

JIHOČESKÁ UNIVERZITA V ČESKÝCH BUDĚJOVICÍCH
ZEMĚDĚLSKÁ FAKULTA

Studijní program: B4106 Zemědělská specializace

Studijní obor: Biologie a ochrana zájmových organismů

Katedra: Biologických disciplín

Vedoucí katedry: doc. Mgr. Michal Berec, Ph.D.

BAKALÁŘSKÁ PRÁCE

Možnost obnovy mokřadních ohrožených biotopů
ze semenné banky na příkladu slaniska

Vedoucí bakalářské práce:

doc. RNDr. Josef Navrátil, Ph.D.

Autor:

Eva Čížková

České Budějovice, 2020

JIHOČESKÁ UNIVERZITA V ČESKÝCH BUDĚJOVICÍCH

Zemědělská fakulta

Akademický rok: 2018/2019

ZADÁNÍ BAKALÁŘSKÉ PRÁCE

(projektu, uměleckého díla, uměleckého výkonu)

Jméno a příjmení: **Eva ČÍŽKOVÁ**
Osobní číslo: **Z17272**
Studijní program: **B4106 Zemědělská specializace**
Studijní obor: **Biologie a ochrana zájmových organismů**
Téma práce: **Možnost obnovy mokřadních ohrožených biotopů ze semenné banky na příkladu slaniska**
Zadávající katedra: **Katedra biologických disciplín**

Zásady pro vypracování

Cílem bakalářské práce je identifikace možnosti obnovy mokřadních ohrožených biotopů na příkladu vnitrozemského slaniska z jižní Moravy. Předmětem studia bude především druhové spektrum vzešlých rostlin z odebrané semenné banky v ex-situ podmínkách. Dále bude testován vliv výšky hladiny podzemní vody na vzházení rostlin ze semenné banky. Práce bude vypracována ve spolupráci se Sběrkou vodních a mokřadních rostlin BÚ AV ČR, v.v.i., Třeboň. Primární data k naplnění cílů práce budou získána vlastním pěstitním experimentem.

Obsah práce:

- Rešeršní zpracování problematiky ekologie obnovy mokřadů.
- Rešeršní zpracování využití půdních semenných bank v obnově mokřadů.
- Metodika experimentu.
- Výsledek experimentu s přehledem vzešlých druhů a jejich vyhodnocení.

Rozsah pracovní zprávy: **30-40**
Rozsah grafických prací: **podle potřeby**
Forma zpracování bakalářské práce: **tištěná**

Seznam doporučené literatury:

- Alderton, E., Sayer, C.D., Davies, R., Lambert, S.J., Axmacher, J.C. (2017): Buried alive: Aquatic plants survive in 'ghost ponds' under agricultural fields. *Biological Conservation*, 212, pp. 105-110.
- Chytrý M. (ed.) (2011): *Vegetace České republiky 3. Vodní a mokřadní vegetace*. Academia, Praha, 827 pp.
- Greet, J., Cousens, R.D., Webb, J.A. (2013): Flow regulation is associated with riverine soil seed bank composition within an agricultural landscape: Potential implications for restoration. *Journal of Vegetation Science*, 24 (1), pp. 157-167.
- Wang, M., Wang, G.-D., Lu, X.-G., Jiang, M., Wang, S.-Z. (2016): Soil seed banks and their implications for wetland restoration along the Nongjiang River, Northeastern China. *Ecological Engineering*, 96, pp. 26-33.

- Zedler, J.B. (2000): Progress in wetland restoration ecology. Trends in Ecology and Evolution, 15 (10), pp. 402-407.

Vedoucí bakalářské práce: **doc. RNDr. Josef Navrátil, Ph.D.**
Katedra biologických disciplin

Konzultant bakalářské práce: **Mgr. Jana Navrátilová, Ph.D.**
BÚ AVČR, v.v.i.

Datum zadání bakalářské práce: **22. března 2019**
Termín odevzdání bakalářské práce: **15. dubna 2020**

JIHOČESKÁ UNIVERZITA 
V ČESKÝCH BUDĚJOVICÍCH
ZEMĚDĚLSKÁ FAKULTA
studijní oddělení
Studentůvská 1808, 370 05 Česká Budějovice



prof. Ing. Miloslav Šoch, CSc., dr. h. c.
děkan



doc. Mgr. Michal Berec, Ph.D.
vedoucí katedry

V Českých Budějovicích dne 11. března 2020

Prohlašuji, že v souladu s § 47b zákona č. 111/1998 Sb. v platném znění souhlasím se zveřejněním své bakalářské práce, a to v nezkrácené podobě elektronickou cestou ve veřejně přístupné části databáze STAG provozované Jihočeskou univerzitou v Českých Budějovicích na jejích internetových stránkách, a to se zachováním mého autorského práva k odevzdanému textu této kvalifikační práce. Souhlasím dále s tím, aby toutéž elektronickou cestou byly v souladu s uvedeným ustanovením zákona č. 111/1998 Sb. zveřejněny posudky školitele a oponentů práce i záznam o průběhu a výsledku obhajoby kvalifikační práce. Rovněž souhlasím s porovnáním textu mé kvalifikační práce s databází kvalifikačních prací Theses.cz provozovanou Národním registrem vysokoškolských kvalifikačních prací a systémem na odhalování plagiátů.

V Českých Budějovicích 30. 6. 2020

Podpis:

Poděkování:

Na tomto místě bych ráda poděkovala vedoucímu bakalářské práce doc. RNDr. Josefovi Navrátilovi, Ph.D. za cenné připomínky a ochotné jednání během vypracovávání této práce. Dále bych chtěla poděkovat také Mgr. Janě Navrátilové, Ph.D. za cenné rady, vstřícnost a poskytnutí prostorů pro vykonání experimentální části bakalářské práce. V poslední řadě také děkuji rodině a přátelům za podporu.

Abstract

Over the past few decades, natural habitats have been massively disrupted and disappeared, resulting in a decline or disappearance of plant species limited to these habitats, thereby the species richness of the area is reducing. However, some plant species produce seeds that retain germination in the soil for a long period of time, so the seed bank may contain species that are no longer situated here or only in a very limited amount in the locality, and therefore the soil seed bank may theoretically be a source of these species and can be used in the restoration of species composition in the locality.

In this bachelor's thesis, a soil seed bank from the largest inland salt marsh in the Czech Republic, located at the southwestern edge of the Nesyt pond in South Moravia, was examined in ex-situ conditions. The subject of the research was mainly the number of individuals of each species germinated from the seed bank. At the same time, it was tested whether the different water level in the substrate affects the abundance of species and species composition of the plants grown from the seed bank.

From the soil seed bank of the salt marsh habitat has grown 44 taxa, of which 18 of these taxa are classified as endangered or rare in the Czech Republic. Altogether 1233 individuals of plants were noticed, most of them have been classified as *Plantago uliginosa* and *Juncus compressus*, whose individuals constituted more than half of the total number of individuals, while the number of individuals of other taxa ranged from 1 to 10 individuals. Testing the effect of water level on species abundance and species composition showed that more plant species germinated under conditions where the water level was below substrate level than under conditions where the substrate was permanently wetted to flooded.

Klíčová slova: Endangered species, inland salt marsh, restoration of species composition, soil seed bank, water regime.

Abstrakt

Během několika posledních desetiletí dochází k masivnímu narušování a mizení přírodních biotopů, což má za následek ústup nebo zánik druhů rostlin, jež jsou na tyto biotopy vázané, čímž se snižuje druhová bohatost dané oblasti. Nicméně některé druhy rostlin produkují semena, která si v půdě uchovávají klíčivost po dlouhou dobu, tudíž se v semenné bance mohou nacházet druhy, které se na dané lokalitě již nenachází nebo nachází jen ve velmi malé míře, a proto teoreticky může být půdní semenná banka zdrojem těchto druhů a může být využita při obnovách druhového složení na dané lokalitě.

V této bakalářské práci byla v ex-situ podmínkách zkoumána půdní semenná banka z nejrozsáhlejšího vnitrozemského slaniska v České republice, které se nachází u jihozápadního okraje rybníka Nesyt na jižní Moravě. Předmětem výzkumu byl především počet jedinců jednotlivých druhů vyklíčených ze semenné banky. Současně s tím bylo testováno, zdali různá výška hladiny vody v substrátu má vliv na četnost druhů a druhové složení rostlin vyrostlých ze semenné banky.

Z půdní semenné banky slaniskového biotopu vyrostlo 44 taxonů, z toho 18 z těchto taxonů je na území České republiky klasifikováno v kategoriích ohrožené nebo vzácné. Dohromady bylo zaznamenáno 1233 jedinců rostlin, přičemž nejvíce jedinců bylo zařazeno do druhu *Plantago uliginosa* (jitrocel chudokvětý) a *Juncus compressus* (sítina smáčknutá), jejichž jedinci tvořili více jak polovinu z celkového počtu jedinců, zatímco počet jedinců ostatních taxonů se nejčastěji pohyboval v rozmezí od 1 do 10 jedinců. Testování vlivu výšky hladiny vody na četnost druhů a druhové složení ukázalo, že více druhů rostlin vyklíčilo za podmínek, při nichž se hladina vody nacházela pod úrovní substrátu než za podmínek, při kterých byl substrát trvale zamokřen až zaplaven.

Klíčová slova: Obnova druhového složení, ohrožené druhy, půdní semenná banka, vnitrozemské slanisko, vodní režim.

Obsah:

1. Úvod	10
2. Literární rešerše	11
2.1. Slaniskové biotopy na území České republiky	11
2.1.1. Charakteristika slaniskových biotopů	11
2.1.2. Přehled slaniskových biotopů a jejich vegetace	11
2.1.3. Vegetace slaniskových biotopů	13
2.1.4. Historie a současný stav slaniskových biotopů	14
2.1.5. Ochrana a obnova vegetace slaniskových biotopů	15
2.2. Stav přírodních ekosystémů	16
2.3. Ekologie obnovy mokřadů	18
2.4. Sukcesní teorie v obnově mokřadních ekosystémů	18
2.5. Půdní semenné banky v obnově mokřadních ekosystémů	20
2.5.1. Potenciál půdní semenné banky při obnově druhové diverzity	20
2.5.2. Faktory ovlivňující délku životaschopnosti semen v půdní semenné bance	21
2.5.3. Vliv hydrologického režimu na množství druhů vyklíčených z půdní semenné banky	22
2.5.4. Faktory ovlivňující klíčení halofilních druhů rostlin	23
2.5.5. Invazní druhy v půdní semenné bance	25
3. Cíle práce	26
4. Metodika	27
4.1. Získání semenné banky	27
4.2. Experiment vlivu hladiny vody na druhové složení	27
4.3. Měření dat	29
4.4. Analýza dat	29
5. Výsledky	31
5.1. Vzešlé a identifikované druhy	31
5.2. Vazba druhové početnosti a výšky vody	33
5.3. Druhové složení a výška vody	34
6. Diskuze	41
6.1. Ekologické nároky, rozšíření a ochrana jednotlivých druhů	41
6.1.1. Kriticky ohrožené taxony:	41
6.1.2. Silně ohrožené taxony:	42
6.1.3. Ohrožené taxony:	43

6.1.4. Vzácnější taxony:	44
6.1.5. Ostatní běžné taxony:	44
6.2. Vliv výšky hladiny vody na množství vzešlých jedinců	47
6.3. Vliv výšky hladiny vody na druhové složení rostlin	47
6.4. Vliv výšky hladiny vody na obnovu vegetace	48
7. Závěr	49
Přehled citované literatury	51
Příloha: Portréty druhů rostlin vyklíčených z půdní semenné banky	58

1. Úvod

Některé typy přírodních biotopů se na území České republiky vyskytují hojně a rozsáhle, avšak určitá část biotopů se zde nachází vzácněji a jejich rozloha je malá. Slaniskové biotopy na našem území patří do této druhé kategorie, jsou zde vzácné a málo rozsáhlé, a tudíž jsou snadno zranitelné.

Během několika posledních desetiletí, především vlivem lidské činnosti, dochází k úbytku biotopů, a tím i k úbytku druhů, jejichž výskyt je omezen pouze na ně. Slaniskové biotopy nejsou výjimkou, přičemž hlavní příčinou jejich degradace a zániku je změna vodního režimu, čímž současně dochází ke změnám obsahu solí v půdě. Menší koncentrace solí v půdě těchto biotopů pak má za následek ústup konkurenčně slabých halofilních (jinými výrazy také slanomilných, halofytních) druhů rostlin vlivem rozšiřování široce adaptovaných druhů, čímž se mění složení vegetace a biotop přichází o své typické druhy. Nicméně semena některých druhů rostlin mohou zůstat v půdě životaschopná po dlouhou dobu, a tudíž semenná banka dané lokality může obsahovat semena druhů rostlin, jejichž jedinci se v její vegetaci již nevyskytují nebo vyskytují jen v malém počtu, a proto půdní semenná banka může být teoreticky cennou pomůckou při obnovách druhového složení na dané lokalitě.

V této bakalářské práci bude v ex-situ podmínkách zkoumána půdní semenná banka, pocházející z jihomoravského slaniska u rybníka Nesyt, jakožto potenciální zdroj celé řady různých vzácných a ohrožených druhů, čímž by se mohla podílet na obnově druhového složení v místě nebo blízkém okolí jejího odběru.

Pěstební experiment bude prováděn ve spolupráci se Sbírkou vodních a mokřadních rostlin Botanického ústavu Akademie věd České republiky v Třeboni. Tento experiment bude zaměřen na počty vyklíčených jedinců jednotlivých druhů a zároveň bude zkoumáno, zdali má různá výška hladiny vody vliv na četnost druhů a druhové složení rostlin vyklíčených z půdní semenné banky.

2. Literární rešerše

2. 1. Slaniskové biotopy na území České republiky

2. 1. 1. Charakteristika slaniskových biotopů

Slaniska jsou ekologicky extrémním biotopem v důsledku vysoké koncentrace rozpustných solí v půdě, silného kolísání vodního režimu v průběhu roku, zaplavení půdy v zimě (čímž se v půdě vytvoří anoxické prostředí), pastvy a biogenního mechanického narušování povrchu půdy (Šumberová et al. 2010b). Slaniskové biotopy se vyskytují hlavně v okolí minerálních pramenů a sušších oblastí, kde je výpar vody z půdy vyšší než její zasakování, takže vlivem výparu ionty solí vzlínají v půdním profilu a posléze se kumulují při povrchu (Sádlo 2010). Pro tyto biotopy dále bývá charakteristické výrazné kolísání vodní hladiny, kdy přes zimu bývá půda zaplavena vodou, od jara do podzimu vodní hladina klesá a často nastává úplné vyschnutí půdy (Šumberová et al. 2010a).

2. 1. 2. Přehled slaniskových biotopů a jejich vegetace

Jednotlivé biotopy jsou vymezovány hlavně podle typů vegetace (společenstev rostlinných druhů) a dále také podle abiotických podmínek prostředí (Chytrý 2010b). Podle Chytrého (2010c) je typ vegetace nejhodnější složkou pro určování typů terestrických biotopů, protože právě vegetace je klíčová pro ekosystémové funkce (především pro toky látek a energií), dále má také vliv na existenci většiny organismů a navíc se dá v terénu lehce dokumentovat.

Nyní bude následovat přehled slaniskových biotopů a jejich vegetace v rámci České republiky. Rostlinná společenstva jsou zde rozdělena na třídy (koncovka - *etea*), svazy (*-ion*) a asociace (*-etum*) (Chytrý 2010a):

Biotop: Slanomilné rákosiny a ostřicové porosty

Třída: *Phragmito-Magno-Caricetae* (Vegetace rákosin a vysokých ostřic)

Svaz: *Meliloto dentati-Bolboschoenion maritimi*

(Kontinentální brakické rákosiny)

Asociace: *Astero pannonici-Bolboschoenetum compacti*

(Brakické rákosiny s kamyšníkem přímořským)

Schoenoplectetum tabernaemontani

(Brakické rákosiny se skřípincem Tabernaemontanovým)

Biotop: Vegetace jednoletých slanomilných trav

Třída: *Crypsietea aculeatae* (Vegetace jednoletých halofilních travin)

Svaz: *Cypero-Spergularion salinae*

(Slaniska s jednoletými halofilními travami)

Asociace: *Crypsietum aculeatae* (Slaniska se skrytěnkou bodlinatou)

Heleochloëtum schoenoidis

(Slaniska s bahenkou šášinovitou)

Biotop: Slaniska

Třída: *Festuco-Puccinellieta* (Slaniskové trávníky)

Svaz: *Puccinellion limosae* (Vysychavé slaniskové trávníky)

Asociace: *Puccinellietum limosae* (Zblochancová slaniska)

Svaz: *Juncion gerardii* (Mezofilní a vlhké slaniskové trávníky)

Asociace: *Scorzonero parviflorae-Juncetum gerardii*

(Slané trávníky se sítinou Gérardovou)

Loto tenuis-Potentilletum anserinae

(Slané mochnové trávníky)

Agrostio stoloniferae-Juncetum ranarii

(Slaniska s ostřicí žitnou)

2. 1. 3. Vegetace slaniskových biotopů

Ve slaniskových biotopech se vyskytují druhy rostlin, které se vyznačují různými ekologickými nároky. Nacházejí se zde obligátní halofyty, ale i druhy, jež se vyznačují odolností vůči vyšší salinitě půdního roztoku, avšak na slané půdy nejsou vázané (Sádlo 2010). Na složení vegetace ve vnitrozemských slaniskových společenstvech mají vliv faktory, jakými jsou vlhkost půdy a míra salinity. Nejvíce druhů, jež tolerují vysokou míru salinity, se nachází v místech s vyšším obsahem solí v půdě (Deák *et al.* 2014).

Co se týká rozšíření jednotlivých typů halofilních vegetací, tak vegetace jednoletých halofilních travin je vázána na oblasti v jihovýchodní a východní Evropě, které jsou ovlivňovány kontinentálním klimatem. Na našem území je zachována jen na lokalitách, jež jsou využívány k extenzivní pastvě, v rybnících s periodickým snižováním vodní hladiny a na přechodně zaplavených polích (Šumberová 2010a).

Vegetace biotopu slanomilných rákosin a ostřicových porostů jsou rozšířeny v panonské oblasti, přičemž v České republice se nacházejí v oblastech s teplým klimatem a malým úhrnem srážek, avšak netvoří zde rozsáhlé porosty, které by se podobaly například vegetaci slaných jezer v Maďarsku (Hroudová 2011).

Vegetace biotopu slanisek se nachází především na velkoplošných slaniskách a slaných stepích v ponticko-panonské oblasti a na našem území je také, podobně jako předchozí, vázána na kontinentální klima a teplé oblasti. Nicméně, dnes tento typ vegetace na našem území přetrvává jen v malých fragmentech na malém počtu lokalit (Šumberová, Novák and Sádlo 2010b).

V České republice se nejvíce halofilních druhů rostlin nachází na jihomoravských slaniskách, která fytogeograficky navazují na kontinentální slaniska panonské oblasti (Sádlo 2010), přičemž tato oblast na našem území dosahuje severozápadní hranice svého areálu (Hroudová 2011). Podle Sádla (2010) se na našem území nejvíce zachovalé lokality se slanomilnou vegetací vyskytují na Mikulovsku, ale i v jiných částech jižní Moravy. Dále se slaniskové biotopy a jejich vegetace nacházejí v severozápadních a středních Čechách v nížinných oblastech od Kadaňska přes Mostecko až po Střední Polabí a vzácně také na lokalitě Soos u Františkových Lázní v západních Čechách.

2. 1. 4. Historie a současný stav slaniskových biotopů

Porosty slanisek byly v minulosti zužitkovány jako chudé pastviny pro hospodářská zvířata. Nicméně v současnosti nad přirozenými lokalitami převládají lokality antropogenní (jako například odvodňovací příkopy meliorovaných slatin a slanisk a periodické nebo trvalé vodní nádrže vzniklé po těžbě hornin) (Sádlo 2011), které jsou většinou ruderálního charakteru (Sádlo 2010). Hodnota slanomilných biotopů a jejich vegetace v dnešní době spočívá především v zachování biodiverzity zasolených mokřadů, jelikož se v nich nacházejí některé ohrožené druhy halofilních rostlin, např. *Aster tripolium* subsp. *pannonicus* (hvězdnice slanistá), *Cirsium brachycephalum* (pcháč žlutoostenný), *Juncus gerardii* (sítina Gerardova) (Hroudová et al. 2011) a bezobratlých, jež jsou na ně vázáni (Novák and Šumberová 2010).

Již od 18. století začaly na našem území slaniskové biotopy postupně mizet a dodnes tak přišly o většinu ploch ze své původní rozlohy, např. biotopu vegetace jednoletých slanomilných trav od 18. století až doposud zmizelo více než 90 % jeho rozlohy (Šumberová 2020). V posledních padesáti letech také došlo na většině ploch biotopu slanisek a biotopu slanomilných rákosin a ostřicových porostů ke značnému snížení jejich abiotické a biotické kvality, což mělo za následek vymizení některých druhů i celých, především halofilních, společenstev (Chytrý 2020; Šumberová 2020). Zánik mokřadních slaniskových biotopů, byl hlavně zapříčiněn odvodňováním zamokřených pozemků (neboli meliorací) a přeměnou na ornou půdu (Hroudová 2011), dále také snížením hladiny podzemní vody, narušením hydrologického režimu, snížením salinity půd slanisk a na rybnících s vyšším obsahem solí byl zánik zapříčiněn intenzivním hospodařením a ústupem od letnění (Šumberová 2020). Podobně jako předchozí, tak i biotopy terestrických slanisek byly degradovány především poklesem hladiny podzemní vody následkem odvodňování a dále také ukončením pastvy hospodářských zvířat a seče, přičemž došlo k ustupování halofytů, jelikož je začaly nahrazovat konkurenčně silnější druhy rostlin (Chytrý 2020). Nicméně nejen, že vlivem narušování slaniskových biotopů došlo k rozsáhlému ústupu halofilní vegetace, ale dokonce došlo i k úplnému zániku jednoho celého svazu slanomilné vegetace na území České republiky, kterým byl svaz *Salicornion prostratae* (vnitrozemská slaniska s jednoletými sukulentními halofyty), jež reprezentovaly dvě asociace *Salicornietum prostratae* (slanorožcová slaniska) a *Spergulario marginatae-Suaedetum prostratae* (solničková slaniska) (Šumberová 2010b).

2. 1. 5. Ochrana a obnova vegetace slaniskových biotopů

Slaniskové biotopy jsou nadále ohrožené především vysycháním, hnojením a následnou eutrofizací, plevelnými a ruderálními druhy rostlin, absencí halofilních druhů typických pro tyto biotopy a sukcesí konkurenčně silnějších travin (Šumberová 2020). Nicméně, aby se zamezilo dalšímu ubývání těchto biotopů a druhů na ně vázaných, tak jsou nejcennější lokality již zabezpečeny v chráněných územích (Chytrý 2020).

Co se týká obnovy halofilní vegetace, tak podle Šumberové a Chytrého (2010) na stav biotopu vegetace jednoletých slanomilných trav pozitivně působí pastva, v oblasti vlhkých míst pak mechanické narušování půdy, zatímco na rybnících pomáhá občasné letnění nebo snižování vodní hladiny v létě, při kterém současně dochází k redukování konkurenčně silné vytrvalé vegetace (především rákosin). Na posledních zbylých lokalitách druhů *Crypsis aculeata* (skrytěnka bodlinatá) a *Heleochoa schoenoides* (bahenka šášinovitá), lze zase provést výsev semen, který podpoří populace těchto druhů. Sádlo (2010) pro zachování halofilní vegetace na slaniskách navrhuje, aby na jaře byla udržena vysoká hladina podzemní vody, která bude následně v průběhu léta klesat. Zároveň je potřeba blokovat sukcesí, čehož lze dosáhnout pastvou hospodářských zvířat (např.: pastvou drůbeže, ovcí, koz, hovězího dobytka), sečením nebo mechanickým narušováním povrchu půdy. Šumberová *et al.* (2010b) dodávají, že pro zachování halofilních rostlinných společenstev s převahou konkurenčně slabých druhů je nutné mírné a pravidelné narušování půdního povrchu, což lze provést strháváním drnu nebo pastvou, která je účinnější a navíc dodává půdě dusík. Nicméně, co se týká přínosu živin pro podpoření růstu slanomilné vegetace, tak Kiehl, Esselink a Bakker (1997) zjistili, že ve slaniskách s vysokou salinitou nemá přidání živin žádný významný účinek na celkovou nadzemní biomasu rostlin, avšak oproti tomu ve slaniskách s nízkou salinitou je pro rostliny limitující živinou právě dusík, který omezuje primární produkci a během jednoho či dvou let může způsobit změny v druhovém složení rostlin.

Metody v obnově přímořských slanisek jsou založené na odstraňování svrchní vrstvy půdy, čímž se snižuje míra živin a zároveň klesá i vliv odvodnění půdy. Uchování druhové bohatosti halofilních rostlinných společenstev se zde, podobně jako u vnitrozemských slanisek, provádí pastvou hospodářských zvířat. Avšak, při obnově cílových halofilních druhů rostlin nemůže být spoléháno na půdní semennou banku, protože většina druhů halofytů má přechodnou nebo krátkodobě

vytrvalou půdní semennou banku a jen velmi málo z nich má dlouhodobě vytrvalá semena (Bakker *et al.* 2002). Avšak, Šumberová (2010a) se domnívá, že jednoleté halofilní trávy pravděpodobně vytváří dlouhodobě vytrvalé půdní semenné banky, pomocí kterých přecházejí nepříznivé podmínky stanoviště.

2.2. Stav přírodních ekosystémů

Po celém světě dochází vlivem lidské činnosti k narušování a ničení přírodních ekosystémů a společenstev. Vlivem prudce se zvyšujících nároků lidské populace dochází rychleji k ohrožení biologické rozmanitosti (Primack 2001) . Vzhledem k celosvětovému nárůstu populace dochází a zřejmě bude i nadále docházet k úbytku přírodních ekosystémů a zemědělských půd, což může mít negativní dopad na zajištění pro lidstvo nezbytných ekosystémových služeb, jakými jsou například pitná i užitková voda, ekologická stabilita krajiny nebo potravinová základna (udržení obsahu humusu, respektive uhlíku v půdě, produkce kvalitních potravin atd.) (Miko a Hošek 2009) .

Změny ve vzhledu a kvalitě krajiny jsou od 90. let minulého století především výsledkem přeměny způsobu a intenzity využívání půdy (intenzifikace či naopak opuštění půdy), urbanizačních a suburbanizačních procesů spojených s obsazováním půdy, plošné degradace a eroze půdy, a také fragmentace suchozemských i vodních složek krajiny. Na přírodní ekosystémy a jejich organismy působí zvláště negativně právě fragmentace krajiny. Fragmentace krajiny (což je proces, při kterém dochází k rozdělování ekosystémů na menší části) mění charakter a kvalitu ekosystémů a má tak vliv na schopnost dlouhodobého přežití organismů. V důsledku fragmentace dochází k vymizení druhů, snižuje se tak druhová diverzita a přežívají hlavně druhy široce adaptované, tolerantní a hojné, čímž se ekosystémy i krajina homogenizují a přibývají tak totožné nebo druhově velmi podobné biotopy (Miko a Hošek 2009). Snižováním počtu druhů v ekosystému, pak dochází k poklesu schopnosti adaptace společenstva na změny podmínek prostředí způsobené činností člověka a globální změnou klimatu (Primack 2001).

Nejen v České republice, ale i v celé Evropě, se podíl přírodních biotopů v úrodných oblastech, nížinách a urbanizovaných územích pohybuje v nízkém rozmezí 0–15 %. Větší podíl přírodních prvků a biotopů se nachází v oblastech neúrodných (např.: oblasti v horských polohách) (Miko a Hošek 2009). Podle

Chytrého *et al.* (2020) se v České republice rozlišuje 157 typů přírodních biotopů, z toho 2 přírodní biotopy již zanikly a 79 je přiřazeno do kategorií obecného ohrožení (kriticky ohrožené, ohrožené a zranitelné). Z toho nejvíce biotopů v kategoriích kriticky ohrožené a ohrožené pochází ze skupiny biotopů pramenišť a rašelinišť a skupiny biotopů mokřadů a pobřežní vegetace.

Některé biotopy jsou pro Českou republiku typické a vyskytují se ve větších plochách po celém území, nicméně výrazná část biotopů se rozkládá jen na menších plochách, a navíc často jen v určitých regionech, protože jsou vázané na specifické podmínky, které se v ČR nacházejí pouze okrajově a centrum svého výskytu mají v jiných částech Evropy. Například biotop vegetace jednoletých slanomilných trav je ve vztahu ke všem přírodním biotopům na našem území nejméně plošně rozšířeným biotopem v České republice (jeho rozloha činí 0,52 ha). Biotopy s takto nízkou rozlohou jsou citlivé na vnější podněty a může rychle dojít k jejich zániku. Vyžadují tedy zvláštní pozornost, protože jsou často ohrožené, a navíc se na nich mnohdy vyskytují vzácné druhy, které jsou na ně vázány (Miko a Hošek 2009). Jednou z oblastí na našem území, u které je riziko vymizení přirozených a polopřirozených biotopů, je například panonská oblast jižní Moravy (Chytrý *et al.* 2020).

Úbytek a degradace biotopů a na ně vázaných organismů se nakonec projeví i na lidské populaci, neboť lidé jsou závislí na životním prostředí, z něhož využívají vše potřebné pro své přežití a rozvoj. Ekosystémy navíc poskytují lidem nesčetné přínosy, například mokřadní ekosystémy regulují záplavy, udržují kvalitu vody a ochraňují přírodní společenstva (Primack 2001). Je tedy v zájmu lidské společnosti, aby přírodní ekosystémy byly zachovány. S ohledem na přínosy pro lidskou společnost a celkový stav krajiny se ve 20. století začalo s obnovou degradovaných přírodních ekosystémů, a to především způsobem technických rekultivací, které byly často finančně velmi nákladné. V České republice při obnově narušených stanovišť dodnes převládají tyto technické přístupy. Nicméně, ke konci 20. století začal vznikat obor ekologie obnovy, jež prosazuje obnovu degradovaných stanovišť přírodě blízkým způsobem, přičemž v dnešní době je tento přístup v řadě zemí hojně využíván (Prach 2009a).

2. 3. Ekologie obnovy mokřadů

Cílem ekologie obnovy, zaměřující se na mokřadní ekosystémy, je obnovit ztracenou biodiverzitu a ekosystémové služby (čímž se myslí služby, které jsou přínosné pro společnost) jako například zlepšování kvality vody. Problémem je, že záznamů o dlouhodobém vývoji obnovených mokřadů je málo (Zedler 2000). Podle Mitsche a Gosselinga (2000) se obvykle obnova a tvorba mokřadních ekosystémů nejprve zabývá zakládáním nebo obnovou přírodních hydrologických režimů a následně se volí vhodná rostlinná společenstva. Obnovou mokřadních ekosystémů se usiluje o navrácení lidskou činností narušených stanovišť do stavu před jejich narušením. Pokud je na daném mokřadním stanovišti narušen nebo pozměněn hydrologický režim, tak je nutné obnovit nejprve tento režim, aby pak mohlo dojít k obnově původních rostlinných společenstev. Většina neúspěchů v obnově či tvorbě mokřadních ekosystémů poté bývá způsobena právě nevhodným hydrologickým režimem. Pro úspěšnou tvorbu a obnovu mokřadů je tedy důležité znát principy ekologie mokřadů, jako například hydrologii, biogeochemické procesy a sukcesi. Podle Zedlera (2000) je nutné si uvědomit, že některé degradované mokřady nejsou obnovitelné. Navíc obnova degradovaných mokřadních půd je komplikovaná a může trvat desetiletí nebo dokonce staletí.

Podle Mitsche *et al.* (1998) je důležité prozkoumat, jak v ekosystémech přirozenými procesy dochází ke vstupování a následnému výběru druhů organismů, protože výběr vhodných druhů organismů, které jsou přizpůsobené podmínkám daného stanoviště, je podstatou pro vývoj funkcí daného ekosystému. Ačkoliv je často úspěch obnovovaného stanoviště hodnocen na základě přežití uměle zavedených druhů organismů (nejčastěji rostlin), tak tento způsob obnovy může být ve skutečnosti méně udržitelný než způsob obnovy stanoviště, při kterém se více spoléhá na přírodní procesy. Důležité jsou také experimenty prováděné in-situ (na místě) v rámci celého ekosystému, protože zahrnují procesy, které se projevují jen při větších časových a prostorových měřítkách, zatímco v uzavřených experimentálních podmínkách se neprojeví.

2. 4. Sukcesní teorie v obnově mokřadních ekosystémů

Během posledních let se v ekologii obnovy stává trendem posun od spontánní sukcese k řízené (usměrňované) sukcesi, protože pro ochranu přírody, především živinami chudých stanovišť, jsou zajímavější počáteční a raná sukcesní

stádia. Cílem je tedy naučit se sukcesi brzdit, blokovat, nebo ji dokonce vracet na začátek. K tomu se využívá především nízkonákladový management, který pracuje s vodní erozí, svahovými pochody nebo narušováním půdy vlivem rekreační činnosti (Řehounková and Řehounek 2016).

Sukcesní teorie může předpovědět výsledek obnovy u míst s větší rozlohou pro delší časové období. Na druhou stranu sukcesní teorii nelze uplatnit při menších měřítkách, v krátkém časovém období a místně specifických vzorech, takže výsledky mnoha obnovovaných míst nelze předvídat. Dalším problémem je, že nepůvodní druhy rostlin mají vysoký potenciál převládat a setrvávat v určitém rostlinném společenství, a tím zastavují proces sukcese (Zedler 2000). Podle Pracha (2009b) je tento problém jeden z důvodů, proč obnova některých extrémních stanovišť metodou spontánní sukcese nebývá úspěšná. Extrémními stanovišti jsou zde myšleny především stanoviště, jež jsou charakterizovány substráty silně kyselými, toxickými nebo příliš suchými, někdy se může jednat i o místa eutrofizovaná, to znamená o místa s příliš vysokým obsahem živin. Problém u stanovišť se silně kyselým substrátem je v tom, že zde může dojít k zablokování sukcese. U eutrofizovaných stanovišť může být zase obnova metodou spontánní sukcese blokována nějakým konkurenčně silným druhem rostliny, někdy i geograficky nepůdním druhem rostliny. Avšak v obnově extrémních stanovišť (suchých, s nízkým pH, nedostatkem živin) lze použít některá opatření, jež budou vhodná pro dané stanoviště (například: pohnojení, mulčování, povápnění), včetně výsadby již vzrostlých rostlin. Přesto i dlouhodobě nezarostlá místa mohou být cenná, protože zde mohou přebývat organismy, jež jsou vázané právě na tento typ stanovišť. Oproti tomu na eutrofizovaných stanovištích lze obnovu spontánní sukcesí podpořit potlačením konkurenčně silného druhu (vysekáním, vytrháním, použitím herbicidu), nebo vysázením vzrostlých rostlin, které svým vzrůstem mohou lépe obstát na stanovišti, kde převažuje konkurenčně silný druh.

Podle Pracha *et al.* (2009) je obnova těžbou narušených míst (u mokřadních ekosystémů se jedná především o rašeliniště) metodou spontánní sukcese levným a ve většině případů také nejlepším způsobem obnovy takto narušených stanovišť. Mitsch *et al.* (1998) zjistili, že lze také spoléhat na spontánní sukcesi při postupném zavádění rostlinných druhů do nově vzniklých mokřadních ekosystémů, takže není nutné umělé zavádění rostlin, aby se nově vzniklý ekosystém stal funkčním. Avšak je důležité, aby nově vzniklé ekosystémy byly rozlehlé a otevřené a mohl tak zde probíhat neustálý příjem organismů z okolí. Ve třetím roce experimentu měl nově

vzniklý neosázený mokřad podobné pokrytí rostlinami jako nově vytvořený osázený mokřad, takže funkčně se oba mokřady staly podobnými, nicméně druhová bohatost byla vyšší u mokřadu, jež byl uměle osázen různými druhy mokřadních rostlin.

Prach (2009b) dále dodává, že obnova narušených stanovišť metodou spontánní sukcese je úspěšnější v krajinách méně ovlivněných lidskou činností, kde se navíc v okolí vyskytuje dostatek cílových druhů, které narušené místo mohou kolonizovat. V krajinách více pozměněných se totiž nachází větší množství plevelných nebo invazních druhů rostlin a obnova stanovišť metodou spontánní sukcese je tedy v těchto krajinách méně účinná. Někdy mohou, při obnově touto metodou, dokonce vzniknout zcela nové ekosystémy, tvořené neobvyklými kombinacemi druhů. Občas je zase nutné vracet sukcesi zpět (například odstraňováním náletů dřevin), aby byl zachován předmět ochrany na těchto stanovištích.

2. 5. Půdní semenné banky v obnově mokřadních ekosystémů

2. 5. 1. Potenciál půdní semenné banky při obnově druhové diverzity

Půdní semenné banky jsou významné pro dlouhodobé přetrvávání rostlinných druhů (zejména jednoletých) i celých společenstev na daném stanovišti, aniž by se přitom musely spoléhat na imigraci semen ze vzdálenějších stanovišť. Pokud na daném stanovišti hrozí v některých letech extrémní podmínky prostředí, které způsobí, že rostliny v daném roce nevytvoří semena, tak je pro přežití dané populace nutné, aby: rostliny produkovaly velké množství semen, semena v půdě zůstávala životaschopná po několik let a každý rok vyklíčila jen malá část semen (Baskin a Baskin 1998), a to jen během období, kdy je vysoká šance pro úspěšný růst sazenic (Murdoch and Ellis 2000). Půdní semenné banky tedy udržují populaci rostlin v rovnováze i přes variabilitu prostředí (Thompson 2000). Leishman *et al.* (2000) se domnívají, že větší perzistenci v půdě mají semena malá a zároveň zaoblená, protože snadněji proniknou do půdního profilu a lépe tak odolávají predaci. Nicméně, vůči zasolení jsou více tolerantní větší semena než ta s menší velikostí (Guterman 2000).

Druhové složení rostlin, vyklíčených ze semenné banky, se odlišuje od druhového složení vegetace v terénu (Greet *et al.* 2013; Wang *et al.* 2016). V půdní semenné bance tedy nejsou zastoupeny všechny druhy rostlin, které se vyskytují v přítomné vegetaci, ale na druhou stranu může semenná banka obsahovat i druhy rostlin, které v přítomné vegetaci nerostou (Baskin a Baskin

1998). Podle Thompsona (2000) mají tyto rozdíly dva odlišné důvody. Prvním je, že dokonce i v rostlinných společenstvech, ve kterých bylo po dlouhou dobu stabilní druhové složení, může mnoho druhů v půdní semenné bance chybět. Druhým důvodem je, že během změn ve druhovém složení rostlinného společenstva mohou semena z předchozích stádií dlouho přetrvávat v půdě, ačkoliv se již daný druh ve vegetaci nenachází.

Půdní semenné banky mají potenciál přispět k druhové diverzitě daného místa (Greet, Cousens and Webb 2013). Podle Alderton *et al.* (2017) jsou půdní semenné banky důležité pro znovuosídlení obnovených mokřadů a diverzitu vodních makrofyt. Dají se uplatnit při zakládání nových mokřadních biotopů, protože mohou poskytnout lokálně vyhynulé druhy a genotypy. Mitsch a Gosseling (2000) dodávají, že pro založení a rozšíření mokřadních druhů rostlin na nově vytvořeném mokřadním biotopu je použití lokální půdní semenné banky efektivním způsobem, jestliže je hydrologický režim v tomto novém biotopu podobný hydrologickému režimu mokřadního biotopu, ze kterého pochází půdní semenná banka. Stroh *et al.* (2012) se domnívají, že je nepravděpodobné obnovit výchozí mokřadní vegetaci ze semenné banky, jakmile je nevratně poškozená jiná část stanoviště, jako například půda. Pokud tedy není cílem obnovy stanoviště kopírovat historickou mokřadní vegetaci daného místa, ale spíše ho obnovit postupným vývojem nových mokřadních společenstev, tak k tomuto cíli může semenná banka přispět, pokud jsou připraveny vhodné podmínky pro klíčení druhů rostlin ze semenné banky a následné zapojení sazenic do porostu.

2. 5. 2. Faktory ovlivňující délku životaschopnosti semen v půdní semenné bance

Vodní rostliny mohou v půdní semenné bance zůstat životaschopné dokonce i po dobu 150 let, během kterých bylo jejich stanoviště zasypáno a poté zemědělsky obhospodařováno. Avšak na délku životaschopnosti vodních rostlin v půdní semenné bance má vliv spíše to, v jakém stavu se stanoviště nacházelo před svým zánikem než doba, po kterou bylo stanoviště zasypáno. Pokud totiž stanoviště před zasypáním zůstane vlhké, tak se tím prodlužuje životaschopnost vodních rostlin v půdní semenné bance, zatímco při vyschnutí stanoviště se životaschopnost značně zkracuje (Alderton *et al.* 2017). Greet, Cousens a Webb (2013) se dále domnívají, že pro přetrvání některých druhů rostlin v semenné bance je důležité

přirozené kolísání hladiny vody. Podle Maighal *et al.* (2016) závisí délka životaschopnosti semen na druhu semen, půdních abiotických podmínkách a půdních organismech, přičemž velký význam z těchto organismů mají především arbuskulární mykorhizní houby. Tyto houby v půdě snižují obsah dostupného fosforu, který zvyšuje životaschopnost semen a také zvyšují pH půdy a obsah vody v půdě, což může podpořit růst mikrobů napadajících semena. To znamená, že ačkoliv arbuskulární mykorhizní houby podporují růst rostlin, tak jejich přítomnost v půdě může mít na životaschopnost semen některých druhů rostlin výrazně negativní dopad.

2. 5. 3. Vliv hydrologického režimu na množství druhů vyklíčených z půdní semenné banky

Na množství vodních a mokřadních druhů rostlin vyklíčených z půdní semenné banky, má vliv kolísání vodní hladiny. Například v semenných bankách břehů, jejichž toky byly nepřírodně regulovány, se vyskytovalo více nepůvodních druhů rostlin, nicméně počet původních druhů rostlin byl stejný jak v semenné bance z břehů regulovaných toků, tak i v té, jež pocházela z břehů přirozených toků (Greet, Cousens a Webb 2013).

V horních vrstvách půdy (0–5cm) se v semenné bance nachází největší druhová diverzita rostlin (Stroh *et al.* 2012). Pro vyklíčení co největšího počtu druhů rostlin je důležitá nejen hloubka odběru semenné banky, ale také množství vody v půdě. Sarneel *et al.* (2014) zjistili, že pokud se hladina vody nachází těsně pod úrovní půdy, tak poskytuje optimální podmínky pro klíčení semen ze semenné banky a semen přirozeně rozptýlených. Wang *et al.* (2016) dodávají, že druhová bohatost a hustota semenáčků byla vyšší při režimu pěstování v odvodněné půdě než při režimu pěstování v trvale zaplavené půdě. Při odvodněném režimu pěstování ze semenné banky vyklíčily především emerzní rostliny, zatímco při režimu pěstování, kdy půda byla trvale zaplavená, vzešly hlavně submerzní rostliny.

Pro většinu druhů mokřadních rostlin platí, že větší počet semen ze semenné banky vyklíčí v podmínkách, kdy je semenům dodáváno značné množství vody. Na druhou stranu při nadměrně se zvyšující dodávce vody se počet vyklíčených sazenic ze semenné banky rychle snižuje. Nicméně i tak platí, že různé druhy mokřadních rostlin potřebují pro vyklíčení různé množství vody (Wang *et al.*

2009). Nicol *et al.* (2003) zjistili, že počáteční složení druhů rostlin vyklíčených ze semenné banky se časem měnilo. Konečné složení druhů, bez ohledu na prvotní kompozici druhů, totiž bylo závislé na tom, kolik centimetrů pod vodní hladinou se půdní semenná banka nacházela a jak rychle vodní hladina klesala. Druhovému složení rostlin je tedy ovlivněno reakcemi rostlin na kolísání vodní hladiny, a tudíž nikoliv na počáteční kompozici druhů vyklíčených ze semenné banky.

Množství vody má také vliv na rychlost klíčení semen. Jakmile semena obdrží požadované množství vody, tak jich nejprve vyklíčí jenom malé množství, poté nastává vrchol klíčení semen, kdy se počet vyklíčených sazenic prudce zvyšuje, a nakonec dochází k rychlému poklesu počtu vyklíčených semen. Tento proces klíčení trvá 20–35 dní, a proto je po tuto dobu nutné zabezpečit klíčení semen a pečovat o sazenice vzešlých rostlin. Snížená dodávka vody pak až o 3 dny prodlužuje období, při kterém vyklíčí největší množství semen. Před využitím semenné banky pro obnovu druhů na daném stanovišti je vhodné provést předběžné experimenty, aby se zjistilo množství vody, které je nutné k vyklíčení, co největšího počtu cílových druhů rostlin. Avšak, na rozdíl od pěstování rostlin v experimentálních podmínkách, je při pěstování rostlin ze semenné banky přímo na stanovišti problematické přesně řídit množství vody, protože v in-situ podmínkách je množství vody v půdě ovlivňováno odtokem a prosakováním vody do hlubších vrstev půdy (Wang *et al.* 2009). Nishihiro, Nishihiro a Washitani (2006) dodávají, že metody pro obnovu rostlinných druhů ze semenné banky by se neměly zabývat jen podporou klíčení semen, ale je nezbytné, aby se věnovaly také růstu a rozmnožování rostlin, protože pokud rostliny uhynou ještě předtím, než se stihnou rozmnožit, tak se tím vyčerpává půdní semenná banka a nemůže poté docházet k obnově vegetace vlivem přírodních disturbancí, která obnažují půdu a poskytují tak semenům uloženým v půdní semenné bance vhodnější podmínky pro vyklíčení.

2. 5. 4. Faktory ovlivňující klíčení halofilních druhů rostlin

Voda a v ní rozpuštěné soli jsou pro růst rostlin nezbytné, nicméně každý druh a každá růstová fáze rostliny je různě tolerantní ke koncentraci solí v půdním roztoku, takže po překročení hranice této tolerance se soli v roztoku stanou pro rostlinu toxické a snižují její růst tím, že snižují vodní potenciál nebo ovlivňují příjem živin rostlinou (Shannon *et al.* 1994). Halofytní (nebo také halofilní, slanomilné) rostliny jsou ty druhy rostlin, které jsou schopné nejen růst vegetativně, ale také

kvést a vytvářet semena na stanovištích, jejichž půdy obsahují vyšší koncentraci ve vodě rozpustných solí (Baskin a Baskin 1998). Podle Shannon *et al.* (1994) jsou rostliny nejčastěji vystaveny salinnímu prostředí skrze své kořeny, a proto mají kořeny halofytů speciální strukturu a funkce, které regulují příjem a transport iontů solí do svých nadzemních částí.

Většina halofilních druhů rostlin pochází z čeledí, která produkují semena s fyziologickým typem dormance. Nejprve tedy na semena musí působit určitý rozsah teplot, aby došlo k přerušení fyziologické dormance a semena potom mohla být více vnímavější k různým faktorům, jakými jsou například světlo a hormony, které budou podporovat jejich klíčení, a zároveň, aby byla semena méně citlivá vůči množství vody v půdě a mohla klíčit i při vyšším nasycení půdy vodou (Baskin a Baskin 1998). Rostliny jsou ve fázi klíčení často vůči salinnímu prostředí tolerantní, méně citlivé na zasolení jsou i během reprodukční fáze (s výjimkou počátku kvetení). Nejvíce citlivé na zasolení jsou tedy během vzniku a růstu mladých semenáčků, takže aby se rostliny dostaly do reprodukční fáze a mohly se rozmnožit, tak je nutné, aby bylo klíčení semene zahájeno v příznivou dobu (Shannon *et al.* 1994).

Hlavním faktorem pro klíčení semen halofilních druhů rostlin je salinita půdního roztoku, dalším důležitým faktorem je i teplota. Semena halofilních druhů rostlin, jež klíčí na podzim, vyžadují období vysokých letních teplot, aby u nich došlo k ukončení dormance a tím k zahájení klíčení. Semena halofilních druhů rostlin klíčících na jaře, potřebují k přerušení dormance a zahájení klíčení období s nízkými teplotami. S přerušením dormance se u semen halofytů navíc zvyšuje tolerance k prostředí se zvýšenou mírou salinity. Míra dešťových srážek je podstatným faktorem pro klíčení semen slanomilných druhů rostlin, protože dešťové srážky snižují salinitu půdního roztoku zředěním nebo vyluhováním solí. Nicméně, dostatečné množství vody v půdě je pro klíčení semen halofytů zásadní podmínkou, i když se semena nenachází v salinním prostředí (Baskin a Baskin 1998). Keifer a Ungar (1997) se domnívají, že dlouhodobé působení solného roztoku může u některých halofilních druhů rostlin inhibovat nebo stimulovat klíčivost semen. Optimální podmínky pro klíčení semen halofytů pak souvisí s dobou trvání a intenzitou působení solí, se kterou se setkávají v jejich přirozeném prostředí. Nicméně i tak u většiny halofilních druhů dochází při zvýšení salinity půdního roztoku ke snížení klíčivosti semen. Podobně salinita působí i na rychlost klíčení, kdy zvyšující se salinita roztoku u většiny těchto druhů inhibuje rychlost klíčení

semen. Ungar (1982) dodává, že přesná koncentrace salinity, která způsobuje zpoždění v klíčivosti a snižuje počet klíčících semen, závisí na tom, jakou míru salinity toleruje konkrétní druh halofytu. To, že semena halofilních druhů rostlin zpozdí klíčení v době vysoké salinity půdního roztoku a zahájí ho, jakmile se salinita půdního roztoku sníží, zajišťuje, že vyklíčená rostlina nebude vystavena příliš silnému stresu v podobě vysoké salinity a bude mít tak větší šanci na svůj další růst.

2. 5. 5. Invazní druhy v půdní semenné bance

Problémem půdních semenných bank je, že se v nich mohou nacházet semena invazních druhů rostlin a při poskytnutí vhodných podmínek tak může docházet k rozšiřování těchto druhů přímo v obnoveném stanovišti. Nicméně, podle Nishihira *et al.* (2006) docházelo k rozšiřování invazních druhů rostlin v obnoveném stanovišti nejen vlivem půdní semenné banky, ale také v důsledku rozptylu. Hustota invazních druhů v obnoveném stanovišti poté byla úspěšně snižována selektivním odstraňováním rostlin, aniž by přitom byla ovlivněna druhová bohatost původních rostlin. Při obnově stanovišť pomocí půdní semenné banky je tedy důležité stanovit metody pro posuzování a usměrňování invazních druhů rostlin. Maighal *et al.* (2016) se domnívají, že invazní druhy rostlin lze v půdní semenné bance potlačit pomocí arbuskulárně mykorhizních hub, které snižují životaschopnost semen. Jelikož semena invazních druhů rostlin mohou být v semenných bankách hojně zastoupená, tak tím, že arbuskulárně mykorhizní houby část těchto semen eliminují, mohou být podpořena semena žádoucích druhů rostlin, jejichž zastoupení je v půdě nízké. Jestliže je půdní semenná banka znehodnocená (například semeny invazních druhů rostlin), tak spolehlivou možností obnovy mokřadních ekosystémů je podle Morimota *et al.* (2017) přirozená sukcese, pokud se cílová rostlinná společenstva mokřadů nacházejí poblíž a pro obnovu je vyhrazeno delší časové období. Nicméně, některé typy mokřadních ekosystémů se metodou přirozené sukcese obnovit nedaří (např. rašeliniště).

3. Cíle práce

Cílem bakalářské práce je identifikace možnosti obnovy mokřadních ohrožených biotopů na příkladu vnitrozemského slaniska z jižní Moravy. Předmětem studia bude především druhové spektrum vzešlých rostlin z odebrané semenné banky v ex-situ podmínkách. Dále bude testován vliv výšky hladiny podzemní vody na vzcházení rostlin ze semenné banky. Primární data k naplnění cílů práce budou získána vlastním pěstebním experimentem.

4. Metodika

Aby mohl být naplněn cíl bakalářské práce, bylo nutné získat primární data vlastním výzkumem. Pracovní postup zahrnoval následující kroky: získání semenné banky, přípravu experimentu, měření dat a vyhodnocení dat.

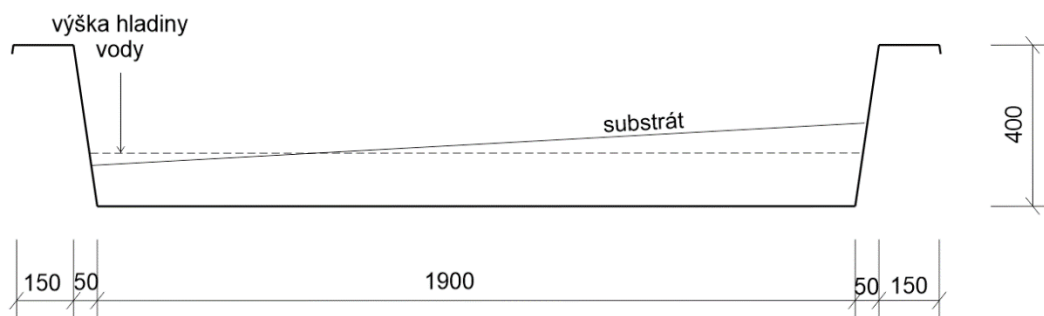
4. 1. Získání semenné banky

Semenná banka byla získána z dnes nejrozsáhlejšího slaniska na území ČR, kterým jsou zasolené lokality při jihozápadním okraji rybníka Nesyt v katastru obce Sedlec. Celé nynější slanisko je přírodní rezervací a odběr půdy z něj tedy není, bez výjimky ze zákona, možný. Nicméně historická lokalita slaniska je podstatně větší a zahrnuje i oblast, která se nachází mimo zvláště chráněné území. Semenná banka tedy byla získána za hranicí přírodní rezervace, v místě bývalého slaniska a k jejímu odběru bylo využito stavebních prací, které probíhaly na hranicích rezervace, kvůli budování přístupové komunikace z obce Sedlec na železniční stanici a rekonstrukci okolí železničního přejezdu přes komunikaci č. 40.

Před odběrem semenné banky byl stržen travní drn do hloubky 8 cm a z hloubky 8–20 cm bylo odebráno 15 dm³ půdy. Odběr byl proveden 17. 10. 2017.

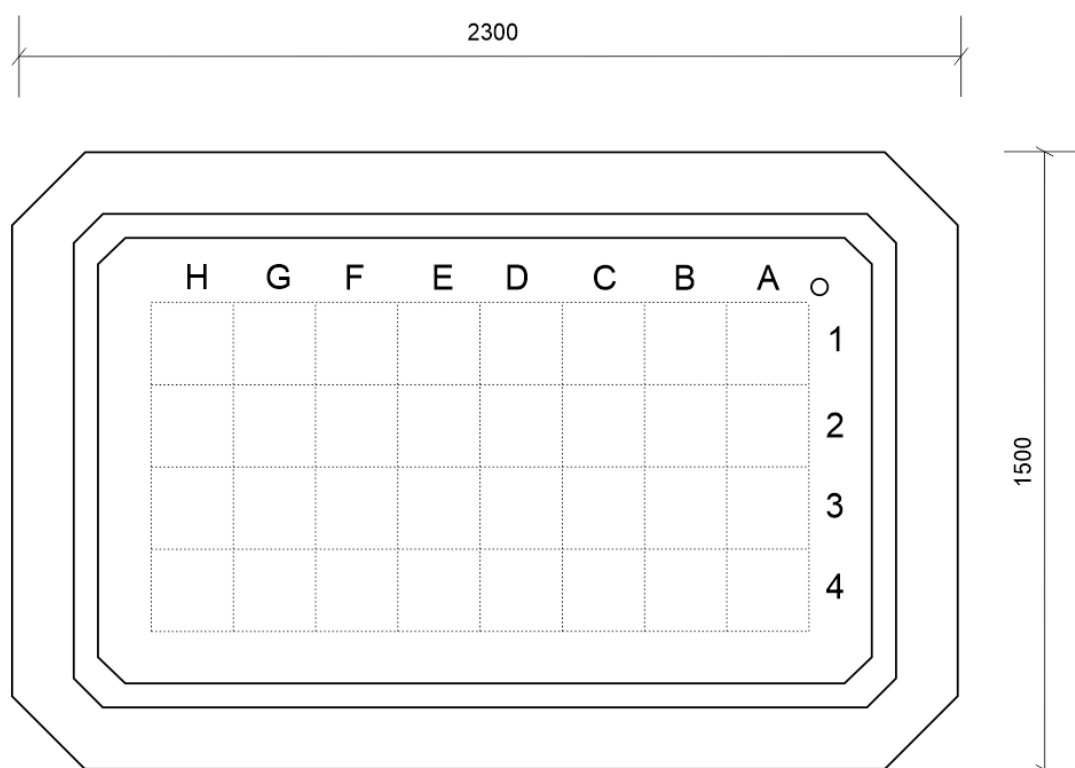
4. 2. Experiment vlivu hladiny vody na druhové složení

Pro experiment bylo použito kádě o rozměrech 1100 x 1900 cm a hloubce 400 mm a substrátu vytvořeného ze směsi, jejíž obsahem byl 1 díl rašeliny, 2 díly písku a 1 díl zahradnického substrátu. Dále bylo do této směsi také přidáno 0,1 dílu jílu. Tento substrát byl poté homogenizován a vložen do kádě. Vliv hladiny vody na četnost druhů a druhové složení vzcházejících rostlin byl testován tak, že výška substrátu v kádi klesala od zadního k přednímu konci. Výškový rozdíl mezi zadním a předním koncem kádě byl 150 mm a mocnost substrátu v nejnižším bodě byla 100 mm, aby i v tomto místě byl dostatek živin pro růst rostlin (Obrázek 1).



Obrázek 1. Výška hladiny v nádrži, podélný pohled z boku.

Na takto připravený substrát byla poté rovnoměrně rozložena homogenizovaná zemina, obsahující semennou banku odebranou na lokalitě postupem popsaným výše, a to ihned po odběru. Kád' byla opatřena odtokovým otvorem zajištěným zátkou, aby bylo možno udržovat v kádi stanovenou výšku hladiny vody, tudíž při zalévání mohlo být zabráněno odtoku vody a zároveň mohl být odtok vody umožněn při vydatnějších srážkách. Výška hladiny byla udržována tak, aby přední čtvrtina substrátu byla zaplavena vodou (Obrázek 1).



Obrázek 2. Rozmístění sledovaných ploch v nádrži a jejich označení, pohled shora.

Aby bylo zabráněno kontaminaci vlivem náletu místních semen, byla kád' po celou dobu experimentu, s výjimkou zapisování druhů, překryta bílou netkanou textilí. Pro experimenty nebyly použity okraje experimentální plochy o šířce 20 cm, a to z důvodu rizika kontaminace substrátu při manipulaci s textilí.

4. 3. Měření dat

Klíčení rostlin v experimentální kád' bylo sledováno od března 2018 do října 2019 v 7 až 21denních intervalech, přičemž rozsah tohoto intervalu se odvíjel podle vegetačních fází jednotlivých druhů. Jednoznačně identifikovatelné rostliny byly zaznamenány a průběžně odstraňovány, aby byl poskytnut prostor pro klíčení a růst dalších rostlin. Všechny velké druhy rostlin byly přesazovány do samostatných květináčů a ponechány růstu, dokud nebyla možná jejich identifikace.

Počet jedinců jednotlivých druhů byl sledován v pásech označených písmeny A až H o šířce 250 mm, jejichž umístění bylo takové, aby bylo možno testovat vliv výšky vody. Tyto pásy byly dále rozděleny po 250 mm do čtverců, ve kterých byly zaznamenávány četnosti jedinců druhů (Obrázek 2).

4. 4. Analýza dat

Pro naplnění cíle práce byla tedy k dispozici data o počtu jedinců jednotlivých druhů v jednotlivých čtvercích, které se v pásech A až H lišily podle hloubky hladiny podzemní vody a každý pás byl měřen ve čtyřech čtvercích. V první fázi byl sestaven přehled druhů a bylo posouzeno zastoupení jednotlivých skupin rostlin, které se podařilo odebrat ze semenné banky.

Vliv vody na vzházení rostlin byl testován nejprve na počtu druhů v jednotlivých pásech mediánovým testem s mnohonásobným porovnáním, a to Mann-Whitney testem s Bonferoniho korekcí. Tím bylo možno posoudit potenciální rozdíly v druhové četnosti v jednotlivých pásech.

Dále byla testována vazba mezi druhovým složením v jednotlivých čtvercích a pásem, ve kterém se čtverec nacházel. K testování této vazby bylo využito analýzy hlavních komponent (PCA) s pasivně proloženou environmentální proměnou, kterou je výška hladiny vody charakterizovaná pásem v experimentu. Data nebyla nijak transformována.

PCA je jedním z typů ordinačních metod a snaží se najít neměřitelné (skryté, latentní) proměnné, jež jsou označovány jako hlavní komponenty, které by vysvětlovaly variabilitu a závislost původních proměnných a mohly tak pomoci k interpretaci variability měřených dat. Cílem této metody je snížení počtu proměnných, čímž dojde k zjednodušení původního systému proměnných a zároveň ke zjištění jejich závislostí. Hlavním výstupem PCA jsou ordinační diagramy, neboť jde o explorativní analýzu. Ordinační diagram objektů zobrazuje objekty v ordinačním prostoru, kdy pozice objektů jsou dány komponentním skóre, což jsou souřadnice na komponentní ose, přičemž vypovídající jsou zde především vzdálenosti objektů od počátku (objekty daleko od něj jsou extrémy) a vzájemné pozice objektů (blízké objekty jsou si podobné). Poměrové proměnné jsou v ordinačním prostoru zobrazeny jako vektory. Hodnoty proměnné rostou ve směru vektoru, takže čím delší je vektor proměnné, tím větší je její vliv. Vztahy mezi proměnnými jsou zde objasněny pomocí úhlů mezi vektory, tudíž kosinus úhlu mezi vektory původních proměnných je úměrný jejich korelaci neboli míře jejich vztahu. Pokud je v ordinačním diagramu zobrazena pozice objektů a proměnných zároveň, tak se jedná o graf zvaný biplot (Haruštiaková *et al.* 2012).

Vlastní test vlivu výšky vody na druhové složení byl proveden navazující redundanční analýzou (RDA), do které vstoupila jako jediná nezávislá proměnná pás v experimentální ploše.

RDA je jednou z metod kanonické ordinační analýzy. Její použití je vhodné, když dvě skupiny proměnných mají lineární vztah. Do RDA pak vstupují dvě skupiny proměnných, kdy jednou je matice nezávislých proměnných a druhou je matice závislých proměnných. Cílem RDA je pak zjistit, do jaké míry je skupinou nezávislých proměnných vysvětlená variabilita skupiny závislých proměnných. Výstupem analýzy jsou ordinační diagramy, jejichž výklad je stejný jako u ordinačních diagramů PCA (Haruštiaková *et al.* 2012). Na rozdíl, kde jsou nezávislé proměnné v biplotu jen pasivně proloženy, v RDA se stávají součástí výpočtu a jejich vliv na vztahy mezi závislými proměnnými lze statisticky testovat.

Výsledky obou analýz byly vizualizovány pomocí ordinačních diagramů a vliv pásu na druhové složení v RDA byl testován permutačním testem s 499 opakováními. Všechny tyto výpočty byly provedeny v programu CANOCO 5.0.

5. Výsledky

5. 1. Vzešlé a identifikované druhy

Ze semenné banky vzešlo 40 plně identifikovatelných druhů a 3 taxony identifikovatelné do rodu. Velmi problematičtí byli někteří zástupci z čeledi *Poaceae* (lipnicovité), kdy mnoho z nich se sice podařilo identifikovat do druhu, ale bohužel některé z nich se nepodařilo identifikovat ani do rodu. Celkem to tedy bylo 44 taxonů.

Těchto 44 taxonů bylo tvořeno 1233 jedinci vzešlých rostlin. Údaje o četnosti výskytu jednotlivých druhů celkem a četnosti jedinců těchto druhů v pásech jsou zobrazeny v tabulce 1. Nejvíce jedinců bylo v druzích *Atriplex prostrata* (lebeda hrálovitá), *Bolboschoenus maritimus* (kamyšník přímořský), *Centaureum pulchellum* (zeměžluč spanilá), *Inula britannica* (oman britský), *Juncus articulatus* (sítina článkovaná), *Juncus bufonius* agg. (sítina žabí), *Juncus compressus* (sítina smáčknutá), *Lotus tenuis* (štírovník tenkolistý), *Mentha aquatica* (máta vodní), *Plantago uliginosa* (jitrocel chudokvětý), *Poa annua* (lipnice roční), *Spergularia maritima* (kuřinka obroubená), *Tripolium pannonicum* (hvězdnice panonská), *Veronica anagallis-aquatica* (rozrazil drchničkovitý). Ojediněle se v experimentální ploše vyskytly druhy *Conyza canadensis* (turanka kanadská), *Epilobium parviflorum* (vrbovka malokvětá), *Geranium pusillum* (kakost maličký), *Crypsis aculeata* (skrytěnka bodlinatá), *Hypericum* sp. (třezalka), *Chenopodium glaucum* agg. (merlík sivý), *Medicago lupulina* (tolice dětelová), *Melilotus altissimus* (komonice nejvyšší), *Plantago lanceolata* (jitrocel kopinatý), *Plantago major* (jitrocel větší), *Plantago maritima* (jitrocel přímořský), *Pulicaria dysenterica* (blešník úplavičný), *Ranunculus sceleratus* (pryskyřník lítý), *Taraxacum* sp. (pampeliška), *Veronica anagalloides* (rozrazil bažinný), *Veronica scutellata* (rozrazil štítkovitý). Vzácně (od 2 do 5 jedinců) se zde vyskytly druhy *Alopecurus aequalis* (psárka plavá), *Bupleurum tenuissimum* (prorostlík nejtenčí), *Cirsium vulgare* (pcháč obecný), *Cerastium brachypetalum* (rožec krátkoplátečný), *Cerastium dubium* (rožec pochybný), *Epilobium hirsutum* (vrbovka chlupatá), *Juncus inflexus* (sítina sivá), *Lamium purpureum* (hluchavka nachová), *Lycopus europaeus* (karbinec evropský), *Melilotus dentatus* (komonice zubatá), *Potentilla supina* (mochna nízká), *Typha* sp. (orobinec), *Trifolium fragiferum* (jetel jahodnatý).

Tabulka 1. Četnosti výskytu jednotlivých druhů celkem a četnost v pásech

Druhy	A	B	C	D	E	F	G	H	četnost celkem
<i>Alopecurus aequalis</i>	1	1							2
<i>Atriplex prostrata</i>	7	11	9	4	8	2	6	1	48
<i>Bolboschoenus maritimus</i>			1	1		5	1		8
<i>Bupleurum tenuissimum</i>		2		1					3
<i>Cirsium vulgare</i>			1					1	2
<i>Centaurium pulchellum</i>	4	1	1			2			8
<i>Cerastium brachypetalum</i>			1		1				2
<i>Cerastium dubium</i>	2								2
<i>Conyza canadensis</i>		1							1
<i>Epilobium hirsutum</i>				1		1			2
<i>Epilobium parviflorum</i>		1							1
<i>Geranium pusillum</i>			1						1
<i>Crypsis aculeata</i>				1					1
<i>Hypericum sp.</i>	1								1
<i>Chenopodium glaucum agg.</i>	1								1
<i>Inula britannica</i>	3	8	2	2			2		17
<i>Juncus articulatus</i>	3	6	9	3	5	8	6	4	44
<i>Juncus bufonius agg.</i>	1	7	1	2	5	1	3	1	21
<i>Juncus compressus</i>	41	45	20	35	36	27	38	20	262
<i>Juncus inflexus</i>				1	2			1	4
<i>Lamium purpureum</i>				2					2
<i>Lotus tenuis</i>	7	5	12	7	5	13	8	3	60
<i>Lycopus europaeus</i>				2					2

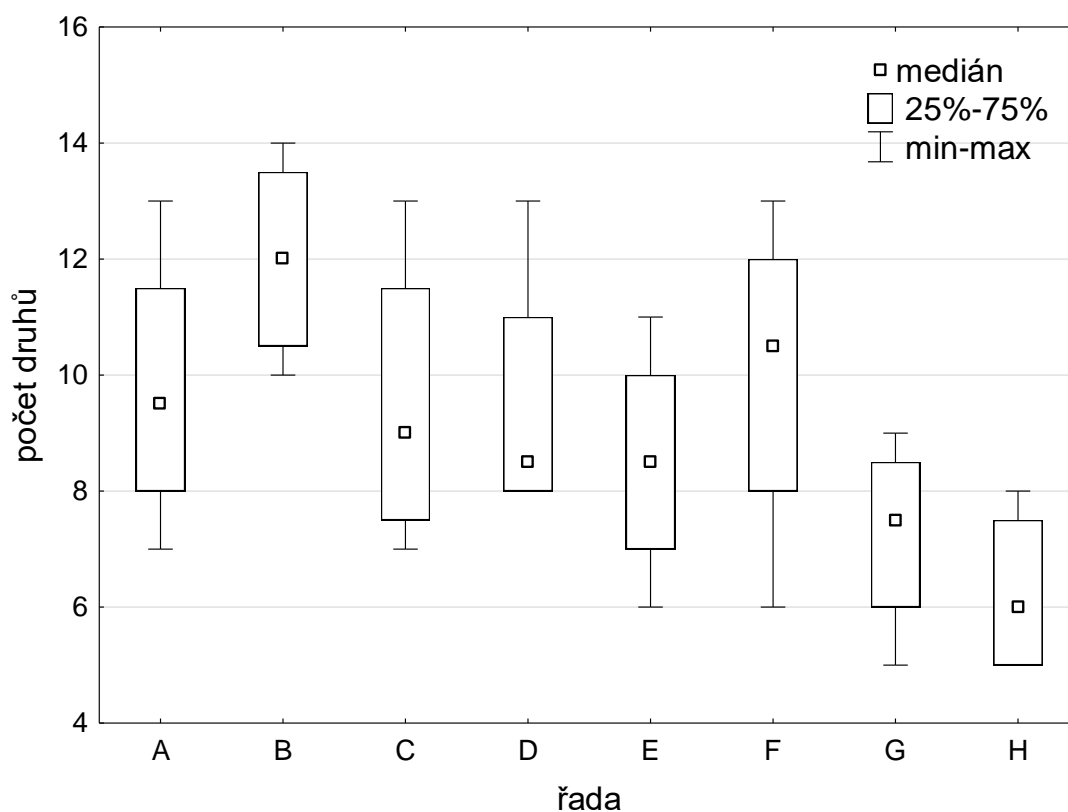
<i>Medicago lupulina</i>					1				1
<i>Melilotus altissimus</i>							1		1
<i>Melilotus dentatus</i>	1	2	1		1				5
<i>Mentha aquatica</i>	3	5	7	2	6	4	3	2	32
<i>Plantago lanceolata</i>					1				1
<i>Plantago major</i>		1							1
<i>Plantago maritima</i>	1								1
<i>Plantago uliginosa</i>	82	92	108	92	73	62	57	32	598
<i>Poa annua</i>	2	1		1			1	2	7
<i>Poaceae</i>	8	5	4	6	8	4	2		37
<i>Potentilla supina</i>		2				2			4
<i>Pulicaria dysenterica</i>								1	1
<i>Ranunculus sceleratus</i>				1					1
<i>Typha sp.</i>							1	1	2
<i>Spergularia maritima</i>	1		2	4	2	2	1	1	13
<i>Taraxacum sp.</i>			1						1
<i>Trifolium fragiferum</i>						2			2
<i>Tripolium pannonicum</i>	2	7	2		6	3	2		22
<i>Veronica anagallis-aquatica</i>		1	2		2	1			6
<i>Veronica anagalloides</i>			1						1
<i>Veronica scutellata</i>		1							1

Vysvětlivky: A až H = četnost v pásech

5. 2. Vazba druhové početnosti a výšky vody

Druhová početnost kolísala v jednotlivých čtvrcích od 5 do 14 druhů. Rozdíl mezi čtvrci je tedy poměrně zásadní, a to až třináásobný. Potenciální vazba mezi

počtem druhů a výškou vody byla testována mediánovým testem. Nulová hypotéza o neexistenci vazby mezi počtem druhů a výškou hladiny vody musela být na základě tohoto testu zamítnuta (test = 14,38057; d.f. = 7; p = 0,0448). Statistický rozdíl je mezi pásem B, který dosáhl nejvyššího mediánu s hodnotou 12, a pásem H, jež naopak dosáhl nejnižšího mediánu s poloviční hodnotou, tedy 6 (Obrázek 3).



Obrázek 3. Mediány, kvartily, minima a maxima počtu druhů v jednotlivých sledovaných pásech.

5. 3. Druhové složení a výška vody

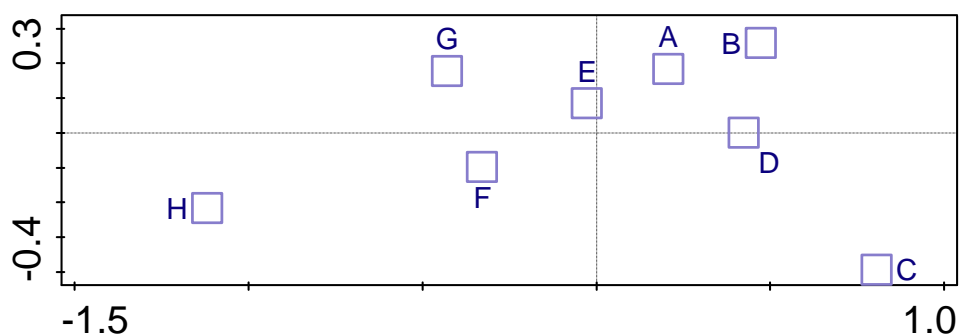
Délka gradientu nepřímé ordinační analýzy je 2,1násobku směrodatné odchylky, takže je teoreticky možné použít lineární i unimodální metodu analýzy druhového složení. Vzhledem k tomu, že se ale mnoho druhů vyskytlo jen ve velmi malém počtu dílčích ploch a celkový počet nul v kombinacích druhů a sledovaných dílčích ploch se přiblížil 80 %, tak bylo použito lineárního modelu PCA.

První PCA osa je naprosto nejvýznamnější, neboť hodnota vlastního čísla dosažená touto osou je 0,7044 a tudíž vysvětluje 70,44 % variability v datech

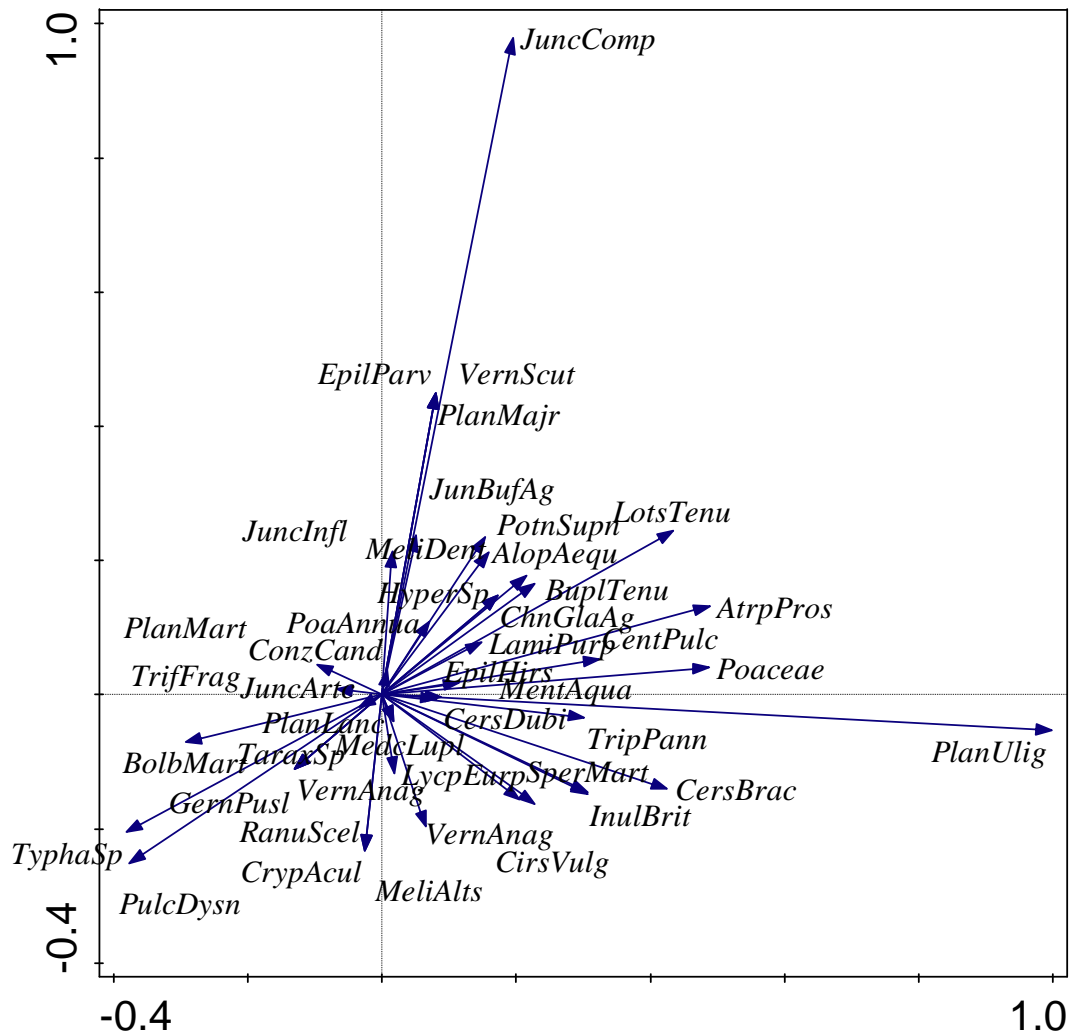
druhového složení (Tabulka 2). Pseudokanonická korelace této osy s typy výšky hladiny vody je 0,6843 a míra vysvětlené variability druhového složení touto proměnnou je 40,85 %. Lze tedy shrnout, že druhové složení do vysoké míry koreluje s výškou hladiny vody. Podél první osy došlo k oddělení pásů (Obrázek 4a) s vysoko položenou hladinou vody (pásy F-G) a pásů s nízko položenou hladinou vody (A-D). Většina druhů rostlin směřuje podél první osy k pásům A-D (Obrázek 4b). Zatímco k pásům F-G směřuje jen několik druhů.

Tabulka 2. Výsledné hodnoty PCA

	Axis 1	Axis 2	Axis 3	Axis 4
Vlastní číslo (relativní)	0.7044	0.1587	0.0323	0.0289
Vysvětlená variabilita (kumulativní)	70.44	86.31	89.55	92.44
Pseudokanonická korelace	0.6843	0.5250	0.5893	0.4549



Obrázek 4a. Ordinační diagram 1. a 2. PCA osy s vyobrazením typů výšky hladiny vody.



Obrázek 4b. Ordinační diagram 1. a 2. PCA osy s vyobrazením druhů.

Vysvětlivky: **AlopAequ** = *Alopecurus aequalis*, **AtrpPros** = *Atriplex prostrata*,
BolbMart = *Bolboschoenus maritimus*, **BupITenu** = *Bupleurum tenuissimum*,
CirsVulg = *Cirsium vulgare*, **CentPulc** = *Centaurium pulchellum*,
CersBrac = *Cerastium brachypetalum*, **CersDub** = *Cerastium dubium*,
ConzCand = *Conyza canadensis*, **EpilHirs** = *Epilobium hirsutum*,
EpilParv = *Epilobium parviflorum*, **GernPusl** = *Geranium pusillum*,
CrypAcul = *Crypsis aculeata*, **HyperSp** = *Hypericum* sp.,
ChnGlaAg = *Chenopodium glaucum* agg., **InulBrit** = *Inula britannica*,
JuncArtc = *Juncus articulatus*, **JunBufAg** = *Juncus bufonius* agg.,
JuncComp = *Juncus compressus*, **JuncInfl** = *Juncus inflexus*,
LamiPurp = *Lamium purpureum*, **LotsTenu** = *Lotus tenuis*,
LycpEurp = *Lycopus europaeus*, **MedcLupl** = *Medicago lupulina*,

MeliAlts = *Melilotus altissimus*, **MeliDent** = *Melilotus dentatus*,
MentAqua = *Mentha aquatica*, **PlanLanc** = *Plantago lanceolata*,
PlanMajr = *Plantago major*, **PlanMart** = *Plantago maritima*,
PlanUlig = *Plantago uliginosa*, **PoaAnnua** = *Poa annua*,
PotnSupn = *Potentilla supina*, **PulcDysn** = *Pulicaria dysenterica*,
RanuScel = *Ranunculus sceleratus*, **TyphaSp** = *Typha* sp.,
SperMart = *Spergularia maritima*, **TaraxSp** = *Taraxacum* sp.,
TrifFrag = *Trifolium fragiferum*, **TripPann** = *Tripolium pannonicum*,
VernAnag = *Veronica anagallis-aquatica*, **VernAnag** = *Veronica anagalloides*,
VernScut = *Veronica scutellata*.

PCA je však analýzou čistě explorativní a nelze pomocí ní vyvracet nebo potvrzovat hypotézy. K tomuto účelu jsou určeny přímé ordinační analýzy. V tomto případě byla použita analýza RDA (Tabulka 3). Vliv výšky hladiny vody na druhové složení byl identifikován touto metodou, neboť první i všechny kanonické osy byly statisticky významné (Tabulka 4). Znamená to, že vazba mezi druhovým složením a výškou hladiny vody existuje. Výsledek RDA se navíc velmi podobá výsledku PCA, co se týče polohy druhů, snímků i testované proměnné (Obrázek 5, 6, 7). Lze se tedy domnívat, že výška hladiny vody zásadně ovlivňuje vzcházení druhů rostlin ze semenné banky. Přestože nejsou pásy suchého spektra experimentu seřazeny lineárně, je jejich oddělení od pásů s výškou hladiny vody nad nebo těsně pod úrovní substrátu zcela zřejmé.

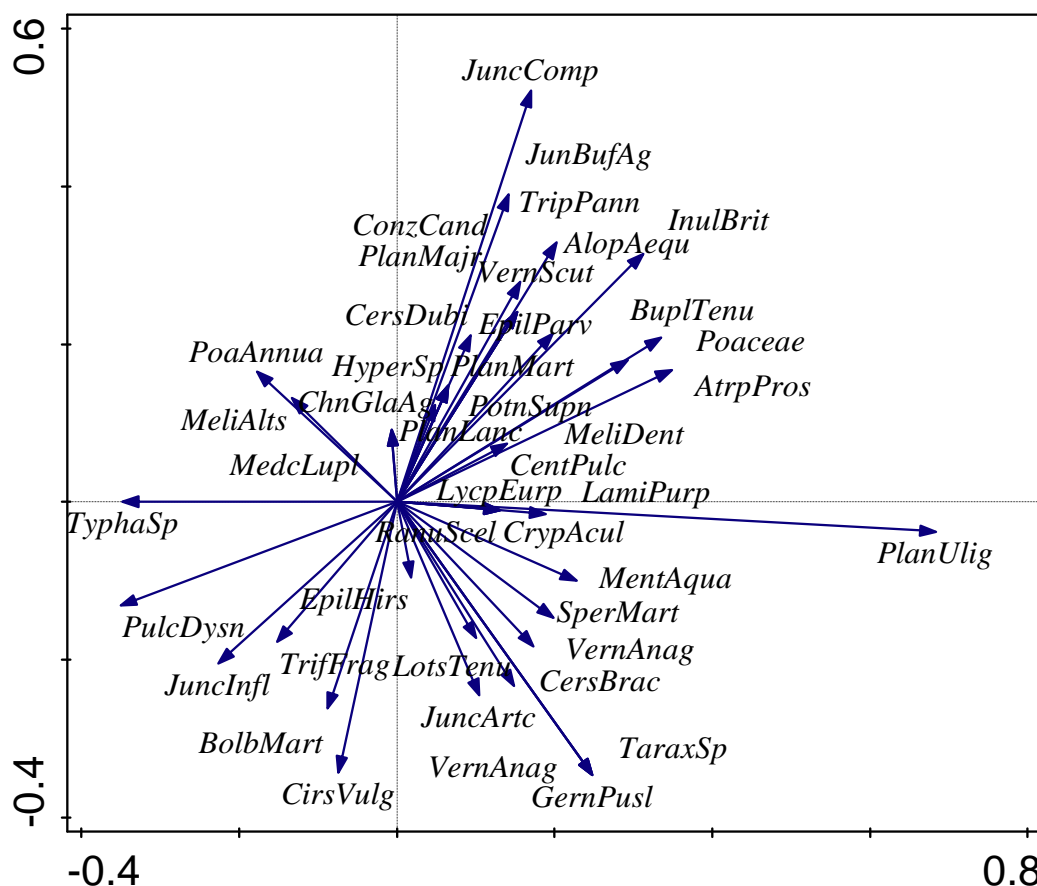
Ve vlhké části experimentu vzešly především druhy jako *Typha* sp., *Bolboschoenus maritimus*, *Pulicaria dysenterica*, *Juncus inflexus*, *Melilotus altissimus*, *Trifolium fragiferum* a také *Poa annua*. Naopak na suchých částech experimentu hojně vyrůstalo *Plantago uliginosa*, *Melilotus dentatus* a dále také např. *Tripolium pannonicum*, *Atriplex prostrata*, *Cerastium brachypetalum*.

Tabulka 3. Výsledné hodnoty RDA

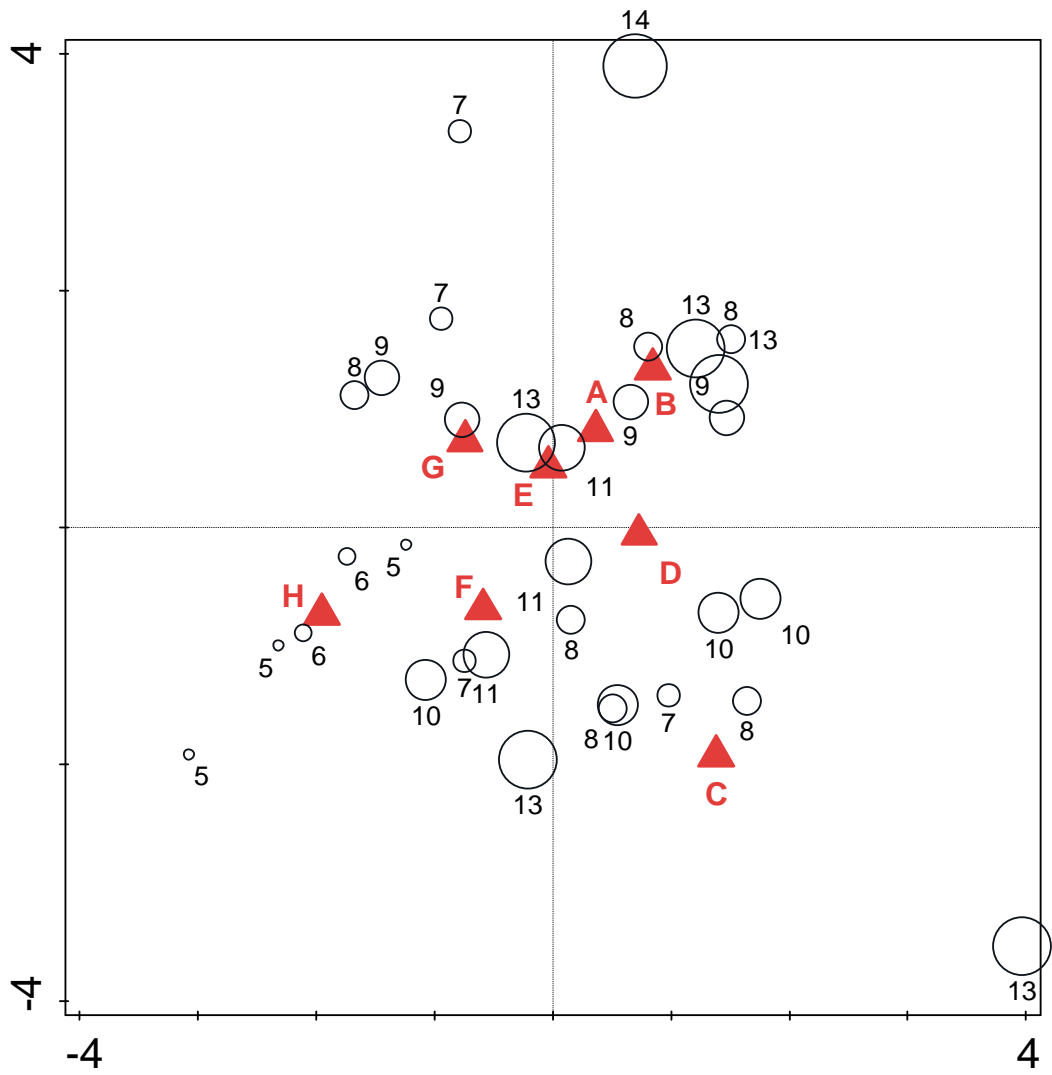
	Axis 1	Axis 2	Axis 3	Axis 4
Vlastní číslo	0.3320	0.0529	0.0085	0.0073
Vysvětlená variabilita (kumulativní)	33.20	38.48	39.33	40.06
Pseudokanonická korelace	0.6886	0.6281	0.5870	0.4712
Explained fitted variation (cumulative)	81.26	94.20	96.27	98.06

Tabulka 4. Hodnoty Monte Carlo permutačního testu pro první a všechny ordinační osy.

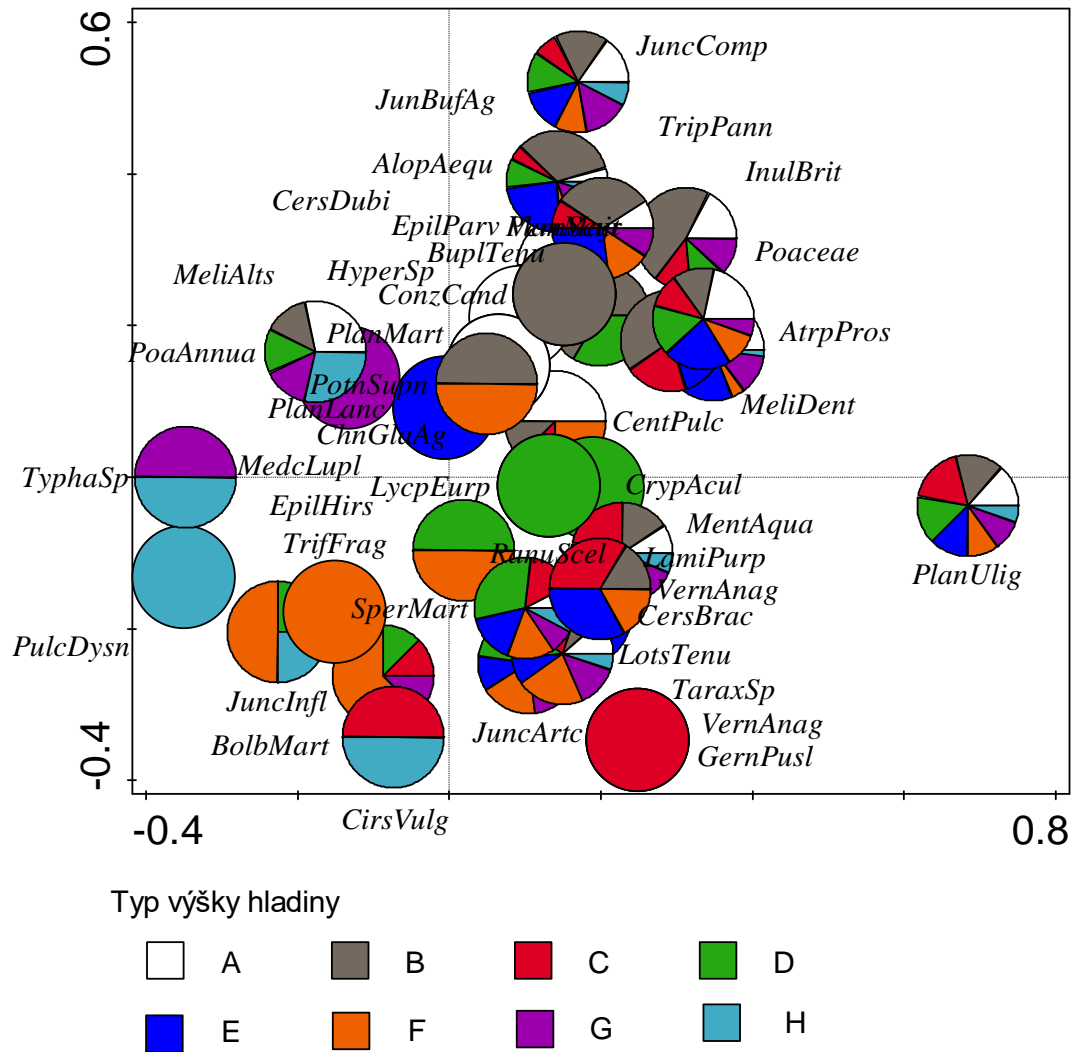
	On First Axis	On All Axes
Pseudo-F	1.7	2.4
P	0.02	0.012



Obrázek 5. Ordinační diagram 1. a 2. RSDA osy s vyobrazením druhů. Vysvětlivky viz Obrázek 4b.



Obrázek 6. Biplot 1. a 2. RSDA osy s vyobrazením ploch (velikost kruhu odpovídá počtu druhů v ploše) a typů výšky hladiny vody.



Obrázek 7. Biplot 1. a 2. RSDA osy s vyobrazením druhů a jejich podílů výskytu v jednotlivých typech výšky hladiny vody.

6. Diskuze

Z půdní semenné banky jihomoravského slaniska vzešlo dohromady 44 taxonů, z čehož 40 z nich se podařilo plně identifikovat do druhů. Na základě Červeného seznamu cévnatých rostlin České republiky vypracovaného Grulichem (2012) bylo z těchto 40 druhů rostlin klasifikováno v kategorii kriticky ohrožených 6 druhů, silně ohrožených 4 druhy, ohrožených 6 druhů a kategorii vzácnějších 2 druhy. Celkem tedy vzešlo 18 ohrožených nebo vzácnějších druhů a 22 běžných druhů rostlin neklasifikovaných v žádné kategorii Červeného seznamu cévnatých rostlin České republiky.

6. 1. Ekologické nároky, rozšíření a ochrana jednotlivých druhů

6. 1. 1. Kriticky ohrožené taxony:

Bupleurum tenuissimum (prorostlík nejtenčí; Příloha: obrázky 5, 6 a 7): Tento druh je obligátní halofyt, který je konkurenčně velmi slabý, takže roste jen na místech s nezapojenou nebo narušenou vegetací. V ČR se vyskytuje velmi vzácně v nížinách severozápadních Čech a jižní Moravy (Šourková and Hrouda 1997). Tento druh je u nás chráněn zákonem o ochraně přírody a krajiny podle přílohy II vyhlášky č. 395/1992 Sb. jako kriticky ohrožený taxon (www.pladias.cz).

Crypsis aculeata (nebo také *Heleochoa aculeata*, česky skrytěnka bodlinatá; Příloha: Obrázek 19): Jedná se o obligátní halofyt rostoucí na silně zasolených půdách, které v suchém období nabývají extrémního obsahu solí. Zároveň se tento druh vyskytuje na plně osvětlených stanovištích na půdách vlhkých a bohatých na živiny. Na našem území se nachází jen na jižní Moravě. V příloze zákona o ochraně přírody a krajiny je tento druh zařazen v kategorii kriticky ohrožených druhů (www.pladias.cz).

Plantago maritima (jitrocel přímořský; Příloha: obrázek 54 a 55): Jedná se o obligátní halofyt, který je tolerantní k sešlapu na postupně narušovaných slaných půdách (např. melioracemi) a vytrvává i na lokalitách zarostlých jinou vegetací. Vlivem zániku mnoha lokalit jeho rozšíření se výskyt tohoto druhu snížil a nyní na našem území roste jen v severozápadních Čechách a na jižní Moravě (Chrtek 2000b). Proto je tento taxon ze zákona chráněn jako kriticky ohrožený druh (www.pladias.cz).

Pulicaria dysenterica (blešník úplavičný; Příloha: obrázek 63 a 64): Nachází se na vlhkých a mírně zasolených půdách. Na našem území roste jen roztroušeně v úvalech jižní Moravy a vzácně v Bílých Karpatech, na Hané, v Moravské bráně a na Ostravsku (Hrouda 2004b). Zákon o ochraně přírody a krajiny tomuto druhu ochranu neposkytuje (www.pladias.cz).

Spergularia maritima (nebo také *S. media*, česky kuřinka obroubená; Příloha: obrázky 68, 69 a 70): Jedná se o halofyt rostoucí na vlhkých silně zasolených půdách, který se na našem území vyskytuje vzácně v severozápadních Čechách, na jižní Moravě a na Ostravsku (Dvořák 1990). Ze zákona je chráněn jako kriticky ohrožený druh (www.pladias.cz).

Tripolium pannonicum (hvězdnice panonská; Příloha: obrázky 73, 74 a 75): Roste na vlhkých a slaných půdách, které v létě vysychají. U nás se nachází jen na slaných půdách jižní Moravy (Kovanda and Kubát 2004). Tomuto taxonu zákon poskytuje ochranu jako kriticky ohroženému druhu (www.pladias.cz).

6. 1. 2. Silně ohrožené taxony:

Bolboschoenus maritimus (kamyšník přímořský; Příloha: Obrázek 4): Jedná se o vodní rostlinu, která je schopná přežít delší dobu na nezaplavené půdě. Většinou se vyskytuje na světlých stanovištích se středně zasolenou na živiny bohatou půdou. V ČR se vyskytuje hojněji jen v severozápadních Čechách a na jižní Moravě. Tento druh nepodléhá zákonné ochraně (www.pladias.cz).

Cerastium dubium (rožec pochybný; Příloha: obrázek 13 a 14): Roste většinou na mírně zasolených vlhkých půdách. Na našem území se vyskytuje hojněji jen na jižní Moravě, v ostatních oblastech se vyskytuje vzácně. Na tento druh se nevztahuje zákonná ochrana (www.pladias.cz).

Melilotus dentatus (nebo také *Melilotus macrorrhiza*, komonice zubatá; Příloha: obrázky 45, 46 a 47): Roste na halofilních, méně také na subhalofilních periodicky zaplavovaných stanovištích. Na našem území ustupuje vlivem ničení stanovišť a zemědělských meliorací (Hašková *et al.* 1995). V ČR se vyskytuje vzácně na jižní Moravě a ve středních a severozápadních Čechách (Cibulka 2007). Zákonem tento druh není chráněn (www.pladias.cz).

Veronica anagalloides (rozrazil bažinný; Příloha: obrázky 83, 84 a 85): Roste na vlhkých a slabě zasolených půdách. V ČR se vyskytuje jen v úvalech

jihomoravských řek, kde dosahuje severozápadní hranice svého areálu (Hrouda 2000). Zákon tomuto druhu ochranu neposkytuje (www.pladias.cz).

6. 1. 3. Ohrožené taxony:

Epilobium parviflorum (vrbovka malokvětá; Příloha: Obrázek 22): Vyskytuje se především na vlhkých až mokrych, někdy i dočasně vysýchavých půdách. Na našem území se nachází roztroušeně až hojně v nížinných až podhorských oblastech (Smejkal 1997).

Centaurium pulchellum (zeměžluč spanilá; Příloha: obrázky 8, 9 a 10): Tento druh roste na minerálně bohatých až zasolených obnažených půdách s kolísavou hladinou podzemní vody. Na lokalitách má často přechodný charakter, protože se jedná o konkurenčně slabý druh. V ČR se vyskytuje roztroušeně v teplejších oblastech, nicméně v poslední době druh ustupuje kvůli zániku vhodných stanovišť (Čvančara *et al.* 2000).

Cerastium brachypetalum (rožec krátkoplátečný; Příloha: obrázek 11 a 12): Nachází se na slunných stanovištích na půdách mělkých i hlubších, které jsou středně bohaté až bohaté na živiny. V ČR roste roztroušeně v teplejších oblastech (Smejkal 1990).

Lotus tenuis (štírovník tenkolistý; Příloha: obrázky 37, 38 a 39): Roste na vlhkých, středně až velmi zasolených půdách (www.pladias.cz). Nachází se roztroušeně v severozápadních Čechách, na jižní Moravě se místy nachází hojněji (Chrtková 1995).

Melilotus altissimus (komonice nejvyšší; Přílohy: obrázky 42, 43 a 44): Roste na střídavě vlhkých půdách a nezřídka také na mírně zasolených půdách. Na našem území se nachází roztroušeně v severní části Čech, na severní a východní Moravě. Jeho rozšíření nicméně může být rozsáhlejší, jelikož může být často přehlížen, nebo neodlišován od běžného *Melilotus officinalis* (komonice lékařská) (Hašková *et al.* 1995).

Trifolium fragiferum (jetel jahodnatý; Příloha: obrázek 71 a 72): Vyskytuje se na vlhkých stanovištích s nezapojeným porostem. Často také roste na zasolených půdách. Jeho rozšíření je v České republice vázáno především na teplejší oblasti (Kubát 1995).

6. 1. 4. Vzácnější taxony:

Atriplex prostrata (lebeda hrálovitá; Příloha: obrázky 1, 2 a 3): Nachází se především na vlhčích, vysychavých a slabě zasolených půdách (www.pladias.cz). Tento druh má mnoho podruhů a v ČR se vyskytuje *Atriplex prostrata* subsp. *latifolia* (lebeda hrálovitá širokolistá), který hojně obývá především slaniska a synantropní stanoviště v teplejších oblastech (Kirschner a Tomšovic 1990).

Veronica scutellata (rozrazil štítkovitý; Příloha: obrázek 86): Světломilný druh, který roste na trvale nebo alespoň periodicky vlhkých až zaplavených půdách. V ČR se vyskytuje roztroušeně zejména ve středních polohách, zatímco v teplejších oblastech se nachází jen v úvalech středních Čech a jižní Moravy (Hrouda 2000).

6. 1. 5. Ostatní běžné taxony:

Alopecurus aequalis (psárka plavá): Nachází se na světlých stanovištích na půdách mokřích a bohatých na živiny, často roste také na půdách s velmi malým obsahem solí. Je rozšířen hojně až roztroušeně po celém území ČR (www.pladias.cz).

Cirsium vulgare (pcháč obecný; Příloha: obrázek 15 a 16): Vyskytuje se hojně po celém území ČR, a to především na sušších půdách s vyšším obsahem dusíku (Bureš 2004).

Conyza canadensis (turanka kanadská; Příloha: obrázek 17 a 18): V celé Evropě a v ČR je tento druh obecně zdomácnělý. Vyskytuje se na vlhčích stanovištích od nížin až do pahorkatin (Šída 2004).

Epilobium hirsutum (vrbovka chlupatá; Příloha: obrázek 20 a 21): Roste především v blízkosti vod na vlhkých až zbahnělých půdách. V ČR se vyskytuje roztroušeně od nížin až do podhůří (Smejkal 1997).

Geranium pusillum (kakost maličký; Příloha: Obrázek 23): Nachází se na světlých až polostinných stanovištích na vysychavých půdách. U nás se vyskytuje hojně v nižších polohách, ve vyšších polohách se vyskytuje ojediněle (Slavík 1997).

Chenopodium glaucum agg. (merlík sivý; Příloha: Obrázek 26): Vyskytuje se hlavně na obnažených a zamokřených půdách. V teplejších oblastech se nachází i na slaniskách. Na celém území ČR se vyskytuje hojně až roztroušeně (Dostálek *et al.* 1990).

Inula britannica (oman britský; Příloha: obrázky 27, 28 a 29): Roste především na půdách, kde dochází v průběhu roku ke kolísání vodní hladiny. Jedná se o fakultativní halofyt, takže může růst i na slabě zasolených půdách. V ČR je hojně rozšířen v teplých oblastech Čech a Moravy (Hrouda 2004a).

Juncus articulatus (sítina článkovaná; Příloha: obrázek 30 a 31): Roste na zamokřených půdách a výjimečně i na půdách mírně zasolených. Je rozšířen hojně po celém území ČR (www.pladias.cz).

Juncus bufonius agg. (sítina žabí, Příloha: Obrázek 32): Tento okruh má podobné ekologické nároky a rozšíření na našem území jako výše uvedený *J. articulatus*.

Juncus compressus (sítina smáčknutá; Příloha: obrázek 33 a 34): Tento druh roste na vlhkých až zamokřených půdách, které jsou mírně bohaté na živiny a mírně zasolené. Na našem území se vyskytuje hojně až roztroušeně (www.pladias.cz).

Juncus inflexus (sítina sivá): Nachází se především na vlhkých až mokřích a často také velmi slabě zasolených půdách. Po celém našem území je rozšířen roztroušeně až hojně, velmi hojně se pak nachází v severní a jihovýchodní oblasti ČR (www.pladias.cz).

Lamium purpureum (hluchavka nachová; Příloha: obrázek 35 a 36): Je to druh netolerantní k zasolení rostoucí na půdách s průměrnou vlhkostí (www.pladias.cz). Nachází se na celém našem území od nížin až po hranici intenzivního zemědělského hospodaření (Dvořáková 2000).

Lycopus europaeus (karbinec evropský; Příloha: obrázek 40 a 41): V ČR roste roztroušeně až dosti hojně od nížin do nižších horských poloh na vlhkých, často zaplavovaných půdách bohatých na dusík (Chrtek 2000a).

Medicago lupulina (tolice dětelová): Obývá výhřevné, propustné a často také obnažované půdy. Tento druh je hojně rozšířen po celé ČR (Kirschner a Štěpánek 1995).

Mentha aquatica (máta vodní; Příloha: obrázky 48, 49 a 50): Nachází se na vlhkých až mokřích, někdy i mírně zasolených půdách. Na našem území je tento druh rozšířen hlavně v teplých oblastech středních, východních a severozápadních Čech, střední a jižní Moravy. V jižních a západních Čechách je rozšířen vzácněji (Štěpánek 2000).

Plantago lanceolata (jitrocel kopinatý; Příloha: obrázek 51 a 52): Preferuje spíše vlhčí půdy. Na našem území je to jeden z nejhojnějších druhů naší květeny, který roste od nížin až po vysoké polohy hor (Chrtek 2000b).

Plantago major (jitrocel větší; Příloha: Obrázek 53): Je to jeden z nejhojnějších druhů rodu *Plantago* na našem území. Roste na slunných i zastíněných stanovištích, vlhkých i kamenitých půdách (Chrtek 2000b).

Plantago uliginosa (jitrocel chudokvětý; Příloha: obrázek 56 a 57): Roste převážně na vlhkých, živinami bohatých, písčitých až hlinitopísčitých půdách, nicméně vyskytuje se i na slaných půdách. V ČR je oproti *P. major* vzácnější. Nachází se roztroušeně v nižších a středních polohách celé ČR, hojněji potom v rybníčních oblastech jižních Čech a Moravy (Chrtek 2000b).

Poa annua (lipnice roční; Příloha: obrázek 58 a 59): Většinou roste na plně osvětlených stanovištích na půdách bohatých na živiny, které jsou neslané nebo slané jen nepatrně, nicméně výjimečně roste i na půdách mírně slaných. Vyskytuje se hojně po celé ČR (www.pladias.cz).

Potentilla supina (mochna nízká; Příloha: obrázek 61 a 62): Roste na vlhkých a výjimečně také na mírně zasolených půdách (www.pladias.cz). Na území ČR se často nachází v teplejších a na rybníky bohatých oblastech, zatímco chybí v horských územích (Soják 1995).

Ranunculus sceleratus (pryskyřník lítý; Příloha: obrázky 65, 66 a 67): Tento druh roste na vlhkých a bahnitých, někdy také slabě zasolených půdách. Na celém území ČR se nachází roztroušeně až hojně, kromě horských oblastí, kde je jeho výskyt vzácný (Kříska 1988).

Veronica anagallis-aquatica (rozrazil drchničkovitý; Příloha: obrázky 78, 79, 80, 81 a 82): Obývá nezastíněné podmáčené nebo vlhké půdy. Preferuje eutrofní stanoviště, avšak na mírně zasolené půdy nezasahuje. V ČR se vyskytuje roztroušeně až dosti hojně v teplých nížinách a pahorkatinách (Hrouda 2000).

6. 2. Vliv výšky hladiny vody na množství vzešlých jedinců

K vyklíčení semen halofilních druhů rostlin je nezbytné dostatečné množství vody v půdě (Baskin a Baskin 1998), a současně pro většinu těchto druhů platí, že větší počet semen vyklíčí ve vodě s žádným nebo jen nízkým obsahem solí (Baskin a Baskin 1998; Keiffer a Ungar 1997), přičemž zvyšující se salinita vody snižuje klíčivost semen většiny slanomilných druhů (Baskin a Baskin 1998; Elsey-Quirk *et al.* 2009; Keiffer a Ungar 1997; Ungar 1982), a dokonce zpožďuje začátek klíčení a zpomaluje rychlost klíčení těchto semen (Ungar 1982). V tomto experimentu z půdní semenné banky vyklíčilo celkem 1233 jedinců, z toho největší počet jedinců rostlin vzešel v sušší části experimentální plochy, což se shoduje s výsledky experimentu Wanga *et al.* (2016). Největší druhová početnost byla zaznamenána u druhu *Plantago uliginosa*, do kterého náležela téměř polovina z celkového počtu vypěstovaných jedinců. Více jak 100 jedinců bylo zaregistrováno poté už jenom u druhu *Juncus compressus*. Druhová početnost ostatních taxonů tedy byla menší než 100 nebo většinou i nižší než 10 jedinců, z toho šestnáct taxonů bylo zastoupeno jen jedním jedincem. Ze vzácnějších a ohrožených slanomilných druhů rostlin byl nejvyšší počet jedinců zaznamenán v druzích *Lotus tenuis*, *Atriplex prostrata*, *Tripolium pannonicum*, *Spergularia maritima*, *Centaurium pulchellum* a *Bolboschoenus maritimus*, zatímco u ostatních ohrožených druhů vyklíčilo od jednoho do pěti jedinců.

6. 3. Vliv výšky hladiny vody na druhové složení rostlin

Výsledky vlivu hladiny vody na počet vzešlých druhů rostlin se opět shodují s výsledky experimentu Wanga *et al.* (2016), přičemž vyplývá, že více druhů rostlin klíčí v podmínkách, při kterých se hladina vody nachází těsně pod úrovní půdy než v podmínkách, při nichž je půda trvale zaplavená. Podobně výška vody ovlivňuje i vzcházení halofilních druhů rostlin, jelikož podle Deáka *et al.* (2014) se na slaniskových biotopech nachází větší počet těchto druhů rostlin na půdách se středním a nízkým obsahem vody než na půdách trvale zamokřených, což odpovídá i výsledkům tohoto experimentu, které ukazují, že nejvíce halofilních druhů rostlin vyrostlo v sušší části experimentální plochy a z těch vzácnějších a ohrožených se jednalo především o *Melilotus dentatus*, *Tripolium pannonicum*, *Plantago maritima*, *Bupleurum tenuissimum*, *Crypsis aculeta*, *Centaurium pulchellum*, *Veronica anagalloides*, *Atriplex prostrata*, *Cerastium dubium*, *Cerastium*

brachypetalum a *Epilobium parviflorum*. Na druhou stranu, vzácnější halofilní druhy jako *Pulicaria dysenterica*, *Trifolium fragiferum*, *Bolboschoenus maritimus* a *Melilotus altissimus* upřednostňovaly pásy s vyšší hladinou vody v půdě. Nicméně, vyskytly se zde i dva halofyty, a to *Lotus tenuis* a *Spergularia maritima*, které nebyly závislé na výšce hladiny vody, tudíž vyklíčily v kterémkoliv z pásů.

6. 4. Vliv výšky hladiny vody na obnovu vegetace

Pro obnovu rostlinných společenstev je nezbytné znát, jak podmínky prostředí ovlivňují zakládání vegetace a zároveň, jak dané společenstvo reaguje na tyto podmínky. Největší vliv na složení vegetace mokřadů má výška hladiny vody, menší vliv pak mají faktory jako jsou plodnost rostlin, disturbance a salinita. Avšak míra vlivu jednotlivých faktorů se může u každého typu mokřadních ekosystémů lišit (Keddy 1999), například složení vegetace ve vnitrozemských slaniskových společenstvech nejvíce ovlivňuje množství vody v půdě a míra salinity prostředí (Deák *et al.* 2014). Vodní režim je faktorem prostředí, který nejvíce ovlivňuje vegetaci vnitrozemských slaniskových mokřadů, a tudíž může být příčinou jejich zániku, nebo naopak může být nástrojem k obnově vegetace těchto mokřadů (Li *et al.* 2017). Magee a Kentula (2005) se domnívají, že pro zachování druhové bohatosti v rostlinných společenstvech sezónních mokřadních ekosystémů je nezbytné vědět, jaký hydrologický režim požadují původní, ale i nepůvodní druhy rostlin. Zjistili totiž, že rostlinná společenstva bohatá na původní druhy rostlin se vyskytovala především v prostředí s přirozeným hydrologickým režimem, kde docházelo k většímu kolísání vodní hladiny, přičemž i malé změny v tomto hydrologickém režimu by mohly způsobit změnu v druhovém složení společenstva, jelikož by byly podpořeny běžnější a nepůvodní druhy, které mohou růst v širším rozsahu hydrologických podmínek oproti méně obvyklým původním taxonům, jež rostou jen v užším rozsahu těchto podmínek. Podle Wanga *et al.* (2009) je tedy pro obnovu vegetace pomocí půdní semenné banky důležité nejprve zjistit, při jakém hydrologickém režimu klíčí jednotlivé druhy rostlin obsažené v semenné bance, aby mohlo být v místě obnovy posléze zajištěno vyklíčení požadovaných druhů.

Pro vodní režim vnitrozemských slaniskových biotopů je charakteristické kolísání vodní hladiny v průběhu roku, kdy na jaře dochází v těchto biotopech k zamokření až zaplavení půdy, zatímco v létě povrch půdy silně vysychá a zvyšuje

se jeho salinita vlivem vzlínání půdního roztoku bohatého na rozpuštěné soli z podloží (Šumberová 2010b). Nicméně, odvodnění těchto biotopů dochází k narušení vodního režimu, půda se odsoluje (Šumberová 2010a), čímž se snižuje salinita prostředí a tyto podmínky poté umožňují klíčení a růst konkurenčně silnějších ruderalních druhů, které mohou způsobit zánik konkurenčně slabších a mnohdy zároveň i vzácných halofilních druhů rostlin (Khan *et al.* 2013). Aby mohla být obnovena slanomilná vegetace, tak je nezbytné nejprve obnovit vodní režim slaniskových biotopů, což se provádí, u stanovišť se sníženou hladinou vody, odstraněním svrchní vrstvy půdy (Bakker *et al.* 2002), zatímco pro podpoření obnovy halofilních druhů rostlin se využívá pastvy hospodářských zvířat a nebo také výsevu semen žádoucích druhů (Šumberová a Chytrý 2010).

7. Závěr

Půdní semenné banky v sobě mohou ukrývat semena značného množství druhů rostlin. Teoreticky tedy mohou být použity k obohacení druhově chudého společenstva nebo obnově původního druhového složení. Avšak nejprve je nutné zjistit, jestli určitá půdní semenná banka obsahuje požadované druhy rostlin, v jakém počtu jsou v ní jednotlivé druhy zastoupeny a jaké hydrologické podmínky vyžadují semena požadovaných druhů, aby vyklíčil co největší počet jedinců těchto druhů.

Z půdní semenné banky odebrané ze zasolené lokality při břehu jihomoravského rybníka Nesyt vzešlo celkem 44 taxonů, přičemž 40 z nich bylo plně identifikováno, 3 taxony byly identifikovány do rodu, nicméně některé problematické zástupce z čeledi lipnicovité se nepodařilo identifikovat do druhu ani do rodu, tudíž jsou zde tyto jedinci charakterizováni jako jeden taxon pod latinským názvem *Poaceae*. Ze 40 plně identifikovaných druhů podle Červeného seznamu cévnatých rostlin České republiky náleželo do kategorie kriticky ohrožených taxonů 6 druhů, silně ohrožených 4 druhy, ohrožených 6 druhů a vzácných 2 druhy. Ze slaniskové půdní semenné banky tedy dohromady vzešlo 18 ohrožených nebo vzácnějších druhů a 22 běžných druhů rostlin bez stupně ohrožení.

V tomto experimentu se ukázalo, že výška hladiny vody má zásadní vliv na počet jedinců rostlin vyklíčených z půdní semenné banky. V průběhu experimentu vzešlo celkem 1233 jedinců, přičemž více jedinců rostlin vyklíčilo při sušších pěstebních podmínkách než při podmínkách pěstování, při nichž byl

substrát silněji zamokřený až zaplavený vodou. Nejvíce jedinců bylo zaznamenáno u druhů *Plantago uliginosa* a *Juncus compressus*, přičemž počty jedinců těchto dvou druhů se pohybovaly v řádu stovek. V kategoriích vzácnějších a ohrožených druhů rostlin byl nejvyšší počet jedinců, pohybující se v řádu desítek, zaznamenán v druzích *Lotus tenuis*, *Atriplex prostrata* a *Tripolium pannonicum*. Jinak, druhová početnost většiny ohrožených i běžných taxonů se pohybovala v rozmezí od 1 do 10 jedinců.

Výška hladiny vody měla významný vliv i na druhovou bohatost vegetace, přičemž tak jako u výše zmíněného vlivu výšky vody na počty jedinců, tak i zde se ukázalo, že více druhů rostlin vyklíčilo v sušší části experimentální plochy než ve více zamokřené až vodou zaplavené části. Nejvíce vzácných a ohrožených slanomilných i běžných druhů rostlin tedy vyklíčilo za sušších pěstebních podmínek. Menší část druhů pak upřednostňovala substrát, ve kterém byla udržována vyšší hladina vody. Nicméně, klíčivost některých druhů nebyla ovlivněna výškou hladiny vody v substrátu, a tudíž se jejich jedinci nacházely na různých, ve výšce hladiny odlišných, místech experimentální plochy.

Přehled citované literatury:

ALDERTON, E., C. D. SAYER, R. DAVIES, S. J. LAMBERT, J. C. AXMACHER. Buried alive: Aquatic plants survive in 'ghost ponds' under agricultural fields. *Biological Conservation*, 2017, 212: 105–110.

BAKKER, J. P., P. ESSELINK, K. S. DIJKEMA, W. E. VAN DUIN, D. J. DE JONG. Restoration of salt marshes in the Netherlands. *Hydrobiologia*, 2002, 478: 29–51.

BASKIN, C. C., J. M. BASKIN. *Seeds: Ecology, Biogeography, and Evolution of Dormancy and Germination*. San Diego: Academic Press, 1998. ISBN 0-12-080260-0.

BUREŠ, P. *Cirsium* MILL. In: B. SLAVÍK, J. STĚPÁNKOVÁ (eds). *Květena České republiky 7*. Praha: Academia, 2004, s. 385–419. ISBN 80-200-1161-7.

CHRTEK, J. (jun.). *Lycopus* L. In: B. SLAVÍK (ed). *Květena České republiky 6*. Praha: Academia, 2000a, s. 669–673. ISBN 80-200-0306-1.

CHRTEK, J. (sen.). *Plantago* L. In: B. SLAVÍK (ed). *Květena České republiky 6*. Praha: Academia, 2000b, s. 530–546. ISBN 80-200-0306-1.

CHRTKOVÁ, A. *Lotus* L. In: B. SLAVÍK (ed). *Květena České republiky 4*. Praha: Academia, 1995, s. 492-497. ISBN 80-200-0384-3.

CHYTRÝ, M. Vymezení vegetačních jednotek a jejich interpretace. In: M. CHYTRÝ (ed). *Vegetace České republiky. 1, Travinná a keříčková vegetace*. 2. vyd. Praha: Academia, 2010a, s. 19–34. ISBN 978-80-200-1896-0.

CHYTRÝ, M. Úvod. In: M. CHYTRÝ, T. KUČERA, M. KOČÍ, V. GRULICH, P. LUSTYK (eds). *Katalog biotopů České republiky*. 2. vyd. Praha: Agentura ochrany přírody a krajiny ČR, 2010b, s. 7–10. ISBN 978-80-87457-02-3.

CHYTRÝ, M. Úvod. In: M. CHYTRÝ (ed). *Vegetace České republiky. 1, Travinná a keříčková vegetace*. 2. vyd. Praha: Academia, 2010c, s. 13–17. ISBN 978-80-200-1896-0.

CHYTRÝ, M. Sekundární trávníky a vřesoviště. In: *Červený seznam biotopů České republiky*. Praha: Agentura ochrany přírody a krajiny ČR, 2020, 41: 63–69.

CHYTRÝ, M., M. HÁJEK, M. KOČÍ, P. PEŠOUT, J. ROLEČEK, J. SÁDLO, K. ŠUMBEROVÁ, J. SYCHRA, K. BOUBLÍK, J. DOUDA, V. GRULICH, H. HÄRTEL, R. HÉDL, P. LUSTYK, J. NAVRÁTILOVÁ, P. NOVÁK, T. PETERKA, A. VYDROVÁ, K. CHOBOT. Červený seznam biotopů České republiky. In: *Příroda*. Praha: Agentura ochrany přírody a krajiny ČR, 2020, 41. ISSN 1211-3603.

CIBULKA, R. *Melilotus dentatus* (Waldst. et Kit.) Pers. - komonice zubatá / komonica zubatá [online]. 19. 9. 2007 [cit. 7. 3. 2020]. Dostupné z <https://botany.cz/cs/melilotus-dentatus/>

DEÁK, B., O. VALKÓ, P. TÖRÖK, B. TÓTHMÉRÉSZ. Solonetz meadow vegetation (Beckmannion eruciformis) in East-Hungary - An alliance driven by moisture and salinity. *Tuexenia*, 2014, 34: 18–203.

DOSTÁLEK, J., S. HEJNÝ, Š. HUSÁK, T. SCHWARZOVÁ, F. DVOŘÁK. *Chenopodium* L. In: S. HEJNÝ, B. SLAVÍK (eds). *Květena České republiky 2*. 2. vyd. Praha: Academia, 1990. ISBN 80-200-1089-0.

DVOŘÁK, F. *Spergularia* (PERS.) J. et K. PRESL. In: S. HEJNÝ, B. SLAVÍK (eds). *Květena České republiky 2*. 2. vyd. Praha: Academia, 1990, s. 223–265. ISBN 80-200-1089-0.

DVOŘÁKOVÁ, M. *Lamium* L. In: B. SLAVÍK (ed). *Květena České republiky 6*. Praha: Academia, 2000, s. 596–603. ISBN 80-200-0306-1.

ELSEY-QUIRK, T., B. A. MIDDLETON, C. E. PROFFITT. Seed flotation and germination of salt marsh plants: The effects of stratification, salinity, and/or inundation regime. *Aquatic Botany*, 2009, 91: 40–46.

GREET, J., R. D. COUSENS, J. A. WEBB. Flow regulation is associated with riverine soil seed bank composition within an agricultural landscape: Potential implications for restoration. *Journal of Vegetation Science*, 2013, 24: 157–167.

GRULICH, V. Red List of vascular plants of the Czech Republic: 3rd edition. In: *Preslia*. Praha: Česká botanická společnost, 2012, 84: 631–645.

GUTTERMAN, Y. Maternal Effects on Seeds During Development. In: M. FENNER (ed). *Seeds: The Ecology of Regeneration in Plant Communities*. 2. vyd. Wallingford: CABI Publishing, 2000, s. 59–85.

HARUŠTIAKOVÁ, D., J. JARKOVSKÝ, S. LITTNEROVÁ, L. DUŠEK. *Vícerozměrné statistické metody v biologii*. Brno: Akademické nakladatelství CERM, s.r.o., 2012, 111 s. ISBN: 978-80-7204-791-8.

HAŠKOVÁ, J., J. KIRSCHNER, J. ŠTĚPÁNEK. *Melilotus* MILL. In: B. SLAVÍK (ed). *Květena České republiky 4*. Praha: Academia, 1995, s. 444–450. ISBN 80-200-0384-3.

HROUDA, L. *Veronica* L. In: B. SLAVÍK (ed). *Květena České republiky 6*. Praha: Academia, 2000, s. 355–398. ISBN 80-200-0306-1.

HROUDA, L. *Inula* L. In: B. SLAVÍK, J. ŠTĚPÁNKOVÁ (eds). *Květena České republiky 7*. Praha: Academia, 2004a, s. 69–80. ISBN 80-200-1161-7.

HROUDA, L. Pulicaria GAERTNER. In: B. SLAVÍK, J. ŠTĚPÁNKOVÁ (eds). *Květena České republiky 7*. Praha: Academia, 2004b, s. 80–84. ISBN 80-200-1161-7.

HROUDOVÁ, Z. Svaz MCB. *Meliloto dentati-Bolboschoenion maritimi*. In: M. CHYTRÝ (ed). *Vegetace České republiky. 3, Vodní a mokřadní vegetace*. Praha: Academia, 2011, s. 428–434. ISBN 978-80-200-1918-9.

HROUDOVÁ, Z., R. HRIVNÁK, K. ŠUMBEROVÁ. MCB01. *Astero pannonic-Bolboschoenetum compacti*. In: M. CHYTRÝ (ed). *Vegetace České republiky. 3, Vodní a mokřadní vegetace*. Praha: Academia, 2011, s. 434–437. ISBN 978-80-200-1918-9.

KEDDY, P. Wetland restoration: The potential for assembly rules in the service of conservation. *Wetlands*, 1999, 19: 716–732.

KEIFFER, C. H., I. A. UNGAR. The effect of extended exposure to hypersaline conditions on the germination of five inland halophyte species. *American Journal of Botany*, 1997, 84: 104–111.

KHAN, Z., M. ALBRECHT, A. TRAVESET. Salt application as an effective measure to control ruderal invaders threatening endangered halophytic plant species. *Applied Vegetation Science*, 2013, 16: 448–456.

KIEHL, K., P. ESSELINK, J. P. BAKKER. Nutrient limitation and plant species composition in temperate salt marshes. *Oecologia*, 1997, 111: 325–330.

KIRSCHNER, J., P. TOMŠOVIC. *Atriplex* L. In: S. HEJNÝ, B. SLAVÍK (eds). *Květena České republiky 2*. 2. vyd. Praha: Academia, 1990, s. 266–280. ISBN 80-200-1089-0.

KIRSCHNER, J., J. ŠTĚPÁNEK. *Medicago* L. In: B. SLAVÍK (ed). *Květena České republiky 4*. Praha: Academia, 1995, s. 452–462. ISBN 80-200-0384-3.

KOVANDA, K., K. KUBÁT. *Aster* L. In: B. SLAVÍK, J. ŠTĚPÁNKOVÁ (eds). *Květena České republiky 7*. Praha: Academia, 2004, s. 125–140. ISBN 80-200-1161-7.

KUBÁT, K. *Trifolium* L. In: B. SLAVÍK (ed). *Květena České republiky 4*. Praha: Academia, 1995, s. 462–482. ISBN 80-200-0384-3.

KŘÍSA, B. *Ranunculus* L. In: S. HEJNÝ, B. SLAVÍK (eds). *Květena České socialistické republiky 1*. Praha: Academia, 1988, s. 425–446.

LEISHMAN, M. R., I. J. WRIGHT, A. T. MOLES, M. WESTOBY. The Evolutionary Ecology of Seed Size. In: M. FENNER (ed). *Seeds: The Ecology of Regeneration in Plant Communities*. 2. vyd. Wallingford: CABI Publishing, 2000, s. 31–59.

- LI, X., B. WEN, F. YANG, A. HARTLEY. Effects of alternate flooding–drought conditions on degenerated *Phragmites australis* salt marsh in Northeast China. *Restoration Ecology*, 2017, 25: 810–819.
- MAGEE, T. K., M. E. KENTULA. Response of wetland plant species to hydrologic conditions. *Wetlands Ecology and Management*, 2005, 13: 163–181.
- MAIGHAL, M., M. SALEM, J. KOHLER, M. C. RILLIG. Arbuscular mycorrhizal fungi negatively affect soil seed bank viability. In: *Ecology and Evolution*. John Wiley & Sons, 2016, 6: 7683–7689.
- MIKO, L., M. HOŠEK (eds). *Příroda a krajina České republiky, Zpráva o stavu 2009*. Praha: Agentura ochrany přírody a krajiny ČR, 2009. ISBN 978-80-87051-70-2.
- MITSCH, W. J., J. G. GOSSELING. *Wetlands*. 3. vyd. New York: Wiley, 2000, 920 s. ISBN 0-471-29232-X.
- MITSCH, W. J., X. WU, R. W. NAIRN, P. E. WEIHE, N. WANG, R. DEAL, C. E. BOUCHER. Creating and restoring wetlands. *BioScience*, 1998, 48: 1019–1030.
- MORIMOTO, J., M. SHIBATA, Y. SHIDA, F. NAKAMURA. Wetland restoration by natural succession in abandoned pastures with a degraded soil seed bank. *Restoration Ecology*, 2017, 25: 1005–1014.
- MURDOCH, A. J., R. H. ELLIS. Dormancy, Viability and Longevity. In: M. FENNER (ed). *Seeds: The Ecology of Regeneration in Plant Communities*. Wallingford: CABI Publishing, 2000, s. 183–215.
- NICOL, J. M., G. G. GANF, G. A. PELTON. Seed banks of a southern Australian wetland: The influence of water regime on the final floristic composition. *Plant Ecology*, 2003, 168: 191–205.
- NISHIHIRO, J., M. A. NISHIHIRO, I. WASHITANI. Restoration of wetland vegetation using soil seed banks: Lessons from a project in Lake Kasumigaura, Japan. *Landscape and Ecological Engineering*, 2006, 2: 171–176.
- NOVÁK, J., K. ŠUMBEROVÁ. TCB02 *Loto tenuis*-*Potentilletum anserinae*. In: M. CHYTRÝ (ed). *Vegetace České republiky. 1, Travinná a keříčková vegetace. 2.* vyd. Praha: Academia, 2010, s. 159–161. ISBN 978-80-200-1896-0.
- PRACH, K. Ekologie obnovy narušených míst: I. Obecné principy [online]. In: *Živa*. Praha: Academia, 2009a [cit. 16.3.2020], s. 22–24. Dostupné z http://restoration-ecology.eu/common_files/uploads/Ekologie-obnovy-Ziva.pdf

PRACH, K. Ekologie obnovy narušených míst VI: Shrnutí a závěrečné poznámky [online]. In: *Živa*. Praha: Academia, 2009b [cit. 16.3.2020], s. 262–264. Dostupné z http://restoration-ecology.eu/common_files/uploads/Ekologie-obnovy-Ziva.pdf

PRACH, K., J. FROUZ, P. KAREŠOVÁ, P. KONVALINKOVÁ, V. KOUTECKÁ, O. MUDRÁK, J. NOVÁK, J. ŘEHOUNEK, R. TRNKOVÁ, R. TROPEK, K. ŘEHOUNKOVÁ, L. TICHÝ. Ekologie obnovy narušených míst: II Místa narušená těžbou surovin [online]. In: *Živa*. Praha: Academia, 2009 [cit. 16.3.2020], s. 68–72. Dostupné z: http://restoration-ecology.eu/common_files/uploads/Ekologie-obnovy-Ziva.pdf

PRIMACK, R. B. Biologické principy ochrany přírody. Přeložili P. KINDLMANN, J. JERSÁKOVÁ. Praha: Portál, 2001, 349 s. ISBN 80-7178-552-0.

SARNEEL, J. M., R. H. JANSSEN, W. J. RIP, I. M. A. BENDER, E. S. BAKKER. Windows of opportunity for germination of riparian species after restoring water level fluctuations: A field experiment with controlled seed banks. *Journal of Applied Ecology*, 2014, 51: 1006–1014.

SHANNON, M. C., C. M. GRIEVE, L. E. FRANCOIS. Whole - Plant Response to Salinity. In: R.E. WILKINSON (ed). *Plant - Environment Interactions*. New York: Marcel Dekker Inc., 1994, s. 199–244.

SLAVÍK, B. Geranium L. In: B. SLAVÍK (ed). *Květena České republiky 5*. Praha: Academia, 1997. ISBN 80-200-0590-0.

SMEJKAL, M. Cerastium L. In S. HEJNÝ AND B. SLAVÍK eds. *Květena České republiky 2*. Praha: Academia, 1990. ISBN 80-200-1089-0.

SMEJKAL, M. Epilobium L. In B. SLAVÍK ed. *Květena České republiky 5*. Praha: Academia, 1997, s. 192–221. ISBN 80-200-0590-0.

SOJÁK, J. Potentilla L. In: B. SLAVÍK (ed). *Květena České republiky 4*. Praha: Academia, 1995, s. 283–314. ISBN 80-200-0384-3.

STROH, P. A., F. M. R. HUGHES, T. H. SPARKS, J. O. MOUNTFORD. The influence of time on the soil seed bank and vegetation across a landscape-scale wetland restoration project. *Restoration Ecology*, 2012, 20: 103–112.

SÁDLO, J. T7 Slaniska. In: M. CHYTRÝ, T. KUČERA, M. KOČÍ, V. GRULICH, P. LUSTYK (eds). *Katalog biotopů České republiky*. 2. vyd. Praha: Agentura ochrany přírody a krajiny ČR, 2010, s. 240–243.

SÁDLO, J. MCB02. *Schoenoplectetum tabernaemontani*. In: M. CHYTRÝ (ed). *Vegetace České republiky*. 3, *Vodní a mokřadní vegetace*. Praha: Academia, 2011, s. 437–440.

- THOMPSON, K. The Functional Ecology of Soil Seed Banks. In: M. FENNER (ed). *Seeds: The Ecology of Regeneration in Plant Communities*. Wallingford: CABI Publishing, 2000, s. 215–237.
- UNGAR, I. A. Germination ecology of halophytes. In: D.N. SEN, K.S. RAJPUROHIT (eds). *Contributions to the ecology of halophytes*. Dordrecht: Springer, 1982, s. 143–154.
- WANG, M., G. D. WANG, X. G. LU, M. JIANG, S. Z. WANG. Soil seed banks and their implications for wetland restoration along the Nongjiang River, Northeastern China. *Ecological Engineering*, 2016, 96: 26–33.
- WANG, Z., H. XU, L. YIN, J. LI, Z. ZHANG, Y. LI. Effects of water treatments on the activation of soil seed banks-A case study on the lower reaches of the Tarim River. *Progress in Natural Science*, 2009, 19: 733–740.
- WWW.PLADIAS.CZ. *Pladias - databáze české flóry a vegetace* [online]. 2014- [cit. 16.4.2020]. Dostupné z <https://pladias.cz/>
- ZEDLER, J. B. Progress in wetland restoration ecology. *Trends in Ecology and Evolution*, 2000, 15: 402–407.
- ČVANČARA, A., J. KIRSCHNER, L. KIRSCHNEROVÁ. Centaurium HILL. In: B. SLAVÍK (ed). *Květena České republiky 6*. Praha: Academia, 2000, s. 73–78. ISBN 80-200-0306-1.
- ŘEHOUNKOVÁ, K., J. ŘEHOUNEK. Dobrodružství s přírodě blízkou obnovou [online]. *Fórum ochrany přírody*, Praha, 2016 [cit. 16.3.2020], 49: 17–19. Dostupné z http://restoration-ecology.eu/common_files/uploads/fop-unor-fin-1.pdf
- ŠOURKOVÁ, M. AND L. HROUDA. Bupleurum L. In: B. SLAVÍK (ed). *Květena České republiky 5*. Praha: Academia, 1997, s. 322–329. ISBN 80-200-0590-0.
- ŠTĚPÁNEK, J. Mentha L. In: B. SLAVÍK (ed). *Květena České republiky 6*. Praha: Academia, 2000, s. 674–693. ISBN 80-200-0306-1.
- ŠUMBEROVÁ, K. Vegetace jednoletých halofilních travin. In: M. CHYTRÝ (ed). *Vegetace České republiky. 1, Travinná a keříčková vegetace. 2. vyd.* Praha: Academia, 2010a, s. 132–142. ISBN 978-80-200-1896-0.
- ŠUMBEROVÁ, K. Vegetace jednoletých sukulentních halofytů. In: M. CHYTRÝ (ed). *Vegetace České republiky. 1, Travinná a keříčková vegetace. 2. vyd.* Praha: Academia, 2010b, s. 143–149. ISBN 978-80-200-1896-0.
- ŠUMBEROVÁ, K. Mokřady a pobřežní vegetace. In: *Červený seznam biotopů České republiky*. Praha: Agentura ochrany přírody a krajiny ČR, 2020, 41: 47–52.

ŠUMBEROVÁ, K., M. CHYTRÝ. Vegetace jednoletých vlhkomilných bylin. In: M. CHYTRÝ, T. KUČERA, M. KOČÍ, V. GRULICH, P. LUSTYK (eds). *Katalog biotopů České republiky*. 2. vyd. Praha: Agentura ochrany přírody a krajiny České republiky, 2010, s. 54–62.

ŠUMBEROVÁ, K., M. CHYTRÝ, J. SÁDLO. Rákosiny a vegetace vysokých ostřic. In: M. CHYTRÝ, T. KUČERA, M. KOČÍ, V. GRULICH, P. LUSTYK (eds). *Katalog biotopů České republiky*. 2. vyd. Praha: Agentura ochrany přírody a krajiny České republiky, 2010a, s. 34–52.

ŠUMBEROVÁ, K., J. NOVÁK, J. SÁDLO. Slaniskové trávníky. In: M. CHYTRÝ (ed). *Vegetace České republiky. 1, Travná a keříčková vegetace*. 2. vyd. Praha: Academia, 2010b, s. 150–164. ISBN 978-80-200-1896-0.

ŠÍDA, O. Conyza LESS. In: B. SLAVÍK, J. ŠTĚPÁNKOVÁ (eds). *Květena České republiky* 7. Praha: Academia, 2004, s. 153–157. ISBN 80-200-1161-7.

Příloha:

Portréty druhů rostlin vyklíčených z půdní semenné banky

Pokud není uvedeno jinak, tak je autorem obrázků autor této bakalářské práce.



Obr. č. 1: *Atriplex prostrata* (lebeda hrálovitá) (30. 4. 2018)



Obr. č. 2: *Atriplex prostrata* (24. 5. 2018)



Obr. č. 3: *Atriplex prostrata*, detail květenství (20. 9. 2018)



Obr. č. 4: *Bolboschoenus maritimus* (27. 9. 2018)



Obr. č. 5: *Bupleurum tenuissimum* (prorostlík nejtenčí) (10. 5. 2018)



Obr. č. 6: *Bupleurum tenuissimum* (4. 6. 2018)



Obr. č. 7: *Bupleurum tenuissimum*, detail květenství (20. 9. 2018)



Obr. č. 8: *Centaurium pulchellum* (zeměžluč spanilá) (4. 6. 2018)



Obr. č. 9: *Centaurium pulchellum* (11. 6. 2018)



Obr. č. 10: *Centaurium pulchellum*, detail květu (11. 6. 2018)



Obr. č. 11: *Cerastium brachypetalum* (rožec krátkoplátečný) (10. 5. 2018)



Obr. č. 12: *Cerastium brachypetalum*, detail květenství (24. 5. 2018)



Obr. č. 13: *Cerastium dubium* (rožec pochybný) (23. 4. 2018)



Obr. č. 14: *Cerastium dubium*, detail květenství (30. 4. 2018)



Obr. č. 15: *Cirsium vulgare* (pcháč obecný) (30. 4. 2018)



Obr. č. 16: *Cirsium vulgare* (24. 5. 2018)



Obr. č. 17: *Conyza canadensis* (turanka kanadská) (30. 4. 2018)



Obr. č. 18: *Conyza canadensis* (10. 5. 2018)



Obr. č. 19: *Crypsis aculeata* (skrytěnka bodlinatá) (30. 4. 2018), autor: Josef Navrátil



Obr. č. 20: *Epilobium hirsutum* (vrbovka chlupatá) (30. 4. 2018)



Obr. č. 21: *Epilobium hirsutum* (4. 6. 2018)



Obr. č. 22: *Epilobium parviflorum* (vrbovka malokvětá), detail květenství (12. 9. 2018)



Obr. č. 23: *Geranium pusillum* (kakost maličký) (30. 4. 2018)



Obr. č. 24: *Hypericum* sp. (třezalka) (4. 6. 2018)



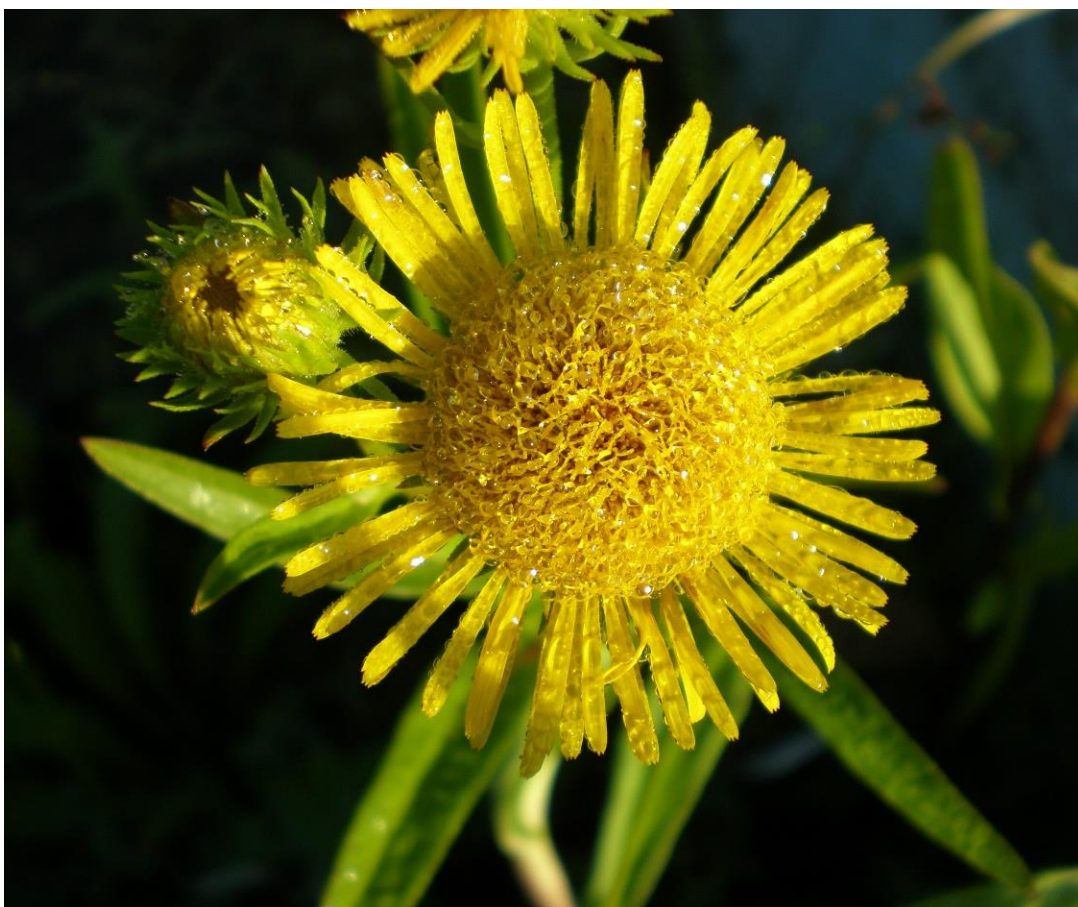
Obr. č. 25: *Hypericum* sp. (28. 6. 2019)



Obr. č. 26: *Chenopodium glaucum* agg. (merlík sivý) (24. 5. 2018)



Obr. č. 27: *Inula britannica* (oman britský) (30. 4. 2018)



Obr. č. 28: *Inula britannica*, detail květenství (20. 9. 2018)



Obr. č. 29: *Inula britannica* (20. 9. 2018)



Obr. č. 30: *Juncus articulatus* (sítina článkovaná) (4. 6. 2018)



Obr. č. 31: *Juncus articulatus*, detail květenství (28. 6. 2019)



Obr. č. 32: *Juncus bufonius* agg. (sítina žabí) (4. 6. 2018)



Obr. č. 33: *Juncus compressus* (sítina smáčknutá) (4. 6. 2018)



Obr. č. 34: *Juncus compressus*, detail květenství (28. 6. 2019)



Obr. č. 35: *Lamium purpureum* (hluchavka nachová) (30. 4. 2018)



Obr. č. 36: *Lamium purpureum* (24. 5. 2018)



Obr. č. 37: *Lotus tenuis* (štírovník tenkolistý) (30. 4. 2018)



Obr. č. 38: *Lotus tenuis* (24. 5. 2018)



Obr. č. 39: *Lotus tenuis*, detail květenství (28. 6. 2018)



Obr. č. 40: *Lycopodium europaeus* (karbinec evropský) (24. 5. 2018)



Obr. č. 41: *Lycopodium europaeus* (11. 6. 2018)



Obr. č. 42: *Melilotus altissimus* (komonice nejvyšší) (10. 5. 2018)



Obr. č. 43: *Melilotus altissimus*, detail květenství (12. 9. 2019)



Obr. č. 44: *Melilotus altissimus* (12. 9. 2019)



Obr. č. 45: *Melilotus dentatus* (komonice zubatá) (30. 4. 2018)



Obr. č. 46: *Melilotus dentatus*, detail listů (4. 6. 2018)



Obr. č. 47: *Melilotus dentatus* (4. 6. 2018)



Obr. č. 48: *Mentha aquatica* (máta vodní) (30. 4. 2018)



Obr. č. 49: *Mentha aquatica*, detail květenství (12. 9. 2019)



Obr. č. 50: *Mentha aquatica* (28. 6. 2019)



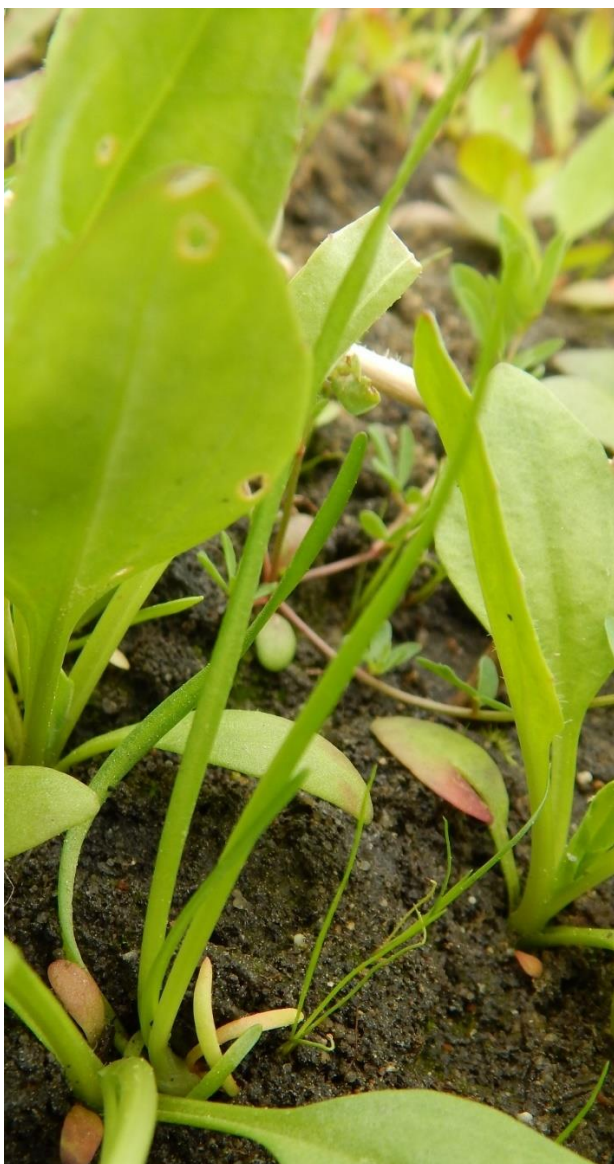
Obr. č. 51: *Plantago lanceolata* (jitrocel kopinatý) (23. 4. 2018)



Obr. č. 52: *Plantago lanceolata* (10. 5. 2018)



Obr. č. 53: *Plantago major* (jitrocel větší) (27. 9. 2018)



Obr. č. 54: *Plantago maritima* (jitrocel přímořský) (10. 5. 2018)



Obr. č. 55: *Plantago maritima*, detail květenství (20. 9. 2018)



Obr. č. 56: *Plantago uliginosa* (jitrocel chudokvětý) (24. 5. 2018)



Obr. č. 57: *Plantago uliginosa*, detail květenství (20. 9. 2018)



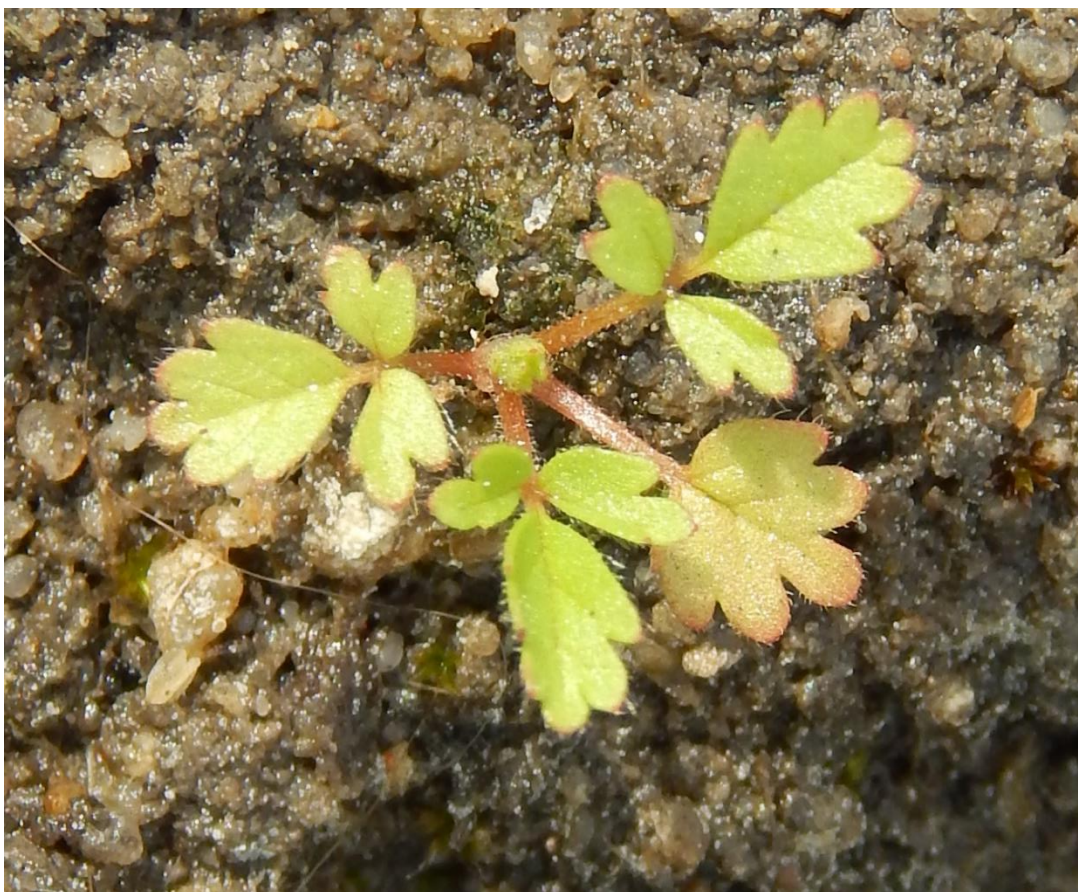
Obr. č. 58: *Poa annua* (lipnice roční) (30. 4. 2018)



Obr. č. 59: *Poa annua* (10. 5. 2018)



Obr. č. 60: *Poaceae* (lipnicovité) (4. 6. 2018)



Obr. č. 61: *Potentilla supina* (mochna nízká) (24. 5. 2018)



Obr. č. 62: *Potentilla supina* (20. 9. 2018)



Obr. č. 63: *Pulicaria dysenterica* (blešník úplavičný) (24. 5. 2018)



Obr. č. 64: *Pulicaria dysenterica* (20. 9. 2018)



Obr. č. 65: *Ranunculus sceleratus* (pryskyřník lítý) (23. 4. 2018)



Obr. č. 66: *Ranunculus sceleratus* (10. 5. 2018)



Obr. č. 67: *Ranunculus sceleratus*, detail květenství (24. 5. 2018)



Obr. č. 68: *Spergularia maritima* (kuřinka obroubená) (30. 4. 2018)



Obr. č. 69: *Spergularia maritima* (10. 5. 2018)



Obr. č. 70: *Spergularia maritima* (27. 9. 2018)



Obr. č. 71: *Trifolium fragiferum*, detail listů (20. 9. 2018)



Obr. č. 72: *Trifolium fragiferum*, detail květenství (20. 9. 2018)



Obr. č. 73: *Tripolium pannonicum* (hvězdnice panonská) (30. 4. 2018)



Obr. č. 74: *Tripolium pannonicum* (10. 5. 2018)



Obr. č. 75: *Tripolium pannonicum*, detail květenství (20. 9. 2018)



Obr. č. 76: *Typha* sp. (orobinec) (10. 5. 2018)



Obr. č. 77: *Typha* sp. (4. 6. 2018)



Obr. č. 78: *Veronica anagallis-aquatica* (rozrazil drchničkovitý) (23. 4. 2018)



Obr. č. 79: *Veronica anagallis-aquatica* (10. 5. 2018)



Obr. č. 80: *Veronica anagallis-aquatica*, detail květenství (4. 6. 2018)



Obr. č. 81: *Veronica anagallis-aquatica* (24. 5. 2018)



Obr. č. 82: *Veronica anagallis-aquatica*, detail květenství (4. 6. 2018)



Obr. č. 83: *Veronica anagalloides* (rozrazil bažinný) (23. 4. 2018)



Obr. č. 84: *Veronica anagalloides* (10. 5. 2018)



Obr. č. 85: *Veronica anagalloides*, detail květenství (24. 5. 2018)



Obr. č. 86: *Veronica scutellata* (rozrazil štítkovitý) (24. 5. 2018)