *Scirpetum sylvatici*, *Lysimachio-Filipenduletum*, *Angelico-Cirsietum palustris violetosum palustris*, porosty *Calamagrostis epigejos* a ruderalní vegetace s *Urtica dioica*. Degradací společenstva *Sphagno warnstorfiani-Eriophoretum latifolii* a vzniklo společenstvo *Eriophoretum angustifolii* lišící se od původního zejména úplnou absencí rašeliničku. Na sušších místech dnes nekosených částí louky se přeměnilo původní *Sanguisorbo-Festucetum commutatae* a část *Trifolio-Festucetum rubrae alopecurotesum* na *Sanguisorbo-Festucetum commutatae s Deschampsia cespitosa*. Zajímavý je vývoj původního *Scirpetum sylvatici*, na jehož místě dnes najdeme plně vzrostlou olšinu, popř. malý ostrůvek společenstva s *Rubus sp.* a porost *Pteridium aquilinum*. Z části však zůstává původní *scirpetum sylvatici* zachováno na původním místě dodnes.

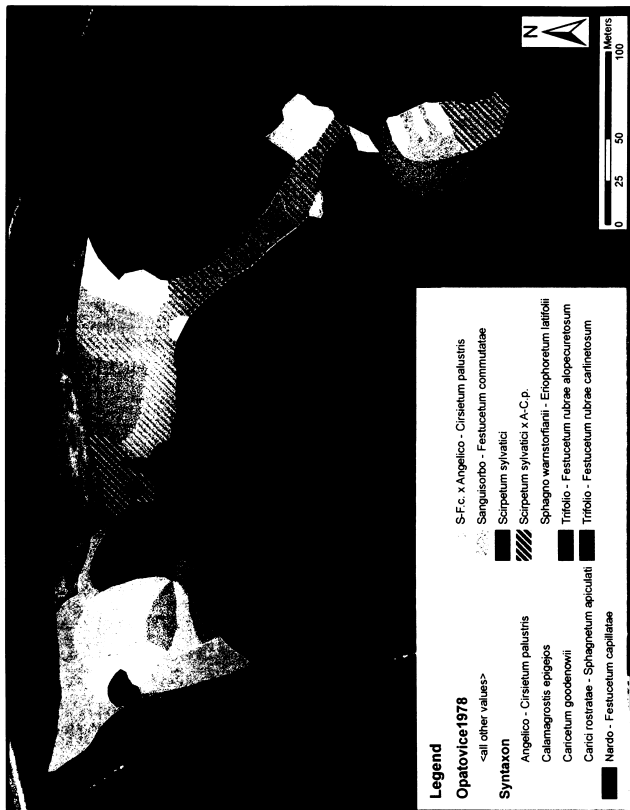
Grafy 3 a 4 ukazují souhrnně změny procentuálního zastoupení plochy jednotlivých společenstev mezi roky 1978 a 2006. Vidíme, že plocha *Angelico-Cirsietum palustris* se snížila z původních 20% na 2%, plocha *Scirpetum sylvatici* stoupla ze 7-9% na 30%,

*Calamagrostis epigejos* z 1% na 9%. Naopak plocha *Sanguisorbo–Festucetum commutate* poklesla ze 14% na 9%. Vymizela společenstva *Trifolio–Festucetum rubrae s.lat.* (19% plochy) a *Nardo–Festucetum capillatae* (3% plochy), která dnes na sekaných místech nahrazuje *Sanguisorbo–Festucetum commutate*, na nesekaných místech pak *Sanguisorbo–Festucetum s Deschampsia cespitosa* (11% plochy). Původní společenstvo *Sphagno warnstorfiani–Eriophoretum latifolii* je nahrazeno *Eriophoretum angustifolii* (stále 8% plochy území). Podobné poměrné zastoupení má také *Caricetum goodenowii* (3%-4%) , i když se dnes vyskytuje na zcela jiných místech než dříve.

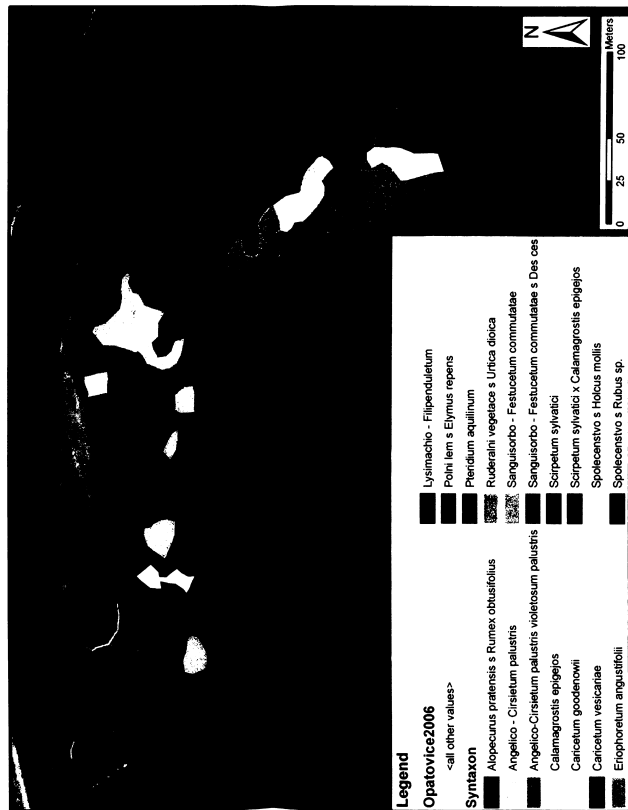
Na lokalitě se objevila nová společenstva jako *Lysimachio–Filipenduletum*, ruderální vegetace s *Urtica dioica*, ruderalizované *Alopecurus pratensis* s *Rumex obtusifolius*, polní lem s *Elymus repens* a společenstva lesních lemů s *Rubus sp.* a *Pteridium aquilinum*.

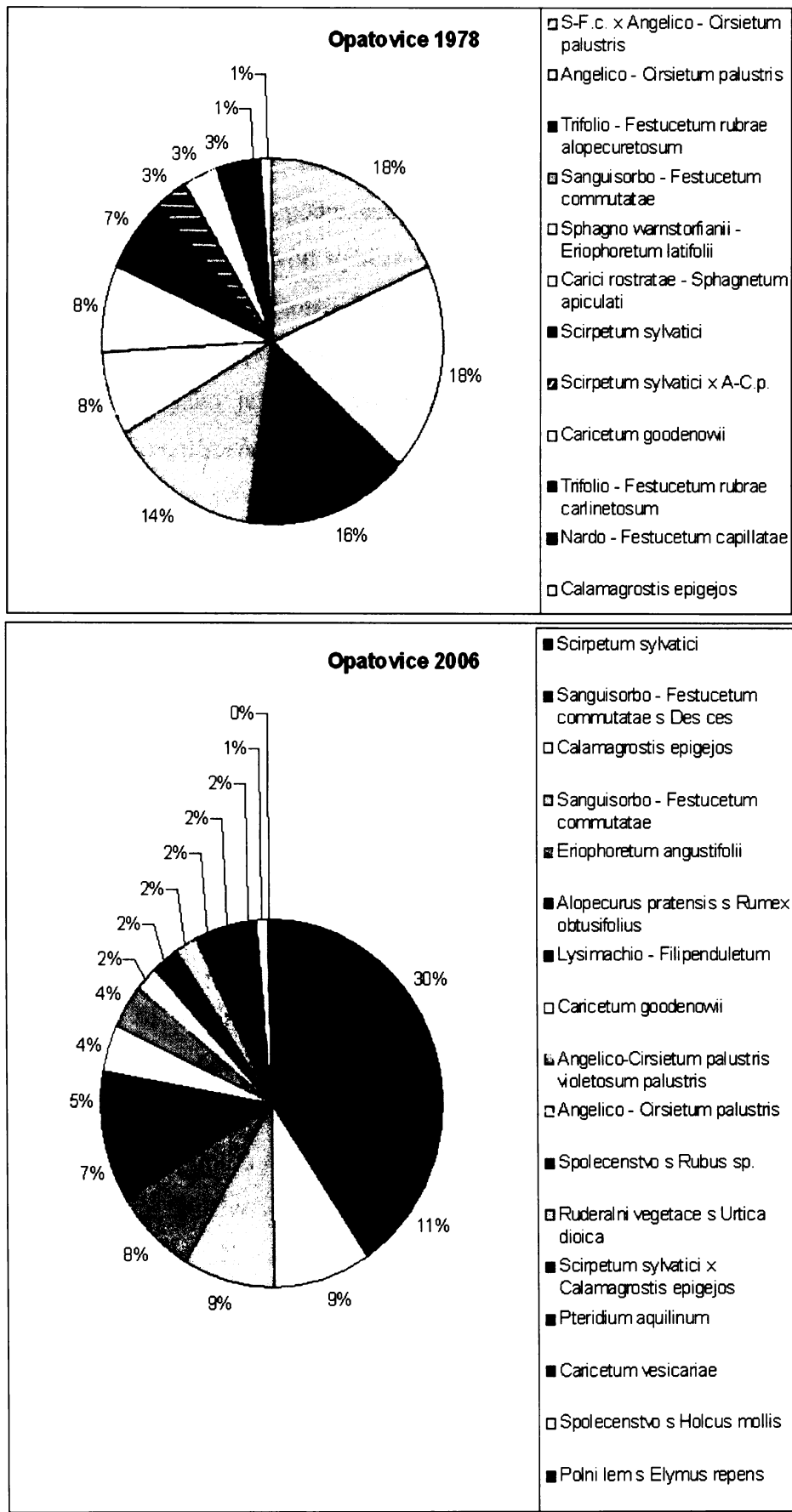
S vymizením společenstev přechodových rašelinišť *Sphagno warnstorfiani–Eriophoretum latifolii* a *Carici rostratae–Sphagnetum apiculati* vymizela i většina ohrožených druhů na ně vázaná, konkrétně *Triglochin palustre*, *Parnassia palustris*, *Drosera rotundifolia*, *Menyanthes trifoliata* a významně ubylo, i když se stále vyskytují, druhů *Dactylorhiza majalis* a *Valeriana dioica*. Také z lokality vymizel druh *Listera ovata*, dříve se vyskytující ojediněle ve společenstvu *Trifolio–Festucetum rubrae alopecuretosum*. Na louce se však ojediněle nově vyskytuje ohrožený druh *Isolepis setacea*.

Obr. 6. Mapa vegetačních jednotek lokality Opatovice z r. 1978



Obr. 7. Mapa vegetačních jednotek lokality Opatovice z r. 2006





**Grafy 3, 4.** Grafy procentuálního plošného zastoupení vegetačních jednotek na lokalitě Opatovice z let 1978 a 2006.

## Vlkanov

Při pohledu na mapy vegetačních jednotek lokality Vlkanov z let 1978 a 2005 (obr. 8, 9) vidíme, že i zde došlo za 30 let k výrazným změnám. V 70. letech byla louka z většiny pravidelně obhospodařována lehčí mechanizací. V té době na ní nacházíme zejména společenstva sekaných vlhkých až podmáčených luk, která jsou situována zejména v centrálních částech louky a jejích dvou výběžků. Dominuje zde společenstva *Angelico – Cirsietum palustris* a *Caricetum goodenowii*. Při okrajích louky, dále od toku Žebrákovského potoka a jeho dvou menších přítoků, se místy nalézají společenstva relativně méně náročná na dostupnost podzemní vody jako je *Trifolio–Festucetum rubrae alopecuretosum*, *Nardo–Festucetum capillatae* a *Sanguisorbo–Festucetum commutatae s lat.* V některých částech se sporadicky vykytuje *Scirpetum sylvatici*, pravděpodobně na místech se zvýšenou hladinou podzemní vody, jako jsou např. prameniště menších přítoků Žebrákovského potoka. V zadní části louky, která byla již v té době méně intenzivně obhospodařována, se vyvinula vysokostébelná tužebníková lada, tedy *Lysimachio – Filipenduletum*. V jeho blízkosti se vyskytuje také společenstvo přechodových rašeliníšť *Carici rostratae – Sphagnetum apiculati*.

Někdy začátkem 90. let se louka přestala ohospodařovat a od té doby leží ladem. Vlivem probíhající sekundární sukcese se louka proměnila ve vysokostébelnou nivu, kde dnes nejvíce dominuje společenstvo *Lysimachio–Filipenduletum*, *Scirpetum sylvatici*, porosty *Calamagrostis epigejos* a blíže nedeterminovatelná vysokostébelná vegetace svazu *Calthion*, nazvaná lada *Calthion*. Na Z konci louky, na místě prameniště jednoho z přítoků Žebrákovského potoka, se vyvinula vzrostlá rákosina *Phragmitetum communis*. Část bývalého *Lysimachio–Filipenduletum* se již mění v lesní vegetaci, v olšinu s hustým podrostem *Filipendula ulmaria*. Vyvinula se také společenstva lesních lemů jako je porost *Pteridium aquilinum* či ostružiníků *Rubus sp.* Na relativně sušších místech dále od toku potoka a při okraji pole, kde se dříve vyskytovalo *Trifolio–Festucetum rubrae* a *Sanguisorbo–Festucetum commutate*, se vytvořil ruderalizovaný polní lem s *Elymus repens*. Na místech, které přímo nesousedí s polem, můžeme pozorovat změnu původního *Sanguisorbo – Festucetum commutate* v *Sanguisorbo–Festucetum commutate* s *Deschampsia cespitosa*, popřípadě v degradované *Sanguisorbo–Festucetum commutate*, ve kterém je silně zastoupena *Carex hirta* (JV roh louky). Původní *Nardo–Festucetum commutate* se přeměnilo v *Nardo–Festucetum commutate* s *Holcus mollis* (S část louky) a na místě bývalého *Carici rostratae–Sphagnetum apiculati* dnes nacházíme fragment *Caricetum rostratae*, které se od původního společenstva liší zejména úplnou absencí rašeliníků.

Na grafech 5,6 vidíme poměrné plošné zastoupení společenstev na lokalitě Vlkanov v roce 1978 a 2005. Můžeme pozorovat, že významně vzrostla plocha společenstev *Scirpetum sylvatici* (ze 3-4% na 21-23%), *Lysimachio–Filipenduletum* (z 9-12% na 18-20%) a to zejména na úkor bývalého *Angelico–Cirsietum palustris* (z 21-30% na 2%) a *Caricetum goodenowii* (býv. 17-20%), které se dnes již na lokalitě nevyskytuje. Velmi pokleslo zastoupení *Sanguisorbo–Festucetum commutatae* (z 9% na 1%) a *Trifolio – Festucetum rubrae* (býv.5%), které z lokality vymizelo. Na přibližně jejich místě se dnes vyskytuje polní lem s *Elymus repens* (12%) či *Sanguisorbo–Festucetum commutatae s Deschampsia cespitosa* (3%). Zastoupení původního *Nardo–Festucetum capillatae* (9-11%) se přibližně podobá zastoupení dnešního *Nardo–Festucetum capillatae s Holcus mollis* (7%), které se z předchozího pravděpodobně vyvinulo.

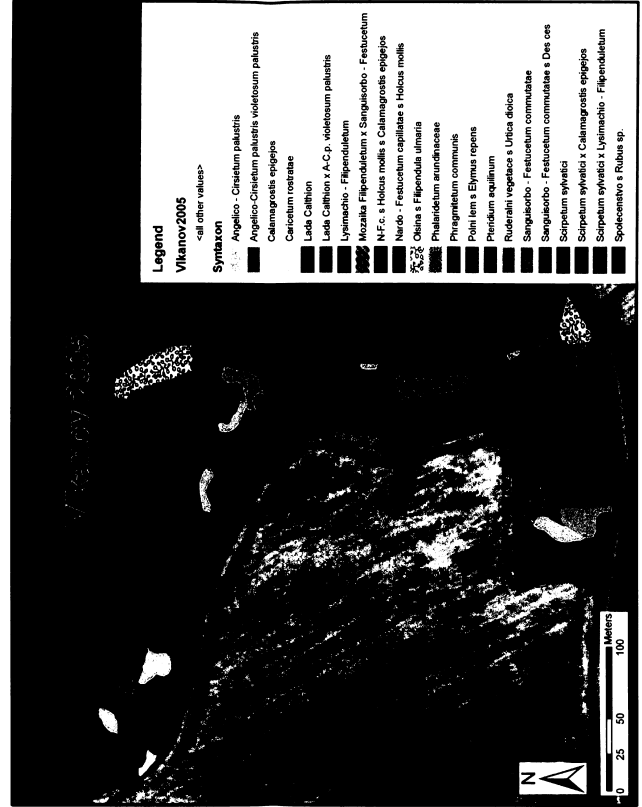
Velkou část plochy území dnes zauímají nová společenstva jako je porost *Calamagostis epigejos* (5%), lada *Calthion* (6%), olšina s *Filipendula ulmaria* (5%) či *Phragmitetum communis* (5%). Nově se také objevilo *Angelico–Cirsietum palustris violetosum palustris*, porost *Pteridium aquilinum*, *Phalaridetum arundinaceae*, společenstvo s *Rubus sp.* a ruderalní vegetace s *Urtica dioica*. Degradací *Carici rostratae–Sphagnetum apiculati* vzniklo *Caricetum rostratae*.

Z území vymizely ohrožené druhy jako *Menyanthes trifoliata*, vyskytující se ponejvíce ve společenstvu *Carici rostratae–Sphagnetum apiculati*, *Pedicularis sylvatica* s omezeným výskytem v bývalém *Nardo–Festucetum capillatae* a *Dactylorhiza majalis*. Významně též ubylo druhu *Valeriana dioica*.

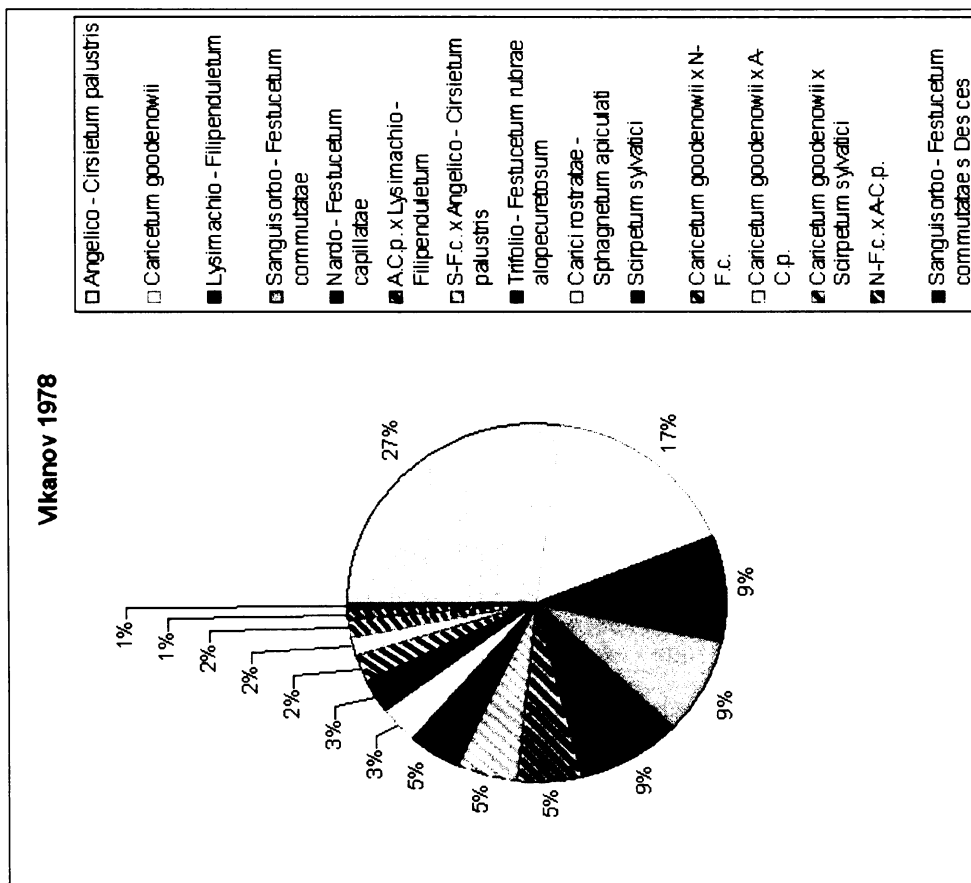
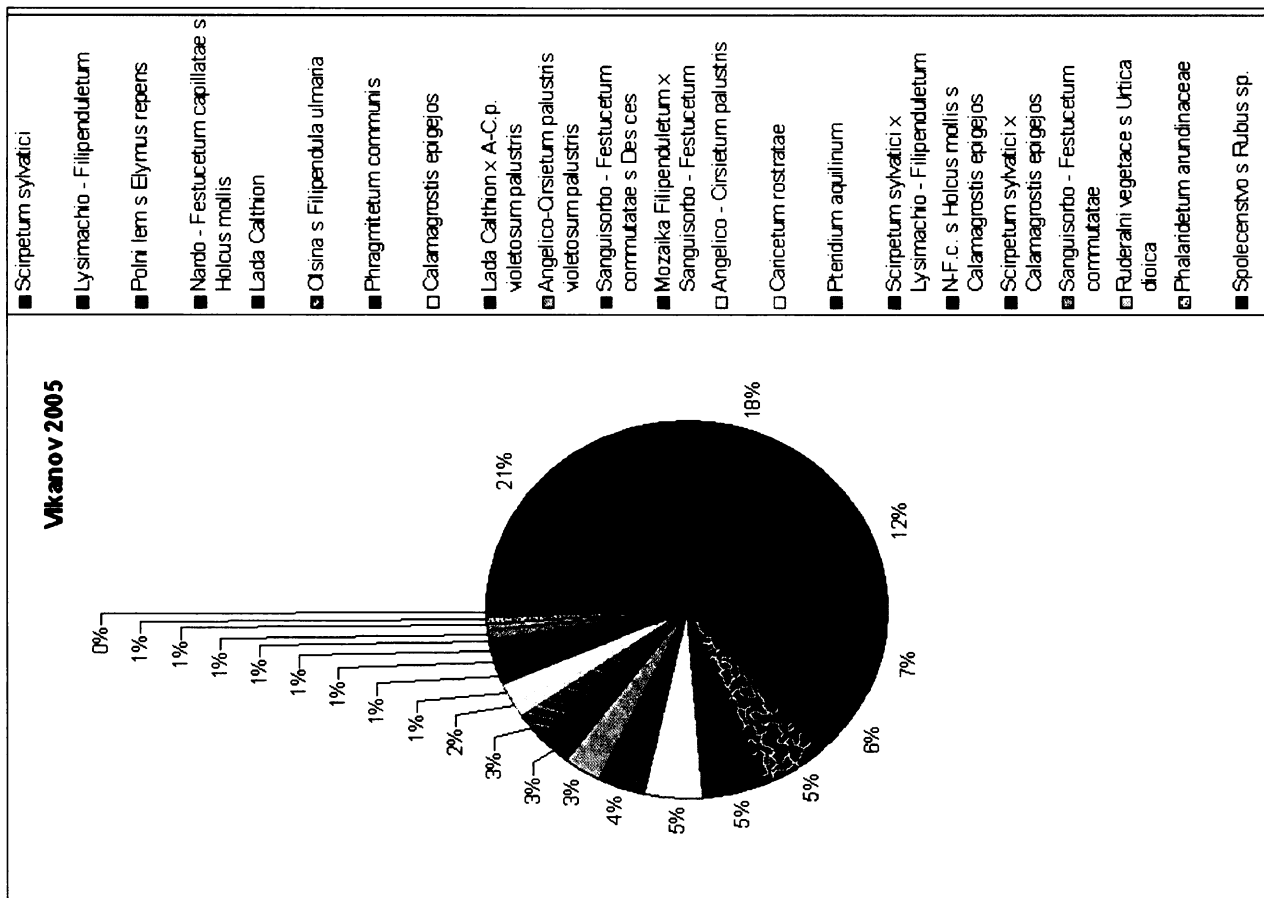
Obr. 8. Mapa vegetačních jednotek lokality Vikanov z r. 1978.



Obr. 9. Mapa vegetačních jednotek lokality Vikanov z r. 2005



Grafy 5, 6. Procentuální plošné zastoupení vegetačních jednotek z lokality Vlkanov z let 1978 a 2005.





### 7.1.3. Ellenbergovy hodnoty

DCA analýza fytoecologických snímků ze všech třech lokalit dohromady (tzn. Nový Dvůr + Opatovice + Vlkanov) ukazuje jistou odlišnost souboru snímků z roku 1978 a z let 2005-6 (viz graf 7). K analýze bylo použito 70 starých a 172 nových snímků, 1. osa vysvětlila 10.2 % variability, 2. osa 6.2% variability. Průměrné Ellenbergovy hodnoty pro každý snímek byly použity jako dodatečné proměnné (*supplementary variables*).

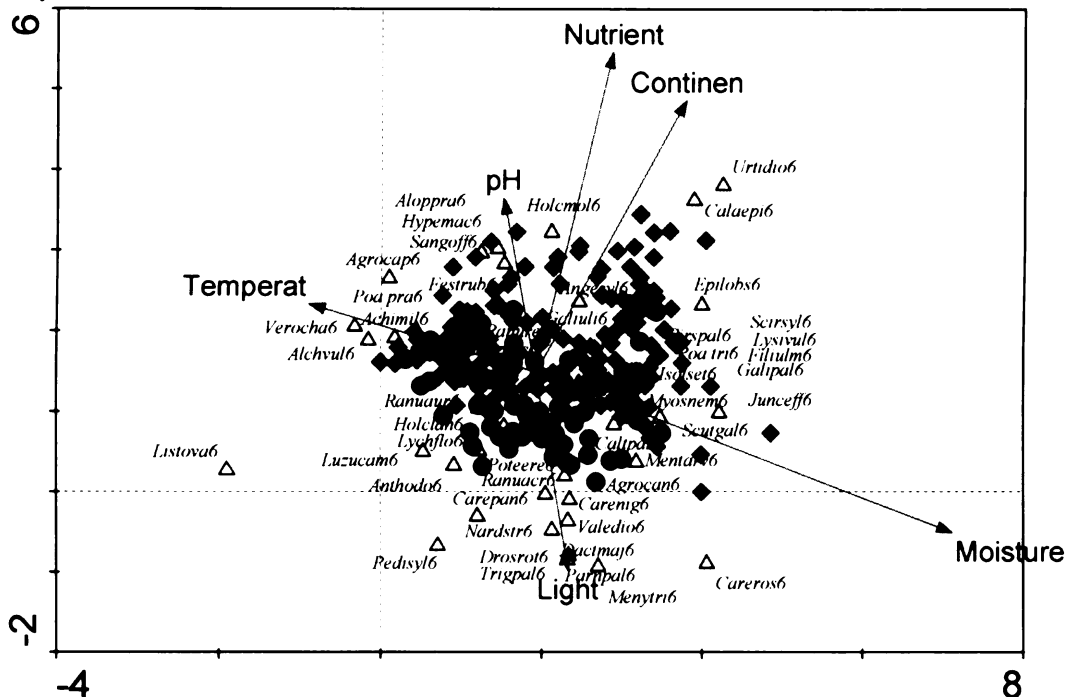
Nové snímky (z let 2005-6) jsou zřetelně posunuty směrem nahoru podél druhé osy vzhledem ke starým snímkům z r. 1978. V analýze a grafu jsou použity průměrné Ellenbergovy hodnoty druhů ve snímku jako dodatečné proměnné (*supplementary variables*). Díky tomu vidíme, že s první osou nejvíce koreluje vlhkost a teplota (resp. vlhkomilnost a teplomilnost druhů), které jsou spolu negativně korelovány.

S druhou osou nejvíce koreluje úživnost stanoviště (resp. náročnost druhů na úživnost stanoviště) a kontinentalita, přičemž nové snímky jsou nápadně posunuty směrem k jejich vzrůstajícím hodnotám oproti starým snímkům. Méně významný se již zdá být faktor pH, jehož hodnota také vzrůstá směrem k novým snímkům, a faktor světlo (resp. světlomilnost druhů), jehož hodnota naopak stoupá směrem ke starým snímkům.

Z toho by se dalo předběžně odvodit, že na dané lokalitě se po 30 letech vyskytují druhy s podobnými nároky na vlhkost a teplotu jako dříve, ale současná vegetace je náročnější na množství živin a kontinentálnější. Z území vymizelo několik ohrožených druhů rostlin, ty jsou v grafu vyznačeny červeným trojúhelníčkem. Jedná se konkrétně o *Menyanthes trifoliata*, *Drosera rotundifolia*, *Parnassia palustris*, *Pedicularis sylvatica*, *Triglochin palustre* a *Listera ovata*. Významně ubylo druhů *Dactylorhiza majalis* a *Valeriana dioica*. Tyto druhy se vyznačují vysokou Ellenbergovou hodnotou pro světlomilnost. Nově se objevil ohrožený druh *Isolepis setacea*.

Grafy 8 ukazují změny Ellenbergových hodnot v povodí Žebrákovského potoka za 30 let. K analýze byly použity všechny staré a nové snímky z lokalit Nový Dvůr, Opatovice a Vlkanov, tzn. 70 starých a 172 nových snímků. Tabulka 4 pak ukazuje výsledky dvojbýřového T-testu, pomocí něhož byly testovány rozdíly mezi Ellenbergovými hodnotami z r. 1978 a 2005-6. Mírně, avšak statisticky průkazně se za 30 let zvýšila kontinentalita ( $p = 0.000001$ ) a významnou měrou stoupla hodnota pro úživnost stanoviště ( $p = 0.000000$ ) Změny v ostatních hodnotách byly neprůkazné.

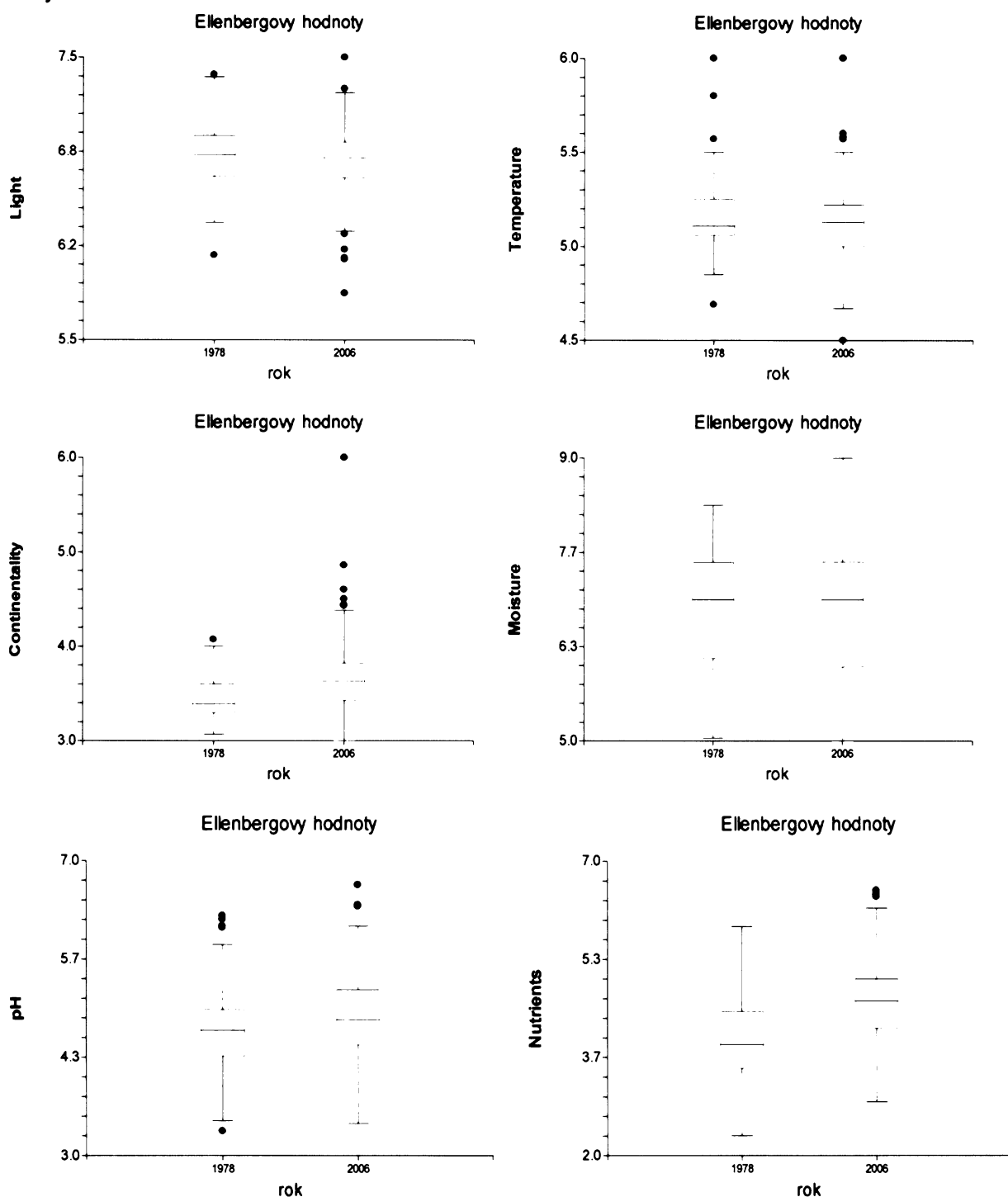
**Graf 7.** Výsledek analýzy DCA snímků z celého povodí Žebrákovského potoka s Ellenbergovými hodnotami použitými jako dodatečné proměnné. Ty jsou znázorněny šedými šipkami. Červeně jsou vyznačeny snímky z r. 1978, zeleně pak snímky z let 2005-6. Červené trojúhelníčky označují ohrožené druhy rostlin, modré ostatní druhy.



Grafy 9 pak ukazují změny Ellenbergových hodnot s důrazem na jednotlivé lokality. V tabulce 5 jsou pak uvedeny výsledky T-testu. Použity byly tyto počty snímků: pro lokalitu Nový Dvůr 33 starých snímků a 74 nových, pro lokalitu Opatovice 8 starých a 55 nových a pro lokalitu Vlkanov 29 starých a 43 nových snímků.

Z grafů a tabulky 5 vidíme, že na lokalitě Opatovice průkazně poklesla hodnota indikátoru „light“, na rozdíl od zbývajících dvou lokalit. Otázkou je, zda pouhých 8 starých snímků z této lokality je dostatečným statistickým vzorkem. Dále vidíme, že hodnota indikátoru „continentality“, která se průkazně zvýšila na lokalitě Opatovice a Vlkanov a v analýze se všemi snímky dohromady, vyšla neprůkazně na lokalitě Nový Dvůr. Na této lokalitě se však, na rozdíl od ostatních lokalit, průkazně zvýšila hodnota „pH“, což také odpovídá výsledkům laboratorní analýzy půdních vzorků z trvalých ploch (viz kapitola Trvalé plochy). Pravděpodobně se jedná o důsledek toho, že louka byla po provedení rekultivačních prací několik let intenzivně vápněna. Hodnota indikátoru „nutrients“ se průkazně zvýšila na všech lokalitách. Naopak hodnoty indikátorů „temperature“ a „moisture“ se za 30 let průkazně nezměnily ani na jedné lokalitě.

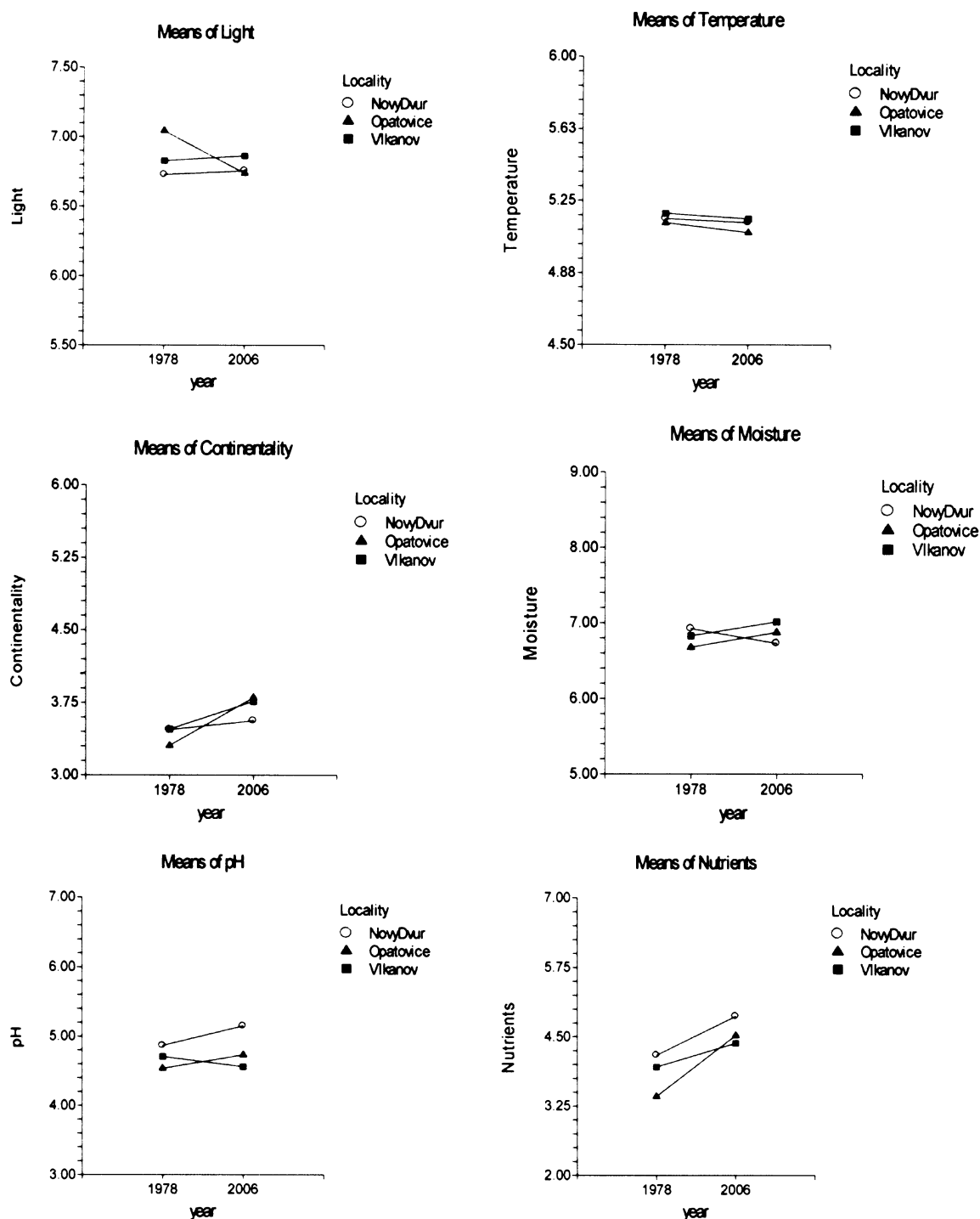
**Graf 8.** Změny Ellenbergových hodnot v povodí Žebrákovského potoka za 30 let. Na ose x je rok a na ose y je vynesena hladina indikátoru.



**Tabulka 4.** Statistické rozdíly mezi Ellenbergovými hodnotami z r. 1978 a 2005-6. Použito 70 starých a 172 nových snímků. Statisticky průkazné hodnoty jsou zvýrazněny tučně.

Parametr	Equal-variance T-test		Mann-Whitney test	
	T-value	p-value	Z-value	p-value
Light	0.8817	0.378834	0.8286	0.364138
Temperature	1.5587	0.120377	0.9075	0.364138
Continentality	-4.9380	<b>0.000001</b>	-5.2446	<b>0.000000</b>
Moisture	0.0733	0.941599	0.1509	0.880066
pH	-1.3042	0.193426	-1.5992	0.109770
Nutrients	-6.2530	<b>0.000000</b>	-5.9738	<b>0.000000</b>

**Graf 9.** Změny Ellenbergových hodnot za 30 let s důrazem na jednotlivé lokality.



**Tabulka 5.** Statistické rozdíly mezi Ellenbergovými hodnotami z r. 1978 a 2005-6 zvlášť na jednotlivých lokalitách. Za názvem lokality je v závorce uveden počet starých/nových snímků použitých v analýze. Uvedena je p-hodnota equal-variance dvojvýběrového T-testu. Statisticky průkazné hodnoty jsou zvýrazněny tučně.

Parametr	Lokalita		
	Nový Dvůr (33/74)	Opatovice (8/55)	Vlkanov (29/43)
Light	0.560485	<b>0.001816</b>	0.476310
Temperature	0.623321	0.400992	0.523065
Continentiality	0.193381	<b>0.000227</b>	<b>0.000129</b>
Moisture	0.313232	0.588575	0.299286
pH	<b>0.009200</b>	0.208315	0.368197
Nutrients	<b>0.000000</b>	<b>0.000016</b>	<b>0.040947</b>

## 7.2 Analýza změn na trvalých plochách

K analýzám byla použita data z celkem 19 trvalých ploch, které byly různě rozmístěny na 3 lokalitách v povodí Žebrákovského potoka, na loukách u Nového Dvora, Opatovic a Vlkanova. Každá plocha byla opakovaně fytoocenologicky snímkována minimálně ve dvou z těchto třech období: léta 1977-8, léta 1984-9 a rok 2005. K fytoocenologickým snímkům byly dále zjištěny hodnoty ekologických faktorů prostředí.

Informaci o rozmístění trvalých ploch, o tom, z jakých období jsou k dispozici data k určité trvalé ploše a o změnách na úrovni společenstev uvádí tabulka 6. Označení trvalých ploch odpovídá označení používanému v původních pracích.

**Tabulka 6.** Změny trvalých ploch na úrovni společenstev, rozmístění trvalých podle lokalit a pomlčkami vyznačená období, z nichž data nejsou k dispozici.

Kód plochy	1977-8	1984-9	2005	
Nový Dvůr	1	<i>Caricetum vesicariae</i>	Rekultivováno	<i>Caricetum rostratae</i>
	25	<i>Angelico-Cirsietum palustris</i>	Rekultivováno	<i>Sanguisorbo-Festucetum comm.</i>
	27	<i>Angelico-Cirsietum palustris</i>	Rekultivováno	<i>Scirpetum sylvatici</i>
	28	<i>Trifolio-Festucetum rubrae</i>	Rekultivováno	<i>Sanguisorbo-Festucetum comm.</i>
	30	<i>Angelico-Cirsietum palustris</i>	Rekultivováno	<i>S-F.c. s Deschampsia cespitosa</i>
	49	<i>Angelico-Cirsietum palustris</i>	-----	Lada <i>Calthion</i>
	50	<i>Nardo-Festucetum capillatae</i>	Rekultivováno	<i>Phalaridetum arundinaceae</i>
	69	<i>Alopecurus-Festuca rubra</i>	Rekultivováno	<i>Trifolio-Festucetum rubrae</i>
Opatovice	57	<i>Trifolio-Festucetum rubrae</i>	<i>Trifolio-Festucetum rubrae</i>	<i>Calamagrostis epigejos</i>
	58	<i>Sphagno warnst.-Eriophoretum lat.</i>	<i>Sphagno warnst.-Eriophoretum lat.</i>	<i>Eriophoretum angustifolii</i>
	72	<i>Scirpetum sylvatici</i>	<i>Scirpetum sylvatici</i>	<i>Scirpetum sylvatici</i>
	74	<i>Sanquisorbo-Festucetum comm.</i>	<i>Sanquisorbo-Festucetum comm.</i>	-----
	SF	-----	<i>Sanquisorbo-Festucetum comm.</i>	<i>Sanquisorbo-Festucetum comm.</i>
Vlkanov	37	<i>Angelico-Cirsietum palustris</i>	<i>Scirpetum sylvatici</i>	<i>Lysimachio - Filipenduletum</i>
	45	<i>Nardo-Festucetum capillatae</i>	<i>Nardo-Festucetum capillatae</i>	<i>Calamagrostis epigejos</i>
	47	<i>Caricetum goodenowii</i>	<i>Angelico-Cirsietum palustris</i>	Lada <i>Calthion</i>
	73	<i>Lysimachio - Filipenduletum</i>	<i>Lysimachio - Filipenduletum</i>	Olšina s <i>Filipendula ulmaria</i>
	A	-----	<i>Caricetum goodenowii</i>	<i>Scirpetum sylvatici s Calamg. epi</i>
	B	-----	<i>Carici rostratae-Sphagnetum api.</i>	<i>Lysimachio - Filipenduletum</i>

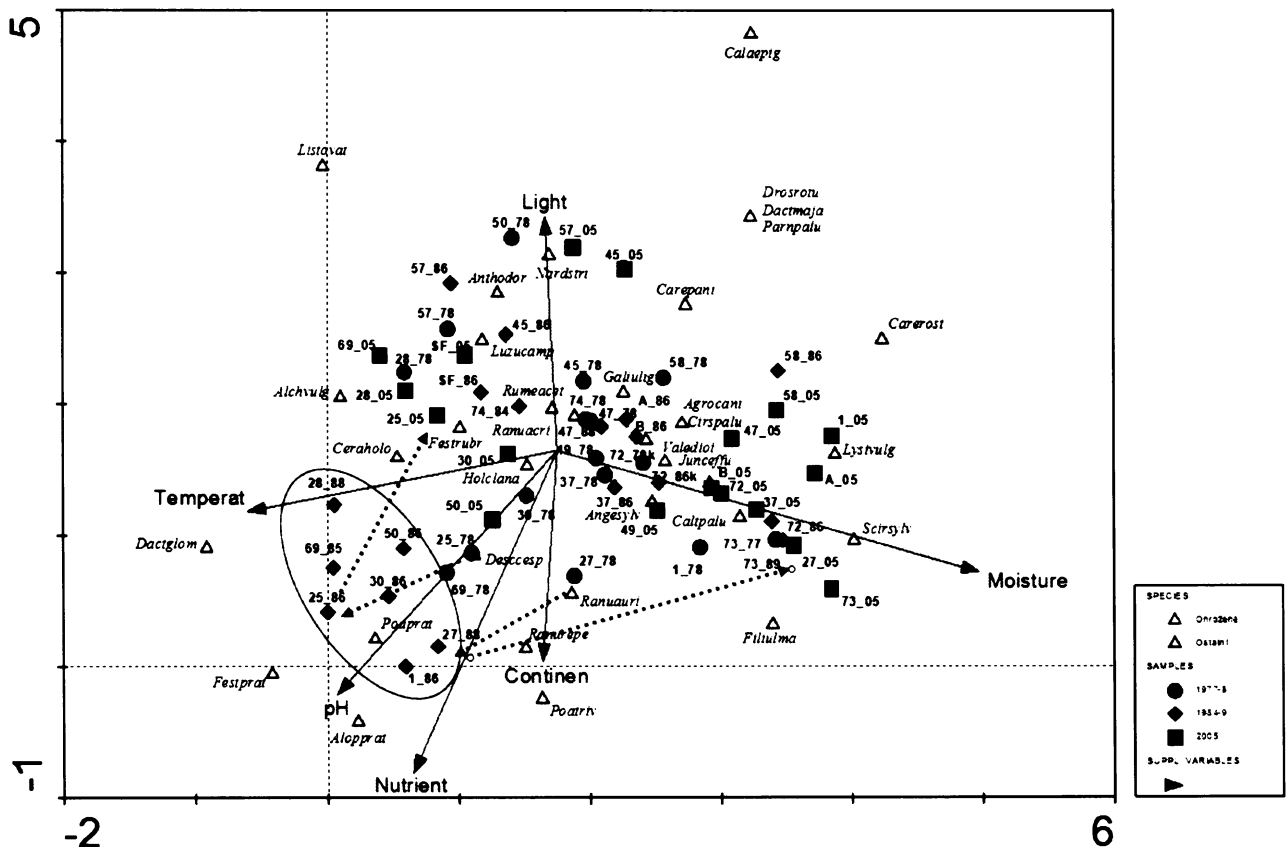
Použité zkratky: *S-F.c.*, *Sanguisorbo-Festucetum comm.* = *Sanguisorbo-Festucetum commutatae*  
*Sphagno warnst.-Eriophoretum lat.* = *Sphagno warnstorfiani-Eriophoretum latifolii*  
*Carici rostratae-Sphagnetum api.* = *Carici rostratae-Sphagnetum apiculati*  
*Scirpetum sylvatici s Calamg. Epi* = *Scirpetum sylvatici s Calamagrostis epigejos*  
 Rekultivováno = po melioračních pracích, druhy *Lolium multiflorum*, *Phleum pratense*,  
*Festuca pratensis*, *Dactylis glomerata*, *Trifolium pratense*

Nepřímá analýza DCA všech snímků ze třech časových období, tj. z let 1977-8, z let 1984-9 a r. 2005, ukazuje celkově situaci na trvalých plochách povodí Žebrákovského potoka. Jsou z ní patrné odlišnosti ve druhovém složení mezi jednotlivými časovými obdobími a zároveň mezi jednotlivými lokalitami. Průměrné Ellenbergovy hodnoty pro každý snímek jsou použity jako dodatečné proměnné (*supplementary variables*). K analýze bylo použito

celkem 53 snímků, 1. osa vysvětluje 12.7% a 2. osa 7.3% variability. Výsledek této analýzy ukazuje graf 10.

Podle vynesných Ellenbergových hodnot jako dodatečné proměnné vidíme, že 1. osa, vysvětlující 12,7% variability, odpovídá vlhkostnímu gradientu na daném území. Vidíme, že vlhkomilné druhy jako *Carex rostrata*, *Scirpus sylvaticus* apod. se vyskytují na pravé straně grafu, kam ukazuje šipka „moisture“, znázorňující zvyšující se hodnotu indikátoru pro vlhkomilnost druhů. Opačným směrem ukazuje šipka „temperature“, znázorňující zvyšující se hodnotu indikátoru pro teplomilnost druhů. Na této straně gradientu se nacházejí druhy jako *Cerastium holosteoides*, *Alchemilla vulgaris* agg., *Dactylis glomerata* apod.

**Graf 10.** Grafický výstup DCA analýzy trvalých ploch ze 3 časových období označených barevnými symboly, viz legendu grafu. Celkem použito 53 snímků. Ellenbergovy hodnoty jsou použity jako dodatečné proměnné. Čísla snímků označují kód trvalé plochy, za podtržítkem je uveden rok, kdy byl snímek pořízen. Oranžovou elipsou jsou vyznačeny snímky z lokality Nový Dvůr z doby těsně po melioračních pracích, tzn. z 80. let. Oranžové šipky pak znázorňují dva hlavní směry vývoje ploch z této lokality na příkladu trvalých ploch 25 a 27.



Druhá osa, vysvětlující 7,3% variability, odpovídá zřejmě gradientu úživnosti / produktivity prostředí, což ukazuje s osou velmi zkorrelovaná hodnota indikátoru „nutrients“. S jeho zvyšující se hodnotou se vyskytují druhy jako *Alopecurus pratensis*, *Festuca rubra*, *Dactylis glomerata*, *Filipendula ulmaria*, *Poa trivialis* či *Rannunculus repens*, na opačném konci gradientu najdeme druhy jako *Nardus stricta*, *Anthoxantum odoratum*, *Carex panicea* a

většinu ohrožených druhů rostlin jako *Listera ovata*, *Dactylorhiza majalis*, *Parnasia palustris* a *Drosera rotundifolia*.

Podíváme-li se blíže na vývoj a změny trvalých ploch v čase, uvidíme zhruba toto: snímky z období 1977-8 (červené puntíky) se nacházejí nejvíce ve středu grafu, což odpovídá společenstvům vlhkých kosených luk, např. *Angelico-Cirsietum palustris*. Snímky z tohoto období se zdají být nejvíce „homogenní“, pouze několik snímků se výrazněji vyčleňuje a dosahuje krajních hodnot na levé straně gradientu vlhkosti. Jsou to plochy 28 a 57, tj. společenstvo *Trifolio-Festucetum rubrae*. Všechny plochy v té době byly pravidelně sekány, kromě ploch 1 a 73, které se nacházejí v grafu na pravé straně vlhkostního gradientu. Byla to společenstva *Caricetum vesicariae* a *Lysimachio-Filipenduletum*.

V období 1984-9 dochází k určitým změnám. Nejvýraznější změna nastává na lokalitě Nový Dvůr, která byla v té době zrekultivována. Snímky z této lokality a tohoto období (zelené kosočtverce) se výrazně vyčleňují od ostatních snímků, v grafu jsou vyznačeny oranžovou elipsou. Pozorujeme posun směrem k menší vlhkosti, vyššímu pH a vyšší úživnosti stanoviště. To je pravděpodobně důsledek melioračních prací, intenzivního hnojení a vápnění louky. Převládaly zde uměle vyseté druhy travních směsí jako *Festuca pratensis*, *Dactylis glomerata*, *Poa pratensis*, *Alopecurus pratensis*. U snímků z ostatních lokalit není patrná výraznější změna oproti předcházejícímu období, kromě ploch 37 a 72, které se na grafu posunuly doprava. Plocha 37 se změnila z *Angelico-Cirsietum palustris* na *Scirpetum sylvatici* a plocha 72, také *Scirpetum sylvatici*, přestala být pravidelně sekána.

Situace z r. 2005 vypadá již velmi odlišně. Snímky z tohoto období (modré čtverce) se rozdělily do dvou hlavních skupin na opačných koncích vlhkostního gradientu. Vlevo se nacházejí snímky z kosených částí území, vpravo pak snímky z již neobhospodařovaných a zamokřených míst. Ve střed grafu již nenajdeme jediný snímek.

Zajímavý je vývoj trvalých ploch na lokalitě Nový Dvůr, jehož dva hlavní směry znázorňují oranžové přerušované šipky. První směr vývoje je reprezentován např. plochami 25, 69, 30. Dříve zrekultivované plochy se posunuly z původní extrémní polohy směrem nahoru a mírně vpravo, tj. směrem k nižší trofi a (mírně!) vyšší vlhkosti stanoviště. Děje se tak zřejmě proto, že od doby vyhlášení této lokality pásmem ochrany vodního zdroje I. stupně se zde přestalo hnojit a lokalita se celkově opět zamokřuje. Zajímavý je případ plochy 28 a částečně 30, kde můžeme pozorovat jakýsi návrat k výchozímu stavu před 30 lety. Zdá se tedy, že s pokračujícím managementem této louky se zde objevují podobná společenstva jako z doby před melioracemi.

Druhý směr vývoje lokality Nový Dvůr ukazuje druhá oranžová šipka a je reprezentován plochami 1 a 27. Jsou to dnes již nesekané části louky, které se pravděpodobně vlivem končící funkceschopnosti melioračního systému silně zamokřily. Zajímavé je, že se plochy jakoby vrací směrem k původním z období 1977-8, ale dosahují daleko extrémnějších hodnot než dříve.

Plochy z ostatních lokalit jsou v dnešní době neobhospodařované, nacházejí se v pravé části grafu. Výjimkou je plocha SF, která je nadále pravidelně sekána, vidíme, že se od 80. let výrazně nezměnila. Vyskytuje se na ní stejné společenstvo, tj. *Sanguisorbo-Festucetum commutatae*. Od ostatních ploch se také odlišují plochy 45 a 57, které jsou v současné době zarostlé druhem *Calamagrostis epigejos*.

### 7.2.1 Vodní režim

#### Průběh kolísání hladiny podzemní vody na jednotlivých trvalých plochách

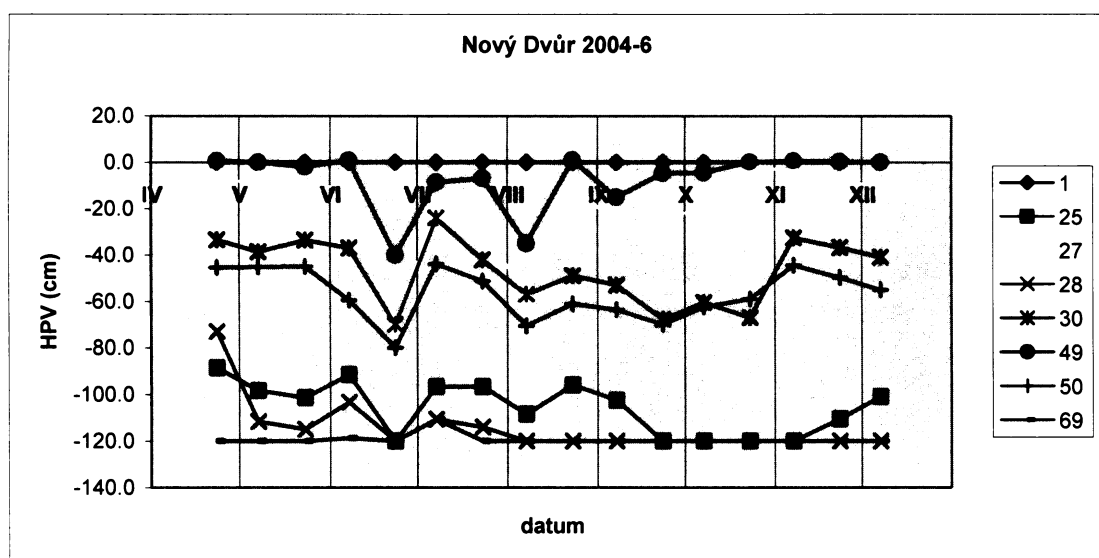
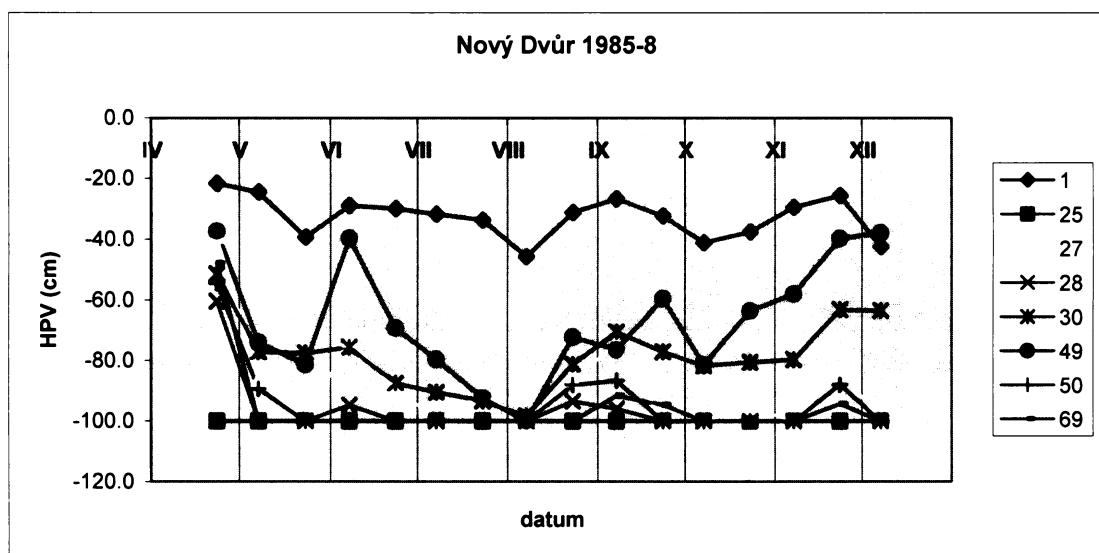
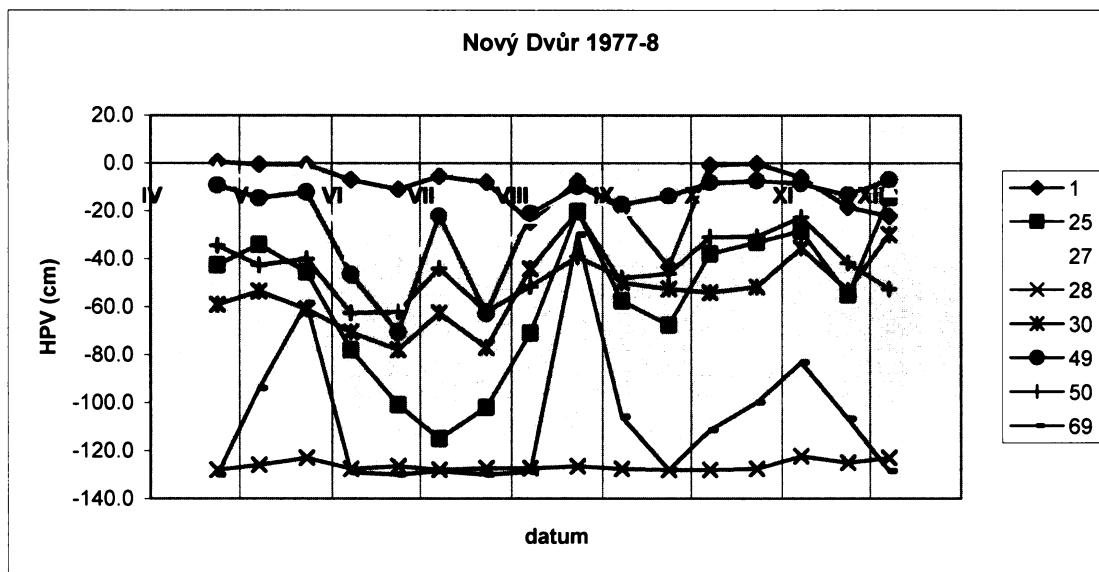
Grafy 11-13 ukazují průběh kolísání hladiny podzemní vody (dále HPV) během roku (od konce dubna do začátku listopadu) na jednotlivých trvalých plochách. Ty jsou uspořádány podle lokalit, na kterých se nacházejí. Pro každou lokalitu jsou 3 grafy, každý platí pro určité časové období.

Při bližším zkoumání těchto grafů můžeme pozorovat, že se na daném území nachází několik odlišných typů vodních režimů (tzn. způsobů kolísání HPV během roku) a že se tyto vodní režimy často mění u konkrétních trvalých ploch i v čase. Velmi patrné je to např. na lokalitě Nový Dvůr (graf 11), kde v období 1985-9 došlo k významnému zaklesnutí HPV na všech trvalých plochách a to následkem melioračních prací. V současné době (r. 2005) se vodní režim místy navrácí k původnímu stavu z let 1977-8, pravděpodobně vlivem končící životnosti melioračního systému. Vidíme však, že některé plochy zůstávají nadále „sušší“ než v době před melioracemi (plochy 25, 69), jiné se naopak extrémně zamokřily (plochy 1, 49). Na těchto plochách po velkou část vegetační sezóny stojí voda, což mj. indikuje např. výskyt druhu *Lemna minor*. Tyto plochy již není možné obhospodařovat těžkou technikou, zůstávají proto nesekané, stejně jako některé další.

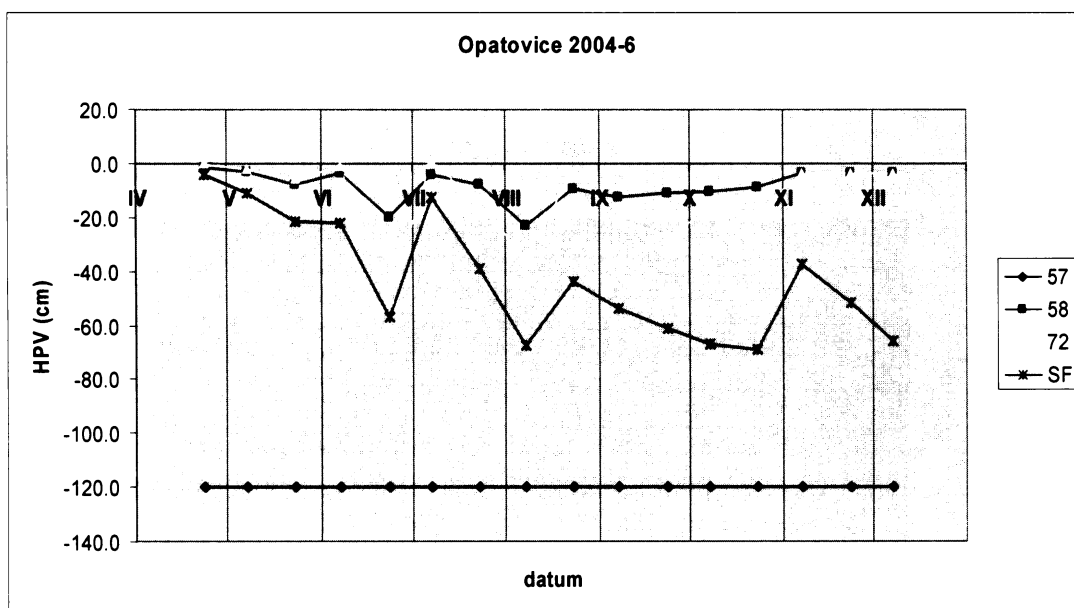
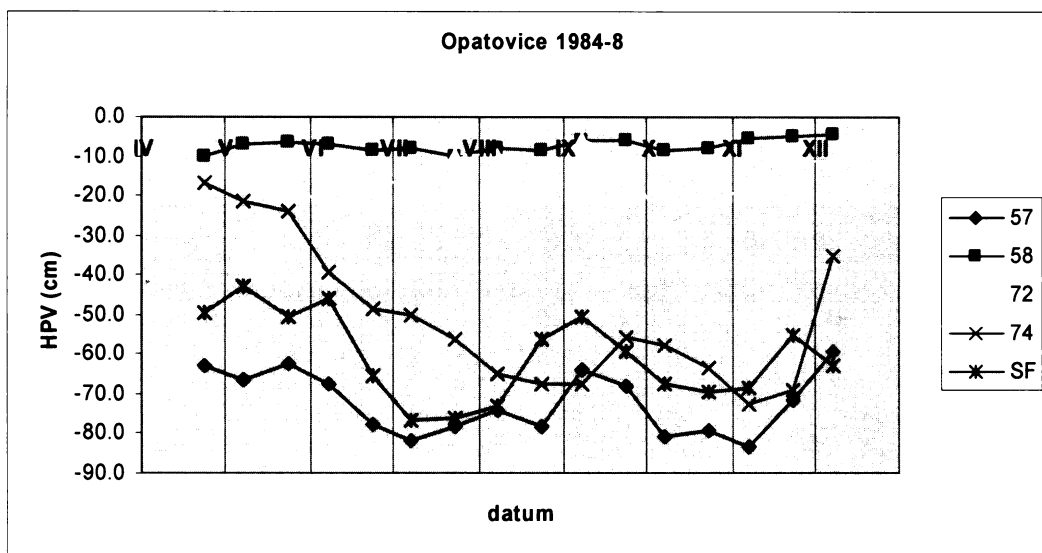
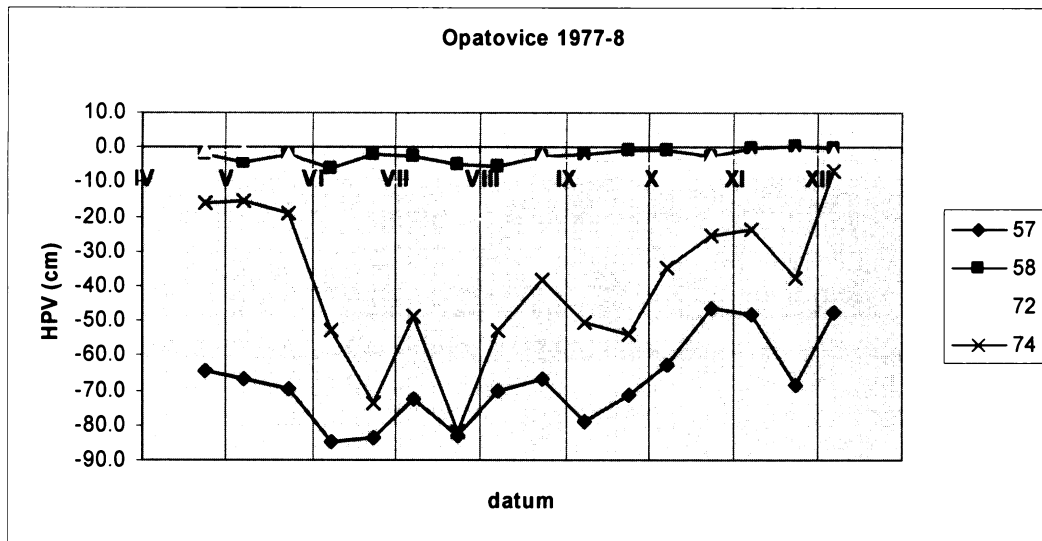
Na lokalitách Opatovice a Vlkanov došlo místy k některým změnám vodního režimu v čase, ty však nebyly tak dramatické jako v případě lokality Nový Dvůr. Viz graf 12.



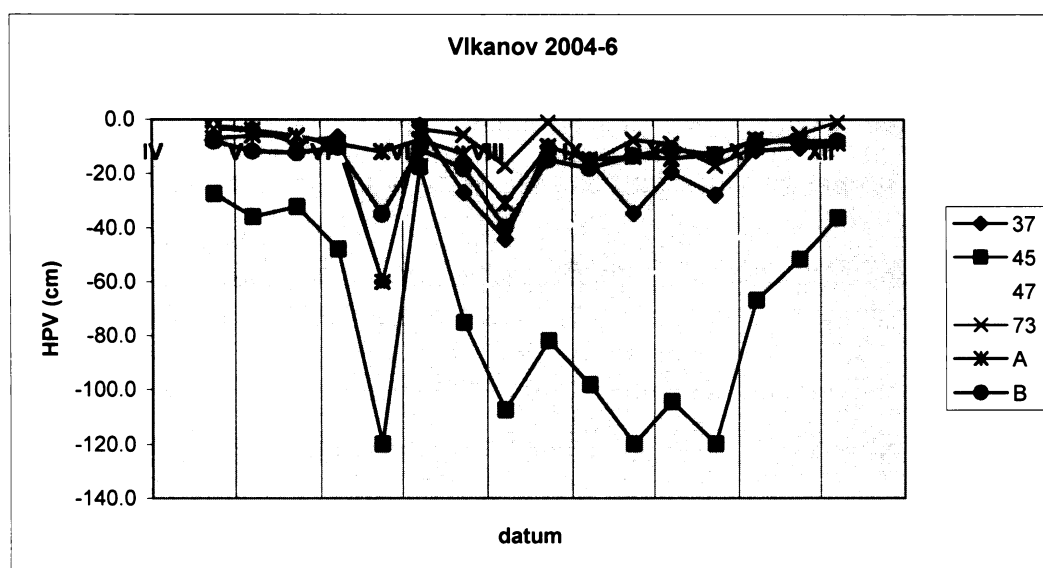
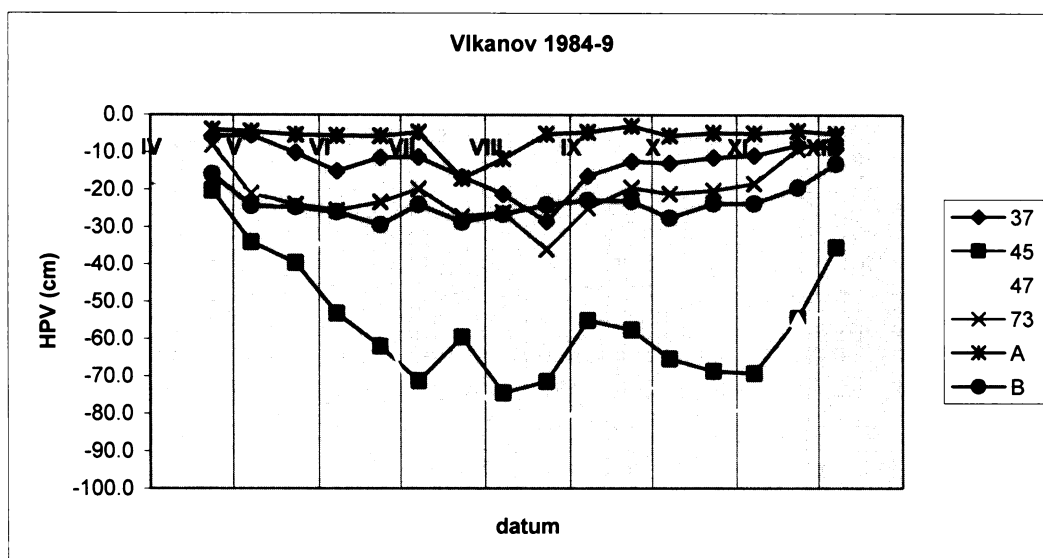
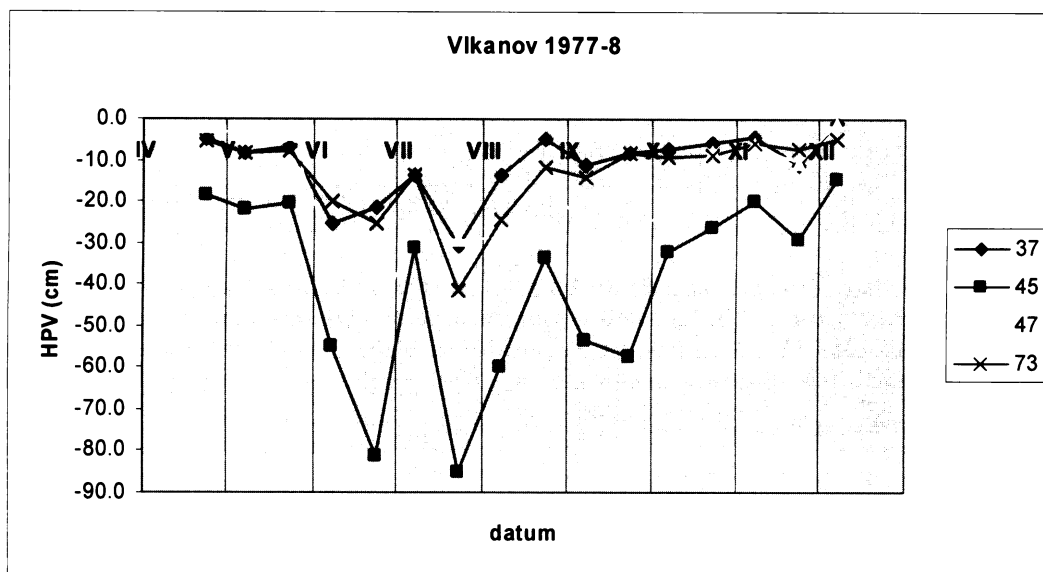
Grafy 11. Průběh kolísání HPV na jednotlivých trvalých plochách lokality Nový Dvůr ve 3 časových obdobích.



Grafy 12. Průběh kolísání HPV na jednotlivých trvalých plochách lokality Opatovice ve 3 časových obdobích.



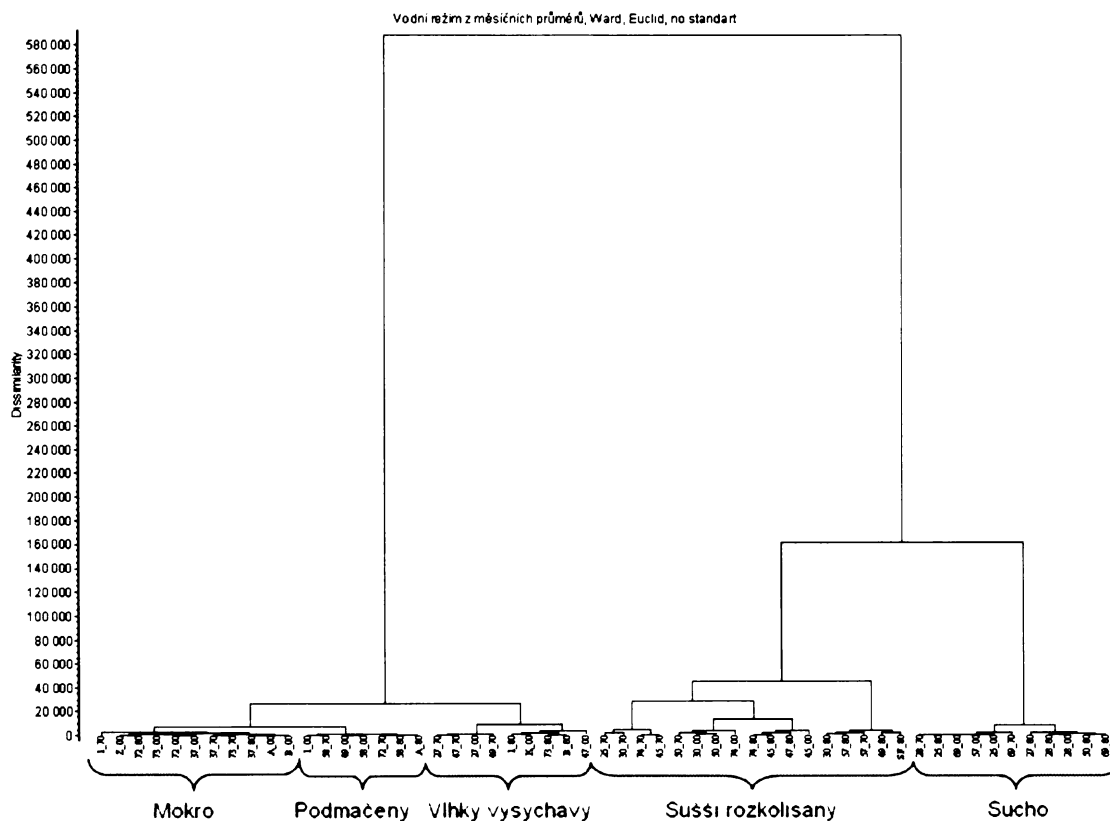
Grafy 13. Průběh kolísání HPV na jednotlivých trvalých plochách lokality Vlkanov ve 3 časových obdobích.



## Typy vodního režimu

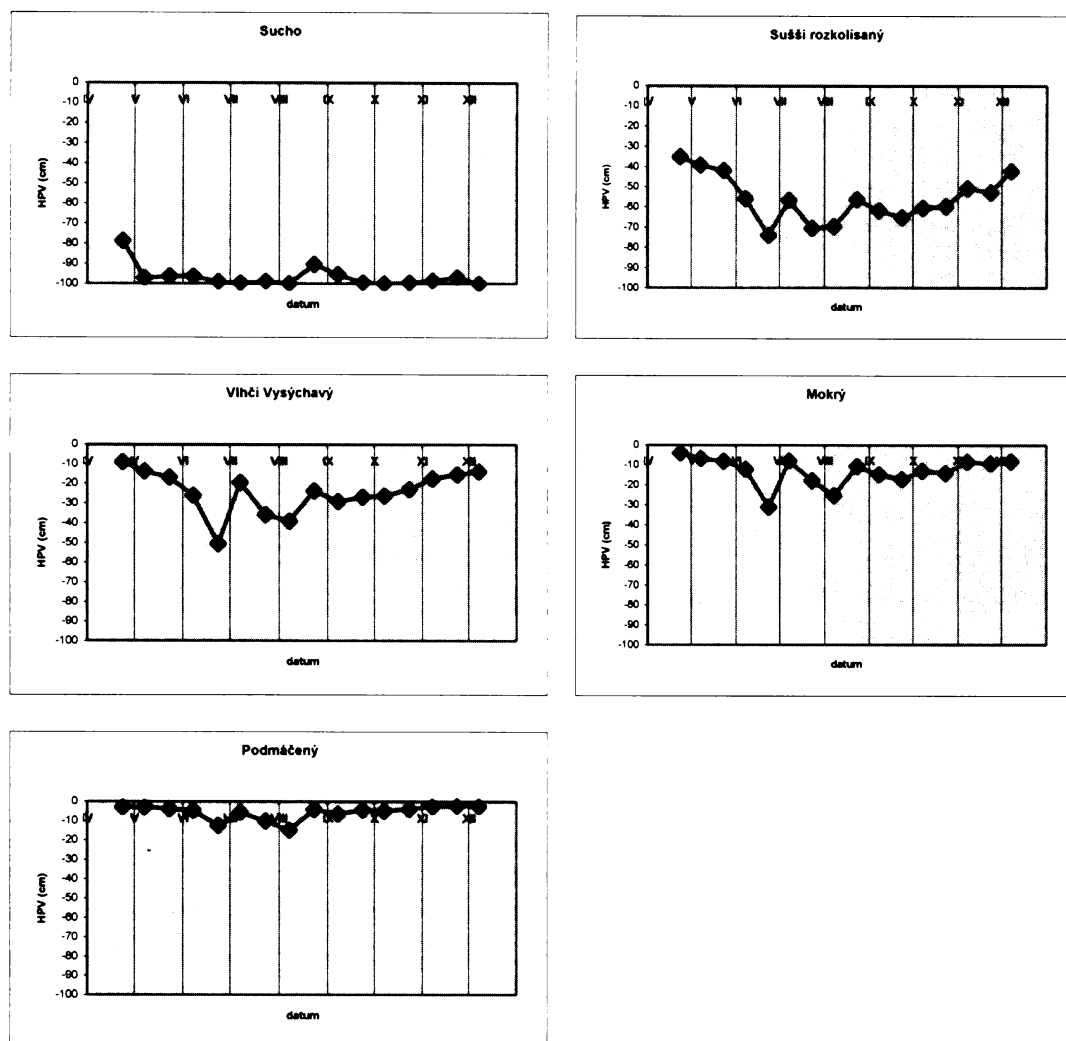
Pro možnost statistického testování vlivu průběhu kolísání HPV na vegetaci bylo třeba klasifikovat vodní režimy do jasně určených skupin, tj. typů vodního režimu. K tomuto účelu posloužila clusterová analýza průměrných měsíčních hodnot HPV pro každou trvalou plochu v určitém časovém období. Dendrogram clusterové analýzy s vyznačenými skupinami snímků podle typů vodních režimů je na obr. 10.

**Obr. 10.** Dendrogram clusterové analýzy vodních režimů (Wardova metoda, koeficient Euclid distance, bez standartizace) s vyznačenými typy vodních režimů (oranžově). Čísla představují jednotlivé trvalé plochy, za podtržítkem je uvedeno časové období, ze kterého záznam pochází (x\_70 – období 1977-8, x\_80 – období 1985-9, x\_00 – období 2004-6). Na ose y je vynesena míra rozdílnosti (nepodobnosti) jednotlivých clusterů.



Vylišeny byly tyto typy vodního režimu: *sucho*, *sušší rozkolísaný*, *vlhký vysychavý*, *mokro* a (trvale) *podmačeny*. Graf 14 ukazuje zprůměrovaný průběh kolísání HPV pro každý typ vodního režimu.

**Grafy 14.** Zprůměrovaný průběh kolísání HPV během roku pro uvedené typy vodního režimu.

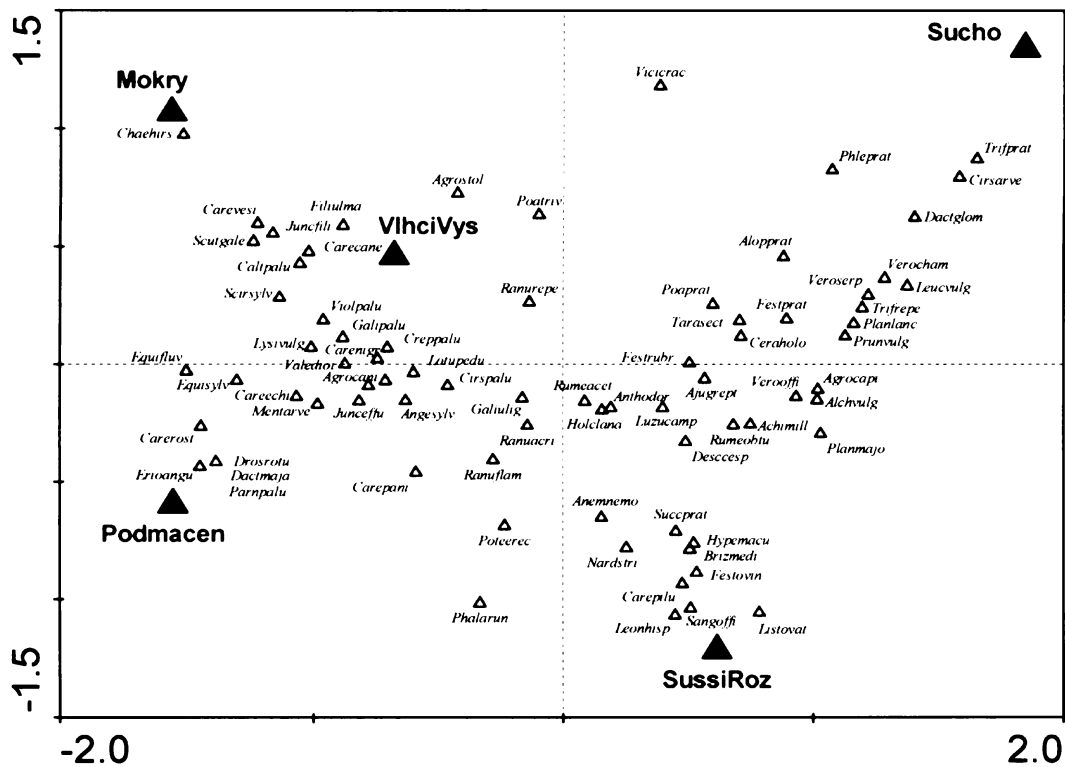


### Vliv vodního režimu na vegetaci

Graf č. 15 ukazuje výsledek CCA analýzy vlivu typu vodního režimu na druhové složení. Čas, kódovaný jako kategoriální proměnná, byl použit jako kovariáta. Analýza ukazuje statisticky průkazný vliv vodního režimu na druhové složení záznamů z trvalých ploch.  $F = 2,642$ ,  $T = 0,679$ ,  $p = 0,002$ , kanonické osy vysvětlují dohromady 17.5% variability. Randomizováno v blocích definovaných kovariátami.

Můžeme také pozorovat vazbu jednotlivých společenstev na určitý typ vodního režimu, tu shrnuje tabulka 7. V této tabulce jsou uvedena společenstva, která se vyskytují na trvalých plochách při jednotlivých typech vodního režimu. Procenty je pak vyjádřen poměr výskytu určitých společenstev při daném typu vodního režimu, vypočítaný podle algoritmu „počet snímků daného společenstva/počet všech snímků ve skupině daného vodního režimu“. Tak můžeme vidět, která společenstva se vyskytují v těchto skupinách relativně nejčastěji.

**Graf 15.** Grafický výstup CCA analýzy vlivu vodního režimu na vegetaci. Červené plné trojúhelníky označují kategoriální proměnné (typ vodního režimu), červené prázdné trojúhelníčky označují ohrožené druhy, modré prázdné trojúhelníčky ostatní druhy.



**Tabulka 7.** Vazba společenstev na jednotlivé typy vodního režimu a % jejich zastoupení v dané skupině. Nejvíce zastoupená společenstva v dané skupině jsou zvýrazněny tučně.

Typ vodního režimu	Společenstvo	% zastoupení	
Sucho	<b>Rekultivováno</b>	<b>45,5%</b>	
	<i>Trifolio-Festucetum rubrae</i> , <i>Sanguisorbo-Festucetum commutatae</i>	18,2%	
	<i>Calamagrostis epigejos</i> , <i>Alopecurus prat.-Festuca rubra</i>	9,1%	
Sušší rozkolísaný	<b><i>Sanguisorbo-Festucetum commutatae</i></b>	<b>31,3%</b>	
	<i>Nardo-Festucetum capillatae</i> , <i>Angelico-Cirsietum palustris</i>	18,8%	
	<i>Trifolio-Festucetum rubrae</i>	12,5%	
	Rekultivováno, <i>Phalaridetum arundinaceae</i> , <i>Calamg. epigejos</i>	6,3%	
Vlhký vysýchavý	<b><i>Angelico-Cirsietum palustris</i></b>	<b>25%</b>	
	<i>Scirpetum sylvatici</i> , <i>Lysimachio-Filipenduletum</i> , <i>Carici rostratae-Sphagnetum api.</i> , <i>Caricetum goodenowii</i> , <i>lada Calthion</i> , rekultivováno	12,5%	
	Mokrý	<b><i>Scirpetum sylvatici</i>, <i>Lysimachio-Filipenduletum</i></b>	<b>40%</b>
		<i>Angelico-Cirsietum palustris</i> , <i>Caricetum vesicariae</i>	10%
		Podmáčený	<b><i>Sphagno warnst.-Eriophoretum lat.</i> + <i>Eriophoretum angustifolii</i></b>
<i>Caricetum rostratae</i> , <i>Caricetum goodenowii</i> , <i>Scirpetum sylvatici</i> , <i>lada Calthion</i>	14,3%		

CCA analýza vlivu ekologických charakteristik vodního režimu na druhové složení vyšla také statisticky průkazně. Čas, kódovaný jako kategoriální proměnná, byl v této analýze použit jako kovariáta. Randomizováno v blocích definovaných kovariátami. Jednotlivé faktory, vybrané postupným výběrem proměnných (*forward selection*), shrnuje tabulka 8.

**Tab. 8.** Ekologické charakteristiky vodního režimu vybrané postupným výběrem proměnných CCA analýzy.

Faktor	P - hodnota	Procento vysvětlené variability
Průměr HPV	0.002	9.9%
Počet měsíců nad -80 cm	0.002	3.6%
Počet měsíců nad -0 cm	0.050	3.3.%
Průměrná hodnota HPV v květnu	0.006	2.7%
Min. hodnota HPV	0.008	2.6%
		22.1% součet

Vidíme tedy, že pouhá průměrná hodnota HPV nevysvětluje tolik variability jako celkový průběh kolísání HPV, tzn. vodní režim (9.9% a 17.5%). Kromě průměrné HPV jsou důležité další faktory vodního režimu, jako např. počet měsíců, kdy se hladina HPV udržuje nad určitou hloubkou v půdě (-80 cm, 0 cm), v jaké hloubce se nachází HPV v určitém měsíci (květen) a extrémní hodnoty HPV (min. HPV).

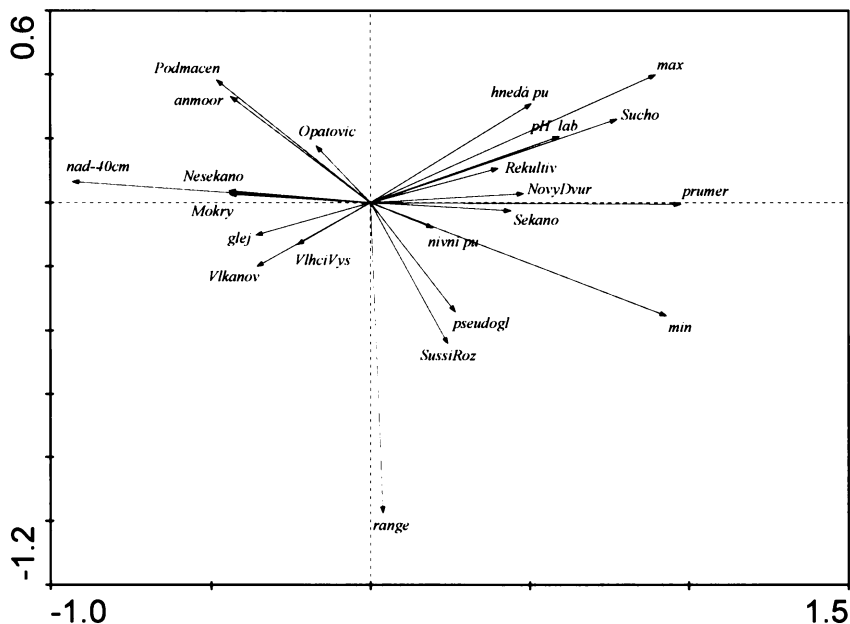
### 7.2.2 Analýza vlivu ekologických faktorů na vegetaci

#### Faktory prostředí ovlivňující vegetaci

Veškeré dostupné zjištěné faktory prostředí, které by mohly ovlivňovat vegetaci v povodí Žebrákovského potoka, a jejich vzájemnou korelaci ukazuje graf analýzy PCA (viz graf 16). V této analýze byl jako „druhový soubor“ použit soubor dat o prostředí, přičemž čas, kódovaný jako kategoriální proměnná, byl použit jako kovariáta. Jedná se o tyto faktory: **čas** (3 časová období), **lokalita** (*Nový Dvůr, Opatovice, Vlkanov*), **půdní typ** z r. 1978 (*hnědá půda, nivní půda, pseudoglej, glej, anmoor*), **půdní pH** (*pH\_lab*), **management** (*sekáno, nesekáno, rekultivováno*), **vodní režim** (*sucho, sušší rozkolísaný, vlhčí vysýchavý, mokrý, podmáčený*), **ekol. charakteristiky vodního režimu** (*průměr HPV, range, min. a max. HPV, počet měsíců, kdy je HPV nad -40cm*). Některé ekol. charakteristiky vodního režimu nejsou v grafu zobrazeny z důvodu větší přehlednosti. Jedná se o tyto faktory: *počet měsíců, kdy je HPV nad -80cm, nad -60 cm, nad -20cm, nad 0cm*, které byly silně zkorelované s faktorem *počet měsíců, kdy je HPV nad -40cm* a dále *průměr HPV v jednotlivých měsících*, které byly všechny silně zkorelovány s faktorem *průměr*.

V této analýze jsou původně záporné číselné hodnoty HPV převedeny na jejich absolutní hodnoty, proto hodnoty faktorů *průměr HPV* a *minimální/maximální HPV* jsou přímo úměrné hloubce HPV pod povrchem půdy, mají tedy v tomto grafu opačný směr než v ostatních analýzách.

**Graf 16.** Grafický výstup PCA analýzy faktorů prostředí použitých jako druhový soubor.



Z grafu 16 můžeme vypočítat několik zajímavých skutečností. Například to, že faktor půdní typ je často korelován s faktorem typ vodního režimu. Tak půdní druh *hnědá půda* silně koreluje s vodním režimem *sucho*, zároveň s vyšším *pH* a vyskytuje se nejvíce na rekultivovaných plochách lokality Nový Dvůr. S těmito faktory také silně koreluje faktor *max.*, tzn. na rekultivovaných plochách dosahuje HPV největších poklesů. Dále půdní typ *anmoor* je svázán s *podmáčeným* vodním režimem, půdní typ *pseudoglej* zas s režimem *sušší rozkolísaný* atd. Protože údaje o kolísání HPV mám k dispozici z každého časového období, ale údaje o půdním typu jen z jediného a je možné, že půdní druh se může v čase měnit, proto jsem faktor půdní druh do dalších analýz nezařadil. Podobně jsem také nezařadil faktor lokalita, který silně koreluje s mnoha dalšími faktory.

Důležitý je také fakt, že faktor management velmi souvisí s vodním režimem – buď ho ovlivňuje přímo (rekultivace) a nebo naopak, kdy podmáčená místa přestala být obhospodařována a dnes jsou sekána pouze místa relativně sušší.

#### Vliv faktorů prostředí na vegetaci

Výsledek CCA analýzy vlivu faktorů prostředí na vegetaci po odfiltrování vlivu času ukazuje graf 17. Jako nezávislá proměnná byly použity faktory prostředí, vybrané postupným výběrem



proměnných (*forward selection*), a jako nezávislá proměnná soubor dat o druhovém složení. Čas, kódovaný jako kategoriální proměnná, byl použit jako kovariáta. Tento model vysvětluje 32% variability,  $F = 2.356$ ,  $T = 1.238$ ,  $p = 0.0020$ .

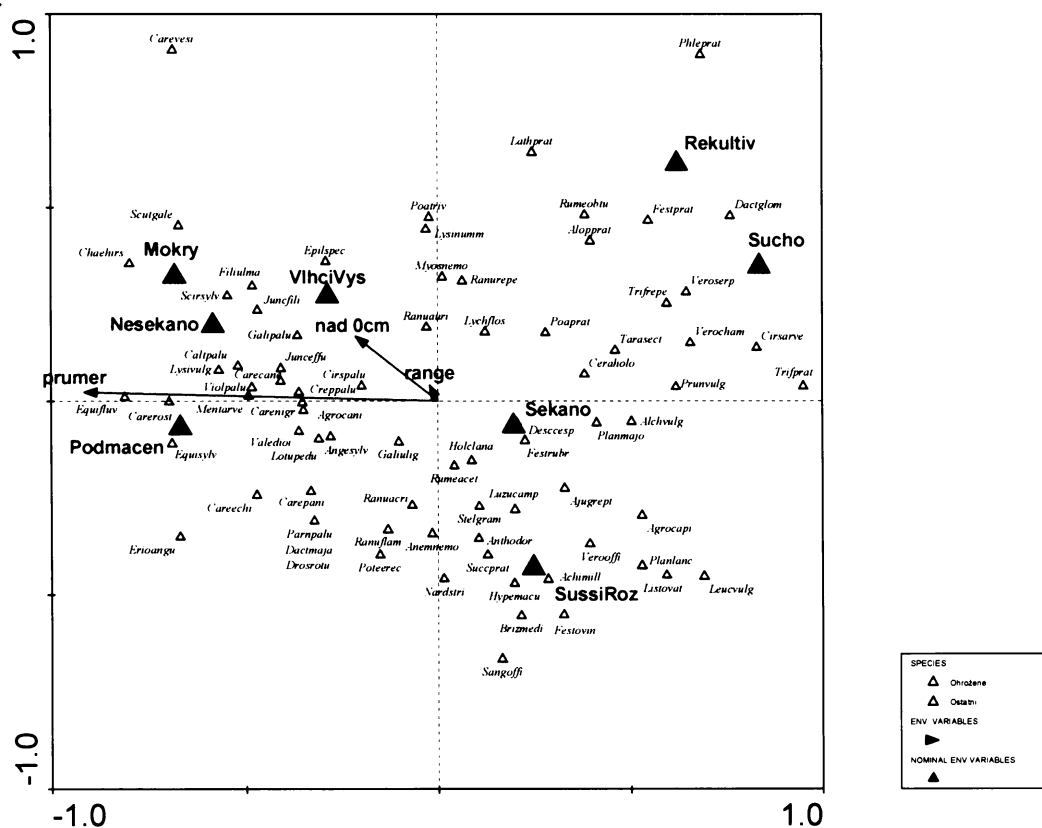
Postupným výběrem proměnných byly vybrány tyto faktory: *vodní režim, průměr HPV, počet měsíců, kdy je HPV nad 0cm* (tj. povrchem půdy), *rozptyl kolísání HPV (range)*, management – *sekáno/nesekáno, rekultivováno*.

Vidíme tedy, že druhové složení ovlivňují hlavně dvě skupiny faktorů – 1/ ty, které mají vztah k podzemní vodě a 2/ management. Některé další použité faktory vyšly při *forward selection* neprůkazně, např. *pH<sub>lab</sub>*.

### Vliv času na vegetaci

Výsledek CCA analýzy vlivu času na vegetaci ukazuje graf 18. Jako nezávislá proměnná byl použit čas, kódovaný jako kategoriální proměnná, a jako závislá proměnná soubor dat o druhovém složení. Kód plochy byl použit jako kovariáta, randomizováno v blocích definovaných kovariátami jako *time series*. Analýza vyšla průkazně,  $F = 2.177$ ,  $T = 0.257$ ,  $p = 0.0020$ . Čas vysvětluje 6.6% variability. Průměrné Ellenbergovy hodnoty pro každý snímek byly použity jako dodatečné proměnné (*supplementary variables*).

**Graf 17.** Grafický výstup CCA analýzy vlivu faktorů prostředí, vybraných postupným výběrem proměnných, na vegetaci.



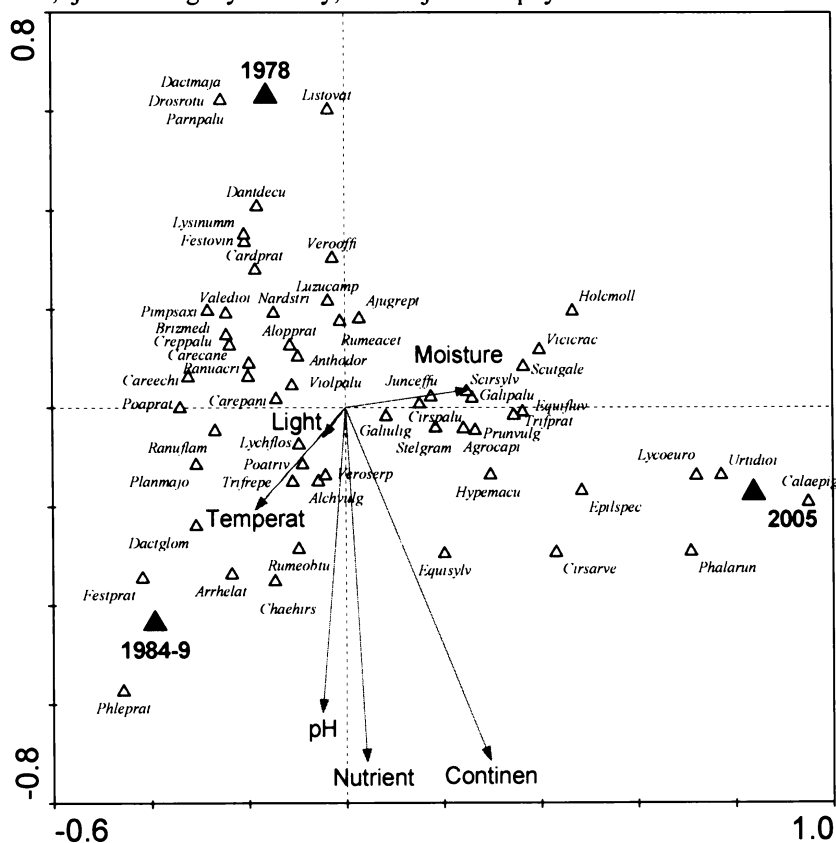
Graf analýzy vlivu času na vegetaci (graf 18) ukazuje druhy, které jsou „typické“ pro určité časové období. S rokem 1978 jsou víceméně svázány všechny ohrožené druhy rostlin, druhy vlhkých kosených luk a výrazněji druhy svazu *Violion caninae* jako je *Nardus stricta*, *Danthonia decumbens*, *Briza media*, *Festuca ovina*, *Luzula campestris* agg.

Období 1984-9 bylo významné zejména rekultivačními pracemi na lokalitě Nový Dvůr, proto jsou na toto období vázány živinově náročnější druhy jako *Festuca pratensis*, *Arrhenatherum elatius*, *Phleum pratense*, *Dactylorhiza majalis*, *Rumex obtusifolius* aj.

Rok 2005 se vylíčuje zejména druhy opuštěných luk, často nitrofilních a expansivních, jako je *Calamagrostis epigejos*, *Urtica dioica*, *Phalaris arundinacea*, *Cirsium arvense*, *Holcus mollis*, *Hypericum maculatum*, popř. *Lycopus europaeus* aj. Na sekaných částech louky u Nového Dvora se více než dříve vyskytují druhy *Prunella vulgaris* či *Trifolium pratense*.

Podle vynesných Ellenbergových hodnot jako dodatečných proměnných můžeme pozorovat, že druhy typické pro rok 1978 byly výrazně oligotrofnější než druhy následujících období. Druhy období 1984-9 se navíc vyznačovaly zvýšenou hodnotou indikátoru pro pH, současné druhy vykazují poněkud vyšší hodnotu indikátoru pro kontinentalitu.

**Graf 18.** Grafický výstup CCA analýzy vlivu času na vegetaci. Jednotlivé časové období symbolizují červené plné trojúhelníky, prázdné červené trojúhelníčky ohrožené druhy a prázdné modré trojúhelníčky ostatní druhy. Dodatečné proměnné, tj. Ellenbergovy hodnoty, označují šedé šipky.



### Poměrný vliv skupin ekologických faktorů na vegetaci

Pomocí metody *variance partitioning* byl zjištěn poměrný (procentuální) vliv jednotlivých skupin ekologických faktorů na vegetaci. Grafický výstup této metody ukazuje graf 19.

Na tomto grafu vidíme tři skupiny faktorů, které mají na vegetaci povodí Žebrákovského potoka průkazný vliv podle předchozích analýz. Jedná se o tyto skupiny faktorů:

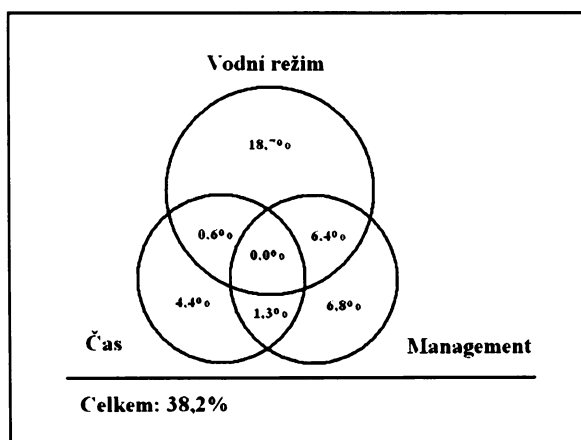
1/ **čas kódovaný jako kategoriální proměnná,**

2/ **skupina faktorů mající vztah k podzemní vodě (vodní režim, průměr HPV, rozptyl HPV a počet měsíců, kdy je HPV nad 0cm),**

3/ **management (sekáno/nesekáno, rekultivováno).**

Nejvíce druhové variability vysvětluje vliv podzemní vody – 18.7%, dále management – 6.8%. Tyto dvě skupiny navíc společně vysvětlují dalších 6.4%. Čas sám o sobě vysvětluje nejméně – 4.4%, společně s ostatními skupinami faktorů dalších 1,9%. Dohromady tyto skupiny faktorů vysvětlují 38.2% variability.

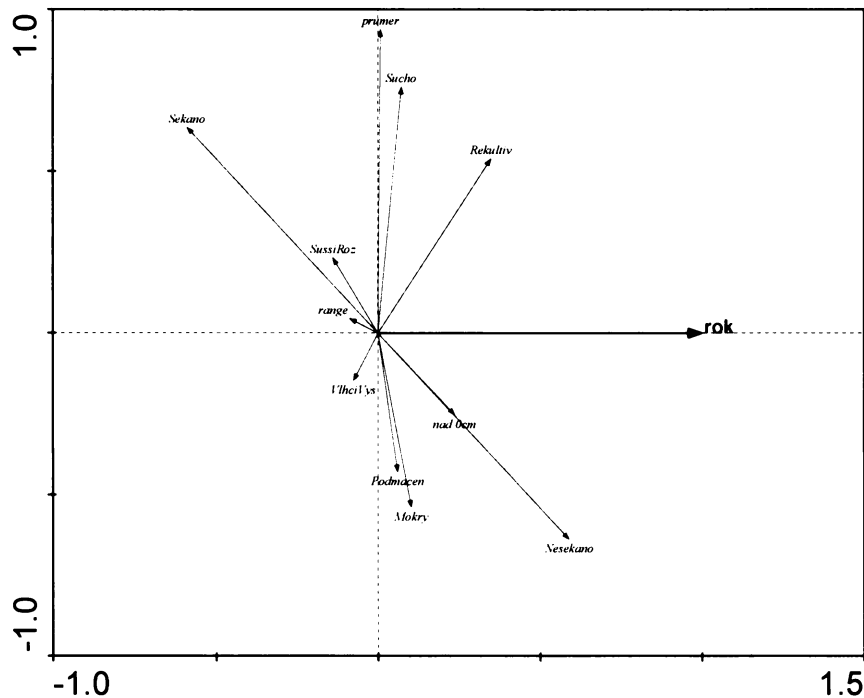
**Graf 19.** *Variance partitioning* - poměrný vliv jednotlivých skupin faktorů na vegetaci. Jedná se o tyto skupiny faktorů: čas, management, vodní režim + jeho složky.



### Změny jednotlivých ekologických faktorů v čase

Graf 20 ukazuje výsledek RDA analýzy vlivu času na jednotlivé ekologické faktory použité v předchozích analýzách. Nezávislou proměnnou v této analýze je čas, pro větší názornost kódován jako kontinuální (spojitá) proměnná, a jako závislá proměnná jsou použity ostatní faktory prostředí. Soubor dat o prostředí byl tedy použit jako „druhový soubor“. Tato analýza vyše průkazně,  $F = 4.657$ ,  $T = 0.084$ ,  $p = 0.0020$ . Čas vysvětluje 8.4% variability.

**Graf 20.** Grafický výstup RDA analýzy vlivu času kódovaného jako kontinuální proměnná na jednotlivé ekologické faktory použité v předchozích analýzách. P-hodnota = 0.0020, čas vysvětluje 8.4% variability.



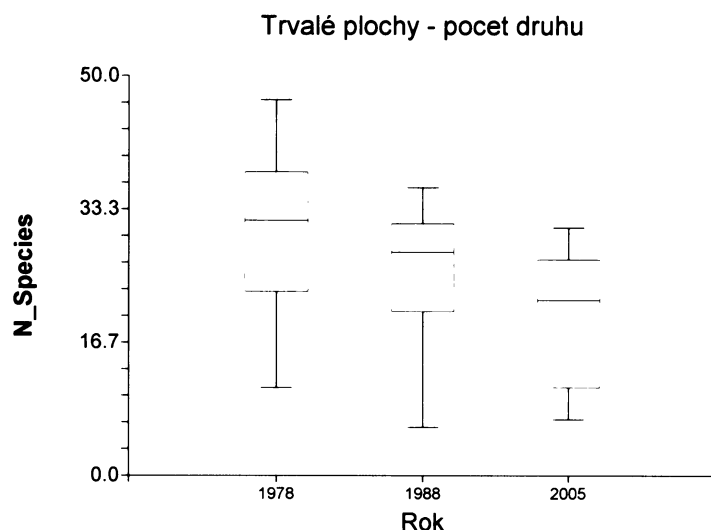
Výsledek této analýzy ukazuje, jak se jednotlivé faktory, mající průkazný vliv na vegetaci, mění v čase. Vidíme tedy, že nejvíce se v čase změnil způsob managementu luk, proběhly rekultivační práce a směrem k současnosti významně ubylo sekaných ploch. Změnilo se však, byť ne tak výrazně, i zastoupení jednotlivých typů vodního režimu. Směrem k současnosti lehce přibylo ploch s vodním režimem sucho, mokro a podmáčený, což zřejmě souvisí se vzrůstem počtu ploch, kde se HPV delší dobu udržuje nad povrchem půdy (0cm). Naopak ubylo ploch s rozkolísanějším vodním režimem, jako je režim sušší rozkolísaný a vlhčí vysychavý. Na tento fakt upozorňuje mírně také k současnosti klesající hodnota rozptylu HPV (range). Průměr HPV se však evidentně v čase nemění.

Tyto popsané změny ekologických faktorů jsou pravděpodobně z jisté části příčinou vegetačních změn luk povodí Žebrákovského potoka.

### 7.2.3 Změny druhové diversity na trvalých plochách v čase

Srovnání druhové diversity snímků z trvalých ploch mezi třemi časovými obdobími (viz graf 21) ukazuje, že největší průměrná druhová diversity na snímek trvalé plochy byla v r. 1978. V 80. letech se průměr o něco snížil a v současné době je průměrná diversity na snímek trvalé plochy nejnižší ze všech třech časových období.

**Graf 21.** Srovnání druhové diversity na trvalých plochách mezi třemi časovými obdobími.



### 7.3 Celkové shrnutí výsledků

Podle výsledků vegetačního mapování a analýz dat z 19 trvalých ploch vidíme, že za 30 let se vegetace luk povodí Žebrákovského potoka změnila významnou měrou. V 70. letech 20. století, kdy byly louky pravidelně obhospodařovány vesměs lehčí mechanizací, na nich převažovala společenstva vlhčích sekaných luk, jako je *Angelico-Cirsietum palustris*, *Sanguisorbo-Festucetum commutatae*, *Caricetum goodenowii*, *Nardo-Festucetum capillatae* a na sušších částech území *Trifolio-Festucetum rubrae*. Na vývěrech svahových pramenů a dalších vlhčích místech se vyskytovala společenstva přechodových rašelinišť a rašelinných luk *Sphagno warnstorffianii-Eriophoretum latifolii* a *Carici rostratae-Sphagnetum apiculati*, která hostila většinu ohrožených druhů daného území. V menší míře se v té době vyskytovala společenstva vysokostébelných niv svazů *Calthion* a *Magnocaricion*.

Louka u Nového Dvora byla začátkem 80. let zrekultivována. V té době se na ní vyskytovalo poměrně uniformní společenstvo travní směsi v přibližném složení *Arrhenatherum elatius*, *Alopecurus pratensis*, *Lolium perenne*, *Festuca pratensis*, *Phleum pratense* apod. Intenzivní hnojení a vápnění v té době dobře indikuje nápadný vzrůst Ellenbergových hodnot pro úživnost/produktivitu stanoviště („nutrients“) a pH. Meliorace navíc způsobily významné zaklesnutí hladiny podzemní vody (HPV) do hlubších partií půdního profilu. V dnešní době končí pravděpodobně životnost melioračních systémů, louka se opět zamokřuje. K tomu dochází však velmi nestejně, část louky je stále sušší než v 70. letech, ta je stále pravidelně obhospodařována těžkou mechanizací, pouze se velice omezilo její hnojení. Druhá část louky, níže nad tokem potoka, se naproti tomu silně

zamokřila, zřejmě více, než tomu bylo v 70. letech. Tato část louky se v dnešní době již neseká.

Na sušší sekané části můžeme zčásti pozorovat návrat původních společenstev ze 70.let, i když se zde větší měrou vyskytuje relativně suchomilnější společenstvo *Trifolium-Festucetum rubrae*. Dále zde najdeme společenstva *Sanguisorbo-Festucetum rubrae*, *Alopecurus pratensis-Festuca rubra* a *Angelico-Cirsietum palustris*. Nově se vyskytují ruderalizovaná společenstva *Alopecurus pratensis* s *Rumex obtusifolius* a ruderalní společenstvo s *Urtica dioica*. Okrajový je výskyt společenstev *Caricetum goodenowii* a *Nardo-Festucetum capillatae*. Podle dat z trvalých ploch se v této části louky více než dříve vyskytují druhy zejm. *Prunella vulgaris*, *Cirsium arvense*, *Vicia cracca* a *Trifolium pratense*.

V zamokřené dnes již nesekané části došlo zejména k expanzi společenstva *Phalaridetum arundinaceae*, méně *Calamagrostis epigejos* a ruderalizovaných společenstev s *Urtica dioica*. Mimo tyto porosty se zde vytvořila mozaika téměř monodominantních společenstev svazů *Magnocaricion* a *Phragmition communis*. Konkrétněji např. *Caricetum rostratae*, *Caricetum acutae*, *Caricetum vesicariae*, *Equisetetum fluviatile* či *Sparganietum erecti*. Vysoký stupeň zamokření indikuje občasný výskyt druhů jako *Lemna minor* a *Typha latifolia*.

Z louky vymizelo společenstvo přechodových rašelinišť *Carici rostratae-Sphagnetum apiculati* a všechny ohrožené druhy rostlin, tzn. *Dactylorhiza majalis*, *Menyanthes trifoliata* a *Valeriana dioica*.

Na další dvou lokalitách, Opatovice a Vlkanov, které nebyly meliorovány, probíhal vývoj poněkud odlišně. V dnešní době většina jejich plochy leží ladem, najdeme na nich vysokostébelnou nivu tvořenou hlavně společenstvy *Scirpetum sylvatici*, *Lysimachio-Filipenduletum*, *Caricetum rostrate*, *Caricetum vesicarie*, *Calamagrostis epigejos*, ruderalizovaná společenstva s *Urtica dioica* a polní lem s *Elymus repens* a společenstvo degradovaných vlhkých luk „lada *Calthion*“. Objevily se také společenstva lesních lemů a přechodů k lesní vegetaci – olšinu. Na lokalitě Opatovice je ještě část louky pravidelně obhospodařována. V této části se vyskytují dosti podobná společenstva jako dříve, tj. *Sanguisorbo-Festucetum commutate*, *Caricetum goodenowii*, *Angelico-Cirsietum palustris*. Krom nich se zde vyskytuje ruderalizované společenstvo *Alopecurus pratensis* s *Rumex obtusifolius*. Celkově z území vymizela společenstva přechodových rašelinišť třídy *Scheuchzerio-Caricetea fuscae*, ve kterých se vyskytovala většina ohrožených druhů. Místy je nahrazují společenstva *Caricetum rostratae*, u Opatovic *Eriophoretum angustifolii*, která se od předcházejících liší zejména absencí rašeliníků. Lokality Opatovice a Vlkanov dosud hostí

některé ohrožené druhy, *Dactylorhiza majalis* (jen Opatovice) a *Valeriana dioica*. Jinak v povodí již nebyly objeveny ohrožené druhy *Parnassia palustris*, *Menyanthes trifoliata*, *Drosera rotundifolia*, *Listera ovata*, *Triglochin palustre*. Druh *Pedicularis sylvatica* byl objeven jen na louce nedaleko lokality Vlkanov, která však nebyla objektem bližšího zkoumání. Na loukách se však místy objevuje nový ohrožený druh, *Isolepis setacea*.

Analýza změn Ellenbergových hodnot za použití všech dostupných snímků z povodí ukázala, že za 30 let statisticky průkazně stoupla hodnota indikátoru pro úživnost/produktivitu stanoviště a kontinentalitu.

Analýzy dat z trvalých ploch ukázaly, že nejvíce ovlivňuje druhovou variabilitu území hloubka hladiny podzemní vody a způsob její kolísání, dále způsob managementu a čas. Při bližším zkoumání vlivu HPV se ukázalo, že způsob kolísání HPV (vodní režim) vysvětluje více variability, než pouhý průměr HPV. Důležitými proměnnými vodního režimu se ukázaly být tyto: průměr HPV, rozptyl kolísání (range) HPV, počet měsíců, kdy je HPV nad povrchem půdy (0cm) a nad -80cm, dále průměr HPV v měsíci květnu a extrémní hodnoty HPV během vegetační sezóny (minimální HPV). Dále byla zjištěna částečná vazba určitých společenstev na jednotlivé typy vodního režimu: na plochách s vodním režimem „sucho“ se vyskytuje nejvíce společenstvo rekultivovaných luk a *Trifolio-Festucetum rubrae*, s režimem „sušší rozkolísaný“ hlavně *Sanguisorbo-Festucetum commutatae* a *Nardo-Festucetum capillatae*, s režimem „vlhčí vysýchavý“ zejména *Angelico-Cirsietum palustris*, s režimem „Mokrý“ nejvíce *Scirpetum sylvatici* a *Lysimachio-Filipenduletum* a na režim „podmáčený“ jsou nejvíce vázána společenstva *Sphagno warnstorfianii* - *Eriophoretum latifolii* spolu s jeho současnou analogií *Eriophoretum angustifolii*.

Z ekologických faktorů, které se v analýzách ukázaly, že nejvíce ovlivňují druhovou variabilitu území, se průkazně v čase změnil zejména způsob managementu (*sekáno/nesekáno, rekultivováno*) a v menší míře vodní režim stanoviště. Změny těchto faktorů pravděpodobně měly vliv na změny vegetace luk povodí Žebrákovského potoka po 30 letech.

Průměrná druhová diversita na trvalých plochách byla nejvyšší v r. 1978, o něco nižší byla v 80. letech a v současné době je nejnižší.

## 8. Diskuse

### 8.1 Změny na úrovni společenstev

Podle výsledků vegetačního mapování je zřejmé, že za 30 let se vegetace luk povodí Žebrákovského potoka změnila významnou měrou. V 70. letech 20. století na tomto území převládala společenstva polopřirozených vlhkých luk, vázaných spíše na rozkolísaný vodní režim (Petříček 1999), tzn. vodní režim *sušší rozkolísaný* a *vlhký vysýchavý* (viz tab. 7). Přítomnost těchto společenstev indikuje tehdejší pravidelné obhospodařování (Černý 1996), blízké tzv. *tradičnímu managementu* (Rychnovská 1993) a spíše oligotrofní až mezotrofní podmínky (Petříček 1999). Snímky z trvalých ploch z tohoto období jsou si relativně podobné, výrazněji se vylišují jen tři snímky suchomilnějších společenstev (viz graf 10).

V současné době dochází na loukách k výrazné dichotomii. Na místech, která již po několik let leží ladem, se vyvinula společenstva vysokobylinné nivy, kde dominují robustní kompetitivní strategové, náročné na množství živin. Některá z těchto společenstev mají výrazně ruderalizovaný charakter a na lokalitě se dříve nevyskytovala. Objevují se zde i společenstva přechodů k lesní vegetaci. Tyto porosty jsou z většiny vázány na místa s výše položenou hladinou podzemní vody, tzn. vodní režimy *mokrý*, *podmáčený* a *vlhčí vysýchavý*. To zřejmě svědčí o tom, že mokrá místa přestala být obhospodařována na rozdíl od těch relativně sušších, neboť sušší louky se obhospodařují snáze těžkou technikou než mokré (Linusson et al. 1998). Absence kosení však může vést k ještě většímu zamokření lokality díky hromadění odumřelé biomasy a omezení odparu (Kotańska 1993). Výraznější zamokření může podpořit i to, že se přestaly krom luk udržovat i malé potůčky, takže jsou zanesené, voda v okolní půdě je výše, někdy se voda rozlévá do okolí. Dříve se potůčky nebo malé stružky občas prohrábly.

Na těchto dnes nesekaných místech se také nacházejí bývalé lokality dnes již z území vymizelých společenstev přechodových rašeliníšť třídy *Scheuchzerio-Caricetea fuscae*, tj. *Carici rostratae-Sphagnetum apiculati* a *Sphagno warnstorffianii-Eriophoretum latifolii*. Tato společenstva byla nahrazena společenstvy *Caricetum rostratae* a *Eriophoretum angustifolii*, která se od předešlých liší zejména úplnou absencí rašeliníků. Ústup přechodových rašeliníšť tedy může být vysvětlován změnou managementu, konkrétně jeho absencí, neboť hromadění stařiny eliminuje rašeliníky z porostu (Hájek 2006). Podle četných experimentů však ústup rašeliníku z porostu způsobuje také zvýšené množství N a do původního rašeliníště pak mohou invadovat eutrofnější druhy cévnatých rostlin (Hájek 2006). Tyto vlivy však od sebe



nelze jednoduše oddělit, protože absence kosení, neboli nedostatek exportu biomasy, podporuje hromadění živin na stanovišti (Sádlo et al. 2005).

Na relativně sušších a dosud stále obhospodařovaných místech území se vyskytují většinou společenstva, která se při zvolené metodice klasifikace dají přirovnat k původním vegetačním jednotkám. Oproti vysokobylinným porostům nekosených částí se vyznačují výrazně vyšší druhovou diverzitou, což je obecně známým pravidlem (např. Rychnovská et al. 1985, Falińska 1995). Zde je však třeba upozornit, že některá společenstva sušších luk jsou si relativně velmi blízká a jejich přiřazení do určité vegetační jednotky bylo v některých případech poněkud nejednoznačné. Týká se to zejména neostrých přechodů mezi společenstvy *Sanguisorbo-Festucetum commutatae* a *Trifolio-Festucetum rubrae*, místy i *Alopecurus pratensis-Festuca rubra*. Je to zřejmě dáno tím, že v souboru snímků z určité lokality tvoří sušší společenstva výrazně homogennější skupinu než vlhčí společenstva (Linusson et al. 1998).

V případě hodnocení změn ve společenstvech sekaných částí luk je třeba oddělit lokality Opatovice a Nový Dvůr vzhledem k jejich odlišné minulosti. Sekané části lokality Opatovice jsou obhospodařovány kontinuálně po desítky let dosti podobným způsobem, který se oproti vzdálenější minulosti může lišit snad jen využitím těžší techniky (konkrétně traktoru), což může mít také jistý vliv na vegetaci (Hadincová 1989). Nemám však k dispozici podrobné informace o způsobu hnojení, popřípadě o drobných úpravách vodního režimu lokality tradičními metodami (D. Blažková, ústní sdělení). Na této lokalitě se vyskytují společenstva dosti podobná jako před 30 lety, včetně na území dnes relativně vzácnějšího společenstva *Caricetum goodenowii*. I na tuto část území však pronikají ruderalizovaná společenstva, zejména na místa těsně sousedící s přilehlým polem.

Lokalita Nový Dvůr byla v 80. letech rekultivována, intenzivně hnojena a vápněna. Tyto skutečnosti dobře ilustrují grafy 10 a 18, kde Ellenbergovy hodnoty pro úživnost („nutrients“) a pH jsou výrazně vyšší na této lokalitě než na ostatních a výrazně vzrůstají s obdobím 1984-9, tzn. těsně po rekultivačních pracích. Takřka shodně reaguje i hodnota laboratorně měřeného pH (*pH\_lab*), což je patrné z grafu 16. V dalších grafech se však již tento faktor nevyskytuje vzhledem k celkově neprůkaznému vlivu na vegetaci území. Na grafu, který jsem nezahrnul do této práce, je patrný prudký vzrůst hodnot *pH\_lab* na této lokalitě v období 1984-9 a jeho pokles k nižším hodnotám v současnosti, i když stále ještě vyšším než v období 1977-8. Otázkou je, nakolik je tento faktor relevantní ve vztahu k vegetaci této lokality odděleně, nebo je-li i tak jeho vliv setřen jinými faktory.

Rekultivační práce měly tedy zřetelný vliv na trofii stanoviště, pH a vodní režim lokality, přičemž došlo k zaklesnutí hladiny podzemní vody do větších hloubek. Směrem k současnosti můžeme pozorovat pozvolný návrat hodnot těchto faktorů směrem k původnímu stavu v 70. letech. Ukazatelé Ellenbergových hodnot pro „nutrients“ naznačují i pokles úživnosti stanoviště (viz graf 10), avšak z grafu 18 to není zas tak jednoznačné. Ve srovnání se stavem vegetace z období 1984-9, i když z tohoto období jsou k dispozici jen záznamy z trvalých ploch a ne mapa reálné vegetace, je v současnosti patrný návrat některých společenstev, které zde byly přítomny v době před rekultivacemi (viz graf 10). Jedná se o relativně oligotrofnější společenstva polopřirozených luk, i když například podobnost dnešního společenstva *Nardo-Festucetum capillatae* s původním může být poněkud diskutabilní vzhledem k absenci některých původních diferenciálních druhů. Přesto se i na sekaných částech této lokality vyskytují ruderalní a ruderalizovaná společenstva.

Otázkou však zůstává, zda opětovný výskyt relativně druhově bohatších a oligotrofnějších společenstev opravdu indikuje snížení trofie stanoviště. Podle práce Bakker (1987) je proces ochuzování stanoviště po opětovném zavedení tradičního managementu (bez hnojení) po období intenzivního hnojení velice pomalý. Po zavedení kosení však vegetace reaguje relativně rychle snížením biomasy a rozvolněním zápoje, což umožňuje re-kolonizaci oligotrofnějších, stres-tolerantních druhů. K postupnému zvyšování druhové diverzity takto obhospodařované louky dochází tedy spíše vlivem změn ve struktuře porostu než ve změnách množství živin v půdě. Nárůst diversity je poměrně pomalý proces, průměrně přibude jeden druh za každé 4 roky (Smith et al. 2000).

Podle hrubých dílčích výpočtů byl průměrný počet druhů na trvalých plochách sekaných částí lokality Nový Dvůr v r. 1978: 30 druhů, v r. 1986: 20 druhů, v r. 1988: 25 druhů, v r. 2005: 28 druhů. Z toho lze usuzovat, že k re-kolonizaci na této lokalitě dochází poněkud rychleji, než uvádí Smith et al. (2000), tj. průměrnou rychlostí 1 nový druh za 2.4 roku (přibylo 8 druhů za 19 let). Jasně zřetelný je však rozdíl v rychlosti re-kolonizace v počátečních letech (za 2 roky přibylo 5 druhů) a v pozdějších letech (za dalších 17 let jen 3 druhy). Druhová diversity sekaných částí této lokality v současnosti však ještě zcela nedosahuje hodnot z r. 1978, srovnej např. maximální hodnoty diversity v grafu 21. Zde je však třeba upozornit, že tento graf poskytuje jen hrubou informaci, protože není známa velikost fytoocenologických snímků z r. 1978. Zdá se tedy, že rekultivační práce jsou jednou z příčin vymizení některých druhů z území.

Meliorace mají také vliv na vodní režim stanoviště. Na louce u Nového Dvora došlo jejich vlivem k jisté extremizaci vodního režimu. Část lokality, která je dodnes

obhospodařována, je stále poněkud sušší, než v 70. letech. Větší měrou než dříve se zde vyskytují společenstva vázaná na vodní režim *sucho*, např. *Trifolio-Festucetum rubrae*. Ostatní části lokality jsou silně podmáčené, s výskytem četných společenstev třídy *Phragmiti-Magnocaricetalia*, zejména společenstva *Phalaridetum arundinaceae*, a ruderalních společenstev. K tomuto extrémnímu zamokřování lokality dochází zřejmě vlivem končící životnosti melioračního systému, např. ucpávání trubek. Vliv může mít také betonové koryto některých částí potoka, které znemožňuje odtok vody z louky. Zamokřování je do jisté míry také podporováno absencí kosení (Kotańska 1993). Meliorace tedy původně z většiny střídavě vlhkou louku přetvořily na jedné straně v louku sušší a na druhé straně „močál“ (podle slov místních zemědělců), který, jak se zdá, se postupně zvětšuje.

Na území se za 30 let celkově průkazně zvýšila hodnota Ellenbergova indikátoru pro produktivitu/trofii stanoviště (viz grafy 8,9), neboli zastoupení druhů náročných na množství živin na úkor oligotrofnějších druhů. K podobným výsledkům z území České Republiky došel např. Prach (1993), z Polska Kotańska (1993), ze Švédska Guldrun et al. (2000), což poukazuje na fakt, že eutrofizace krajiny je soudobým globálním fenoménem (viz např. Sádlo et al. 2005). Jako příčiny eutrofizace krajiny bývají uváděny změny ve využívání krajiny (land use), přičemž zde hrají důležitou roli také specifické historické, sociální a politické faktory (Prach et al. 1990).

Další často uváděnou příčinou eutrofizace je zvyšující se atmosférická depozice N. Například v jistém regionu Švédska činila roční srážková depozice N v roce 1960 5-7 kg/ha, začátkem 90. let již 10-15 kg/ha (Guldrun et al. 2000).

Další statisticky průkaznou změnou po 30 letech byl drobný nárůst hodnoty Ellenbergova indikátoru pro kontinentalitu druhů. Jako nejlákavější vysvětlení se nabízí dnes v médiích tolik zmiňované globální klimatické změny. S takovouto interpretací je však třeba se mít na pozoru, neboť indikátor „continentality“ může být zároveň zkorelován s jinou vlastností druhů. V grafech 7, 10 a 18 ukazatel tohoto indikátoru směřuje podobným směrem, jako ukazatel „nutrients“. Při bližším zkoumání hodnot těchto indikátorů pro druhy vyskytující se na daném území (Ellenberg 1988) se ukázalo, že druhy s větší hodnotou indikátoru „continentality“ (hodnoty 4-7) mají zároveň statisticky průkazně vyšší hodnotu pro „nutrients“ (není uvedeno v práci) než druhy s nižší hodnotou indikátoru „continentality“ (hodnoty 1-3). Nejvyšší hodnoty pro „nutrients“ mají pak druhy, pro které hodnota indikátoru „continentality“ není stanovena (označeno v literatuře jako x). Jedná se často o druhy nitrofilní a ty, které tvoří společenstva vysokobylinné nivy (např. *Urtica dioica*, *Cirsium arvense*, *Filipendula ulmaria*, *Lysimachia vulgaris*, *Taraxacum sect. Ruderalia*).

Tato dílčí analýza tedy naznačuje, že zvýšená hodnota indikátoru „continentality“ spíše indikuje zvýšenou trofii stanoviště i po vyloučení některých nitrofilních druhů.

## 8.2 Změny na úrovni druhů

Změny na úrovni druhů víceméně podporují zjištěné změny na úrovni společenstev. Větší část území zůstává dnes neobhospodařována. Tato místa zarůstají vysokobylinnou nivou složenou z robustních R- a RC- strategií, vesměs náročných na množství živin, často se šířící klonálně (Falińska 1995). Uplatňují se zde také výraznou měrou druhy, považované v současnosti za intenzivně se šířící až expanzivní, např. *Calamagrostis epigejos*, *Urtica dioica*, *Galium aparine* (Sádlo et al. 2005). Díky jejich vysoké konkurenční schopnosti jsou takovéto porosty poměrně druhově chudé, jejich rozšíření tak zřejmě způsobilo výrazný úbytek druhové diversity na trvalých plochách (viz graf 21). Zřetelný úbytek diversity začátkem 80. let, kdy většina rozlohy území byla dosud pravidelně obhospodařována, byl spíše způsoben rekultivacemi a intenzivním hnojením (Kotańska 1993, Tilman 1994, Guldrun et al. 2000). Do vysokostébelných porostů pronikají místy dřeviny, zejména *Alnus glutinosa*, *Frangula alnus*, *Rubus sp.*, *Salix sp.*, což svědčí o pokročilejší fázi sekundární sukcese opuštěných luk (Falińska 1995).

Druhy, které se na území objevily nově, se dají rozdělit do několika skupin:  
1/ Druhy vysokobylinné nivy, často ruderalní, např. *Cirsium arvense*, *Cirsium oleraceum*, *Sonchus arvensis*, *Scrophularia nodosa*, *Epilobium hirsutum*, *Stachys palustris*, *Impatiens noli-tangere*.

2/ Druhy extrémně zamokřených stanovišť, zejména na lokalitě Nový Dvůr, např. *Lemna minor*, *Veronica beccabunga*, *Sparganium erectum*, *Typha latifolia*, *Persicaria hydropiper*.

3/ Druhy ostatní, např. ohrožený druh *Isolepis setacea*.

Z území naproti tomu ubývá oligotrofnějších druhů, vázaných nejčastěji na společenstvo *Nardo-Festucetum capillatae* (viz graf 18). Zcela vymizely druhy jako např. *Polygala vulgaris*, *Dianthus deltoides*, *Cynosurus cristatus*, ohrožené druhy sušších stanovišť *Listera ovata* a *Pedicularis sylvatica* a ohrožené druhy vlhčích stanovišť, často vázané na společenstva přechodových rašelinišť, jako *Eriophorum latifolium*, *Drosera rotundifolia*, *Parnassia palustris*, *Menyanthes trifoliata*, *Triglochin palustre*. Na území se však stále vyskytují, byť v omezené míře, druhy *Dactylorhiza majalis* a *Valeriana dioica*.

Ohrožené druhy rostlin patří většinou mezi relativně stres-tolerantní, oligotrofní druhy. Při zvýšené trofii stanoviště bývají eliminovány z porostu kompetitivními druhy, zejména při absenci kosení, což kompetitivní druhy favorizuje. V literatuře se uvádí, že hustota zastoupení

ohrožených druhů je negativně korelována s produkcí biomasy a množstvím dostupných živin, zejména P (Venterink et al. 2001). Re-invazi některých druhů, např. na sekaná místa lokality Nový Dvůr, tak může bránit stále zvýšené množství živin v půdě po období intenzivního hnojení, tzv. reziduální fertilita půdy (Smith et al. 2000).

### 7.3 Příčiny sledovaných vegetačních změn

Podle výsledků dat z trvalých ploch se ukázalo, že největší vliv na vegetaci daného území má vodní režim stanoviště a způsob obhospodařování. Tento poznatek uvádí také např. Neuhausl et al. (1983). Oba tyto faktory vysvětlují celkem pouze 33.8% variability, proto je pravděpodobné, že na vegetaci mají vliv i další faktory, jejichž zjištěné hodnoty jsem neměl k dispozici a tudíž je nemohl zahrnout do analýz. V úvahu připadá například obsah živin v půdě, který může mít na luční vegetaci nezanedbatelný vliv (např. Linusson et al. 1998). V případě vodního režimu se ukázalo, že pro sledování vlivu na vegetaci je lepší brát v potaz způsob kolísání HPV v průběhu roku, než pouze průměr HPV, který je jen jednou z několika charakteristik vodního režimu ovlivňující vegetaci. Tento poznatek je zcela v souladu s tím, co uvádí např. Rychnovská et al. (1985).

Z faktorů ovlivňující vegetaci, se v čase nejvíce změnil způsob obhospodařování, konkrétně tak, že velké části území přestaly být pravidelně koseny a v 80. letech 20. stol. byla část luk rekultivována. Dále se mírně změnil i způsob kolísání HPV na stanovišti (vodní režim), ubylo míst s rozkolísanějším vodním režimem a naopak mírně přibylo míst s extrémnějšími typy vodního režimu. Přibylo zejména zamokřených míst, kde se HPV udržuje delší dobu nad povrchem půdy (viz graf 20).

Změny těchto faktorů v čase tedy statisticky průkazně způsobily vegetační změny za 30 let. Dalším faktorem, který pravděpodobně způsobil vegetační změny, je množství dostupných živin v půdě, konkrétně jejich zvýšení (eutrofizace), jak naznačují nepřímá zjištění podle indikační schopnosti vegetace, tj. Ellenbergových hodnot (Ellenberg 1988).

Vlivy těchto faktorů je však obtížné od sebe zcela oddělit, neboť se navzájem ovlivňují. Například rekultivace zároveň se zvýšením množství dostupných živin způsobily také změny vodního režimu stanoviště. Absence kosení má také vliv na úživnost stanoviště i vodní režim (Kotaňska 1993, Sádlo et al. 2005) a vodní režim má vliv na dostupnost živin a nakonec i na způsob obhospodařování (Kotaňska 1993, Linusson et al. 1998).

Louky mají kromě produkční funkce také funkce ekologicko-stabilizační v krajině. Udržují v krajině vyšší biodiverzitu, zastávají funkci vodoochrannou, filtrační a protierozní (Rychnovská et al. 1985, Hadincová 1989). Tyto vlastnosti luk se v dnešní době ukazují být

velmi důležité pro krajinu a její obyvatele. Existence lučních ekosystémů je závislá na alespoň občasném kosení a exportu biomasy. S opuštěním luk tak přestanou fungovat i tyto důležité ekologicko-stabilizační mechanismy.

## 9. Závěr

Vegetace luk povodí Žebrákovského potoka se za 30 let změnila velice výrazně. Velká část luk přestala být za tu dobu obhospodařována, což způsobilo proměnu dříve druhově bohatších luk na druhově chudší porosty vysokostébelných rostlin, svědčící o probíhající sekundární sukcesi.

Na místech území, kde se způsob managementu za 30 let výrazně nezměnil, byly zaznamenány nejmenší vegetační změny a vyskytují se zde dosud vzácnější druhy a společenstva.

Výrazné změny způsobily rekultivační práce na louce u Nového Dvora v 80. letech 20. stol., které způsobily změny vodního režimu lokality a v důsledku tehdejšího intenzivního hnojení minerálními hnojivy i eutrofizaci prostředí. Po znovuzavedení původního managementu a absenci hnojení se po 20 letech ukazuje, že se na louku do jisté míry vrací původní rostlinná společenstva. Meliorace však paradoxně způsobily, že velká část louky je v současné době extrémně zamokřená a zřejmě nepoužitelná pro další hospodářské využití.

Celkově se však v současné době na území vyskytují druhy relativně náročnější na množství živin, než před 30 lety. Tato změna je způsobena celkovou eutrofizací prostředí, za kterou jsou zodpovědné zemědělské praktiky za doby minulého režimu, které přetrvávají v lehčí míře i v současnosti, opuštění dříve obhospodařované půdy charakteristické pro dnešní dobu a zřejmě také zvýšená atmosférická deposice dusíku.

Tyto krajinné změny způsobily ústup citlivějších a oligotrofnějších druhů z území, což je nápadné v případě vymizení ohrožených druhů rostlin *Eriophorum latifolium*, *Drosera rotundifolia*, *Menyanthes trifoliata*, *Parnassia palustris*, *Triglochin palustre*, *Listera ovata* a *Pedicularis sylvatica*.

## 10. Literatura

- Allen-Diaz H. B. (1991) Water Table and Plant species Relationships in Sierra Nevada Meadows, *Am. Midl. Nat.* 126:30-43
- Bakker J. P. (1987) Restoration of species-rich grassland after a period of fertilizer application, in J. van Andel et al. (1987) *Disturbance in Grasslands*, Dr W. Junk Publisher, Dordrecht, Netherlands
- Burel F., Baudry J. (1995) Species biodiversity in changing agricultural landscapes: A case study in the Pays d'Auge, France, *Agriculture, Ecosystems and Environment* 55, 193-200
- Černý T., (1996) Změny v lučních společenstvech, seminární práce
- Diekmann M. (2003) Species indicator values as an important tool in applied plant ecology – a review, *Basic and Applied Ecology* 4: 493-506
- Ellenberg H. (1988): *Vegetation Ecology of Central Europe*, Cambridge University Press
- ESRI (2004) *ArcGIS 9.1*. Environmental System Research Institut, Redlands
- Falińska K. (1995) Genet disintegration in *Filipendula ulmaria*: consequences for population dynamics and vegetation succession, *Journal of Ecology* 83, 9-21
- Guldrun A. I. B., Linusson A-C., Olsson E. G. A. (2000) Vegetation in semi-natural meadows with unchanged management in southern Sweden, 1965-1990, *Acta Oecologia* 21, 125-138
- Hadincová V. (1989) Ekologie luk povodí Žebrákovského potoka. Kandidátská dizertační práce, Průhonice.
- Hadincová V. (1989) Vodní režim obhospodařovaných luk povodí Žebrákovského potoka In *Optimalizace vodního režimu půd pro zemědělské kultury*, Sborník prací ze semináře VůZZP, Borkovice
- Hadincová V. (1996) Vodní retenční kapacita půd nivních luk, in: *Příroda*, Praha, 4: 53-66
- Hadincová V., Herben T., Kovářová M., Krahulec F., Pecháčková S. (1997) Změny v produkci jednotlivých druhů krkonošských luk v průběhu deseti let, *Opera corcontica* 34: 59-77
- Hennekens S. M., Schaminée J. H. J. (2001) TURBOVEG, a comprehensive data base management system for vegetation data, *Journal of Vegetation Science* 12: 589-591
- Herben T., Münzbergová Z. (2003) Zpracování ekologických dat v příkladech. Část I. Data o druhovém složení, Praha.
- HINTZE, J. 2001. NCSS and PASS. Number Cruncher Statistical Systems software. Kaysville, Utah.

- Chytrý M, Tichý L., Hold J, Botta-Dukát Z. (2002) Determination of diagnostic species with statistical fidelity measures. *Journal of Vegetation Science* 13: 79-90 ✓
- Chytrý M., Tichý L., Holt J. (2006) Juice, program for management, analysis and classification of ecological data, Brno *classifi*
- Chytrý et al. (2006) Vegetace České Republiky 1. Travinná a keříčková vegetace, Academia, Praha
- Kočí M., Chytrý M., Tichý L. (2003) Formalized reproduction of an expert-based phytosociological classification : A case study of subalpine tall-forb vegetation, *Journal of Vegetation Science* 14, 601-610
- Kotańska M., (1993) Dynamics of wet meadow communities (Calthion alliance) in Wierzbánovka valley in 1976-1988. *Fragmenta Floristica et Geobotanica* 38(2): 593-619. Kraków.
- Kubát et al. (2002) Klíč ke květeně České Republiky, Academia, Praha ✓ K.
- Kull K., Zobel M. (1991) High species richness in an Estonian wooded meadow, *Journal of Vegetation Science* 2(5), 715-718.
- Linusson A-C., Berlin G. A. I., Olsson E. G. A.. (1998) Reduced community diversity in semi-natural meadows in southern Sweden, 1965-1990
- Lepš J., Šmilauer P. (2003) Multivariate analysis of ecological data using CANOCO. Cambridge University Press. ✓ S
- Löw J., Michal I. (2001) Krajinný ráz, Lesnická práce, Kostelec nad Černými Lesy
- Marhold K., Suda J. (2002) Statistické zpracování mnohorozměrných dat v taxonomii (Fenetické metody), Praha
- Moravec J. 1965: Wiesen in mittleren Teil des Böhmerwaldes (Šumava). In: Neuhäusl R. et al. Synökologische Studien über Röhrichte, Wiesen und Auenwälder. Vegetace ČSSR, A1, Academia, Praha, pp. 179-385, 498-508. *hm*  
In: Rychnovská M. et al. Ekologie lučních porostů, Academia, Praha, pp.14-95. ✓
- Moravec J. et al. (1994): Fytocenologie, Academia
- Neuhäusl R. et al., (1983): Rostlinná společenstva drnového fondu vodárenského povodí Žebrákovského potoka u Světlé n. S., jejich ekologie a funkce. Dílčí závěrečná zpráva, Průhonice
- Petříček et al. (1999) Péče o chráněná území I., Praha 1-452 ✓ V.
- Podani J. (2001) SYN-TAX 2000. Computer programs for multivariate data analysis in ecology and systematics. User 's manual, Budapest.



- Prach K., Kučera S., Klimešová J. (1990) Vegetation and land use in the Lužnice river floodplain and valley in Austria and Czechoslovakia, *Wetland Ecology and management: Case Studies*, 117-125
- Prach K., (1993): Vegetational Changes in a Wet Meadow Complex, South Bohemia, Czech Republic, *Folia Geobotanica, Phytotax, Praha*, 28: 1-13
- Rychnovská M., Balátová-Tuláčková E., Úlehlová B., Pelikán J. (1985): *Ekologie lučních porostů*, Academia, Praha.
- Rychnovská M. et al. (1993): *Structure and functioning of seminatural meadows*, Academia, Praha.
- Sádlo J., Pokorný P., Hájek P., Dreslerová D., Cílek V. (2005) *Krajina a revoluce*, Malá Skála, Praha
- Smith R. S., Shiel R. S., Millward D., Corkhill P. (2000) The interactive effects of management on the productivity and plant community structure of an upland meadow: an 8 – year field trial, *Journal of applied Ecology* 37, 1029-1043
- Ter Braak C. F. J., Šmilauer P. (2002) *CANOCO Reference manual and CANODRAW for Windows User's Guide. Software for Canonical Community Ordination, version 4.5.* Microcomputer Power, Ithaca, New York
- 7 Tichý L. (2005) New similarity indices for the assignment of relevés to the vegetation unit of an existing phytosociological classification, *Plant Ecology* 179: 67-72
- 8 Tichý L. (2002) JUICE, software for vegetation classification, *Journal of Vegetation Science* 13, 451-453
- Tilman D., Dodd M. E., Silvertown J., Poulton P. R., Johnston A. E., Crawley M. J. (1994) *The Park Grass Experiment: Insights from the Most Long-term Ecological Study, Long-term Experiments in Agricultural and Ecological Sciences*
- Venterink H. O., Wassen M. J., Belgers J. D. M., Verhoeven J. T. A. (2001): control of environmental variables on species density in fens and meadows: importance of direct effects and effects through community biomass, *Journal of Ecology* 89, 1033-1040



## Přílohy

V tabulce 9 je uveden úplný seznam rostlinných druhů zaznamenaných ve fytoocenologických snímcích luk povodí Žebrákovského potoka v letech 1977-8 a 2005-6. V prvním sloupci je uveden název druhu, ve druhém sloupci vegetační patro (2 - stromové, 5 - keřové, 6 - bylinné, 7 - semenáčky). Druhy, které nebyly zaznamenány v letech 2005-6, jsou značeny červeně, druhy, které naopak nebyly zaznamenány v letech 1977-8, jsou značeny modře. Ve třetím sloupci je uvedena zkratka názvu druhu uváděná v grafech. Ve 4. a 5. sloupci je uvedena absolutní frekvence druhu v letech 1977-8 (značeno f'78) a v letech 2005-6 (značeno f'06) ze souboru 283 snímků (110 je z období 1977-8, 173 je z období 2005-6).

V tabulce 10 jsou uvedeny snímky trvalých ploch z období 1977-8, 1984-9 a 2005 s uvedenými hodnotami vybraných ekologických faktorů prostředí a GPS souřadnicemi. Data z let 1977-8 pocházejí z práce Neuhäusl R. et al., (1983) a data z let 1984-9 z práce Hadincová V. (1989).

**Tab. 9.** Seznam druhů povodí Žebrákovského potoka z let 1977-8 a 2005-6.

druh		zkratka	f'78	f'06					
<i>Acer pseudoplatanus</i>	2	(Acerpseu)	0	1	<i>Campanula patula</i>	6	(Camppatu)	1	0
<i>Aegopodium podagraria</i>	6	(Aegopoda)	0	5	<i>Campanula rotundifolia</i>	6	(Camprotu)	5	1
<i>Agrostis canina</i>	6	(Agrocani)	63	56	<i>Cardamine amara</i>	6	(Cardamar)	4	1
<i>Agrostis capillaris</i>	6	(Agrocapi)	20	68	<i>Cardamine pratensis</i>	6	(Cardprat)	69	22
<i>Agrostis stolonifera</i>	6	(Agrostol)	8	7	<i>Carex acuta</i>	6	(Careacut)	1	4
<i>Achillea millefolium</i>	6	(Achimill)	44	59	<i>Carex brizoides</i>	6	(Carebriz)	8	2
<i>Achillea ptarmica</i>	6	(Achiptar)	1	2	<i>Carex canescens</i>	6	(Carecane)	30	2
<i>Ajuga reptans</i>	6	(Ajugrept)	37	33	<i>Carex caryophylla</i>	6	(Carecary)	2	0
<i>Alchemilla vulgaris agg.</i>	6	(Alchvulg)	47	60	<i>Carex demissa</i>	6	(Careдеми)	13	5
<i>Alnus glutinosa</i>	4	(Alnuglut)	1	0	<i>Carex echinata</i>	6	(Careechi)	32	6
<i>Alnus glutinosa</i>	7	(Alnuglut)	3	2	<i>Carex flava</i>	6	(Careflav)	2	0
<i>Alnus glutinosa</i>	2	(Alnuglut)	0	5	<i>Carex hirta</i>	6	(Carehirt)	4	5
<i>Alopecurus pratensis</i>	6	(Alopprat)	36	84	<i>Carex leporina</i>	6	(Carelepo)	13	7
<i>Anemone nemorosa</i>	6	(Anemnemo)	27	10	<i>Carex nigra</i>	6	(Carenigr)	71	31
<i>Angelica sylvestris</i>	6	(Angesylv)	56	62	<i>Carex pallescens</i>	6	(Carepall)	8	20
<i>Anthoxanthum odoratum</i>	6	(Anthodor)	84	34	<i>Carex panicea</i>	6	(Carepani)	59	35
<i>Anthriscus sylvestris</i>	6	(Anthsylv)	1	4	<i>Carex pilulifera</i>	6	(Carepilu)	21	4
<i>Arrhenatherum elatius</i>	6	(Arrhelat)	4	12	<i>Carex pulicaris</i>	6	(Carepuli)	2	0
<i>Artemisia vulgaris</i>	6	(Artevulg)	0	1	<i>Carex rostrata</i>	6	(Carerost)	36	26
<i>Astragalus glycyphyllos</i>	6	(Astrglyc)	0	1	<i>Carex vesicaria</i>	6	(Carevesi)	17	19
<i>Avenella flexuosa</i>	6	(Avenflex)	1	0	<i>Carlina acaulis</i>	6	(Carlacau)	1	4
<i>Avenula pubescens</i>	6	(Avenpube)	3	4	<i>Centaurea jacea</i>	6	(Centjace)	11	8
<i>Betula pendula</i>	7	(Betupend)	2	1	<i>Cerastium arvense</i>	6	(Ceraarve)	2	4
<i>Betula pendula</i>	2	(Betupend)	0	5	<i>Cerastium holosteoides</i>	6	(Ceraholo)	38	40
<i>Briza media</i>	6	(Brizmedi)	42	9	<i>Cirsium arvense</i>	6	(Cirsarve)	0	50
<i>Calamagrostis canescens</i>	6	(Calacane)	0	1	<i>Cirsium oleraceum</i>	6	(Cirsoler)	0	4
<i>Calamagrostis epigejos</i>	6	(Calaepig)	5	34	<i>Cirsium palustre</i>	6	(Cirspalu)	90	120
<i>Calluna vulgaris</i>	6	(Callvulg)	4	0	<i>Crataegus species</i>	7	(Cratspec)	0	2
<i>Caltha palustris</i>	6	(Caltpalu)	67	39	<i>Crepis mollis ssp. hieracioides</i>	6	(Crepmoll)	3	0
					<i>Crepis paludosa</i>	6	(Creppalu)	32	5

<i>Cynosurus cristatus</i>	6	(Cynocris)	4	0	<i>Knautia arvensis</i>	6	(Knauarve)	3	1
<i>Dactylis glomerata</i>	6	(Dactglom)	9	34	<i>Lamium purpureum</i>	6	(Lamipurp)	1	0
<i>Dactylorhiza majalis</i>	6	(Dactmaja)	8	2	<i>Lathyrus pratensis</i>	6	(Lathprat)	11	26
<i>Danthonia decumbens</i>	6	(Dantdecu)	17	3	<i>Lemna minor</i>	6	(Lemnmino)	0	3
<i>Deschampsia cespitosa</i>	6	(Desccesp)	72	84	<i>Leontodon autumnalis</i>	6	(Leonautu)	1	0
<i>Dianthus deltoides</i>	6	(Diandelt)	2	0	<i>Leontodon hispidus agg.</i>	6	(Leonhisp)	11	1
<i>Drosera rotundifolia</i>	6	(Drosrotu)	2	0	<i>Leucanthemum vulgare agg.</i>	6	(Leucvulg)	23	34
<i>Elymus repens</i>	6	(Elymrepe)	0	22	<i>Linaria vulgaris</i>	6	(Linavulg)	1	0
<i>Epilobium hirsutum</i>	6	(Epilhirs)	0	3	<i>Linum catharticum</i>	6	(Linucath)	1	2
<i>Epilobium obscurum</i>	6	(Epilobsc)	10	69	<i>Listera ovata</i>	6	(Listovat)	1	0
<i>Equisetum arvense</i>	6	(Equiarve)	5	27	<i>Lotus corniculatus</i>	6	(Lotucorn)	7	8
<i>Equisetum fluviatile</i>	6	(Equifluv)	18	15	<i>Lotus pedunculatus</i>	6	(Lotupedu)	23	24
<i>Equisetum palustre</i>	6	(Equipalu)	13	0	<i>Luzula campestris agg.</i>	6	(Luzucamp)	70	42
<i>Equisetum sylvaticum</i>	6	(Equisylv)	16	24	<i>Luzula luzuloides</i>	6	(Luzuluzu)	1	0
<i>Eriophorum angustifolium</i>	6	(Erioangu)	26	14	<i>Luzula pilosa</i>	6	(Luzupilo)	1	0
<i>Eriophorum latifolium</i>	6	(Eriolati)	2	0	<i>Lycopus europaeus</i>	6	(Lycoeuro)	3	20
<i>Festuca arundinacea</i>	6	(Festarun)	0	1	<i>Lychnis flos-cuculi</i>	6	(Lychflos)	60	51
<i>Festuca filiformis</i>	6	(Festfili)	5	0	<i>Lysimachia nummularia</i>	6	(Lysinumm)	14	8
<i>Festuca ovina</i>	6	(Festovin)	14	0	<i>Lysimachia vulgaris</i>	6	(Lysivulg)	71	95
<i>Festuca pratensis agg.</i>	6	(Festprat)	19	8	<i>Lythrum salicaria</i>	6	(Lythsali)	4	16
<i>Festuca rubra</i>	6	(Festrubr)	85	100	<i>Malus species</i>	7	(Maluspec)	0	1
<i>Filipendula ulmaria</i>	6	(Filiulma)	56	51	<i>Mentha arvensis</i>	6	(Mentarve)	46	35
<i>Fragaria vesca</i>	6	(Fragvesc)	0	1	<i>Menyanthes trifoliata</i>	6	(Menytrif)	14	0
<i>Frangula alnus</i>	5	(Franalnu)	0	3	<i>Myosotis arvensis</i>	6	(Myosarve)	1	0
<i>Frangula alnus</i>	7	(Franalnu)	5	3	<i>Myosotis nemorosa</i>	6	(Myosnemo)	57	69
<i>Galeopsis tetrahit agg.</i>	6	(Galetetr)	2	54	<i>Myosotis scorpioides</i>	6	(Myosscor)	0	3
<i>Galium aparine</i>	6	(Galiapar)	0	11	<i>Nardus stricta</i>	6	(Nardstri)	56	17
<i>Galium mollugo agg.</i>	6	(Galimoll)	1	2	<i>Oxalis acetosella</i>	6	(Oxalacet)	0	2
<i>Galium palustre</i>	6	(Galipalu)	40	56	<i>Parnassia palustris</i>	6	(Parnpalu)	5	0
<i>Galium pumilum</i>	6	(Galipumi)	7	0	<i>Pedicularis sylvatica</i>	6	(Pedisylv)	4	0
<i>Galium uliginosum</i>	6	(Galiulig)	80	98	<i>Persicaria amphibia</i>	6	(Persamph)	1	0
<i>Galium verum</i>	6	(Galiveru)	10	9	<i>Persicaria hydropiper</i>	6	(Pershydr)	0	1
<i>Geum urbanum</i>	6	(Geumurba)	0	1	<i>Phalaris arundinacea</i>	6	(Phalarun)	7	19
<i>Glechoma hederacea</i>	6	(Glechede)	4	11	<i>Picea abies</i>	7	(Piceabie)	3	0
<i>Glyceria fluitans</i>	6	(Glycflui)	3	3	<i>Picea abies</i>	2	(Piceabie)	0	1
<i>Heracleum sphondylium</i>	6	(Heraspho)	1	7	<i>Pimpinella saxifraga agg.</i>	6	(Pimpsaxi)	17	4
<i>Hieracium lactucella</i>	6	(Hierlact)	7	0	<i>Pinus sylvestris</i>	7	(Pinusylv)	1	0
<i>Hieracium pilosella</i>	6	(Hierpilo)	4	0	<i>Plantago lanceolata</i>	6	(Planlanc)	31	25
<i>Holcus lanatus</i>	6	(Holclana)	86	69	<i>Plantago major</i>	6	(Planmajo)	0	4
<i>Holcus mollis</i>	6	(Holcmoll)	29	58	<i>Poa angustifolia</i>	6	(Poaangu)	20	0
<i>Hylotelephium maximum</i>	6	(Hylomaxi)	1	2	<i>Poa palustris</i>	6	(Poapalu)	0	6
<i>Hypericum maculatum</i>	6	(Hypemacu)	31	71	<i>Poa pratensis</i>	6	(Poaprat)	43	37
<i>Hypochaeris radicata</i>	6	(Hyporadi)	1	0	<i>Poa trivialis</i>	6	(Poatriv)	54	50
<i>Chaerophyllum aromaticum</i>	6	(Chaearom)	0	4	<i>Polygala vulgaris</i>	6	(Polyvulg)	5	0
<i>Chaerophyllum hirsutum</i>	6	(Chaehirs)	2	9	<i>Populus tremula</i>	7	(Poputrem)	1	1
<i>Chenopodium album</i>	6	(Chenalbu)	0	1	<i>Populus tremula</i>	2	(Poputrem)	0	2
<i>Chrysosplenium alternifolium</i>	6	(Chryalte)	0	1	<i>Potentilla anserina</i>	6	(Poteanse)	0	2
<i>Impatiens noli-tangere</i>	6	(Impanoli)	0	7	<i>Potentilla erecta</i>	6	(Poteerec)	68	37
<i>Isolepis setacea</i>	6	(Isolseta)	0	1	<i>Prunella vulgaris</i>	6	(Prunvulg)	17	36
<i>Juncus articulatus</i>	6	(Juncarti)	18	5	<i>Pteridium aquilinum</i>	6	(Pteraqui)	1	3
<i>Juncus bulbosus</i>	6	(Juncbulb)	1	0	<i>Quercus robur</i>	2	(Querrobu)	0	1
<i>Juncus conglomeratus</i>	6	(Junccong)	12	34	<i>Quercus robur</i>	7	(Querrobu)	0	3
<i>Juncus effusus</i>	6	(Junceffu)	56	66	<i>Ranunculus acris</i>	6	(Ranuacri)	77	27
<i>Juncus filiformis</i>	6	(Juncfili)	26	4	<i>Ranunculus auricomus</i>	6	(Ranuauri)	69	41

<i>Ranunculus ficaria</i>	6	(Ranufica)	1	1	<i>Stellaria graminea</i>	6	(Stelgram)	15	43
<i>Ranunculus flammula</i>	6	(Ranuflam)	21	7	<i>Stellaria media</i>	6	(Stelmedi)	1	1
<i>Ranunculus repens</i>	6	(Ranurepe)	47	49	<i>Succisa pratensis</i>	6	(Succprat)	34	21
<i>Rhinanthus minor</i>	6	(Rhinmino)	3	0	<i>Symphytum officinale</i>	6	(Sympoffi)	0	1
<i>Rubus fruticosus agg.</i>	6	(Rubufrut)	0	4	<i>Tanacetum vulgare</i>	6	(Tanavulg)	0	3
<i>Rubus idaeus</i>	5	(Rubuidae)	0	8	<i>Taraxacum palustre</i>	6	(Tarapalu)	2	0
<i>Rumex acetosa</i>	6	(Rumeacet)	89	74	<i>Taraxacum sect. Ruderalia</i>	6	(Tarasect)	15	22
<i>Rumex acetosella s.lat.</i>	6	(Rumeacet)	1	2	<i>Tephrosia crispa</i>	6	(Tephcris)	3	2
<i>Rumex crispus</i>	6	(Rumecris)	1	0	<i>Thymus pulegioides</i>	6	(Thympule)	6	1
<i>Rumex obtusifolius</i>	6	(Rumeobtu)	7	31	<i>Trifolium dubium</i>	6	(Trifdubi)	2	2
<i>Sagina nodosa</i>	6	(Saginodo)	1	0	<i>Trifolium medium</i>	6	(Trifmedi)	1	1
<i>Sagina procumbens</i>	6	(Sagipro)	1	0	<i>Trifolium pratense</i>	6	(Trifprat)	7	17
<i>Salix aurita</i>	4	(Saliauri)	0	1	<i>Trifolium repens</i>	6	(Trifrepe)	16	18
<i>Salix aurita</i>	7	(Saliauri)	3	1	<i>Triglochin palustre</i>	6	(Trigpalu)	1	0
<i>Salix fragilis agg.</i>	4	(Salifrag)	0	1	<i>Trisetum flavescens</i>	6	(Trisflav)	6	4
<i>Sambucus racemosa</i>	7	(Sambrace)	0	1	<i>Typha latifolia</i>	6	(Typhlati)	0	3
<i>Sanguisorba officinalis</i>	6	(Sangoffi)	23	47	<i>Urtica dioica</i>	6	(Urtidioi)	5	48
<i>Scirpus sylvaticus</i>	6	(Scirsylv)	52	87	<i>Vaccinium myrtillus</i>	6	(Vaccmyrt)	4	1
<i>Scorzonera humilis</i>	6	(Scorhumi)	0	1	<i>Valeriana dioica</i>	6	(Valedioi)	52	5
<i>Scrophularia nodosa</i>	6	(Scronodo)	0	5	<i>Veronica arvensis</i>	6	(Veroarve)	0	1
<i>Scutellaria galericulata</i>	6	(Scutgale)	25	47	<i>Veronica beccabunga</i>	6	(Verobecc)	0	1
<i>Selinum carvifolia</i>	6	(Selicarv)	1	0	<i>Veronica chamaedrys</i>	6	(Verocham)	26	49
<i>Senecio aquaticus</i>	6	(Seneaqua)	2	1	<i>Veronica officinalis</i>	6	(Verooffi)	23	8
<i>Senecio ovatus</i>	6	(Seneovat)	0	4	<i>Veronica scutellata</i>	6	(Veroscut)	6	0
<i>Sonchus arvensis</i>	6	(Soncarve)	0	1	<i>Veronica serpyllifolia</i>	6	(Veroserp)	10	26
<i>Sorbus aucuparia</i>	7	(Sorbaucu)	1	0	<i>Vicia cracca</i>	6	(ViciCrac)	6	25
<i>Sorbus aucuparia</i>	2	(Sorbaucu)	0	1	<i>Vicia sativa</i>	6	(Vicisati)	1	0
<i>Sparganium erectum</i>	6	(Sparerec)	0	3	<i>Viola canina</i>	6	(Violcani)	7	5
<i>Stachys palustris</i>	6	(Stacpalu)	0	4	<i>Viola palustris</i>	6	(Violpalu)	59	15
<i>Stellaria alsine</i>	6	(Stelalsi)	8	4					

