

**Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích
Přírodovědecká fakulta**

Reintrodukce kriticky ohroženého druhu *Sedum villosum*

Diplomová práce

Bc. Barbora Bělovská

Školitelka: Mgr. Andrea Kučerová, PhD. (Botanický ústav AV ČR)

Konzultantka: Doc. RNDr. Jana Jersáková, PhD., Mgr. Ester Ekrťová, PhD.

České Budějovice 2024

Bibliografický údaj:

Bělovská, B., 2024: Reintrodukce kriticky ohroženého druhu *Sedum villosum*. [Reintroduction of the critically endangered species *Sedum villosum*. Mgr. thesis, in Czech] – 77 p., Faculty of Science, University of South Bohemia, České Budějovice, Czech Republic.

Anotace:

Tato práce se věnuje reintrodukci kriticky ohroženého druhu *Sedum villosum*. Cílem této práce bylo vyhodnotit úspěšnost reintrodukce na lokalitách PR Podlesí a PP Jezdovické rašeliniště. Dále byly studovány vybrané ekofyziologické vlastnosti druhu, které mohou ovlivňovat jeho přežívání v podmínkách probíhající globální změny klimatu. Byla testována odolnost druhu k mrazu, odolnost k zaplavení a také schopnost CAM fotosyntézy. V rámci této práce byly také vyhodnoceny fytoocenologické snímky, které popisují vývoj vegetace na trvalých plochách se strženým drnem kvůli reintrodukci *Sedum villosum*.

Klíčová slova

CAM fotosyntéza, druhová ochrana, management rašelinišť, mrazová odolnost, odolnost k zaplavení, repatriace, stržení drnu, sukcese

Annotation

This thesis is devoted to the reintroduction of the critically endangered species *Sedum villosum*. The main aim of this work was to evaluate the success of its reintroduction at Podlesí Nature reserve and Jezdovické rašeliniště Nature monument. In addition, selected ecophysiological characteristics of the species were studied that may influence its survival under ongoing global climate change. The species' frost tolerance, resistance to flooding, as well as CAM photosynthetic capability were tested. Phytocenological relevés describing vegetation succession in plots with the top soil removal, modified in this way due to the reintroduction of *Sedum villosum* are also evaluated in this work.

Keywords

CAM photosynthesis, flooding resistance, frost resistance, peatland management, repatriation, species conservation, top-soil removal, succession

Čestné prohlášení

Prohlašuji, že svoji diplomovou práci jsem vypracovala samostatně pouze s použitím pramenů a literatury uvedených v seznamu citované literatury.

V Českých Budějovicích dne 12. 4. 2024

.....
Bc. Barbora Bělovská

Poděkování

Ráda bych velmi poděkovala své školitelce Mgr. Andree Kučerové, PhD., za vynikající vedení a podporu během sběru dat i psaní této práce. Děkuji za všechnen čas, cenné rady a trpělivost, kterou mi po celou dobu věnovala. Mé díky patří také mým konzultantkám Mgr. Ester Ekrtové, PhD. za cenné rady, velkou pomoc při monitoringu na PP Jezdovické rašeliniště a za péči o tuto lokalitu a doc. RNDr. Janě Jersákové, PhD. za ochotu, rady a pomoc při psaní. Dále děkuji za pomoc a cenné rady doc. RNDr. Tomáši Kučerovi, PhD. a všem dalším, s kterými jsem práci mohla konzultovat. Také bych chtěla poděkovat p. Albrechtovi za poskytnutí veškerého použitého sadebního materiálu pro reintrodukci. V neposlední řadě bych ráda poděkovala mé rodině a přátelům za jejich nekonečnou trpělivost a podporu, která mi byla oporou po celou dobu tvorby této práce.

Obsah

1	Úvod.....	1
2	Teoretická část	3
2.1	Popis druhu.....	3
2.1.1	Biologie	3
2.1.2	Ekologie	3
2.1.3	Status ochrany	4
2.1.4	Rozšíření druhu	4
2.1.5	Záchranné kultivace	5
2.2	Reintrodukce	6
2.2.1	Reintrodukce	6
2.2.2	Reintrodukce <i>S. villosum</i>	8
2.3	Odolnost proti mrazu.....	9
2.4	Odolnost k zaplavení.....	10
2.5	CAM fotosyntéza	11
3	Metodika a materiál	13
3.1	Reintrodukce	13
3.1.1	Popis lokalit.....	13
3.1.2	Postup při reintrodukci	14
3.1.3	Management lokalit.....	16
3.1.4	Následný monitoring	16
3.1.5	Vlastnosti podzemní vody.....	16
3.1.6	Pokusný výsev.....	17
3.1.7	Vyhodnocení úspěšnosti reintrodukce	17
3.1.8	Vyhodnocení vlivu dodatečného managementu	17
3.2	Ověření klíčivosti semen v klimaboxu.....	17
3.3	Vývoj vegetace po stržení drnu	19
3.4	Porovnání recentních a historických fytoecologických snímků.....	19
3.5	Mrazová odolnost.....	20
3.5.1	Nukleační teplota.....	20
3.5.2	Stanovení míry poškození rostlin mrazem	22
3.6	Reakce na zaplavení	23
3.7	CAM fotosyntéza	25
3.8	Analýza dat.....	25
4	Výsledky	26
4.1	Reintrodukce	26
4.1.1	Úspěšnost reintrodukce na PP Jezdovické rašeliniště	26

4.1.2	Vliv dodatečného managementu	30
4.1.3	Úspěšnost reintrodukce v PR Podlesí.....	31
4.1.4	Pokusný výsev	35
4.1.5	Vlastnosti podzemní vody	35
4.2	Ověření klíčivosti semen v klimaboxu.....	37
4.2.1	Úspěšnost klíčení.....	37
4.2.2	Rychlost klíčení.....	38
4.3	Vývoj vegetace po stržení drnu.....	38
4.3.1	PP Jezdovické rašeliniště	38
4.3.2	PR Podlesí	41
4.4	Porovnání recentních a historických fytoecologických snímků.....	43
4.4.1	Snímky všech ploch bez reintrodukcí	43
4.4.2	Snímky z Vysočiny (+ Stročov) bez reintrodukce	44
4.4.3	Snímky z Vysočiny i s reintrodukcí	46
4.5	Mrazová odolnost.....	48
4.5.1	Nukleační teplota.....	48
4.5.2	Stanovení míry poškození rostlin mrazem	48
4.6	Reakce na zaplavení	49
4.6.1	Přežívání.....	49
4.6.2	Změna výšky	49
4.6.3	Větvení	50
4.7	CAM fotosyntéza	50
5	Diskuse.....	51
5.1	Vyhodnocení úspěšnosti reintrodukce	51
5.2	Pokusný výsev	54
5.3	Vlastnosti podzemní vody	55
5.4	Vývoj vegetace po stržení drnu.....	55
5.5	Porovnání recentních a historických snímků	56
5.6	Odolnost vůči mrazu	56
5.7	Reakce na zaplavení	57
5.8	CAM fotosyntéza	57
6	Shrnutí.....	58
7	Zdroje.....	60
8	Přílohy.....	65

1 Úvod

Změny ve využívání krajiny společně se změnami klimatu zvýšily riziko vyhynutí vzácných a ohrožených druhů planě rostoucích rostlin. Tyto změny totiž často vedou k zániku stanovišť, kde se takové druhy přirozeně vyskytují. V případě kriticky ohrožených druhů, které se vyskytují už jen na několika málo posledních lokalitách v malých populacích, nelze předpokládat rozšiřování druhů na nové vhodné lokality přirozenou cestou. Účinným způsobem ochrany a zachování takových druhů v naší přírodě mohou být jejich reintrodukce. Jednou z nejohroženějších skupin rostlin jsou druhy vázané na mokřadní stanoviště. Mokřady a zejména rašelinné louky a prameniště patří mezi jedny z neohroženějších biotopů v naší republice (Chytrý et al. 2020). Z naší krajiny z velké části zmizely kvůli rozsáhlému odvodňování v 2. pol. 20. století a následně i kvůli opuštění od tradičního obhospodařování, což urychlilo jejich zarůstání náletovými dřevinami nebo konkurenčně silnými druhy graminoidů. Dosud zachovalé lokality ale ovlivňují postupné klimatické změny. Velkou roli hrají hlavně změny v intenzitě srážek a jejich rozložení během roku, které spolu s vyšší teplotou znamenají méně dnů se sněhovou pokrývkou v zimním období a delší období bez srážek během vegetační sezóny, což vše dohromady vyvolává změny v hydrologickém režimu mokřadů. Tyto změny mohou přímo ovlivňovat i přežívání druhů vázaných na tyto lokality.

Tato práce se zabývá reintrodukcí kriticky ohroženého druhu *Sedum villosum*, vázaného na přechodová rašeliniště, prameniště a rašelinné prameništní louky. Jedná se o druh, který byl v minulosti v České republice roztroušeně rozšířen na velké části našeho území (Grulich 1991). Ovšem dnes má jen poslední 4 původní lokality. Reintrodukce proběhla na dvou lokalitách, kde se druh historicky vyskytoval, a to v PR Podlesí a PP Jezdovické rašeliniště. Výsadba proběhla v roce 2020 v rámci Regionálního akčního plánu AOPK ČR s cílem vytvořit záložní populaci pro ohroženou populaci vyskytující se v NPP Stročov. Provedené výsadby byly v rámci této práce pravidelně monitorovány a bylo provedeno několik experimentů s cílem lépe porozumět ekofyziologii druhu. Konkrétními cíli této práce bylo:

1. Vyhodnotit úspěšnost reintrodukce kriticky ohroženého rozchodníku huňatého (*Sedum villosum*) v PP Jezdovické rašeliniště a PR Podlesí.

Dílčí cíle:

- a) Získat a vyhodnotit data o vývoji reintrodukované populace *S. villosum* na trvalých plochách v PP Jezdovické rašeliniště a PR Podlesí.
- b) Založit a vyhodnotit experiment testující úspěšnost a rychlost klíčení *S. villosum*.
- c) Porovnat současnou vegetaci na lokalitách se *S. villosum* s vegetací přítomnou zde v minulosti, pomocí srovnání historických a současných fytoocenologických snímků.

2. Zjistit ekofyziologické vlastnosti *S. villosum*, které mohou ovlivňovat úspěšnost/přežívání druhu v podmínkách globální změny klimatu.

Dílčí cíle:

- a) Založit a vyhodnotit pokus testující reakci *S. villosum* na čtyřdenní a sedmidenní zaplavení.
- b) Zjistit mrazovou odolnost *S. villosum* pomocí měření nukleační teploty a stanovení poškození rostlin mrazem.
- c) Zjistit, zda je druh *S. villosum* schopen CAM fotosyntézy.

2 Teoretická část

2.1 Popis druhu

2.1.1 Biologie

Sedum villosum, českým názvem rozchodník huňatý, patří do čeledi tlusticovité (Crassulaceae) (obr. 1). Lodyha může být jednoduchá, ale při vhodných podmínkách bývá spíše větvená a dosahuje výšky 10-20 cm. Listy *S. villosum* jsou dužnaté, mají obkopinatý tvar a jejich postavení na stonku je střídavé. Jedná se o krátkověkou bylinu, která kvete nejdříve druhou vegetační sezonu a po odkvětu odumírá. Květy mají průměr 4-6 mm, jsou uspořádané v chocholičnaté latě a vykvétají převážně v průběhu června a začátku července (Hejný et.al, 2003). Korunní lístky mají světle růžovou barvu. Rostliny se rozmnožují generativně i vegetativně. Pohlavní rozmnožování probíhá pomocí velmi drobných semen s délkou kolem 1 mm, která jsou ve velkém množství uložena v souplodí 5 měchýřků o velikosti přibližně 5 mm a jsou šířena nejčastěji větrem nebo vodou. Vegetativně se rostlina rozmnožuje pomocí úlomků lodyh, které jsou schopny znovu zakořenit (Dillingerová, 2019).

2.1.2 Ekologie

U nás je *S. villosum* vlhkomilný druh, jehož typickými stanovišti jsou okolí lučních pramenišť a rašelinné louky na minerálně chudých i bázemi mírně obohacených rašelinných půdách. Vyhovují mu slabě kyselé půdy s pH v rozmezí 5,0-5,8 (Jersáková a Kučerová, 2016). Z historických záznamů jsou také známy jeho nálezy ze sešlapaných míst na pastvinách u napajedel. Obecně mu vyhovují stanoviště s dostatečnou disturbancí, která zajistí řidší vegetaci nebo drobné obnažené plochy (AOPK, 2021). Jedná se o konkurenčně velmi slabý druh, potřebuje dostatek světla, protože zástin má prokazatelně negativní vliv na růst i kvetení druhu (Průšová, 2008).



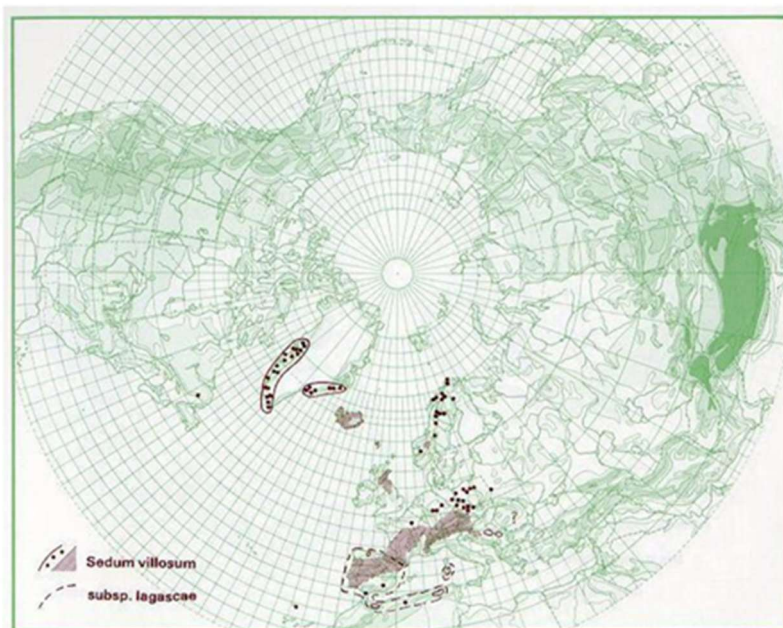
Obr. 1: Rozchodník huňatý (*Sedum villosum*) na lokalitě PR Podlesí (foto B. Bělovská).

2.1.3 Status ochrany

Druh *S. villosum* není zařazen na Červený seznam IUCN ani na jiný mezinárodní dokument zabývající se druhovou ochranou. Avšak ve většině států výskytu je zařazen do některé z kategorie ohrožení dle kategorizace ohroženosti IUCN. Například v Rakousku je označen za ohrožený (EN), v Německu za kriticky ohrožený (CR) a v Polsku dokonce za vyhynulý (EX) (Dillingerová, 2019). V České republice patří mezi kriticky ohrožené druhy, a to jak podle kategorizace IUCN (CR), tak české kategorizace ohrožených druhů (C1) (Grulich a Chobot, 2017). Druh je chráněn zákonem (Zákon 114/1992 Sb. o ochraně přírody a krajiny), je uveden v příloze II. vyhlášky 395/1992 Sb. jako druh kriticky ohrožený.

2.1.4 Rozšíření druhu

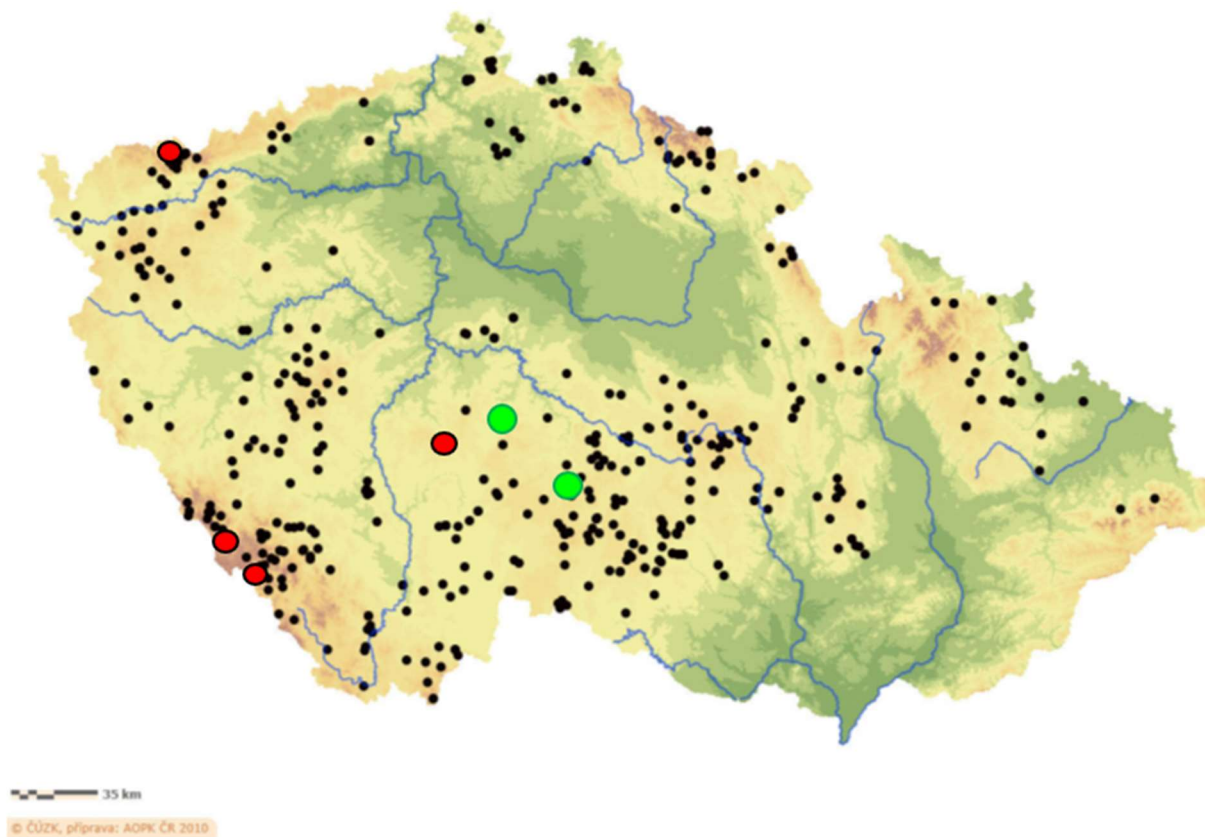
S. villosum je rozšířeno přes celou západní polovinu Evropy. Nalezneme ho od Portugalska, přes Francii, Itálii, Švýcarsko, Německo až po Českou republiku, kudy vede východní hranice rozšíření druhu (Grulich a Procházka, 1999). Vyskytuje se také ve Skandinávii a jedny z nejpočetnějších populací se v současné době nacházejí na Islandu, na Britských ostrovech a východním pobřeží Grónska (obr. 2) (Hultén a Fries 1986).



Obr. 2: Celosvětové rozšíření druhu *S. villosum* (Hultén a Fries, 1986).

V České republice se druh historicky vyskytoval roztroušeně na velké části území. Do první poloviny 20. století u nás bylo zaznamenáno 360 lokalit. Od té doby však počet lokalit druhu strmě klesal a v roce 1980 byl ověřen pouze na pěti lokalitách (Grulich, 1991). Úbytek *S. villosum* jednoznačně souvisel s úbytkem vhodných lokalit. Ten byl způsoben velkými změnami v krajině, jakými bylo ústup od tradičního hospodaření, likvidace litorálních porostů, odvodnění řady podmáčených ploch a zintenzivnění zemědělství, které vedlo k větší úživnosti ploch a jejich

rychlejšímu zarůstání. V současné době jsou v České republice poslední čtyři původní lokality – NPR Božídarské rašeliniště (Krušné hory), Kostelní Vrch (NP Šumava), Knížecí pláně (NP Šumava) a NPP Stročov (Táborsko) (Čepelová a Jersáková, 2019a) a dvě nově vytvořené lokality – PP Jezdovické rašeliniště (Jihlavsko) a PR Podlesí (CHKO Blaník), kam byl druh *S. villosum* reintrodukovan v rámci Regionálního akčního plánu (AOPK, 2021) (obr. 3).



Obr. 3: Mapa historického a recentního rozšíření druhu v rámci ČR. Černé body označují historické lokality, červené body jsou recentní populace (Jersáková a Kučerová, 2016), zeleně lokality se současnou reintrodukcí.

2.1.5 Záchranné kultivace

V současné době je druh také pěstován v několika záchranných kultivacích. Populace z Kostelního vrchu je v záchranné kultivaci v BÚ Třeboň, BZ Trója a BZ Plzeň. Populace z NPR Stročov je pěstována p. Josefem Albrechtem v Českých Budějovicích, který se o záchranu druhu dlouhodobě zajímá a dodával sadební materiál pro reintrodukce. Výhledově se plánuje umístit populace z ostatních lokalit do dalších botanických zahrad v rámci ex-situ kultivací kriticky ohrožených druhů ČR (Rybka úst. sděl.). Je však třeba dodat, že dlouhodobé pěstování vyžaduje pravidelné zásahy. Rostliny je nutné pravidelně každé 2-3 roky přesazovat do čerstvého substrátu, neboť výsadby zarůstají nejen cévnaté rostliny, ale i některé druhy mechorostů (např. *Philonotis caespitosa* a *Marchantia polymorpha*) (Kučerová úst. sděl.).

2.2 Reintrodukce

2.2.1 Reintrodukce

Reintrodukcí se rozumí záměrné vysazení jedinců určitého druhu na lokalitu, kde se druh historicky vyskytoval. Cílem je vytvořit novou životaschopnou populaci, která má dostatečné genetické zdroje na to, aby se mohla přizpůsobovat změnám prostředí. Reintrodukce je jeden z účinných způsobů ochrany vzácných a ohrožených druhů rostlin, zejména vhodný pro záchranu extrémně malých populací (Primack et al., 2011).

V širším pojetí se reintrodukce dělí na tři typy – augmentaci, restituci a translokaci. Augmentace znamená posilování již existující populace přidáním dalších jedinců daného druhu s cílem zvýšit početnost populace nebo její genetickou diverzitu. Restitucí se rozumí znovuvytvoření populace, tedy její výsadba na lokalitu, kde se druh historicky prokazatelně vyskytoval. Translokace je přemístění, tedy vytvoření nové populace na místě, kde je to pro ní vhodné, i když se zde dříve nevyskytovala (Ren et al., 2014). V užším pojetí se translokace za typ reintrodukce nepovažuje a je pro ni používán spíše termín introdukce nebo asistovaná migrace.

Postupy a pokyny pro reintrodukce byly vypracovány mnoha mezinárodními organizacemi včetně Evropské rady (Council of Europe, 1985). Tyto pokyny popisují cíle reintrodukce, vhodné druhy rostlin, požadavky na stanoviště, požadavky na rostlinný materiál, regulaci a kontrolu reintrodukovaných populací, řízení a monitorování reintrodukovaných populací, postupy reintrodukce, kritéria pro hodnocení reintrodukce, kritéria pro hodnocení reintrodukovaných druhů a úspěšnosti reintrodukce.

Pro úspěšnou reintrodukci je klíčovým faktorem zvolení vhodné lokality. Tradičně se pro reintrodukci rostlin využívaly přednostně plochy, kde se druh historicky vyskytoval, a z nich se vybíraly ty, které byly geograficky nejbližší zdrojové populaci. Kromě toho je ale velice důležitá ekologická podobnost lokalit, protože lokalita, kde se druh vyskytoval historicky se dnes z důvodu změny hospodaření a probíhající globální změny klimatu může velmi lišit od stavu v době, kdy se tu druh nacházel původně. Důležitým faktorem je také způsob hospodaření na lokalitě a odhad pravděpodobného vývoje lokality v dalších letech (Ren et al., 2014).

Na vhodnou lokalitu je také třeba zvolit správný zdroj sadebního materiálu. Genetická diverzita je důležitým faktorem pro reintrodukci, protože přímo souvisí se schopností druhu přizpůsobit se daným podmínkám na lokalitě. Nejlépe zpravidla přežívají populace, které mají sadební materiál z nejpodobnější existující lokality (Ren et al., 2014). Zvláště zvýšená opatrnost je třeba v případě využití rostlin uchovaných ve sbírkách ex-situ. Potenciální problém spočívá v tom, že zde může docházet ke genetickému driftu, nové selekci a příbuzenskému křížení. Takto pozměněná populace pak může ztratit potřebné adaptace pro přežití v přirozeném prostředí.

V práci Rauschkolb et al. (2019) porovnávali rostliny ohrožených druhů z kultivace ex-situ s původními zdrojovými populacemi. U většiny druhů byla prokázána rozdílná doba kvetení a rychlost růstu. U některých druhů z kultivace byla zaznamenána také snížená schopnost dormance semen či potřeba vyšší teploty pro jejich klíčení.

Stejně jako je důležité posoudit, jestli je lokalita pro daný druh vhodná, je nutné také zvážit, jestli je druh vhodný pro lokalitu. Zejména je nutné zhodnotit, zda a jak reintrodukce samotná a případně jí předcházející zásahy ovlivní existující biotu na lokalitě. Je třeba také ověřit, zda přidání reintrodukovaného druhu nebude mít významný negativní vliv na funkční vztahy v daném místě a zda případné přípravné práce nepoškodí jiné cenné druhy na lokalitě. Také je třeba brát v potaz možnost přenosu patogenů, škůdců a semen invazních rostlin spolu se sadebním materiálem (Ren et al., 2014).

Nedílnou součástí repatriace je také její následný monitoring a jeho vyhodnocení. Z krátkodobého hlediska je úspěšná taková repatriace, kdy vysazené rostliny byly schopné na lokalitě dokončit svůj životní cyklus, růst populace první dva roky je více než 1 a semena se zde mohou šířit přirozeně prostřednictvím přítomných medií (voda, vítr apod.) (Ren et al., 2014).

Neméně důležité je však i vyhodnocení po delší době. Dlouhodobé sledování je zásadní zejména proto, aby se ověřilo, že druh na lokalitě stále přežívá a zda se populace byla schopna šířit semeny i do okolí a vytvářet satelitní populace (Primack a Drayton, 1997). Druh by se měl stát postupně funkční, soběstačnou a plnohodnotnou součástí ekosystému, jehož početnost se může během let měnit, ale už by neměla klesnout pod limitní počet pro životaschopnou populaci (Drayton a Primack, 2012). Přestože je dlouhodobé sledování pokusů považováno za klíčovou součást každého reintrodukčního úsilí, existuje mnoho případů, které mají tendenci omezit délku sledování po introdukci na minimum, maximálně na několik let. Publikované zprávy z delších studiích jsou málo obvyklé (Menges, 2008). V minulosti však bylo vícekrát zjištěno, že vyhodnocení provedené reintrodukce se mohou velmi lišit v závislosti na tom, po kolika letech bylo vyhodnocení provedeno. Je znám případ, kdy bylo pokusně reintrodukováno 8 druhů rostlin, vždy na dvě lokality. Vyhodnocení po dvou letech vypadalo velmi kladně, protože nepřežil pouze jeden druh. Vyhodnocení té samé repatriace po 15 letech však ukázalo, že z 8 druhů pouze jeden přežil na obou lokalitách, a druhý druhna jedné lokalitě. Zbýlých šest druhů nepřežilo ani na jedné z lokalit (Drayton a Primack, 2012).

Podobně nepublikování neúspěšných pokusů repatriací omezuje možnost poučit se z chyb, které se mohly stát. Pro účinné využívání repatriace jako nástroje pro druhovou ochranu je třeba znát všechny možnosti i rizika, aby další repatriace byly co nejúspěšnější a povedlo se zachránit co nejvíce druhů (Drayton a Primack, 2012).

2.2.2 Reintrodukce *S. villosum*

Tento druh ubývá ve většině evropských států, a proto už byla v několika případech provedena i jeho reintrodukce. Bohužel ve většině případů nebyla příliš úspěšná, nebo její výsledky nebyly po delší době publikovány. Ovšem najde se i jeden pozitivní příklad.

V Německu v Porýní byly známé populace *S. villosum* na posledních 6 lokalitách, navíc počet jedinců na nich velmi klesl. V r. 2012 se rozhodli pro reintrodukcii rostlin na dalších 12 lokalit, kde se druh historicky vyskytoval. Do dalšího roku však druh přežil pouze na jedné lokalitě s reintrodukcí a po dvou letech zde bylo nalezeno pouze 20 vitálních rostlin. Přeživší rostliny se nacházely u napajedla pro dobytek (Barth et al., 2014).

Ve Francii byly v roce 2008 zaznamenány dvě populace *S. villosum*. Na první bylo zjištěno přes 1000 rostlin a vyskytovala se u pěšiny, kterou občas využívali zemědělci, a hlavně sloužila jako koňská stezka. Druhá lokalita měla pouze kolem 10 rostlin. Pro obě lokality byl vytvořen plán péče, který zahrnoval monitoring i reintrodukcii (Le Bail, 2008). Po pěti letech v roce 2013 nebyly nikde zveřejněny přesné informace o její úspěšnosti, ale byla hodnocena jako prozatím nedostatečná s nutností v ní pokračovat (Mesnage a Lacroix, 2013). Novější informace už však nebyly nalezeny.

Positivním příkladem úspěšné reintrodukce (augmentace) *S. villosum* je jeho záchrana na Knížecích pláních v NP Šumava. V roce 2015 zde rostl rozchodník huňatý pouze na necelém 1 m² a čítal posledních 450 lodyžek. Navíc to bylo v těsné blízkosti turisticky využívaného povalového chodníku, takže byla ohrožena i zničením turisty. V roce 2017 zde začal záchranný management. Porost se *S. villosum* byl pokosen a v místě jeho výskytu byl kompletně stržený drn a rašeliník. Poté byly na obnažené plochy zpět vysazeny pokosené lodyžky a zbylá pokosená biomasa byla použita jako mulč. Hned další rok po zásahu byl vidět rychlý nárůst početnosti populace, v roce 2020 zde bylo zaznamenáno přes 1100 kvetoucích lodyžek (Kučerová a Roučková, 2020). Postupně byly na lokalitě vytvořeny i další obnažené plochy a na ně poházena pokosená biomasa se *S. villosum*. V červnu 2023 bylo na lokalitě napočítáno přes 16 000 lodyžek, z toho více než polovina kvetla (Kučerová úst. sděl.).

Posílení populace výsadbou na obnažené plochy po stržení drnu bylo také provedeno v roce 2015 v NPP Stročov. Byly zde strženy tři 60 cm široké pásy v délce 2–4 m po obou stranách stružky v místech, kde se *S. villosum* nevyskytovalo. K výsadbě byly využity jak fragmenty bočních lodyžek sesbíraných z rostlin na lokalitě, tak trsy rostlin z ex-situ kultivace Mgr. J. Albrechta, která vznikla ze semen odebraných z této lokality. Tuto reintrodukcii lze také považovat za úspěšnou, protože se *S. villosum* podél stružky stále hojně vyskytuje a dochází i k početnému kvetení. Velký vliv na úspěšnost reintrodukce zde má nepochybně pečlivě prováděný management na lokalitě. Stav populace je i nadále monitorován (Šiška úst. sděl.).

2.3 Odolnost proti mrazu

S. villosum je stálezelená bylina, tj. i v zimním období má nad zemí lodyhy se zelenými dužnatými listy. Silné mrazy mohou být pro stálezelené druhy rostlin nebezpečné. Listy poškozené mrazem vykazují omezení fotosyntézy, pomalejší translokaci látek, nižší transpiraci, pomalejší syntézu nových a degradaci již existujících proteinů. Při snížení teploty dochází k většímu nasycení mastných kyselin (lipidů) v membránách buněk. Nasycené mastné kyseliny zhoršují prostupnost buněčných membrán, což vede k omezení H^+ -ATP aktivity a transportu látek.

Rostliny, které jsou vůči chladu odolnější, umí tvořit enzymy, které zabraňují nasycenosti mastných kyselin v membránách buněk, a tak nedochází k výraznému omezení toku látek. Tyto enzymy se však tvoří pomalu a až v reakci na chlad, proto plně fungují pouze při pozvolné aklimatizaci, ale ne při náhlém ochlazení (Taiz a Zeiger, 2002).

Ochlazení pod 0 °C s sebou přináší další nebezpečí – mrznutí rostlinných tekutin, zejména vody uvnitř buněk. Zmrznutí vody znamená tvorbu ledových krystalků, které mohou poškodit rostlinné buňky, zůstanou-li plně hydratované a dojde-li k tvorbě ledových krystalů uvnitř buněk. Proti tomuto typu poškození existují dva hlavní obranné mechanismy – tolerance a avoidance (Procházka et al., 1998).

Tolerance znamená, že rostlina přesune vodu do extracelulárních prostor, kde může dojít k tvorbě ledových krystalů. Vytvoření ledu v mezibuněčném prostoru není pro rostlinu ohrožující a po roztátí se znovu plně zotaví. Tento způsob však může fungovat pouze krátkodobě, protože pro rostlinné buňky znamená vystavení nadměrné dehydrataci, která je dlouhodobě neúnosná (Šebánek, 1983).

Avoidance znamená vyhnutí se tvorbě (velkých) ledových krystalků, které by buňky poškodily. U některých rostlin dochází pouze k podchlazení vody v buňkách bez tvorby ledových krystalů, jiné rostliny umí tvořit látky, které omezují či úplně zabraňují růstu ledových krystalů. Jedná se zejména o enzymy zvané „antifreeze proteins“, které se nacházejí v epidermálních buňkách a buňkách obklopujících mezibuněčné prostory. Tyto enzymy se vážou na povrch ledových krystalků, a tím brání jejich dalšímu růstu. I některé cukry mají kryoprotektivní účinky, rozpuštěné cukry se hromadí v buněčné stěně a tím omezují tvorbu ledu. Jedním z takových cukrů je například sacharóza v ozimé pšenici.

Odolnost rostliny vůči teplotám pod bodem mrazu tedy závisí na kapacitě extracelulárních prostor pojmout objem rostoucích ledových krystalků, na schopnosti protoplastů odolávat dehydrataci a případně na schopnosti tvorby kryoprotektivních látek. Vždy platí, že je rostlina proti mrazu odolnější, pokud dojde k postupné aklimatizaci a má čas se na mráz adaptovat, než pokud dojde k náhlému výkyvu teploty (Taiz a Zeiger, 2002).

Na rašeliništích se problematikou mrazové odolnosti rostlin zabývali například Daněk et al. (2016), kteří testovali mrazovou odolnost u rostlin z čeledi brusnicovité (*Oxycoccus palustris*, *Vaccinium myrtillus*, *Vaccinium uliginosum* and *Vaccinium vitis-idaea*,). Bylo prokázáno, že se odolnost vůči mrazu během roku měnila a že nejnižší byla během růstové sezony. Také bylo zjištěno, že se schopnost tolerance k mrazu začala utvářet až s postupným podzimním ochlazováním a trvalo i několik týdnů, než se rostlina stala maximálně tolerantní, naopak ztráta této schopnosti na jaře byla rychlá. U všech testovaných druhů byl také zaznamenán rozdíl v obranném mechanismu proti mrazu během roku. Toleranci prokazovaly všechny testované druhy téměř po celou sezonu, ale avoidanční mechanismy byly pozorovány pouze na jaře a v létě (Daněk et al., 2016). Rozdílnost v mrazové odolnosti během roku prokázali i Sakai a Larcher (1987), kteří zjistili, že rostliny v zimě jsou schopny přežít i teploty kolem -70°C , ale v létě je může ohrozit i teplota kolem -4°C .

2.4 Odolnost k zaplavení

Jsou rostliny, které jsou celý život suchozemské, a rostliny, které rostou celý život ve vodě. Dále jsou však rostliny, které stráví pod vodou jen část života, a to buď pravidelně, jako například pobřežní vegetace, kde dochází ke změnám výšky hladiny vody během roku, nebo nepravidelně v reakci na vyšší srážky, které způsobí dočasné zaplavení některých, jinak terestrických ploch (Chytrý, 2011).

Voda jako životní prostředí pro rostliny je v mnoha ohledech velmi odlišná od prostředí terestrického. Má jiný obsah dostupných plynů a jiný obsah živin, také má jinou tepelnou vodivost, tepelnou kapacitu a teplotu tání. Dále se liší od vzduchu i ve své hustotě a v spektrálním složení dostupného záření (Čížková et al., 2017).

Druhy rostlin, které jsou pravidelně vystaveny jak suchozemskému, tak vodnímu prostředí se umí oběma prostředím přizpůsobit. Druhy rostlin, které jsou vodnímu prostředí vystaveny nepravidelně, vinou náhlého zaplavení po vyšším úhrnu srážek nebo tání sněhu, se buď také dokážou vodnímu prostředí přizpůsobit a přežít, nebo v daném místě v době zaplavení uhynou (Slavíková, 1986).

Jedním z nejdůležitějších faktorů, se kterým se musí rostlina při zaplavení vyrovnat, je anoxie v půdě. Kyslík v půdě má pro rostlinu zásadní význam a při jeho nedostatku nemůže v buňkách kořenů probíhat aerobní respirace, která je zdrojem energie pro životně důležité procesy. Z toho důvodu dochází u zaplavených rostlin k metabolickým a anatomickým adaptacím (Padruňková, 2006).

Metabolická adaptace zahrnuje přechod od procesů využívajících kyslík k získávání energie k fermentačním procesům. Tato řešení však mohou být pouze krátkodobá, protože jsou přímo závislé na energetických zásobách rostliny, které jsou omezené (Braendle a Crawford, 1999).

Anatomickými adaptacemi je například vytvoření aerenchymu a nepropustné hypodermis. Aerenchymatická pletiva mají velké vzdušné prostory zajišťující dostatečný transport kyslíku do zaplavených částí rostliny. Tento systém navzájem propojených vzdušných prostorů umožňuje vnitřní provětrávání a přivádí kyslík od nadzemních částí rostlin ke kořenům (Januš, 2016). Nepropustná hypodermis slouží rostlině jednak jako zábrana proti ztrátě vody a zároveň jako obrana před toxickými látkami vznikajícími vlivem anoxie v okolní půdě (Čížková a Šantrůčková, 2006).

Dalším stresujícím faktorem může být nedostatek rozpuštěného CO₂ ve vodě, který je nezbytný pro fotosyntézu. Tento problém řeší některé ponořené rostliny přechodem na CAM fotosyntézu (Adamec, 2003).

Změna prostředí může také často vést k fenotypové plasticitě, tedy k rozdílnému růstu či vývoji rostliny vyvolaném rozdílnými vlastnostmi prostředí (Alpert a Simms, 2002). Vodní prostředí pro zaplavenou rostlinu může znamenat stres a potřebu šetřit energií, která vede k tomu, že rostlina zpomalí nebo zcela zastaví svůj růst (Čížková et al., 2017). Pokud je však rostlina zaplavena úplně a ztrácí kontakt se vzduchem, je efekt spíše opačný a stres u rostliny vyvolá rychlý prodlužovací růst. Proces je řízen hormonálně a signálem pro jeho spuštění je zvýšení koncentrace ethylenu (Koutecký, 2000). Etylen se také podílí na vzniku konstitutivního aerenchymu i na vývoji aerenchymu indukovanému zaplavením (Yamauchi et al., 2016). Dále má roli i v regulaci diferenciaci apoplastických bariér a při nedostatku živin stimuluje nárůst počtu laterálních kořenů a kořenových vlásků (Vávrová, 2021).

2.5 CAM fotosyntéza

Tento typ fotosyntézy je znám zejména u sukulentů, mezi které patří i řada zástupců z čeledi tlusticovité (Crassulaceae). Na rostlinách z této čeledi byl tento proces popsán a podle latinského jména čeledi byl vytvořen také jeho název – CAM, neboli Crassulacean acid metabolism (Procházka et al., 1998).

Od běžné C₃ fotosyntézy se CAM liší tím, že umožňuje fixaci CO₂ během noci. Poté, co je pomocí PEP karboxylázy CO₂ nafixován, je přeměněn na oxalacetát a jako tato čtyřuhlíkatá molekula je uložen do vakuol. Zbytek procesu poté už probíhá stejně jako u C₃ fotosyntézy, to znamená ve dne v chloroplastu za pomoci světelné energie ve formě fotonů.

Možnost získávat CO₂ v noci je pro sukulenty velmi výhodná, protože jim to snižuje spotřebu vody. Pro fixaci CO₂ je totiž nutné otevřít průduchy, z nichž se pak během transpirace zároveň vypařuje voda z listu. Možnost otevřít průduchy v noci, tedy v době mnohem nižší teploty a vyšší vzdušné relativní vlhkosti, než je přes den, znamená mnohem menší transpiraci, tedy nižší ztráty vody (Guralnick et al., 2020).

Schopnost CAM však můžeme pozorovat i u některých vodních ponořených rostlin, a to z důvodu nízké koncentrace rozpuštěného CO₂ ve vodě. Na rozdíl od suchozemského prostředí, kde je CO₂ dostatek, ve vodním prostředí může být CO₂ limitujícím zdrojem. Je však limitujícím zdrojem především přes den za světla, kdy probíhá intenzivní fotosyntéza jak u ponořených rostlin, tak u fytoplanktonu. Naopak v noci, kdy C₃ rostliny a další organismy ve vodním sloupci respirují, bývá jeho koncentrace výrazně vyšší. Proto kromě terestrických druhů, které s vodou musí šetřit kvůli suchu, je schopnost CAM fotosyntézy výhodná i pro druhy rostlin, které se vyskytují alespoň po část svého života pod vodou (Robe a Griffiths, 2000).

I když je CAM velkou konkurenční výhodou v případě nedostatku vody či nízké koncentrace rozpuštěného CO₂, je zároveň spojena s vyšší spotřebou energie, a to o 2 ATP více na jeden cyklus. Proto ji nepoužívají druhy, které těmito zdroji limitovány nejsou. Dokonce i některé druhy, které ji umí, ji nepoužívají vždy, ale pouze, pokud je to nezbytné.

Studie na šídlatkách (rod *Isoetes*) potvrzuje jejich schopnost CAM fotosyntézy jako adaptaci na kritický nedostatek rozpuštěného CO₂ ve vodě. Sledované rostliny se nacházely v mělkých oligotrofních vodách, kde musely přijímat CO₂ ve dne i v noci, aby přežily v prostředí s nízkou koncentrací rozpuštěného CO₂. Po vynoření, kdy rostliny přestaly být limitovány nedostatkem CO₂, přepnuly na efektivnější C₃ fotosyntézu. Bylo zjištěno, že šídlatky vyvinuly schopnost CAM fotosyntézy ještě o 100 milionů let dříve, než pouštní sukulenty (Čtvrtlíková, 2016). Mezi další druhy vodních rostlin, které využívají schopnost CAM fotosyntézy při nedostatku rozpuštěného CO₂, patří například obojživelná rostlina pobřežnice jednokvětá (*Littorella uniflora*) z čeledi Plantaginaceae (Robe a Griffiths, 2000), šípatka šídlatá (*Sagittaria subulata*) z čeledi Alismataceae nebo dva druhy z čeledi Crassulaceae, a to *Crassula aquatica* a invazní *Crassula helmsii* (Klavsen a Maberly, 2009).

3 Metodika a materiál

3.1 Reintrodukce

3.1.1 Popis lokalit

Pro repatriaci byly vybrány lokality PP Jezdovické rašeliniště a PR Podlesí. Jedná se o lokality, kde byl výskyt druhu *S. villosum* historicky zaznamenán a byly vybrány jako nejvhodnější na základě předchozího průzkumu vhodných lokalit, který byl proveden v letech 2015-2016 jako podklad pro případný Záchraný program (Jersáková a Kučerová, 2016). Důležitá kritéria při výběru záložních lokalit byla (i) vzdálenost od NPP Stročov, (ii) vhodný hydrologický režim na lokalitě, (iii) zajištěné pravidelné kosení lokality a (iv) možnost provést před výsadbou vhodná managementová opatření (stržení drnu).

Zdrojem pro výsadbu byly rostliny z populace v NPP Stročov, pro kterou jsou nově založené lokality lokalitami záložními. Rostliny pro výsadbu byly vypěstovány v kultuře ex-situ panem Mgr. Josefem Albrechtem v Českých Budějovicích.

Reintrodukce na obou lokalitách proběhla pod záštitou AOPK ČR v rámci regionálního akčního plánu pro podporu kriticky ohroženého druhu rozchodníku huňatého (*S. villosum*) (AOPK, 2021).

PP Jezdovické rašeliniště

PP Jezdovické rašeliniště leží v jihozápadní části kraje Vysočina asi 1,5 km severozápadně od obce Jezdovice v nadmořské výšce 575–579 m. n. m. Dnes zde nalezneme pouze menší rašelinné prameniště, na které navazuje lesní porost a odvodněné louky a pole. Jedná se však pouze o fragment dříve mnohem rozsáhlejšího lučního rašeliniště s výrazným zastoupením biotopů, nevápnitých mechových slatinišť a podhorských smilkových trávníků (Čech et al. 2002). Tato přírodní památka byla vyhlášena v roce 1984. Předmětem ochrany jsou tu jednak významné biotopy, ale také vzácné a ohrožené druhy rostlin i živočichů. Z rostlin zde byl například zaznamenán výskyt bahničky chudokvěté (*Eleocharis quinqueflora*, C1t), bařičky bahenní (*Triglochin palustris*, C2), jednokvítka velekvětého (*Moneses uniflora*, C1), prstnatce májového (*Dactylorhiza majalis*, C3) nebo tolije bahenní (*Parnassia palustris*, C2t). Ze živočišných druhů se zde vyskytuje například hnědásek rozrazilový (*Melitaea diamina*, EN) nebo plž vrkoč Geyerův (*Vertigo geyeri*, CR) (Ekrťová, 2016). Poslední záznam o výskytu *S. villosum* je z roku 1962 (Rybníček, 1974).

V letech 2013–2015 došlo k úspěšné obnově lokality pro podporu cílové nelesní vegetace rašelinných pramenišť. S cílem potlačit nežádoucí druhy byly odstraněny nálety dřevin, na části byly vytrženy vybrané pařezy, díky čemuž vznikly další obnažené plochy. Pro zlepšení vodního režimu na lokalitě bylo v r. 2019 provedeno zavezení otevřených odvodňovacích struh, další vytržení pařezů odstraněných dřevin a stržení drnu v místech silně degradované vegetace (Čepelová a Jersáková, 2019b).

PR Podlesí

Tato lokalita leží v jižní části Středočeského kraje v katastru obce Býkovice, Louňovice pod Blaníkem v nadmořské výšce 474–486 m. n. m. Nachází se v chráněné krajinné oblasti Blaník, která má rezervaci pod svou správou. PR Podlesí sestává z pramenné louky Býkovického potoka a dvou rybníků, s celkovou výměrou 9,9 hektarů. Přírodní rezervace byla vyhlášena v roce 1993. Předmětem ochrany jsou oba rybníky a zrašeliněná prameništění louka s výskytem mnoha významných druhů rostlin i živočichů, včetně rozhodníku huňatého (*S. villosum*). Na loukách je podmáčená jílovitá půda s místy až několik decimetrů silnou zrašeliněnou vrstvou. Z řady vzácných druhů rostlin zde nalezneme například bařičku bahenní (*Triglochin palustris*, C2), prstnatec májový (*Dactylorhiza majalis* C3), hadí mor nízký (*Scorzonera humilis*, C4a), nebo rosnatku okrouhlolistou (*Drosera rotundifolia*, C3). Také jsou zde velké populace suchopýru úzkolistého (*Eriophorum angustifolium*) a vachty trojlisté (*Menyanthes trifoliata*, C3). Z významných živočichů se zde nachází početné populace skokana ostronosého (*Rana arvalis*, C1), také zde byl potvrzen výskyt všech zelených skokanů, bekasiny otavní (*Gallinago gallinago*, C2) a mnoha vzácných brouků jako je například nosatec *Bagus cylindrus* (Ložek et al., 2005). Druh *S. villosum* zde byl naposledy zaznamenán v roce 1998 P. Pešoutem, a to v okolí mělkých stružek protínajících lokalitu (Čepelová a Jersáková, 2019b).

3.1.2 Postup při reintrodukcii

Na obou lokalitách byl druh *S. villosum* vysazován na obnažený substrát po stržení drnu. Na každé vybrané mikrolokalitě bylo vytvořeno několik kruhových trvalých ploch (dále TP) o průměru 67 cm. Tyto plochy byly označeny geodetickým kolíkem umístěným do středu každé TP. Do každé TP byly pak byly kolem středu rovnoměrně rozmístěny čtyři stejně velké trsy *S. villosum* (obr. 4, vlevo), které byly vykrajovány z plat s napěstovaným materiálem (obr. 4, vpravo) pomocí Kopeckého válečku (průměr 6 cm, plocha 28,26 cm²). Celkem bylo během reintrodukce vysazeno přibližně 9 000 rostlin, z toho 5 000 rostlin v PR Podlesí a 4 000 v PP Jezdovické rašeliniště.



Obr. 4: Vlevo: Trvalá plocha s výsadbou *S. villosum*, vpravo: plato s předpěstovanou sadbou *S. villosum* použitou pro výsadbu.

Na lokalitě PP Jezdovické rašeliniště proběhla první výsadba na jaře v roce 2020, kdy zde byly vytvořeny dvě mikrolokalita – Severní a Jižní. V každé mikrolokalitě bylo vytvořeno 10 TP. Severní mikrolokalita se nachází na okraji otevřeného vývěru lučního prameniště a Jižní mikrolokalita má charakter svahového prameniště. V roce 2022 byla přidána ještě třetí mikrolokalita – Střední, která se nachází na méně vlhkém místě lokality. Zde bylo vytvořeno dalších 10 TP (příloha 1 a 2).

V PR Podlesí byly obnažené plochy pro výsadbu vytvořeny na pozvolných březích již existujících stružek. Na podzim v roce 2020 zde vznikly dvě mikrolokalita: Jižní a Střední. Na Jižní lokalitě je 19 TP, na Střední mikrolokalitě jich bylo 10, ale ty bohužel nevydržely ani do dalšího jara kvůli zvýšené hladině vody ve stružce (příloha 13). Na jaře 2021 proto byla vytvořena Severní mikrolokalita se 7 TP. Na jaře 2022 bylo přidáno ještě 15 TP, ty se ale na rozdíl od ostatních nenacházejí u stružky, ale na obnaženém substrátu, který vznikl při vybudování dvou tůní pro obojživelníky a zasypání obvodového odvodňovacího kanálu. Tato mikrolokalita byla označena jako Okrajová.

Tab. 1: Přehled výsadeb od počátku reintrodukce s uvedením termínů jednotlivých výsadeb a specifikací ploch, kam byla výsadba provedena (lokalita, mikrolokalita, počet trvalých ploch (TP), typ stanoviště).

rok	měsíc	lokalita	mikrolokalita	počet TP	typ stanoviště
2020	duben	PP Jezdovické rašeliniště	Sever	10	obnažená plocha, okraj vývěru lučního prameniště
			Jih	10	obnažená rašelina, svahové prameniště
2020	září	PR Podlesí	Střed	10	pozvolný obnažený břeh stružky
			Jih	19	pozvolný obnažený břeh stružky
2021	duben	PR Podlesí	Sever	7	pozvolný obnažený břeh stružky
2022	duben	PP Jezdovické rašeliniště	Střed	10	středně vlhká louka
2022	červen	PR Podlesí	Okrajová	15	obnažená půda v místě zasypaného kanálu

3.1.3 Management lokalit

Obě lokality jsou každý rok sečeny systémem mozaikovitě seče. U mikrolokalit v PP Jezdovické rašeliniště bylo navíc od roku 2021 přidáno časně jarní ruční pokosení a vyhrabání biomasy v těsné blízkosti vysazených trsů. Tento přidání krok je však prováděn vždy jen u 5 z 10 TP a slouží jako experiment s cílem zjistit, jak důkladné odstraňování stařiny druh vyžaduje.

3.1.4 Následný monitoring

Od výsadby jsou obě lokality pravidelně dvakrát ročně monitorovány. Vzhledem k vysokým počtům vysazených rostlin na začátku reintrodukce (celkem přes 9000 rostlin) nebyl zaznamenáván jejich přesný počet, ale byly zaznamenávány změny v přítomnosti a ve velikosti trsů *S. villosum* a změny jeho pokrývnosti uvnitř trsů. V červnu byly k tomu zapisovány také fytoecologické snímky všech TP a počet kvetoucích rostlin *S. villosum*.

3.1.5 Vlastnosti podzemní vody

Odebírání vzorků pro následnou analýzu a měření hladiny podzemní vody bylo provedeno vždy při monitoringu úspěšnosti reintrodukce, pouze v roce 2020 a 2022 byl letní vzorek odebrán až v červenci. K měření hladiny podzemní vody a odběru vzorků vody byly na lokalitách nainstalovány perforované PVC trubky, takže se voda odebírá vždy ze stejných míst. V PR Jezdovické rašeliniště jsou 3 odběrová místa (mikrolokalita Sever a Jih, Střed) a vzorky zde byly odebírány od července 2020 do září 2023, respektive pouze v roce 2023 v případě nové mikrolokality Střed. V PR Podlesí jsou 2 odběrová místa (mikrolokalita Sever a Jih) a vzorky zde byly odebírány od září 2021 do září 2023. Vzorky byly po odběru vždy převezeny do

akreditované Analytické laboratoře Botanického ústavu v Třeboni a analyzovány do 24 hodin. Ve vzorcích byly pomocí standartních analytických metod stanoveny koncentrace hlavních živin (N-NH₄, N-NO₃, celkový N, P-PO₄, celkový P), kationtů (Ca, K, Mg, Na) a potenciálně toxických kovů (Al, Fe). Zároveň byla vždy změřena in situ elektrická konduktivita (EC) a pH přenosným multimetrem Eutech PC 450.

3.1.6 Pokusný výsev

Při monitoringu v září 2022 byl na lokalitě PR Podlesí proveden pokusný výsev semen *S. villosum*. Semena byla vyseta vždy po 30 kusech na jedno místo o velikosti 10 cm² označené hřebíkem. Výsev proběhl na dřívě obnažená místa v oblasti Severní a Okrajové mikrolokality. Na každé mikrolokalitě bylo takových míst vytvořeno 18 a byly zde rovnoměrně rozmístěny. Celkem zde bylo vyseto 1080 semen. Poté byl v roce 2023 při letním a podzimním monitoringu lokality zaznamenán počet nových rostlin.

3.1.7 Vyhodnocení úspěšnosti reintrodukce

Pro každou lokalitu byly vytvořeny sloupcové grafy, které zobrazují vývoj pokryvnosti *S. villosum*, celkové pokryvnosti, počtu kvetoucích rostlin a zaniklých trsů na jednotlivých mikrolokalitách v průběhu času. K vytvoření těchto grafů byla použita data z fytoecologických snímků TP, ze kterých byly stanoveny průměrné hodnoty a směrodatné odchylky pro každou mikrolokalitu a rok. Rozdíly v jednotlivých parametrech mezi jednotlivými roky a mikrolokalitami Jih a Sever byly testovány pomocí dvoufaktorové ANOVY v programu R. Mikrolokality Střed (PP Jezdovické rašeliniště) a Okrajová (PR Podlesí) nebyly do testu zahrnuty, protože zde byly rostliny vysazeny později a mají příliš krátkou datovou řadu.

3.1.8 Vyhodnocení vlivu dodatečného managementu

U trvalých ploch na lokalitě PP Jezdovické rašeliniště byl vyhodnocen vliv dodatečného managementu (časné jarního ručního kosení a vyhrabávání vždy poloviny TP na mikrolokalitě) na rychlost zvyšování celkové pokryvnosti TP a na přežívání *S. villosum* na TP. Rozdíly v pokryvnosti TP a v pokryvnosti *S. villosum* v prvním a druhém roce mezi TP s dodatečným managementem a TP bez dodatečného managementu byly testovány pomocí dvoufaktorové ANOVY v programu R.

3.2 Ověření klíčivosti semen v klimaboxu

Experiment byl založen 2. listopadu 2022 a probíhal v klimaboxu na katedře experimentální biologie rostlin. Semena *S. villosum* použitá pro tento experiment jsou původem z NPP Stročov a byla stejná jako ta, která byla vyseta na podzim 2022 v PR Podlesí.

Semena byla vyseta celkem do dvaceti Petriho misek. V deseti z nich byl pouze navlhčený filtrační papír a v dalších deseti směs zahradního substrátu, rašeliny a písku v poměru 1:1:1. Do každé Petriho misky bylo umístěno na navlhčený podklad 25 semen *S. villosum* do čtvercové sítě 5x5 (obr. 5). Takto připravené Petriho misky byly rozmístěny do čtyř řad po pěti miskách tak, aby misky vždy sousedily s miskou druhého substrátu (obr. 5). V klimaboxu byla nastavena stálá teplota 19° C a světlo na 16 hodin (5-21 hod) s intenzitou 60±15 mmol/m²/s. Vysetá semena byla pravidelně jednou týdně kontrolována. Vždy byla zalita dle potřeby a bylo zaznamenáno, kolik semen vyklíčilo (tabulka v příloze). K záливce byla používána kohoutková voda. Pokus byl ukončen 10. ledna 2023, čtyři týdny po zaznamenání posledního vyklíčeného semene. Rozdíl v průměrném počtu vyklíčených semen pro semena klíčící na filtračním papíře a pro semena klíčící na substrátu byl testován pomocí dvouvýběrového t-testu v programu R.

Pro znázornění vývoje rychlosti klíčení byly počty vyklíčených semen na filtračním papíře a na substrátu vyneseny do spojnicového grafu.



Obr. 5: Vlevo: Rozmístění semen v Petriho misce, vpravo: rozmístění Petriho misek v klimaboxu (foto Barbora Bělovská).

3.3 Vývoj vegetace po stržení drnu

Pro obě lokality byla zhodnocena druhová variabilita trvalých ploch v rámci jednotlivých let i vývoj druhového složení v čase. K tomuto zhodnocení byly využity fytoecologické snímky, které byly zaznamenávány pravidelně jednou ročně v červnu. Data byla vyhodnocena pomocí přímé gradientové analýzy (CCA) s rokem, jako vysvětlující proměnou. Pro obě lokality byly použity data pouze ze Severní a Jižní mikrolokality, přičemž při analýze nebylo rozlišováno, z jaké mikrolokality TP jsou, protože vliv mikrolokality vyšel neprůkazně. V případě analýzy pro PP Jezdovické rašeliniště bylo pracováno pouze s druhy, které se vyskytovaly alespoň ve dvou TP nebo alespoň ve dvou letech. Bylo tedy použito pouze 37 z 54 přítomných druhů. Analýzy byly provedeny pomocí programu Canoco 5.12 (ter Braak a Šmilauer, 2018). Názvy druhů, jejich zkratky a počty trvalých ploch, v kolika byly na jednotlivých mikrolokalitách daný rok zaznamenány, jsou uvedeny v přílohách 3 a 4. Zkratky druhů použité při zobrazení výsledků analýzy dat v programu Canoco 5.12 byly vytvořeny z prvních čtyř písmen jejich rodového a druhového jména. Jména cévnatých rostlin jsou uvedena podlenomenklatury uvedené v Klíči ke květeně České republiky (Kaplan et al., 2019).

3.4 Porovnání recentních a historických fytoecologických snímků

Víme, že druh *S. villosum* se dříve v naší krajině vyskytoval roztroušeně a dnes zbývají poslední 4 lokality. Na základě analýzy historických fytoecologických snímků se záznamem o výskytu *S. villosum* jsem proto chtěla zjistit, jak se liší vegetace, ve které roste *S. villosum* v současnosti a jaká byla na historických lokalitách.

Nejdříve byly shromážděny dostupné fytoecologické snímky se záznamem o výskytu *S. villosum*. Část použitých historických snímků pochází z národní fytoecologické databáze (12 snímků, Chytrý a Rafajová, 2003), dále byly použity novější snímky zapsané při monitoringu populací *S. villosum* v projektu Norských fondů z r. 2015 (7 snímků, Jersáková a Kučerová, 2016) a recentní snímky byly zapsány během června 2023 (6 snímků). Dále k nim byla doplněna všechna dostupná data o enviromentálních faktorech a byly spočítány průměrné Ellenbergovy indikační hodnoty (průměr Ellenbergových hodnot všech přítomných druhů). Poté byly provedeny tři mnohorozměrné analýzy za pomoci programu Canoco 5.12 (ter Braak a Šmilauer, 2018).

- I) Analýza hlavních komponent (PCA), tedy rozložení lokalit v ordinačním prostoru vymezeném na základě jejich druhové podobnosti a následné pasivní promítnutí enviromentálních proměnných. K této analýze byly použity všechny dostupné snímky, kromě snímků na lokalitách, na kterých proběhla reintrodukce (tedy mimo Bukačka, PP Jezdovické rašeliniště a PR Podlesí).

- II) Přímá gradientová analýza (CCA) s vysvětlujícími proměnnými pokryvnost bylinného patra (E1), pokryvnost mechového patra (E0) a Ellenbergova hodnota pro vlhkost (M). Analýza byla provedena pro snímky z Vysočiny a NPP Stročov, bez lokalit, kde nově proběhla reintrodukce (PP Jezdovické rašeliniště, PR Podlesí). Tyto snímky byly vybrány proto, že se plochy s reintrodukcí nacházejí na Vysočině nebo v její těsné blízkosti a snímek z NPP Stročov reprezentuje lokalitu s populací *Sedum villosum*, která sloužila jako zdrojová pro reintrodukcí.
- III) Analýza hlavních komponent (PCA), tedy rozložení lokalit v ordinačním prostoru na základě jejich druhové podobnosti a následné pasivní zobrazení směru enviromentálních proměnných. V tomto případě pro snímky z Vysočiny a NPP Stročov, i se zahrnutím nových snímků z lokalit s reintrodukcí (PP Jezdovické rašeliniště a PR Podlesí).

Druhy cévnatých rostlin u vybraných snímků pro každou analýzu byly seřazeny podle toho, v kolika snímcích byly zaznamenány, od nejčtenějšího po nejméně zastoupené a pak podle tohoto pořadí bylo vybráno pouze prvních 50 druhů, které byly pro analýzu skutečně použity.

Názvy druhů a jim přiřazené zkratky, které byly vytvořeny z prvních čtyř písmen jejich rodového a druhového jména, jsou uvedeny v příloze 5. Seznam lokalit s jejich zkratkami využitými pro analýzu a s uvedením čísla analýz, ke kterým byly data daného snímku použita, jsou uvedeny v příloze 6. Názvy enviromentálních faktorů, které jsou v analýzách dále uvedeny formou zkratk, jsou v příloze 7.

3.5 Mrazová odolnost

V prosinci roku 2022 a poté v průběhu roku 2023 (leden, březen, květen) byla zjišťována sezónní změna v mrazové odolnosti *S. villosum* pomocí dvou metod (stanovení nukleační teploty a stupně poškození rostlin mrazem). Obě metody byly vždy provedeny ve stejný týden. Rostliny pro obě měření byly odebrány ze shodné venkovní laminátové nádrže v Botanickém ústavu AVČR v Třeboni, ve které byly umístěny květináče se *S. villosum*. Před prosincovým sběrem rostlin bylo potřeba z květináčů odstranit cca 4 cm vrstvu sněhu. V lednu byla na rostlinách lehká námraza.

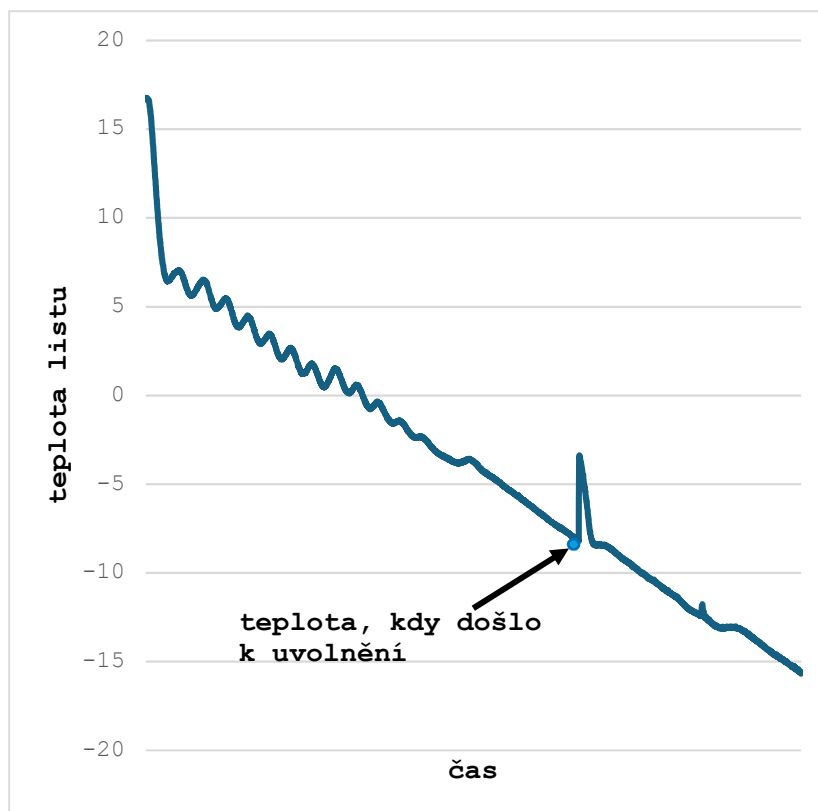
3.5.1 Nukleační teplota

K zaznamenání nukleační teploty byly využity datalogery, které měří teplotu pomocí velmi přesných Cu-Co termočlánků (EMS Brno). Tyto termočlánky byly umístěny do třech Peltierových komor (ConBrio Pardubice), uvnitř kterých je možné kontrolovanou rychlostí snižovat teplotu. Do každé Peltierovy komory byly připojeny dva datalogery se třemi

termočlánky, celkem tedy 6 termočlánků. Každý termočlánek byl umístěn těsně mezi listy ve vrcholové části lodyhy rozchodníku huňatého (*S. villosum*). Vzhledem k pevné struktuře listu a křehkosti tenkého termočlánku nebylo možné zapíchnout termočlánek dovnitř listu, a tak byl pouze přiložen do těsné blízkosti listu. Před připojením termočlánků byly rostliny šetrně osušeny papírovými ubrousky.

Vrcholové části lodyh byly nasbírány přibližně hodinu před spuštěním samotného měření. Rostliny byly sbírané z více míst v nádrži a byly vybrány podobné, středně velké rostliny.

Následně byly Peltierovy komory uzavřeny a zajištěny tak, aby nedocházelo k ovlivnění pokusu vnější teplotou, a bylo spuštěno postupné chlazení. Chlazení trvalo přibližně 8 hodin. První dvě hodiny se teplota snižovala na 0 °C. Poté se teplota v komoře snižovala rychlostí přibližně 5 °C za hodinu. Dataloggery snímaly teploty listů každých 6 s. Změny teplot naměřené termočlánky byly vyneseny do grafu. V grafu je vidět postupné klesání teploty a pak jeden výraznější vzrůst teploty (obr. 6). Tento vzrůst zachycuje oteplení v blízkosti termočlánku způsobené energií uvolněnou skupenskou přeměnou vody uvnitř rostliny na led. Je tedy možné odečíst, při jaké teplotě došlo ke zmrznutí vody v listech. Takto odečtené hodnoty byly zpracovány do grafu.



Obr. 6: Záznam postupně klesající teploty listu (°C) u podchlazované rostliny *S. villosum* se zvýrazněním teploty, kdy došlo ke zmrznutí vody v rostlině, a tedy k uvolnění skupenského tepla.

Pro jednotlivé měsíce byly spočteny průměrné nukleační teploty (tab. 4). Rozdíly v naměřených hodnotách nukleační teploty mezi jednotlivými měsíci byly testovány pomocí jednocestné ANOVY a dodatečně porovnány pomocí Tukey post hoc HSD testu. Homogenita variance byla testována pomocí Bartlettova testu. Všechny analýzy byly provedeny pomocí programu R.

3.5.2 Stanovení míry poškození rostlin mrazem

Poškození rostlin mrazem bylo testováno podle metodiky uvedené v práci Daněk et al. (2016). Mezi 8 a 10 hodinou ráno byly posbírány vrcholové části lodyh *S. villosum*. Odebrané lodyhy byly pečlivě osušeny papírovými ubrousky a rozděleny na sedm skupin po deseti kusech. V každé skupině byly větší i menší rostliny tak, aby byly všechny skupiny srovnatelné. Každá skupina byla poté zabalena do hliníkové folie a popsána číslem vyjadřující teplotu, na kterou se bude chladit.

Rostliny byly chlazeny na teploty +4 °C (kontrola), 0 °C, -5 °C, -10 °C, -15 °C, -20 °C, cca -23 °C. Na teplotu +4 °C byly rostliny chlazeny v chladničce, pro zbývající byly využity tři Peltierovy komory. Do každé komory byly vloženy dva balíčky a ke každému balíčku byl připojen jeden termočlánek s dataloggerem pro zaznamenávání vývoje teploty uvnitř Peltierovy komory. Balíčky byly do Peltierových komor umístěny tak, aby se vyndávaly v co nejvíce rozdílný čas. Postup chlazení byl stejný jako u stanovení nukleační teploty (viz výše). Ve chvíli, kdy byl balíček podchlazen na danou teplotu a byl při té teplotě přibližně 10 minut, byl vyndán a rozbalen. Rostliny z balíčku byly skalpelem rozděleny na třetiny, umístěny do 10 ml zkumavek a zality 5 ml destilované vody. Poté byly na 1 hodinu umístěny do třepačky a následně nechány alespoň 1 hodinu stát. U takto připravených vzorků byla změřena elektrická vodivost pomocí multiparametrického přístroje pro měření pH a EC, Eutech PC450 (Thermofisher Scientific). Druhý den byly všechny vzorky vystaveny 15 minut varu a po odstátí a ochlazení na laboratorní teplotu byla u všech znovu změřena elektrická vodivost. Převaření vzorku by mělo eliminovat rozdíly v elektrické vodivosti způsobené rozdílnou velikostí rostlin.

Poté byl stanoven stupeň poškození rostlin při daných teplotách podle vzorce (1).

$$I = R_t - R_0 / R_k - R_0 \quad (1)$$

kde I je stupeň poškození, R_t je standardizovaná elektrická vodivost vzorku, R_0 je standardizovaná elektrická vodivost kontroly a R_k je standardizovaná elektrická vodivost vzorku poškozeného mrazem (vystaveného teplotě -23 °C po dobu 1 hodiny).

Stupně poškození při různých teplotách byly poté proloženy polynomickou funkcí v programu Statistica 6.0 a z křivky byla odečtena LT50, tedy teplota, při které dochází k poškození 50 % testovaných vzorků rostlin (tab. 4).

Nakonec byla LT50 porovnána s nukleační teplotou zjištěnou ve stejném období a bylo určeno, jaký typ odolnosti proti zmrznutí v tu dobu převažoval. V případě, že je nukleační teplota podobná jako LT 50, převažuje avoidance. Pokud je naopak LT50 výrazně nižší než nukleační teplota, převažuje tolerance (Sklenář et al. 2010).

3.6 Reakce na zaplavení

Tento pokus probíhal od 11. 8. 2023 do 25. 3. 2024 v experimentální zahradě Botanického ústavu AV ČR v Třeboni. Pro pokus byly využity rostliny ze záchranné kultivace, která je pěstována dlouhodobě v laminátové nádrži. Jedná se o rostliny původem z populace Kostelní vrch, rostliny z této kultivace byly použity i pro měření mrazuvzdornosti. Bylo připraveno 160 podobně velkých vrcholových řízků. Tyto řízky byly zasazeny do 40 květináčů, do každého květináče byly vysazeny vždy 4 rostliny. Všechny měly stejný substrát složený ze zahradního substrátu, rašeliny a písku v poměru 1:1:1. Na dno květináčů bylo ještě přidáno trochu štěrku, aby byl květináč těžší a neplaval. Takto připravené květináče byly umístěny do laminátové nádrže s vodou, na předem připravenou rovnou pískovou vrstvu. Voda byla přibližně 3 cm pod okraj květináku. Takto vysazené vrcholové řízky se ponechaly tři týdny bez zásahu tak, aby dobře zakořenily.

Dne 4. 9. 2023 bylo ze 40 květináčů vybráno 30 nejlepších, tedy těch, kde přežily všechny rostliny a vypadaly životaschopně. Tyto květináče byly v nádrži rozmístěny do obdélníkové sítě 5x6 květináčů. U všech rostlin byla změřena jejich výška. Květináče byly rozděleny do stejné početných skupin s označením A, B, C a odlišeny barevným brčkem. Rozdělení bylo provedeno tak, aby žádný z květináčů nesousedil s květináčem stejné skupiny (obr. 7 a 8).



Obr. 7: Rozmístění květináčů se *S.villosum* před zaplavením.

1A	1B	1C	2A	2B	2C
3B	3C	3A	4B	4C	4A
5C	5A	5B	6C	6A	6B
7A	7B	7C	8A	8B	8C
9B	9C	9A	10B	10C	10A

Obr. 8: Náskres rozmístění květináčů se *S. villosum* pro pokus testující reakci rostlin na zaplavení.

Skupina A byla skupinou kontrolní, tedy bez zaplavení. Tyto květináče byly podloženy dřevěnými špalíky tak, aby nedošlo k jejich zaplavení. Poté byla do nádrže dopuštěna voda tak, aby byly všechny rostliny skupiny B i C ponořené těsně pod hladinu (vzdálenost hladiny a substrátu průměrně 3,5 cm) (obr. 9). Květináče skupiny B byly vynořeny po čtyřech dnech zaplavení a skupina C po sedmi dnech zaplavení.

Dne 18. 9 a 22. 9. 2023, tedy deset dní po ukončení zaplavení bylo zhodnoceno přežívání rostlin a znovu změřena výška rostlin. Dne 25. 3. 2024 proběhla znovu kontrola přežívání rostlin.

Bylo vyhodnoceno přežívání rostlin a z naměřených hodnot výšek byla vypočtena procentuální změna ve výškách jednotlivých rostlin a průměrná změna výšky pro jednotlivé skupiny (příloha 8). Rozdíly v procentuálních změnách ve výškách jednotlivých rostlin mezi jednotlivými skupinami byly testovány s použitím programu R, pomocí jednocestné ANOVA a dodatečně porovnány pomocí post-hoc Tukey HSD testu. Homogenita variance byla testována pomocí Bartlettova testu.

Dále byla vyhodnocena rozdílnost počtu rostlin v jednotlivých skupinách, u kterých došlo k větvení a k větvení do druhého řádu (tab. 5). Obě tyto skutečnosti byly také testovány pomocí jednocestné ANOVA a dodatečně porovnány pomocí post-hoc Tukey HSD testu. Homogenita variance byla testována pomocí Bartlettova testu. Analýzy byly provedeny pomocí programu R.



Obr. 9: Zaplavené květináče se *S. villosum* skupiny B a C v laminátové nádrži první den po zatopení a vynořené kontrolní květináče (foto B. Bělovská).

3.7 CAM fotosyntéza

Pro stanovení schopnosti CAM fotosyntézy u *S. villosum* byly použity rostliny, které byly součástí předchozího experimentu testujícího reakci na zaplavení. Tato schopnost byla testována za pomoci stanovení titrační acidity dle metodiky uvedené v práci Klavsen a Maberly (2009), kde takto prokázali schopnost CAM fotosyntézy u příbuzného druhu *Crassula helmsii*. Byly k dispozici rostliny zaplavené čtyři dny, sedm dní, čtrnáct dní a kontrolní rostliny bez zaplavení. Z každé skupiny bylo odebráno pět vzorků při stmívání 18. 9. 2023 a pět vzorků za svítání 19. 9. 2023. Každý vzorek byl tvořen dvěma rostlinami, resp. jejich nadzemními částmi, pouze vzorky ze skupiny zaplavené na čtrnáct dní byly tvořeny třemi rostlinami, protože byly celkově menší. Takto odebrané vzorky byly vloženy do 10 ml zkumavek a zamraženy na sucho ihned po sběru na teplotu -18 °C.

V den měření titrační acidity byly všechny vzorky zváženy (příloha 9). Poté bylo ke vzorkům přidáno 5 ml destilované vody bez volného CO₂ a byly vystaveny varu po dobu 10 minut. Do převařených vzorků bylo přidáno dalších 5 ml destilované vody bez volného CO₂ a zkumavky byly pečlivě uzavřeny, aby nedocházelo k interakci s okolním vzduchem před provedením vlastní titrace.

K titraci byla použita 10 ml byreta. Během titrace byl vzorek neustále míchán za pomoci magnetického míchadla s rychlostí 300 ot/min a bylo nepřetržitě měřeno pH. Každý vzorek byl titrován 0,01N NaOH ke koncovému bodu pH=8,3 a spotřeba titru byla zaznamenávána (příloha 9). Teplota vzorků během měření se pohybovala mezi 22 °C a 23 °C. Ze zvážených hmotností a spotřeby titru na jednotlivé vzorky byla přepočítána i spotřeba titru na jeden gram živé váhy rostliny a byly spočítány průměry těchto hodnot pro každou skupinu vzorků (příloha 9).

Rozdíly v množství spotřebovaného titru u vzorků rostlin sbíraných za stmívání a za svítání a mezi jednotlivými skupinami dle délky zaplavení byly testovány v programu R, pomocí dvoufaktorové ANOVA a dodatečně porovnány pomocí post-hoc Tukey HSD testu. Homogenita variance byla testována pomocí Bartlettova testu.

3.8 Analýza dat

Většina analýz byla provedena v programu R, v grafickém prostředí Rstudio (Rstudio Team, 2022). Pro zamítnutí nulové hypotézy byla zvolena hladina významnosti $\alpha = 0,05$ ve všech provedených analýzách. Pro vyhodnocení vývoje vegetace na stržených plochách a pro porovnání recentních a historických fytoocenologických snímků z lokalit s výskytem *S.villosum* byl využit program Canoco 5.12 (ter Braak a Šmilauer, 2018). Při stanovování míry poškození mrazem byl využit program Statistica 6.0.

4 Výsledky

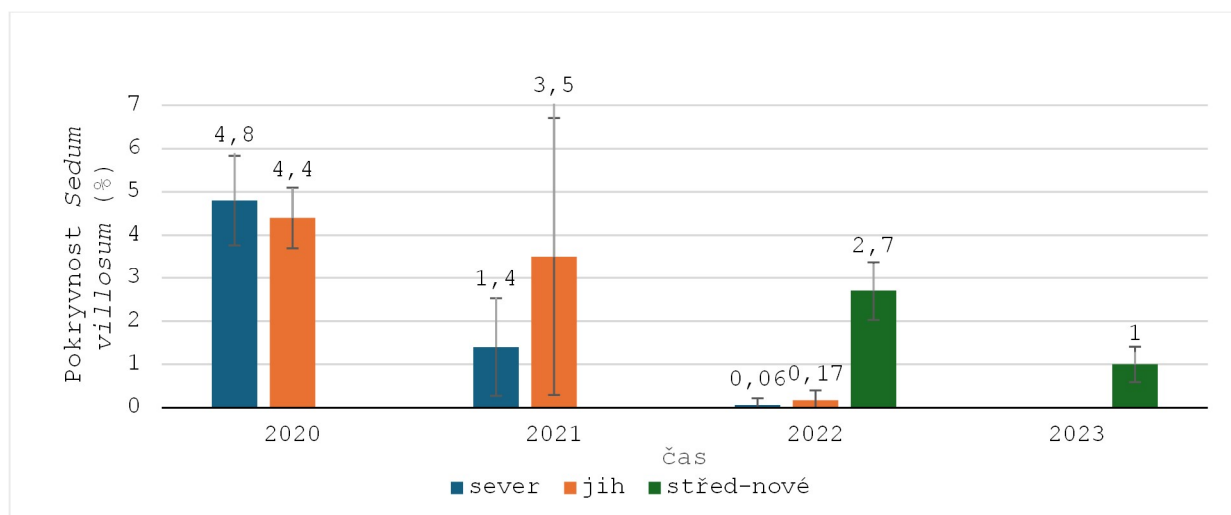
4.1 Reintrodukce

4.1.1 Úspěšnost reintrodukce na PP Jezdovické rašeliniště

Pokryvnost *S. villosum*

Pokryvnost *S. villosum* se na všech TP od vysazení snížila (obr. 10). Na Severní mikrolokalitě klesla průměrná pokryvnost *S. villosum* na TP mezi červnem 2020 a 2021 z 4,8 % na 1,4 %, tedy pokles na méně než třetinu během prvního roku. V červnu 2022 byla zaznamenána pokryvnost *S. villosum* 0,06 %, což představuje pouze poslední jedince. V červnu 2023 zde nebyl druh zaznamenán vůbec. Na Jižní mikrolokalitě se průměrná pokryvnost *S. villosum* zmenšila z 4,4 % zaznamenaných v roce 2020 na 3,5 % zaznamenaných v červnu 2021. První rok tedy měla Jižní mikrolokalita výrazně lepší úspěšnost přežívání než Severní lokalita. Do června 2022 však pokryvnost klesla na pouhých 0,17 %, což znamená také poslední jednotky rostlin a v roce 2023 zde už nebyl nalezen žádný jedinec druhu. Na Střední mikrolokalitě vytvořené až na jaře v roce 2022 byl zaznamenán pokles z původních 2,7 % na 1,0 % zaznamenané v červnu 2023.

Byl prokázán významný rozdíl v pokryvnosti *S. villosum* mezi jednotlivými roky ($F_{1,76}=120,825$; $p<0,05$), naopak efekt mikrolokality nebyl signifikantní ($F_{1,76}=1,901$; $p>0,05$). Rozdíl v pokryvnosti *S. villosum* při interakci obou faktorů byl neprůkazný ($F_{1,76}=0,072$; $p>0,05$).

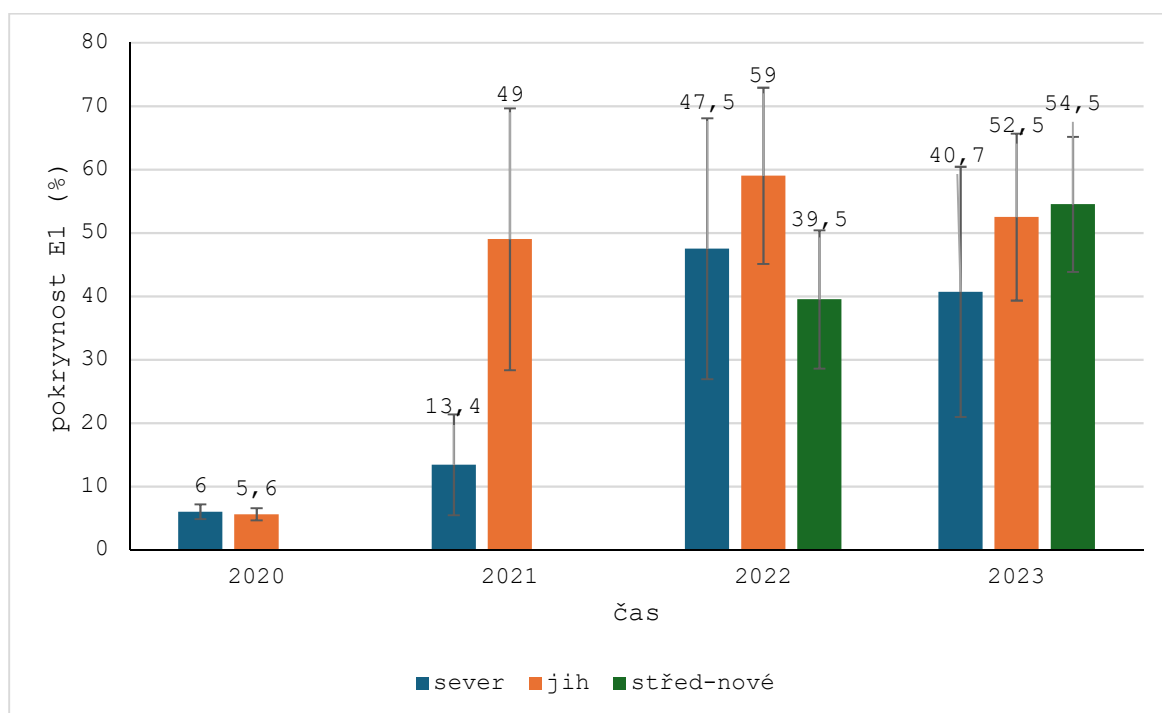


Obr. 10: Průměrná pokryvnost *S. villosum* na trvalých plochách (n=10) pro mikrolokality Sever a Jih v PP Jezdovické rašeliniště od provedení první reintrodukce v r. 2020 po r. 2023. Zeleně mikrolokalita Střed, kde výsadba proběhla v r. 2022. Hodnoty uvedené nad jednotlivými sloupci představují průměrnou hodnotu, úsečky směrodatnou odchylku.

Pokryvnost bylinného patra

Pokryvnost bylinného patra vzrostla na všech TP u všech mikrolokalit (Obr. 11). U TP na Severní mikrolokalitě došlo k průměrné změně v celkové pokryvnosti během prvního roku pozorování z 6 % zaznamenaných v červnu 2020 na 13,4 % do června 2021. Poté do června 2022 došlo k prudkému nárůstu na 47,5 % a v roce 2023 byl zaznamenán menší pokles na 40,7 %. Na TP Jižní mikrolokality byl největší nárůst pokryvnosti zaznamenán hned během prvního roku, a to z 5,6 % zaznamenaných v červnu 2020 na 49 % do června 2021. Poté do června 2022 došlo k dalšímu, ale menšímu nárůstu, a to na průměrnou celkovou pokryvnost 59 % a v roce 2023 zde také byl zaznamenán mírný pokles na 52,5 %. Na Střední mikrolokalitě vytvořené v květnu 2022 došlo k velmi rychlému nárůstu celkové vegetační pokryvnosti už během prvního měsíce a v červnu 2022 zde byla zaznamenána průměrná pokryvnost 39,5 %. Do dalšího června v roce 2023 se zde pokryvnost ještě zvýšila, a to na 54,5 %.

Byl prokázán významný rozdíl v pokryvnosti bylinného patra mezi jednotlivými roky ($F_{1,76}=65,511$; $p<0,05$). Zároveň byl pozorován významný efekt mikrolokality ($F_{1,76}=13,431$; $p<0,05$). Rozdíl v pokryvnosti bylinného patra při interakci obou faktorů byl neprůkazný ($F_{1,76}=0,123$; $p>0,05$).

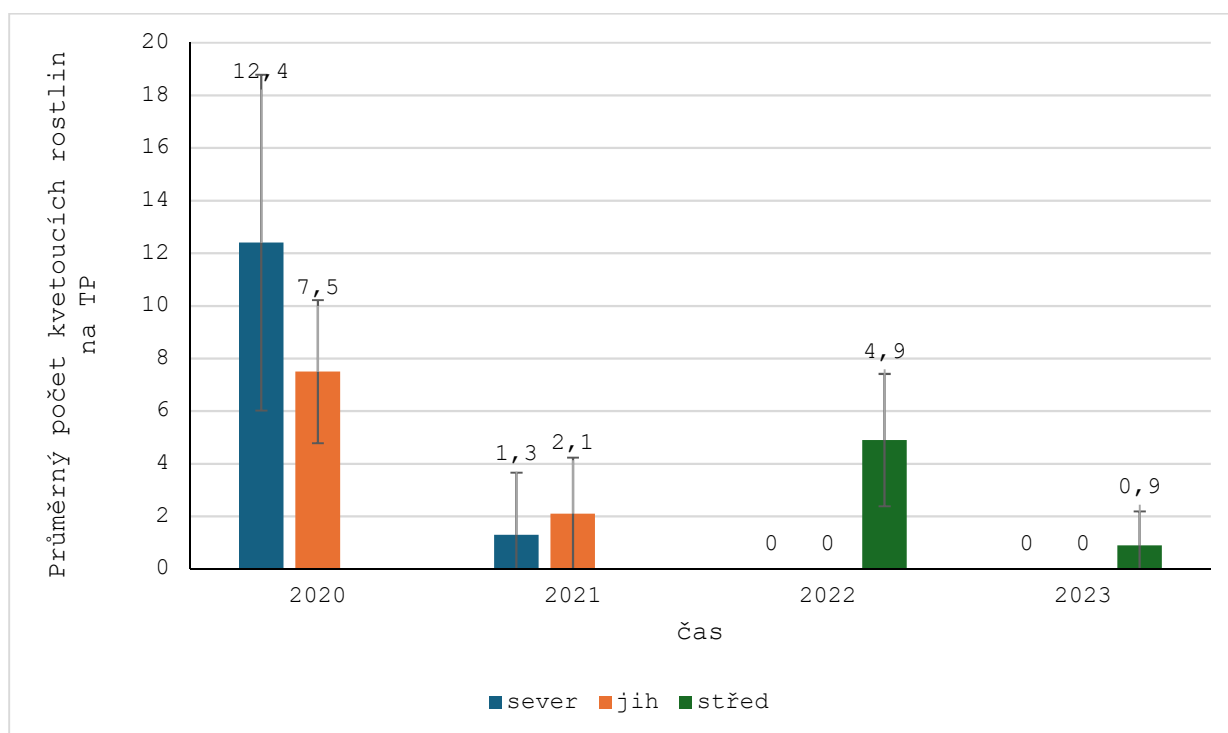


Obr. 11: Vývoj průměrné pokryvnosti bylinného patra (E1) na trvalých plochách (n=10) pro jednotlivé mikrolokality v PP Jezdovické rašeliniště od provedení první reintrodukce po r. 2023. Hodnoty uvedené nad jednotlivými sloupci představují průměrnou hodnotu, úsečky směrodatnou odchylku.

Počet kvetoucích rostlin

V červnu v roce 2020 byly počty kvetoucích rostlin relativně vysoké a dosahovaly průměrně počtu 12,4 kusů na TP v Severní mikrolokalitě, respektive 7,5 kusu na TP u Jižní mikrolokality, což znamená celkem 199 kvetoucích rostlin na lokalitě. Průměrný počet zaznamenaných kvetoucích rostlin na TP však postupně klesal na všech mikrolokalitách (obr. 12). V červnu 2021 byl průměrný počet kvetoucích rostlin na TP pouze 1,3 kusu u Severní mikrolokality, respektive 2,1 kusu na mikrolokalitě Jih. V roce 2022 a 2023 zde již nebyla zaznamenána žádná kvetoucí rostlina, respektive v roce 2023 už se na těchto mikrolokalitách nevyskytovaly ani sterilní rostliny *S. villosum*, viz výše. U Střední mikrolokality vytvořené v roce 2022 bylo ve stejný rok zaznamenán průměrný počet kvetoucích rostlin na TP 4,9 kusů, tedy celkem 49 kvetoucích rostlin na mikrolokalitě. O rok později však počet kvetoucích rostlin klesl na 0,9 kusů na TP. V roce 2023 tedy bylo na celé lokalitě PP Jezdovické rašeliniště zaznamenáno pouze 9 kvetoucích rostlin.

Byl prokázán významný rozdíl v počtu kvetoucích rostlin mezi jednotlivými roky ($F_{1,76}=80,337$; $p<0,05$). Významný efekt mikrolokality nebyl pozorován ($F_{1,76}=1,696$; $p>0,05$). Rozdíl v počtu kvetoucích rostlin při interakci obou faktorů byl neprůkazný ($F_{1,76}=3,898$; $p>0,05$).

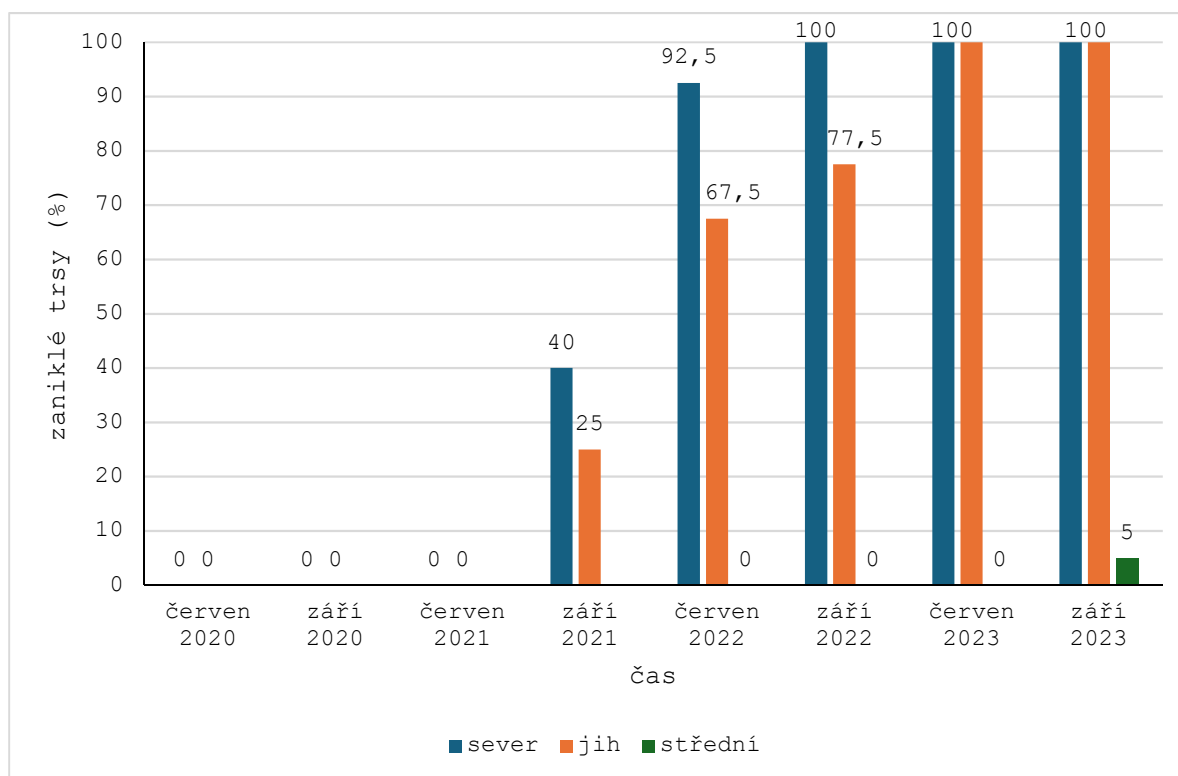


Obr. 12: Průměrný počet kvetoucích rostlin na trvalých plochách (n=10) pro jednotlivé mikrolokality na lokalitě PP Jezdovické rašeliniště od provedení první reintrodukce po r. 2023. Hodnoty uvedené nad jednotlivými sloupci představují průměrnou hodnotu, úsečky směrodatnou odchylku.

Zánik vysazených trsů *S. villosum*

První zaniklé trsy byly u všech mikrolokalit zjištěny rok a půl od provedení výsadby (obr. 13). Na Severní mikrolokalitě bylo zaznamenáno 40 % zaniklých trsů v září 2021, do června 2022 se úbytek trsů více než zdvojnásobil, a to na 92,5 %, do září 2022 zanikl zbytek trsů a od té doby na této mikrolokalitě výskyt *S. villosum* nebyl potvrzen. Na Jižní mikrolokalitě bylo zaznamenáno 25 % zaniklých trsů v září 2021, do června 2022 se úbytek trsů také ještě více než zdvojnásobil, a to na 67,5 %. V září 2022 byl na této mikrolokalitě zaznamenán 77,5% zánik trsů a do června 2023 zanikl i zbytek trsů. U nejnovější mikrolokality (Střední) byl po roce a půl zaznamenán zánik pouze 5 % trsů, což je mnohem méně než u Severní a Jižní mikrolokality. Celkem bylo na tuto lokalitu vysazeno přibližně 3 800 rostlin celkem ve 120 trsech *S. villosum*. Při posledním monitoringu provedeném v září 2023 bylo nalezeno 38 trsů, ale pouze na Střední mikrolokalitě.

Byl prokázán významný rozdíl v počtu zaniklých trsů mezi jednotlivými roky ($F_{1,76}=515,509$; $p<0,05$). Zároveň byl pozorován významný efekt mikrolokality ($F_{1,76}=4,605$; $p<0,05$). Rozdíl v počtu zaniklých trsů při interakci obou faktorů vyšla neprůkazně ($F_{1,76}=0,337$; $p>0,05$).



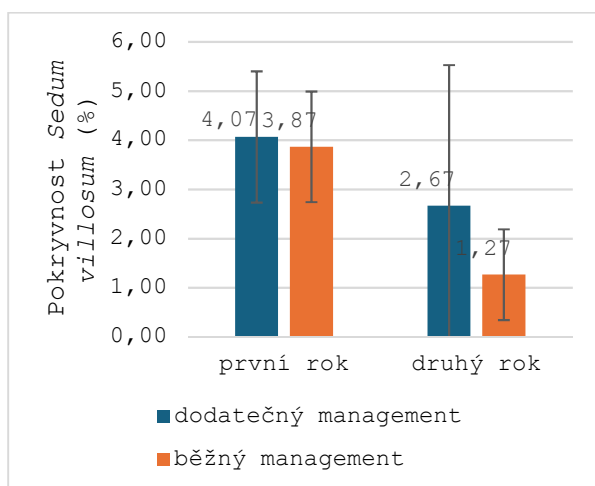
Obr. 13: Počty zaniklých trsů *S. villosum* na trvalých plochách (n=10) pro jednotlivé mikrolokality na lokalitě PP Jezdovické rašeliště od provedení reintrodukce po r. 2023. Hodnoty uvedené nad jednotlivými sloupci představují průměrnou hodnotu.

4.1.2 Vliv dodatečného managementu

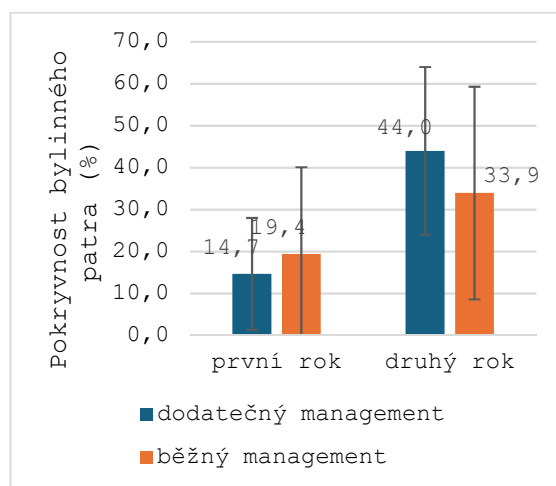
Pokryvnost *S. villosum* se od června v roce výsadby do června v následujícím roce významně snížila, a to jak u TP s běžným managementem, tak u TP s dodatečným managementem, který spočíval v časně jarním kosení a pečlivém vyhrabání veškeré pokosené biomasy. U ploch s dodatečným managementem došlo k poklesu průměrné pokryvnosti *S. villosum* z 4,07 % na 2,67 %. U trvalých ploch bez dodatečného managementu byl pokles ještě větší, a to z 3,87 % na 1,27 %. Dá se tedy říct, že i když pokryvnost *S. villosum* byla v roce výsadby na TP s oběma typy managementu téměř stejná, u TP s dodatečným managementem byla následující rok průměrná pokryvnost zbývajících *S. villosum* přibližně dvojnásobná (obr. 14a).

Pokryvnost bylinného patra se také významně zvýšila u TP s oběma typy managementu. U ploch s dodatečným managementem došlo k nárůstu průměrné pokryvnosti bylinného patra z 14,7 % na 44,0 %. U trvalých ploch bez dodatečného managementu byl nárůst z 19,4 % na 33,9 %. U TP s dodatečným managementem, který spočíval v časně jarním kosení a pečlivém vyhrabání veškeré pokosené biomasy, tedy došlo k vyššímu nárůstu pokryvnosti bylinného patra, než na plochách bez tohoto dodatečného managementu (obr. 14b).

a)



b)



Obr. 14: Pokryvnost a) *S. villosum*, b) bylinného patra mezi prvním a druhým rokem na trvalých plochách s dodatečným managementem (n=10) a na trvalých plochách s běžným managementem (n=10). Hodnoty uvedené nad jednotlivými sloupci představují průměrnou hodnotu, úsečky směrodatnou odchylku.

Byl prokázán významný rozdíl v pokryvnosti *S. villosum* mezi prvním a druhým rokem ($F_{1,56}=19,331$; $p<0,05$). Významný efekt dodatečného managementu nebyl pozorován ($F_{1,56}=3,173$; $p>0,05$). Rozdíl v pokryvnosti *S. villosum* při interakci obou faktorů byl neprůkazný ($F_{1,56}=1,785$; $p>0,05$).

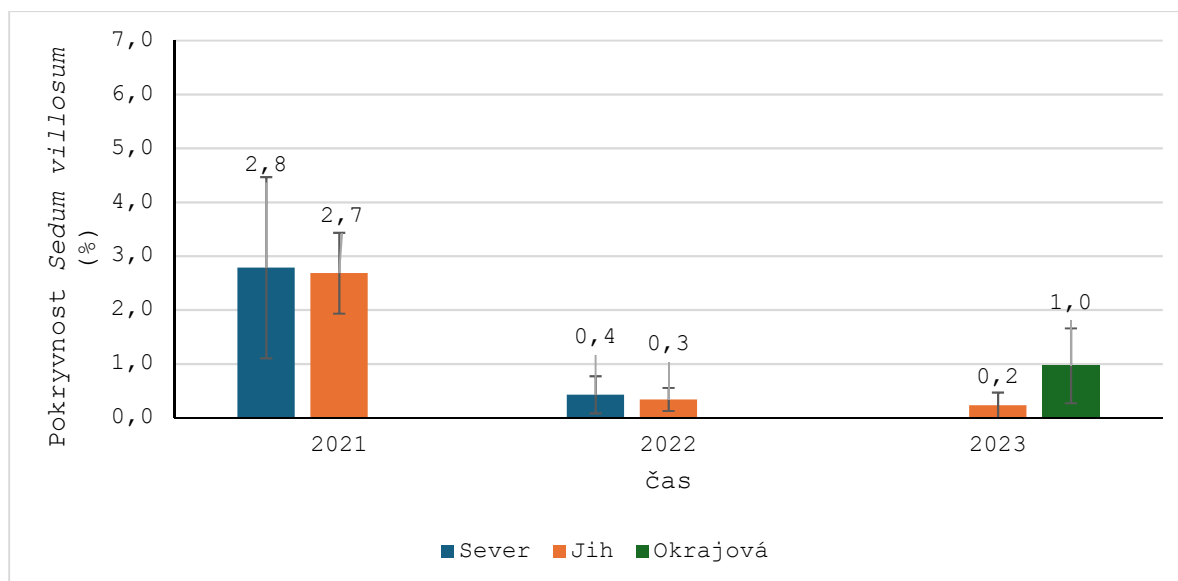
Byl prokázán významný rozdíl v pokryvnosti bylinného patra mezi jednotlivými roky ($F_{1,56}=17,474$; $p<0,05$). Zároveň byl pozorován významný efekt dodatečného managementu ($F_{1,56}=0,258$; $p<0,05$). Rozdíl v pokryvnosti bylinného patra při spojení interakci obou faktorů byl neprůkazný ($F_{1,56}=1,989$; $p>0,05$).

4.1.3 Úspěšnost reintrodukce v PR Podlesí

Pokryvnost *S. villosum*

Pokryvnost *S. villosum* se na všech TP v průběhu času snížila (obr. 15). Na Severní mikrolokalitě klesla průměrná pokryvnost *S. villosum* na TP mezi červnem 2021 a 2022 z 2,8 % na 0,4 %, na Jižní mikrolokalitě klesla z 2,7 % na 0,3 %. U obou mikrolokalit byl tedy pokles podobný a velmi výrazný, v obou případech došlo k poklesu o 86 %. V červnu 2023 už nebyl na Severní mikrolokalitě druh zaznamenán vůbec a u Jižní mikrolokality došlo k poklesu na pokryvnost 0,2 %. Na mikrolokalitě Okrajová vytvořené až na podzim v roce 2022 byla červnu 2023 zaznamenána na TP průměrná pokryvnost *S. villosum* 1 %.

Byl prokázán významný rozdíl v pokryvnosti *S. villosum* mezi jednotlivými roky ($F_{1,38}=64,957$; $p<0,05$). Významný efekt mikrolokality nebyl pozorován ($F_{1,38}=0,096$; $p>0,05$). Rozdíl v pokryvnosti *S. villosum* při interakci obou faktorů byl neprůkazný ($F_{1,38}=0,022$; $p>0,05$).

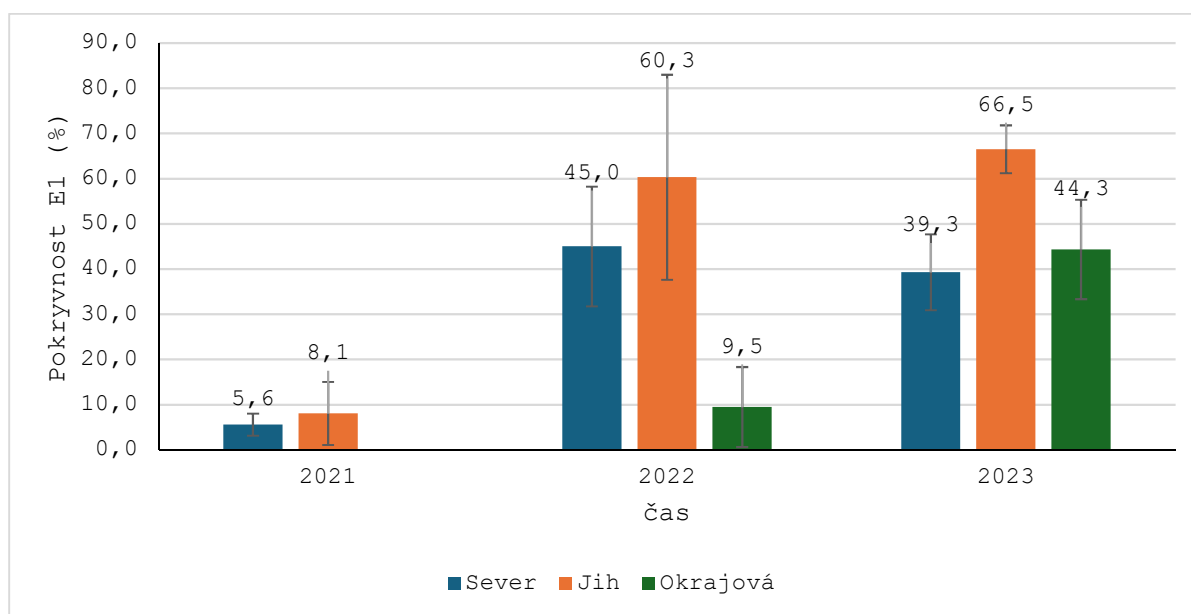


Obr. 15: Průměrná pokryvnost *S. villosum* na trvalých plochách pro jednotlivé mikrolokality (Sever: $n=7$, Jih: $n=19$, Okrajová: $n=15$) na lokalitě PR Podlesí od začátku repatriace po r. 2023. Hodnoty uvedené nad jednotlivými sloupci představují průměrnou hodnotu, úsečky směrodatnou odchylku.

Pokryvnost bylinného patra

Pokryvnost bylinného patra vzrostla na všech TP u všech mikrolokalit, přičemž k největšímu nárůstu pokryvnost došlo vždy během prvního roku pozorování (Obr. 16). U TP na Severní mikrolokalitě došlo k průměrné změně v pokryvnosti bylinného patra během prvního roku pozorování z 5,6 % na 45,0 %, na Jižní mikrolokalitě z 8,1 % na 60,3 %. V roce 2023 byl zaznamenán u Severní mikrolokality menší pokles na 39,3 %. Na Jižní mikrolokalitě došlo naopak ještě k mírnému nárůstu, a to na 66,5 %. Na mikrolokalitě Okrajová byla v červnu 2022, tedy v den výsadby, zaznamenána průměrná celková pokryvnost bylinného patra 9,5 %. Do dalšího června v roce 2023 se zde pokryvnost výrazně zvýšila, a to na 44,3 %.

Byl prokázán významný rozdíl v pokryvnosti bylinného patra mezi jednotlivými roky ($F_{1,38}=62,176$; $p<0,05$). Zároveň byl pozorován významný efekt mikrolokality ($F_{1,38}=11,803$; $p<0,05$). Rozdíl v pokryvnosti bylinného patra při spojení (interakci) obou faktorů byl neprůkazný ($F_{1,38}=6,557$; $p>0,05$).

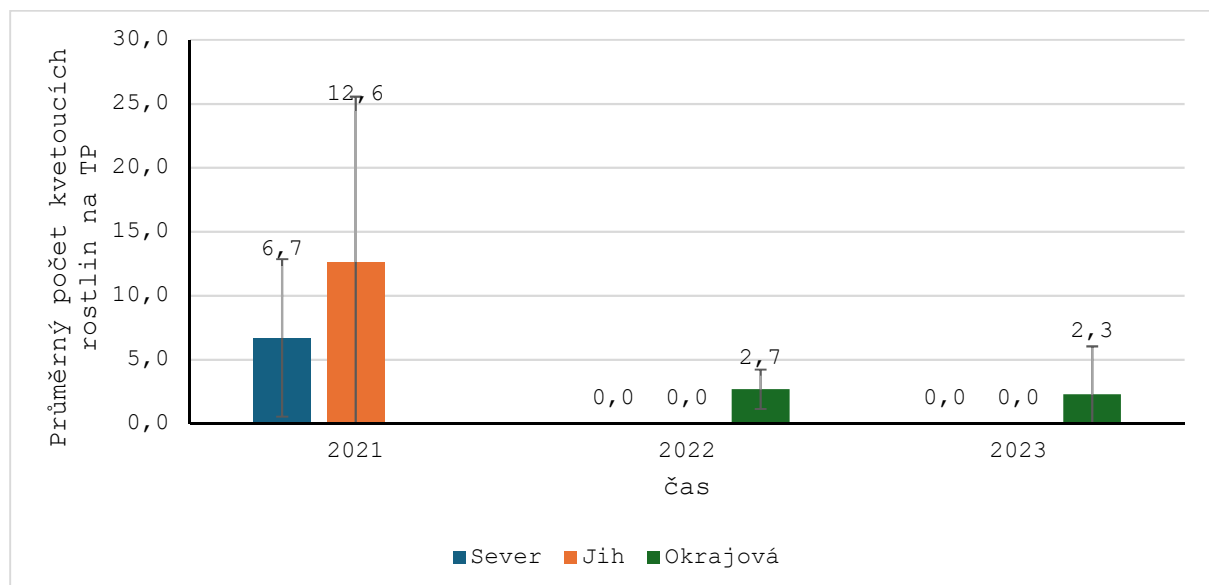


Obr. 16: Průměrná pokryvnost bylinného patra (E1) na trvalých plochách pro jednotlivé mikrolokality (Sever: n=7, Jih: n=19, Okrajová n=15) na lokalitě PR Podlesí od začátku repatriace po r. 2023. Hodnoty uvedené nad jednotlivými sloupci představují průměrnou hodnotu, úsečky směrodatnou odchylku.

Počet kvetoucích rostlin

V červnu v roce 2021 byly počty kvetoucích rostlin relativně vysoké a dosahovaly průměrně počtu 6,7 kusů na TP u Severní mikrolokality, respektive 12,6 kusů na TP u Jmikrolokality, což znamená celkem 287 kvetoucích rostlin na lokalitě. V roce 2022 a 2023 však už na těchto mikrolokalitách žádné kvetení zaznamenáno nebylo. Na mikrolokalitě Okrajová vytvořené v roce 2022 byl ve stejný rok na TP zaznamenán průměrný počet kvetoucích rostlin 2,7 kusů, tedy celkem 41 kvetoucích rostlin na mikrolokalitě. O rok později průměrný počet kvetoucích rostlin na TP klesl na 2,3 kusů. V roce 2023 tedy bylo na celé lokalitě PR Podlesí zaznamenáno 35 kvetoucích rostlin (obr. 17).

Byl prokázán významný rozdíl v počtu kvetoucích rostlin mezi jednotlivými roky ($F_{1,38}=12,652$; $p<0,05$). Významný efekt mikrolokality nebyl pozorován ($F_{1,38}=1,149$; $p>0,05$). Rozdíl v počtu kvetoucích rostlin při interakci obou faktorů byl neprůkazný ($F_{1,38}=1,724$; $p>0,05$).

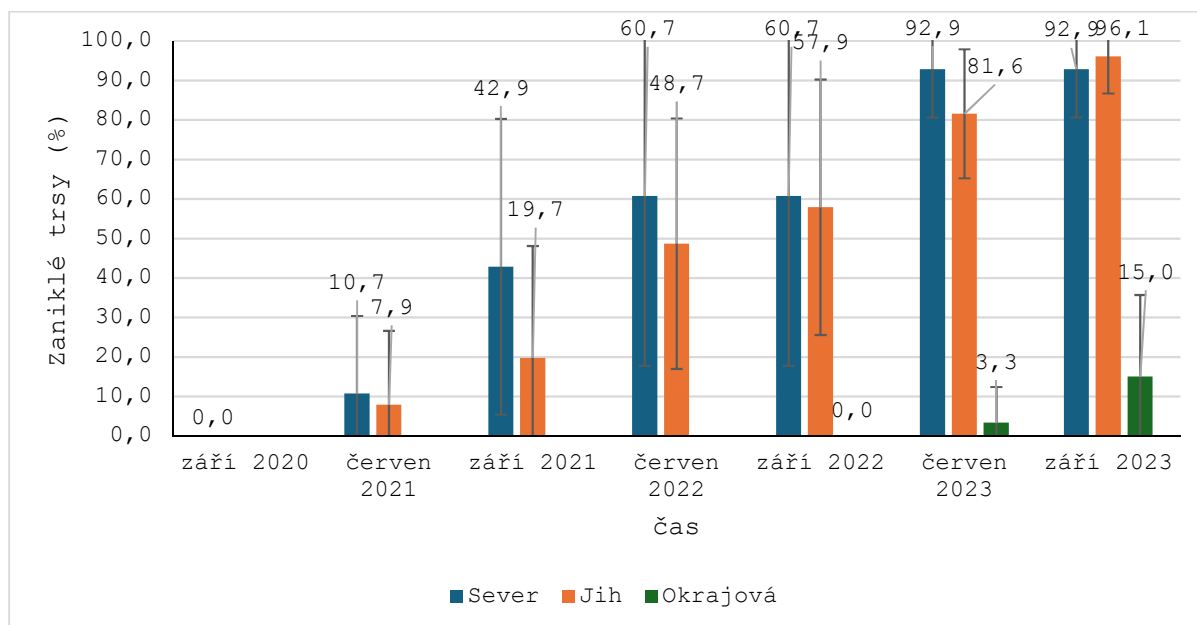


Obr. 17: Průměrný počet kvetoucích rostlin na trvalých plochách pro jednotlivé mikrolokality (Sever: $n=7$, Jih: $n=19$, Okrajová: $n=15$) na lokalitě PR Podlesí od začátku repatriace po r. 2023. Hodnoty uvedené nad jednotlivými sloupci představují průměrnou hodnotu, úsečky směrodatnou odchylku.

Počet zaniklých trsů *S. villosum*

Zaniklé trsy byly zjištěny u všech mikrolokalit, a to nejdéle do roka od výsadby (obr. 18). Na Severní mikrolokalitě došlo mezi zářím 2020 (výsadba) a červnem 2021 k zániku 10,7 % trsů. Do září téhož roku se počet zaniklých trsů na Severní mikrolokalitě téměř zčtyřnásobil a zaniklo 42,9 % trsů. V roce 2022 byl v červnu i září zaznamenáno 60,7 % zaniklých trsů a v červnu i v září 2023 zaniklo 92,9 % trsů na Severní mikrolokalitě. Na Jižní mikrolokalitě vytvořené na jaře 2021 byl nárůst počtu zaniklých trsů postupnější, ale měl také stále rostoucí trend. Hned v červnu 2021 zde byl zaznamenán zánik 7,9 % trsů a v září téhož roku už 19,7 % zaniklých trsů. V roce 2022 bylo v červnu 48,7 % zaniklých trsů a do září zaniklo 57,9 % trsů. V červnu 2023 bylo na Jižní mikrolokalitě méně zaniklých trsů než na Severní mikrolokalitě, a to 81,6 %, ale v září už bylo procento zaniklých trsů na Jižní lokalitě vyšší než na Severní a dosahovalo hodnoty 96,1 %. U nejnovější mikrolokality Okrajová, která vznikla na podzim 2022, byl zaznamenán v červnu 2023 zánik 3,3 % trsů a v září 2023 15 % zaniklých trsů. Celkem bylo na lokalitu během reintrodukce vysazeno 5111 rostlin ve 164 trsech *S. villosum* a při posledním monitoringu v září 2023 bylo nalezeno 56 trsů, z toho 51 na nejnovější Okrajové mikrolokalitě a pouze 2 na mikrolokalitě Sever a 3 na mikrolokalitě Jih.

Byl prokázán významný rozdíl v počtu zaniklých trsů mezi jednotlivými roky ($F_{1,94}=146,623$; $p<0,05$). Významný efekt mikrolokality nebyl pozorován ($F_{1,94}=2,095$; $p>0,05$). Rozdíl v počtu zaniklých trsů při interakci obou faktorů byl neprůkazný ($F_{1,94}=0,114$; $p>0,05$).



Obr. 18: Počet zaniklých trsů *S. villosum* na trvalých plochách pro jednotlivé mikrolokality (Sever: n=7, Jih: n=19, Okrajová: n=15) na lokalitě PR Podlesí od začátku repatriace po r. 2023. Hodnoty uvedené nad jednotlivými sloupci představují průměrnou hodnotu, úsečky směrodatnou odchylku.

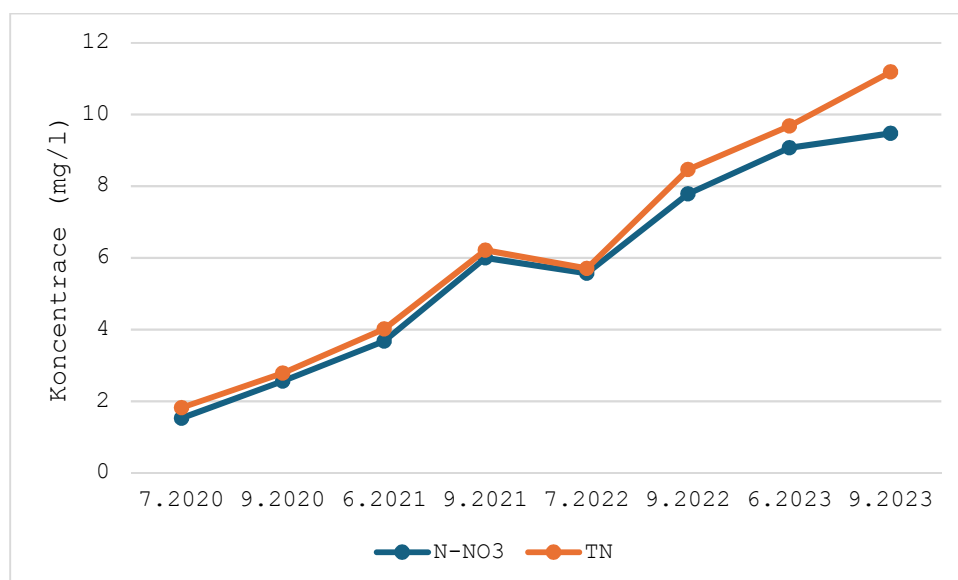
4.1.4 Pokusný výsev

V září 2022 bylo vyseto na Okrajovou i Severní mikrolokalitu 540 semen rozmístěných na 18 ploškách. Při následném monitoringu v červnu 2023 bylo na Severní mikrolokalitě zaznamenáno celkem 24 rostlin ve 3 ploškách a na Okrajové mikrolokalitě dokonce jen 4 rostliny ve 3 ploškách. Při monitoringu v září 2023, tedy rok po vysetí semen, zde již nebyly nalezeny žádné rostliny a úspěšnost pokusného výsevu byla po jednom roce od výsevu nulová.

4.1.5 Vlastnosti podzemní vody

PP Jezdovické rašeliniště

Hladina podzemní vody byla v Severní ploše průměrně mírně nad povrchem terénu, v Jižní ploše byla voda mírně pod povrchem terénu, ve Střední ploše při obou odečtech výrazně pod povrchem terénu (Tab. 2). pH vody je mírně kyselé na všech mikrolokalitách. Elektrická konduktivita byla na Severní mikrolokalitě vyšší. Koncentrace vápníku a sodíku byly podobné ve všech plochách, koncentrace kationtů Mg a K byly mírně vyšší na Severní mikrolokalitě. Vyšší koncentrace železa byla zjištěna v Jižní i Střední mikrolokalitě a zvýšená koncentrace pouze na Jižní mikrolokalitě, nicméně nedosahují hodnot toxických pro cévnaté rostliny. Celkově koncentrace kationtů odpovídaly hodnotám typickým pro mechová slatiniště (tab. 3). V průběhu monitoringu byly zjištěny nejvýraznější rozdíly v koncentracích dusičnanového dusíku (N-NO₃) a celkového dusíku (TN). Koncentrace těchto látek byly na Severní mikrolokalitě řádově vyšší, než na Jižní mikrolokalitě a vykazovaly kontinuální růst (obr. 19).



Obr. 19: Postupné zvyšování koncentrace dusičnanů (modrá, N-NO₃) a celkového dusíku (oranžová, TN) v podzemní vodě Severní mikrolokality v PP Jezdovické rašeliniště.

PR Podlesí

Hladina vody byla v odběrovém místě změřena pouze na Jižní mikrolokalitě a jen v roce 2022. Ovšem z poznámek zapisovaných během monitoringu víme, že hladina podzemní vody je byla na Severní mikrolokalitě na většině TP u povrchu a na Jižní mikrolokalitě mírně pod povrchem. pH na lokalitě je mírně kyselé, ovšem na Severní mikrolokalitě je nepatrně vyšší a výrazně vyšší je zde elektrická vodivost. Příčinou jsou pravděpodobně zároveň naměřené vyšší koncentrace vápníkových a hořčíkových kationtů. Celkově koncentrace kationtů odpovídá hodnotám typickým pro mechová slatiniště. Koncentrace dusíku, fosforu a jejich forem meziročně kolísají. Koncentrace železa a hliníku byly relativně nízké a nedosahovaly hodnot toxicity pro cévnaté rostliny (tab. 2 a 3).

Tab. 2: Hladina podzemní vody, pH, elektrická konduktivita (EC) a koncentrace základních živin ve vodě v PR Podlesí a PP Jezdovické rašeliniště. Uvedené hodnoty jsou průměrnými hodnotami (\pm směrodatná odchylka) vypočtenými ze všech měření mezi lety 2021-2023 (Podlesí Sever a Jih, n=5), respektive 2020-2023 (Jezdovice Sever a Jih, n=8), respektive z roku 2023 pro mikrolokalitu Jezdovice Střed (n=2).

lokalita	HPV	pH	EC	N-NH4	N-NO3	TN	P-PO4	TP
	cm		μ S/cm	mg/l			μ g/l	
Jezdovice Sever	0,4 \pm 1,6	6,05 \pm 0,1	248,8 \pm 28,1	0,08 \pm 0,1	5,71 \pm 3,0	6,24 \pm 3,3	8,8 \pm 4,2	23,7 \pm 6,3
Jezdovice Jih	-1,6 \pm 4,2	6,09 \pm 0,1	170,8 \pm 21,8	0,09 \pm 0,1	0,14 \pm 0,4	0,97 \pm 0,3	6,1 \pm 4,1	22,5 \pm 9,9
Jezdovice Střed	- 11,6 \pm 1,3	5,70 \pm 0,4	-	0,17 \pm 0,2	0,67 \pm 0,8	3,09 \pm 0,3	42,7 \pm 24,2	106,0 \pm 34,4
Podlesí Sever	-	6,15 \pm 0,1	203,4 \pm 19,7	0,07 \pm 0,1	0,03 \pm 0,1	0,80 \pm 0,5	10,2 \pm 4,4	44,4 \pm 28,7
Podlesí Jih	-	5,89 \pm 0,4	104,0 \pm 28,0	0,66 \pm 1,3	0,03 \pm 0,0	1,68 \pm 1,8	13,1 \pm 9,6	49,6 \pm 34,3

Tab. 3: Koncentrace kationtů ve vodě na PP Jezdovické rašeliniště a na PR Podlesí. Uvedené hodnoty jsou průměrnými hodnotami (\pm směrodatná odchylka) vypočtenými ze všech měření mezi lety 2021-2023 (Podlesí Sever a Jih, $n=5$), respektive 2020-2023 (Jezdovice Sever a Jih, $n=8$), respektive z roku 2023 pro mikrolokalitu Jezdovice střed ($n=2$).

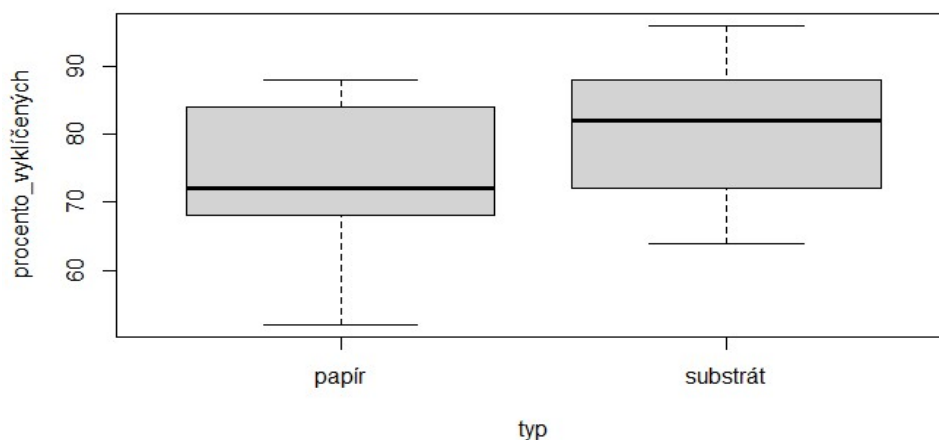
lokality	Ca	Mg	K	Na	Fe	Al
	mg/l					
Jezdovice Sever	20,04 \pm 7,8	7,51 \pm 2,7	2,04 \pm 0,9	11,40 \pm 4,2	0,18 \pm 0,2	0,40 \pm 0,5
Jezdovice Jih	20,29 \pm 3,7	5,39 \pm 0,9	0,79 \pm 0,4	10,95 \pm 1,2	0,62 \pm 0,5	0,11 \pm 0,1
Jezdovice Střed	15,45 \pm 0,2	5,10 \pm 0,6	1,90 \pm 0,6	11,25 \pm 0,2	1,23 \pm 0,6	0,57 \pm 0,6
Podlesí Sever	24,32 \pm 6,5	6,38 \pm 1,6	1,36 \pm 1,0	12,68 \pm 2,2	0,31 \pm 0,1	0,04 \pm 0,0
Podlesí Jih	9,52 \pm 2,7	2,20 \pm 0,6	1,14 \pm 0,9	9,24 \pm 2,3	0,60 \pm 0,4	0,15 \pm 0,1

4.2 Ověření klíčivosti semen v klimaboxu

4.2.1 Úspěšnost klíčení

Stejná semena byla testována na klíčivost v laboratorních podmínkách. Celkem bylo vyseto 500 semen – 250 na filtrační papír a 250 na připravený substrát. Na substrátu vyklíčilo 203 semen (81,2 %) a na filtračním papíře 183 semen (73,2 %). Celkem tedy vyklíčilo 386 semen z 500 vysetých (77,2 %) (obr. 20).

V průměru vyklíčilo 19,3 semen na jednu Petriho misku, ale počet vyklíčených semen v jednotlivých Petriho miskách se lišil. Na filtračním papíře byl rozptyl počtu vyklíčených 13 až 22 a na substrátu 16 až 24 semen. Nebyly zjištěny žádné rozdíly v rozptylu vyklíčených semen mezi semeny klíčovými na filtračním papíře a semeny klíčovými na substrátu ($F_{9,9}=1,091$; $p = 0,899$). Semena klíčovými na filtračním papíře a semena klíčovými na substrátu se svou úspěšností v klíčení významně nelišila ($t=-1,614$; $p=0,1239$).

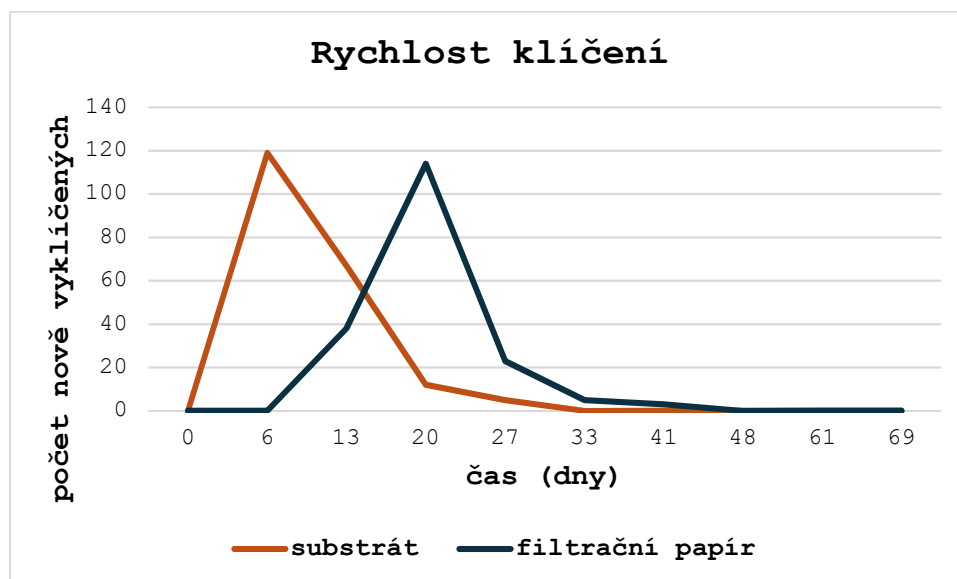


Obr. 20: Procentuální úspěšnost klíčení semen *S. villosum* v klimaboxu na substrátu ($n=250$) a na filtračním papíře ($n=250$).

4.2.2 Rychlost klíčení

První semena na substrátu klíčila již při první kontrole, tedy 7 dní po vysetí, kdy také klíčila nejhojněji (119 semen) v počtu 9 až 17 na jednu Petriho misku. I při další kontrole byl počet vyklíčených semen vysoký (67 semen). Poslední zaznamenané klíčení na substrátu bylo čtyři týdny po založení pokusu.

Na filtračním papíře začala semena klíčit až o týden později a nejvíce nově vyklíčených semen na filtrační papíře bylo zaznamenáno tři týdny od začátku měření (114 semen). Poslední vyklíčené semeno bylo zaznamenáno šest týdnů od založení experimentu (obr. 21).



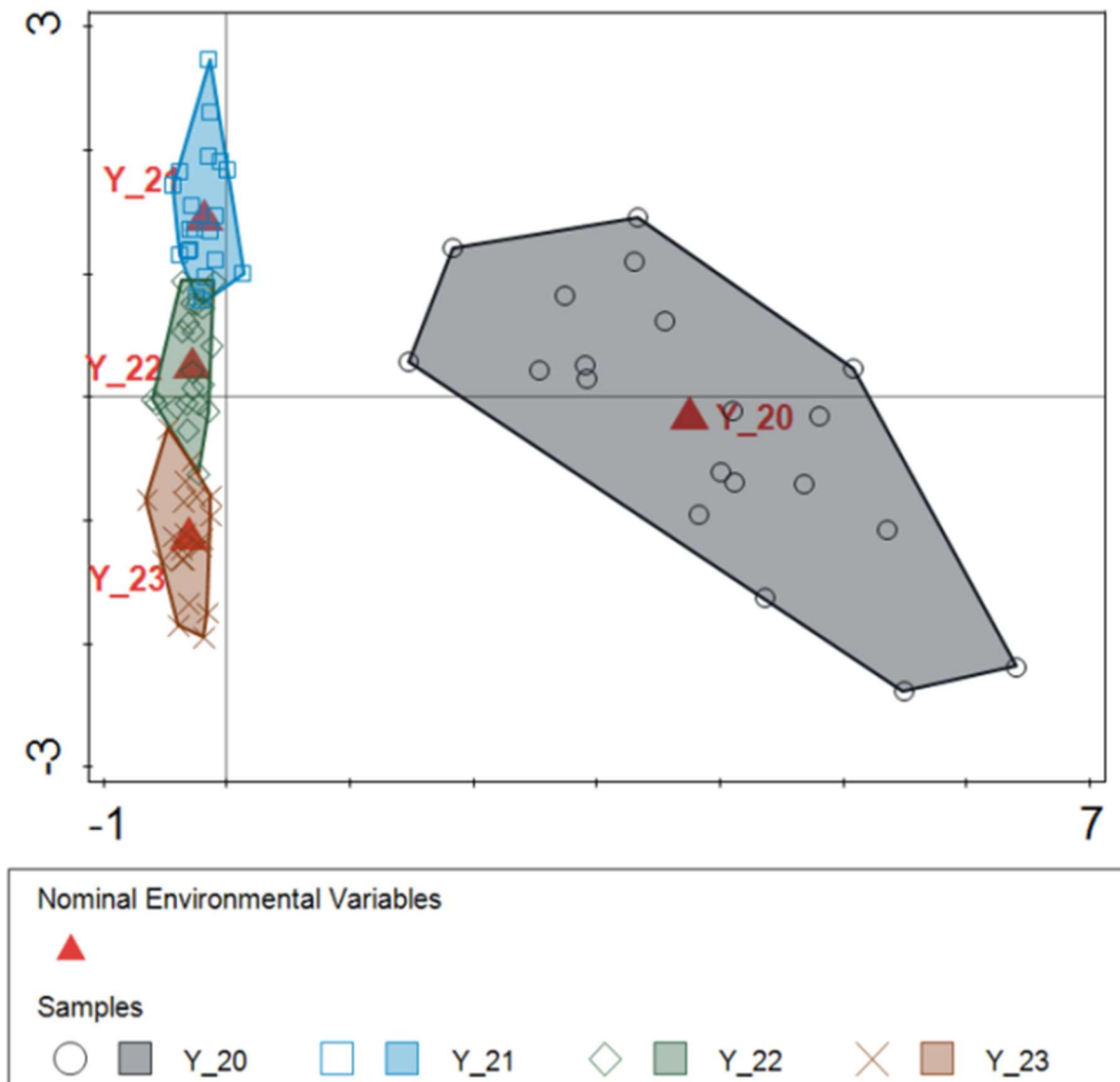
Obr. 21: Rychlost klíčení *S. villosum* v klimaboxu na substrátu a na filtračním papíře.

4.3 Vývoj vegetace po stržení drnu

4.3.1 PP Jezdovické rašeliniště

Přímá gradientová analýza (CCA) druhového složení trvalých ploch v průběhu čtyř let měření má hladinu signifikance vysvětlující proměnné (rok) $p < 0,001$, pseudo- $F = 10,5$. Obě osy vysvětlují celkem 34,6 % variability druhových dat. Vysvětlující proměnná (rok) vysvětluje 24,3 % celkové druhové variance.

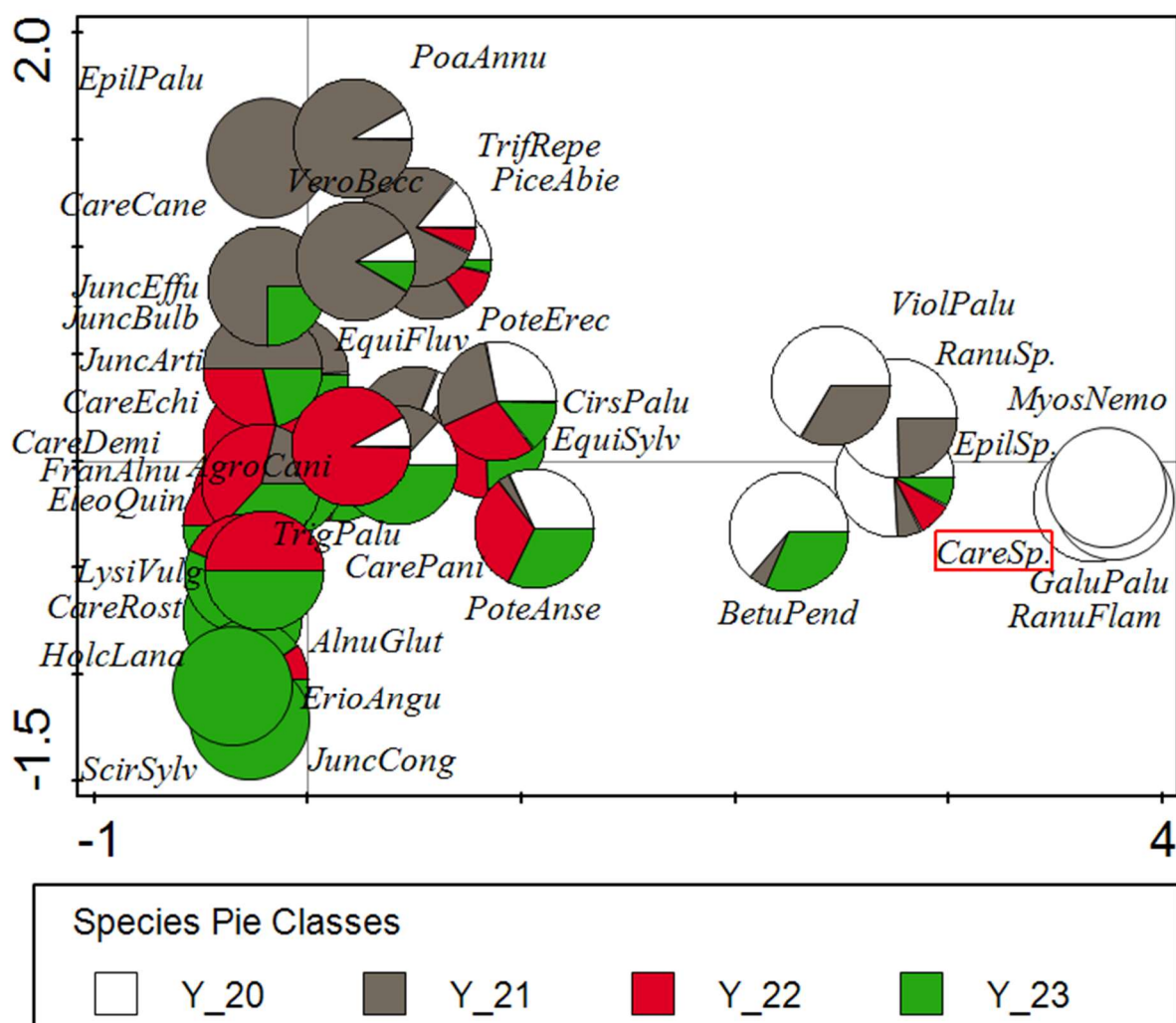
Nejvíce se od sebe jednotlivé trvalé plochy druhově lišily v červnu 2020, tedy 2 měsíce po stržení drnu. V následujících letech byla druhová variabilita trvalých ploch v rámci daného roku nižší. Největší meziroční rozdíl v druhovém složení byl mezi prvním a druhým rokem, rozdíly mezi následujícími roky byly nižší (obr. 22).



Obr. 22: Přímá gradientová analýza (CCA) druhového složení trvalých ploch na lokalitě PP Jezdovické rašeliniště (viz následující obrázek). V diagramu jsou zobrazeny centroidy pozic ploch a jejich příslušnost k danému roku. Rok, jako vysvětlující proměnná, je znázorněn červeně (Y_20= rok 2020, Y_21=rok 2021, Y_22=rok 2022, Y_23=rok 2023).

Celkově se druhové složení v průběhu let značně proměnilo a postupně směřuje spíše ke krátkostébelným společenstvům rašelinných pramenišť. Některé druhy, které měly významnější pokryvnost ve 4. roce, se však na TP vyskytovaly už od prvního monitoringu (např. *Carex demissa*, *Eleocharis quinqueflora*, *Juncus articulatus*, *Juncus bulbosus*,) a v průběhu sukcese rostla jejich pokryvnost. Další druhy, které se vyskytovaly v prvním roce monitoringu, tedy 2 měsíce po stržení drnu, se v dalších letech buď vůbec nevyskytovaly (např. *Galium palustre*, *Myosotis nemorosa* etc.), nebo jen zřídka (např. *Viola palustris*), často se jednalo o drobné semenáčky. V druhém roce byl zaznamenán větší počet druhů, ale obdobně jako v roce prvním většina druhů se vyskytovala téměř výhradně jen tento rok (např. *Epilobium palustre*) a

dále druhy, které zde rostly i v dalších letech (např. *Juncus effusus*). Druhy, které byly zaznamenány v prvním a druhém roce, se ve třetím roce vyskytovaly pouze v menšině a ve čtvrtém roce téměř vymizely. Ve třetím roce bylo na TP zaznamenáno nejvíce druhů, vyskytovaly se jak druhy z předchozích let, tak druhy, které byly zaznamenány nově a následně i v roce čtvrtém (např. *Eriophorum angustifolium*). Čtvrtý rok měly TP řadu druhů společných s rokem třetím, ale zároveň se zde objevily i další nové druhy (např. *Scirpus sylvaticus*). V průběhu sukcese tedy spíše přibývaly běžné druhy zapojených rašelinných luk a prameništ, nicméně plochy zůstávaly dostatečně mezernaté a otevřené a i 4. rok v nich rostly i druhy raných sukcesních stádií jako *Triglochin palustris* a *Eleocharis quinqueflora* (obr. 23).

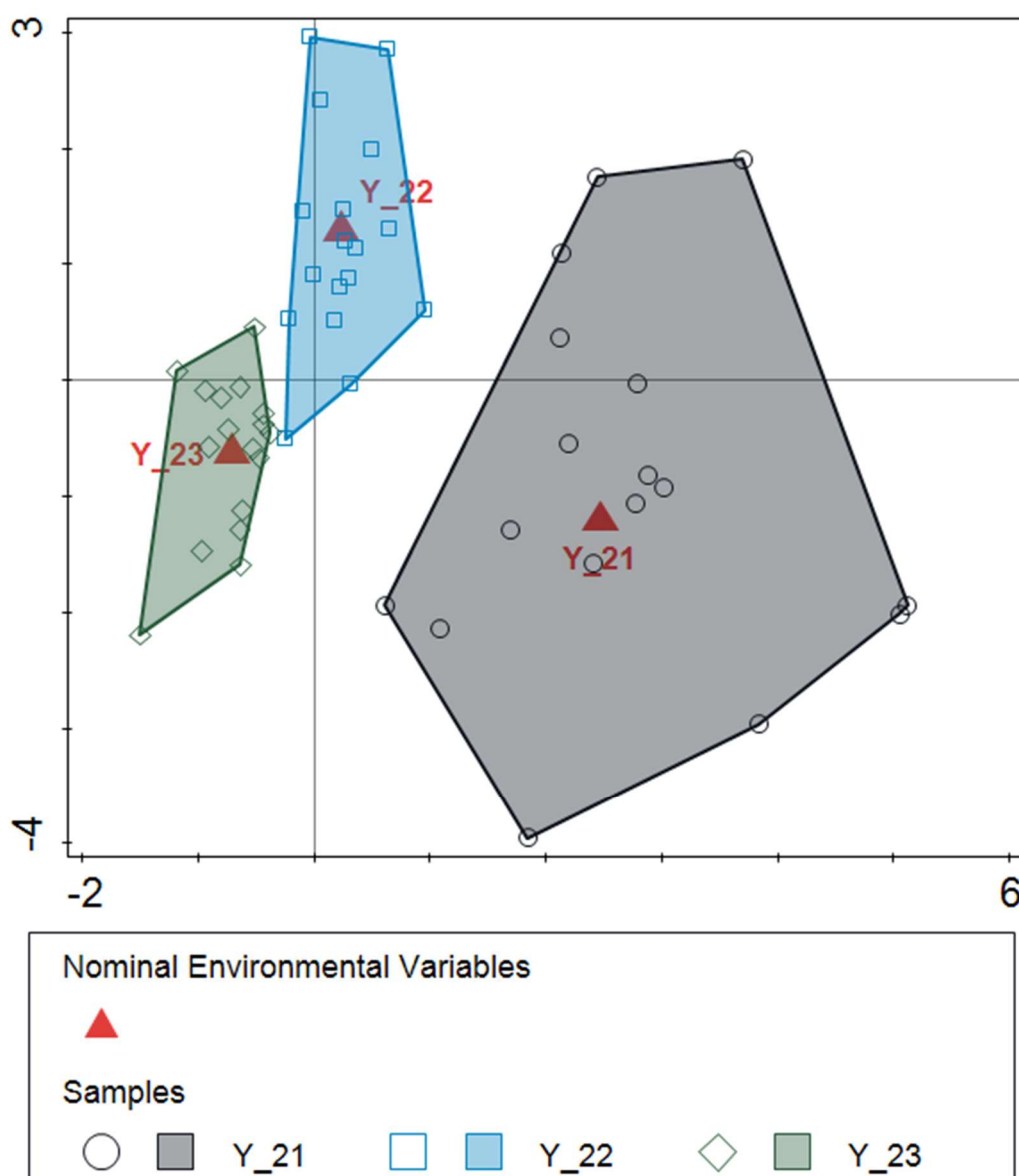


Obr. 23: Přímá gradientová analýza (CCA) druhového složení trvalých ploch. Vysvětlující proměnou je rok (Y_20= rok 2020, Y_21=rok 2021, Y_22=rok 2022, Y_23=rok 2023, viz předchozí obr.). Promítnuty jsou centroidy druhů a jejich poměrné zastoupení v jednotlivých letech znázorněné kruhovým diagramem pro každý druh. Zkratky druhů odpovídají prvním čtyřem písmenům rodového a druhového latinského jména, viz Příloha 3.

4.3.2 PR Podlesí

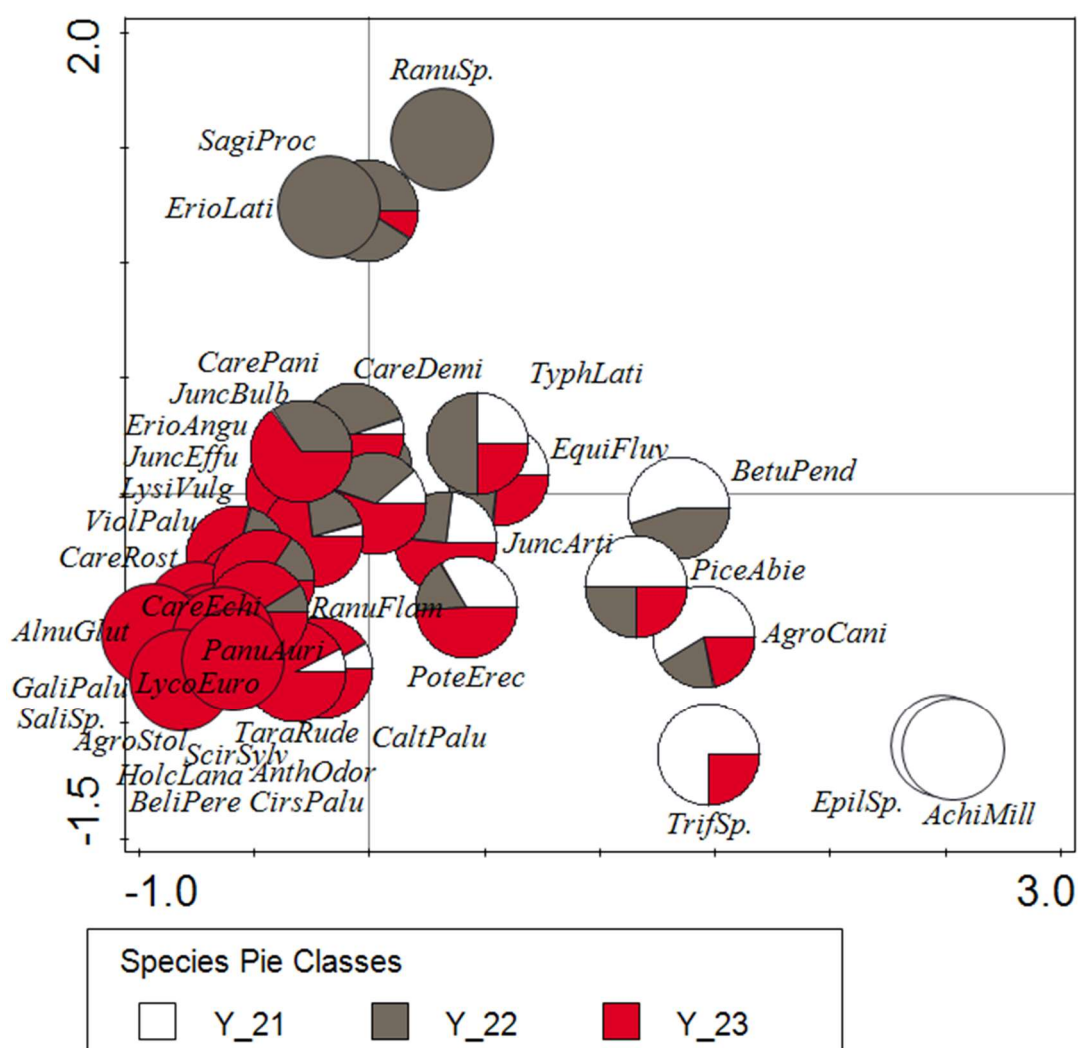
Přímá gradientová analýza (CCA) druhového složení trvalých ploch v průběhu tří let měření má hladinu signifikance vysvětlují proměnné (roku) $p=0,002$, pseudo- $F=5,0$. Obě osy vysvětlují dohromady 23,7 % variability druhových dat. Vysvětlující proměnná (rok) vysvětluje 13,1 % celkové druhové variance.

Nejvíce se od sebe jednotlivé trvalé plochy druhově lišily v červnu 2021. Následující roky byla druhová variabilita trvalých ploch v rámci daného roku nižší. Největší meziroční rozdíl v druhovém složení byl mezi prvním a druhým rokem, rozdíly mezi následujícími roky byly nižší (obr. 24).



Obr. 24: Přímá gradientová analýza (CCA) druhového složení trvalých ploch na lokalitě PR Podlesí (viz následující obrázek). V diagramu jsou zobrazeny centroidy pozic ploch a jejich příslušnost k danému roku. Rok, jako vysvětlující proměnná, je znázorněn červeně (Y_21= rok 2021, Y_22= rok 2022, Y_23= rok 2023).

Celkově se druhové složení v průběhu let také značně měnilo, celkově druhů přibýlo a sukcese postupně směřuje spíše k vegetaci vlhkých pcháčových luk. Některé druhy, které měly v posledním (čtvrtém) roce významnější pokryvnost, se na TP vyskytovaly už od prvního monitoringu (např. *Juncus bulbosus*, *Equisetum fluviatile*). Další druhy, které se vyskytovaly v prvním roce monitoringu, se v dalších letech buď vůbec nevyskytovaly (např. *Achillea millefolium*), nebo jen zřídka (např. *Trifolium* sp.). V druhém roce bylo zaznamenáno druhů více, ale obdobně jako v roce prvním, zde byly druhy, které se vyskytovaly téměř výhradně jen tento rok (např. *Sagina procumbens*) a pak některé druhy, které zde rostly i v dalším roce (např. *Carex demissa*). Třetí rok byl na TP zaznamenán nejvyšší počet druhů, vyskytovaly se jak druhy z minulých let, tak se zde objevily i nové druhy (např. *Anthoxanthum odoratum*, *Lycopus europeus*) (obr. 25).



Obr. 25: Přímá gradientová analýza (CCA) druhového složení trvalých ploch. Vysvětlující proměnou je rok (Y_21=rok 2021, Y_22=rok 2022, Y_23=rok 2023, viz obr. 24). Promítnuty jsou centroidy druhů a poměrné zastoupení druhů v jednotlivých letech je znázorněné kruhovým diagramem pro každý druh. Zkratky druhů odpovídají prvním čtyřem písmenům rodového a druhového latinského jména viz Příloha 4.

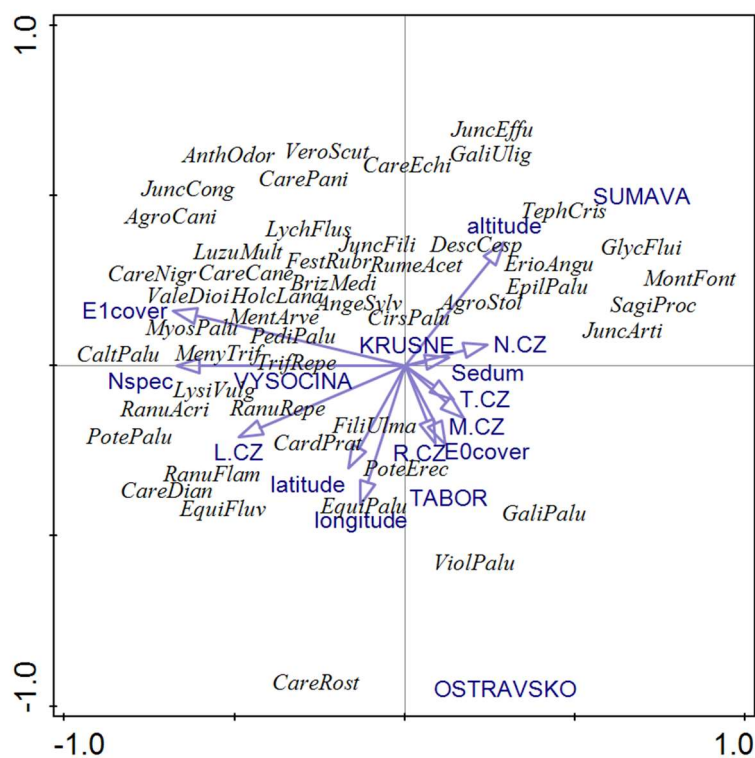
4.4 Porovnání recentních a historických fytocenologických snímků

4.4.1 Snímky všech ploch bez reintrodukcí

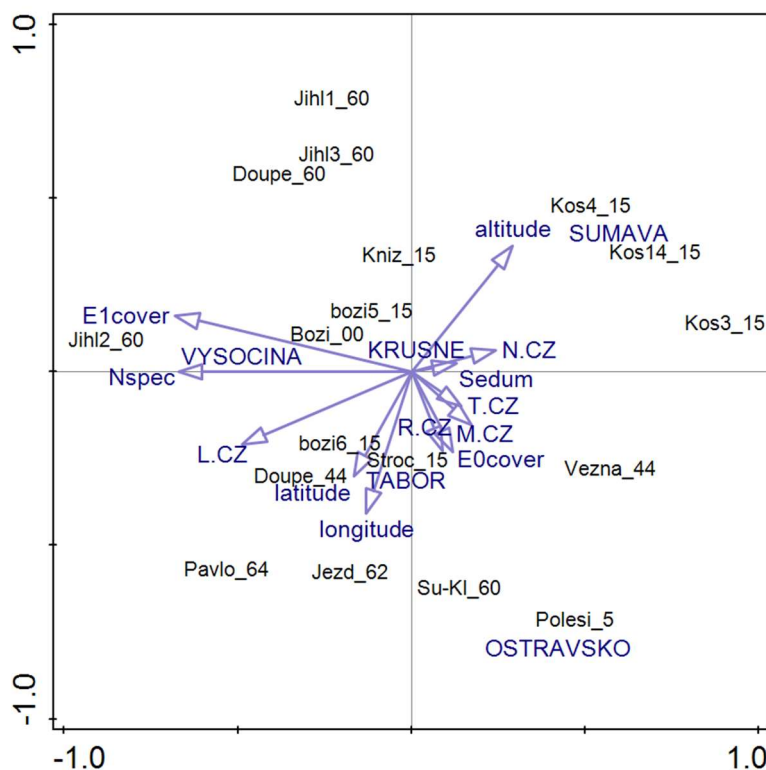
Analýza hlavních komponent (PCA) zobrazuje podobnost lokalit na základě podobnosti zaznamenaného druhového složení. První dvě ordinační osy vysvětlují dohromady 35,9 % variability dat.

Podle první osy se od ostatních lokalit druhovým složením liší lokalita Polesí (1959, Ostravsko) a snímky z Kostelního Vrchu (2015, Šumava), naopak relativně podobné jsou si téměř všechny lokality z Vysočiny, Krušných hor, Táborska a Knížecích plání (Šumava). Podle druhé osy je však mezi těmito lokalitami v druhovém složení značný rozdíl. Snímek z NPP Stročov se promítnul v rámci širokého rozptylu lokalit z Vysočiny, a není tedy od (historických) snímků z Vysočiny výrazně odlišný (obr. 26 a 27).

Pokryvnost *S. villosum* byla dle dostupných dat vyšší na lokalitě Kostelní vrch (Šumava), a tedy ve vyšší nadmořské výšce. Podobně byla jeho pokryvnost mírně vyšší na lokalitách s větší pokryvností mechového patra a s vyšší Ellenbergovou hodnotou pro vlhkost. Naopak nižší byla na lokalitách s vyšší pokryvností bylinného patra. Snímky z lokality Kostelní vrch se vyznačují absencí lučních trav a naopak výskytem druhů charakteristických pro nelesní prameniště jako jsou *Montia fontana* agg., *Juncus bulbosus*, *Glyceria fluitans*, *Sagina procumbens* a *Tephroseria crispa*. Na většině dalších lokalit se naopak vyskytovala řada lučních druhů trav (*Anthoxanthum odoratum*, *Briza media*, *Holcus lanatus*, *Luzula multiflora*), spolu s mokřadními druhy bylin jako *Caltha palustris*, *Menyanthes trifoliata*, *Potentilla palustris* nebo *Valeriana dioica* (obr. 26 a 27).



Obr. 26: Analýza hlavních komponent (PCA) s pasivně proloženými faktory prostředí, zobrazující rozdělení druhů dle toho, jak často se na lokalitách vyskytují společně.

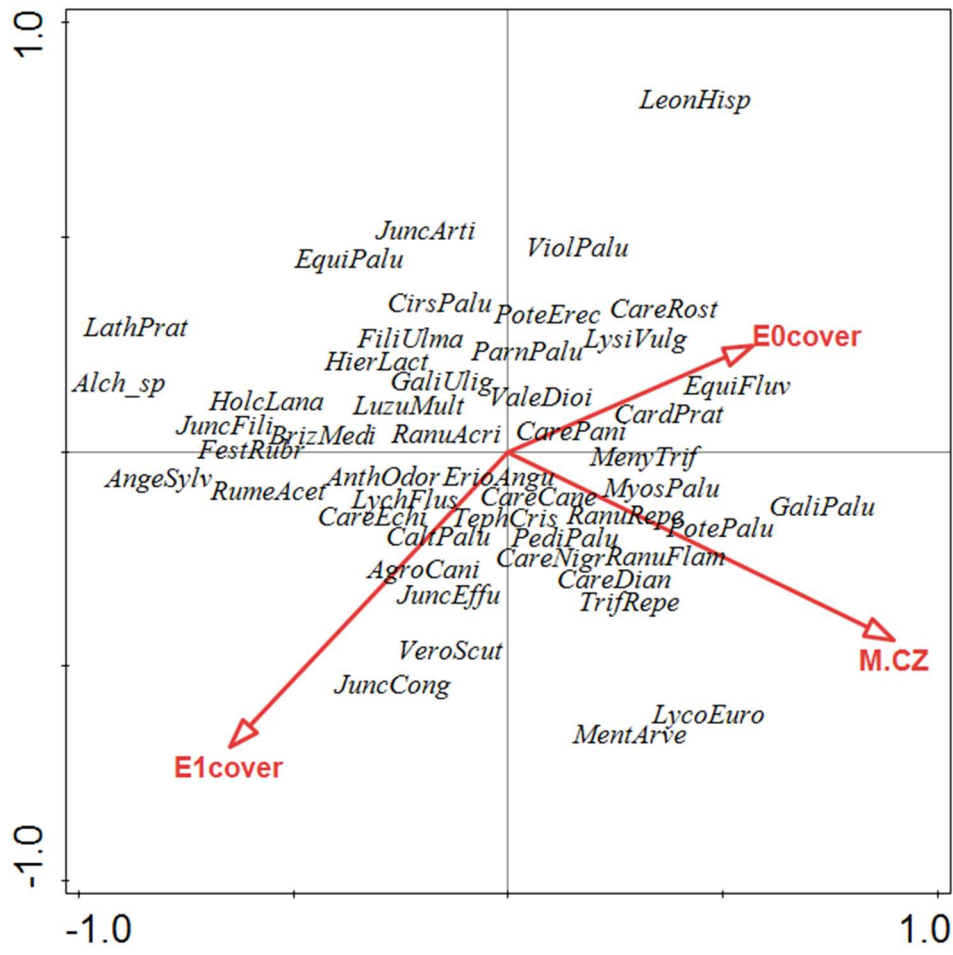


Obr. 27: Analýza hlavních komponent (PCA) s pasivně proloženými faktory prostředí, zobrazující rozdělení lokalit na základě podobnosti jejich druhového složení.

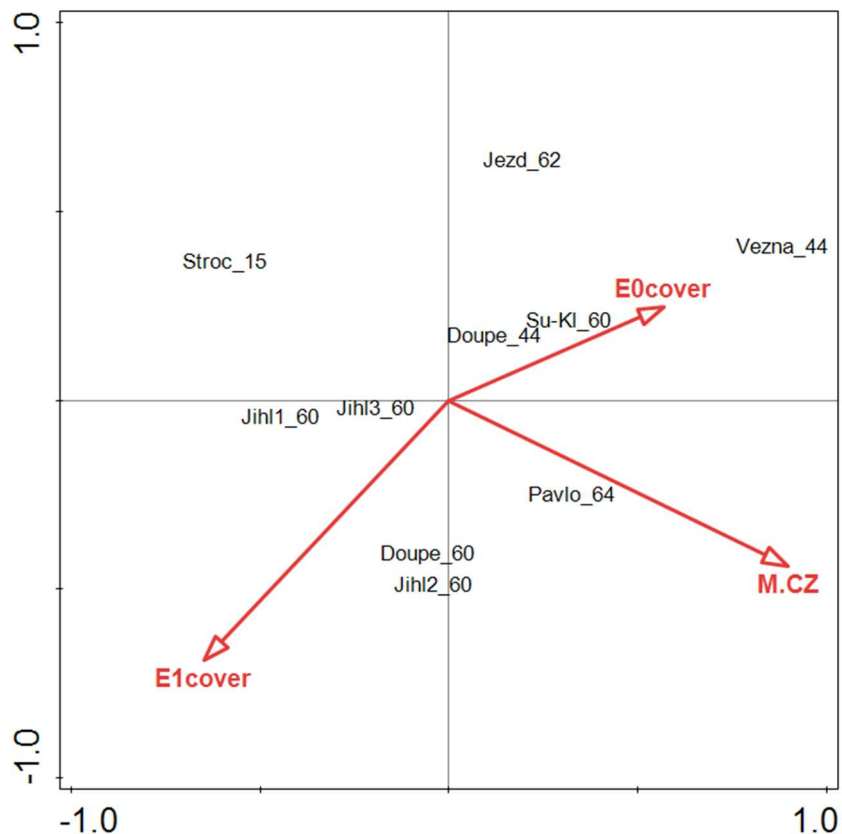
4.4.2 Snímky z Vysočiny (+ Stročov) bez reintrodukce

Pro lokality regionu Vysočina a NPP Stročov byla provedena vizualizace pomocí přímé gradientové analýzy (CCA), Vysvětlující proměnné (pokryvnost bylinného patra – E1, pokryvnost mechového patra – E0, průměrná Ellenbergova hodnota pro vlhkost – M.CZ) vysvětlují 35,7 % celkové variance, nejsou však celkově průkazné ($p < 0,258$, pseudo-F=1.1).

Podél první osy se zobrazují druhy indikující vyšší vlhkost. Jak už bylo patrné při předchozí analýze, vegetace se *S. villosum* z Vysočiny byla druhově relativně odlišná. Pokryvnost bylinného patra dosahovala od 40 do 90 %, mechového od 15 do 100 %, ve snímcích s větší pokryvností bylinného patra byla nižší pokryvnost mechového patra a naopak. V druhově chudém snímku s vysokou pokryvností E0 (100 %, Věžná) dominovaly *Carex rostrata* a *Eriophorum angustifolium*, na lokalitách s vysokou pokryvností E1 se naopak vyskytovaly řada druhů lučních trav, nízké mokřadní ostřice (*Carex nigra*, *C. panicea*, *C. echinata* ad.), ale i druhy bylin typické pro mechová slatiniště (*Parnassia palustris*, *Valeriana dioica*). Subrecentní lokalita Stročov (snímek z r. 2015) měla nejnižší Ellenbergovu hodnotu pro vlhkost (obr. 28 a 29).



Obr. 28: Přímá gradientová analýza (CCA) s vysvětlujícími proměnnými pokryvnost bylinného patra (E1 cover), pokryvnost mechového patra (E0cover) a gradientu vlhkosti (M.CZ) zobrazující rozdělení druhů. První a druhá osa vysvětlují celkem 28,7 % variability druhových dat.

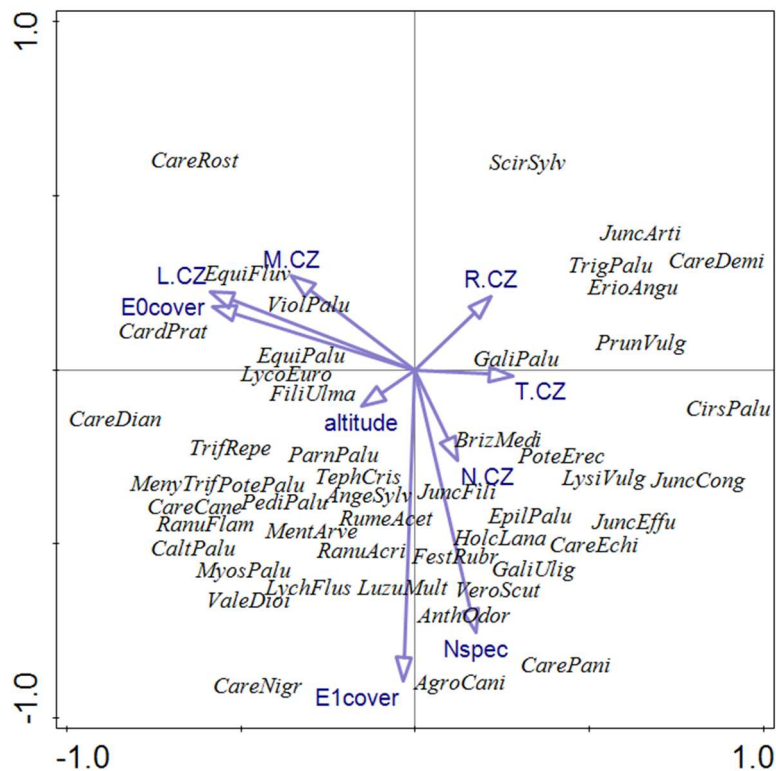


Obr. 29: Přímá gradientová analýza (CCA) s vysvětlujícími proměnnými pokryvnost bylinného patra (E1cover), pokryvnost mechového patra (E0cover) a gradientu vlhkosti (M.CZ) zobrazující rozdělení lokalit dle vysvětlujících proměnných. První a druhá osa vysvětlují celkem 28,7 % variability druhových dat.

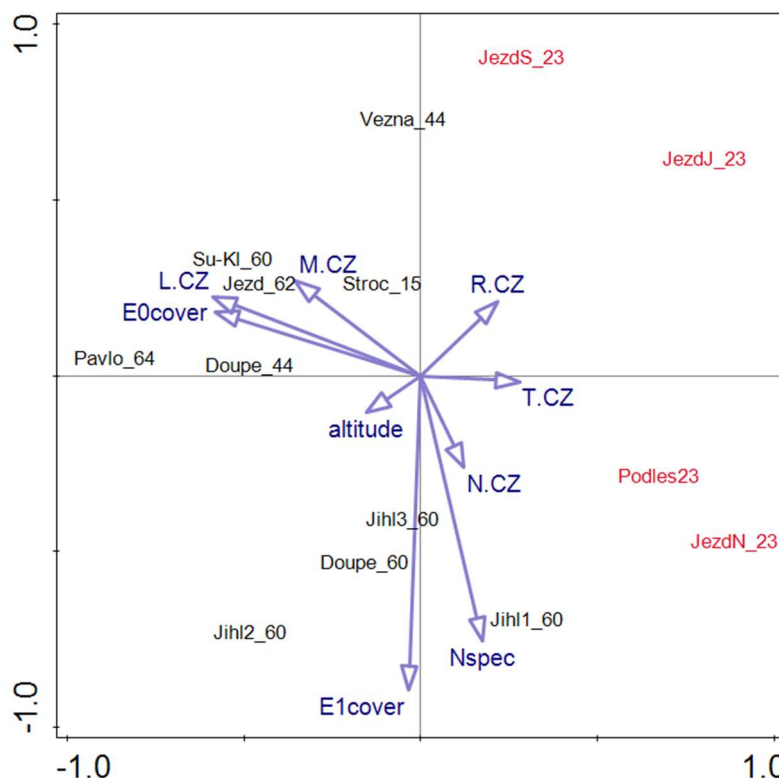
4.4.3 Snímky z Vysočiny i s reintrodukcí

Analýza hlavních komponent (PCA) ukazuje podobnost vybraných lokalit na základě podobnosti zaznamenaného druhového složení. Podél 1. osy byl zjištěn výrazný rozdíl mezi historickými snímky a snímky z lokalit, kde byla provedena reintrodukce. Nicméně značné rozdíly v druhovém složení jsou také mezi jednotlivými historickými snímky z Vysočiny i mezi jednotlivými snímky z lokalit s reintrodukcí (zejména podél 2. osy) (obr. 30 a 31).

Díky pasivně proloženým enviromentálním proměnným v ordinačním diagramu (obr 30 a 31) je zřejmé, že variabilita podél 1. osy odpovídá jak pokryvnosti *S. villosum* a E0, tak i Ellenbergově hodnotě pro teplotu, která je vyšší u nových snímků s reintrodukovanou populací. Variabilita podél 2. osy odpovídá pokryvnosti bylinného patra a celkového počtu druhů v plochách. Snímky z ploch s reintrodukcí se od historických snímků liší především vyšší pokryvností druhů typických pro narušená stanoviště (*Juncus articulatus*, *J. effusus*, *J. conglomeratus*, *Cirsium palustre*) a dále druhů *Eriophorum angustifolium*, *Carex demissa* a *Triglochin palustris*, které byly hojné zejména na obou mikrolokalitách Jezdovice (obr. 30 a 31).



Obr. 30: Analýza hlavních komponent (PCA) s pasivně proloženými faktory prostředí, zobrazující a) rozdělení druhů dle toho, jak často se na lokalitách vyskytují společně. První dvě osy vysvětlují celkem 44,9 % variability dat.

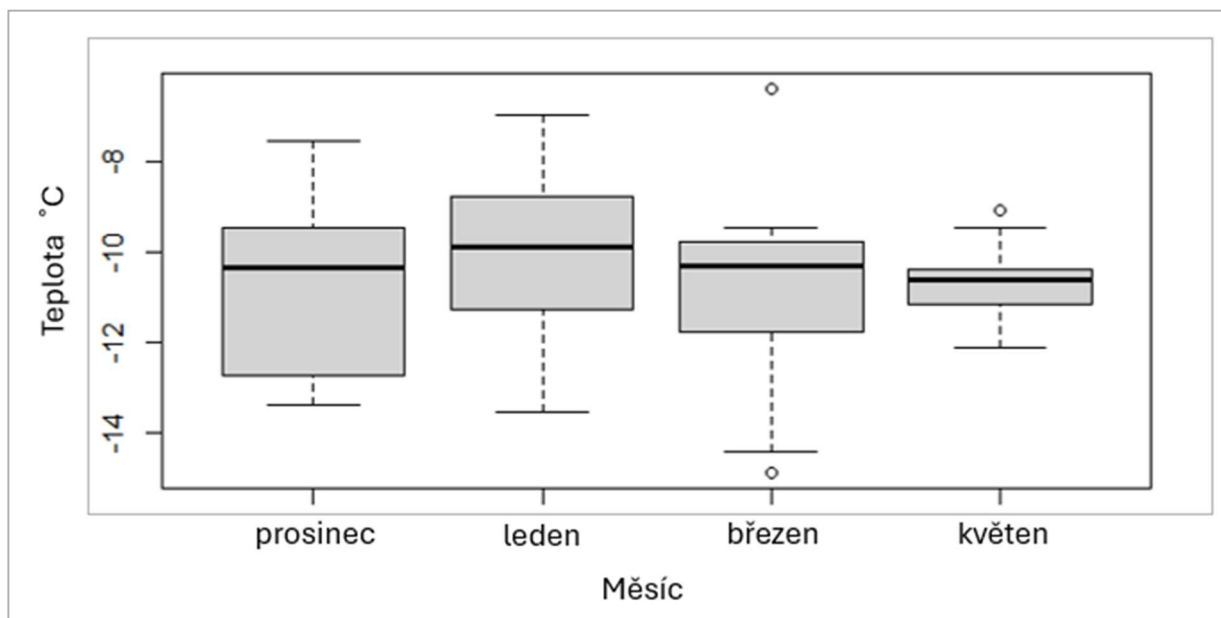


Obr. 31: Analýza hlavních komponent (PCA) s pasivně proloženými faktory prostředí, zobrazující rozdělení lokalit na základě podobnosti jejich druhového složení. První dvě osy vysvětlují celkem 44,9 % variability dat.

4.5 Mrazová odolnost

4.5.1 Nukleační teplota

Průměrná nukleační teplota byla $10,5 \pm 1,8$ °C, mezi jednotlivými měřeními v různých měsících nebyl zjištěn významný rozdíl v nukleační teplotě ($F_{2,39} = 0,465$; $p = 0,715$). Ani v následném testu nebyl zjištěn významný rozdíl v průměrné nukleační teplotě (tab. 4, obr. 32) mezi žádnou z dvojic měsíců měření ($p > 0,05$).



Obr. 32: Naměřené nukleační teploty (°C) a jejich průměr pro jednotlivá měření (n=12) v různých měsících.

4.5.2 Stanovení míry poškození rostlin mrazem

Zjištěná LT50, tedy teplota, při které dojde k poškození 50 % rostlin v testované skupině, se mezi jednotlivými měřeními signifikantně lišila. V prosinci byla stanovena na $-10,1$ °C, v lednu klesla až na $-17,6$ °C, poté v březnu vzrostla na $-14,7$ °C a do posledního měření, které proběhlo již ve vegetačním období v květnu vzrostla až na $-4,6$ °C.

Tab. 4: Průměrná hodnota nukleační teploty pro jednotlivé měsíce (n=12), LT50 v jednotlivých měsících (n=10) a převažující způsob mrazové odolnosti.

Měsíc	prosinec	leden	březen	květen
Nukleační teplota (°C) (průměr±SD)	$-10,7 \pm 2,1$	$-10,0 \pm 1,8$	$-10,8 \pm 2,4$	$-10,7 \pm 0,9$
LT50 (°C)	-10,1	-17,6	-14,7	-4,6
mrazová odolnost	avoidance	tolerance	tolerance	avoidance

4.6 Reakce na zaplavení

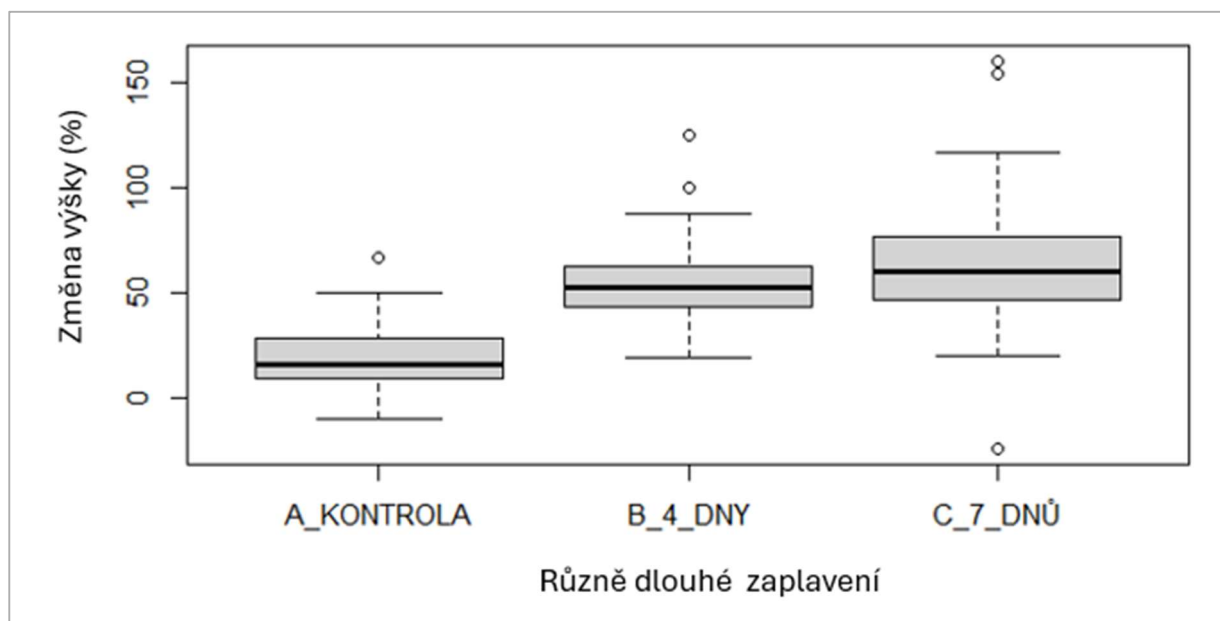
Již sedm dní po zaplavení byl mezi kontrolními a zaplavenými rostlinami zřetelný rozdíl v morfologii jejich lodyh. Kromě výšky se rostliny lišily i tím, že stonk zatopených byl mnohem tenčí a občas dokonce nebyl po odpuštění vody dostatečnou oporou, takže rostlina zůstala ležet na povrchu půdy. Rostliny se také lišily v přítomnosti větvení prvního i druhého řádu.

4.6.1 Přežívání

Kontrola provedená čtrnáct dní po zatopení prokázala, že všechny rostliny krátkodobé zatopení přežily. Kontrola provedená 25.3.2024, tedy půl roku po zaplavení, také potvrdila přežití všech rostlin ponechaných na přezimování.

4.6.2 Změna výšky

Mezi jednotlivými skupinami, u kterých došlo k různě dlouhému zaplavení, byl zjištěn významný rozdíl v procentuální změně výšky rostlin ($F_{1,117} = 35,61$; $p < 0,05$). V následném testu byl zjištěn významný rozdíl v procentuální změně výšky rostlin mezi dvojicí A_kontrola – B_4 dny zaplavení ($p < 0,05$) a mezi dvojicí A_kontrola – C_7 dnů zaplavení ($p < 0,05$). Významný rozdíl nebyl prokázán u dvojice B_4 dny zaplavení – C_7 dnů zaplavení ($p > 0,05$) (obr. 33).



Obr. 33: Procentuální změna výšky rostlin *S. villosum* u jednotlivých skupin rostlin, které byly vystaveny různě dlouhému zaplavení. Počet měřených rostlin v každé skupině $n=40$.

4.6.3 Větvení

Délka doby zaplavení rostlin *S. villosum* měla vliv i na jejich větvení. Počty rostlin pro jednotlivé skupiny, u kterých došlo k větvení i větvení druhého řádu uvádí následující tabulka (tab. 5)

Tab. 5: Počty a v závorce procenta rostlin, u kterých došlo k větvení a větvení do druhého řádu, pro jednotlivé skupiny s rozdílnou dobou zaplavení, (n=40).

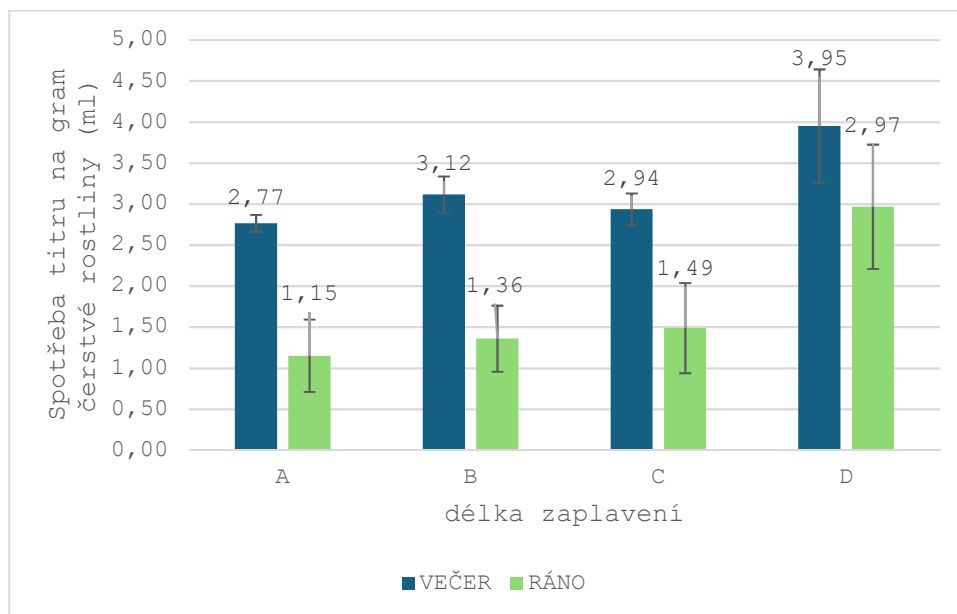
Délka zaplavení	Větvení	Větvení do 2.řádu
Kontrola (A)	32 (80 %)	1 (3 %)
4 dny (B)	37 (93 %)	2 (5 %)
7 dnů (C)	40 (100 %)	8 (20 %)

Mezi jednotlivými skupinami, u kterých došlo k různě dlouhému zaplavení, byl zjištěn významný rozdíl v počtu rostlin, u kterých bylo přítomno větvení ($F_{1,27}=4,55$; $p<0,05$) i v počtu rostlin, které se větvaly do druhého řádu ($F_{1,27}=4,79$; $p<0,05$). V následném testu byl zjištěn významný rozdíl počtu rostlin, u kterých bylo přítomno větvení i v počtu rostlin, které se větvaly do druhého řádu mezi dvojicí dvojicí A–C ($p<0,05$). Významný rozdíl nebyl prokázán ani u jedné z měřených proměnných u dvojice A–B ($p>0,05$) ani mezi dvojicí B–C ($p>0,05$).

4.7 CAM fotosyntéza

Byl prokázán významný rozdíl ve spotřebě titru mezi rostlinami sbíranými za svítání a rostlinami odebíranými za stmívání ($F_{1,32}=83,3$; $p<0,05$). Zároveň byl prokázán významný efekt délky zaplavení rostlin ($F_{2,32}=24,8$; $p<0,05$), Rozdíl ve spotřebě titru při interakci obou faktorů byl neprůkazný ($F_{2,32}=2,6$; $p>0,05$). V následném testu byl prokázán významný rozdíl ve spotřebě titru mezi rostlinami ze skupiny D, tedy zaplavených 14 dnů a ostatními skupinami rostlin, které byly zaplaveny kratší dobu ($p<0,05$) (obr. 34).

Přítomnost schopnosti CAM fotosyntézy u druhu *S. villosum* tedy nebyla prokázána. Spotřeba titru na gram čerstvé rostliny byla u rostlin sbíraných za svítání významně nižší než u rostlin sbíraných za stmívání. Tedy rostliny sbírané večer obsahovaly více kyselin, což je opačný výsledek, než vychází u rostlin, které provádí CAM fotosyntézu. Zároveň výsledky ukazují, že rostlina obsahuje tím víc kyselin, čím déle byla zaplavení vystavena, a to jak u rostlin sbíraných ráno, tak rostlin sbíraných večer.



Obr. 34: Průměrná spotřeba titru v mililitrech na 1 gram čerstvé hmotnosti rostliny sbírané večer či ráno a různě dlouho zaplavené (A – kontrola bez zaplavení, B – čtyři dny zaplavení, C – sedm dní zaplavení, D – 14 dní zaplavení) a směrodatná odchylka, $n = 5$.

5 Diskuse

5.1 Vyhodnocení úspěšnosti reintrodukce

Z asi 9000 rostlin *S. villosum* vysazovaných v trsech od roku 2020, přežily na obou lokalitách do podzimu 2023 pouze jednotlivé rostliny a několik trsů (obr. 10 a 15). Na některých mikrolokalitách dokonce rostliny zanikly kompletně (Jezdovice Sever a Jih, Podlesí Střed) (obr. 13 a 18 a příloha 13). Neúspěchy při reintrodukci tohoto druhu ovšem nejsou neobvyklé, známe příklady z Čech (např. PR Bukačka v Orlických horách, Předšumaví) (Jersáková a Kučerová, 2016) i ze zahraničí (Mesnage a Lacroix, 2013, Bart et al., 2014), kde se také neúspěšně pokoušeli o výsadbu *S. villosum* pro posílení místních populací. Naopak úspěšným příkladem reintrodukce (augmentace) druhu je záchrana populace na Knížecích pláních, kde se podařilo z posledních desítek rostlin obnovit populaci čítající tisíce jedinců (Kučerová a Roučková 2020). Námí provedená reintrodukce se inspirovala stržením drnu a výsadbou rostlin na obnaženou plochu. Za hlavní příčiny neúspěchu považují nízké přežívání vysazených rostlin i semenáčků, zřejmě kvůli negativnímu vlivu jehlového ledu a přeplovování rostlin erodovanou rašelinnou půdou a malý počet kvetoucích rostlin.

Jehlový led vzniká zpravidla za holomrazů, kdy dojde ke zmrznutí vody v půdě a k tvorbě větších krystalů, které nadzvednou svrchní vrstvu půdy a může se tak zároveň poškodit i kořenový systém mělce kořenujících rostlin (Slavíková, 1986). Jako ochrana proti jehlovému ledu může v zimě běžně pomáhat sněhová pokrývka. Na lokalitách, kam byl druh vysazen, se bohužel v současnosti už sněhová pokrývka dlouhodobě většinou nevyskytuje, a tak zejména

v předjaří může vést střídání teplot kolem bodu mrazu k opakované tvorbě jehlového ledu. To může být jeden z důležitých faktorů, ve kterém se repatriované lokality dnes liší od jejich historické podoby i od současného stavu na Knížecích pláních.

Negativní vliv přeplavení rostlin sedimentem byl na lokalitách přímo pozorován. Opakovaně byly nalezeny málo vitální rostliny pod nánosem sedimentu. Tento sediment se tam dostává v období intenzivních srážek, kdy s povrchově proudící vodou přitéká na výsadbu i oderodovaný půdní materiál. Eroze a jehlový led mohou negativně ovlivňovat nejen starší rostliny, ale především uchycování semenáčků. Důvodem, proč se tento negativní vliv neprojevuje na Knížecích pláních, může být rozdílná struktura rašeliny. Na lokalitách PP Jezdovické rašeliniště a PR Podlesí je rašelina více mineralizovaná, tedy složena z jemnějších částic, které jsou pak vodou snadněji erodovány a přemísťovány.

Jehlový led i přeplavování rostlin sedimentem by částečně mohla vyřešit aplikace mulče na plochy se strženým drnem, který by sloužil jako mechanická obrana proti těmto vlivům. Mulč však na lokalitě zároveň urychluje růst a zapojení bylinného patra na obnažených plochách, které pak způsobuje zástin. Jak zjistila Průšová (2008), zástin má negativní vliv na růst, kvetení i celkové přežívání rostlin *S. villosum*. Podobně mulč z rašeliníků může v případě jeho uchycení a vytvoření zapojeného porostu znamenat konkurenci pro konkurenčně slabý druh, jako je *S. villosum*, zejména pro klíčení semen a uchycování semenáčků (Dillingerová 2019).

Zástin způsobený okolní vegetací by bylo možné řešit vhodným dodatečným managementem. Například v NPP Stročov je prováděno snižování zápoje okolní vegetace (obtrhávání) kolem rostlin *S. villosum* vždy na jaře před kvetením (Šiška úst. sděl.). Pozitivní vliv by mohlo mít i jarní ruční kosení trvalých ploch a pečlivý výhrab stařiny. Pozitivní efekt tohoto dodatečného managementu prováděného na PP Jezdovické rašeliniště vyšel sice neprůkazně, to však nutně neznamená, že byl neúčinný. Jeho efekt na lepší přežívání *S. villosum* byl prokázán pouze v prvním roce, v dalších letech druh na většině TP vymizel. To ovšem nebylo způsobeno vlivem jarního kosení a výhrabu, ale vlivem jiných faktorů (viz výše).

Následkem podmínek prostředí, které měly negativní vliv na vitalitu populace, byl také na obou lokalitách pozorován pouze malý počet kvetoucích rostlin (obr. 12 a 17), navíc z dozrálých semen jen málo z nich vyklíčilo a uchytlo se. Nelze ani očekávat dodatečné vyklíčení těchto semen v dalších letech, protože druh zřejmě netvoří dlouhodobou semennou banku (Jersáková a Kučerová 2016). Dostatečné kvetení a uchycování semenáčků je však pro dlouhodobé přežívání populace tohoto monokarpického krátkověkého druhu zcela zásadní.

V případě reintrodukce *S. villosum* na další lokalitu považuji za zásadní vhodné zvolení stanoviště. Je výhodou, pokud se jedná o lokalitu, kde se druh historicky vyskytoval, větší vliv však přikládám ekologické podobnosti místa s lokalitami, kde druh v současné době prosperuje.

Původní lokality se totiž od své historické podoby mohly vlivem změny hospodaření a probíhající globální změně klimatu významně pozměnit. Důležitost správného zvolení stanoviště a zhodnocení jeho ekologických vlastností zdůrazňuje i studie Ren et al. (2014). S přihlédnutím na výše zmíněná zjištění bych dala přednost lokalitám ve vyšších nadmořských výškách. Tam se dá předpokládat dlouhodobější sněhová pokrývka, vyrovnanější srážkový režim, nižší teploty ve vegetační sezóně a bylinné patro tam také zpravidla dosahuje menšího vzrůstu (Douglas, 1981), což zmírňuje konkurenci a omezuje negativní vliv zástinu.

Důležitá je také správná příprava plochy před samotnou výsadbou. Stržení drnu považují za vhodný a důležitý krok. Samotná plocha by měla být mírně svažité, aby nedocházelo ke dlouhodobé stagnaci vody a případnému splavování sedimentu. Ze stejného důvodu je nutné při samotné výsadbě brát ohled na podobu mikroreliefu a nezasadit trs do sníženiny (příloha 13).

Lepších výsledků by také mohlo být dosaženo vysazováním větších trsů. Při této reintrodukcii byly vysazovány malé kulaté trsy o ploše 10 cm², které byly z plat předpěstované sadby vykrajovány Kopeckého válečkem. Je možné, že i přes veškerou opatrnost při vykrajování došlo k poškození některých kořenů. Při vykrajování větších trsů by se mohlo toto poškození omezit. Vhodné není ani vysazování jednotlivých rostlin. To bylo vyzkoušeno na Knížecích pláních a dopadlo to neúspěšně (Dillingerová 2019). Výsadba větších trsů a aplikace mulče z rašeliníků byla proto vyzkoušena na podzim 2023 v PR Podlesí. Výsledky tohoto zásahu však ještě nejsou známy a nejsou součástí této práce.

Důležitý je také vždy správný a dlouhodobý monitoring a z něj vyplývající vhodný management. Následný management by měl trvat minimálně do doby, než se populace dostatečně rozroste a bude několik let stabilní. I poté by bylo vhodné početnost druhu monitorovat, i když třeba s menší frekvencí. Získané informace jsou důležité nejen pro správné nastavení managementu a udržení druhu na lokalitě, ale také jako zdroj informací pro případnou reintrodukcii druhu na jiná místa či pro reintrodukcii jiných ekologicky podobných druhů (Drayton a Primack, 2012). Ideální by v těchto případech byl adaptivní management, tedy takový, který vždy bere v potaz aktuální stav lokality a populace a té se přizpůsobí, má však nevýhodu ve své časové a znalostní náročnosti a také je nevhodný pro následné statistické vyhodnocení úspěšnosti zásahů.

Pro ochranu druhu je zcela zásadní pečovat o současné populace a jejich lokality, případně zvážit posílení těchto populací výsadbou dalších jedinců. Vzhledem k tomu, že jsou to jediné lokality, kde druh na našem území přežil do současnosti, je taky nejpravděpodobnější, že zde se správnou péčí bude přežívat i nadále. Avšak podpora druhu reintrodukcí na další podobné lokality je podle mne pro záchranu druhu *S. villosum* také nutná. Zbývají poslední čtyři lokality (Grulich a Chobot, 2017) a i na některých z nich je přežívání druhu možné jen díky velmi intenzivnímu

managementu (NPP Stročov, Knížecí pláně). V kultivacích ex-situ se genetická variabilita může postupně snižovat a časem se daná populace může pozměnit natolik, že se při následné výsadbě nebude schopná adaptovat přírodním podmínkám stanoviště (Rauschkolb et al. 2019). Kultivace druhu je také časově náročná. I když se *S. villosum* v ex-situ kultivaci snadno množí a krátkodobě dobře prosperuje, je nutné výsadbu nejméně jednou za tři roky obnovit, neboť dochází k rychlému zarůstání povrchu půdy nejen bylinnou vegetací, ale také mechorosty (např. *Philonotis caespitosa*, *Marchantia polymorpha*) a vitalita a četnost kvetení u vysazené populace postupně klesá (Kučerová, ústní sděl.).

5.2 Pokusný výsev

Výsev semen se v případě *S. villosum* neukázal jako efektivní způsob reintrodukce. Z 1080 semen vyšetých v září 2022 v PR Podlesí na dvě mikrolokality bylo v červnu zaznamenáno pouze 27 rostlin a do září 2023 nepřežila žádná z nich. Neúspěch nelze přisuzovat špatné kvalitě semen, neboť s totožným výsevním materiálem byl proveden test pro ověření klíčivosti za optimálních podmínek v klimaboxu, kde na substrátu vyklíčilo více než 80 % semen. Dobrou klíčivost semen potvrzuje ve své studii i Průšová (2008), kde na stejném substrátu ex-situ úspěšně vyklíčilo 78 % semen.

Důvodem byly tedy spíše nevhodné podmínky na stanovišti. Na klíčení má největší vliv množství vody, teplota a světlo (Duongová, 2016). Nepředpokládám negativní vliv teploty či světla, protože semena byla vyseta v období, kdy druh *S. villosum* semení. Nedostatek vody lze pravděpodobně vyloučit, protože semena byla po výsevu zalita a v následujících dnech byl dostatek srážek. Možný negativní vliv mohl mít naopak nadbytek vody, protože nedlouho po vysetí byl minimálně jeden intenzivní déšť. To mohlo způsobit odplavení semen z míst výsevu nebo jejich přeplavení příliš vysokou vrstvou sedimentu.

Úspěšnost výsevu byla hodnocena až půl roku po jeho provedení, a proto je možné, že rostliny zvládly vyklíčit a pak vymizely vlivem jiného nepříznivého faktoru prostředí (viz výše). Nepředpokládám zde vliv konkurence jiných rostlin či zástinu, protože semena byla vyseta na dříve obnažený povrch bez zapojené vegetace.

Neúspěch klíčení semen na lokalitě není neobvyklý, ale také není zanedbatelný. I když je možné rostliny místo výsevu na lokalitu vysadit, a tím docílit z počátku větší úspěšnosti reintrodukce, pro dlouhodobé přežití druhu na lokalitě je nutné, aby se zde semena byla schopna samostatně uchytit. Jinak by populace na lokalitě postupně zanikla, nebo by bylo nutné její opakované dosazování (Primack et al., 2011). Druh *S. villosum* je sice schopen i vegetativního množení (Dillingerová, 2019), to ale nezvyšuje genetickou rozmanitost druhu, která je nezbytná pro růst a dlouhodobé přežití populace (Primack et al. 2011).

5.3 Vlastnosti podzemní vody

V rámci monitoringu lokalit s reintrodukcí byla také orientačně měřena hladina podzemní vody a odebírány vzorky podzemní vody na základní analýzu chemismu půdy (tab. 2 a 3). Hladina podzemní vody velmi mírně kolísala kolem povrchu půdy, pouze na lokalitě Jezdovice Střed klesla pod 10 cm pod povrchem, ale nikdy neklesla na lokalitách příliš hluboko, takže půda v místě výsadeb měla pravděpodobně vždy dostatečnou vlhkost. Naopak na některých lokalitách docházelo k mírné stagnaci hladiny vody nad povrch půdy, i když jen cca 0,5-2 cm. Naměřené průměrné koncentrace kationtů a živin a pH odpovídají podmínkách minerálně chudých slatinišť. Zajímavé jsou poměrně vysoké koncentrace dusičnanů na Severní mikrolokalitě na PP Jezdovické rašeliniště, kde se navíc jejich koncentrace od r. 2020 poměrně výrazně zvyšuje (z 1,5 mg/l na 9,5 mg/l) (obr. 19). Zvyšující se koncentrace dusičnanového dusíku v podzemní vodě může být způsobena odumřením přilehlého smrkového lesa po napadení kůrovcem. Podobný jev zjistili v NP Šumava i Kopáček et al. (2018). Vyšší koncentrace dusičnanů v Severní mikrolokalitě oproti zbytku lokality může také souviset s tím, že jsou zde vývěry pramenné vody, které je obohacena kyslíkem, a tak převažuje oxidovaná forma dusíku. Zde však druh přežil pouze do roku 2022, kdy ještě koncentrace nebyly nijak vysoké, a ani nepředpokládám, že by úhyn *S. villosum* byl způsoben nadbytkem dusičnanů. Měřené koncentrace železa a hliníku nepřesáhly limitní koncentraci toxicity (Aggenbach et al., 2013, Cronan a Grigal, 1995). Nepředpokládám tedy, že by chemické složení vody mělo na průběh reintrodukce významný vliv.

5.4 Vývoj vegetace po stržení drnu

Fytcenologické snímky trvalých ploch, kde došlo kvůli výsadbě *S. villosum* ke stržení drnu, názorně dokumentují vývoj vegetace na těchto obnažených plochách. Na obou lokalitách došlo během dvou let ke zmenšení druhové rozdílnosti mezi TP na lokalitě a k ustálení druhového složení, což je přirozený efekt sukcesního vývoje (Moravec a Blažková, 1994) (obr. 22 a 24). Dle druhového zastoupení lze usuzovat, že vegetace na PP Jezdovické rašeliniště směřuje ke krátkostébelným společenstvům rašelinných pramenišť a vegetace na PR Podlesí k vegetaci mokřích rašelinných luk, což v obou případech přibližně odpovídá biotopu dané lokality (obr. 23 a 25).

Pozitivním zjištěním je, že se na trvalých plochách po stržení drnu neobjevily žádné invazní ani nepůvodní druhy. Naopak zde byly zaznamenány některé druhy vzácné a ohrožené. V PP Jezdovické rašeliniště se jedná například o *Triglochin palustris* (C2), nebo *Eleocharis quinqueflora* (C1t), které se vyskytují hojně na obou mikrolokalitách. V PR Podlesí se na obnažených plochách uchytila například *Isolepis setacea* (C3) a *Carex demissa*. Stržení drnu bylo opakovaně provedeno i na Knížecích pláních a ani zde nedošlo k výskytu invazních druhů rostlin (Kučerová a Roučková nepubl. data). Na základě těchto výsledků lze tvrdit, že stržení drnu

nevedlo na lokalitách k žádným významným negativním změnám a myslím, že by ochrana přírody v otázkách druhové ochrany mohla tento typ zásahu používat i při revitalizaci jiných lokalit (příloha 11 a 12).

5.5 Porovnání recentních a historických snímků

Srovnání historických fytoocenologických snímků ukázalo, že *S. villosum* dříve rostlo na stanovištích různých vlhkomilných společenstev s druhy typickými pro nevápnitá mechová slatiniště, rašelinné louky a otevřená luční prameniště. Spolu se *S. villosum* byly v historických snímcích zaznamenány i další, dnes vzácné druhy, např. *Carex diandra*, *Montia fontana*, *Pedicularis palustris* nebo *Pinguicula vulgaris*.

Z dostupných historických snímků je však obtížné dělat detailnější závěry. Jejich celkový počet je malý a liší se jak autorem a velikostí snímkové plochy, tak také účelem, pro který byly pořizovány. Z toho důvodu mají některé snímky menší velikost a zachycují především porosty *S. villosum* a druhů v jeho nejbližším okolí, ale jiné snímky zaznamenávají větší plochu, a proto se v nich mohou častěji vyskytovat například i luční druhy.

Další analýza porovnávající plochy s novou reintrodukcí a s historickými snímky ze stejné oblasti ukazuje, že se plochy s provedenou reintrodukcí druhovým složením liší od historické vegetace se *S. villosum*. Rozdílnost v druhovém složení může však být způsobena vytvořením obnažené plochy tři roky před snímkováním, která do snímkových ploch zasahuje a na které probíhá poměrně rychlá sukcese a teprve dochází k ustálení vegetace. Historicky na lokalitách s výskytem *S. villosum* také docházelo k disturbancím. Dříve to však byla spíše drobnější narušení způsobená pastvou (kopyty dobytka) a kosením nerovného povrchu, ale zřejmě nedocházelo k takto rozsáhlému strhávání drnu.

5.6 Odolnost vůči mrazu

Při měření odolnosti *S. villosum* vůči mrazu bylo zjištěno, že se jeho mrazová odolnost v průběhu roku mění a že jsou během roku rozdíly i v používaném obranném mechanismu, který proti mrazu druh využívá. V prosinci se naměřená nukleační teplota a LT50 příliš nelišily, a proto lze předpokládat, že fungoval mechanismus avoidance, tedy vyhnutí se zmrznutí pomocí nemrznoucích látek. V lednu a březnu byla však zjištěna odolnost a pravděpodobné přežití rostliny (dle LT50) i za výrazně nižší teploty, než byla teplota, při které došlo k zmrznutí tekutin (nukleační teplota), což vypovídá o mechanismu tolerance, tedy přesunutí tekutin do mezibuněčných prostor, kde jejich zmrznutí nezpůsobí tak velká poškození. V květnu však byla LT50 výrazně nižší než nukleační teplota, což pravděpodobně znamená ztrátu schopnosti

mrazové tolerance (tab. 4). Tento zjištěný průběh je smysluplný a odpovídá výsledkům podobných studií např. u brusnicovitých keřů na rašeliništích (Daněk et al., 2016). Zároveň je běžné, že se mrazová odolnost v průběhu roku mění a vyvíjí se až v důsledku postupného ochlazování vlivem počasí (Daněk et al., 2016). Ze zjištěných dat je možné usuzovat, že je *S. villosum* při adaptaci schopné tolerovat teploty až $-17,6\text{ }^{\circ}\text{C}$ v lednu, respektive $-14,7\text{ }^{\circ}\text{C}$ v březnu (tab. 4). Při současných zimních teplotách by měl druh zimní období přežívat i bez sněhové pokrývky. Problémem však mohou být náhlé, nečekané velké poklesy teplot, na které se tento stálezelený druh nemusí stačit adaptovat.

5.7 Reakce na zaplavení

Důležitým zjištěním je, že rostliny přežily i dvoutýdenní mělké zaplavení a že všechny rostliny přežily nejen krátce po vyoření, ale také půl roku poté. Z toho vyplývá, že pokud má druh jinak vhodné podmínky (žádná konkurence, dostatek zdrojů), je schopný krátkodobé zaplavení tolerovat.

I když rostliny zaplavení přežily, do určité míry to pravděpodobně snižuje jejich fitness, či to na ně působí jako stresový faktor. Působení zaplavení jako stresový faktor by mohlo vysvětlovat vyvolané morfologické změny (rychlejší růst do výšky a četnější větvení) (obr. 33) (tab. 5) (příloha 8). Zrychlení růstu může být projevem snahy rostliny před stresujícím faktorem „uniknout“ někam, kde už stres nepůsobí (Koutecký, 2000). Druh se tedy zrychleným růstem pravděpodobně snaží obnovit svůj kontakt se vzduchem, aby měl lepší možnost přijímat CO_2 . *S. villosum* má velmi dobrou schopnost vegetativního množení, a proto není pro druh ani fatální, vyrostle-li rostlina během zaplavení tolik, že po ukončení zaplavení nemá dost silný stonek a polehne. V takovém případě buď ještě zvládne stonek dodatečně vyztužit a znovu se vzpřímit, nebo nově zakoření alespoň její vrcholové části nebo vedlejší větve.

Přestože zaplavení vodou nemusí mít přímý negativní vliv na přežívání, nese s sebou v přírodních podmínkách velké riziko. Voda, která na stanoviště přiteče a rostliny zaplaví, s sebou často nese i cestou erodovaný jemný sediment. Pokud je sedimentu velké množství a zachytí se na rostlinách, může na nich ulpět i po opadnutí vody a rostliny pod ním zůstanou pohřbené. Tento jev byl pozorován jak na lokalitách, tak v menší míře i při pokusu.

5.8 CAM fotosyntéza

U druhu *S. villosum* bylo experimentálně ověřeno, že úspěšně přežívá minimálně krátkodobé zaplavení. Proto byla následně orientačně testována i jeho schopnost CAM fotosyntézy. Tuto schopnost má mnoho zástupců z čeledi Crassulaceae, kam *S. villosum* patří. Využívají ji nejen sukulентní druhy (např. *S. album*) (Habibi, 2020), ale také druhy rostoucí pod vodou, například

Crassula helmsii (Klavsén a Maberly, 2009). Schopnost CAM fotosyntézy by pro tento druh mohla být adaptační strategií pro přežití zaplavení, a dokonce i konkurenční výhodou nad jinými druhy rostlin na podobných stanovištích. Schopnost CAM fotosyntézy byla zjišťována metodou srovnání titrační acidity večer a při svítání, která byla dříve použita i pro jiné podobné druhy (Klavsén a Maberly, 2009, Guralnick et al., 2020). Výsledky experimentu schopnost CAM fotosyntézy u druhu *S. villosum* nepotvrdily (obr. 34) (příloha 9). Důvodem může být buď prostý fakt, že druh danou schopnost nemá, nebo nevhodně nastavené podmínky při zaplavení. Jednou možností je, že rostliny byly vystaveny příliš krátkému zaplavení, nebo byl ve vodě dostatek rozpuštěného CO₂, a tak nebyl důvod CAM fotosyntézu využít.

I přes negativní výsledek experimentu nepovažují zjištěné informace za naprosté vyvrácení faktu, že by druh měl schopnost CAM fotosyntézy, ale spíše jako první krok k testování této možnosti. Bylo by dobré zkusit obdobný experiment s rostlinami vystavenými zaplavení delší dobu, v jiném roční období, či v prostředí, kde je přes den prokazatelně nižší koncentrace rozpuštěného CO₂ ve vodě. Ideální by bylo využít zaplavené rostliny z in-situ populace, ale získání takového materiálu, nasbíraného přesně v danou dobu po zatopení a večer i za svítání by bylo velmi náročné zkoordinovat.

6 Shrnutí

Sedum villosum je kriticky ohrožený druh, který má v České republice poslední 4 původní lokality. Během této práce byla ve spolupráci s kolegy v rámci Regionálního akčního plánu (RAP) (AOPK 2021) provedena a následně vyhodnocena reintrodukce tohoto druhu na PP Jezdovické rašeliníště a PR Podlesí s cílem vytvořit záložní populaci pro populaci v NPR Stročov.

Z celkového počtu 9 000 rostlin vysazených od roku 2020, přežil do současnosti (podzim 2023) pouhý zlomek čítající nižší stovky kusů. Výsev semen se v případě *S. villosum* neukázal jako efektivní způsob reintrodukce. Nízkou úspěšnost reintrodukce zřejmě ovlivnily negativní vlivy prostředí jako je jehlový led na čerstvě stržených plochách, snižování vitality rostlin zaplavením a přeplavováním erodovanou rašelinou, malý počet kvetoucích rostlin a nízké uchycování semenáčků. Tyto negativní vlivy mohou mít v budoucnosti kvůli probíhající změně klimatu ještě větší význam, ale do jisté míry je lze kompenzovat i správně nastaveným managementem na stávajících původních lokalitách, který je však časově poměrně náročný. Vysazené rostliny velmi málo kvetly, což je u populace krátkověkého monokarpického druhu zásadní omezení, které neumožňuje její dlouhodobé uchycení na repatriovaných lokalitách.

I přes malou úspěšnost samotné reintrodukce tato práce rozhodně nebyla zbytečná, protože jsme získali mnoho nových informací o chování druhu po reintrodukci, o vývoji ploch se

stržením drnu a poznatky, které mohou pomoci při hledání vhodnějších způsobů reintrodukce. Dále jsem se v práci zabývala některými ekofyziologickými vlastnostmi druhu, které by mohly mít vliv na jeho přežívání v podmínkách změny klimatu. Zjistila jsem, že se v průběhu roku mění odolnost druhu *S. villosum* vůči mrazu a typ odolnosti k mrazu. Nejvíce odolný vůči mrazu byl v lednu, kdy letální teplota u 50 % rostlin (LT50) byla kolem -17°C . Naopak nejnižší odolnost byla naměřena v květnu, kdy odpovídala pouze $-4,6^{\circ}\text{C}$. Také jsem zjistila, že rostliny přežijí i sedmidenní zaplavení, ale značně to změní jejich morfologii. Zaplavením ovlivněné rostliny jsou vyšší, často poléhají a více se větví. Poté byla orientačně testována schopnost CAM fotosyntézy, kterou se prokázat nepodařilo. V pokusných podmínkách vykazoval druh charakteristiky typické pro C3 fotosyntézu.

Reintrodukce *S. villosum* prospěla lokalitám, na kterých byla provedena díky provedení managementových zásahů před vlastní realizací. Došlo ke zvýšení zájmu o lokality, o zlepšení jejich managementu i dohledu na ně. Také se na stržených plochách objevilo několik cenných druhů. Jedním z nejvýznamnějších je například *Eleocharis quinqueflora*, která vytvořila početné porosty na stržených plochách v PP Jezdovické rašeliniště, zvýšila se početnost dalších ohrožených druhů jako jsou např. *Carex demissa* a *Triglochin palustris*.

Všechny tyto informace jsou velmi cenné pro ochranu druhu i management a revitalizace rašelinišť podobného typu do budoucna. Určitě má smysl se o záchranu druhu *S. villosum* na našem území snažit i nadále.

7 Zdroje

ALPERT, P., SIMMS, E.L. (2002): The relative advantages of plasticity and fixity in different environments: when is it good for a plant to adjust? *Evolutionary Ecology* 16: 285–297.

ADAMEC, L. (2003): Fotosyntéza u ponořených vodních rostlin II. Biochemické a anatomické adaptace a výměna plynů. *Živa* 2: 59–61.

AGGENBACH, C. J. S., BACKX, H., EMSENS, W. J., GROOTJANS, A. P., LAMERS, L. P. M., SMOLDERS A. J. P., STUYFZAND, P. J., WOLEJKO, L., VAN DIGGELEN R. (2013): Do high iron concentrations in rewetted rich fens hamper restoration? *Preslia* 85: 405–420.

AOPK ČR (2021): Rozchodník huňatý. In: Regionální akční plány [online]. Praha: AOPK [cit. 2024-04-06]. Dostupné z: <https://www.zachranneprogramy.cz/regionalni-akcni-plany/rozchodnik-hunaty/>

BARTH, U., GREGOR, T., HODVINA, S. (2014): Die Sumpf-Fetthenne (*Sedum villosum*) in Hessen. Aktuelle Vorkommen und Nachträge. *Botanik und Naturschutz in Hessen, Frankfurt am Main*, 27: 55–65.

BRAENDLE, R., CRAWFORD, R.M.M. (1999): Plants as amphibians. *Perspect. Plant Ecology and Evolution* 2: 56–78.

Council of Europe. Recommendation No. R. (85)15 of the Committee of Ministers on the reintroduction of wildlife species. 4th Meeting. 1985.

CRONAN, C.S., GRIGAL, D. F. (1995): Use of calcium aluminium ratios as indicators of stress in forest ecosystems. *Journal of Environmental Quality* 24:209–226.

ČEPELOVÁ, B. a JERSÁKOVÁ, J. (2019a): Regionální akční plán pro rozchodník huňatý (*Sedum villosum*) [cit. 2024-04-06]. Dostupné ke stažení z:

<https://www.zachranneprogramy.cz/regionalni-akcni-plany/rozchodnik-hunaty/>

ČEPELOVÁ, B. a JERSÁKOVÁ, J. (2019b): Regionální akční plán pro rozchodník huňatý (*Sedum villosum*): Příloha I. Recentní lokality rozchodníku huňatého. [cit. 2024-04-06].

Dostupné ke stažení z: <https://www.zachranneprogramy.cz/regionalni-akcni-plany/rozchodnik-hunaty/>

ČÍŽKOVÁ, H., ŠANTRŮČKOVÁ, H. (2006): Procesy spojené s eutrofizací mokřadů. *Živa* 5: 201–204.

ČÍŽKOVÁ, H., VLASÁKOVÁ, L., KVĚT, J. (2017): Mokřady: ekologie, ochrana a udržitelné využívání. Episteme: edice Jihočeské univerzity v Českých Budějovicích. Natura. České Budějovice: Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích.

ČTVRTLÍKOVÁ, M. (2016): Životní strategie šidlatek prověřené stovkami milionů let. Živa 3: 110–112.

DANĚK, M., SKLENÁŘ, P., KUČEROVÁ A. (2016): Seasonal and altitudinal variation of ericoid shrub freezing resistance in temperate bogs. Silva Gabreta 22: 63–73.

DILLINGEROVÁ, H. (2019): Experimentální studium ekologie kriticky ohroženého druhu rozchodníku huňatého (*Sedum villosum*). Ms., Dipl. Pr., Zemědělská fakulta, Jihočeská univerzita, České Budějovice, 62 p.

DOUGLAS, D. (1981): The balance between vegetative and sexual reproduction of *Mimulus primuloides* (Scrophulariaceae) at different altitudes in California. Journal of Ecology 69: 295–310.

DRAYTON, B., PRIMACK, R.B. (2012): Success rates for reintroductions of eight perennial plant species after 15 years. Restoration Ecology 20: 299–303.

DUONGOVÁ, T. L. (2016): Vliv variability klimatu na klíčení a uchycování druhů. Ms., Bak. Pr., Přírodovědecká fakulta, Univerzita Karlova, Praha, 22 p.

EKRTOVÁ, E. (2016): Plán péče (návrh) na období 2018–2028 pro přírodní památku Jezdovické rašeliště. [cit. 2024-04-06]. Dostupné ke stažení z: <https://portal.gov.cz/zverejnene-informace/7491>

GRULICH, V. (1991): *Oreosedum villosum* v Československu včera, dnes a zítra? Muzeum a současnost. Roztoky 5, ser.natur: 23–42.

GRULICH, V., PROCHÁZKA, F. (1999): *Sedum villosum* L. In: Čeřovský J., Feráková V., Holub J., Maglocký Š., Procházka F., Červená kniha ohrožených a vzácných druhů rostlin a živočichů ČR a SR. Vol 5. Vyšší rostliny. Příroda a. s., Bratislava.

GRULICH, V., CHOBOT, K. (2017): Červený seznam ohrožených druhů České republiky. Cévnaté rostliny. Příroda 35: 1–178.

GURALNICK, L.J., GILBERT, K. E., DENIO, D., ANTICO, N. (2020): The development of crassulacean acid metabolism (CAM) photosynthesis in cotyledons of the C4 species, *Portulaca grandiflora* (Portulacaceae). *Plants* 55: 1–14.

HABIBI, G. (2020): Comparison of CAM expression, photochemistry and antioxidant responses in *Sedum album* and *Portulaca oleracea* under combined stress. *Physiologia Plantarum* 170: 550–568.

HEJNÝ, S., SLAVÍK, B., KIRSCHNER, J., KRÍSA, B. (2003): Květena České republiky 3. 2. nezměn. vyd. Academia. Praha.

HULTÉN, E., FRIES, M. (1986): Atlas of North European vascular plants: north of the tropic of cancer I–III. Koeltz Scientific Books. Königstein.

CHYTRÝ, M. (2011): Vegetace České republiky 3. Academia, Praha.

JANUŠ, V. (2016): Vliv režimu zaplavení na růst ostrice štíhlé (*Carex acuta*) v nádobovém pokuse, Ms., Dipl. Pr., Zemědělská fakulta, Jihočeská univerzita, České Budějovice, 71 p.

CHYTRÝ, M. et al. (2020): Červený seznam biotopů České republiky. *Příroda* 41, Praha.

CHYTRÝ, M., RAFAJOVÁ, M. (2003): Czech National Phytosociological Database: basic statistics of the available vegetation-plot data. *Preslia* 75: 1–15.

JERSÁKOVÁ, J., KUČEROVÁ, A. (2016): Analýza aktuálního ohrožení druhu rozchodník huňatý (*Sedum villosum* L.) v České republice a příprava podkladů pro případný záchranný program. Ms.

KAPLAN, Z., DANIHELKA, J., CHRTEK, J., KIRSCHNER, J., KUBÁT, K. et al. (2019): Klíč ke květeně České republiky. 2. vydání. Academia, Praha.

KLAUSEN, S. K., MABERLY, S. C. (2009): Crassulacean acid metabolism contributes significantly to in situ carbon budget in a pollution of the invasive aquatic macrophyte *Crassula helmsii*. *Freshwater Biology* 54: 108-118.

KOPÁČEK, J., EVANS, CH., HEJZLAR, J., KAŇA, J., PORCAL, P., ŠANTRŮČKOVÁ, H. (2018): Factors affecting leaching of dissolved organic carbon after tree dieback in an unmanaged European mountain forest. *Environmental Science & Technology* 52: 6291-6299.

- KOUTECKÝ, P. (2000): Regenerace luk v nivě Moravy po katastrofální povodni v roce 1997, Ms., Dipl. Pr., Biologická fakulta, Jihočeská univerzita, České Budějovice, 34 p.
- KUČEROVÁ, A., ROUČKOVÁ, R. (2020): Záchrana populace rozchodníku huňatého – kriticky ohrožené rostliny otevřených pramenišť a rašelinných luk. Šumava 4: 6–7.
- LE BAIL, J. (2008): Plan de conservation directeur en faveur de l'orpin velu (*Sedum villosum* L.) en région des Pays de la Loire. Conservatoire Botanique National de Brest, Krajský úřad Pays de la Loire, Pays de la Loire.
- LOŽEK, V., KUBÍKOVÁ, J., ŠPRYŇAR, P. et al. (2005): NPP Stročov. In: Mackovčín P., Sedláček M (eds.), Chráněná území ČR, svazek XIII. Agentura ochrany přírody a krajiny ČR a EkoCentrum Brno, Praha.
- MENGES, E. (2008): Restoration demography and genetics of plants: when is a translocation successful? Australian Journal of Botany 56: 187–196.
- MESNAGE, C., LACROIX, P. (2013): Mise en oeuvre de plants de conservation de plantes rares et manees en Pays de la Loire. E.R.I.C.A Revue du Conservatoire botanique national de Brest 26: 1–8.
- MORAVEC, J., BLAŽKOVÁ, D. (1994): Fytocenologie: (nauka o vegetaci). Academia, Praha.
- PADRUŇKOVÁ, J. (2006): Vliv zaplavení na růst a strukturu rostlin, Ms., Bak. Pr., Přírodovědecká fakulta, Univerzita Karlova, Praha, 27 p.
- PRIMACK, R. B., DRAYTON, B. (1997): The experimental ecology of reintroduction. Plant Talk 11: 25–28.
- PRIMACK, R.B., KINDLMANN, P., JERSÁKOVÁ, J. (2011): Biologické principy ochrany přírody. Portál, Praha.
- PROCHÁZKA, S., MACHÁČKOVÁ, I., KREKULE, J., ŠEBÁNEK, J. (1998): Fyziologie rostlin. Academia, Praha.
- PRŮŠOVÁ, M. (2008): Ekologické nároky kriticky ohroženého druhu *Sedum villosum*. Ms., Bak. Pr., Přírodovědecká fakulta, Jihočeská univerzita, České Budějovice, 31 p.

RAUSCHKOLB, R., SZCZEPARSKA, L., KEHL, A. et al. (2019): Plant populations of three threatened species experience rapid evolution under ex situ cultivation. *Biodivers Conserv* 28: 3951–3969.

REN, H., JIAN, S.G., LIU, H.X., ZHANG, Q.M., LU, H.F. (2014): Advances in the reintroduction of rare and endangered wild plant species. *Sci China Life Sci* 57: 603–609.

ROBE, W.E., GRIFFITHS, H. (2000): Physiologic and photosynthetic plasticity in the amphibious, freshwater plant, *Littorela uniflora*, during the transition from aquatic to dry terrestrial environments. *Plant, Cell and Environment* 23: 1041-1054.

Rstudio Team (2022) „RStudio: Integrated Development Environment for R". Boston, MA. Dostupné z: <http://www.rstudio.com/>.

RYBNÍČEK, K. (1974): Die Vegetation der Moore im südlichen Teil der Böhmischo-Mährischen Höhe. *Vegetace ČSSR A. Academia*.

SAKAI A., LARCHER W. (1987): Frost survival of plants: responses and adaptation to freezing stress. *Ecological Studies* 62, Springer-Verlag, Berlin, 321 p.

SKLENÁŘ, P., KUČEROVÁ, A., MACEK, P., MACKOVÁ, J. (2010): Does plant height determine the freezing resistance in the páramo plants? *Austral Ecology* 35: 929–934.

SLAVÍKOVÁ, J. (1986): *Ekologie rostlin*. Státní pedagogické nakladatelství Praha, Praha.

ŠEBÁNEK, J. (1983): *Fyziologie rostlin*. Státní zemědělské nakladatelství, Praha.

TAIZ, L. a ZEIGER, E. (2002): *Plant physiology*. 3rd ed., Sinauer Associates, Sunderland.

ter BRAAK, C. F. J., ŠMILAUER, P. (2018): *Canoco reference manual and user's guide: Software for ordination, Version 5.12 Microcomputer power*. Ithaca, USA.

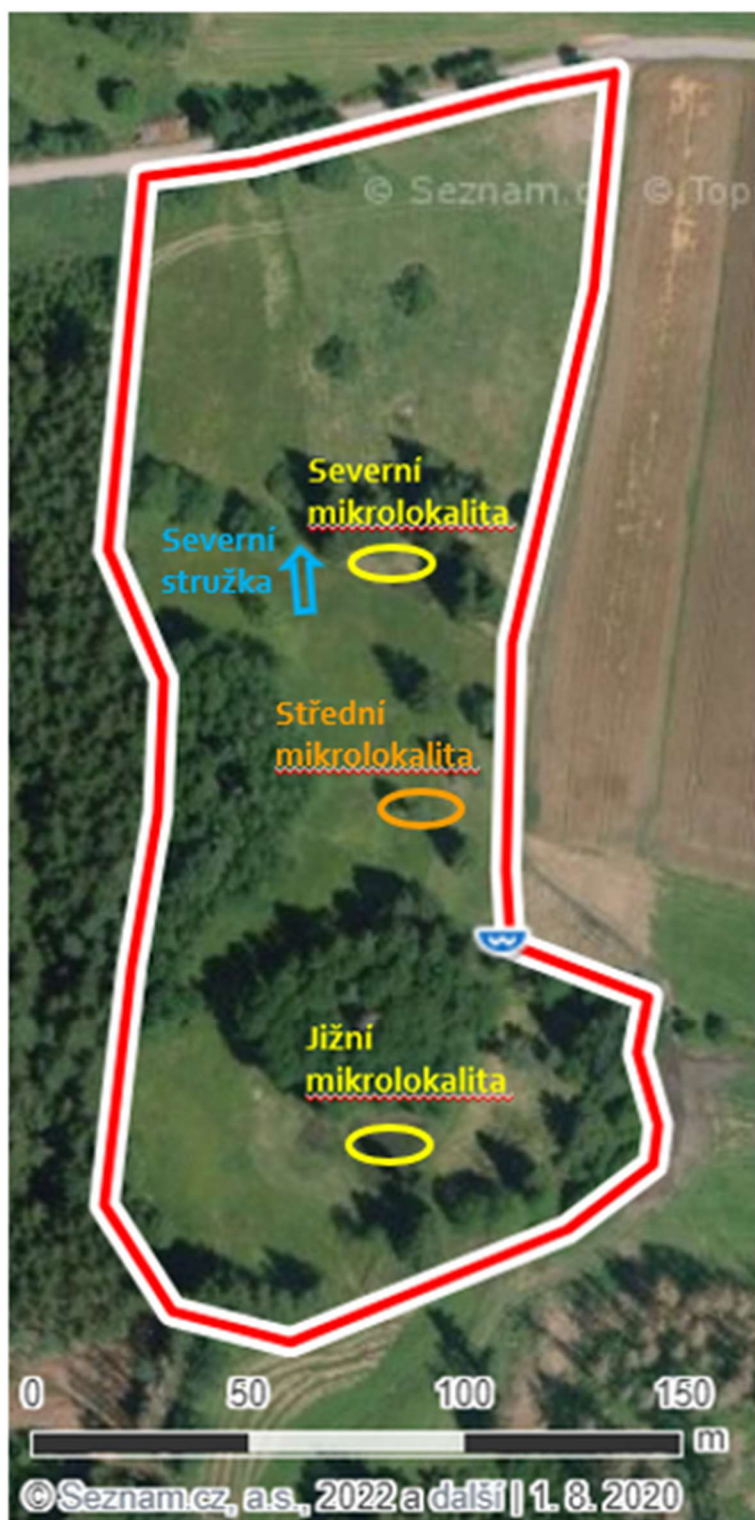
VÁVROVÁ, B. (2021): *Role fytohormonů v odpovědi kořenového systému na podmínky prostředí*, Ms., Bak. Pr., Přírodovědecká fakulta, Univerzita Karlova, Praha, 40 p.

YAMAUCHI, T., TANAKA, H. MORI, I. TAKAMURE, K. KATO, NAKAZONO, M. (2016): Ethylene dependent aerenchyma formation in adventitious roots is regulated differently in rice and maize. *Plant Cell and Environment* 39(10): 2145–2157.

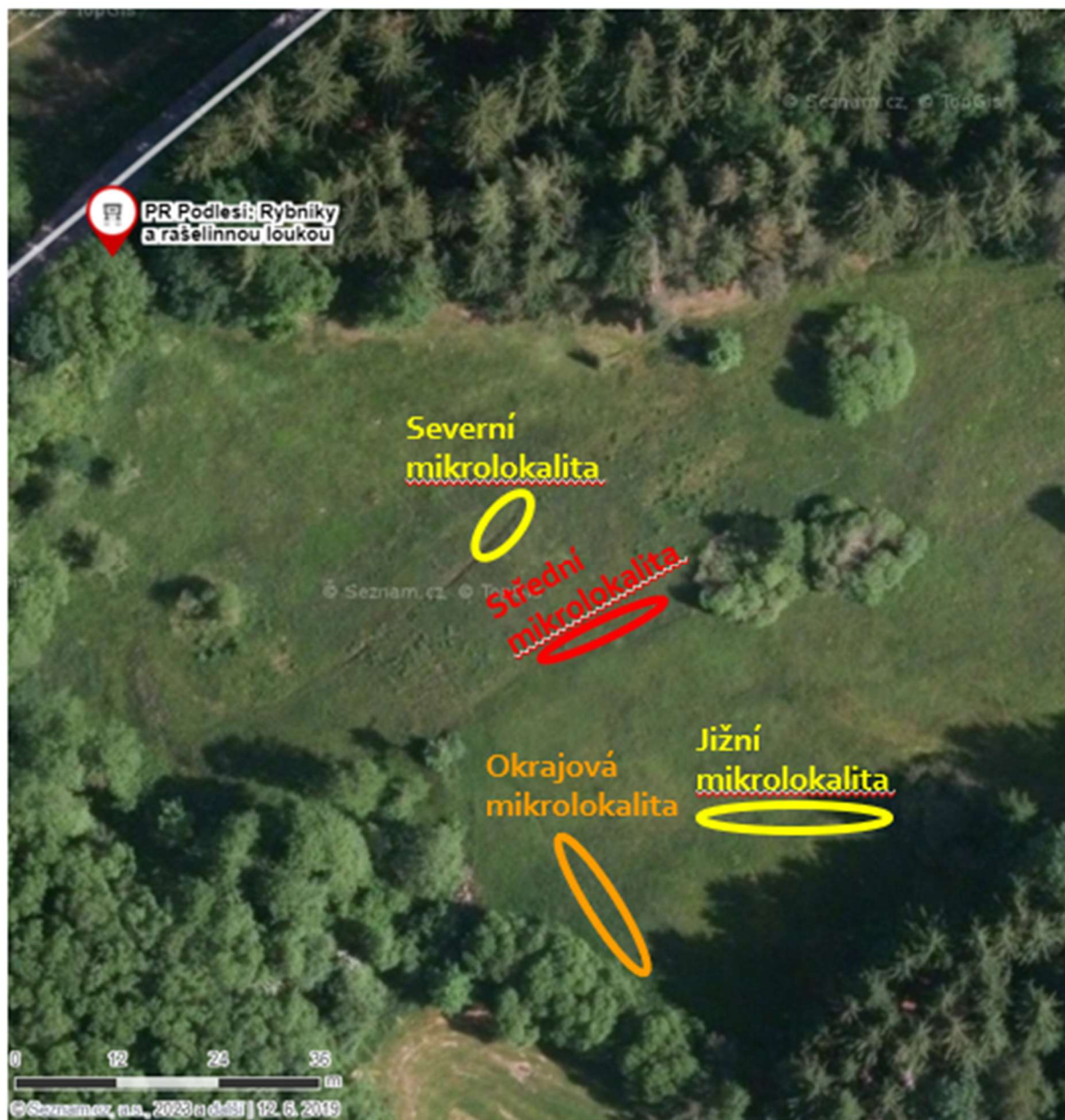
Zákon č.114/1992 Sb., o ochraně přírody a krajiny, ve znění platném k 25.03.1992.

8 Přílohy

Příloha 1: Mapa PP Jezdovické rašeliniště (kraj Vysočina) s vyznačením polohy Severní a Jižní mikrolokality s výsadbou *Sedum villosum* v r. 2020 a Střední mikrolokality s výsadbou v květnu 2022.



Příloha 2: Mapa PR Podlesí (CHKO Blaník) s vyznačením polohy Severní, Střední a Jižní mikrolokality s výsadbou *Sedum villosum* v r. 2020 a 2021 a s novou výsadbou v r. 2022 v Okrajové mikrolokalitě.



Príloha 3: Druhy cévnatých rastlín s výskytom na trvalých plochách (TP) v PP Jezdovické rašeliníšte v jednotlivých letech a mikrolokalitách a počet TP, v kolika byl druh v danej mikrolokalite zaznamenan. Zkratky druhů využité při CCA analýze, celková priemerná pokrývnosť bylinného (E1) a mechového (E0) patra a priemerná pokrývnosť *Sedum villosum*.

		Sever 2020	Sever 2021	Sever 2022	Sever 2023	Jih 2020	Jih 2021	Jih 2022	Jih 2023
E1 (%)		6	13	48	41	5,6	49	59	53
E0 (%)		0,6	0,3	0,9	5,5	0,3	0,1	0,4	0,4
<i>Sedum villosum</i> (%)		4,8	1,4	0,1	0	4,4	3,5	0,2	0
DRUH	ZKRATKA DRUHU	POČET TP SE ZASTOUPENÍM DRUHU							
<i>Agrostis canina</i>	AgroCani	1				2	1		1
<i>Agrostis stolonifera</i>	AgroStol					1			
<i>Alnus glutinosa</i>	AlnuGlut								4
<i>Alopecurus aequalis</i>	AlopAequ					1			
<i>Anthoxanthum odoratum</i>	AnthOdor		1						
<i>Betula pendula</i>	BetuPend	4	3		4	5	2		
<i>Calamagrostis epigejos</i>	CalaEpig				1				
<i>Caltha palustris</i>	CaltPalu		1						
<i>Carex canescens</i>	CareCane						3		1
<i>Carex demissa</i>	CareDemi	6	10	10	10		10	10	10
<i>Carex echinata</i>	CareEchi				1		3	3	5
<i>Carex nigra</i>	CareNigr								1
<i>Carex panicea</i>	CarePani	3	8	8	7	1	6	8	9
<i>Carex rostrata</i>	CareRost		4	6	9		1	3	3
<i>Carex sp.</i>	CareSp.	10				10			
<i>Carex pilulifera</i>	CarePilu								1
<i>Cirsium arvense</i>	CirsArve					1			
<i>Cirsium palustre</i>	CirsPalu	1	1	2	1	1	1		
<i>Crepis paludosa</i>	CrepPalu					1			
<i>Eleocharis quinqueflora</i>	EleoQuin	1	7	8	8		1	1	5
<i>Epilobium palustre</i>	EpilPalu		2				1		
<i>Epilobium sp.</i>	EpilSp.	10	1	5	2	5			1
<i>Equisetum fluviatile</i>	EquiFluv	4	6	5	5				1
<i>Equisetum sylvaticum</i>	EquiSylv	4	2	2	2	1	2		
<i>Eriophorum angustifolium</i>	ErioAngu		2	5	9			4	10
<i>Frangula alnus</i>	FranAlnu					1		2	
<i>Galium palustre</i>	GaluPalu	1				2			
<i>Galium uliginosum</i>	GaluUlig						1		
<i>Holcus lanatus</i>	HolcLana						1	3	4
<i>Juncus articulatus</i>	JuncArti	6	10	10	9	8	10	9	10
<i>Juncus bulbosus</i>	JuncBulb	1	10	6	6	4	9	7	6
<i>Juncus conglomeratus</i>	JuncCong							2	6
<i>Juncus effusus</i>	JuncEffu		1	1	1		7	8	4
<i>Lycopus europeus</i>	LycoEuro						1		

		Sever 2020	Sever 2021	Sever 2022	Sever 2023	Jih 2020	Jih 2021	Jih 2022	Jih 2023
DRUH	ZKRATKA DRUHU	POČET TP SE ZASTOUPENÍM DRUHU							
<i>Lysimachia vulgaris</i>	LysiVulg							1	1
<i>Myosotis nemorosa</i>	MyosNemo	2							
<i>Myosotis</i> sp.	MyosSp.		1						
<i>Picea abies</i>	PiceAbie	3	6	2	1	2	3	1	
<i>Poa annua</i>	PoaAnnu		2			1			
<i>Poa trivialis</i>	PoaTriv	1							
<i>Potentilla erecta</i>	PoteErec	4	4	2	1		1	1	2
<i>Potentilla anserina</i>	PotrAnse					1	1	1	1
<i>Ranunculus flammula</i>	RanuFlam	1				8	1		1
<i>Ranunculus</i> sp.	RanuSp.	7	2						
<i>Rorippa palustris</i>	RoriPalu	1							
<i>Sagina procumbens</i>	SaguProc						1		
<i>Scirpus sylvaticus</i>	ScirSylv				2				
<i>Taraxacum sect.</i> <i>Taraxacum</i>	TaraRude			1					
<i>Trifolium repens</i>	TrifRepe					2	2	1	
<i>Triglochin palustris</i>	TrigPalu	7	9	8	10	1	5	9	10
<i>Typha</i> sp.	TyphSp.					1			
<i>Veronica beccabunca</i>	VeroBecc					1	1		1
<i>Viola palustris</i>	ViolPalu		1			2			

Príloha 4.: Druhy cévnatých rastlín s výskytom na trvalých plochách (TP) v PR Podlesí v jednotlivých letech a mikrolokalitách a počet TP, v kolíka byl druh v dané mikrolokalitě zaznamenan, zkratky druhů využité při CCA analýze, celková průměrná pokryvnost bylinného (E1) a mechového (E0) patra a průměrná pokryvnost *Sedum villosum*.

		Sever 2021	Sever 2022	Sever 2023	Jih 2020	Jih 2021	Jih 2022
E1 (%)		5,6	45,0	39,3	5,6	49,0	66,5
E0 (%)		0,6	2,6	1,9	0,3	0,1	2,3
<i>Sedum villosum</i> (%)		2,8	0,4	0,0	2,4	0,3	0,1
DRUH	ZKRATKA DRUHU	POČET TP SE ZASTOUPENÍM DRUHU					
<i>Agrostis canina</i>	AgroCani			1	3	1	1
<i>Agrostis stolonifera</i>	AgroStol						3
<i>Achillea millefolium</i>	AchiMill	1					
<i>Alnus glutinosa</i>	AlnuGlut			5			
<i>Anthoxanthum odoratum</i>	AnthOdor			1			4
<i>Bellis perennis</i>	BeliPere			1			
<i>Betula pendula</i>	BetuPend	4	6		2	1	
<i>Caltha palustris</i>	CaltPalu			1	1		3
<i>Carex demissa</i>	CareDemi		1	1		5	4
<i>Carex echinata</i>	CareEchi	1		1		4	7
<i>Carex panicea</i>	CarePani	4	6	6		5	2
<i>Carex rostrata</i>	CareRost		1	6			3
<i>Cirsium palustre</i>	CirsPalu				1		3
<i>Epilobium</i> sp.	EpilSp.				1		
<i>Equisetum fluviatile</i>	EquiFluv	6	7	7	9	10	10
<i>Eriophorum angustifolium</i>	ErioAngu	2	6	5	1	8	10
<i>Eriophorum latifolium</i>	ErioLati		1				
<i>Galium palustre</i>	GaliPalu		1	1	1		4
<i>Holcus lanatus</i>	HolcLana			2			
<i>Juncus articularis</i>	JuncArti	7	7	7	3	4	5
<i>Juncus bulbosus</i>	JuncBulb	6	7	7	10	10	10
<i>Juncus effusus</i>	JuncEffu	1	4	5		6	8
<i>Lycopus europeus</i>	LycoEuro			3			1
<i>Lysimachia vulgaris</i>	LysiVulg			1	3	9	10
<i>Ranunculus auricomus</i>	PanuAuri		1			1	2
<i>Picea abies</i>	PiceAbie		1		2		1
<i>Potentilla erecta</i>	PoteErec	4	3	5	4	2	5
<i>Ranunculus flammula</i>	RanuFlam					1	1
<i>Ranunculus</i> sp.	RanuSp.					1	
<i>Sagina procumbens</i>	SagiProc		1	1			
<i>Salix</i> sp.	SaliSp.			3			
<i>Scirpus sylvaticus</i>	ScirSylv						1
<i>Taraxacum sect. Taraxacum</i>	TaraRude			1			1
<i>Trifolium</i> sp.	TrifSp.	3		1			
<i>Typha latifolia</i>	TyphLati		2	1	1		
<i>Viola palustris</i>	ViolPalu					3	6

Príloha 5: Názvy druhů a jim přidělené zkratky využívané při analýze porovnávací recentní a historické fytoecologické snímky s výskytem *Sedum villosum*.

DRUH	ZKRATKA	DRUH	ZKRATKA
<i>Agrostis canina</i>	AgroCani	<i>Drosera rotundifolia</i>	DrosRotu
<i>Agrostis stolonifera</i> agg.	AgroStol	<i>Eleocharis palustris</i>	EleoPalu
<i>Achillea millefolium</i>	AchiMill	<i>Eleocharis quinqueflora</i>	EleoQuin
<i>Ajuga reptans</i>	AjugRepe	<i>Epilobium</i> sp.	Epil_sp
<i>Alchemilla</i> sp.	Alch_sp	<i>Epilobium adenocaulon</i>	EpilAden
<i>Alnus glutinosa</i> juv.	AlnuGlut	<i>Epilobium nutans</i>	EpilNuta
<i>Angelica sylvestris</i>	AngeSylv	<i>Epilobium palustre</i>	EpilPalu
<i>Anthoxanthum odoratum</i>	AnthOdor	<i>Equisetum fluviatile</i>	EquiFluv
<i>Betula pendula</i> juv.	BetuPend	<i>Equisetum palustre</i>	EquiPalu
<i>Briza media</i>	BrizMedi	<i>Equisetum sylvaticum</i>	EquiSylv
<i>Calamagrostis epigejos</i>	CalaEpig	<i>Eriophorum angustifolium</i>	ErioAngu
<i>Caltha palustris</i>	CaltPalu	<i>Eriophorum latifolium</i>	ErioLati
<i>Cardamine amara</i>	CardAmar	<i>Euphrasia officinalis</i> ssp. <i>rostkoviana</i>	EuphOffi
<i>Cardamine pratensis</i>	CardPrat	<i>Festuca pratensis</i>	FestPrat
<i>Carex canescens</i>	CareCane	<i>Festuca rubra</i>	FestRubr
<i>Carex demissa</i>	CareDemi	<i>Filipendula ulmaria</i>	FiliUlma
<i>Carex diandra</i>	CareDian	<i>Frangula alnus</i> juv.	FranAlnu
<i>Carex echinata</i>	CareEchi	<i>Galium palustre</i>	GaliPalu
<i>Carex chordorrhiza</i>	CareChor	<i>Galium rivale</i>	GaliRivu
<i>Carex leporina</i>	CareLepo	<i>Galium uliginosum</i>	GaliUlig
<i>Carex limosa</i>	CareLimo	<i>Glyceria fluitans</i>	GlycFlui
<i>Carex nigra</i>	CareNigr	<i>Hieracium lactucella</i>	HierLact
<i>Carex pallescens</i>	CarePall	<i>Hieracium pilosella</i>	HierPilo
<i>Carex panicea</i>	CarePani	<i>Holcus lanatus</i>	HoleLana
<i>Carex rostrata</i>	CareRost	<i>Holcus mollis</i>	HoleMoli
<i>Carex</i> sp.	Cera_sp	<i>Chaerophyllum hirsutum</i>	ChaeHirs
<i>Cirsium palustre</i>	CirsPalu	<i>Chrysosplenium alternifolium</i>	ChryAlte
<i>Cirsium rivulare</i>	CirsRivu	<i>Juncus articulatus</i>	JuncArti
<i>Crepis paludosa</i>	CrepPalu	<i>Juncus bufonius</i>	JuncBufo
<i>Cynosurus cristatus</i>	CynoCris	<i>Juncus bulbosus</i>	JuncBulb
<i>Dactylorhiza fuchsii</i>	DactFuch	<i>Juncus conglomeratus</i>	JuncCong
<i>Dactylorhiza majalis</i>	DactMaja	<i>Juncus effusus</i>	JuncEffu
<i>Deschampsia cespitosa</i>	DescCesp	<i>Juncus filiformis</i>	JuncFili

DRUH	ZKRATKA		DRUH	ZKRATKA
<i>Lathyrus pratensis</i>	LathPrat		<i>Ranunculus repens</i>	RanuRepe
<i>Leontodon autumnalis</i>	LeonAutu		<i>Rhinanthus minor</i>	RhinMino
<i>Leontodon hispidus</i>	LeonHisp		<i>Rubus idaeus</i>	RubuIdea
<i>Linum catharticum</i>	LinuCath		<i>Rumex acetosa</i>	RumeAcet
<i>Lotus pedunculatus</i>	LotuPedu		<i>Sagina procumbens</i>	SagiProc
<i>Luzula multiflora</i> s.lat.	LuzuMult		<i>Salix</i> sp. juv	Sali_sp
<i>Lycopus europaeus</i>	LycoEuro		<i>Salix aurita</i>	SaliAuri
<i>Lychnis flos-cuculi</i>	LychFlus		<i>Sanguisorba officinalis</i>	SangOffi
<i>Lysimachia nummularia</i>	LysiNumm		<i>Scirpus sylvatica</i>	ScirSylv
<i>Lysimachia vulgaris</i>	LysiVulg		<i>Scutellaria galericulata</i>	ScutGale
<i>Mentha</i> sp.	Ment_sp		<i>Senecio aquaticus</i>	SeneAqua
<i>Mentha arvensis</i>	MentArve		<i>Senecio nemorensis</i> agg.	SeneNemo
<i>Menyanthes trifoliata</i>	MenyTrif		<i>Solidago virgaurea</i>	SoliVirg
<i>Molinia caerulea</i>	MoliCaer		<i>Stellaria alsine</i>	StelAlsi
<i>Montia fontana</i>	MontFont		<i>Stellaria palustris</i>	StelPalu
<i>Myosotis palustris</i> agg.	MyosPalu		<i>Succisa pratensis</i>	SuccPrat
<i>Nardus stricta</i>	NardStri		<i>Swertia perennis</i>	SwerPere
<i>Parnassia palustris</i>	ParnPalu		<i>Taraxacum</i> sect. <i>Taraxacum</i>	TaraRude
<i>Pedicularis palustris</i>	PediPalu		<i>Tephrosieris crispa</i>	TephCris
<i>Persicaria bistorta</i>	PersBist		<i>Trichophorum alpinum</i>	TricAlpi
<i>Phragmites australis</i>	PhraAust		<i>Trientalis europaea</i>	TrieEuro
<i>Picea abies</i> juv.	PiceAbie		<i>Trifolium dubium</i>	TrifDubi
<i>Pinguicula vulgaris</i>	PinqVulg		<i>Trifolium hybridum</i>	TrifHybr
<i>Plantago lanceolata</i>	PlanLanc		<i>Trifolium pratense</i>	TrifPrat
<i>Poa palustris</i>	PoaPalu		<i>Trifolium repens</i>	TrifRepe
<i>Poa pratensis</i>	PoaPrat		<i>Trifolium spadiceum</i>	TrifSpad
<i>Poa trivialis</i>	PoaTrivi		<i>Triglochin palustris</i>	TrigPalu
<i>Potentilla erecta</i>	PoteErec		<i>Vaccinium oxycoccus</i>	VaccOxyc
<i>Potentilla palustris</i>	PotePalu		<i>Valeriana dioica</i>	ValeDioi
<i>Prunella vulgaris</i>	PrunVulg		<i>Veronica officinalis</i>	VeroOffi
<i>Ranunculus acris</i>	RanuAcri		<i>Veronica scutellata</i>	VeroScut
<i>Ranunculus auricomus</i>	RanuAuri		<i>Vicia cracca</i>	ViciCrac
<i>Ranunculus flammula</i>	RanuFlam		<i>Viola palustris</i>	ViolPalu
<i>Ranunculus platanifolius</i>	RanuPlat		<i>Willemetia stipitata</i>	WillStip

Příloha 6: Názvy lokalit a jim přidělené zkratky využitě při analýze porovnávací recentní a historické fytoecologické snímky s výskytem *Sedum villosum*. Písmenem x je označeno, pro které typy analýz byla data z daného snímku využita.

LOKALITA	ZKRATKA	TYP ANALÝZY		
		I	II	III
PR Podlesí	Podles23			x
PP Jezdovické rašeliniště	JezdJ_23			x
PP Jezdovické rašeliniště	JezdN_23			x
PP Jezdovické rašeliniště	JezdS_23			x
Knížecí pláně	Kniz7_23	x		
Knížecí pláně	Kniz6_23	x		
PR Bukačka	Bukac_07			
Pavlov	Pavlo_64	x	x	x
PP Jezdovické rašeliniště	Jezd_62	x	x	x
Jihlávka	Su-K1_60	x	x	x
Jihlávka	Jih1_60	x	x	x
Jihlávka	Jih2_60	x	x	x
Jihlávka	Jih3_60	x	x	x
Doupě-Bažanka	Doupe_60	x	x	x
Věžná-žel.st.	Vezna_44	x	x	x
Polesí – Dubina	Polesi_59	x		
Doupě-Bažanka	Doupe_44	x	x	x
Božídarské rašeliniště	Bozi_00	x		
Kostelní vrch	Kos3_15	x		
Kostelní vrch	Kos4_15	x		
Kostelní vrch	Kos14_15	x		
Božídarské rašeliniště	bozi5_15	x		
Božídarské rašeliniště	bozi6_15	x		
Knížecí pláně	Kniz_15	x		
NPR Stročov	Stroc_15	x		

Příloha 7: Názvy enviromentálních faktorů využitých při analýze porovnávací recentní a historické fytoecologické snímky s výskytem *Sedum villosum* a jejich zkratky použité při analýze.

NÁZEV FAKTORU		ZKRATKA
Plocha (m ²)		area
Nadmořská výška (m n. m.)		altitude
Zeměpisná šířka		latitude
Zeměpisná délka		longitud
Pokryvnost bylinného patra (%)		E1cover
Pokryvnost mechového patra (%)		E0cover
Rok snímkování		year
Oblast		OBLAST
Počet druhů (počet druhů cévnatých rostlin ve snímku)		Nspec
Pokryvnost <i>Sedum villosum</i> (%)		Sedum
PRŮMĚR ELLENBERGOVÝCH INDIKAČNÍCH HODNOT	světlo	L.CZ
	teplota	T.CZ
	vlhkost	M.CZ
	půdní reaktivita	R.CZ
	živiny	N.CZ

Příloha 8: Průměrná výška rostlin před a po zaplavení a průměrný rozdíl v těchto výškách u rostlin vystavených žádnému (A, n=40), čtyřdennímu (B, n=40) a sedmidennímu (C, n=40) zaplavení.

	PŘED (cm)	PO (cm)	ROZDÍL (cm)	ROZDÍL (%)
SKUPINA A	2,0	2,4	0,3	16,2
SKUPINA B	2,1	3,2	1,1	50,9
SKUPINA C	2,3	3,6	1,3	56,2

Příloha 9: Váha vzorků rostlin sbíraných ráno (n=20) a večer (n=20), které nebyly vystaveny zatopení (A), a rostlin zatopených čtyři dny (B), sedm dní (C) a čtrnáct dnů (D), spotřeba titru 0,01N NaOH (ml) na tyto vzorky pro dosažení pH=8,3, jeho přepočítání na 1 gram čerstvé váhy rostliny a průměry této hodnoty pro jednotlivé skupiny.

RÁNO					VEČER				
kod	váha (g)	spotřeba NaOH (ml)	ml/g	průměr skupiny (ml/g)	kod	váha (g)	spotřeba NaOH (ml)	ml/g	průměr skupiny (ml/g)
1A	0,423	0,50	1,181		1A	0,313	0,70	2,238	
2A	0,267	0,35	1,309		2A	0,350	0,85	2,429	
3A	0,387	0,40	1,032		3A	0,653	2,05	3,139	
4A	0,356	0,40	1,124		4A	0,276	0,90	3,264	
5A	0,428	0,48	1,111	1,152	5A	0,290	0,80	2,763	2,767
1B	0,306	0,35	1,142		1B	0,175	0,65	3,708	
2B	0,296	0,35	1,182		2B	0,300	0,85	2,832	
3B	0,427	0,70	1,640		3B	0,368	1,00	2,715	
4B	0,308	0,40	1,297		4B	0,167	0,50	3,001	
5B	0,260	0,40	1,540	1,360	5B	0,240	0,80	3,327	3,117
1C	0,383	0,50	1,307		1C	0,260	0,70	2,688	
2C	0,384	0,60	1,564		2C	0,194	0,75	3,862	
3C	0,279	0,50	1,790		3C	0,234	0,60	2,564	
4C	0,622	0,85	1,366		4C	0,195	0,50	2,559	
5C	0,318	0,45	1,415	1,488	5C	0,216	0,65	3,005	2,936
1D	0,121	0,50	4,122		1D	0,225	0,75	3,327	
2D	0,100	0,35	3,486		2D	0,098	0,50	5,115	
3D	0,131	0,35	2,666		3D	0,142	0,60	4,225	
4D	0,182	0,45	2,470		4D	0,236	0,90	3,810	
5D	0,123	0,45	3,644	2,967	5D	0,199	0,65	3,271	3,950

Příloha 10: Počty vyklíčených semen v daný termín pro jednotlivého Petriho misky se substrátem (A) a filtračním papírem (B), celkové počty pro jednotlivé dny a skupiny a souhrnné počty pro všechny dny.

	08. 11.	15. 11.	22. 11.	29. 11.	05. 12.	13. 12.	20. 12.	02. 01.	10. 01.	CELKEM VYKLÍČILO	NEVYKLÍČILO
1A	16	5	1	0	0	0	0	0	0	22	3
1B	0	0	9	8	1	0	0	0	0	18	7
2A	9	10	0	1	0	0	0	0	0	20	5
2B	0	2	7	4	1	2	0	0	0	16	9
3A	12	5	2	1	0	0	0	0	0	20	5
3B	0	0	9	4	0	0	0	0	0	13	12
4A	17	4	2	1	0	0	0	0	0	24	1
4B	0	2	15	2	1	1	0	0	0	21	4
5A	10	5	1	0	0	0	0	0	0	16	9
5B	0	8	14	0	0	0	0	0	0	22	3
6A	11	11	2	0	0	0	0	0	0	24	1
6B	0	4	11	2	0	0	0	0	0	17	8
7A	13	5	2	1	0	0	0	0	0	21	4
7B	0	5	11	1	2	0	0	0	0	19	6
8A	12	4	0	1	0	0	0	0	0	17	8
8B	0	2	15	0	0	0	0	0	0	17	8
9A	9	12	0	0	0	0	0	0	0	21	4
9B	0	0	16	2	0	0	0	0	0	18	7
10A	10	6	2	0	0	0	0	0	0	18	7
10B	0	15	7	0	0	0	0	0	0	22	3
Substrát CELKEM	119	67	12	5	0	0	0	0	0	203	47
Filtrační papír CELKEM	0	38	114	23	5	3	0	0	0	183	67
CELKEM	238	210	252	56	10	6	0	0	0	386	114



Příloha 11: Příprava plochy před výsadbou pomocí nožového křovinořezu v PR Podlesí 2020 (foto Barbora Čepelová).



Příloha 12: Obnažená plocha s čerstvou výsadbou *Sedum villosum* v PR Podlesí 2020 (foto Barbora Čepelová).



Příloha 13: Vlevo: Výsadba na Střední mikrolokalitě v PR Podlesí, která má tvar U a chybí jí dostatečná odtoková stružka, duben 2020, vpravo: střední plocha v PR Podlesí se zatopenou výsadbou, září 2021 (obě foto Barbora Čepelová).