

Obnova hadcových borů v oblasti Dolnokralovických hadců

Metodika



Autoři: RNDr. Hana Pánková, PhD.
Ing. Karel Kříž



STÁTNÍ FOND
ŽIVOTNÍHO PROSTŘEDÍ
ČESKÉ REPUBLIKY

Společně pro zelenou Evropu
Podpořeno Norskem prostřednictvím
Norských fondů.

Úvod

Specifická péče o hadcové bory spočívá zejména v jejich geologickém podloží. Hadce jsou totiž ultrabazické horniny s vysokým obsahem hořčíku a těžkých kovů. Díky tomu se zde vyvinuly specifické biotopy adaptované na tyto podmínky. Tyto biotopy jsou však velmi citlivé ke změně stanovištních podmínek, zejména půdních. Rostlinné druhy, které tvoří podrost těchto lesů, jsou kompetičně slabé, špatně se šíří a v jiném prostředí tak často nejsou schopny přežít. Obnova hadcových lokalit tak zahrnuje nejenom péči o biotopy, ale i cílenou podporu hadcových druhů, které se často vyskytují v malých a izolovaných populacích a šíří pouze na krátké vzdálenosti

Biotopy na Dolnokralovických hadcích byly v minulosti značně fragmentovány výstavbou v.n. Švihov a dálnice D1. Dále se negativně projevila změna hospodaření, kdy v minulosti byly lesy více otevřené a sloužili jako zdroj pastvy či steliva. Absence hospodaření vede k akumulaci biomasy a opadu, čímž dochází k nárůstu humusové vrstvy, která má jiné chemické vlastnosti než původní substrát. V důsledku změny v chemismu půdy zde mohou lépe růst „běžné“ druhy rostlin, které jsou kompetičně silnější a tak dále vytlačují původní hadcové specialisty.

Pro mnohé druhy se pak bariéra běžné vegetace stává nepřekonatelnou, a tak je pro péči o druhy nutno pohlížet na jednotlivé číste i v rámci jednoho území jako ostrovy.

Cílem vypracování metodiky Péče o hadcové bory bylo shrnout dosavadní poznatky z realizovaných projektů jak v Národní přírodní památce Hadce u Želivky, tak i v jejích okolí mimo chráněné území včetně opuštěných částí hadcového lomu Bernartice a sjednotit péči o ně. Naše zkušenosti jsou doplněné i informacemi ze zahraničních vědeckých prací. V rámci metodiky se nezaměřujeme pouze na obnovu lesních porostů, ale i na vegetaci, která je pro udržení těchto biotopů klíčová.

Revitalizace území, hodnocení jejího dopadu i příprava metodiky byla podpořena z Fondů EHP/Norska 2014 – 2021 – program CZ-ENVIRONMENT - projekt Podpora ohrožených hadcových druhů, reg. č. 3201200005.

Obsah

Úvod.....	2
Obsah.....	3
1. Hadec jako hornina	4
1.1 Výskyt hadců.....	5
1.2 Reakce rostlin na hadcovou půdu.....	5
1.3 Hadcová vegetace	6
1.4 Vliv geomorfologie/geografie.....	8
2. Problematika malých populací.....	8
3. Dolnokralovické hadce.....	9
3.1 Příroda.....	10
3.2 Historie péče o území	12
4. Péče o hadcové lokality	14
4.1 Monitoring dopadu zásahů.....	15
4.2 Realizované zásahy.....	16
4.2.1 Prosvětlování a vyřezávání náletů.....	16
4.2.2 Kosení	18
4.2.3 Pastva.....	21
4.2.4 Ruční vytrhávání necílových druhů.....	24
4.2.5 Strhávání vrchní vrstvy půdy	24
4.2.6 Obnova lesů.....	25
4.2.7 Cílená podpora hadcových druhů.....	26
5. Závěr.....	28
6. Citovaná literatura.....	29

1. Hadec jako hornina

Hadce (serpentinity) jsou přeměněné ultrabazické horniny tvořené především vodnatým křemičitanem železatohořečnatým ($Mg_3SiO_5(OH)_4$). Podle chemického složení tvořen 43,50 % SiO_2 , 43,46 % MgO , 13,04 % H_2O . Mimo toto základní složení je v hadci obsaženo značné množství železa, stopové množství těžkých kovů (nikl, chrom, kobalt) a v menším množství fosforečnany, vápenaté, draselné a sodné ionty. Vznikly přeměnou hornin pocházejících ze zemského pláště - peridotitů, pyroxenitů a olivinických gaber při procesu serpentinizace. Dochází při něm k oxidaci a hydrataci na křemík chudých mafických a ultramafických hornin - hlavně olivín a hořečnaté pyroxeny se mění na minerály serpentinové skupiny (antigorit, chryzotil a lizardit), brucit a magnetit. Horniny při tom absorbují velké množství vody a v puklinách narůstající minerály serpentinové skupiny způsobují jejich další rozpuštění ("Geologická encyklopedie"). Vznik hadců probíhal zejména v souvislosti s kolizemi zemských desek v různých dobách. Zatímco středoevropské hadce vnikly v prvohorách, na Balkáně jsou hadce mnohem mladší – jejich vznik je spojen s Alpickým vrásněním koncem druhohor.

Pro hadce je typický jejich specifický chemismus. Jejich původ v zemském plášti vede k tomu, že přestože se jedná převážně o křemičitany, místo obvyklého vápníku (typického pro zemskou kůru) se zde nachází hořčík. Vysoká přítomnost hořčíku se projevuje dvěma způsoby. Přímo může působit toxicky na růst rostlin tím, že snižuje schopnost rostlin přijímat základní živiny. Dále svým antagonistickým působením ovlivňuje dostupnost vápníku pro rostliny. Nízký obsah vápníku v hadcových půdách se tak díky vysoké přítomnosti hořčíkových iontů stává pro rostliny ještě více nedostupným. U normálních půd převažuje vápník nad hořčíkem, zatímco u hadců je to naopak – poměr Ca:Mg zde může dosahovat hodnoty často nižší než 0,4 (Kolář & Vít 2008, Lazarus et al. 2011).

Kromě vápníku mají hadcové půdy i nedostatek dalších základních prvků pro růst živin, jakými jsou dusík, fosfor a draslík. Naopak se zde nachází velký obsah niklu, kobaltu či chromu či mědi, které jsou pro rostliny toxické (Homer et al. 1991). To je způsobeno díky tomu, že podobných podmínek vznikaly spolu s hadci žíly rud těchto těžkých kovů a jsou tak na sebe navázány. Obsah těžkých kovů je však závislý na způsobu vzniku konkrétní lokality, zejména mírou serpentinizace. Těžké kovy mohou působit na rostliny přímo – jejich toxicita se projeví menším vzrůstem, chlorózou či omezením buněčného dělení či nepřímo – antagonistickým působením na příjem živin (Kazakou et al. 2008). Limitace obsahu těžkých kovů na růst rostlin v hadcových půdách je však stále diskutována a zdá se být druhově specifickou. Zatímco některé studie její význam potvrzují (např. Erglund et al. 2004), jiné jim nepřikládají příliš velkou významnost (Rady et al. 2005, O'Dell et al. 2006).

Kromě chemických vlastností se hadce vyznačují i specifickými fyzikálními vlastnostmi. Hadcové horniny jsou tmavé a díky tomu velmi výhřevné. Proto teplota na hadcové skále vykazuje značné výkyvy a je obvykle při oslunění velmi vysoká. Hadce jsou typické velmi pomalým a obtížným zvětráváním. Hadcové oblasti jsou tak charakteristické vystupujícími hřbety, ostrými skalisky a prudkými kamenitými svahy. Půdy vznikající na těchto matečných

horninách bývají velmi mělké a skeletovité. Díky těmto vlastnostem hadcové půdy rychle propouštějí vodu, voda snadno odtéká i po matečné hornině díky terénu. To vede ke zvýšené erozi, odnosu živin a silnějšímu projevu chemismu mateřské horniny. Díky tomu jsou rostliny vystaveny i dalšímu stresovému faktoru – suchu (Lazarus et al. 2011).

1.1 Výskyt hadců

Výskyt hadců je dokumentován z celého světa. Uvádí se, že pokrývají přibližně 1% zemského povrchu, ale nikdy netvoří rozsáhlá tělesa. Hadce tak tvoří spíše drobné ostrůvky v krajině, často od sebe vzdálené a oddělené jinou, naprosto odlišnou horninou. Ostrůvkovité rozmístění hadců spolu se specifickými podmínkami tak vede k tomu, že zde vznikají ideální předpoklady pro aleopatickou speciaci, tj. vznik nových druhů na základě geografického odloučení. V zahraničí patří mezi nejvýznamnější naleziště rozsáhlejší výchozy v severní Kalifornii, které vznikly v průběhu třetihorního vrásnění andského řetězce. V Africe najdeme rozsáhlejší hadcový ostrov na zambijsko-konzské hranici, který proslul jako jedno z nejvýznamnějších světových nalezišť měděných rud. K nejvýznamnějším hadcovým lokalitám patří také Nová Kaledonie s velmi reliktní a endemickou flórou (“Hadcový fenomén a rostliny | BOTANY.cz” 2022). V České republice se nachází zejména v pásu od jižní Moravy po Střední Čechy, dále v Jižních Čechách, Západních Čechách a drobné ostrůvky nalezneme i na Šumpersku (mapa 1). Největší hadcové území v České republice jsou Mnichovské hadce, které tvoří kompaktní těleso ve Slavkovském lese. V okolí středního toku Jihlavy se nachází druhově nejbohatší lokalita – NPR Mohelenská hadcová step, dále pak PR Biskoupská hadcová step, PR Dukovanský mlýn, PR Nad Řekami, Černice. Mezi další významné chráněné hadcové oblasti patří NPP Hadce u Želivky, PP Borek u Chotěboře, PP Hadce u Hrnčíf, PR Holubovské hadce a PR Bořinka v CHKO Blanský les, PP Dobročkovské hadce u Křemžského potoka, PR Na hadci na Šumpersku.

Vzhledem k ostrůvkovitosti a maloplošnosti hadcových území jich mnoho nepodléhá žádné ochraně. Některé byly zničeny v rámci intenzifikace zemědělství (např. v okolí Mladé Vožice) – zororány, intenzivně hnojeny či zalesněny a hadcový substrát je tak nenávratně přeměněn v běžnou půdu. Přesto však některé z nich zůstaly zachovány až do dnešních dob a stále hostí specifickou hadcovou vegetaci a zaslouží si pozornost ochrany přírody. Jednou z těchto velmi zachovalých oblastí nalezneme v blízkosti vodní nádrže Želivka, která je známá jako Dolnokralovické hadce. Pouze část území je chráněna jako NPP Hadce u Želivky. Ve středních Čechách se nachází několik dalších menších hadcových ostrůvků, např. hadce u Šebířova, v okolí Mladé Vožice či PP Hadce u Hrnčíf. Obdobně jsou pouze některá hadcová území chráněna v zahraničí (např. Wolf 2001).

1.2 Reakce rostlin na hadcovou půdu

Hadce jsou díky svým specifickým vlastnostem - toxicitě, nedostatku živin a suchu, nehostinným prostředím pro růst rostlin. Rostliny se však i na tyto podmínky dokázali přizpůsobit. Hadcové rostliny lze zařadit mezi S-strategie, kteří jsou charakterističtí nízkou rychlostí růstu, dlouhověkostí, pomalým metabolismem, malé odchylky od průměrného vzhledu (fenotypu) či větším zastoupením vegetativní rozmnožování.

Na první pohled viditelným přizpůsobením jsou tzv. **serpentinomorfózy**. Jedná se o změny v anatomii a morfologii rostlin. Rostliny rostoucí na hadcích tak jsou často kompaktní a menší,

mají tuhé jehlicovité listy se silnou kutikulou, listy s malou asimilační plochou i menší hustotou průduchů (Ohga et al. 2012). Rostliny jsou taktéž častěji hustě ochlupené (Dudic et al. 2007). Odlišná je i struktura kořenového systému. Rostliny tvoří zejména dlouhé a hluboko rostoucí kořeny, které jí pomáhají získávat vodu i z hlubších částí (Brady et al. 2005).

Další adaptace jsou na úrovni rostlinné fyziologie. Klíčová je v tomto směru adaptace na nepříznivý poměr Ca:Mg iontů v půdě. Jak ukazují vědecké studie, rostliny si vytvořili mechanismy, kterými jsou schopny selektivně přijímat vápenaté ionty, bránit hořečnatým iontům vstupu do kořenů či je přímo aktivně vylučovat (O'Dell et al. 2006, Arnold et al. 2016, Brady et al. 2005). Na zvýšený obsah těžkých kovů reagují rostliny taktéž aktivně – brání se vylučováním tzv. chelatačních látek, tj. látek, které se navážou na molekulu těžkého kovu a tím ji deaktivují (citace). Dalším způsobem obrany před těžkými kovy je jejich akumulace v pletivech (tzv. hyperakumulace), nicméně u hadcových druhů je tento jev spíše vzácný (Kazakou et al. 2008, O'Dell et al. 2006).

1.3 Hadcová vegetace

Toxické vlastnosti hadcového substrátu a různé typy adaptací rostlin na tyto podmínky již naznačují, že vegetace zde bude odlišná od svého okolí. Tyto přechody mezi hadcovou a nehadcovou vegetací mohou být někdy velmi ostré (klidně 1-2 m). Pro mnoho rostlin je tato hranice nepřekročitelná. Běžné rostliny nejsou na hadcových půdách schopny růst kvůli její toxicitě. Tento negativní vliv se projevuje i na úrovni jednotlivých genotypů, jak ukazují vědecké studie. Zatímco hadcové genotypy druhů *Achillea borealis* a *Gilia capitata* rostly v hadcové půdě bez větších problémů, genotypy z běžných půd zde téměř nerostly (Anacker 2014). Absence hadcových rostlin v běžném porostu je však dána několika faktory. Klíčovým prvkem je S-strategie hadcových rostlin: investují mnohem více energie do vypořádání se se stresem než do růstu, a jsou tak kompetičně slabí. Přestože by tedy v běžné půdě mohli růst, jsou velmi rychle vytlačeny konkurenčně zdatnějšími druhy – C-strategy. Druhým jevem je samotná adaptace na hadcové podmínky, kdy rostliny vyžadují pro svůj růst vyšší obsah hořčičku. I tyto obligátní serpentinofyty jsou však schopny růst v nehadcové půdě bez přítomnosti kompetitora.

Díky tomu, že na hadcové půdě nemůže růst každý druh, jedná se tak přirozeně o oblast s mnohem nižším konkurenčním tlakem, než je v okolí. Díky tomu tak stanoviště fungují jako refugia pro mnohé druhy z historických migračních vln (tzv. relikty). Na jedné lokalitě tak můžeme potkat i potomky severských či perialpidských druhů a zároveň druhy teplomilné. Ve střeoevropských podmínkách je na hadcích nejčastějším stromem borovice lesní (*Pinus sylvestris*), v jižní Evropě je to často i borovie černá (*Pinus nigra*) nebo také b. přímořská (*Pinus pinaster*). Hadcové podmínky dobře snášejí i duby – např. u nás na Mohelně dub letní (*Quercus robur*). Zato buk (*Fagus sylvatica*), habr (*Carpinus betulus*), ale i javory (*Acer sp.*) nebo lípy (*Tilia sp.*) jsou na hadec velmi citlivé (“Hadcový fenomén a rostliny | BOTANY.cz” 2022).

Specifické podmínky, nutnost rostlin se jim přizpůsobit a často i izolace od blízkých příbuzných vede k tomu, že u mnoho druhů došlo k alopatické speciaci – ať už na úrovni druhu (např. *Minuartia smejkalii*, *Cerastium alsinifolium*, *Knautia serpentinicola*) či poddruhu (např. *Potentilla Crantzii subsp. serpentina*, *Dianthus carthusianorum subsp. capillifrons*).



Kuřička hadcová



Mochna Crantzova

1.4 Vliv geomorfologie/geografie

Na vývoj hadcové vegetace i hadcových druhů má velký vliv oblast, kde se území nachází. Velký vliv hrají jednak abiotické podmínky (např. nadmořská výška, srážky), jednak historie formace vegetace (fytogeografické a vegetační vztahy). Druhově nejbohatším územím je NPR Mohelenská hadcová step, která je jedinou oblastí v termofytiku. Nachází se zde tak teplomilné druhy, kterým v tomto území probíhá severní hranice výskytu (např. *Notholaena marantae*, *Stipa dasyphylla*, *Scorzonera austriaca*). Historicky se zde nacházely teplomilné hadcové doubravy (jediné v ČR), které byly vykáceny a paseny.

Oproti tomu v zařízlých údolích kaňonu Jihlavy se nachází periaplidské hadcové (pěchavové) bory, které mají naopak vazbu na okrajové části Alp. Největší oblastí je komplex Mnichovských hadců ve Slavkovském lese. Jedná se o nejvýše položené území s největším úhrnem dešťových srážek. Díky tomu jsou vegetačně odlišné. Na otevřených místech se nachází kyselé trávníky či vřesoviště (půda je díky vyšším srážkám mírně kyselá), lesy jsou tvořeny světlými reliktními bory taktéž s vazbou na Alpy. Obdobně jako na ostatních lokalitách, druhově nejbohatší části se nachází na otevřených skalních výchozech, kde nalezneme např. místního endemita *Cerastium alsinifolium*. Geografickým přechodem mezi oběma územími tvoří oblast Dolnokralovických hadců (NPP Hadce u Želivky a široké okolí). Druhově nejbohatší jsou opět otevřené skály, kde nalezneme endemickou kuřičku hadcovou (*Minuartia smejkalii*) a jedinou populaci mochny Craetzovy hadcové (*Potentilla Crantzii subsp. serpenini*). Nachází se zde také největší populace pomněnky úzkolisté (*Myosotis stenophylla*). Periaplidský bor na příkrých svazích je velmi podobný borům u Mohelna, na náhorní plošině pak plynule přechází do vegetace boreokontinentálního boru. S oběma lesními biotopy se pak můžeme setkat i v jiných částech území mimo NPP.

2. Problematika malých populací

Jak již bylo uvedeno výše, hadcové druhy se vyskytují na menších „ostrovech“ v běžné krajině, která pro ně mnohdy představuje neprostupnou bariéru. Proto i na ochranu těchto druhů, respektive jejich biotopů musíme pohlížet i z hlediska problematiky malých populací.

U malých a izolovaných populací dochází velmi snadno k akumulaci mutací, genetickému driftu či inbreedingu (např. Lynch et al. 1995). U velkých neizolovaných populací jsou mutace, které snižují fitness rostlin, rychle odstraněny selekcí, nicméně u malých populací může dojít k jejich zafixování v důsledku genetického driftu a tak k přenosu do dalších generací (Frankham 2010). U malých populací je také větší pravděpodobnost příbuzenského křížení (tzv. inbreeding), který vede k poklesu zastoupení heterozygotních jedinců, a tak ke snadnější fixaci negativních alel (Rogers & Montalvo 2004, Leimu et al. 2006). Důsledkem příbuzenského křížení je tak celkové snížení fitness jedinců a snížení efektivní velikosti populace (např. Ensslin & Godefroid 2020, Leimu et al. 2006, Kirschner et al. 2011).

Vztah mezi velikostí populace, genetickou variabilitou a fitness jedinců byl již prokázán mnoha studiemi (např. Ellstrand & Elam 1993, Leimu et al. 2006, Oostermeijer et al. 2003). Pokud pokles v počtu jedinců vede ke snížení genetické diverzity a inbreední depresi v důsledku nedostatku partnerů pro opylování, snížené fitness se projeví dalším poklesem ve velikosti populace. Tím se populace dostává do tzv. extinkčního víru (Ellstrand & Elam 1993).

Síla vztahu mezi velikostí populace, genetickou diverzitou a fitness je závislá na mnoha faktorech, např. dlouhověkosti či způsobu rozmnožování (Busch 2005). Dále je ovlivněn i

vzácností druhu – u vzácných druhů se předpokládá, že mají nižší genetickou variabilitu než druhy běžné (Ellstrand & Elam 1993), přestože mnohé studie ukázaly, že genetická diverzita může vysoká i u druhů, které mají malé populace historicky (Dostálek et al. 2014, Šmídová et al. 2011, Stojanova et al. 2021, Daco et al. 2019). I u těchto geneticky variabilních populací se však projevuje lineární závislost mezi velikostí populace a genetickou diverzitou. Proto by v případě zmenšení populace např. v důsledku degradace biotopu mohlo dojít k poklesu genetické diverzity a tak ke snížení fitness (např. Šmídová et al. 2011).

3. Dolnokralovické hadce

Oblast Dolnokralovických hadců se nachází ve východní části okresu Benešov, ve Středočeském kraji mezi obcemi Borovsko – Sedlice – Bernartice - Bezděkov. Geograficky tato oblast spadá do celku Českomoravská vrchovina, podoblast Želivská pahorkatina. Serpentinový areál má zhruba tvar elipsy s hlavní osou ve směru od VJV k ZSZ. Tato hlavní osa měří 3,5 km, vedlejší osa měří zhruba 1 km, takže plošná výměra hadcové oblasti je zhruba 275 km. Oblast protínají dva toky: na západě Sedlický potok a na východě Želivka. Hadcové skály pak tvoří příkré svahy spadající do těchto toků. Lokalita byla však velmi narušena výstavbou přehradní nádrže Švihov, kdy byla zatopena nejméně polovina hadcových skal na obou březích Sedlického potoka a více jak dvě třetiny skal na levém břehu Želivky (20 – 50m výška vody) (Pešout 2001). Kvůli existenci nádrže Švihov spadá velká část území do ochranného pásma vodního zdroje, což má přímý dopad na realizaci managementových opatření.

Dále byla lokalita rozdělena výstavbou dálnice D1. Tato stavba byla schválena již v roce 1939. V roce 1941 se započalo se stavbou mostu přes Želivku, ale pro obavu z nedostatku oceli byly stavební práce na výstavbě dálnice pozastaveny. S dalšími pracemi na mostu přes Želivku pokračovali až v roce 1948, kdy byl úsek přes Dolnokralovické hadce přetrasován. Celý úsek dálnice byl zprovozněn mezi lety 1970 – 1980 (www.ceskedalnice.cz). Důsledkem výstavby dálnice došlo i k destrukci okolních porostů, zejména v okolí mostu. Při výstavbě zde proběhla rozsáhlá navážka i poměrně daleko od mostní konstrukce, která změnila chemismus půdy. V těchto částech se tak vyskytuje zejména nitrofilní a ruderalní vegetace. Obnova těchto částí je v dnešní době v podstatě nemožná. Další negativní zásah proběhl v roce 2020 při rekonstrukci dálnice D1, kdy došlo k sanaci obou zářezů s hadovou vegetací a jejich zasilování. Na těchto zářezích tak nyní rostlou převážně ruderalní druhy, které se začínají šířit i do NPP. Dále se na okrajové části šíří rostliny z hydroosevu realizovaného v okolí dálničního mostu.

V okrajové části lokality se nachází funkční eklogitový lom, který byl otevřen v souvislosti s výstavbou dálnice D1 v roce 1939. V současné době jsou některé jeho části již opuštěné a probíhá na nich rekultivace formou řízené sukcese. V roce 2020 byla v těchto částech objevena nová populace kuříčky hadcové. Lom se bude dále rozšiřovat, ale po ukončení jeho činnosti budou skály ponechány řízené sukcesy, čímž se vytvoří otevřené skály vhodné pro osídlení hadcovými druhy.

Část území je chráněna jako národní přírodní památka Hadce u Želivky, respektive EVL Želivka. Chráněné území zahrnuje pouze nejcennější části území s výskytem kuříčky hadcové a většiny ostatních významných druhů. Je tak tvořena několika oddělenými částmi: příkrými hadcovými skálami nad vodní nádrží Švihov, částí vrcholové plošiny a sekundární stanoviště s kuříčkou hadcovou, které byly známy v době vyhlášení chráněného území (těleso původní dálnice, malý selský hadcový lom). Značná část území včetně botanicky významných ploch,

např. podél eklogitového lomu ale nebyla do NPP zahrnuta a jsou tak běžným hospodářským lesem.

3.1 Příroda

Přes všechny tyto negativní zásahy jsou Dolnokralovické hadce jednou z nejvýznamnějších hadcových lokalit v ČR. Jedná se o oblast s největším výskytem hadcových (sub)endemitů. Velmi unikátní je také zapojení několika vegetačně rozdílných typů: šterbinové vegetace hadcových skal a drovin (*Asplenium serpentini*) na příkrých svazích a hadcových perialpínských pýchavových borů (*Thlaspi montani-Pinetum sylvestris*), které v horních plochých partiích lokality přechází do boreokontinentálních borů. Oba dva typy hadcového boru se místy prolínají v závislosti na expozici svahu.

Perialpídké hadcové bory (biotop L8.3, svaz *Erico-Pinion*, Lesnická typologie. 0X3 Dealpínský bor hadcový, 0C Hadcový bor

Perialpídké bory jsou velmi vzácným biotopem, který je podle Červeného seznamu biotopů klasifikován jako ohrožený (Chytrý et al. 2020). V České republice se s ním setkáme pouze v okolí Želivky a v údolí řeky Jihlava u Mohelna. Přestože tento typ biotopu byl klasifikován jako klimaxové stádium (Neuhäuslová), které nevyžaduje žádný management (Chytrý et al. 2010), v dnešní době se ukazuje, že i tento biotop péči vyžaduje. Biotop je v současné době nejvíce ohrožen nevhodným lesní hospodařením, zejména pěstováním zapojených porostů borovice lesní (*Pinus sylvestris*), nebo ponecháním porostů samovolnému vývoji. Dalším negativním faktorem je depozice dusíku a změny místního klimatu, které vedou k sukcesnímu posunu biotopu (Chytrý et al. 2020).

V oblasti Dolnokralovických hadců se jedná o druhově nejbohatší biotop. Jak již bylo uvedeno výše, nalezneme zde mnoho ohrožený druhů rostlin, ať už se jedná o druhy reliktní (např. *Myosotis stenophylla*, *Thesium alpinum*, *Thlaspi montanum*), teplomilné (*Carex humilis*, *Dianthus carthusianorum s. l.*, *Pimpinella saxifraga*, *Thymus praecox*) či obligátní serpentinoφυty (např. *Asplenium cuneifolium* a *Armeria vulgaris subsp. serpentini*, *Knautia serpeninicola*). Nejvýznamnějšími druhy jsou však mochna Crantzova hadcová (*Potentilla Crantzii subsp. serpenini*), jejíž další populaci nalezneme až v Alpách a endemická kuřička hadcová (*Minuartia smejkalii*). Většina těchto druhů je však vázána na otevřené části porostů, jako jsou lesní okraje, hřbítky a okolí skalních výchozů. Pro jejich zachování je tak nutné nechat tyto plochy otevřené a aktivně porost prosvětlovat.

I u těchto biotopů hraje roli geomorfologie. Na svazích se severní až západní orientací, zastíněnějších a vlhčích, jde o pýchavové bory s často dominantní dealpínskou pýchavou vápnomilnou (*Sesleria caerulea*) a velmi hojným penízkiem horským (*Thlaspi montanum*). Na jižně až východně exponovaných, silně osluněných skalách, nacházíme bor s hojnými xerofyty, kde v méně zapojeném bylinném patře často dominují trávy jako je kostřava ovčí (*Festuca ovina*), ovsíř luční (*Avenula pratensis*) nebo bojínek tuhý (*Phleum phleoides*), místy se hromadně vyskytuje bělozářka větevnatá (*Anthericum ramosum*).



Perialpidské bory NPP v části nazývané Moravy

Boreokontinentální bory (biotop L8.1B, svaz *Dicrano-Pinion sylvestris*, Lesnická typologie. 0Z Reliktní bor, 0C Hadcový bor

S boreokontinentální borem se setkáme v horních plochých partiích lokality. Díky tomu je zde více vyvinuta půda včetně humusové vrstvy. Les je hustší s výraznějším podrostem keřového patra (zejména *Frangula alnus* a *Betula pendula*). V minulosti se často jednalo o smíšené lesy s výskytem dubu, buku i jedle, které byly využívány k pastvě, ale kvůli lesnímu hospodaření byly přeměněné v kulturní čisté bory (Chytrý et al. 2010). Díky vyšší humusové vrstvě, akumulaci opadu a biomasy a zvýšení obsahu živin v důsledku absence pastvy zde dochází k okyselení půdy, které má vliv zejména na bazickou vegetaci hadců. To vede k expanzi zejména mezofilních a ruderálních druhů (např. *Calamagrostis epigejos* a *Rubus fruticosus* agg.). Tato expanze je dále umocněna klasickou mechanickou přípravou půdy pro obnovu lesů. Ochránářky cennější druhy jsou tak vytlačovány na více otevřené plochy s nižším půdním horizontem (např. vystupující skalky, hřbítky). Z typických druhů zde potkáme sleziník hadcový (*Asplenium cuneifolium*), metličku křivolakou (*Avenella flexuosa*), vřes obecný (*Calluna vulgaris*), řeřišničník písečný (*Cardaminopsis arenosa*), kostřava ovčí (*Festuca ovina*). Velmi hojná je mochna Cranzova. Ve více zastíněných partiích pak dominuje třtina rákosovitá (*Calamagrostis arundinacea*) a hasivka orličí (*Pteridium aquilinum*).

Štěrbínová vegetace silikátových skal a drolin (biotop 8220, svaz *Asplenion cuneifolii*)

Tento typ vegetace tvoří mozaiku s oběma předchozími lesními biotopy. Nalzáme ho tak jak na otevřených, tak i stinných částech území, kde vystupují výrazněji hadcové skalky na povrch. V rámci ČR se jedná o hojný biotop. Druhové složení je velmi závislé na geomorfologii. Na

slunných svazích dominují lišejníky s ohroženými hadcovými druhy včetně sleziníku hadcového. Ve stinných svazích se severní orientací se vyvíjí více mechové patro.

Na Dolnokralovických hadcích je i velmi dobře viditelný prudký přechod mezi hadcovou a nehadcovou vegetací (jeden svah hadcový, sousední nehadcový). Vliv hadcového podloží je zde patrný i na ploché části lokality a tudíž se s touto specifickou vegetací můžeme setkat i přímo v kulturním borovém lese y, což nebývá obvyklé. Přimo na hadcových skalkách se můžeme setkat s endemickým druhem kuřičkou Smejkalovou (*Minuartia smejkalii*), která se pro tuto oblast stala vlajkovým druhem. Z kriticky ohrožených druhů se zde dále vyskytuje mochna Crantzova hadcová (*Potentilla crantzii subsp. serpentini*, největší populace v ČR), teplomilná pomněnka úzkolistá (*Myosotis stenophylla*), vítod hořký krátkokřídlý (*Polygala amara subsp. brachyptera*), hvozdík kartouzek hadcový (*Dianthus carthusianorum subsp. capilliformis*), dále silně ohrožené druhy (C2) sleziník hadcový (*Asplenium cuneifolium*), trávnička obecná hadcová (*Armeria vulgaris subsp. serpentini*). Z regionálního významu stojí za zmínku i penízek horský, bělozářka větevnatá, svízel moravský (*Galium valdepilosum*) či třezalka horská (*Hypericum montanum*).

Na území bylo zjištěno 156 druhů lišejníků a lichenizovaných hub, mezi nimi kriticky ohrožená dutohlávka horská (*Cladonia stellaris*). Lokalita je bohatým nalezištěm hub, významné jsou zejména společenstvu vázaná na oligotrofním bazické půdní substráty, což se týká především rodu pavučinec – *Cortinarius s.l.*. To dokazuje i to, že v tomto území se stále daří nalézt doposud nepopsané druhy. V roce 2010 zde byl zjištěn výskyt 29 druhů denních a 194 nočních druhů motýlů. K nejzajímavějším nálezům patří bělásek *Leptidea sinapis*, který je vázán na světliny v rozvolněných hadcových borech. Z doložených xylofágních druhů je významný nález kriticky ohroženého „pralesního reliktu“ tesaříka *Nothorhina muricata*. Tento velmi vzácný druh je vázán na osluněné kmeny starých, mimo lesní zápoj rostoucích borovic

3.2 Historie péče o území

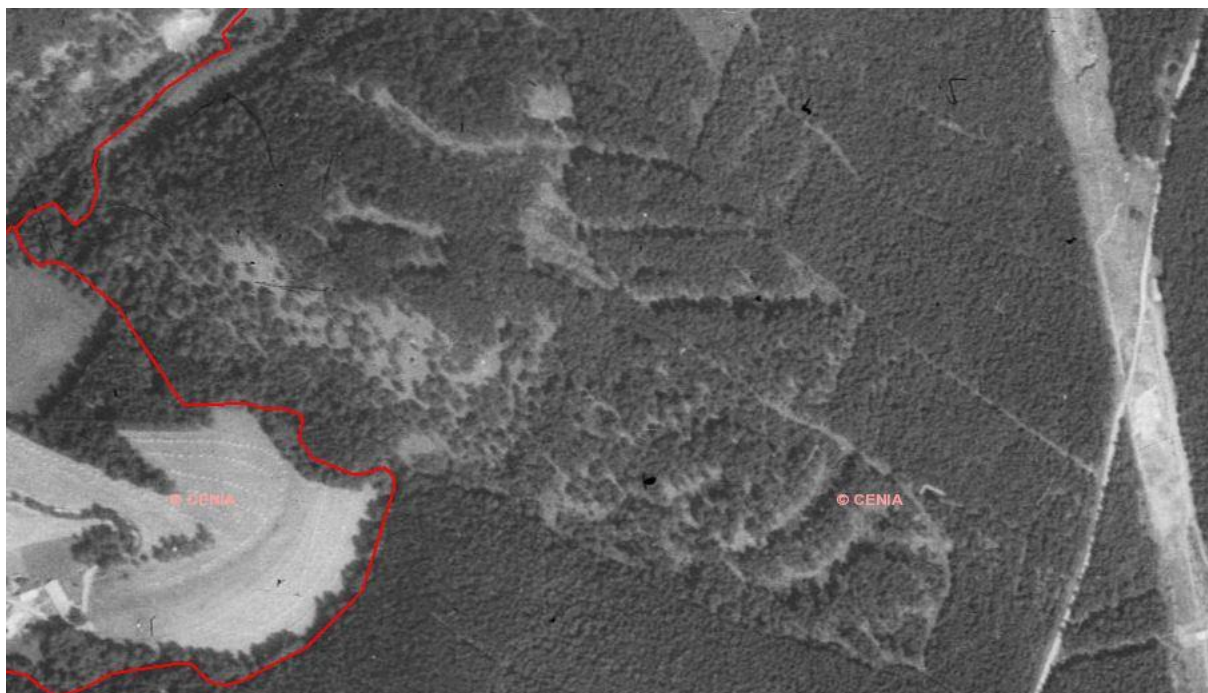
O státní ochranu území se pokoušeli místní konzervátoři i ochránci přírody po dlouhou dobu. Jako první upozornil na význam Dolnokralovických hadců již v roce 1947 místní konzervátor Jindřich Suza (Suza, 1947). Na jeho práci navázal Alfred Koblre, jenž v roce 1951 provedl přípravné práce na zřízení státní přírodní rezervace Dolnokralovické hadce (Koblre 1951, 1952). Nicméně alespoň částečné ochrany se území dočkalo až v roce 2011, kdy zde byla vyhlášena národní přírodní památka.

Z historických map je patrné, že lesní porost na vrcholových částech území má dlouhodobou historii - nalezneme ho jak v Müllerově mapě z roku 1720, tak druhého vojenského mapování i v mapách stabilního katastru z 19. stol. Zatímco v II. vojenském mapování je na vrcholové plošině uveden les listnatý, v mapách stabilního katastru je zde střední jehličnatý les. Na příkrých svazích a v okolí obou toků se nacházely převážně pastviny či suché louky, ojediněle pastviny s ovocnými sady. Běžný způsob hospodaření v lesích tohoto typu zahrnoval i spásání přístupných ploch a hrabání steliva. Dále bylo dřevo využíváno zejména pro potřeby průmyslu (těžba železné rudy, sklárny, hamry). Historické údaje uvádí, že právě kvůli nedostatku dřeva zde byly některé sklárny uzavřeny. V první polovině 19. stol. Proběhlo první intenzivnější zalesnění pastvin na jižních svazích (část Moravy), které ale nebylo příliš úspěšné zejména

kvůli nevhodné skalnaté půdě. Přírozené zmlazení borovice bylo velmi slabé, pokusy s podsadbou skončily nezdarem pro nedostatek půdní vláhy a přílišné oslunění.

Podle informací z plánu péče bylo zakládání lesů v 19. století prováděno sítí, teprve od 60. let 19. století se přešlo k výsadbě sazenic. Semeno borovice bylo v 50. letech 19. století většinou nakupováno, v letech 1863–1882 bylo z vlastního sběru. Od roku 1885 do roku 1906 bylo většinou nakupováno semeno z alpských zemí (Innsbruck). Porosty byly následně obhospodařovány pasečným způsobem. Holoseče zde byly opět zalesněny borovicí, avšak mlaziny jevíly špatný vzrůst v důsledku sucha.

Otevřenost porostu dokládají i historické letecké snímky (např. z roku 1936), na nichž vidíme zejména na hadcovém tělese velmi světlé lesy s rozvolněným porostem stromů, místy se stromy vyskytují pouze ojediněle.



Letecký snímek z roku 1936 ukazuje v centrální části NPP přítomnost rozvolněných borových lesů

Po první světové válce, a především po druhé světové válce a následném znárodnění soukromých majetků (kolektivizace) a s tím i hospodářských zvířat, ubyla potřeba získávání steliva a pastevních ploch, což se projevilo úplným opuštěním intenzivnějšího zemědělského obhospodařování lesů na hadcích a přechodem k intenzivnímu lesnímu hospodaření. Zvýšilo se zakmenění, začala narůstat humusová vrstva a vrstva hrabanky.

V souvislosti se změnami v krajině, zejména vysídlení a izolace oblasti v souvislosti s napuštěním nádrže Švihov došlo k opuštění původního hospodaření a k postupnému zahuštění lesního porostu. Je velmi pravděpodobné, že zde hrála roli i změna mikroklimatu po napuštění vodní nádrže, zejména pak na severních svazích či v zářezích. Dále pak se pravděpodobně negativně projevují imise dusíku, jak celkové, tak i z automobilové dopravy na D1. Tyto dva vlivy však nelze vyhodnotit V opuštěných selských lomech byly vytvořeny skládky odpadu (jak legální, tak nelegální), které taktéž změnil chemismus půdy, a tak hadcovou vegetaci.

Výsledkem všech těchto negativních zásahů včetně absence státní ochrany území je péče o území značně komplikovaná a musí zohlednit tyto aspekty:

- Pouze necelá polovina území je chráněná, tj. lze zde vycházet z plánů péče
- Chráněné území je rozděleno do několika izolovaných segmentů – to má dopad pro zajištění konektivity jednotlivých oblastí zejména pro populace hadcových druhů
- Centrální část území spadá do běžného hospodářského lesa, kde by primárním cílem měla být produkce dřeva
- Velká část území se nachází v 1. ochranném pásmu vodního zdroje, takže je zde vstup zakázán a obtížně se realizují některé typy zásahů
- Na území se nachází aktivní lom

Aktivní péče o území tak byla zahájena až v roce 2006 drobnými managementovými zásahy realizovanými ČSOP Vlašim. Intenzivní revitalizace větší části území NPP probíhala v letech 2016-2021 v rámci projektu LIFE for Minuartia v úzké spolupráci AOPK, ČSOP Vlašim a Botanického ústavu AV ČR v území NPP. Na ní navázala druhá etapa na vybraných částech mimo NPP. V obou případech byla klíčová spolupráce s vlastníky – Lesy České republiky s.p., Povodí Vltavy s.p. a obcí Bernartice. Třetí etapou se stala „rekultivace“ opuštěných částí lomu Bernartice ve spolupráci s těžařskou firmou HSB s.r.o.

Cílem těchto tří etap je sjednotit péči o celé území a přizpůsobit ho jak potřebám lesních biotopů, tak i hadcovým druhům. Všechny realizované zásahy jsou dlouhodobě monitorované. Hodnotí se jak dopad na cílová společenstva, tak na populace kuřičky hadcové a ostatní ohrožené druhy. V případě populací kuřičky hadcové bylo možné vytvořit i model populační dynamiky, do kterého jsme zahrnuli i predikci vývoje v souvislosti s klimatickou změnou (Hrušková et al. in prep).

4. Péče o hadcové lokality

Jak vyplývá z výše uvedených informací, péče o hadcové lokality není vždy triviální záležitostí. Vzhledem k odlišným charakterům vegetace mezi jednotlivými lokalitami a vzhledem k tomu, že na území musíme pohlížet jako na ostrovy, vyžaduje návrh managementu podrobnou znalost historie lokality i biologie a ekologie cílových druhů.

Jak již byl uvedeno výše velkým problémem je **depozice dusíku**, protože kompletně mění půdní chemismus. Přestože na Dolnokralovických hadcích není vliv spadu dusíku studován, existují studie ze zahraničí, které se této problematice věnovali, např. v blízkosti zálivu u San Francisca (Weiss 1999). Zvýšený obsah dusíku z automobilové dopravy vedl k invazi nepůvodních trav, které území kompletně zarostly. Významným prvkem v managementu těchto území zasažených spadem dusíku je tak jeho odstranění z ekosystému, což se děje zejména pastvou, kosením, ohněm či jejich kombinacemi (Weiss 1999, Hernández et al. 2021, Hobbs et al. 1991). Teprve po snížení množství živin v půdě je obnova hadcového společenstva možná. Změna v půdním chemismu vede také nejen k nárůstu **kompetice**, ale i k rozvoji keřového patra, které lokalitu velmi zastíňuje.

Druhým významným faktorem ovlivňujícím obnovu hadcových biotopů je **extrémně nízký obsah vody** v půdě a její rychlý odtok. To vše je umocněno skalnatým charakterem. V případě Dolnokralovických hadců navíc většinou skal orientovaných na jih. S klimatickou změnou lze

očekávat, že tento faktor bude stále více významný. Některé studie však ukazují, že díky tomu, hadcové druhy jsou na tyto extrémní podmínky přizpůsobené, neměly by být na zvýšení teploty a sucha tolik citlivé, jak druhy běžné (např. Fernandez-Going & Harrison 2013, Harrison et al. 2015). Tato teorie však vždy neplatí a jak naše zkušenosti, tak i současné studie ukazují pravý opak (např. Coppi et al. 2022). Větší intenzita sucha a zvýšené teploty nemá negativní dopad pouze na růst cílových druhů, ale ovlivňuje i interakce s opylovači. Např. studie (Suni et al. 2023 a Descamps et al. 2021) ukázaly, že snížení dostupnosti vody vede k tvorbě menšího počtu menších květů. Dále může ovlivnit i tvorbu nektaru (Suni et al. 2023). Tyto změny mohou vést k tomu, že se populace stanou méně atraktivní pro opylovače a tím zhorší reprodukce cílových druhů.

Obnova hadcových lokalit tak zahrnuje nejenom péči o biotopy, ale i cílenou podporu hadcových druhů, které se často vyskytují v malých a izolovaných populacích a šíří pouze na krátké vzdálenosti.

Na všech biotopech je však klíčový jeden aspekt, a to je zachování původního chemismu hadcových půd a otevřené vegetace bez výrazné konkurence. Cesta k tomuto cíli je však odlišná v závislosti na jednotlivých biotopech. Zároveň navrhovaná péče musí zohlednit i potřeby cílových druhů včetně zachování interakcí (např. opylovači, mykorhizní symbióza).

Navrhované zásahy vychází jak z našich zkušeností ze všech tří etap revitalizace území a podpory hadcových druhů, tak i ze zahraničních studií. Konkrétní data však pochází zejména z projektu LIFE for Minuartia, protože u ostatních dvou proběhla zatím krátká doba pro reakci vegetace na změnu podmínek. I na těchto lokalitách však máme trvalé monitorovací plochy, takže výsledky budou k dispozici v průběhu dalších 2-3 let. U aktivit, kde jsou již výsledky/trendy pozorovatelné, jsou jimi data doplněna. Vzhledem k tomu, že projekt LIFE for Minuartia probíhal i v území PP Hadce u Hrnčír, prezentujeme výsledky i z této části.

4.1 Monitoring dopadu zásahů

Při hodnocení vlivu zásahů jsme se zaměřili jak na biotické, tak abiotické podmínky. Před realizací zásahů byly na všech lokalitách vytyčeny trvalé monitorovací plochy o velikosti 1x1m, respektive 5x5 m pro hodnocení obnovy lesa a umístěny mikroklimatická čidla. Tyto plochy sloužily k hodnocení všech faktorů. Kromě níže uvedených faktorů byl ještě v NPP stanoven obsah živin a těžkých kovů v půdě, maximální vodní kapacita půdy, produkce biomasy a hloubka půdního horizontu. Tato data se samostatně neanalyzují, ale slouží jako faktory pro charakteristiku lokalit. Veškerá hodnocení probíhala vždy ve vegetační době, tj. od května do konce září.

Hodnocení množství dopadající radiace a zástínu lokality

Na každé trvalé monitorovací ploše byla pomocí objektivu SIGMA 4.5 / 2.8 EX DC CIRCULAR Fisheye HSM Nikon pořízena hemisférická fotografie. Tyto hemisférické fotografie byly dále zpracovány v programu Gap Light Analyzer (GLA) podle metodiky Frazer et al. Analýza u každého snímku zahrnuje parametry stanoviště: nadmořskou výšku, sklon a expozici. Na základě těchto informací program spočítá otevřenost lokality, dopadající, prostupující, odraženou a celkovou radiaci.

Stanovení mikroklimatických podmínek na lokalitách

Na každou lokalitu bylo umístěno v různé vzdálenosti od vodní hladiny několik mikroklimatických čidel TMS-4. Tato čidla odečítají každých 15 min teplotu v půdě (-15 cm), při povrchu půdy (0 cm) a nad zemí (+15 cm) a vlhkost půdy. Data slouží jako doplňující parametr pro charakteristiku jednotlivých lokalit.

Hodnocení změn ve vegetačním složení

Na každé monitorovací ploše byl odečten fytoocenologický snímek dle standardní metodiky, pokryvnost jednotlivých druhů byla hodnocena v sedmičlenné Braun-Blanquetově stupnici. Dále byla odečtena celková pokryvnost bylinného patra, lišejníků, mechů, stařiny a opadu. Vzhledem k tomu, že managementové zásahy probíhaly vždy na celé lokalitě, bylo možné kontrolní plochy bez zásahu umístit pouze na kosené/pasené části. Vegetační data byla analyzována pomocí lineární analýzy RDA (redundancy analysis) ve statistickém programu CANOCO (ter Braak & Šmilauer 1998) samostatně pro každý typ zásahu

4.2 Realizované zásahy

4.2.1 Prosvětlování a vyřezávání náletů

Významným aspektem pro vývoj hadcové vegetace je udržení světlého typu lesa. Klasickým přístupem je realizace prořezávek a výřez náletů. Klasický postup v rámci borových prořezávek hospodářských lesů se zaměřuje na celkové prosvětlení porostu a zároveň na odstranění předrůstavých jedinců s širokými korunami. Ideálně se provádí dvakrát.

U prořezávek na hadcích je k tomu nutné přidat ještě dvě zásady. Větší prosvětlení okraje mladého porostu a vytvoření světlin uvnitř porostu. Umožní se tím pronikání hadcových druhů z okolí už od cca 10 let věku. Prosvětlení je potřeba udělat postupně (2 fáze spolu s prořezávkou), aby nedošlo k expanzi třtiny, ostružiníku či dalších „pasečných“ druhů. Ve stejném postupu je třeba pokračovat i následně v rámci probírek. Ideální je v rámci porostu rozšiřovat světliny vzniklé už v prořezávkách, a to do velikosti 1-2 arů (opět je třeba postupovat opatrně s ohledem na šíření expanzních druhů). A také prosvětlovat porost ze stran, čímž se umožní další pronikání cílových hadcových druhů. Výsledkem má být v cca 60-80 letech věku světlý borový les. V tomto věku lze postupně rozšiřovat i světliny uvnitř porostu s cílem přirozené obnovy a postupného věkového a prostorového rozčlenění lesa. Veškerou vytěženou hmotu, už od stádia prořezávek, je nutné buď soustředit na konkrétní vybraná místa k zetlení nebo z porostu odstranit. V rámci zachování prostředí pro druhy vázané na stojící mrtvé dřevo, je vhodné ponechat několik stojících mrtvých stromů na hektar. Především u starších stromů lze takovéto mrtvé dřevo vytvořit kroužkováním. Celkově je ale nutné mít borový porost světlý a „čistý“, aby nedocházelo k hromadění humusu, a také, aby bylo možné provádět pastvu hospodářských zvířat už od raného věku porostu.

Samostatnou kapitolou je selektivní odstraňování náletů s preferencí borovice a ojedinele i dubu.

Prosvětlení porostu vede kromě zvýšení dopadu světla i ke změně mikroklimatických podmínek – snižuje se vlhkost, zvyšuje se pravděpodobnost extrémně teplot i mrazů (Eroğlu et al. 2016), (Soto et al. 2015). To se projevuje i na vegetačním složení bylinného i mechového patra, které

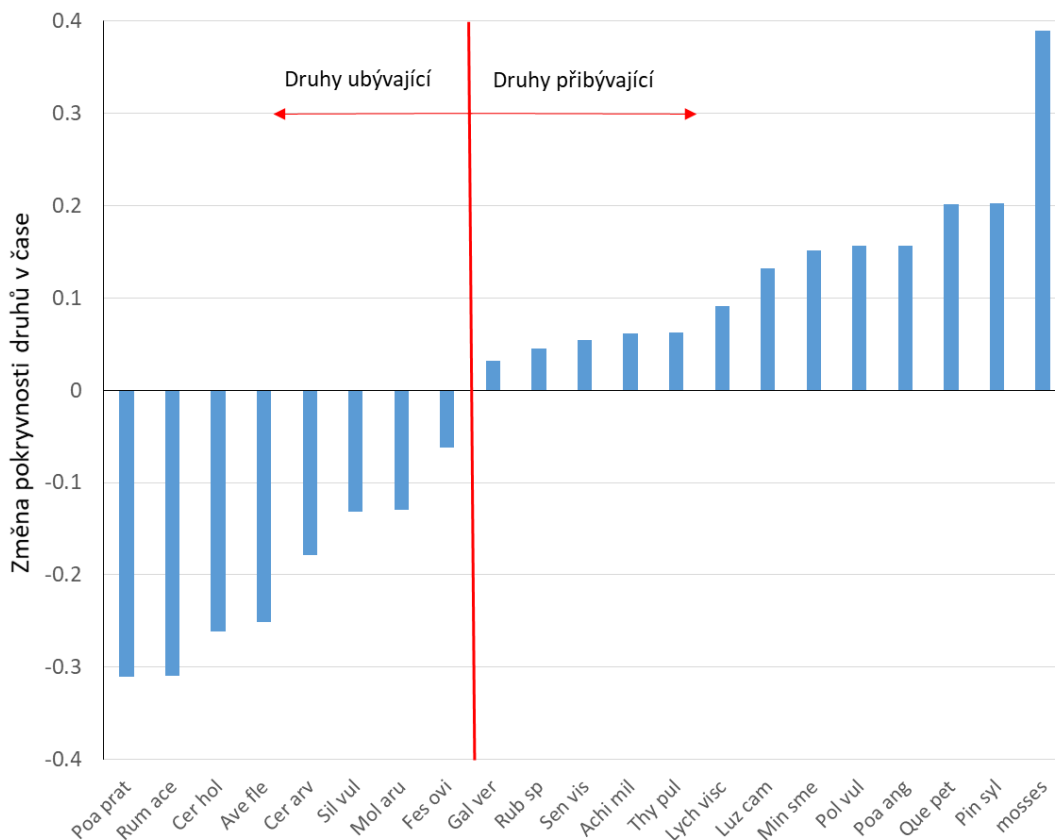
se obvykle stává druhově bohatším (např. Marozas & Sasnauskiene 2021), zvyšuje se jeho biomasa (Osipov & Kuznetsov 2023) a dochází k lepšímu růstu semenáčků stromů (Drössler et al. 2015). Velmi však závisí na intenzitě prosvětlení a půdních podmínkách. Např. studie (Marozas & Sasnauskiene 2021) ukázala, že na velmi chudých písčítých půdách je nárůst v počtu druhů po mírném prosvětlení velmi malý, ale zvyšují svoji pokryvnost. Dochází ale k prudkému nárůstu v pokryvnosti mechového patra. Obdobné výsledky ukazují i studie zaměřené na pasečné hospodářství. (např. Fenton et al. 2011). Vytváření pasek ovlivňuje i obsah organických látek v půdě a živinový cyklus (např. Cesonienė et al. 2019), zejména dusíku. Díky přerušení příjmu dusíku kořeny stromů vede probíhající mineralizace k akumulaci anorganického dusíku (NH₄-N) i dusičnanů (NO₃-N). zvýšená koncentrace anorganického dusíku stimuluje jeho přeměnu na dusičnany a dochází k jejich nárůstu v odtékající vodě (Bergholm et al. 2015). Dochází i k nárůstu obsahu draslíku, vápníku a fosforu (Armolaitis et al. 2018). To vede k rozvoji zejména nitrofilní vegetace (Bergholm et al. 2015).

Při prosvětlování hadcových porostů jak u Želivky, tak v PP Hadce u Hrnčír jsme nezasahovali do nejstaršího (úrovňového) stromového patra, ale zaměřili jsme se zejména na odstranění keřového patra (především krušiny olšové) a necílových dřevin z patra podúrovňového (zejména smrku, břízy). U hustých borovicových výsadeb bylo provedeno jejich prosvětlení a vytvoření menších světlin uvnitř porostů. Vyřezaná hmota byla odvezena z lokality a seštěpkována.

Na obou lokalitách se však hodnoty zástínu nepřiblížili k referenční hodnotě na nejvíce exponovaných stanovištích. Důvody, proč bylo ponecháno hustší stromové patro, byly zejména dva. Prvním byla rychlá expanze třtiny křovištní *Calamagrostis epigejos* na otevřené plochy, která se začala šířit do porostu. Druhým důvodem byly výsledky studie populační dynamiky kuřičky hadcové se zahrnutím klimatické změny, které ukázaly, že právě na nejvíce exponovaných stanovištích je vysoká pravděpodobnost vyhynutí populací v důsledku extrémního sucha. Proto jsme na jižních svazích od prosvětlování upustili a skalky jsme ponechali zastíněné.

Při vyřezávání krušiny olšové se ukázalo, že jednak velmi rychle zmlazuje z pařezů a jednak po prosvětlení vzniká velké množství semenáčků i ze semenné banky. Proto jsme vyřezávali pouze větší keře a jejich pařezy ošetřili herbicidem. Menší keře byly vytrhány ručně nebo vykopány. Během 4 let se podařilo jejich zmlazení zredukovat a nyní se na lokalitě vyskytují pouze sporadicky.

Změnu zastoupení druhů v čase ukazuje obrázek č. 1. Jak je vidět, v průběhu projektu došlo na trvalých monitorovacích plochách k úbytku běžných lučních či druhů lesních lemů, jako např. lipnice luční (*Poa pratensis*), šťovík menší (*Rumex acetosella*) či rořec obecný (*Cerastium holosteoides*). Oproti tomu se zvýšila pokryvnost cílových druhů, např. mateřídoušky vejčité (*Thymus pulegioides*), vítodu obecného (*Polygala vulgaris*) a kuřičky hadcové (*Minuartia smejkalii*). Na lokalitě se začaly objevovat semenáčky borovice a dubu. Otevření lokality vedlo také k nárůstu pokryvnosti mechového patra. Pomístně se začal objevovat i sleziník hadcový (*Asplenium cuneifolium*). Na ostatních lokalitách vedlo prosvětlení (v kombinaci s ostatními zásahy) k nárůstu třtiny křovištní (*Calamagrostis epigejos*).



Obrázek 1 Změna zastoupení druhů v čase

4.2.2 Kosení

Kosení je běžný způsob péče zejména o travinné ekosystémy (Hálková et al. 2004), ale historicky probíhalo i v lesích (např. Sklenář et al. 2022). Kosení v lesích bylo jedním z důležitých zdrojů sena pro zimní krmení domácích zvířat (Szabó et al. 2024). Kosení a hrabání sena zároveň vytvářelo více otevřené porosty a ovlivňovalo regeneraci stromů (Jamrichová et al. 2013). V lesních ekosystémech se ale jednalo o méně častý způsob hospodaření. Jak uvádí studie (Szabó et al. 2024), nejčastější způsob využívání lesního podrostu je hrabání steliva (79,6%) a lesní pastva (42,4%). Kosení je až na poslední pozici s pouhými 20,8% a vyskytovalo se zejména v oblastech, kde byl nedostatek luk vhodných k výrobě sena a ve výmladkových lesích. Minimálně jedním z výše uvedených způsobů se hospodařilo ještě v 19. století na více než 90% lesních porostech (Krčmářová & Jeleček 2017, Szabó et al. 2024).

Hlavním cílem kosení zaměřeného na obnovu bylinného patra je odstranění biomasy a kompetice. Zároveň dochází ke snížení obsahu dusíku v půdě a tak k potlačení vlivu eutrofizace (např. Yang et al. 2019). Jednotlivé druhy však reagují na plošné kosení odlišně. Studie ukázaly, že na kosených plochách se rozrůstají zejména druhy, které jsou schopny klonálního množení a rychlého růstu (Jantunen 2003). Kosení jako obnovný prvek je často alternováno s pastvou. Nevýhoda kosení je často v likvidaci pokosené hmoty, která se nehodí k sušení na seno či jinému zpracování. Otázku, zda je pro daný biotop výhodnější kosení nebo pastva nelze jednoznačně odpovědět. Současné studie na travinných ekosystémech ukazují, že pastva je více přínosná, ale výsledek je závislý na stavu biotopu na začátku, intenzitě pastvy či kosení a historii území (metaanalýza Tälle et al. 2016). Přestože zavedení managementových

opatření na loukách (kosení nebo pastva) se projeví velmi rychle v důsledku snížení biomasy travin (Rysiak et al. 2021), rozdíl mezi kosením a pastvou se projevuje až v dlouhém časovém horizontu 10-20 let (Tälle et al. 2016, Koncz et al. 2020).

Při realizaci kosení hraje velkou roli taktéž časování zásahů, kdy je třeba zohlednit cílové druhy rostlin. Při snaze potlačit traviny (např. třtinu), je potřeba provést kosení ideálně v době jejího květu (před produkcí semen). Podzimní kosení je již neefektivní, protože semena jsou vypadána a třtina ukládá své zásobní látky do kořenů. V této době tak kosení již slouží pouze k odstranění biomasy, ale třtinu neoslabuje. Na druhou stranu, pokud probíhá kosení v místech s výskytem cílových druhů, je potřeba její termín posunout až do doby, kdy jsou semena zralá a vypadaná. Obdobná omezení ale platí i pro pastvu.

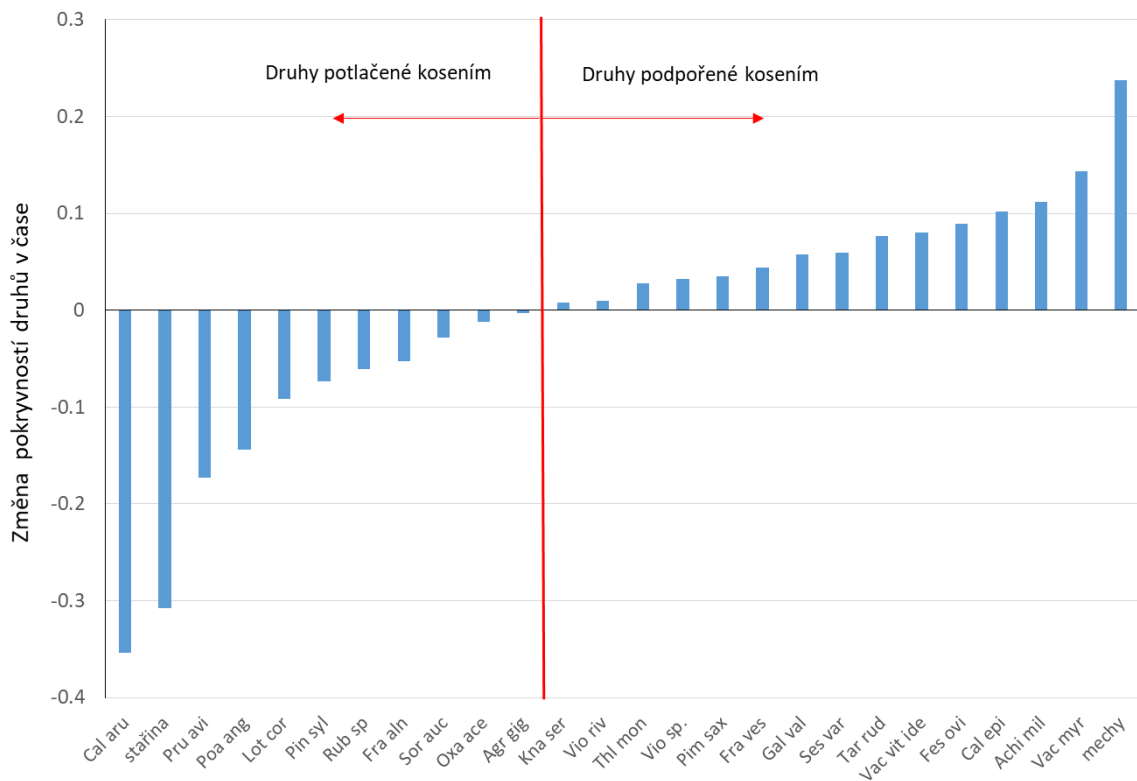
V oblasti Dolnokralovických hadců probíhalo kosení na projektovém území, kde je výskyt hadcových druhů nižší než na otevřených skalách. Při zahájení obnovy území bylo důležité nejprve zredukovat naakumulovanou stařinu včetně vysokých trsů třtiny rákosovité. Proto byly nejvíce degradované části zmulčovány, čímž došlo k rozdrčení trsů. Zbytek území byl nejprve 3x, poté 2x ročně kosen. Veškerá pokosená biomasa byla z lokality odvezena.





Obrázek 2 ukazuje, že kosení mělo největší dopad na snížení pokrývnosti třtiny rákosovité (*Calamagrostis arundinacea*) a s tím spojené snížení množství stařiny na lokalitě. Dále se projevilo snížením výskytu náletových dřevin (*Prunus avium*, *Sorbus aucuparia*). Potlačení krušiny olšové (*Frangula alnus*) bylo způsobeno jejím ručním vytrháváním; po pokosení docházelo k jejímu rychlému zmlazování. Kosení mělo pouze slabě negativní vliv na výskyt psinečku obrovského (*Agrostis gigantea*), což může být dáno jeho dobrým vegetativním množením. Kosení mělo pozitivní vliv na typické druhy penízkových borů, např. pěchavu vápnomilou (*Sesleria varia*), brusnici borůvku (*Vaccinium myrtillus*) a brusinku (*Vaccinium vitis-idaea*), kostřavu ovčí (*Fetuca ovina*), svízel syřišťový (*Galium verum*) či penízeček horský (*Thlaspi montanum*). Slabý pozitivní dopad byl pozorován i u chrastavce hadcového (*Knautia serpenicola*). Analýza ukázala i pozitivní vliv na třtinu křovištní (*Calamagrostis epigejos*).

Tento nárůst je pravděpodobně způsoben kombinací prosvětlení porostu a snížením vlhkosti lokality. Kosení vedlo k prokazatelnému snížení vyprodukované biomasy nejen třtiny rákosovité, ale i ostatních travin (Obrázek 2). Snížení kompetice naopak vedlo k nárůstu biomasy cílových druhů rostlin. Zároveň vedlo k nárůstu množství mechu na lokalitě. Pro hodnocení samostatného vlivu pastvy je zatím krátká časová řada.



Obrázek 2 Dopad kosení na snížení pokryvnosti třtiny rákosovité

4.2.3 Pastva

Lesní pastva byla v minulosti typickým prvkem všech našich lesů, docházelo k ní v podstatě od neolitu, ve vrcholném středověku již byla rozšířená po celém území dnešní ČR (Szabó 2009). Často se jednalo o travnaté porosty s roztroušenými stromy, kde se pásly různé druhy zvířat, zejména však ovce, kozy, prasata, dobytek či koně (Sklenář et al. 2022, *Metodika péče o druhově bohaté (světlé) lesy*). Pasený druh zvířete poté podle své potravní preference ovlivňoval různě vegetaci (Vera & Hitchmough 2002). Výsledkem tak bylo značně heterogenní prostředí, kde se střídala mozaika otevřených travinných porostů, vzrostlých stromů a křovin (Öllerer et al. 2019, Vera & Hitchmough 2002). Od lesní pastvy bylo upuštěno až v druhé polovině 18. století, kdy došlo k zintenzivnění zemědělského hospodaření v důsledku průmyslové revoluce (Szabó 2013). Vzrostla potřeba kvalitního dřeva, takže lesy byly postupně převáděny na kulturní porosty. Protože pastva vedla k poškozování semenáčků a tak obnovu lesa, byla značně redukována (Szabó 2013), nicméně v některých oblastech probíhala ještě před

druhou světovou válkou. K jejímu úplnému vymizení došlo až při vyvlastňování a scelování pozemků a intenzivnímu chovu dobytka v období komunismu (*Metodika péče o druhově bohaté (světlé) lesy*). Vědecké studie ukazují, že lesní pastva je cenným managementovým opatřením v širokém spektru lesních biotopů – od tropických lesů (např. Espinosa-Palomeque et al. 2020), přes mediterání listnaté lesy (Chauchard et al. 2006), listnaté lesy (McEvoy et al. 2006) či jehličnaté lesy v Himalájích (Darabant et al. 2007). Některé studie ale ukazují i opačné trendy, kdy intenzivní pastva vede ke snížení biodiverzity (např. Gebeyehu et al. 2019, Milios et al. 2014, Han et al. 2021). V podmínkách ČR probíhala pastva zejména v oblastech s chudým půdním substrátem a ve vyšších polohách (např. Szabó et al. 2024).



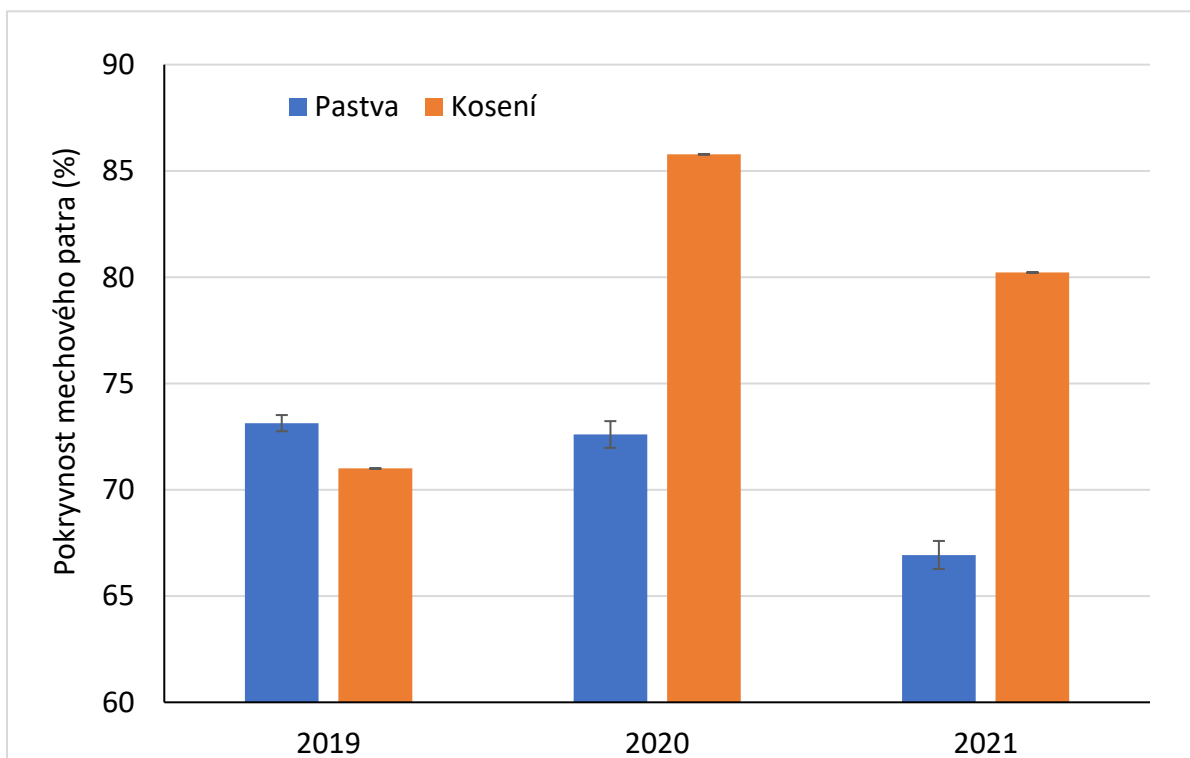
Pastva hadcových území je v zahraničí běžným managementovým přístupem a její monitoring již probíhá dlouho dobu (např. Weiss 1999, Hernández et al. 2021). Pro pastvu se zde používá zejména hovězí dobytek, který je zaměřen na spásání travin a bylinám se vyhýbá. V období sucha se pak dobytek zaměřuje na rozhrabávání a spásání opadu (Bartolome et al. 2002). Pastva vede ke zvýšení stability společenstva, kdy snižuje meziroční výkyvy v pokryvnosti bylin i druhové bohatosti (Beck et al. 2015).

Velkým problémem lesní pastvy v ČR, speciálně v oblasti Dolnokralovických hadců je nutnost výjimek ze zákazu pastvy v lesích a ze zákazu vstupu do zóny souvislé ochrany vodního zdroje VN Švihov. Konkrétně ze zákona 289/1995 S. O lesích, § 20, odst. 1, písmeno (n): „*V lesích je zakázáno pást dobytek, umožňovat výběh hospodářským zvířatům a průhon dobytka lesními porosty*“. Z tohoto zákazu existuje výjimka, kterou je ale možné udělit pouze pro lesy zvláštního určení. Výjimku uděluje příslušný krajský úřad. Zákaz pastvy v ochranném pásmu vodního zdroje vychází ze zákona o vodách 254/2001 Sb., §30, odstavec 7: „*Do ochranného pásma I. stupně je zakázán vstup a vjezd; to neplatí pro osoby, které mají právo vodu z vodního*

zdroje odebírat, a u vodárenských nádrží pro osoby, které tato vodní díla vlastní. Vodoprávní úřad může stanovit rozhodnutím nebo opatřením obecné povahy i další výjimky ze zákazu vstupu a vjezdu.“ A dále pak navazující opatření obecné povahy, vydané Krajským úřadem Středočeského kraje pod č.j. 125926/KUSK, dne 15.9. 2014, které rozšiřuje zákaz i na pastvu hospodářských zvířat. Ze zákazu pastvy nelze udělit výjimku. Jedinou možností je tak prokázání, že se nejedná klasickou pastvu hospodářských zvířat, ale o specifickou péči o les s cílem péče o chráněné a ohrožené druhy rostlin. Pak je možné udělit výjimku ze zákona 254/2001 Sb., na zákazu vstupu a vjezdu za účelem této specifické péče o les. Výjimku je ale možné udělit pouze pro konkrétní osoby, což opět ztěžuje následnou proveditelnost managementových opatření (např. z důvodu fluktuace zaměstnanců, brigádníků, nemožnost objednání externích služeb).

V rámci projektu LIFE for Minuartia probíhala pastva v biotopu boreokontinentálního boru v letech 2019 - 2021. Pastva probíhala 2x ročně (v roce 2019 pouze 1x) pomocí 30 ovcí na ploše 5ha. Ovce byly postupně přesouvány po lokalitě v mobilních oplůtkách o velikosti 0,5-1 ha. Před realizací pastvy bylo celé území posečeno a velké trsy třtiny rákosovité byly zmulčovány.

Hodnocení vlivu pastvy bylo založeno na srovnání kosených a pasených ploch, protože pasené plochy byly dříve koseny. Jak již bylo uvedeno výše, největší vliv mělo zahájení kosení, které vedlo k rapidnímu poklesu v pokryvnosti největšího kompetitora – třtiny rákosovité. Pastva navíc probíhala s malým počtem ovcí, takže se na vegetačním složení její vliv neprojevil. Rozdíl byl nicméně pozorován v pokryvnosti mechového patra, kde v místech vyššího výskytu ovcí došlo k vytvoření obnažených ploch bez vegetace (Obr. 3).



Obrázek 3 Pokryvnost mechového patra

4.2.4 Ruční vytrhávání necílových druhů

Snížení kompetice v blízkosti cílových na příkrých skalách je velmi obtížné a snadno může dojít k jejich přímé likvidaci. Proto je vhodné na těchto částech přistoupit k ručnímu vytrhávání necílových druhů, které mohou zamezit růstu či klíčení hadcových druhů. V případě hadců u Želivky se jedná zejména o mechy, které přerůstají mírně zastíněné hadcové skály. Jejich odstranění je většinou jednorázovou akcí. Je třeba je ale odstranit důsledně, aby se opět nerozrostly. Takto ošetřené skály pak zůstanou minimálně 5 let obnažené. Druhým problémem je výskyt kompetičně silných bylin. V oblasti u obce Sedlice přerůstá více zastíněné skalky *Vincetoxicum hircinum*, která rychle vytlačuje všechny hadcové druhy. Již od roku 2016 zde proto probíhá její vytrhávání. Její pokryvnost se sice nesnižuje, ale zamezilo se jejímu šíření na další skalky. Velkým problémem na částečně zruderalizovaných okrajích hadcové vegetace je šíření janovce metlatého (*Sarothamum scoparium*). Janovec, stejně jako ostatní zástupci bobovitých, zvyšuje díky symbióze s hlízkovitými bakteriemi rodu *Rhizobium* obsah dusíku v půdě a tím dále ruderalizuje lokalitu. Posledním významnějším druhem, který vyžaduje ruční vytrhávání je krušina olšová (*Frangula alnus*), která velmi dobře zmlazuje jak po vyřezání, tak i ze semenné banky.

4.2.5 Strhávání vrchní vrstvy půdy

Tato aktivita je pro obnovu hadcových biotopů významná zejména v místech, kde je hadcový podklad nepřístupný z důvodu překryvu humusovou vrstvou, opadem nebo vzrostlými travinami či ruderalními druhy. Hlavním cílem je zpřístupnění hadcového podkladu cílovým druhům a zároveň snížení kompetice.

Strhávání vrchní vrstvy půdy se používá pro obnovu různých biotopů, např. mokřadů (např. Hausman et al. 2007), obnově opuštěných polí (např. Geurts et al. 2011, Verhagen et al. 2001), písčin (Smolders et al. 2008) či slatinišť (Singh et al. 2018).

Strhávání humusové vrstvy bylo provedeno jak ručně, tak bagrem v závislosti na výšce humusové vrstvy. Při sledování vegetace se ukázalo, že pokud není humusová vrstva stržena celá, dochází k rychlému obsazení ruderalními druhy. Proto některé části byly strženy vícekrát. Mnohorozměrná analýza přes všechny populace ukázala, že hadcová vegetace se na stržených plochách vyvíjí postupně. Nejprve se zde rozvíjí rané sukcesní druhy s dominancí lipnice roční (*Poa annua*), drchničkou rolní (*Anagalis arvensis*). Objevuje se lipnice luční (*Poa pratensis*) a nálet smrku. Druhý a třetí rok dominují vysoké trávy a běžné luční druhy, např. metlice trsnatá (*Deschampsia caespitosa*), jetel ladní (*Trifolium campestre*), jetel plazivý (*Trifolium repens*), štirovník růžkatý (*Lotus corniculatus*). Z lesních druhů či druhů lesních lemů se objevuje např. violka Riviniova (*Viola riviniana*) či zeměžluč okolíkatá (*Centaureum erythraea*). Na plochách byl pozorován nárůst nepůvodního druhu psinečku obrovského (*Agrostis gigantea*). Stabilní hadcová vegetace se začíná vytvářet až čtvrtý rok po stržení, kdy dominují druhy jako např. mochna crantzova hadcová (*Potentilla crantzii* subs. *Serpentini*), kostřava ovčí (*Festuca ovina*), bika ladní (*Luzula campestris*) či lipnice úzkolistá (*Poa angustifolia*), což jsou druhy typické pro hadcovou vegetaci.

Pomalá obnova hadcové vegetace není překvapivá. Studie (Zhu et al. 2021) ukázala, že šíření semen kuřičky hadcové na Dolnokralovických hadcích dosahuje maximálně 1m, přičemž většina se dostane pouze do 50 cm od mateřské rostliny. Při zahrnutí růstové rychlosti do modelu se ukázalo, že populace se může šířit maximálně o 6 cm za rok (Zhu et al. 2021). Pomalé

šíření na obnovné plochy bylo ukázáno i na studiích zaměřených na sledování vlivu požárů (Safford & Harrison 2004).



4.2.6 Obnova lesů

Přírozená obnova

Přírozená obnova je v rámci obnovy lesa na hadcích preferována. Především na místech, kde lze předpokládat geneticky původní borové porosty zajistí přenos genomu jedinců odolných pro růst v extrémních podmínkách hadcového podloží. Oproti klasickému borovému hospodářství, kde se borovice obnovuje spíše na plochách 0,5 ha a větších, je zde žádoucí obnova spíše na menších plochách (obdobně jak v buku či jedli), i za cenu méně světla a horších přírůstů mladých jedinců. Důvodem je zamezení průniku expanzních druhů (především třtiny a ostružiníku) a naopak umožnění kontinuální existence cílových hadcových druhů rostlin. Pro zlepšení přírozené obnovy je vhodné provést celoplošné či pomístní stržení humusové vrstvy. Ideální doba pro stržení je v tzv. semenném roce těsně před vypadnutím semen (listopad – leden). Stržení nesmí být nahrazeno tzv. naoráváním, při kterém dochází k promíchání vrstev hadcové zeminy s humusovou vrstvou. Limitujícím faktorem je přemnožená spárkatá zvěř (srnčí, daňčí), takže je nutné plochy s přírozenou obnovou oplotit.

Umělá obnova

Lze jí uplatnit pouze v případech, že přirozená obnova není možná. Tedy především na plochách, kde došlo k velkému odlesnění a silnému nástupu expanzních druhů rostlin. Ideální je použít sazenice vypěstované z místních původních borovic. Limitujícím faktorem je přemnožená spárkatá zvěř (srnčí, daňčí), takže je nutné plochy oplotit. Postup a množství sazenic je stejné jako v případě klasického hospodářského lesa.

Prořezávky

Klasický postup v rámci borových prořezávek hospodářských lesů se zaměřuje na celkové prosvětlení porostu a zároveň na odstranění předrůstavých jedinců s širokými korunami. Ideálně se provádí dvakrát. U prořezávek na hadcích je k tomu nutné přidat ještě dvě zásady. Větší prosvětlení okraje mladého porostu a vytvoření světlin uvnitř porostu. Umožní se tím pronikání hadcových druhů z okolí už od cca 10 let věku. Prosvětlení je potřeba udělat postupně (2 fáze spolu s prořezávkou), aby nedošlo k expanzi třtiny, ostružiníku či dalších „pasečných“ druhů.

Probírky

Ve stejném postupu je třeba pokračovat i následně v rámci probírek. Ideální je v rámci porostu rozšiřovat světliny vzniklé už v prořezávkách, a to do velikosti 1-2 arů (opět je třeba postupovat opatrně s ohledem na šíření expanzních druhů). A také prosvětlovat porost ze stran, čímž se umožní další pronikání cílových hadcových druhů. Výsledkem má být v cca 60-80 letech věku světlý borový les. V tomto věku lze postupně rozšiřovat i světliny uvnitř porostu s cílem přirozené obnovy a postupného věkového a prostorového rozčlenění lesa. Veškerou vytěženou hmotu, už od stádia prořezávek, je nutné buď soustředit na konkrétní vybraná místa k zetlení nebo z porostu odstranit. V rámci zachování prostředí pro druhy vázané na stojící mrtvé dřevo, je vhodné ponechat několik stojících mrtvých stromů na hektar. Především u starších stromů lze takovéto mrtvé dřevo vytvořit kroužkováním. Celkově je ale nutné mít borový porost světlý a „čistý“, aby nedocházelo k hromadění humusu, a také, aby bylo možné provádět pastvu hospodářských zvířat už od raného věku porostu.

4.2.7 Cílená podpora hadcových druhů

Z výše popsaných realizovaných zásahů a hodnocení jejich dopadu na vegetační složení hadcových borů vyplývá, že hadcové druhy jsou obecně kompetičně slabé a navíc jsou pomalí kolonizátoři. Proto je vhodné jejich šíření dopomoci cílenou podporou. Cílená podpora je vhodná zejména pro druhy, u nichž je zřejmé, že se přirozenou cestou nejsou schopny na nově vytvořené vhodné stanoviště dostat přirozeně. U ostatních druhů je vhodnější ponechat proces přirozenou cestou. Ideální je vytváření tzv. „stepping stones“ v krajině, které se stanou zdrojem semen pro šíření druhů do svého okolí. Vzhledem k nízké konkurenceschopnosti druhů je nutné předem připravit vhodný prostor pro obnovu. Ideálním způsobem je strhávání humusové vrstvy, možné je i vytváření obnažených plošek ve vegetaci. Posilování druhů přímo do uzavřené vegetace je však bez jakéhokoliv efektu.

Při cílené podpoře druhů je potřeba zohlednit zdroj materiálu. Populace hadcových druhů jsou totiž od sebe často izolované a mohou si vytvářet adaptace na své stanoviště, jako se např. ukázalo při studiu kuřičky hadcové (např. Stojanova et al. 2020, 2021). V případě, že by se genotypy takto adaptovaných jedinců dostali do kontaktu s cizími genotypy, může dojít k tzv. outbreední depresi, která vede ke zhoršení růstových vlastností potomků těchto kříženců (Aavik et al. 2012, Fenster & Galloway 2000, Stojanova et al. 2021). Na druhou stranu, některé studie ukazují, že v případě, že v populacích dochází v důsledku příbuzenského křížení k inbrední depresi, může být vnesení nových genů přínosem. Někdy jsou tak cíleně použity mateřské rostliny z různých populací (např. Vergeer et al. 2005, Frankham 2010). Tyto rostliny smíšeného původu pak vykazují větší fitness, což bylo demonstrováno např. u druhu *Schiedea kaalae* (Weisenberger et al. 2014), *Helianthus verticillatus* (Ellis & McCauley 2009), *Sarracenia flava* (Sheridan & Karowe 2000), *Pinus torreyana* (Hamilton et al. 2017) či *Ranunculus reptans* (Willi et al. 2007). Tento jev má však pouze dočasné trvání a v průběhu jedné či několika málo generací bývá ztracen a může naopak dojít k redukci fitness potomků těchto rostlin. Většina studií však sleduje rostliny po příliš krátkou dobu a tyto potenciální negativní vlivy jsou proto málo zdokumentované.

Proto je vždy jistější před vytvářením nových stanovišť s umělou podporou cílových druhů zohlednit biologické vlastnosti druhů, zejména genetiku.

V případě, že tyto informace nejsou známy, je vhodné z principu předběžné opatrnosti použít největší a geograficky nejbližší populaci (Volis & Blecher 2010).

Jedním z klíčových parametrů pro cílenou podporu druhů je dostupnost materiálu. Je nutno zvážit, zda je možné získat z přirozených populací dostatečné množství semen či jiných diaspor, aniž by došlo k jejich ohrožení. Nejde pouze o získané množství, ale je nutné zohlednit i klíčivost, úspěšnost vegetativního množení, přežívání semenáčků i transplantovaných jedinců apod., aby vytvořené populace byly dostatečně geneticky variabilní.

Obnova druhů pak může probíhat několika způsoby. Prvním krokem je určit, zda jsou cílové druhy schopny vyklíčit ze semen nebo je nutné předpěstování jejich semenáčků a následná výsadba. Preferovaným způsobem by však měla být obnova pomocí semen, protože lépe simuluje přirozený výběr v přírodě.

Vzhledem k vysokému tlaku zvěře, která primárně vyhledává upravené plochy, je nutné veškeré výsevy nebo výsadby oplotit.

Podpora pomocí výsevů semen

Pokud se zaměřujeme na obnovu konkrétního druhu, je nejvhodnějším způsobem sebrat jeho semena a přenést je na cílové místo.

V případě, že plánujeme obnovit celý biotop, může být efektivní využít speciálních kartáčovacích strojů, které umožní sběr semen z větší plochy. V případě Dolnokralovických hadců je však použití kartáčovacích strojů limitováno na pouze malé plochy, které nejsou příkré (např. pod Bernartickým lomem, plochy mezi dvěma hlavními částmi NPP

Alternativou je přenos hrabanky. Tento způsob jsme využili při tvorbě hadcové vegetace v ex-situ populacích. Druhy, které se takto přenáší nejlépe jsou např. kostřavy, mochna Crantzova, silenka obecná, ale podařilo se přenést i vítod obecný.

Dalším vhodným způsobem, který jsme využili v rámci projektu Obnovy perialpidských borů v lomu Bernartice je přenos půdních bloků. Tímto způsobem se vytvoří menší ostrůvky

vegetace na cílové ploše, z nichž se poté šíří semena do svého okolí. Tento způsob je však možný pouze v případě, kdy jsou půdní bloky k dispozici v důsledku např. terénních úprav. Jejich cílené vyjmutí z biotopu rozhodně nelze doporučit.

Přenos zeleného sena, který se běžně používá v obnově lučních porostů, jsme sice netestovali, ale vzhledem k tomu, že hadcová vegetace je poměrně nízká a řídká a na cenných územích neprobíhá kosení, není tento způsob obnovy realizovatelný.

Podpora pomocí výsadeb

Tento postup je spjat s dvěma hlavními limity. První je obecná kultivovatelnost rostlin. Naše zkušenosti ukázali, že druhy jako kuřička hadcová, hvozdík kartouzek, mochna crantzova či pomněnka úzkolistá jsou snadno kultivovatelné. Oproti tomu vítody se pěstují velmi špatně, klíčivost jejich semen je nízká. Druhým problémem je pak udržení adaptací k přirozeným stanovištím, tj. nezbytnost kultivace v půdě pocházející z původní lokality. Ideální je i přímo v hadcové půdě klíčit semena. Příprava rostlin pro výsadbu trvá obvykle 1,5 roku. Semena se sbírají na lokalitě v době jejich zralosti. Vysejí se na podzim do temperovaného skleníku nebo klíčících boxů. V průběhu podzimu a zimy rostliny klíčí. Malé semenáčky (3-4 lístky) jsou přesazeny do květináčů s hadovou půdou. Pokud je plánována výsadba hned následující sezónu, postačí velikost květináčů 7x7 cm. V případě dlouhodobějšího pěstování je nutné mít květináče větší. Na jaře jsou rostliny přesunuty kvůli aklimatizaci do venkovních prostor, kde jsou postupně vystavovány obdobným podmínkám jako na lokalitách. Z toho důvodu jsou zalévány pouze minimálně. Vzhledem k tomu, že některé druhy se v kultivacích snadno kříží s jejich příbuznými, je nutné odstranit veškeré květy před opylením. Ideální doba na výsadbu je konec září – říjen, kdy jsou teploty již nízké, ale rostliny ještě zvládnou zakořenit.

5. Závěr

Hadcové bory v oblasti Dolnokralovických hadců jak v NPP Hadce u Želivky, tak i mimo chráněné území (v běžném hospodářském lese) spadají do dvou hlavních biotopů: borekontinentálních borů a perialpidských borů. V obou biotopech jsou pak vtroušené skalní výchozy se štěrbinovou vegetací silikátových skal a drolin.

Výsledky monitorování dopadu zásahů ukázaly, že při plánování je nutné uvažovat o jejich dopadu v širších aspektech včetně klimatické změny. Přestože pro hadcové druhy je nutné mít porost otevřený, na jižních svazích prosvětlovat nedoporučujeme. Prosvětlení porostu také vede ke zvýšenému riziku šíření třtiny křovištní a musí ho proto následovat kosení či ideálně pastva. Jedním z důležitých zásahů – ať už pro podporu hadcových druhů či přirozenou obnovu lesa, je strhávání vrchní vrstvy půdy. Tyto zásahy je však potřeba dělat razantně, aby obnažené plochy byly dostatečně velké rychle nezarostly vegetací. Hadové druhy se však šíří pomalu, takže jejich výskyt na cílových plochách lze očekávat až 4. rokem. Je tak třeba na lokalitě vytvářet pestrou mozaiku stanovištních podmínek, z nichž by mohly profitovat jak stromy, tak i hadcové druhy. Pro podporu hadcových druhů je vhodné vytvářet tyto obnažené plochy mimo semenné roky borovic a před dozráním prvních semen. Oproti tomu, pokud je našim cílem přirozená obnova borovic, je vhodné plochy strhnout v semenném roce před jejich vysemeněním. Velkým problémem je zde okus lesní zvěří, která se primárně zaměřuje na okus

bylin, zatímco tvrdým travinám (kostřavy, ovsíř, třtiny) se vyhýbá. Důsledkem toho je, že některé hadcové druhy včetně kuřičky hadcové nejsou na některých místech schopny vyprodukovat semena a jejich populace se značně zmenšuje. Lesní zvěř také znesnadňuje obnovu lesa a všechny porosty je tak nutné oplocovat.

6. Citovaná literatura

- Aavik, T., Edwards, P.J., Holderegger, R., Graf, R., & Billeter, R. 2012. Genetic consequences of using seed mixtures in restoration: A case study of a wetland plant *Lychnis flos-cuculi*. *Biological Conservation* 145: 195–204.
- Anacker, B.L. 2014. The nature of serpentine endemism. *American Journal of Botany* 101: 219–224.
- Armolaitis, K., Stakėnas, V., Varnagiryte-Kabasinskiene, I., Gudauskienė, A., & Zemaitis, P. 2018. Leaching of organic carbon and plant nutrients at clear cutting of scots pine stand on arenosol. *Baltic Forestry* 24: 50–59.
- Arnold, B.J., Lahner, B., DaCosta, J.M., Weisman, C.M., Hollister, J.D., Salt, D.E., Bomblies, K., & Yant, L. 2016. Borrowed alleles and convergence in serpentine adaptation. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 113: 8320–8325.
- Bartolome, J., Frost, W., Mcdougald, N., & Connor, M. 2002. California Guidelines for Residual Dry Matter (RDM) Management on Coastal and Foothill Annual Rangelands. *Agriculture and Natural Resources Publication* 8092:.
- Beck, J.J., Hernandez, D.L., Pasari, J.R., & Zavaleta, E.S. 2015. Grazing maintains native plant diversity and promotes community stability in an annual grassland. *ECOLOGICAL APPLICATIONS* 25: 1259–1270.
- Bergholm, J., Olsson, B.A., Vegerfors, B., & Persson, T. 2015. Nitrogen fluxes after clear-cutting. Ground vegetation uptake and stump/root immobilisation reduce N leaching after experimental liming, acidification and N fertilisation. *Forest Ecology and Management* 342: 64–75.
- Berglund, A.-B.N., Dahlgren, S., & Westerbergh, A. 2004. Evidence for Parallel Evolution and Site-Specific Selection of Serpentine Tolerance in *Cerastium alpinum* during the Colonization of Scandinavia. *The New Phytologist* 161: 199–209.
- Brady, K.U., Kruckeberg, A.R., & Bradshaw, H.D. 2005. Evolutionary Ecology of Plant Adaptation to Serpentine Soils. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics* 36: 243–266.
- Busch, J.W. 2005. Inbreeding depression in self-incompatible and self-compatible populations of *Leavenworthia alabamica*. *HEREDITY* 94: 159–165.
- Cesonienė, L., Daubaras, R., Tamutis, V., Kaškonienė, V., Kaškonas, P., Stakėnas, V., & Zych, M. 2019. Effect of clear-cutting on the understory vegetation, soil and diversity of litter beetles in scots pine-dominated forest. *Journal of Sustainable Forestry*. doi: 10.1080/10549811.2019.1607755
- Chauchard, S., Pille, G., & Carcaillet, C. 2006. Large herbivores control the invasive potential of nonnative Austrian black pine in a mixed deciduous Mediterranean forest. *Canadian Journal of Forest Research* 36: 1047–1053.
- Chytrý, M., Hájek, M., Kočí, M., Pešout, P., Roleček, J., Sádlo, J., Šumberová, K., Sychra, J., Boublík, K., Douda, J., Grulich, V., Härtel, H., Hédli, R., Lustyk, P., Navrátilová, J., Novák, P., Peterka, T., Vydrová, A., & Chobot, K. 2020. Červený seznam biotopů České republiky [Red List of Habitats of the Czech Republic]. 41: 1–172.

- Chytrý, M., Kučera, T., Kočí, M., Grulich, V., Lustyk, P., & Masarykova Univerzita (Eds.). 2010. *Katalog biotopů České republiky: = Habitat catalogue of the Czech Republic*. Agentura ochrany přírody a krajiny ČR, Praha.
- Coppi, A., Lazzaro, L., & Selvi, F. 2022. Plant mortality on ultramafic soils after an extreme heat and drought event in the Mediterranean area. *Plant and Soil* 471: 123–139.
- Daco, L., Maurice, T., Muller, S., Rossa, J., & Colling, G. 2019. Genetic status of the endangered plant species *Gladiolus palustris* in the western part of its distribution area. *Conservation Genetics* 20: 1339–1354.
- Darabant, A., Rai, P.B., Tenzin, K., Roder, W., & Gratzer, G. 2007. Cattle grazing facilitates tree regeneration in a conifer forest with palatable bamboo understory. *Forest Ecology and Management* 252: 73–83.
- Descamps, C., Quinet, M., & Jacquemart, A.-L. 2021. The effects of drought on plant-pollinator interactions: What to expect? *ENVIRONMENTAL AND EXPERIMENTAL BOTANY* 182: 104297.
- Dostálek, T., Münzbergová, Z., & Plačková, I. 2014. High genetic diversity in isolated populations of *Thesium ebracteatum* at the edge of its distribution range. *Conservation Genetics* 15: 75–86.
- Drössler, L., Ekö, P.M., & Balster, R. 2015. Short-term development of a multilayered forest stand after target diameter harvest in southern Sweden. *Canadian Journal of Forest Research* 45: 1198–1205.
- Dudic, B., Rakić, T., Šinžar-Sekulić, J., Atanackovic, V., & Stevanovic, B. 2007. Differences of metal concentrations and morpho-anatomical adaptations between obligate and facultative serpentinophytes from Western Serbia. *Archives of Biological Sciences*. doi: 10.2298/ABS0704341D
- Ellstrand, N.C., & Elam, D.R. 1993. Population Genetic Consequences of Small Population Size: Implications for Plant Conservation. *Annual Review of Ecology and Systematics* 24: 217–242.
- Ensslin, A., & Godefroid, S. 2020. Ex situ cultivation impacts on plant traits and drought stress response in a multi-species experiment. *Biological Conservation* 248: 108630.
- Eroğlu, H., Sariyildiz, T., küçük, M., & Sancal, E. 2016. The effects of different logging techniques on the physical and chemical characteristics of forest soil. 22: 139–147.
- Espinosa-Palomeque, O., Castillo-Campos, G., Arellano, L., Pérez-Hernández, P., & López-Ortiz, S. 2020. Floristic diversity and stocking rate in tropical dry forest secondary vegetation used for grazing. *Global Ecology and Conservation* 23: e01088.
- Fenster, C.B., & Galloway, L.F. 2000. Inbreeding and Outbreeding Depression in Natural Populations of *Chamaecrista fasciculata* (Fabaceae). *Conservation Biology* 14: 1406–1412.
- Fenton, N., Frego, K., & Sims, M. 2011. Changes in forest floor bryophyte (moss and liverwort) communities 4 years after forest harvest. *Canadian Journal of Botany* 81: 714–731.
- Fernandez-Going, B.M., & Harrison, S. 2013. Effects of experimental water addition depend on grassland community characteristics. *Plant Ecology* 214: 777–786.
- Frankham, R. 2010. Challenges and opportunities of genetic approaches to biological conservation. *Biological Conservation* 143: 1919–1927.
- Gebeyehu, G., Soromessa, T., Bekele, T., & Teketay, D. 2019. Plant diversity and communities along environmental, harvesting and grazing gradients in dry Afromontane forests of Awi Zone, northwestern Ethiopia. *TAIWANIA* 64: 307–3.
- Geologická encyklopedie.
- Geurts, J.J.M., van de Wouw, P.A.G., Smolders, A.J.P., Roelofs, J.G.M., & Lamers, L.P.M. 2011. Ecological restoration on former agricultural soils: Feasibility of *in situ* phosphate fixation as an alternative to top soil removal. *Ecological Engineering* 37: 1620–1629.

Hadcový fenomén a rostliny | BOTANY.cz. 2022.

- Hálková, A., Klauďisová, A., & Sádlo, J. 2004. *Zásady péče o nelesní biotopy v rámci soustavy Natura 2000*. Ministerstvo životního prostředí, Praha.
- Han, G., Cheong, E., Park, W., & Kim, S. 2021. Impact of the Disturbances for Forest Grazing on Flora Composition in a Natural Forest. *Forests* 12: 872.
- Harrison, S., Damschen, E., Fernandez-Going, B., Eskelinen, A., & Copeland, S. 2015. Plant communities on infertile soils are less sensitive to climate change. *ANNALS OF BOTANY* 116: 1017–1022.
- Hausman, C.E., Fraser, L.H., Kershner, M.W., & de Szalay, F.A. 2007. Plant community establishment in a restored wetland: Effects of soil removal. *Applied Vegetation Science* 10: 383–390.
- Hernández, E., Shaw, E.A., Aoyama, L., Brambila, A., Niederer, C., Weiss, S.B., & Hallett, L.M. 2021. Fire versus grazing as tools to restore serpentine grasslands under global change. *Restoration Ecology* 29: e13353.
- Hobbs, N.T., Schimel, D.S., Owensby, C.E., & Ojima, D.S. 1991. Fire and Grazing in the Tallgrass Prairie: Contingent Effects on Nitrogen Budgets. *Ecology* 72: 1374–1382.
- Homer, F.A., Morrison, R.S., Brooks, R.R., Clemens, J., & Reeves, R.D. 1991. Comparative studies of nickel, cobalt, and copper uptake by some nickel hyperaccumulators of the genus *Alyssum*. *Plant and Soil* 138: 195–205.
- Jamrichová, E., Szabó, P., Hédl, R., Kuneš, P., Bobek, P., & Pelánková, B. 2013. Continuity and change in the vegetation of a Central European oakwood. *The Holocene* 23: 46–56.
- Jantunen, J. 2003. Vegetation changes in a semi-natural grassland during mowing and grazing periods. *ANNALES BOTANICI FENNICI* 40: 255–263.
- Kazakou, E., Dimitrakopoulos, P., Baker, A., Reeves, R., & Troumbis, A. 2008. Hypotheses, mechanisms and trade-offs of tolerance and adaptation to serpentine soils: From species to ecosystem level. *Biological reviews of the Cambridge Philosophical Society* 83: 495–508.
- Kirschner, J., Kirschnerova, L., & Bartish, I. 2011. Conservation Status of Two Isolated Populations of *Gentiana verna* (Gentianaceae) in the Czech Republic: Insights from an Allozyme Analysis. *Phyton-Annales Rei Botanicae* 51: 177–199.
- Kolář, F., & Vít, P. 2008. Endemické rostliny českých hadců 1. Zvláštnosti hadcových ostrovů. *Živa* 14–17.
- Konec, P., Vadász-Besnyői, V., Csathó, A.I., Nagy, J., Szerdahelyi, T., Tóth, Z., Pintér, K., Fóti, S., Papp, M., Balogh, J., Gecse, B., Kertész, P., Biró, M., Nagy, Z., & Bartha, S. 2020. Carbon uptake changed but vegetation composition remained stable during transition from grazing to mowing grassland management. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 304: 107161.
- Krěmářová, J., & Jeleček, L. 2017. Czech traditional agroforestry: historic accounts and current status. *Agroforestry Systems* 91: 1087–1100.
- Lazarus, B.E., Richards, J.H., Claassen, V.P., O'Dell, R.E., & Ferrell, M.A. 2011. Species specific plant-soil interactions influence plant distribution on serpentine soils. *Plant and Soil* 342: 327–344.
- Leimu, R., Mutikainen, P., Koricheva, J., & Fischer, M. 2006. How general are positive relationships between plant population size, fitness and genetic variation? *Journal of Ecology* 94: 942–952.
- Lynch, M., Conery, J., & Burger, R. 1995. Mutation Accumulation and the Extinction of Small Populations. *The American Naturalist* 146: 489–518.
- Marozas, V., & Sasnauskienė, J. 2021. Changes of ground vegetation after shelter wood cuttings in pine forests, the hemiboreal zone, Lithuania. *Baltic Forestry* 27:.

McEvoy, P.M., Flexen, M., & McAdam, J.H. 2006. The effects of livestock grazing on ground flora in broadleaf woodlands in Northern Ireland. *Forest Ecology and Management* 225: 39–50.

Metodika péče o druhově bohaté (světlé) lesy.

Milios, E., Pipinis, E., Kitikidou, K., Batziou, M., Chatzakis, S., & Akritidou, S. 2014. Are sprouts the dominant form of regeneration in a lowland *Quercus pubescens-Quercus frainetto* remnant forest in Northeastern Greece? A regeneration analysis in the context of grazing. *NEW FORESTS* 45: 165–177.

O'Dell, R.E., James, J.J., & Richards, J.H. 2006. Congeneric Serpentine and Nonserpentine Shrubs Differ More in Leaf Ca:Mg than in Tolerance of Low N, Low P, or Heavy Metals. *Plant and Soil* 280: 49–64.

Ohga, K., Muroi, M., Hayakawa, H., Yokoyama, J., Ito, K., Tebayashi, S., Arakawa, R., & Fukuda, T. 2012. Morphological and Anatomical Analyses of the Serpentine Ecotype of *Adenophora triphylla* var. *japonica* (Campanulaceae). *Journal of Plant Studies*

Öllerer, K., Varga, A., Kirby, K., Demeter, L., Biró, M., Bölöni, J., & Molnár, Z. 2019. Beyond the obvious impact of domestic livestock grazing on temperate forest vegetation – A global review. *Biological Conservation* 237: 209–219.

Oostermeijer, J.G.B., Luijten, S.H., & den Nijs, J.C.M. 2003. Integrating demographic and genetic approaches in plant conservation. *Biological Conservation* 113: 389–398.

Osipov, A.F., & Kuznetsov, M.A. 2023. Influence of clear-cutting on ground vegetation biomass and dwarf shrubs increment in the Scots pine forests of the European North-East. *CERNE* 29: e.

Rogers, D., & Montalvo, A. 2004. Genetically appropriate choices for plant materials to maintain biological diversity. *Report to the USDA Forest Service, Rocky Mountain Region, Lakewood, CO*

Rysiak, A., Chabuz, W., Sawicka-Zugaj, W., Jan Zdulski, Grzywaczewski, G., & Kulik, M. 2021. Comparative impacts of grazing and mowing on the floristics of grasslands in the buffer zone of Polesie National Park, eastern Poland. *Global Ecology and Conservation* 27: e01612.

Safford, H.D., & Harrison, S. 2004. Fire Effects on Plant Diversity in Serpentine Vs. Sandstone Chaparral. *Ecology* 85: 539–548.

Singh, M., Sharma, S.K., Singh, B., Malhotra, N., Chandora, R., Sarker, A., Singh, K., & Gupta, D. 2018. Widening the genetic base of cultivated gene pool following introgression from wild *Lens* taxa. *Plant Breeding* 137: 470–485.

Sklenář, K., Novák, J., Homola, A., Uherková, B., Kadavý, J., Knott, R., Adamec, Z., Kneifl, M., Maráz, K., Bajer, A., Kucera, A., Lisá, L., Volanek, J., Vichta, T., Rybniček, M., Kolar, T., Friedl, M., Šlězár, P., & Mikita, T. 2022. *Život v lesích.*

Šmídová, A., Münzbergová, Z., & Plačková, I. 2011. Genetic diversity of a relict plant species, *Ligularia sibirica* (L.) Cass. (Asteraceae). *Flora - Morphology, Distribution, Functional Ecology of Plants* 206: 151–157.

Smolders, A.J.P., Lucassen, E.C.H.E.T., Van Der Aalst, M., Lamers, L.P.M., & Roelofs, J.G.M. 2008. Decreasing the Abundance of *Juncus effusus* on Former Agricultural Lands with Noncalcareous Sandy Soils: Possible Effects of Liming and Soil Removal. *Restoration Ecology* 16: 240–248.

Soto, D., Donoso, P., Salas-Eljatib, C., & Puettmann, K. 2015. Light availability and soil compaction influence the growth of underplanted *Nothofagus* following partial shelterwood harvest and soil scarification. *Canadian Journal of Forest Research* 45: 150323235914001.

Stojanova, B., Munzbergova, Z., & Pankova, H. 2021. Inbreeding depression and heterosis vary in space and time in the serpentinophyte perennial *Minuartia smejkalii*. *Preslia* 93: 149–168.

- Stojanova, B., Šurinová, M., Zeisek, V., Münzbergová, Z., & Pánková, H. 2020. Low genetic differentiation despite high fragmentation in the endemic serpentinophyte *Minuartia smejkalii* (M. verna agg., Caryophyllaceae) revealed by RADSeq SNP markers. *Conservation Genetics* 21: 187–198.
- Suni, S., Kuwana, A., & Ibanez, N. 2023. Responses of floral traits to water limitation across soil types and along climatic gradients*. *FLORA* 304: 152295.
- Szabó, P. 2009. Open woodland in Europe in the Mesolithic and in the Middle Ages: Can there be a connection? *Forest Ecology and Management* 257: 2327–2330.
- Szabó, P. 2013. The End of Common Uses and Traditional Management in a Central European Wood. In *Cultural Severance and the Environment*, pp. 205–213.
- Szabó, P., Diniz, É.S., & Houška, J. 2024. Traditional agroforestry on forested land: a comprehensive analysis of its distribution pattern in the 19th century. *Agroforestry Systems* 98: 115–127.
- Tälle, M., Deák, B., Poschlod, P., Valkó, O., Westerberg, L., & Milberg, P. 2016. Grazing vs. mowing: A meta-analysis of biodiversity benefits for grassland management. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 222: 200–212.
- Vera, F., & Hitchmough, J. 2002. Grazing Ecology and Forest History. *Garden History* 30: 263.
- Verhagen, R., Klooker, J., Bakker, J.P., & Diggelen, R. van. 2001. Restoration success of low-production plant communities on former agricultural soils after top-soil removal. *Applied Vegetation Science* 4: 75–82.
- Weiss, S.B. 1999. Cars, Cows, and Checkerspot Butterflies: Nitrogen Deposition and Management of Nutrient-Poor Grasslands for a Threatened Species. *Conservation Biology* 13: 1476–1486.
- Wolf, A. 2001. Conservation of endemic plants in serpentine landscapes. *Biological Conservation* 100: 35–44.
- Yang, G.-J., Lü, X.-T., Stevens, C.J., Zhang, G.-M., Wang, H.-Y., Wang, Z.-W., Zhang, Z.-J., Liu, Z.-Y., & Han, X.-G. 2019. Mowing mitigates the negative impacts of N addition on plant species diversity. *Oecologia* 189: 769–779.
- Zhu, J., Hruskova, K., Pankova, H., & Munzbergova, Z. 2021. Quantifying patch-specific seed dispersal and local population dynamics to estimate population spread of an endangered plant species. *Ecology and Evolution*. doi: 10.1002/ece3.8116