Univerzita Karlova

Přírodovědecká fakulta

Studijní program: Biologie

Studijní obor: Ekologická a evoluční biologie

Tereza Opravilová

Plant-soil feedback a management lokality jako faktory určující vývoj rostlinného společenstva

Plant-soil feedback and locality management as factors determining vegetation development

Bakalářská práce

Školitel: Mgr. Eliška Kuťáková

Konzultant: doc. RNDr. Zuzana Münzbergová, Ph.D.

Praha, 2017

Poděkování:

Chtěla bych tímto poděkovat svojí školitelce Elišce Kuťákové za její svědomité a přátelské vedení mojí bakalářské práce, ochotu, připomínky a pomoc nejen při psaní. Dále děkuji Zuzce Münzbergové za její nápady a připomínky. Můj velký dík patří také Petrovi za jeho podporu, trpělivost a pomoc při psaní a v terénu, dále také mamce a přátelům, kteří mi také byli velkou oporou.

Prohlášení

Prohlašuji, že jsem závěrečnou práci na téma Plant-soil feedback a management lokality jako faktory určující vývoj rostlinného společenstva zpracovala samostatně a že jsem uvedla všechny použité informační zdroje a literaturu. Tato práce ani její podstatná část nebyla předložena k získání jiného nebo stejného akademického titulu.

V Praze, 15. 5. 2017

Podpis

Abstrakt

Místa narušená těžbou nerostných surovin zabírají již podstatnou část zemského povrchu. Spolu s opouštěním těchto míst po skončení těžby se řeší otázka obnovy rostlinných společenstev. Jedním ze způsobů takovéto obnovy je spontánní sukcese. Ta je ovlivňována četnými faktory, mimo jiné i zpětnou vazbou mezi rostlinou a půdou neboli plant-soil feedbackem, díky které může být sukcese zpomalována nebo urychlována. Chceme-li na místech obnovených samovolnou sukcesí zachovat určité travinné společenstvo, je vhodné zavést na lokalitě některý ze způsobů obhospodařování neboli managementu. Tím bývá nejčastěji kosení nebo pastva. Tato práce shrnuje poznatky o plant-soil feedbacku, sukcesi v lomech, různých způsobech managementu a jejich vlivu na rostlinná společenstva. Slouží jako teoretický základ k navazující diplomové práci na modelové lokalitě lomu Čeřinka v Českém krasu, kde mám v plánu fytocenologickým snímkováním sledovat vliv pastvy na rostlinné společenstvo a dále pomocí experimentů pozorovat vzájemný vliv plant-soil feedbacku a pastvy na růst rostlin.

Klíčová slova: Spontánní sukcese, plant-soil feedback, lomy, management, travinné porosty

Abstract

Places disturbed by the mining of minerals occupy a substantial part of the Earth's surface. Together with the abandonment of these sites after the mining process, the issue of the restoration of plant communities is addressed. One way of such recovery is spontaneous succession. This is influenced by many factors, including plant-soil feedback, the indirect interactions among plants mediated by soil environment, thanks to which succession can be slowed or accelerated. If we want to preserve a certain grassland community in places of restored spontaneous succession, it is advisable to introduce some management methods at the site. These are usually mowing or pasturing. This work summarizes the knowledge about plant-soil feedback, succession in quarries, various management methods and their impact on plant communities. It serves as a theoretical basis for my diploma thesis on the model site of the Čeřinka quarry in the Czech Karst where I plan to observe the influence of grazing on the plant community by phytosociological relevés, and, using experiments, to observe the mutual influence of plant-soil feedback and grazing on plant growth.

Key words: Spontaneous succession, plant-soil feedback, quarries, management, grasslands

Obsah

1 Úvod ... 6
2 Sukcese ... 8
2.1 Biotické a abiotické faktory ovlivňující sukcesi ... 9
2.2 Sukcese na lokalitách narušených těžbou ... 10
2.2.1 Sukcesní vývoj v lomech ... 11
2.2.2 Obnova míst narušených těžbou ... 12
2.3 Sukcese a plant-soil feedback ... 14
2.3.1 Plant-soil feedback ... 14
2.3.2 Plant-soil feedback, sukcese a fungování společenstev ... 15
3 Management travinných porostů ... 18
3.1 Obnova travinných porostů ... 18
3.2 Druhy managementu travinných porostů ... 19
3.2.1 Pastva ... 20
3.2.2 Kosení ... 21
3.2.3 Vypalování ... 22
3.2.4 Mulčování ... 23
3.3 Udržování travinných porostů ... 24
3.4 Interakce plant-soil feedbacku a pastvy ... 26
4 Plánovaný výzkum ... 27
4.1 Lom Čeřinka ... 27
4.2 Vliv pastvy na vegetaci v lomu ... 28
4.3 Experimenty ... 28
5 Závěr ... 30
6 Seznam literatury ... 32
7 Přílohy ... 39

1 Úvod

Současný stav rostlinných i živočišných společenstev je výsledkem vývoje, který nazýváme termínem sukcese. Rozumíme tím to, že složení druhů na určitém místě se v čase vyvíjí a postupně mění (Walker & del Moral 2003). Průběh sukcese ovlivňují četné faktory a mechanismy, např. makroklima (Novák & Prach, 2003), pH substrátu (Prach et al., 2007), dostupnost zdrojových populací pro imigraci (Lepš & Rejmánek, 1991), kompetice mezi rostlinami (Novák & Konvička, 2006) a další interakce. V poslední době se do popředí zájmu dostává také vliv tzv. plant-soil feedbacku, zpětné vazby mezi rostlinou a půdou. Ten vychází z teorie, že rostlina rostoucí v určité půdě působí na změny na půdní společenstvo. Tyto změny půdního společenstva se posléze promítnou do růstu rostliny, která toto společenstvo ovlivnila, případně do růstu jiných druhů rostlin (Bever et al., 1997). Zpětná vazba může být pozitivní nebo negativní, tedy změny půdního společenstva růst rostliny podporují, respektive potlačují. Pozitivní i negativní feedback pak hrají roli v sukcesním vývoji, kdy jejich působením dochází ke zrychlení nebo zpomalení výměny druhů ve společenstvu (Bonanomi et al., 2005).

Sukcesi můžeme pozorovat například v místech narušených těžbou, kde může vedle technických rekultivací sloužit jako nástroj obnovy. Sukcese v lomech začíná na holém vytěženém substrátu bez přítomnosti diaspor, a je proto závislá na kolonizaci rostlin z blízkého okolí, a po čase za působení určitých faktorů postupně vzniká rostlinné společenstvo. Mnoho lomů se nachází v ochranářsky významných lokalitách (u nás např. Český a Moravský kras), tudíž jsou lomy místem potenciálního šíření vzácných rostlinných druhů, obvykle teplomilných druhů vázaných na bezlesí. Tyto druhy, které u nás vyskytují již od dob pravěké otevřené krajiny (Ložek, 2008), jsou v současné době ohrožené ztrátou biotopů, a proto je na lokalitách s potenciálem pro jejich výskyt vhodné zavádět odpovídající management neboli způsob obhospodařování. Příkladem takového managementu může být pastva nebo každoroční kosení. Podobné zásahy jsou pak důležité jednak pro zachování konkrétních druhů vázaných na biotopy člověkem udržovaného bezlesí, ale i pro zachování celkového kulturního rázu krajiny.

V první části svojí bakalářské práce se budu zabývat tématem sukcese, především v místech narušených těžbou a celkově i možností obnovy těchto míst a faktory, které na sukcesní vývoj v lomech působí. Představím také krátce téma zpětné vazby mezi rostlinou a půdou a jeho vztahu k sukcesi a fungování rostlinných společenstev. V druhé části se

zaměřím na management travinných porostů a uvedu konkrétní příklady čtyř způsobů obhospodařování trávníků (kosení, pastva, vypalování, mulčování). Na závěr představím záměr svojí navazující diplomové práce, modelovou lokalitu lomu Čeřinka v Českém krasu, plánovaný sběr dat a experimenty na společné působení plant-soil feedbacku a managementu (v tomto případě pastvy) na rostliny.

2 Sukcese

Termínem sukcese jednoduše rozumíme změny v druhovém složení společenstev v čase (Walker & del Moral 2003). Odum (1977) definuje sukcesi jako „neuspořádaný sled vývoje společenstva, který je výsledkem změn abiotického prostředí, vyvolaných společenstvem a jehož vyvrcholením je ustálený ekosystém, v němž je na jednotku dosažitelného toku energie uchováno nejvíce biomasy a nejvíce symbiotických vztahů mezi organismy“.

Sukcese je spjatá s veškerými ekosystémy, jejím výsledkem je současný stav rostlinných i živočišných společenstev. Příkladem probíhajících sukcesí může být např. vývoj vegetace v nově vytěženém lomu nebo na půdě právě navrstvené na bývalé pole. V závislosti na velikosti zapojených organismů může sukcese probíhat na rozdílných časových a prostorových škálách. Příkladem je rozdílná délka časových intervalů, na kterých probíhá sukcese mikrobiálního společenstva a lesa (Walker & del Moral 2003). Na úrovni společenstva dochází v průběhu sukcese k ovlivnění základních charakteristik společenstva, jako jsou např. změny v druhovém složení a změny v životních formách rostlin a ke stratifikaci společenstva (Slavíková, 1986).

Můžeme rozlišovat sukcesi primární nebo sekundární, v závislosti na tom, za jakých podmínek začala probíhat. Jestliže docházelo k vývoji na ploše nově vzniklé, před tím žádným společenstvem neobsazené (např. na výronech lávy, nově obnažených skaliscích), mluvíme o sukcesi primární. Naopak sekundární sukcese probíhá na ploše, kde se dříve společenstvo vyskytovalo, ale bylo odtud odstraněno (např. opuštěné pole nebo pokácený les) (Odum, 1977). Právě díky dřívější přítomnosti společenstva (přítomnosti diaspor) začne probíhat sekundární sukcese rychleji, než primární. U primární sukcese navíc musíme ještě uvažovat o procesu tvorby půdy (pedogenezi), která na nově obnažených místech musí teprve vzniknout, čímž se primární sukcese od sekundární ještě více časově oddálí.

Ve většině přírodních společenstev tento proces neprobíhá plynule, a je tomu tak díky disturbancím, které spustí celou sukcesi znovu. Disturbancí rozumíme nepředvídatelný jev, který zasáhne do stávajícího prostředí (Slavíková, 1986). Mezi nejčastější disturbance můžeme řadit požáry, hurikány, nadměrnou herbivorii hmyzem a další. (Connell & Slatyer, 1977).

Vývoj vegetace lze rozlišit do několika sukcesních stádií, která bývají definovaná dominantními druhy. Tato jednotlivá stadia mohu zůstat po určitou dobu zdánlivě nezměněná (Slavíková, 1986). Blokování sukcese v určitém stádiu svého vývoje může být dáno působením nějakého dalšího faktoru. Je tomu tak v prostředí, které je vystavené stresovým podmínkám, jako je např. poušť nebo tundra (Walker & del Moral 2003). Tempo sukcese tedy není všude stejné. Za konečné stadium sukcese je považováno stadium klimaxu, které odpovídá „maximální možné akumulaci hmoty, energie a informace za daných podmínek nezávisle proměnných faktorů“ (Slavíková, 1986).

2.1 Biotické a abiotické faktory ovlivňující sukcesi

Sukcesní vývoj je ovlivňován několika faktory, kterými je především makroklima (Novák & Prach, 2003), pedogeneze (Walker & del Moral 2003) a pH substrátu (Prach et al., 2007). Makroklima ovlivňuje konkrétně regionální druhovou skladbu (Prach, 2003) a určuje formování trávníků, křovin nebo lesů (Novák & Prach, 2003). Za snížením tempa sukcesního vývoje mohou stát kromě jiných faktorů např. i drsné klimatické poměry (Prach et al., 2007). V podmínkách střední Evropy pH půdy koreluje s počtem druhů během vývoje (Prach et al., 2007) a jeho hodnota se v průběhu sukcese může měnit. Rychlost sukcese (ve smyslu výměny dominantních druhů různých sukcesních stádií) je ale ovlivňována i postavením lokality v gradientu vlhkosti a živin (Prach, 1991). Na konkrétních typech těžených míst mohou hrát roli kromě výše zmíněných faktorů také faktory specifické pro jednotlivé lokality. V případě těženého rašeliniště bude důležitá hladina vody a rozsah jejího kolísání, zatímco v kamenolomech chemické složení substrátu (Řehounek et al., 2010).

V případě primární sukcese je vývoj vegetace odkázaný na kolonizaci z okolních společenstev. Při kolonizačním procesu a určování směru sukcese v počátečních stádiích je důležitá vzdálenost od sukcesně pokročilejších oblastí (zdroji diaspor) (Lepš & Rejmánek, 1991) a vhodnost cílové lokality k uchycení (Tischew & Kirmer, 2007). Ukázalo se, že složení vegetace osidlující čedičové lomy v Českém středohoří silně koresponduje se složením vegetace v okolí lomů a v případě sukcese směřující k vývoji xerotermních trávníků je důležitá vzdálenost nejbližšího trávníku a jeho podíl v okolní vegetaci (Novák & Konvička, 2006). Přítomnost nebo absence xerotermního trávníku v blízkosti lomu určuje druhové složení na obnovované ploše, které se následně může v těchto dvou případech lišit, nejvíce

v pozdních stádiích sukcese (Novák & Prach, 2003). Tischew & Kirmer (2007) ve své studii z těžebních lokalit v Německu uvádí, že z okolí do 30 km^2 byla více než polovina druhů schopná kolonizovat místa těžby. To odkazuje na to, že určité rostlinné druhy jsou schopné šíření na velké vzdálenosti a snadno tak mohou lomy kolonizovat, i když většinou převažuje šíření semen na vzdálenosti mnohem kratší. Pro zastoupení cílových stepních druhů je známa vzdálenost zdrojového společenstva do 30 metrů (Novák & Prach, 2003). Po kolonizaci ale do dalšího vývoje vstupuje do hry faktor kompetice, kdy druhy, které osídlily nový prostor nejsou posléze schopné obstát v kompetici s ostatními, později příchozími druhy (Novák & Konvička, 2006).

Faktorem zasahujícím do sukcese rostlinných společenstev je také interakce s dalšími organismy – půdními organismy, mykorhizními houbami, bezobratlými nebo herbivory. Některým těmto interakcím se budu dále věnovat v kapitolách o plant-soil feedbacku a o pastvě.

2.2 Sukcese na lokalitách narušených těžbou

Místa narušená těžbou patří spolu s ornou půdou, pasekami, lidskými sídlišti, složišti průmyslového odpadu, umělými vodními nádržemi a poldery k hlavním antropogenním stanovištím, kde můžeme pozorovat střídání sukcesních stádií (Prach, 1991). Povrchovou extrakcí minerálu je na celém světě narušeno přibližně 1% krajiny (Walker & del Moral 2003). Také Česká republika byla a stále je těžebním průmyslem velmi ovlivňována. Vlivu tohoto tradičního odvětví hospodářství se nevyhnula ani některá velkoplošně chráněná území, jakými jsou CHKO České Středohoří, Český kras nebo Třeboňsko (Řehounek et al., 2010).

Zamyslíme-li se nad tím, co konkrétně považujeme za místa narušená těžbou, najdeme jich poměrně velké množství. Největší skupinou jsou lomy (povrchové doly), které mohou mít charakter kamenolomů, těžeben jílu, pískoven, uhelných lomů nebo těžeben hliníků. Dále hlubinné doly a s nimi související odkaliště, ale za místa narušená těžbou musíme brát třeba i těžená rašeliniště (Řehounek et al., 2010). S lomy často souvisí také fenomén průmyslových deponií – odvalin a výsypek.

2.2.1 Sukcesní vývoj v lomech

Po skončení těžby tedy bezprostředně dochází k procesu kolonizace území a postupnému obsazování nově vzniklého místa jednotlivými rostlinnými druhy. Začíná sukcesní vývoj, v průběhu kterého se mění složení dominantních druhů a postupně se vytváří vegetační pokryv. Vznik souvislého vegetačního pokryvu je důležitý z hlediska zastavení vodní a větrné eroze, stabilizace substrátu (Prach, 2003) a také vývoje společenstev bezobratlých živočichů, jejichž kolonizace je závislá na blízkosti vhodných zdrojových oblastí, zdroji potravy, vhodných podmínkách ke kolonizaci a schopnosti živočichů migrovat (Wheater & Cullen, 1997). Po několika letech dojde k ustálení vegetace a vzniku polopřirozeného porostu. Vznik této cílové vegetace je závislý na klimatickém regionu, nadmořské výšce a typu krajiny (zemědělská, lesní nebo urbánní) (Řehounek et al., 2010). V případě, že se v blízkosti zájmové lokality nachází zdrojové společenstvo, např. xerotermní trávník, může dojít i k vývoji cenného rostlinného společenstva (Novák & Prach, 2003).

Složení zdrojových diaspor se projevuje v dlouhodobém vývoji vegetace délkou trvání jednotlivých sukcesních stádií (Tischew & Kirmer, 2007). Z hlediska směny druhů v průběhu sukcesního vývoje dochází obecně v raných stádiích k růstu především ruderálních druhů, které se dobře šíří, ale jsou méně zdatné v kompetici s dalšími druhy rostlin a později jsou tedy vystřídány druhy trávníkovými a lesními (Frouz et al., 2008). Ve většině lomů v Českém středohoří se i přes variabilitu klimatických poměrů v prvotních fázích vyskytovaly hlavně jednoleté druhy *Arenaria serpyllifolia*, *Senecio vernalis*, *Lactuca serriola* a *Tripleurospermum inodorum* (Novák & Prach, 2003). Ve spontánně obnovovaných pískovnách převažovaly zpočátku druhy synantropní *Tussilago farfara*, *Conyza canadensis*, *Digitaria ischaemum* spolu s trávníkovými druhy *Juncus effusus*, *Hypochaeris radicata*, zatímco v pozdních fázích už druhy lesní, např.: *Pinus sylvestris*, *Salix sp.*, *Populus tremula*, *Avenella flexuosa* (Šebelíková et al., 2016).

Na mosteckých výsypkách se do stádia souvislého vegetačního pokryvu sukcese dospělo přibližně po 15 letech od počátku vývoje a ke stabilizaci vegetace došlo kolem 20. roku, kdy zde byly přítomny kromě bylin i keře a stromy (Prach, 2010). Tato doba vývoje k polopřirozené vegetaci je srovnatelná s dobou vývoje k polopřirozeným trávníkům podobajícím se přírodním stepím na opuštěných polích v Českém krasu (Jírová et al., 2012). To zcela neodpovídá porovnání primární sukcese na mosteckých výsypkách a sekundární sukcese opuštěných polí v Českém krasu, kde došlo ke zpoždění primární

sukcese na výsypkách o přibližně 15 let oproti sekundární sukcesi polí (Prach, 1991). V pískovnách je cílové vegetace obnovené spontánní sukcesí dosaženo přibližně po 25 letech a cílovou vegetací jsou v závislosti na podmínkách křovinaté trávníky, listnatý les, olšové a vrbové porosty nebo porosty ostřic, rákosu a orobince (Řehounek et al., 2010). I v tomto případě procesu spontánní obnovy prospívá, nachází-li se v blízkosti pískovny polopřirozené stanoviště.

2.2.2 Obnova míst narušených těžbou

Lomy představují velké a významné krajinné prvky, které se rozkládají na velkých územích, často větších než rezervace v mnoha regionech (Novák & Konvička, 2006), už od pohledu ale do krajiny příliš nezapadají. V souvislosti s opouštěním lomů, se ale naštěstí do popředí zájmu dostává otázka, jak znovu začlenit tyto prvky do krajiny a pokusit se odstranit následky těžby. O to se můžeme pokusit třemi různými způsoby: technickou rekultivací, ponecháním samovolnému sukcesnímu vývoji nebo tuto sukcesi určitým způsobem usměrňovat (Řehounek et al., 2010).

U technických rekultivací se nejčastěji setkáme s postupy, jako jsou zarovnání terénních nerovností, navezení ornice nebo odpadního materiálu a „ozelenění“ (Řehounek et al., 2010). Pomocí výsadby stromů a zatravněním se předejde riziku eroze a vytvoří se vhodné podmínky pro živočišné a rostlinné druhy. Nejčastěji používanými dřevinami pro výsadku bývají borovice lesní (*Pinus sylvestris*), bříza bělokorá (*Betula pendula*), olše lepkavá (*Alnus glutinosa*), topol osika (*Populus tremula*), ale i jiné alternativní dřeviny. Avšak velmi časté je vysazování nevhodných monokultur, nepůvodních druhů a druhů neodpovídajících nadmořským výškám a zeměpisným polohám (Gremlica et. al, 2012). Spolu s navezenou ornicí se na rekultivovaná místa importují také živiny a rostlinné diaspory (Tropek et al., 2010), čímž dochází k rychlejšímu zarůstání takto rekultivovaných míst. Proto tyto rekultivační postupy zpravidla nepřináší žádný potenciál pro případnou ochranu přírody a potlačují pestrost stanovišť (Řehounek et al., 2010). Ve studii (Tropek et al., 2010) byl porovnáván vliv technické rekultivace a spontánní sukcese na skupiny ohrožených členovců a cévnatých rostlin v lomech v Českém krasu. Bylo zjištěno, že tyto dva přístupy se neliší v počtu druhů na lokalitách, ale v počtu ohrožených druhů, jejichž růst byl podporován na místech obnovených přirozenou sukcesí. Preferovaným a doporučovaných postupem obnovy míst narušených těžbou je tak ve většině případů spontánní sukcese. Pouze v případech míst s intenzivní erozí, špatnými podmínkami pro organismy (např. toxicita)

nebo na místech určených k produkci dřevin nebo plodin, je vhodné raději volit cestu technických zásahů než spontánní obnovu (Prach, 2003).

Na lokalitách narušených těžbou vzniká mnoho nových stanovišť, která jsou ve většině případů chudá na obsah živin. Právě tato stanoviště jsou vhodná pro obnovu spontánní sukcesí, jelikož na živiny chudé půdy jsou často vázané druhy ohrožené a vzácné (Řehounek et al., 2010) a nedochází tady tolik k expanzi kompetitivních ruderálních druhů (Prach, 2003). Místa bez rekultivačních zásahů s nedostatkem živin by se tak měla dostat do popředí zájmů v ekologii obnovy (Tischew & Kirmer, 2007). Avšak využití spontánní sukcese jako nástroje obnovy je poněkud problematické. Dle rekultivačního plánu vycházejícího z české legislativy totiž musí být místa těžby rekultivována do původního stavu (Mudrák et al., 2010). Tím jsou ve většině případů les nebo zemědělská půda (Šebelíková et al., 2016), které se ale jen vzdáleně blíží stavu původního biotopu. Tím klesá jejich hodnota a přicházíme tak o biologicky cenné lokality (Řehounek et al., 2010).

Díky usměrňování spontánní sukcese jako dalšího možného způsobu obnovy těžbou narušených míst, můžeme sukcesní vývoj na lokalitě urychlit, zabrzdit, vrátit zpět nebo nasměrovat jiným směrem. To se děje nejčastěji výsevy žádoucích druhů, eliminací nežádoucích nebo invazních druhů, případně zavedením vhodného managementu (Řehounek et al., 2010). Již na počátku využívání těžeben můžeme např. pomocí map potenciální přirozené vegetace České republiky na lokalitu vysázet několik odrostků vhodných druhů, které budou v budoucnu sloužit jako semenné stromy (Gremlica et al., 2012). Vhodným managementem k udržování travinných společenstev na těchto místech může být např. kosení nebo pastva. Oba tyto způsoby obhospodařování budou dále diskutovány v kapitole Management travinných porostů.

Místa narušená těžbou bývají často předmětem ochrany díky odkrytí geologických profilů, paleontologických a mineralogických nalezišť nebo díky chráněným druhům živočichů a rostlin (Řehounek et al., 2010). Těžebny stavebního kamene mají u nás oproti jiným těžebním místům vyšší ochranářský potenciál. Dokazuje to vyšší zastoupení rostlinných a živočišných druhů z červeného seznamu (Tropek et al., 2010). To může být dáno tím, že v České republice se tyto lomy vyskytují výhradně v Českém nebo Moravském krasu, kde je na krasové fenomény vázaná vzácná teplomilná flóra a fauna (Řehounek et al., 2010). Role opuštěných lomů je výjimečná také z hlediska poskytování refugií vzácným druhům (Novák

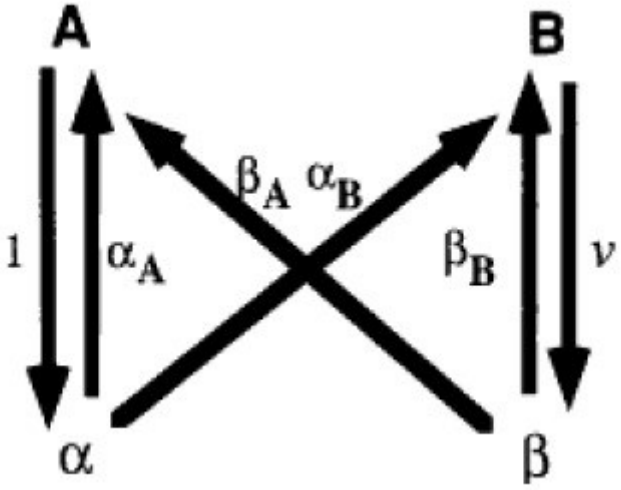
& Prach, 2003). Místa narušená těžbou disponují také velkou pestrosti stanovišť, která vede k velké diverzitě druhů a společenstev vázaných na specifická stanoviště.

2.3 Sukcese a plant-soil feedback

2.3.1 Plant-soil feedback

O vzájemném vlivu rostlin a půdy tušili už naši předkové, když při pěstování plodin pravidelně obměňovali pěstované rostliny na svých polích. Tento princip je nazýván rotační zemědělství a byl zaváděn, protože zemědělcům přinášel větší výnosy oproti tomu, když každý rok pěstovali na stejném místě tu samou plodinu. Docházelo tady k jakémusi vlivu rostliny na půdu a zpět. V moderním pojetí této interakci říkáme plant-soil feedback neboli zpětná vazba mezi rostlinou a půdou. Rozumíme tím situaci, kdy rostlina svým růstem v určité půdě ovlivní složení půdního společenstva a tato změna se následně promítne do jejího dalšího růstu nebo do růstu okolních druhů (Bever et al., 1997). Podle Reynolds et al. (2003) jsou tyto změny výsledkem specifické odpovědi v interakci rostliny s mikroby, kdy dochází k přímým účinkům půdního mikrobiálního společenstva na rostliny. Avšak rostliny mají schopnost ovlivnit jak biotické, tak abiotické podmínky půdy, které následně ovlivní růst a produktivitu rostlin (Bezemer et al., 2006). Rostliny jakožto sesilní organismy postrádají možnost úniku vlivům okolního prostředí a jsou tedy zpětnou vazbou bezprostředně ovlivňovány (Bever et al., 1997).

Zpětnou vazbu můžeme rozlišit na pozitivní, neutrální nebo negativní. V případě pozitivní zpětné vazby, je rostlina zvýhodněna při růstu v půdě ovlivněné jinou rostlinou (např. ve smyslu zvýšené produkce biomasy). V případě negativní zpětné vazby, je rostlina v této půdě znevýhodněna (Bever et al., 1997). Pokud rostlina daného druhu určitým způsobem kultivuje půdu a zpětná vazba je následně přenášena na rostlinu stejného druhu, mluvíme o vnitrodruhovém plant-soil feedbacku. Jestliže ale efekt jednoho druhu působí skrze půdu na jiný druh, mluvíme o mezidruhovém plant-soil feedbacku (Van Der Putten et al., 2013) Možné směry působení zpětné vazby mezi rostlinou a půdou jsou znázorněny na Obr.1.



Obr. 1: Možné směry působení zpětné vazby mezi rostlinou a půdou (Bever et al., 1997)

Máme-li dva různé druhy označené písmeny *A* a *B*, působí změny na půdní společenstva označené *α* a *β*, a to tak, že budou-li druhy *A* a *B* působit samostatně, druh *A* ovlivňuje společenstvo *α*, zatímco druh *B* ovlivňuje společenstvo *β*. Šipky *l* a *v* znázorňují působení druhu *A*, respektive *B* na společenstvo *α*, respektive *β*. Parametry *αA* a *βB* znázorňují směr působení společenstva na rostlinu *A*, respektive *B*. V tomto případě dochází k přímému působení od rostliny na společenstvo a zpět. Může ale docházet k tomu, že např. druh *A* ovlivní společenstvo α, které následně ovlivní druh *B*, čímž dochází k nepřímému působení druhu *A* na druh *B* skrze společenstvo. Tento směr působení společenstva *α* a *β* je znázorněn šipkami *αB* a *βA*.

Obecně se mechanismus fungování plant-soil feedbacku zdá být druhově specifický, přičemž jeho působení ale může být ovlivněno půdními biotickými i abiotickými podmínkami nebo typem půdy (Bezemer et al., 2006). Výsledkem zpětné vazby může být změna hustoty nebo složení půdních mutualistů nebo patogenů (Bever et al., 1997). Díky negativnímu feedbacku může např. docházet k akumulaci druhově specifických patogenů a následkem změn v půdní komunitě je podporován růst jiného druhu (Reynolds et al., 2003).

2.3.2 Plant-soil feedback, sukcese a fungování společenstev

Pozitivní i negativní feedback jsou součástí fungujících systémů rostlin a půdních organismů a jsou chápany jako mechanismy formující dynamiku rostlinných společenstev a sukcesní vývoj (De Deyn et al., 2004; Bever et al., 1997; Reynolds et al., 2003).

Na extrémních stanovištích může v nejranější fázi sukcese působit pozitivní vnitrodruhový feedback (Reynolds et al., 2003), a to nejspíš díky dusík fixujícím bakteriím

a mykorhizním houbám, které raně se objevujícím druhům pomáhají vázat vzdušný dusík a osidlovat tak stanoviště s nižším obsahem živin. Na počátku sukcese jsou ale obecně druhy spojovány s negativním vnitrodruhovým plant-soil feedbackem, čímž rostliny sami sebe potlačují a dochází tak k snadnému nahrazování raných druhů sukcese druhy pozdních sukcesních stádií (Van Der Putten et al., 2013). Zrychlení procesu sukcese v raných fázích pomocí negativního feedbacku se projevuje vyšším obratem druhů, a to jak v čase, tak v prostoru (Bonanomi et al., 2005). Podobný efekt má zároveň působící pozitivní mezidruhový plant-soil feedback, kdy rostlina podporuje růst jiných druhů rostlin, které ji později začnou potlačovat (Van der Putten et al., 1993). V pozdní fázi sukcese potom pozdně sukcesní druhy vykazují pozitivní vnitrodruhový plant-soil feedback, čímž podporují svůj vlastní růst, dochází ke zpomalení vývoje a ustálení společenstva (Kardol et al., 2006). V případě primární sukcese podle facilitačního modelu (Connell & Slatyer, 1977) začínají pozdně sukcesní druhy nastupovat poté, co byla půda příznivě ovlivněna raně sukcesními druhy, tedy kdy na raně sukcesní druhy působil vnitrodruhový negativní feedback a došlo k uvolnění místa pro pozdně sukcesní druhy. Tuto myšlenku podporuje i experiment De Deyn et al. (2004), kdy porovnávali růst rostlin z různých sukcesních stádií v nesterilizované a sterilizované půdě ze středně sukcesní fáze. Rostliny raně a středně sukcesní prospívaly rychlým růstem ve sterilizované půdě, pozdně sukcesním druhům se dobře dařilo v nesterilizované půdě, kde jejich růst vedl k vyšší diverzitě rostlinného společenstva.

Na silný negativní vnitrodruhový feedback pohlížíme také jako na mechanismus fungování koexistence rostlinných druhů a genotypů (Bever, 1994). Dokonce i nízká intenzita negativního vnitrodruhového feedbacku u dominantního druhu umožňuje přežít jinak utlačovanému konkurenčnímu druhu (Bonanomi et al., 2005). Zvýšením abundance daného druhu totiž dojde k zesílení druhově specifického ovlivnění půdních podmínek, což má v případě negativní vnitrodruhové zpětné vazby za následek potlačení tohoto druhu v čase. Tím vznikne nový prostor pro vzácné druhy (Bever, 1994) a k navýšení druhové bohatosti (De Deyn et al., 2004). Ke koexistenci dvou druhů může docházet i následkem mezidruhového negativního feedbacku působícího na rostliny skrze složení mutualistických houbových symbiontů (Bever, 2002). V případě dvojice rostlin *Plantago lanceolata* a *Panicum sphaerocarpon* totiž rodu *Plantago* pro růst výrazně neprospívá její vlastní arbuskulární mykorhizní houba, zato pozitivní efekt má arbuskulární mykorhizní houba druhého rodu *Panicum*. Výsledná dynamika tak v konečném důsledku přispívá ke koexistenci těchto kompetitivních druhů.

Zatímco negativní vnitrodruhový plant-soil feedback vede ke koexistenci druhů, pozitivní plant-soil feedback vede k podpoře růstu druhu ve vlastní kultivované půdě, což podporuje jeho kompetiční schopnost a vede ke zvýšení četnosti tohoto druhu (Reynolds et al., 2003), které může mít za následek i úplnou dominanci a vyloučení ostatních druhů ze společenstva (Bever et al., 1997).

3 Management travinných porostů

Počátky výrazného ovlivňování ekosystémů člověkem spadají do období neolitu, tedy období, kdy se lidská populace naučila intenzivněji využívat přírodní zdroje ke své obživě, a vzniklo zemědělství. Již od středního holocénu pravěcí obyvatelé kultivovali nižší polohy a pásli domestikovaná zvířata (Ložek, 2008). V období neolitu a eneolitu hovoříme o tzv. prehistorickém managementu, kdy pravěcí lidé praktikovali lesní pastvu, pařezení a sklízení letniny, čímž docházelo k vytváření disturbovaných travních porostů a následně blokování vývoje ekosystému směrem k světlomilným lesům (Hájek, 2015). Nepřetržité obhospodařování porostů tak umožnilo kontinuální existenci luk a pastvin na našem území (Klimeš, 2008) a přežívání druhů vázaných na bezlesí (Ložek, 2008). Intenzita hospodaření člověka v průběhu posledního tisíciletí ale kolísala, což bylo podmíněno nejen klimatickými faktory, ale hlavně společenskými aspekty (Jamrichová et al., 2014). V Bílých Karpatech například docházelo k opakovaným nástupům a potlačování lesa, přeměňování pastvin na ornou půdu nebo zalesňování pastvin (Klimeš, 2008). V posledních několika stoletích došlo k velkému rozšíření pastvy a sklízení trávy například v Krkonoších, kde tyto změny krajiny výrazně ovlivnily další vývoj zdejších lesů (Vacek et al., 2008). Avšak pastva se obecně v posledním století snižuje, následkem toho se na řadu míst šíří dřeviny a krajina opět zarůstá. O tom, že se u nás udržely druhy z pravěké otevřené krajiny, vypovídá velké druhové bohatství dnešních nelesních druhů mokřadů a stepních luk (Ložek, 2008). Pro tyto druhy, primárně vázané na bezlesí, je tak klíčové dodržování určitých typů managementů zabraňujících vývoji lesních společenstev.

Do managementu jako takového můžeme řadit i obnovu porostů na místech, kde společenstva rostlin zcela chybí následkem nějaké disturbance. Takovou disturbancí může být například těžba nerostných surovin. Obnovou míst narušených těžbou jsem se již částečně zabývala v kapitole 2.2., dále však budu na příkladu obnovy původní vegetace na opuštěných polích podrobněji ilustrovat tuto problematiku

3.1 Obnova travinných porostů

Na našem území se téma obnovy původních společenstev na opuštěných polích stalo zásadním především od 90. let, kdy byla téměř třetina původních orné půdy opuštěna nebo

zatravněna (Jongepierová et al., 2015). Obnovu tady můžeme praktikovat spontánní sukcesí, spontánní sukcesí a následným managementem, osetím, přenosy sena nebo shrabané biomasy nebo přenosy svrchních vrstev půdy ze zdrojové lokality (Prach, 2015).

Chceme-li k zatravnění použít metodu samovolné obnovy, je to vhodné v místech, kde se v okolní krajině vyskytuje dostatek polopřirozených, druhově bohatých luk, nikoliv v člověkem silně pozměněné krajině. I v případě samovolné obnovy je ale vhodné přibližně od druhého roku obnovy lokalitu začít pravidelně kosit (Jongepierová et al., 2015). Obvykle se totiž počet světlomilných druhů během sukcese postupně snižuje (Jírová et al., 2012).

Zatravňování osetím se ve většině případů děje komerční směsí osiv, jehož výsledkem jsou sice produktivní, ale z biologického a přírodního hlediska nehodnotné travní porosty (Jongepierová & Poková, 2006). Bylo by proto žádoucí na našem území používat k zatravňování ploch druhově bohatou směsi regionálních trav a bylin, avšak ve větším měřítku je to dnes téměř nemožné, jelikož stále chybí subjekt, který by přípravu regionálních směsí zajišťoval. K obnově se tato metoda používá u nás především v Bílých Karpatech (Jongepierová et al., 2015).

Při mulčování senem je zdrojem diaspor čerstvě sklizený materiál nebo suché seno. Tato metoda obnovení porostů by měla být aplikována na místa, kde do 3 km od lokality zůstaly zachované zdrojové druhově bohaté louky. V případě přenosu půdních bloků ze zdrojové druhově bohaté lokality je proces obnovy zdlouhavý, ale šíření druhů z přenesených bloků je trvalé (Jongepierová & Poková, 2006).

3.2 Druhy managementu travinných porostů

Druhové složení luk závisí mimo jiné na způsobu obhospodařování (Moog et al., 2002). Zvolený způsob managementu by měl tedy vycházet z původní činnosti, která k druhovému složení vedla (Jongepierová et al., 2008).

Způsobů managementů existuje celá řada, díky specifických podmínkám lokalit nové způsoby vznikají, nebo jsou mezi sebou různě kombinovány. Uvádím zde příklady čtyř nejběžnějších managementů (pastva, kosení, vypalování, mulčování) a jejich vliv na rostlinná společenstva.

3.2.1 Pastva

Pastva je přirozená součást fungování ekosystémů a to díky býložravým savcům. Člověk do tohoto systému zasáhl zavedením pastvy domácích zvířat. Tu můžeme s činností člověka spojovat od doby domestikace divokých zvířat, tudíž ji můžeme považovat za jeden z nejstarších způsobů obhospodařování. Spolu se sklízením letniny a požáry předcházela lesní pastva způsobům hospodaření člověkem ještě před vynálezem kosy (Hájek, 2015). K pastvě se během historie obhospodařování přidalo ještě následné pokosení vegetace (Wahlman & Milberg, 2002), čímž byly pastvou přidané živiny na jaře dalšího roku kosením a odvozem biomasy opět odebrány (Hájek, 2015).

Výsledkem pastvy je mozaikovitá krajina travních porostů, dřevin a křovin, kdy je na starší druhy dřevin vázaná i značná diverzita ptáků a motýlů. Proto se také pastvou na rozdíl od kosení docílí zachování ekotonálních druhů, druhů iniciálních sukcesních stádií nebo koprofilních druhů bezobratlých (Hájek, 2015). Disturbance spojené s pastvou ale mají negativní vliv na populace živočichů svrchních vrstev půdy, které jsou obývány především mělce podpovrchovými druhy žížal a stejnonožců. Zastoupení těchto skupin živočichů tudíž na pasených plochách klesá nebo zde tyto skupiny zcela chybí (Tajovský et al.,2008). Úbytek živočichů na pastvinách byl pozorován ale i ve skupinách půdních saprofágů a predátorů (Tajovský et al.,2008). Díky disturbancím, kdy dochází k rozvolňování kompaktního drnu v porostu, se na pastvinách uchycují některé ruderální rostlinné druhy, např. *Cirsium arvense*, *Cirsium vulgare* nebo *Taraxacum sct. Ruderalia* (Mládek, 2008).

Během pastvy se díky uvolňování živin močí a exkrementy vytváří na pastvině oblasti s různými živinovými poměry a následně jsou některá místa selektivně spásána, vznikají zde i tzv. nedopasky. To všechno vede k vytvoření ostrůvkovité struktury vegetace s rozdílnou pokryvností bylinného patra na pastvině (Mládek, 2008). K nerovnoměrnému spásaní pastviny dochází i díky preferencím pasoucích se zvířat, kdy např. ovcemi bývají nejčastěji spásány ty druhy, které se na pastvině vyskytují hojně (Dvorský & Mládek, 2008). Jindy je spásán konkrétní rostlinný druh, jako např. na pastvinách v Krušných horách, kdy byl kozami preferovaný druh *Polygonum bistorta* (Lepš et al., 1995).

Pastvou jsou zvýhodněny rostliny s vlastnostmi, jako jsou jednoletost, poléhavý nebo plazivý stonek a krátký vzrůst (Díaz et al., 2007). Na polopřitozených trávnících ve Švédsku jsou v porostu s pastvou zvířat asociovány druhy *Ranunculus spp*., *Geum*

rivale/urbanum, *Aegopodium podagraria* a *Vicia sepium* (Wahlman & Milberg, 2002). Obecně na pastvinách, které jsou spásány dlouhodobě a intenzivně, můžeme očekávat druhy tolerantní ke stresu z pastvy, které jsou schopné tvořit i nízké morfotypy. Mezi takové rostliny patří např. *Cynosorus cristatus*, *Lolium perenne*, *Danthonia decumbens*. Zatímco konkurenčně schopné druhy jako např. *Arrhenatherum elatius*, *Brachypodium pinnatum*, *Holcus lanatus* jsou schopné se prosadit na pastvinách pasených rotačně – tedy na pastvinách, kde se stádo pase pouze určitou dobu a poté je přehnáno jinam, takže vliv pastvy není tak intenzivní (Mládek, 2008).

Přílišná intenzita pastvy může mít negativní následky na změnu struktury půdy, zvýšení obsahu živin v půdě, selektivní potlačování nebo podporování růstu některých druhů nebo zničení ostrovních biotopů vzácných v matici pastvin, jakými jsou např. prameniště (Hájek, 2015). V době vysoké intenzity pastvy v Krkonoších v 16. a 17. století, boudy na letní pastvu čítali i více než 100 kusů. V krajině následně nedocházelo k přirozenému zmlazování dřevin, na pastvinách vznikaly nitrofilní fytocenózy a docházelo k značné eutrofizaci půdy (Vacek et al., 2008). Zdá se, že intenzita pastvy, mimo zmíněný extrémní případ, ale má víc vliv na hojnost jednotlivých rostlinných druhů, než že by docházelo ke změně druhového složení. Kromě toho má také vliv na biomasu, výšku porostu a pokrytí země opadem (Dumont et al., 2009).

Z hlediska obnovy travních porostů je výhodou pastvy přenos diaspor některých žádoucích druhů pomocí pasených zvířat (pomocí exkrementů nebo v srsti), které se na lokalitě mohou uchytit (Jongepierová et al., 2008).

3.2.2 Kosení

Současný management travních porostů bývá víceméně omezený na malý prostor ochranářsky významné louky a musí tak zaručovat koexistenci na konkrétním místě a maximalizovat přežití druhů. Těchto požadavků lze za stávajících podmínek nejlépe dosáhnout některým ze způsobů kosení (Hájek, 2015). Pokud je tedy zájmem ochrany zachování druhové bohatosti lokality, mělo by být kosení preferovaným managementem (Hansson & Fogelfors, 2000). Pravidelnou letní seč nízko nad zemí můžeme v dnešní krajině považovat za vzácný management, který by měl být právě z důvodů jeho výjimečnosti podporován (Hájek, 2015).

Na příkladu druhově bohatých luk v Bílých Karpatech je nejlepším způsobem managementu pravidelné kosení jednou ročně v období od června do září, nejlépe mozaikovitým způsobem. Tento způsob tady podporuje pestrost růstových forem, fenologie a konkurenčních vlastností druhů (Klimeš, 2008a). V porovnání s ostatními managementy (sečení jednou za 3 roky, pastva, vypalování a samovolná sukcese), bylo každoroční kosení jednoznačně managementem podporující největší bohatost rostlinných druhů (Wahlman & Milberg, 2002).

Opuštění tradičního kosení by mělo za následek postupné vymizení druhů, v první řadě těch vzácných a ohrožených (Klimeš, 2008a). V případě, že snížíme intenzitu kosení (např. jednou za tři roky), dochází k prodloužení sukcesního vývoje (Hansson & Fogelfors, 2000), ale také dojde ke ztrátě druhů (Wahlman & Milberg, 2002). Tento způsob managementu je pro zachování druhového bohatství luk nevhodný, nicméně je lepší než žádný management (Wahlman & Milberg, 2002). Na lokalitách s dominujícími druhy *Molinia arundinacea* nebo *Calamagrostis epigejos* už krátké přerušení pravidelného kosení vede k rychlé degradaci porostu a nárůstu pokryvnosti dominant (Klimeš, 2008c). Jedná-li se ale o místa s nízkou produkcí biomasy, občasné ponechání lokality bez pokosení, případně bez pastvy, by zdejší vegetaci nemělo uškodit (Hansson & Fogelfors, 2000).

Posunutí seče ke konci sezóny (na září) nemá na druhovou bohatost porostu vliv. Tento posun kosení umožňuje generativní množení druhů kvetoucích v létě a je vhodný na lokalitách s nízkou produkcí (Klimeš, 2008c). Kosení by nemělo proběhnout na celé lokalitě najednou, ale ideálně by mělo alespoň 10% území zůstat nepokosené do dalšího roku. Nepokosené plochy by se měli každý rok střídat, aby nedocházelo k šíření konkurenčně silných trav. Ponechání části koseného pozemku ladem vyžadují motýli, především pro perleťovce dvouřadého (*Brenthis hecate*) nebo žluťáska barvoměnného (*Colias myrmidone*), pro které musí v nepokosené části růst živné rostliny (Jongepierová et al., 2008).

3.2.3 Vypalování

Již neolitičtí zemědělci používali metodu vypalování lesa nebo stepí (tzv. žárové zemědělství) k získávání orné půdy. Tato metoda krátkodobě nasytila půdu fosforem a draslíkem, ale rychle odcházelo k úbytku potenciálu výnosu pole, které bylo následně opuštěno a mohlo opět zarůst vegetací, aby bylo opět v budoucnu vypáleno (Futák, 2008).

Oheň jako biotický faktor způsobující disturbanci lokality ovlivňuje ekosystém na mnoha úrovních. Dochází tady ke změně minerální a organické složky půdy, struktury a biotické složky půdy, přes degradaci vegetačního pokryvu po vliv na topografii nebo atmosférické faktory (vítr, srážky, atd.) (Hanson, 1939). Vypalování má za následek odstranění vrstvy opadu, čímž se mění světelné a teplotní podmínky (Wahlman & Milberg, 2002). Jelikož je koncentrace opadu často omezuje přežívání semenáčků na lokalitě (Galvánek & Lepš, 2012), dalo by se předpokládat, že v dalším roce po vypálení bude jejich růst podpořen. Nicméně i přesto mohou být semenáčky limitované nedostatkem světla a to kvůli vysokým bylinám (např. *Centaurea jacea*, *Vicia cracca*), které se na vypalovaných plochách staly dominantními druhy (Hansson & Fogelfors, 2000). Působením vypalování dochází k podpoře jednoletých druhů, zatímco dřeviny jsou negativně ovlivňovány a následně potlačeny (Nagata et al., 2016).

Z krátkodobého hlediska mají požáry vliv na populace živočichů, z dlouhodobého hlediska ale mohou měnit i živinové poměry na lokalitě, proto by měl být před zavedením tohoto managementu provedený výzkum daného místa (Hájek, 2015). Rezistence rostlin vůči ohni je druhově specifická (Hanson, 1939), ale jelikož jen malé množství rostlinných druhů je adaptované na podmínky během požáru, je obtížné odhadovat další vývoj vegetace (Wahlman & Milberg, 2002).

Na lokalitách v Německu udržovaných pastvou se pravidelné aplikování požáru mimo vegetační sezónu rostlin ukázalo jako nevhodné pro zachování společenstev pastvin (Moog et al., 2002). Ale pro zachování stepních nebo subxerotermních trávníků by požár mohl být vhodným mechanismem (Hájek, 2015).

3.2.4 Mulčování

Obhospodařování lokality mulčováním rozumíme posečení biomasy, která je následně nařezána na malé kousky a ponechána na lokalitě (Moog et al., 2002). Tento způsob obhospodařování porostů se hodně rozšířil například v Krkonoších v 90. letech, kde se používal k potlačení zarůstání trávníků dřevinami (Vacek et al., 2008).

Mulčování jako druh managementu lokality je vnímáno spíše negativně (Vacek et al., 2008; Hájek, 2015) a nemělo by být doporučováno jako nástroj ochrany nebo zachování biologicky cenných lokalit (Jongepierová et al., 2008) a je nevhodné i pro zachování společenstev na pastvinách s nízkou intenzitou zemědělství (Moog et al., 2002). Pro semena

rostlin je vrstva navršené biomasy nepříznivá a značně zhoršuje podmínky pro jejich klíčení (Jongepierová et al., 2008). Proto by měla být vrstva relativně tenká, aby k tomuto efektu docházelo co nejméně (Jongepierová & Poková, 2006). Akumulace mulčované biomasy má také za následek selekční tlak na druhové složení, strategie růstu a obsazování prostoru (Doležal et al., 2011), zároveň se zvyšuje vlhkost a úživnost stanoviště a druhová skladba se mění ve prospěch konkurenčně silných rostlin (Jongepierová et al., 2008).

Dle Doležal et al. (2011) je mulčování vhodných managementem, chceme-li uchovat rostlinné druhy a funkční diverzitu, a zároveň vysokou produkci biomasy. Nepochybně má ale negativní vliv na faunu bezobratlých, jelikož během procesu dochází k velkému úhynu živočichů ve všech vývojových stádiích (Jongepierová et al., 2008a).

3.3 Udržování travinných porostů

Na stávajících trávnících je také potřeba provádět určitý typ managementu, jelikož opuštění obhospodařování dané lokality může mít negativní následky na složení společenstva, v horším případě se může postupně vytrácet i samotný potenciál lokality. Avšak zdá se, že tento proces může být do určité míry zvratný opětovným zavedením původního managementu. Obnovou travinných ekosystémů můžeme docílit obnovení nebo zachování biodiverzity, zvýšení produkce ekosystému, schopnost místa zadržovat přirozeně vodu nebo snížení rizika eroze (Prach, 2015).

Ukazuje se, že návrat již vymizelých druhů je po opětovném zavedení managementu možný, ale trvá velmi dlouho. Naopak degradace porostu po opuštění obhospodařování druhově bohaté louky je oproti tomu velmi rychlá (Galvánek & Lepš, 2008). Navíc proces zpětného obohacení druhů na lokalitě je po několika letech zpomalován zvyšující se konkurencí rostlin (Klimeš et al., 2000) nebo druhovým nasycením porostu (Klimeš, 2008b). Z hlediska účinnosti obnoveného managementu je nezbytné zohlednit specifika dané lokality. Trávníky na vlhkých lokalitách jsou mnohem více náchylné k degradaci vegetace oproti suchým trávníkům a jsou také velmi limitované možnostmi k navrácení do požadovaného stavu (Galvánek & Lepš, 2009). Na příkladu horských mokřadních luk při obnově nehraje roli čas od opuštění. Mokřady, kde byl management opuštěn před 4 roky, se podařilo jeho opětovným zavedením vrátit do původního stavu stejně rychle, jako mokřadní louky opuštěné 35 let (Billeter et al., 2007). Pomalejší obnova vlhkých biotopů by mohla být způsobena tím,

že zde dochází k rychlejší akumulaci degradovaného opadu, který negativně ovlivňuje přežívání semenáčků, které mají vliv druhovou bohatost porostu (Galvánek & Lepš, 2012).

Na obnově degradovaných trávníků se podílí také okolní vegetace. Během prvního roku obnoveného kosení zaznamenali Klimeš et al. (2000) hlavně druhy vyskytující se v sousedních biotopech. Mnohem později se potom začaly objevovat náročnější druhy, v okolní vegetaci nepříliš časté, avšak s dobrými schopnostmi šíření, jako byly v tomto experimentu v Bílých Karpatech druhy *Arabis hirsuta*, *Carex flacca*, *Erysimum odoratum*, *Euphorbia virgata*, *Helianthemum ovatum*, *Iris graminea* a další.

Nejčastěji znovu zaváděným managementem bývá kosení (Fiala et al., 2015, Galvánek & Lepš, 2008, 2009, 2012; Hakrová & Wotavová, 2004; Klimeš et al., 2000). Díky kosení a následnému shrabání pokosené biomasy zabráníme další akumulaci opadu, což má pozitivní vliv na přežívání semenáčků (Galvánek & Lepš, 2012). Situaci ovšem mohou komplikovat určité druhy trav snadno dominující v opuštěných porostech. Jedním takovým druhem je *Molinia arundinacea*, kterou se po 10 letech obnoveného pravidelného kosení sice podařilo potlačit, ale její biomasa zůstala výrazně nezměněna (Klimeš et al., 2000). Listová plocha této rostliny se o polovinu snížil, ale rostlina přesunula většinu své biomasy do vrstvy pod 20 cm nad zemí, takže mohla v porostu nadále přežívat (Klimeš et al., 2000). Po 15 letech se v porostu s touto dominantní trávou podařilo obnovit zhruba 70% původní druhové bohatosti a předpokládá se, že ještě minimálně stejně dlouhá doba je potřebná k dalšímu přibývání druhů (Klimeš, 2008b).

Podobným problémem se zabývali (Fiala et al., 2015) v NP Podyjí, kde bylo zjištěno, že suché acidofilní trávníky jsou velmi náchylné vůči změnám vodního, srážkového a živinového režimu a může tak snadno docházet k jejich degradaci zarůstáním dlouhostébelnými trávami, zejména druhy *Calamagrostis epigejos* a *Arrhenatherum elatius*. Navrhnutým vhodným managementem v tomto případě byla pastva smíšeného stáda koz a ovcí kombinovaná s kosením. Po pokosení lokality je nutné biomasu z lokality odhrabat a v případě pastvy je potřeba stádo lokalitou rychle přehánět, aby nedocházelo ke zpětnému sycení dusíkem zvířecími výkaly. Přímému vlivu kosení na porosty s dominantními druhy se zabývali (Hakrová & Wotavová, 2004) na Šumavě. Dominantami různých porostů tady byly *Carex brizoides*, *Molinia caerulea*, *Calamagrostis epigejos* a *Filipendula ulmaria*. Již po 4letém experimentu se v porostech rodů *Molinia*, *Calamagrostis* a *Filipendula* prokázaly změny v poklesu biomasy dominantního druhu, snížení výšky porostu a zvyšování biomasy

jiných druhů. Podle nich by tyto změny pravděpodobně v budoucnu mohli vést ke zvýšení diverzity a lepší využitelnosti porostů jako zemědělské píce.

Při posuzování vlivu opuštění lokality musíme zohledňovat také časovou škálu, po jakou bylo od managementu upuštěno. Krátkodobé opuštění lokality (v tomto případě po dobu 3 let) nemá vliv na druhově bohaté stabilní trávníky dominujícími rodem *Bromus*, zatímco u produktivních trávníků s převahou rodů *Calamagrostis* a *Molinia* způsobuje již po 3 letech ztrátu druhové diverzity (Klimeš et al., 2013).

3.4 Interakce plant-soil feedbacku a pastvy

Jak plant-soil feedback, tak pastva jsou významnými faktory určující složení rostlinných společenstev. Hodně málo se ale ví o tom, jak spolu tyto dva faktory interagují a jak jejich vzájemné působení ovlivňuje koexistenci rostlin. Bylo prokázáno, že pastva má vliv nejen na rostlinná společenstva, ale také mění druhové složení půdních mikrobiálních společenstev, obsah uhlíku v půdě a touto cestou i funkce ekosystému (Eldridge et al., 2017). Jelikož plant-soil feedback také působí skrz půdní společenstva, dá se předpokládat, že pastva bude mít na fungování plant-soil feedbacku vliv. Rostliny vykazující určitý feedback potom pravděpodobně následkem pastvy budou vykazovat feedback jiný nebo pozměněný, než když nebyly spásané. Také podobně jako plant-soil feedback (Bever, 1994) i pastva může měnit konkurenční interakce rostlin a tím pádem jejich zastoupení ve společenstvu (Medina-Roldán et al., 2012).

O interakci těchto dvou faktorů bylo zatím ale jen málo zjištěno. Zabývali se tím ve své studii např. Veen et al. (2014), kteří ve skleníkovém experimentu sledovali odpověď růstu čtyř rostlinných druhů v půdě z lokalit s vyvinutým rostlinným společenstvem, která byla ovlivněných a neovlivněných pastvou a tyto výsledky porovnávali s daty o vegetaci z daných míst. Ve skleníkovém experimentu zjistili prokazatelně vyšší celkovou i kořenovou biomasu v půdě z pasené lokality oproti půdě z nepasené lokality. Výsledky o vegetaci na lokalitách ale s těmito experimenty nekorespondovaly. Z toho vyvozují, že pastvou nelze popsat změnu vegetační dynamiky na pasených lokalitách, ale dá se pouze dokázat její vliv na biomasu ve skleníkovém experimentu a nepřímý vliv zpětné vazby skrze půdu na rostliny je potlačen přímým efektem pastvy.

4 Plánovaný výzkum

Cílem mého výzkumu během navazujícího magisterského studia je posouzení vlivu pastvy na vyvíjející se vegetaci v opuštěném lomu Čeřinka v Českém krasu. Tento výzkum bude doplněn o experimenty navazující na problematiku plant-soil feedbacku a jeho interakce s vlivem pastvy na rostliny.

4.1 Lom Čeřinka

Modelovou lokalitou pro můj budoucí výzkum je vápencový lom Čeřinka, který se nachází v Chráněné krajinné oblasti Český kras a svojí malou částí spadá i do Národní přírodní rezervace Karlštejn. Lom je pouze jeden z mnoha, které v Českém krasu můžeme nalézt. Mezi další aktivní či neaktivní lomy této oblasti patří např. Čertovy schody, Velká Amerika, Mexiko, Kosov a další.

Čeřinka se nachází nedaleko obce Bubovice a těžba, která v něm započala roku 1961, pokračuje dodnes. Surovina, která se zde těží, obsahuje vápenec chemický a vápenec vhodný jako stavební kamenivo (Lomy Mořina, 2017). Zatímco na straně lomu směrem k obci Mořina těžba stále pokračuje, na straně směrem k lokalitě Pání hora, je lom postupně zavážen jílovým materiálem. Část této výsypky lomu je od roku 2009 ponechána samovolné sukcesi a od té doby zde probíhá pravidelný monitoring vývoje vegetace. Zarůstání výsypky je znatelné i z leteckých snímků v Příloze 1 a 2.

Výsypka je obklopena habrovými lesy, ruderální vegetací a stepí na Pání hoře, která je 1. zónou CHKO a vyskytují se tu vzácné druhy rostlin jako např.: *Pulsatilla pratensis*, *Helianthemum grandiflorum*, *Veronica prostrata*, *Teucrium chamaedrys* a *Anacamptis pyramidalis* (Mayerová, 2009). Na Pání hoře je od roku 2005 zavedena pastva, podobně jako na dalších ochranářsky cenných stepních lokalitách v Českém krasu (Šlechtová, 2008). Následně tu byly prováděny četné výzkumy zabývající se vlivem pastvy na stepní vegetaci (Šlechtová, 2008, Mayerová, 2009, Kladivová, 2010). Od podzimu 2016 je pastva prováděna i na výsypce lomu Čeřinka.

4.2 Vliv pastvy na vegetaci v lomu

Sledování vlivu pastvy na vegetaci se budu věnovat na výsypce lomu Čeřinka pomocí fytocenologických snímků. Na výsypce jsou umístěny od roku 2010 trvalé plochy o rozměrech 1×1 metr a po celou dobu na nich probíhal souvislý monitoring sukcese. Plochy jsou umístěny ve dvojicích v pravidelné síti čtyř transektů o pěti plochách, kdy rozestupy mezi nejbližšími dvojicemi jsou vždy přibližně deset metrů. Ještě před zavedením pastvy na podzim roku 2016 byly na polovinu trvalých ploch (vždy na jednu plochu z dvojice) umístěny klece proti okusu (viz Příloha 3), které budou sloužit jako plochy kontrolní. Snímkování zde bude prováděno dvakrát ročně, jednak na jaře v květnu a v létě v červenci, ale v obojím případě s ohledem na načasování pastvy. Na trvalých plochách bude zaznamenáváno zastoupení druhů cévnatých rostlin a jejich procentuální pokryvnost.

4.3 Experimenty

V experimentální části své diplomové práce se budu zabývat dvěma otázkami, týkajícími se interakce plant-soil feedbacku a pastvy:

1) Může být rostlinou generovaný plant-soil feedback pozměněn, pokud je tato rostlina vystavena pastvě?

2) Může být růst rostlin ovlivněn změnami v půdě generovanými pastvou na úrovni společenstva?

Na tyto otázky se budu snažit odpovědět pomocí dvou experimentů. Oba pokusy jsou koncipované jako klasické pokusy na plant-soil feedback, mají tedy dvě fáze, kultivační a testovací. V první fázi prvního pokusu nechám rostlinu růst ve sterilizované půdě, čímž dojde k ovlivnění půdy touto rostlinou. Na části takto rostoucích rostlin budu simulovat pastvu, a to ostříháním rostlin v určité době a výšce, čímž by se do půdy mohla dostat informace o zásahu na růst rostliny. V druhé fázi v takto ovlivněné půdě nechám růst rostlinu stejného nebo jiného druhu a budu porovnávat biomasu rostlin rostoucích v půdě ovlivněné pouze zpětnou vazbou a v půdě ovlivněné zpětnou vazbou a simulovanou pastvou. Jako kontrolní vzorek pro odlišení účinků zpětné vazby a pastvy bude sloužit ve druhé fázi sterilizovaná půda se stejným druhem jako v obou dalších případech. Rostlinné druhy pro tento pokus budou vybírány s ohledem na jejich zastoupení na lokalitě a s přihlédnutím k výsledkům předchozího výzkumu plant-soil feedbacku z lomu Čeřinka.

V druhém pokusu se budu snažit zjistit, zda se na růstu rostlin projeví změny v půdě indukované pastvou. K pokusu v květináčích poslouží půda přímo z Čeřinky, která bude odebraná na jaře 2018, tedy po dvou až třech cyklech pastvy. V této půdě budou pěstovány druhy rostlin vyskytujících se na výsypce, odkud získám i semena těchto rostlin. Paralelně budou tyto rostliny zasety i do půdy neovlivněné pastvou a výsledná biomasa rostlin bude porovnávána s biomasou rostlin z ovlivněné půdy.

5 Závěr

Místa narušená těžbou nerostných surovin zabírají 1% povrchu celého světa. U nás se velká část těchto míst nachází i v chráněných územích. Po ukončení těžby musí být tato místa obnovována, což se nejčastěji děje pomocí technických rekultivací, které ale potlačují pestrost stanoviště a druhovou bohatost nebo přináší rostlinné druhy, které nejsou původní nebo svými nároky daným podmínkám na území neodpovídají. Vhodnějšími postupy, bohužel ne tak častými je obnova spontánní sukcesí nebo spontánní sukcese, kterou pomocí managementu můžeme usměrnit. Spontánní sukcese je ovlivňována četnými faktory, kterými jsou makroklima stanoviště, pH půdy a přítomnost zdroje semen. Spontánní vývoj vede po dobu zhruba 20 let ke vzniku polopřirozené vegetace.

Mezi další mechanismy, které vstupují do sukcesního vývoje, je plant-soil feedback, zpětná vazba mezi rostlinou a půdou. Dochází k němu tak, že rostlina svým růstem mění půdu, ve které roste a tyto změny se posléze zpětně promítnou do jejího růstu, případně do růstu rostliny jiné. Působení může být pozitivní, kdy je růst rostliny podporován, nebo negativní, kdy změny v půdě růst rostliny potlačují. Podle toho, zda ke zpětnému působení dochází na rostlinu stejného druhu, mluvíme o vnitrodruhovém plant-soil feedback, pokud jeden druh rostliny skrze půdní podmínky působí na rostlinu jiného druhu, jedná se o mezidruhový plant-soil feedback. Plant-soil feedback působící v určitých stádiích sukcese je tak nepochybně mechanismem, který tento proces do značné míry ovlivňuje, vedle toho se na něj můžeme dívat jako na prostředek umožňující koexistenci druhů a regulaci rostlinných společenstev.

Spontánní sukcesi můžeme také usměrnit pomocí managementu. Ten je klíčový nejen pro obnovu míst, kde nově vzniká rostlinné společenstvo, ale především pro udržení druhového bohatství travinných porostů, které by bez pravidelného obhospodařování degradovaly. K takovýmto účelům se zdá být vhodný některý ze způsobů kosení nebo pastva.

V interakci s managementem, konkrétně pastvou, se zdá být nepřímý vliv plant-soil feedbacku potlačen přímo působící pastvou, ovšem zatím je jen málo studií, které by se touto problematikou zabývaly. Já bych se této interakci plant-soil feedbacku a pastvy jako společným vlivům na rostlinná společenstva chtěla věnovat v experimentální části své navazující diplomové práce. Kromě experimentů zaměřených na interakci těchto dvou faktorů se budu zabývat vlivem pastvy na vyvíjející se vegetaci na výsypce lomu Čeřinka v Českém

krasu. Tyto poznatky by pak mohly být aplikovány i na jiných místech narušených těžbou a mohly by v případě pozitivního výsledku sloužit jako vhodná alternativa k technickým rekultivacím, které jsou stále nejčastěji používaným způsobem obnovy opuštěných lomů.

6 Seznam literatury

Bever, J. D. (1994). Feedback between Plants and Their Soil Communities in an Old Field Community. *Ecology*, *75*(7), 1965–1977.

Bever, J. D. (2002). Negative feedback within a mutualism: host-specific growth of mycorrhizal fungi reduces plant benefit. *Proceedings. Biological Sciences / The Royal Society*, *269*(1509), 2595–601. https://doi.org/10.1098/rspb.2002.2162

Bever, J. D., Westover, K. M., & Antonovics, J. (1997). Incorporating the Soil Community into Plant Population Dynamics : The Utility of the Feedback. *Journal of Ecology*, *85*(5), 561–573.

Bezemer, T. M., Lawson, C. S., Edwards, A. R., Brook, A. J., Igual, J. M., Mortimer, S. R., & Putten, W. H. Van der. (2006). Plant species and functional group effects on abiotic and microbial soil properties and plant-soil feedback responses in two grasslands. *Journal of Ecology*, *94*(5), 893–904. https://doi.org/10.1111/j.1365-2745.2006.01158.x

Billeter, R., Peintinger, M., & Diemer, M. (2007). Restoration of montane fen meadows by mowing remains possible after 4 – 35 years of abandonment. *Botanice Helvetica*, *117*(1), 1–13. https://doi.org/10.1007/s00035-007-0743-9

Bonanomi, G., Giannino, F., & Mazzoleni, S. (2005). Negative plant soil feedback and species coexistence. *Oikos*, *111*(2), 311–321.

Connell, J. H., & Slatyer, R. O. (1977). Mechanisms of succession in natural communities and their role in community stability and organisation. *The American Naturalist*, *111*(982), 1119–1144. https://doi.org/10.1086/283241

De Deyn, G. B., Raaijmakers, C. E., & Van Der Putten, W. H. (2004). Plant community development is affected by nutrients and soil biota. *Journal of Ecology*, *92*(5), 824–834. https://doi.org/10.1111/j.0022-0477.2004.00924.x

Díaz, S., Lavorel, S., McIntyre, S., Falczuk, V., Casanoves, F., Milchunas, D. G., … Campbell, B. D. (2007). Plant trait responses to grazing – a global synthesis, *13*(2), 313–341. https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2006.01288.x

Doležal, J., Mašková, Z., Lepš, J., Steinbachová, D., Bello, F. De, Klimešová, J., … Květ, J. (2011). Positive long-term effect of mulching on species and functional trait diversity in a nutrient-poor mountain meadow in Central Europe. *Agriculture Ecosystems and Environment*, *145*(1), 10–28. https://doi.org/10.1016/j.agee.2011.01.010

Dumont, B., Farruggia, A., Garel, J., Bachelard, P., Boitier, E., & Frain, M. (2009). How does grazing intensity influence the diversity of plants and insects in a species-rich upland grassland on basalt soils ?, (November 2008), 92–105. https://doi.org/10.1111/j.1365-2494.2008.00674.x

Dvorský M. & Mládek J. (2008). Pastevní preference ovcí v druhově bohatých společenstvech. – In: Jongepierová, I. [ed.], Louky Bílých Karpat (Grasslands of the White Carpathian Mountains), pp. 368-369, ZO ČSOP Bílé Karpaty, Veselí nad Moravou

Eldridge, D. J., Delgado-Baquerizo, M., Travers, S. K., Val, J., Oliver, I., Hamonts, K., & Singh, B. K. (2017). Competition drives the response of soil microbial diversity to increased grazing by vertebrate herbivores. *Ecology*. https://doi.org/10.1111/ijlh.12426

Fiala, K., Holub, P., Tůma, I., Záhora, J. & Fabašičová, M. (2015). Poznatky z manipulativních experimentů využitelné v managementu horských, vlhkých a suchách luk. *Zprávy České botanické společnosti*, Praha: Česká botanická společnost, roč. 50, č. 26, s. 63-71. ISSN 1212-3323

Frouz, J., Prach, K., Pižl, V., Háněl, L., Starý, J., Tajovský, K., … Řehounková, K. (2008). Interactions between soil development, vegetation and soil fauna during spontaneous succession in post mining sites. *European Journal of Soil Biology*, *44*(1), 109–121. https://doi.org/10.1016/j.ejsobi.2007.09.002

Futák P. (2008). Vývoj osídlení. – In: Jongepierová, I. [ed.], Louky Bílých Karpat (Grasslands of the White Carpathian Mountains), pp. 29-37, ZO ČSOP Bílé Karpaty, Veselí nad Moravou

Galvánek, D., & Lepš, J. (2008). Changes of species richness pattern in mountain grasslands: abandonment versus restoration, *17*, 3241–3253. https://doi.org/10.1007/s10531-008-9424-2

Galvánek, D., & Lepš, J. (2009). How Do Management and Restoration Needs of Mountain Grasslands Depend on Moisture Regime ? Experimental Study from North-Western Slovakia (Western Carpathians) Linked references are available on JSTOR for this article : How do management and restoration. *Applied Vegetation Science*, *12*(3), 273–282.

Galvánek, D., & Lepš, J. (2012). The effect of management on productivity, litter accumulation and seedling recruitment in a Carpathian mountain grassland. *Plant Ecology*, *213*(3), 523–533. https://doi.org/10.1007/s11258-011-9999-7

Gremlica, T., Cílek, V., Vrabec, V., Zavadil, V., & Lepšová, A. (2012). Využívání přirozené a usměrňované ekologické sukcese při rekultivacích území dotčených těžbou nerostných surovin (metodika).[nepublikovaná práce, deponovaná na Ústavu pro ekopolitiku, Praha]. *Online na http://www.calla.cz/piskovny/soubory/Metodika-rekultivace-a-management-neprirodnich-*

biotopu-v-CR.pdf.

Hájek, M. (2015). Historický a prehistorický management luk a jeho případné dnešní aplikace. *Zprávy České botanické společnosti*, Praha: Česká botanická společnosti, roč. 50, č. 26, s. 7-22. ISSN 1212-3323

Hakrová, P., & Wotavová, K. (2004). Změny druhového složení a struktury druhově chydých travních porostů. *Aktuality Šumavského Výzkumu II*, 256–261.

Hanson, H. C. (1939). Fire in land use and Management. *The American Midland Naturalist*, *21*(2), 415–434.

Hansson, M., & Fogelfors, H. (2000). Management of a semi-natural grassland ; results from a 15-year-old experiment in southern Sweden. *Journal of Vegetation Science*, *11*(1), 31–38.

Jamrichová, E., Hájková, P., Horsák, M., Rybníčková, E., Lacina, A., & Hájek, M. (2014). Landscape history, calcareous fen development and historical events in the Slovak Eastern Carpathians. *Vegetation History and Archaeobotany*, *23*(5), 497–513. https://doi.org/10.1007/s00334-013-0416-0

Jírová, A., Klaudisová, A., & Prach, K. (2012). Spontaneous restoration of target vegetation in old-fields in a central European landscape: A repeated analysis after three decades. *Applied Vegetation Science*, *15*(2), 245–252. https://doi.org/10.1111/j.1654-109X.2011.01165.x

Jongepierová I., Deván P., Devánová K., Piro Z., Hájek M., Konvička O., Mládek J., Spitzer L. & Poková H. (2008). Údržba travních porostů. – In: Jongepierová, I. [ed.], Louky Bílých Karpat (Grasslands of the White Carpathian Mountains), pp. 433-444, ZO ČSOP Bílé Karpaty, Veselí nad Moravou

Jongepierová I., Devánová K., Deván P., Piro Z., Konvička O. & Spitzer L. (2008). Údržba luk kosením. – In: Jongepierová, I. [ed.], Louky Bílých Karpat (Grasslands of the White Carpathian Mountains), pp. 437-439, ZO ČSOP Bílé Karpaty, Veselí nad Moravou

Jongepierová, I., & Poková, H. (2006). *Obnova travních porostů regionální směsí*. (I. Jongepierová & H. Poková, Eds.). Veselí nad Moravou: ZO ČSOP Bílé Karpaty.

Jongepierová, I., Prach, K. & Ševčíková, M. (2015). Regionální směsi osiv a jejich problematika. *Zprávy České botanické společnosti*, Praha: Česká botanická společnost, roč. 50, č. 26, s. 41-50. ISSN 1212-3323

Kardol, P., Bezemer, T. M., & Van Der Putten, W. H. (2006). Temporal variation in plant-soil feedback controls succession. *Ecology Letters*, *9*(9), 1080–1088. https://doi.org/10.1111/j.1461-

0248.2006.00953.x

Kladivová, A. (2010). Význam regenerace ze semen pro změny druhového složení v důsledku pastvy. Diplomová práce. Praha, 110 s.

Klimeš L. (2008a). Druhové bohatství luk. – In: Jongepierová, I. [ed.], Louky Bílých Karpat (Grasslands of the White Carpathian Mountains), pp. 89-94, ZO ČSOP Bílé Karpaty, Veselí nad Moravou

Klimeš L. (2008b). Obnova opuštěné louky pravidelným kosením. – In: Jongepierová, I. [ed.], Louky Bílých Karpat (Grasslands of the White Carpathian Mountains), pp. 326-332, ZO ČSOP Bílé Karpaty, Veselí nad Moravou

Klimeš L. (2008c). Vliv různých způsobů kosení na druhovou diverzitu rostlin. – In: Jongepierová, I. [ed.], Louky Bílých Karpat (Grasslands of the White Carpathian Mountains), pp. 333-337, ZO ČSOP Bílé Karpaty, Veselí nad Moravou

Klimeš, L., Hájek, M., Mudrák, O., Dančák, M., Preislerová, Z., Hájková, P., … Klimešová, J. (2013). Effects of changes in management on resistance and resilience in three grassland communities. *Applied Vegetation Science*, *16*(4), 640–649. https://doi.org/10.1111/avsc.12032

Klimeš, L., Jongepierová, I., & Jongepier, J. W. (2000). The effect of mowing on a previously abandoned meadow: a ten-year experiment. *Příroda Praha*, 7–24.

Lepš, J., Michálek, J., Kulíšek, P., & Uhlík, P. (1995). Use of paired plots and multivariate-analysis for the determination of goat grazing preference. *Journal of Vegetation Science*, *6*(1), 37–42. https://doi.org/10.2307/3236254

Lepš, J., & Rejmánek, M. (1991). Convergence or Divergence : What Should We Expect from Vegetation Succession? *Oikos*, *62*(2), 261–264.

Ložek V. (2008). Vývoj v době poledové. – In: Jongepierová, I. [ed.], Louky Bílých Karpat (Grasslands of the White Carpathian Mountains), pp. 24-28, ZO ČSOP Bílé Karpaty, Veselí nad Moravou

Mayerová, H. (2009). Druhové vlastnosti určující reakci rostlin na pastvu ovcí a koz na modelové lokalitě Pání hora v CHKO Český kras. Diplomová práce. Praha, 68 s.

Medina-Roldán, E., Paz-ferreiro, J., & Bardgett, R. D. (2012). Grazing-induced effects on soil properties modify plant competitive interactions in semi-natural mountain grasslands. *Oecologia*, *170*(1), 159–169. https://doi.org/10.1007/s00442-012-2287-y

Mládek J. (2008). Typy travinobylinné vegetace ovlivněné pastvou. – In: Jongepierová, I. [ed.], Louky Bílých Karpat (Grasslands of the White Carpathian Mountains), pp. 356-362, ZO ČSOP Bílé Karpaty, Veselí nad Moravou

Moog, D., Poschlod, P., Kahmen, S., & Schreiber, K. F. (2002). Comparison of species composition between different grassland management treatments after 25 years. *Applied Vegetation Science*, *5*(1), 99–106.

Mudrák, O., Frouz, J., & Velichová, V. (2010). Understory vegetation in reclaimed and unreclaimed post-mining forest stands. *Ecological Engineering*, *36*(6), 783–790. https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2010.02.003

Nagata, Y. K., Ushimaru, A., & Dengler, J. (2016). Traditional burning and mowing practices support high grassland plant diversity by providing intermediate levels of vegetation height and soil pH. *Applied Vegetation Science*, *19*(4), 567–577. https://doi.org/10.1111/avsc.12252

Novák, J., & Konvička, M. (2006). Proximity of valuable habitats affects succession patterns in abandoned quarries. *Ecological Engineering*, *26*(2), 113–122. https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2005.06.008

Novák, J., & Prach, K. (2003). Vegetation succession in basalt quarries : Pattern on a landscape scale. *Applied Vegetation Science*, *6*(2), 111–116.

Odum, E.P. (1977). Základy ekologie [Fundamentals of Ecology]. *Academia Praha*, 376 pp. (in Czech).

Prach, K. (1991). Sukcese vegetace na antropogenních stanovištích. Habilitační práce. Třeboň, 161 s.

Prach, K. (2003). Spontaneous succession in Central-European man-made habitats : What information can be used in restoration practice ? *Applied Vegetation Science*, *6*(2), 125–129.

Prach, K (2010). Výsypky. – In: Řehounek J., Řehounkova K., Prach K. (eds.) (2010): Ekologická obnova území narušených těžbou nerostných surovin a průmyslovými deponiemi. *Calla*, České Budějovice.

Prach, K. (2015). Obnova travinných ekosystémů v současné ekologii obnovy. *Zprávy České botanické společnosti*, Praha: Česká botanická společnost, roč. 50, č. 26, s. 23-31. ISSN 1212-3323

Prach, K., Pysek, P., & Jarosik, V. (2007). Climate and pH as determinants of vegetation succession in Central European man-made habitats. *Journal of Vegetation Science*, *18*, 701–710. https://doi.org/http://dx.doi.org/10.1658/1100-9233(2007)18[701:CAPADO]2.0.CO;2

Reynolds, H. L., Packer, A., Bever, J. D., & Clay, K. (2003). Grassroots ecology: plant-microbe-soil interactions as drivers of plant community structure and dynamics. *Ecology*, *84*(9), 2281–2291.

Řehounek, J., Řehounková, K., & Prach, K. (2010). *Ekologická obnova území narušených těžbou nerostých surovin a průmyslovými deponiemi*. (J. Řehounek, K. Řehounková, & K. Prach, Eds.). České Budějovice: Calla.

Slavíková, J. (1986). Ekologie rostlin. *Státní pedagogické nakladatelství,* 368 s.

Šebelíková, L., Řehounková, K., & Prach, K. (2016). Spontaneous revegetation vs . forestry reclamation in post-mining sand pits. *Environmental Science and Pollution Research*, *23*(14), 13598–13605. https://doi.org/10.1007/s11356-015-5330-9

Šlechtová, A (2008). Vliv pastvy na stepní trávníky v CHKO Český kras na modelové lokalitě Pání hora. Diplomová práce. Praha, 57 s.

Tajovský K., Pižl V., Schlaghamerský J. & Starý J. (2008). Vliv pastvy na půdní faunu. – In: Jongepierová, I. [ed.], Louky Bílých Karpat (Grasslands of the White Carpathian Mountains), pp. 373-382, ZO ČSOP Bílé Karpaty, Veselí nad Moravou

Tischew, S., & Kirmer, A. (2007). Implementation of Basic Studies in the Ecological Restoration of Surface-Mined Land. *Restoration Ecology*, *15*(2), 321–325.

Tropek, R., Kadlec, T., Karesova, P., Spitzer, L., Kocarek, P., Malenovsky, I., … Konvicka, M. (2010). Spontaneous succession in limestone quarries as an effective restoration tool for endangered arthropods and plants. *Journal of Applied Ecology*, *47*, 139–147. https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2009.01746.x

Vacek, S., Mikeska, M., Hejcman, M., Podrázský, V., & Štursa, J. (2008). *Změny struktury krajiny Krkonoš*. (K. Matějka, Ed.). Praha.

Van Der Putten, W. H., Bardgett, R. D., Bever, J. D., Bezemer, T. M., Casper, B. B., Fukami, T., … Wardle, D. A. (2013). Plant-soil feedbacks: the past, the present and future challenges. *Journal of Ecology*, *101*(2), 265–276. https://doi.org/10.1111/1365-2745.12054

Van der Putten, W. H., Van Dijk, C., & Peters, B. a. M. (1993). Plant-specific soil-borne diseases contribute to succession in foredune vegetation. *Nature*, *362*, 53–56. https://doi.org/10.1038/362053a0

Veen, G. F. C., De Vries, S., Bakker, E. S., Van der Putten, W. H., & Olff, H. (2014). Grazing-induced changes in plant-soil feedback alter plant biomass allocation. *Oikos*, *123*(7), 800–806. https://doi.org/10.1111/j.1600-0706.2013.01077.x

Wahlman, H., & Milberg, P. (2002). Management of semi-natural grassland vegetation: evaluation of a long-term experiment in southern Sweden. *Annales Botanici Fennici*, *39*(2), 159–166.

Wheater, C. P., & Cullen, W. R. (1997). The Flora and Invertebrate Fauna of Abandoned Limestone Quarries in Derbyshire , United Kingdom. *Restoration Ecology*, *5*(1), 77–84.

Další zdroje:

Lomy Mořina spol. s.r.o.: Informace o lomech v Českém krasu (3. 5. 2017). http://www.lomy-morina.cz/

7 Přílohy

1. Aktuální letecký snímek výsypky lomu Čeřinka
2. Letecký snímek výsypky lomu Čeřinka z roku 2012
3. Fotografie lomu Čeřinka

Příloha 1

Aktuální letecký snímek výsypky lomu Čeřinka

Zdroj: server Mapy.cz

Příloha 2

Letecký snímek výsypky lomu Čeřinka z roku 2012

Zdroj: server Mapy.cz

Příloha 3

Fotografie klecí na trvalých plochách

Zdroj: fotoarchiv Elišky Kuťákové